

目 次

◆ 专论与综述

- 基于热脱附法的汞污染土壤修复研究进展 李爱民, 杨福胜, 郝 帅, 郭 焱 (433)
- 土壤 pH 对镉形态影响的研究进展 窦韦强, 安 毅, 秦 莉, 林大松, 曾庆楠, 夏 晴 (439)
- 地球化学工程技术修复农田土壤重金属污染研究进展 王 喆, 蔡敬怡, 侯士田,
..... 朱晓华, 袁 欣, 赵奕然, 刘久臣, 李 航, 孙 倩, 张隆隆, 谭科艳 (445)

◆ 研究报告

- 期施用有机物料对旱地红壤磷组分及磷素有效性的影响 陈利军, 蒋瑀霁, 王浩田, 赵其国, 孙 波 (451)
- 黑龙江春玉米最佳施氮方式的研究 单德鑫, 孙萌芮, 刘 霄, 徐振轩, 刘 璐, 高佳楠 (458)
- 烤烟专用有机肥的优选及肥效验证 韦建玉, 寇智瑞, 金亚波, 黄崇峻, 李承荣, 石孝均, 周鑫斌 (464)
- 秸秆还田配施氮肥对宁夏扬黄灌区滴灌玉米产量及土壤物理性状的影响
..... 吴鹏年, 王艳丽, 侯贤清, 李培富 (470)
- 长期施肥对典型潮土钙、镁形态转化及其环境行为的影响
..... 王擎运, 张佳宝, 赵炳梓, 信秀丽, 陈 林, 周云鹏, 郜红建 (476)
- 播种量对晚播紫云英生长及养分积累的效应
..... 周 影, 魏启舜, 管永祥, 陈 震, 王 琳, 郭成宝, 文蔚明 (482)
- 云南玉溪柑橘园土壤养分状况与分布特征
李有芳, 张超博, 易晓瞳, 凌丽俐, 黄梓洋, 施云庭, 胡军华, 张 蓉, 李永奇, 资丽玲, 彭良志 (487)
- 土壤消毒结合施用生物有机肥对西瓜病土改良效果的影响 孟天竹, 郭德杰, 王光飞, 马 艳 (494)
- 生物质炭施用量对旱地酸性红壤理化性质的影响 王昆艳, 官会林, 卢 俊, 徐武美 (503)
- 城市绿地类型对土壤线虫多样性的影响及生物指示值分析 胡 靖, 李彦林, 陈国榕, 邓 欢, 樊汶樵 (510)
- 不同浸提剂处理森林土壤溶解性有机碳含量比较 丁咸庆, 柏 菁, 项文化, 侯红波, 彭佩钦 (518)
- 不同金属离子对稻田自然生物膜磷酸酶活性的影响 蔡述杰, 邓开英, 李九玉, 徐仁扣 (525)
- 硫酸根自由基高级氧化技术对污染场地多环芳烃的修复效果研究
..... 徐源洲, 张力浩, 魏志敏, 张旭辉, 赵晨雨, 李辉信, 胡 锋, 徐 莉 (532)
- 盐酸羟胺促进分级 Fenton 氧化土壤长链原油的试验研究 徐金兰, 刘博雅 (539)
- 不同质地土壤对镉的吸附特性及影响因子研究
..... 孙庆超, 王旭东, 乔建晨, 李玉龙, 赵陈晨, 高 超, 梁淑轩, 刘 微 (545)
- 大气 CO₂ 浓度升高对矿质元素在水稻中分配及其根际有效性的影响
..... 蒋 倩, 朱建国, 朱春梧, 刘 钢, 张继双, 徐 习 (552)
- 绿色革命”以来大气 CO₂ 浓度升高对 C₃ 作物营养品质的影响 李聘枫, 朱春梧 (561)
- 平原区水田改林地后土壤黏土矿物及氧化铁的变化
..... 杨东伟, 章明奎, 张鹏启, 刘千千, 董 静, 李 雪, 黄 笑 (567)
- 植物多酚与低分子量有机酸联合作用对紫色土铁形态分布的影响
..... 翁 倩, 袁大刚, 余兴星, 蒙凤丹, 张俊思, 王昌全 (575)
- 四川盆地西缘土壤阳离子交换量的特征及影响因素 白志强, 张世熔, 钟钦梅, 王贵胤, 徐光荣, 马小杰 (581)
- 粉垄耕作对红壤理化性质及红薯产量的影响 蒋发辉, 高 磊, 韦本辉, 李录久, 彭新华 (588)
- “泡沫砂”改良黏重黄壤孔隙结构的粒径效应
..... 孙益权, 王美艳, 张 龙, 陈 雪, 张忠启, 史学正, 徐胜祥, 孙维侠, 班国军, 夏中文 (597)
- 河套灌区盐渍化土壤下玉米多水源灌溉模式试验研究 潘春洋, 杨树青, 张万锋, 韩天凯 (603)
- 渝东北紫色土饱和导水率传递函数研究 寇青青, 运剑苇, 汪明星, 张卫华, 魏朝富, 刘淑婧 (611)
- 宜兴市稻田表层土壤生物固氮量的空间分异特征 王 鑫, 姚 尧, 徐梦洁, 庄舜尧 (618)
- 砒砂岩区小流域土壤有机质的空间分布及其环境影响因素研究
..... 杨振奇, 秦富仓, 李 龙, 任小同, 钱秋颖, 韩 君 (626)
- 遗址土壤的系统分类研究 查理思, 吴克宁, 鞠 兵, 高晓晨 (634)

◆ 研究简报

- 陕西省设施农业土壤退化现状分析 张艳霞, 陈智坤, 胡文友, 孙晓宇, 黄 标, 田 康 (641)
- 间作五指毛桃土壤和根主要中微量元素含量及相关性分析 李娟, 周立军 (646)

CONTENTS

Research Progress on The Remediation of Mercury-contaminated Soil Using Thermal Desorption Method	LI Aimin, YANG Fusheng, HAO Shuai, GUO Yan (433)
Advances in Effects of Soil pH on Cadmium Form	DOU Weiqiang, AN Yi, QIN Li, LIN Dasong, ZENG Qingnan, XIA Qing (439)
Advances in Geochemical Engineering Technology for Remediation of Farmland Soil Contaminated by Heavy Metals: A Review	WANG Zhe, CAI Jingyi, HOU Shitian, ZHU Xiaohua, YUAN Xin, ZHAO Yiran, LIU Jiuchen, LI Hang, SUN Qian, ZHANG Long Long, TAN Keyan (445)
Effects of Long-term Application of Organic Materials on Phosphorus Fractions and Availability in Red Soil	CHEN Lijun, JIANG Yuji, WANG Haotian, ZHAO Qiguo, SUN Bo (451)
Study on Optimum Nitrogen Fertilization Method of Spring Maize in Heilongjiang	SHAN Dexin, SUN Mengrui, LIU Xiao, XU Zhenxuan, LIU Lu, GAO Jianan (458)
Screening of Special Organic Fertilizer Products for Flue Cured Tobacco and Validation of Fertilizer Efficiency	WEI Jianyu, KOU Zhirui, JIN Yabo, HUANG Chunjun, LI Chengrong, SHI Xiaojun, ZHOU Xinbin (464)
Effects of Straw Returning with Nitrogen Fertilizer on Maize Yield and Soil Physical Properties Under Drip-irrigation in Yanghuang Irrigation Area in Ningxia	WU Pengnian, WANG Yanli, HOU Xianqing, LI Peifu (470)
Effects of Long-term Fertilization on Calcium and Magnesium Morphological Transformation and Environmental Behavior in Typical Fluvo-aquic Soil	WANG Qingyun, ZHANG Jiabao, ZHAO Bingzi, XIN Xiuli, CHEN Lin, ZHOU Yunpeng, GAO Hongjian (476)
Effects of Different Sowing Rates on Growth and Nutrient Accumulation of Later-sown Chinese Milk Vetch	ZHOU Ying, WEI Qishun, GUAN Yongxiang, CHEN Zhen, WANG Lin, GUO Chengbao, WEN Weiming (482)
Characteristics of Soil Nutrients and Frequency Distribution of Yuxi Citrus Orchards in Yunnan	LI Youfang, ZHANG Chaobo, YI Xiaotong, LING Lili, HUANG Zhiyang, SHI Yunting, HU Junhua, ZHANG Rong, LI Yongqi, ZI Liling, PENG Liangzhi (487)
Effect of Combination of Soil Disinfestation and Bioorganic Fertilizer Application on Improving Watermelon Diseased Soil	MENG Tianzhu, GUO Dejie, WANG Guangfei, MA Yan (494)
Effects of Biochar on Physicochemical Properties of Dry Land Acid Red Soil	WANG Kunyan, GUAN Huilin, LU Jun, XU Wumei (503)
Effects of Urban Green Land Types on Nematode Diversity and Bio-indication Analysis	HU Jing, LI Yanlin, CHEN Guorong, DENG Huan, FAN Wenqiao (510)
Comparison of Dissolved Organic Carbon Contents in Forest Soils Extracted by Different Agents	DING Xianqing, BAI Jin, XIANG Wenhua, HOU Hongbo, PENG Peiqin (518)
Effects of Metal Ions on Phosphatase Activity of Periphytic Biofilm in Paddy Fields	CAI Shujie, DENG Kaiying, LI Jiuyu, XU Renkou (525)
Effects of Sulfate Radical Advanced Oxidation Technology on PAHs Remediation in Contaminated Sites	XU Yuanzhou, ZHANG Lihao, WEI Zhimin, ZHANG Xuhui, ZHAO Chenyu, LI Huixin, HU Feng, XU Li (532)
Experimental Study of Hydroxylamine Hydrochloride on Improving Fenton Oxidation of Long Chain Crude Oil in Soil	XU Jinlan, LIU Boya (539)
Study on Cd Adsorption Characteristics and Influencing Factors of Soils with Different Textures	SUN Qingchao, WANG Xudong, QIAO Jianchen, LI Yulong, ZHAO Chenchen, GAO Chao, LIANG Shuxuan, LIU Wei (545)
Effects of Free-air CO ₂ Enrichment(FACE) on Mineral Element Partitioning and Rhizosphere Availability of Rice (<i>Oryza sativa</i> L.)	JIANG Qian, ZHU Jianguo, ZHU Chunwu, LIU Gang, ZHANG Jishuang, XU Xi (552)
Effects of Elevated Atmospheric CO ₂ on Nutritional Quality of C ₃ Crops Since Green Revolution	LI Danfeng, ZHU Chunwu (561)
Changes of Soil Clay Minerals and Iron Oxides After Paddy Field Converted into Forest Land in Plain Areas	YANG Dongwei, ZHANG Mingkui, ZHANG Pengqi, LIU Qianqian, DONG Jing, LI Xue, HUANG Xiao (567)
Effects of Plant Polyphenols and Low Molecular Weight Organic Acids on Iron Speciation in Purplish Soil	WENG Qian, YUAN Dagang, YU Xingxing, MENG Fengdan, ZHANG Junsu, WANG Changquan (575)
Characteristics and Impact Factors of Soil Cation Exchange Capacity (CEC) in Western Margin of Sichuan Basin	BAI Zhiqiang, ZHANG Shirong, ZHONG Qinmei, WANG Guiyin, XU Guangrong, MA Xiaojie (581)
Impact of Fenlong Tillage on Soil Physiochemical Properties and Sweet Potato Yield in Dryland Red Soil	JIANG Fahui, GAO Lei, WEI Benhui, LI Lujiu, PENG Xinghua (588)
Particle Size Effects of "Foam Sand" on Improving Pore Structure of Clayey Yellow Soil	SUN Yiquan, WANG Meiyan, ZHANG Long, CHEN Xue, ZHANG Zhongqi, SHI Xuezheng, XU Shengxiang, SUN Weixia, BAN Guojun, XIA Zhongwen (597)
Effects of Irrigation Patterns of Multi Water Sources on Maize Growth and Water and Salt Accumulation in Saline Soil in Hetao Irrigation Area	PAN Chunyang, YANG Shuqing, ZHANG Wanfang, HAN Tiankai (603)
Study on Pedotransfer Function of Saturated Hydraulic Conductivity of Purple Soil in Northeast Chongqing	KOU Qingqing, YUN Jianwei, WANG Mingxing, ZHANG Weihua, WEI Chaofu, LIU Shujing (611)
Study on Spatial Characteristics of Biological Nitrogen Fixation of Rice Paddy Soils in Yixing City	WANG Xin, YAO Yao, XU Mengjie, ZHUANG Shuniao (618)
Study on Spatial Distribution of SOM and Environmental Impact Factors in Small Watershed of Feldspathic Sandstone Region	YANG Zhenqi, QIN Fucang, LI Long, REN Xiaotong, QIAN Qiuying, HAN Jun (626)
Study on Soil Taxonomy of Relic Soils	ZHA Lisi, WU Kening, JU Bing, GAO Xiaochen (634)
Soil Degradation in Greenhouse Vegetable Production Systems in Shaanxi	ZHANG Yanxia, CHEN Zhikun, HU Wenyou, SUN Xiaoyu, HUANG Biao, TIAN Kang (641)
Contents and Correlation of Main Medium and Micro Elements in Roots and Soils of Intercropped <i>Ficus hirta</i> Vahl. in Rubber Plantation	LI Juan, ZHOU Lijun (646)

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.001

李爱民, 杨福胜, 郝帅, 等. 基于热脱附法的汞污染土壤修复研究进展. 土壤, 2020, 52(3): 433–438.

基于热脱附法的汞污染土壤修复研究进展^①

李爱民¹, 杨福胜^{2*}, 郝帅², 郭焱³

(1 山西省岩矿测试应用研究所, 太原 030001; 2 西安交通大学陕西省能源化工过程强化重点实验室, 西安 710049; 3 西安交通大学环境工程系, 西安 710049)

摘要: 以汞为代表的重金属土壤污染已成为当前最受关注的环境议题之一。为去除土壤中的汞成分、使土壤满足工农业使用要求, 人们已提出了多种技术手段, 其中热脱附法以其诸多优点受到了大量关注。本文详细介绍了热脱附法的装置和工作原理, 并根据已有研究和工程案例总结了该方法用于汞污染土壤修复应注意的问题, 以及后续技术发展的方向。

关键词: 土壤; 汞污染; 热脱附; 原位修复

中图分类号: X53 **文献标志码:** A

Research Progress on The Remediation of Mercury-contaminated Soil Using Thermal Desorption Method

LI Aimin¹, YANG Fusheng^{2*}, HAO Shuai², GUO Yan³

(1 Shanxi Institute of Rock Ore Test and Application, Taiyuan 030001; 2 Shaanxi Key Laboratory of Energy Chemical Process, Intensification Xi'an Jiaotong University, Xi'an 710049; 3 Department of Environmental Engineering, Xi'an Jiaotong University, Xi'an 710049)

Abstract: Nowadays, the soil contamination from heavy metals, e.g. Hg, has become one of the most important environmental issues. In order to remove Hg from the soil and fulfill the requirements of industrial or agriculture use, numerous measures were proposed. Thermal desorption among them is paid much attention due to some unique advantages. The paper described the system layout and general working principle of thermal desorption. In addition, the key points when adopting this method for Hg-contaminated soil remediation, were summarized according to the existing scientific studies and engineering cases. Finally, the direction for future development of the technique was also pointed out.

Key words: Soil; Mercury contamination; Thermal desorption; In-situ remediation

汞污染是一个全球性问题,直接关系到人类的健康和发展。2013年,联合国环境规划署通过首个控制汞污染的水俣公约(Minamata Convention),就具体限排范围做出了一系列规定。2016年4月,受国务院委托,时任环保部长陈吉宁作关于提请审议批准《关于汞的水俣公约》的议案的说明。

随着工、农业的迅速发展,汞在生产和使用过程中被大量排放,并通过大气沉降、污水灌溉等多种途径进入土壤,使得土壤受汞污染情况日趋严重。汞在土壤中以金属汞、无机结合态汞和有机结合态汞等多种形态存在^[1],且具有持续性、迁移性、沉积性和生物富集的特点,其中甲基苯通过食物链,在高营养级

生物中高度富集,并最终对人的中枢神经造成严重危害^[2]。经过长期研究与实践,目前国内外在含汞土壤治理与修复方面已经发展出了多种技术,按照作用原理可以归纳为物理法、淋洗法、稳定固化法、热脱附法、生物法等等^[3-7]。其中热脱附法(thermal desorption)是一种较为成熟、处理结果确切可靠、可针对多种污染物的技术手段^[8],也是美国国家环保署(Environmental Protection Agency, EPA)推荐的在较高汞浓度范围(>260 mg/kg)使用的方法,在国外已经有大量成功案例。遗憾的是,国内学者对于相关工艺及设备开发的研究尚比较分散,文献中对此也缺乏专门、系统的介绍。为此本文拟在收集现有国内外研究报道的基

①基金项目: 山西省地质勘查局科技创新项目(sxdkj201609)资助。

* 通讯作者(yang.fs@xjtu.edu.cn)

作者简介: 李爱民(1969—),男,山西绛县人,所长,高工,主要研究方向为矿产资源综合利用及伴生污染防治。E-mail: liaimin1969@163.com

础上加以分析、总结,以期完整呈现热脱附法应用于含汞污染土壤修复治理的技术发展脉络,为从事相关研究开发的企业和技术人员提供借鉴。

1 热脱附原理及装置

热脱附属于热处理方法的一种,是通过直接或间接加热使土壤中的污染物经过相变、精馏、氧化、热解等过程逸出,从而与土壤分离并加以去除的技术方

法,常用于多氯联苯、农药、含氯溶剂、烃类等物质污染^[9-13]的治理,张攀等^[14]曾针对土壤中的目标污染物硝基苯进行热脱附研究,试验研究出最佳条件下硝基苯的热脱附效率达到 82.88%,为热脱附法修复污染场地中的硝基苯提供了依据。以最成熟的异位热脱附(Ex situ thermal desorption)为例^[12],修复受污染土壤的工艺流程分为 3 段:预处理、热脱附和后处理,如图 1 所示。

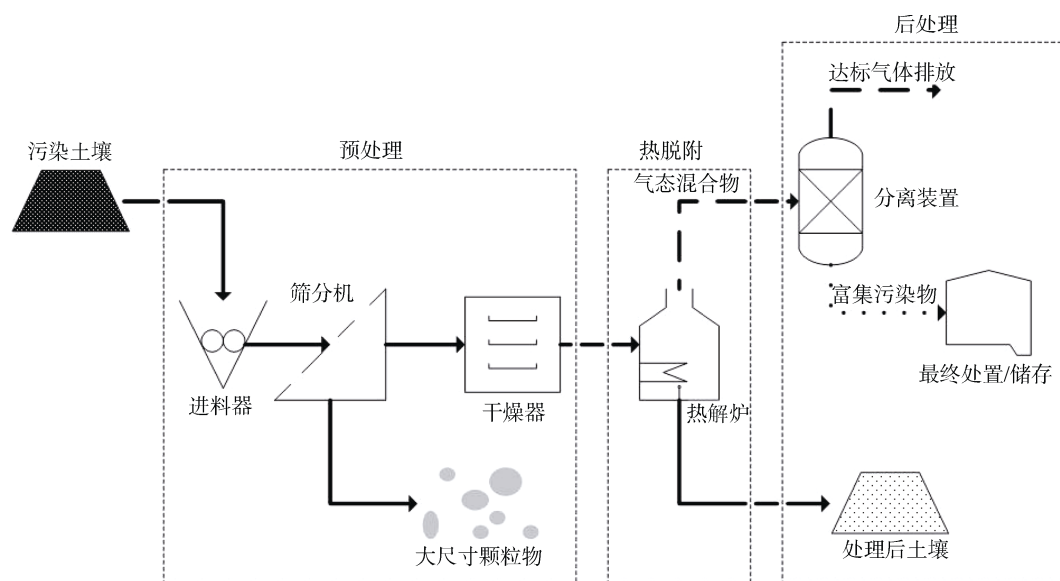


图 1 热脱附法修复污染土壤工艺流程示意图

Fig.1 Schematic for the remediation process of contaminated soil by thermal desorption

异位方法的预处理包括挖掘、筛分和干燥等步骤。土壤是由多种尺寸和成分各异矿物构成的复杂体系,而汞在其中的数量及形态分布常具有显著的差异^[8,15]。将被污染土层进行破碎、筛选,仅取其中汞富集的部分(一般粒度较细)处理有助于减少过程能耗和工作负荷。有机污染物土壤含湿量以 10% ~ 15% 左右为宜^[11],该数值与含汞土壤低温热解修复研究获得的最佳含湿量接近^[16],因而在送入热解炉之前通过风干等方法调节土壤湿度至适宜范围,对后续操作较为有利。

热脱附工艺按照与加热介质是否直接接触分为直接和间接加热两类,汞污染土壤的治理优选间接加热的方式,即利用壁面的导热或辐射等引入热量提高土壤的温度,促使污染物发生脱附,通入的气体介质作为汞蒸气的载体将其带出。由于单质汞常压沸点约为 357 °C,热脱附法的操作温度范围一般控制在 300 ~ 700 °C,具体受土壤汞形态分布影响很大^[15]。就操作气氛而言,常采用空气或氮气等廉价气体,压力保持在常压附近;反之当形成一定真空度时则可在

相对低的温度下实现汞脱附,又称为焙烧法^[17]。

后处理主要目的是对热脱附尾气中的污染物进行收集或焚烧处置^[11]。对于汞而言,焚烧由于显著增加的汞排放风险被认为是不可取的^[18],常见处理方式是分离并专门储存。

2 应用现状及发展趋势

2.1 修复实例

2.1.1 工业场地 氯碱厂、化工厂、天然气管线等工业污染场地具有总汞浓度高、分布集中、曝露风险大等特点,是热脱附修复的热点对象之一。美国 MRS 公司的 Rose 等人^[19]介绍了商业化含汞土壤两段热脱附修复系统,针对氯碱厂固废含有汞、氯、硫等多种污染物的特点,其采用了特殊的预处理添加剂,在加热循环去除 99% 以上汞的同时避免了氯和硫进入尾气;除此之外,通过独特的双层微负压腔体结构以及设备冗余等措施,最大限度降低了意外导致汞泄漏的风险。设备最高加热温度 650 °C,单套处理量达到 12 t/d,多组试验和示范运行显示其对不同类型土壤

和汞形态具有较好适应性,处理后土壤和排气均符合环保标准。

台北科技大学的 Chang 和 Yen^[20]应用热脱附方法对台北南部某氯碱厂的汞污染土壤进行了处理,试验表明在 700 °C 加热温度、2 h 停留时间的处理条件下可以成功将土壤中的汞由 100 mg/kg 左右降至 2 mg/kg 以下,全规模修复面积为 0.374 6 hm² 目标地块的汞去除率达到 99% 以上。该校的李欣怡^[21]针对采自台湾中石化安顺厂附近的受污染土壤样品进行了研究,分析结果显示目标汞形态以生物有效性较差的残渣态为主,所有样品经 500 °C 温度处理 0.5 h 均可将总汞含量降至 20 mg/kg 的管制标准以下,另外 PCDD/Fs 中的氯含量和毒性随之降低。

贵州省环境科学研究设计院的学者在低温热脱附土壤修复方面开展了持续工作。邱蓉等^[22]针对贵州清镇某有机化工厂附近采集的污染土壤进行了热脱附修复研究。结果表明土样中绝大部分汞呈现残渣态和难氧化降解有机结合态,综合考虑汞去除率、能耗和土壤理化性质的保存等因素,确定了温度 350 °C、处理时间 90 min 和土壤含水率 13.8% 的优化操作条件。在后续研究中,赖莉^[16]结合热脱附单因素和双因素实验的方差分析显示,对目标土壤汞去除率影响最显著的因素依次为温度、停留时间和土壤含水率;样品在加热温度 330 °C 时汞的去除率即可达 90% 以上,且修复后土壤可逐步改善至适合作物栽培的状态。赵婷等^[23]开展的研究显示,经过上述低温热脱附修复的土壤 70% 的汞得以去除,特别是毒性较大的有机结合态和残渣态汞的去除率较高,同时土壤的肥力未明显破坏,缓解了作物器官受汞胁迫的状态,使得其生长状况改善、产量提高。

2.1.2 汞矿尾矿、炼渣及周边土壤 世界范围内汞矿大都在数十年前已废弃、位置远离人口聚集区,因此其带来的环境风险(主要是进入地表水及鱼类体内)近期才引起重视^[24]。美国加州的数百个废弃汞矿中仅有少数得到了清理处置,相应活动的报道大都集中在 2008 年以后^[25-27]。

意大利罗马大学 Benotti 等^[28]采集了流经开采时间长达 500 a 的斯洛文尼亚 Idrija 汞矿的河流沉积物,并在实验室中尝试对少量样品进行了热脱附修复。他们的研究结果显示,样品中总含量 > 20 mg/kg 的汞大部分以单质,少量以硫化汞的形态存在,其中绝大部分集中在尺寸 < 0.038 mm 的细颗粒物中,加热至 350 °C 维持 20 min 可将其中 88% 的汞去除。

西班牙学者在汞矿污染土壤的热脱附修复方面

开展了较多研究^[29-32]。加泰罗尼亚理工大学的 Navarro 等^[29-31]的试验结果显示,利用太阳能供热修复汞污染土壤是可行的,通常经过热脱附土壤残留总汞和包括汞在内的重金属离子浸出浓度均有显著下降^[30]。国家冶金研究中心的 López 等人^[32]研究了汞的非等温脱附动力学,通过采自 Almadén 汞矿附近的土壤样品的 DSC 试验,作者推断 HgCl₂、HgS 和 HgO 的分解均为单步过程,相应反应活化能分别为 44 ~ 53.2、139.6 ~ 187.8 和 231 kJ/mol,这些数据对含汞土壤热脱附工艺的设计具有指导价值。

值得指出,目前常用于汞土壤治理的物理填埋封存、稳定固化、植物提取等方案^[33],主要目标在于阻断汞的迁移,然而现有实践表明其效果难尽人意。以美国环保署花费 4 000 万美元、近 20 a 时间清理的 Sulfur Bank 矿区为例,环境监测显示仍有汞越过堤坝进入周围水体。因此,热脱附作为一种根除汞扩散隐患的技术手段,若其能耗与成本得到有效控制,可望在此类污染土壤治理方面扮演更重要的角色。

2.1.3 金矿尾矿及周边土壤 汞齐法是小规模及手工金矿开采的传统手段,特别在人们认识到汞的危害前曾长期使用^[34-36]。除开发先进工艺降低汞用量、抑制其扩散外,已形成污染的治理也引起了人们的关注。

比利时根特大学 Annicaert^[37]对尼加拉瓜的 la Libertad 金矿尾矿的汞污染治理进行了系统的探讨。研究结果显示在日产量为 65 t 的尾矿中汞和金的含量分别达到 813 mg/kg 和 382 mg/kg,其中大部分集中在 < 63 μm 的细颗粒物中。异位试验中仅须在 250 °C 温度下加热 1 h 即可除去尾矿中 66% 的总汞,升至 300 °C 处理后绝大部分样品汞含量达到了美国环保署的要求;然而原位测试的效果并不理想,经过 36 d 的漫长加热过程方达到 76% 的汞去除率,其原因可能在于缓慢的热传导以及汞的脱附-再吸附平衡等。

2.2 趋势展望

可见,热脱附法作用迅速,能够较彻底地清除被污染土壤中的汞,因此被公认为土壤修复的永久性解决方案之一,特别适合汞含量较高的土壤或废弃物以及需要实现汞的资源化回收的场合使用。然而需要指出,该方法的能耗和投资成本高昂,此外汞逸出的风险不可忽视,这些也正是国内外研究者最新研发工作的焦点所在。

2.2.1 原位热脱附(in-situ thermal desorption, ISTD) 由

异位向原位的转变是现代土壤修复技术的重要发展方向,对于挖掘过程中可能被操作人员吸入而造成伤害的汞污染尤其如此^[38]。原位热脱附过程一般对目标地块同时施加热量和真空。美国 GLS 工程公司的 Stegemeier 和 Vinergar^[39]对 ISTD 技术进行了详细介绍,包括其基本工作原理、实施方式和诸多场地试验的结果。而在该技术的含汞土壤修复应用方面,美国德州大学奥斯汀分校的研究者开展了持续的工作^[40-42]。Seibert^[40]通过 STARS 软件建立了场规模竖井原位热脱附过程的耦合数学模型,讨论了加热温度、渗透率、井孔底部压力等参数对汞回收和扩散的影响。Kunkel 等^[41]针对掺加单质汞的人工土壤进行了实验室规模的 ISTD 测试,结果表明在远低于汞沸点的 250 °C 左右加热 13 h 可去除 99.8% 的汞,并证实了排气中的汞浓度与其蒸汽压之间的对应关系。Park 等^[42]研究了原位热脱附过程中的汞形态变化,通过 MINEQL + 4.5 软件实施的平衡态计算显示,单质及氯化汞相变在 100 °C 之下即可发生,在所讨论的氧化还原条件下土壤孔隙水蒸发产生的气压足以驱使汞的挥发产物排出,同时干燥过程改善了土壤组织的渗透率,有利于气态汞质量传递进行。此外,波兰工业区域生态研究院的 Kucharski 等^[43]报道了氯碱厂污染土壤采用 ISTD 修复的中试试验结果,与通常的表面及地下接触加热途径^[39]不同,项目通过红外灯组的辐射加热土样均温至 170 °C 维持 10 d,总汞脱除率达到 67%,其中单质、水溶性和可交换态汞去除殆尽,芥菜等作物的种植对比试验表明热脱附过后土壤肥力未受明显影响。

2.2.2 工艺节能降耗 加热温度是影响除汞效果和工艺能耗的关键因素。意大利乌迪内大学的 Comuzzi 等^[44]探讨了 3 种氯化物对含汞污泥热脱附的影响,结果表明施加含 15% (C₄H₉)₄NCl 溶液的改善效果最显著,120 °C 下加热 2 h 最大可实现 60% 的总汞去除率,而通常如此低温度下汞的热脱附过程是无法进行的。中国环境科学院谷庆宝课题组^[45-46]在开发助剂降低汞污染土壤加热温度及工艺能耗方面开展了卓有成效的工作。Ma 等^[45]的试验结果显示,借助添加优化配比(与总汞摩尔比为 100)的助剂 FeCl₃,在 400 °C 的温度下加热 60 min 将原始含量为 69 mg/kg 的汞含量降至 1.5 mg/kg 的法定标准之下是可能的,原因在于加入的 Cl⁻会与 Hg 反应生成更易挥发的产物。缺点是 Cl⁻同样可能与土壤其他成分结合产生有机氯、二恶英等污染物,另外从植物生长角度考虑过量 Fe³⁺ 的引入也是有害的。在后续研究中, Ma 等人^[46]

通过对比试验确认少量柠檬酸提供的酸性环境有利于不同形态汞挥发过程的进行,在 400 °C 的温度下加热 60 min 即可将取自贵州铜仁汞矿区附近农地土壤的汞含量由 134 mg/kg 降至 1.1 mg/kg 以下,据估计其能耗相比传统的热解工艺可降低 35% 以上,另外大部分土壤肥力得以保留。Hou 等^[47]通过全生命周期评价(life cycle assessment, LCA)研究了传统及改进热解法的全流程碳排放情况,其计算结果证明当采用改进低温热解代替高温热解工艺时,处理汞污染土壤的碳排放当量从 CO₂ 357 kg/t 降至 264 kg/t,此外土壤预干燥、回收工艺余热等措施均有助于减少其能耗和环境影响。

2.2.3 可再生能源驱动工艺及设备 前文所述的 Navarro 等人^[29]率先提出利用太阳能热解含汞土壤的设想,在技术可行性得到确认的基础上,作者设计了一套峰值热流 300 W/cm²、总功率达 68 kW 的中温太阳能热解装置,其太阳炉由平面定日镜、抛物面碟式聚光器和流化床吸热器构成。试验结果表明采自 Valle del Azogue 废弃汞矿区的土壤经上述热解处理,汞含量平均可降低 40% ~ 80% 以上,但是流化床内部的传热、传质不均严重制约了汞的脱除效果。后续研究中作者证实太阳能回转窑较流化床结构去除汞更为彻底^[31],加热至 600 °C 以上大部分样品总汞接近除尽(>99%),同时显著降低了土壤中的重金属铅含量(去除率达 48.5% ~ 89%)。西班牙能源与环境技术研究中心(CIEMAT)的 Sierra 等^[48]就太阳能回转窑热解修复含汞土壤的操作温度进行了探讨,结论是对于所选样本 280 °C 热解即可脱除总汞含量达 80%,残余形态汞去除则需提升温度至 360 ~ 560 °C,往往同时造成土壤有机质损失殆尽而无法用于农业种植。

2.2.4 与其他方法联用 从开发现状来看,单纯采用热脱附法去除土壤汞污染还有一些难题不易解决,而将其与其他方法组合可望获得较佳的效果。Richter 和 Flachberger^[8]报道的德国巴伐利亚州 Marktreidwitz 项目(1992—1995 年)采用了土壤浸提与热脱附相结合的技术路线,浸提步骤降低了后续处理的负荷,而真空脱附则减少了能耗和生成二恶英的可能。该项目处理废橡胶和土壤总量达 77 000 t,从中回收单质汞 25 t。意大利乌迪内大学 Lesa 等人^[49]通过台架试验检验了低频超声用于辅助酸浸或热解除汞的效果。针对受污染疏浚淤泥等样品的处理结果表明,超声对于酸浸过程没有明显帮助;但在 470 ~ 520 K 的温度范围,施加超声对样品进行预处理能够增加总汞脱附量 25% 以上,这种改进可能与超声导致的颗粒尺寸减

小及腐殖质部分分解强化有关。意大利米兰理工大学 Careghini 等人^[50]考虑到热脱附过程中细小颗粒物易发生扬尘,发展了将水泥固化与其相结合的技术路线并付诸试验。研究结果显示,在 250 °C 温度下对固化处理的样品加热 4 h 后的残余汞含量仍较高(49 mg/kg),但浸出浓度已降至法定要求之下,此外其中的烃类污染物也得到了有效去除。为解决汞与其他重金属元素共同治理的难题,台湾屏东科技大学的 Hseu 等^[51]提出了化学提取与热解相结合的工艺路线。针对当地污染场地总汞含量为 180 mg/kg,同时 Cu、Pb、Cr 等均超标的样品处理结果显示,先采用 EDTA 进行化学提取,再将其加热至 550 °C 保持 1 h 可以取得较满意的综合污染脱除效率,而以热解为初始步骤则将导致 Cu、Pb 等在高温条件下固定化,从而显著削弱化学提取法的修复作用。

3 结论

综上所述,大量研究及工程实践表明,热脱附法在多种成因导致的土壤汞污染治理方面具有突出的应用价值。随着人们对工艺过程机理的认识深入和原位热脱附(ISTD)等新技术的开发推广,该方法可望在含汞土壤修复方面有更大的用武之地。

参考文献:

- [1] 王荔娟, 胡恭任. 土壤/沉积物中汞污染地球化学及污染防治措施研究[J]. 岩石矿物学杂志, 2007, 26(5): 453–461.
- [2] 司徒高华, 王飞儿, 何云峰, 等. 燃煤电厂周边土壤中汞的分布和累积研究进展[J]. 土壤, 2016, 48(3): 419–428.
- [3] Hinton J, Veiga M. Mercury contaminated sites: A review of remedial solutions[J]. Proc. NIMD (National Institute for Minamata Disease) Forum, 2001: 19–30.
- [4] 王新, 周启星. 土壤 Hg 污染及修复技术研究[J]. 生态学杂志, 2002, 21(3): 43–46.
- [5] 刘钊钊, 唐浩, 吴健, 等. 土壤汞污染及其修复技术研究进展[J]. 环境工程, 2013, 31(5): 80–84, 109.
- [6] 陈梦舫. 我国工业污染场地土壤与地下水重金属修复技术综述[J]. 中国科学院院刊, 2014, 29(3): 327–335.
- [7] 何姗姗, 李薇, 卢晗. 土壤汞污染及其修复技术[J]. 科技通报, 2016, 32(10): 234–239.
- [8] Richter R B, Flachberger H. Soil washing and thermal desorption: reliable techniques for remediating materials contaminated with mercury[J]. BHM Berg- und Hüttenm, 2010, 155(12): 571–577.
- [9] Norris G, Al-Dhahir Z, Birnstingl J, et al. A case study of the management and remediation of soil contaminated with polychlorinated biphenyls[J]. Engineering Geology, 1999, 53(2): 177–185.
- [10] Smith M T, Berruti F, Mehrotra A K. Thermal desorption treatment of contaminated soils in a novel batch thermal reactor[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2001, 40(23): 5421–5430.
- [11] Prodan V C, Micle V, Szanto M. Application of thermal desorption as treatment method for soil contaminated with hazardous chemicals[J]. AES Bioflux, 2011, 3(2): 140–147.
- [12] Kamio M, Horai H, Kamei T. Soil remediation using thermal desorption[J]. Japanese Geotechnical Journal, 2016, 11(3): 247–258.
- [13] Zhao Z H, Li X D, Ni M J, et al. Remediation of PCB-contaminated soil using a combination of mechanochemical method and thermal desorption[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(12): 11800–11806.
- [14] 张攀, 高彦征, 孔火良. 污染土壤中硝基苯热脱附研究[J]. 土壤, 2012, 44(5): 801–806.
- [15] Coufalik P, Krasenský P, Dosbaba M, et al. Sequential extraction and thermal desorption of mercury from contaminated soil and tailings from Mongolia[J]. Central European Journal of Chemistry, 2012, 10(5): 1565–1573.
- [16] 赖莉. 低温热解法修复贵州清镇地区汞重污染土壤[J]. 化学工程与装备, 2015(9): 248–253.
- [17] Washburn C, Hill E. Mercury retorts for the processing of precious metals and hazardous wastes[J]. JOM, 2003, 55(4): 45–50.
- [18] IPEN. Guidance on the identification, management and remediation of mercury contaminated sites [EB/OL]. <http://ipen.org/documents/ipen-guidance-identification-management-and-remediation-mercury-contaminated-sites>. 2016.
- [19] Rose M V, Weyand T E, Koshinski C J. Mercury cleanup: The commercial application of a new mercury removal/recovery technology[J]. Remediation Journal, 1995, 5(3): 89–101.
- [20] Chang T, Yen J H. On-site mercury-contaminated soils remediation by using thermal desorption technology[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 128(2): 208–217.
- [21] 李欣怡. 汞与戴奥辛污染土壤热脱附处理研究[D]. 台北: 台北科技大学, 2012.
- [22] 邱蓉, 张军方, 董泽琴, 等. 汞污染农田土壤低温热解处理性能研究[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(1): 48–52.
- [23] 赵婷, 余志, 张军方, 等. 高浓度汞污染土壤低温工程性修复复垦的可行性[J]. 环境工程学报, 2017, 11(5): 3214–3219.
- [24] Horvat M, Kontic B, Kotnik J, et al. Remediation of mercury polluted sites due to mining activities[J]. Critical Reviews in Analytical Chemistry, 2003, 33(4): 291–296.
- [25] D'Souza T. EPA cleaning up 100 years of mercury tailings at Altoona Mine [EB/OL]. <http://www.mtshastanews.com/article/20080924/NEWS/309249964>. 2008-9-24.
- [26] Dearen J. Mercury still leaking at closed Calif. Mine sites [EB/OL]. http://www.nbcnews.com/id/32900375/ns/us_news-environment/t/mercury-still-leaking-closed-calif-mine-sites/. 2009-9-18.

- [27] Rogers P. Cleaning up California's Wild West: EPA takes on polluted mercury mine in San Benito ghost town [EB/OL]. <https://www.mercurynews.com/2011/12/03/cleaning-up-californias-wild-west-epa-takes-on-polluted-mercury-mine-in-san-benito-ghost-town/>. 2011-12-3.
- [28] Benotti D, Delfini M, Ferrini M, et al. Thermal desorption for mercury removal from sediments sampled from the adriatic sea[J]. *Environmental Practice*, 2004, 6(2): 144–156.
- [29] Navarro A, Canadas I, Martinez D, et al. Application of solar thermal desorption to remediation of mercury-contaminated soils[J]. *Solar Energy*, 2009, 83(8): 1405–1414.
- [30] Navarro A, Canadas I, Rodriguez J A, et al. Leaching characteristics of mercury mine wastes before and after solar thermal desorption[J]. *Environmental Engineering Science*, 2012, 29(10): 915–928.
- [31] Navarro A, Canadas I, Rodriguez J A T. Thermal treatment of mercury mine wastes using a rotary solar kiln[J]. *Minerals*, 2014, 4(1): 37–51.
- [32] López F A, Sierra M J, Rodríguez O, et al. Non-isothermal kinetics of the thermal desorption of mercury from a contaminated soil[J]. *Revista De Metalurgia*, 2014, 50(1): e001. DOI:10.3989/revmetalm.001.
- [33] Higuera P L. Almaden: Remediation techniques in the largest mercury mining district of the world// CCMS Meeting, prevention and remediation issues in selected industrial sectors pilot study[C]. Baia Mare, 2003.
- [34] Schmidt C W. Quicksilver & gold: Mercury pollution from artisanal and small-scale gold mining[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2012, 120(11): A424–A429.
- [35] Davies P, Lawrence S, Turnbull J. Mercury use and loss from gold mining in nineteenth-century Victoria[J]. *Proceedings of the Royal Society of Victoria*, 2015, 127(2): 44.
- [36] 化玉谨, 张敏英, 陈明, 等. 炼金区土壤中汞形态分布及其生物有效性[J]. *环境化学*, 2015, 34(2): 234–240.
- [37] Annicaert B. Treatment of tailings from artisanal gold mining in Nicaragua[D]. Ghent: Universiteit Gent, 2013.
- [38] He F, Gao J, Pierce E, et al. *In situ* remediation technologies for mercury-contaminated soil[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(11): 8124–8147.
- [39] Stegemeier G L, Vinegar H J. Thermal conduction heating for in-situ desorption of soils (Ch. 4.6-1)//Chang H. *Hazardous & radioactive waste treatment technologies handbook*[M]. Boca Raton: CRC Press, 2001.
- [40] Seibert J J. An examination of using in-situ thermal desorption to remediate mercury contaminated soils through laboratory experiments and numerical modeling[D]. Austin: The University of Texas at Austin, 2005.
- [41] Kunkel A M, Seibert J J, Elliott L J, et al. Remediation of elemental mercury using *in situ* thermal desorption (ISTD)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(7): 2384–2389.
- [42] Park C M, Katz L E, Liljestrand H M. Mercury speciation during *in situ* thermal desorption in soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 300: 624–632.
- [43] Kucharski R, Zielonka U, Sas-Nowosielska A, et al. A method of mercury removal from topsoil using low-thermal application[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, 104(1–3): 341–351.
- [44] Comuzzi C, Lesa B, Aneggi E, et al. Salt-assisted thermal desorption of mercury from contaminated dredging sludge[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 193: 177–182.
- [45] Ma F J, Peng C S, Hou D Y, et al. Citric acid facilitated thermal treatment: An innovative method for the remediation of mercury contaminated soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 300: 546–552.
- [46] Ma F J, Zhang Q, Xu D P, et al. Mercury removal from contaminated soil by thermal treatment with FeCl_3 at reduced temperature[J]. *Chemosphere*, 2014, 117: 388–393.
- [47] Hou D Y, Gu Q B, Ma F J, et al. Life cycle assessment comparison of thermal desorption and stabilization/solidification of mercury contaminated soil on agricultural land[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 139: 949–956.
- [48] Sierra M J, Millán R, López F A, et al. Sustainable remediation of mercury contaminated soils by thermal desorption[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(5): 4898–4907.
- [49] Lesa B, Aneggi E, Rossi G, et al. Bench-scale tests on ultrasound-assisted acid washing and thermal desorption of mercury from dredging sludge and other solid matrices[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 171(1): 647–653.
- [50] Careghini A, Dastoli S, Ferrari G, et al. Sequential solidification/stabilization and thermal process under vacuum for the treatment of mercury in sediments[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2010, 10(8): 1646–1656.
- [51] Hseu Z, Huang Y T, Hsi H. Effects of remediation train sequence on decontamination of heavy metal-contaminated soil containing mercury[J]. *Journal of The Air & Waste Management Association*, 2014, 64(9): 1013–1020.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.002

窦韦强, 安毅, 秦莉, 等. 土壤 pH 对镉形态影响的研究进展. 土壤, 2020, 52(3): 439–444.

土壤 pH 对镉形态影响的研究进展^①

窦韦强, 安毅, 秦莉*, 林大松, 曾庆楠, 夏晴

(农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要: 镉作为生物体的一种非必需元素, 因其在土壤中的强迁移性和对人体的高度危害性而被列为国家重点关注的五大毒性重金属元素之一。镉在土壤中的迁移性及毒性与其形态密切相关, 而土壤 pH 是影响镉形态的最重要因素之一, 因此, 本文综述了土壤镉形态的分析方法, 阐述了土壤 pH 对镉形态的影响, 并深入探讨了土壤 pH 对镉形态的影响机制, 最后对今后的研究方向进行了展望, 以期对镉污染土壤的修复与治理提供参考。

关键词: 土壤; pH; 镉; 形态

中图分类号: X53 **文献标志码:** A

Advances in Effects of Soil pH on Cadmium Form

DOU Weiqiang, AN Yi, QIN Li*, LIN Dasong, ZENG Qingnan, XIA Qing

(Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China)

Abstract: Cadmium (Cd), a non-essential element of organisms, has been listed as one of the five major toxic heavy metal elements because of its strong mobility in soil and high risk to human body. The migration and toxicity of Cd in soil are closely related to its existence, and soil pH is one of the most important factors affecting the existence of Cd. Therefore, in this paper, the analysis methods of soil Cd morphology were reviewed, and effects of pH on Cd and the mechanism were discussed. Finally, the future research directions are prospected, which could provide references for the treatment and remediation of cadmium contaminated soil.

Key words: Soil; pH; Cadmium; Form

近年来随着工业化的快速发展,我国耕地土壤重金属污染愈发严重。2014 年全国土壤污染状况调查公报显示,全国土壤总的点位超标率为 16.1%,无机污染物的超标点位数占全部超标点位数的 82.8%,而重金属污染的点位超标率为 21.7%,其中以镉污染最为严重,点位超标率达 7.0%^[1]。农业农村部稻米及其制品质量监督检验测试中心报道,我国约有 1/5 的耕地受到重金污染,其中耕地镉污染涉及 11 个省的 25 个地区,导致我国粮食每年减产 1 200 多万 t,直接经济损失达 300 多亿元^[2]。镉作为生物体的一种非必需元素,土壤中的镉主要来源于工矿业生产、污水灌溉、交通运输、农田施肥以及含镉农药的施用等^[3]。进入土壤中的镉,不仅会影响作物的正常生长,还会通过食物链在人体富集,达到一定量后会对人体健康

造成严重危害^[4]。

土壤重金属形态主要指重金属在土壤中存在的价态、化合态、结合态及结构态等,即重金属元素在土壤环境中以某种离子或分子存在的实际形式^[5]。而土壤重金属会与土壤固体表面物质发生一系列复杂的化学反应,如酸碱反应、氧化还原反应、吸附解吸反应、络合离解反应、沉淀溶解反应以及生化反应等^[6-8],最终导致其形态的改变。土壤重金属生物有效态通常是指能够被生物直接吸收利用的元素形态,主要用来表征其在土壤中的生物有效性、毒性及迁移性等,如杨洁等^[9]研究认为利用重金属的生物有效态来表征其生物有效性、毒性及迁移性更加科学。pH 作为土壤最重要的理化性质之一,其变化会导致重金属的吸附点位、吸附表面的稳定性、存在形态及配位性能等

①基金项目: 中国农业科学院创新工程项目(2018-cxgc-lyj)和国家自然科学基金项目(41877403)资助。

* 通讯作者(ql-tj@163.com)

作者简介: 窦韦强(1994—),男,甘肃天水人,硕士研究生,主要从事农产品产地质量安全与重金属迁移转化规律研究。E-mail: 1186763678@qq.com

发生改变,其中,对形态的影响是导致其生物有效性发生变化的最直接原因^[10]。

目前国内外关于土壤重金属的污染与防治进行了大量研究,尤其在耕地土壤重金属镉污染治理方面,取得了较为显著的成果。但对镉的存在形态、影响因素及作用机制的研究还需进一步深入探讨,因此,本文以土壤 pH 为研究对象,在前人的研究基础上,综述了土壤镉形态的分析方法,详细阐述了土壤 pH 对镉形态的影响过程及作用机理,以期土壤中镉的迁移转化及镉污染土壤的修复与治理提供参考依据。

1 土壤镉形态的分析方法

镉在土壤中的形态与其生物有效性密切相关,而目前关于土壤重金属形态的分析方法主要包括连续提取法、热分解法以及同步辐射技术等^[11-14]。连续提取法作为操作定义上最常用的镉形态确定方法,主要分为 Tessier 连续提取法和 BCR 连续提取法^[15-20],其化学浸提剂及提取方法具体见表 1。Tessier 连续提取法将土壤中的镉分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态以及残渣态 5 种形态。其中可交换态镉活性高,它与固相吸附介质的结合能力弱,极易被释放成为移动性很强的游离态而被植物体吸收,是造成土壤和动植物镉污染的最主要形态,被

称为生物有效态镉。而碳酸盐结合态镉易受风化作用的影响,对 pH 最为敏感;铁锰氧化物结合态镉具有较大的比表面积,对镉具有很强的吸附能力;有机结合态镉是以镉离子为中心,以有机质活性基团为配位体,通过络合作用或螯合作用形成的结合态镉,也不易释放到环境中,以上 3 种形态被称为潜在生物有效态镉。残渣态镉则能与固相吸附介质进行强有力结合,形成性质稳定、生物有效性很低、能稳定存在于土壤中的化合物,该结合态的镉不易释放到环境中,也不易被植物体吸附,被称为非生物有效态镉。而 BCR 连续提取法是对 Tessier 连续提取法的一种简化,如柳影等^[21]利用 BCR 连续提取法对 6 种不同水稻土中镉的形态分析发现,6 种不同水稻土中镉的形态以酸提取态为主,表明土壤中镉的活性较高,对生物体及环境有较大的危害。但连续提取法具有化学提取过程中可能发生的形态转变以及无法给出重金属的化学形态等缺点。

热分解法是一种利用不同形态重金属在不同温度范围内释放以确定其形态的一种方法^[22]。它具有简单迅速的优点,但与化学浸提法相比只能判断主要的重金属形态,而且对某一形态重金属测定受重金属结合形式的晶型、老化程度等的影响而不能定量地计算该形态的占比。

表 1 连续提取法的化学浸提剂及提取方法
Table 1 Chemical extraction agent and extraction method of continuous extraction method

方法	各级形态	化学浸提剂及提取方法	文献来源
Tessier 连续提取法	可交换态	称取土样,按液土比 8:1 加入 1.0 mol/L MgCl ₂ 溶液,于 25℃ 恒温振荡提取 2 h,离心取上清液测定镉的含量。去离子水洗涤土样	[15-18]
	碳酸盐结合态	按液土比 8:1 于上述残渣中加入 1.0 mol/L NaAc-HAc 溶液(pH 7.0),于 25℃ 恒温振荡提取 2 h,离心取上清液测镉。去离子水洗涤土样	
	铁锰氧化物结合态	按液土比 20:1 于上述残渣中加入 0.04 mol/L NH ₂ OH·HCl 4.5 mol/L HAc 溶液,于(96±3)℃ 恒温水浴中间歇振荡提取 3 h,离心取上清液测镉。去离子水洗涤土样	
	有机物结合态	按液土比分别于上述残渣中加入(3:1)0.02 mol/L HNO ₃ 和(5:1)H ₂ O ₂ ,间歇振荡,冷却后,加入(5:1)3.2 mol/L HN ₄ Ac 20% HNO ₃ ,振荡 0.5 h,离心取上清液测镉	
	残渣态	差减法,即土壤全镉含量减去上述 4 种形态镉含量之和	
BCR 连续提取法	酸提取态	准确称取 0.200 g 土壤物样品于 50 ml 离心管中,加入 0.1 mol/L 醋酸 20 ml,振荡 16 h 后离心,上清液转移至样品瓶	[16, 19-20]
	可还原态	将酸溶解态后的残渣中加入 0.5 mol/L 盐酸羟氨溶液 20 ml,振荡,离心,上清液转移至样品瓶	
	可氧化态	取过 H ₂ O ₂ 溶液 5 ml 缓慢加入第二步残渣离心管中室温消解 1 h,加热开盖的离心管使溶液体积减为 1 ml 左右,再次加入过 H ₂ O ₂ 5 ml,依上述步骤将体积减为 1 ml 后,加入 1.0 mol/L 乙酸铵溶液 15 ml,振荡,离心,上清液转移至样品瓶	
	残渣态	差减法,即土壤全镉含量减去上述 3 种形态镉含量之和	

同步辐射技术作为在元素分析及物质原子或分子尺度结构表征方面的一种常用技术,因其具有高通量、高亮度、宽频谱和可调性等独特而优异的性能,近年来被广泛应用到环境科学领域,尤其在重金属化学形态分析、迁移转化及机体相互作用方面发挥了重要的作用^[23]。同步辐射技术目前最常用的有 X 射线吸收谱(XAS)、X 射线衍射谱(XRD)、小角 X 射线散射(SAXS)以及透射 X 射线显微成像(TXM),具体见

表 2。同步辐射技术不再局限于操作定义上的镉形态,而是直接通过相应的技术将土壤镉的化学形态表征出来,克服了连续提取法和热解法的缺点,已经成为目前应用较多的镉形态分析方法。综上,操作定义上的土壤镉形态分析方法主要为连续提取法,热解法应用较少,而同步辐射技术因其具有高通量、高亮度、宽频谱和可调性等优点,已经成为目前主流的镉形态分析技术。

表 2 同步辐射技术的分类及优点
Table 2 Classification and advantages of synchrotron radiation technology

类别	优点	文献来源
同步辐射 X 射线吸收谱(XAS)	可实现对样品中重金属形态进行原位分析,避免样品前处理带来的形态转化和损失等问题	[13]
同步辐射 X 射线衍射谱(XRD)	可对重金属富集区域进行结构分析	[13, 23]
同步辐射小角 X 射线散射(SAXS)	可以研究接近生理学环境的天然粒子,也可分析随外界条件改变引起的被测样品结构变化	[13]
同步辐射透射 X 射线显微成像(TXM)	可直接看出重金属在微观区域的分布情况	
同步辐射 X 射线荧光谱(XRF)	已经成为一种完善的多元素同时分析技术,可实现原位、无损、微区和痕量分析	[13-14]

2 土壤 pH 对镉形态的影响

土壤 pH 作为影响镉形态的重要因素之一,不同 pH 条件下镉的形态含量占比不同,导致其生物有效性、迁移性及毒性发生变化,尤其在土壤-作物体系中,直接影响着镉的迁移转化能力^[24-25]。如侯青叶等^[26]在研究成都平原水稻土镉形态分布及影响因素时发现,水溶态镉和离子交换态镉随着 pH 的增大其含量显著降低,但碳酸盐结合态镉的含量却明显增加,说明随着土壤 pH 的增大,活动态镉的含量下降,在土壤-水稻体系中的迁移能力降低;陈楠等^[27]在研究土壤 pH 对镉形态及稻米镉积累的影响时得到,随着土壤 pH 的升高,土壤可交换态镉含量降低,可还原态镉和残渣态镉含量升高,可氧化态镉含量变化不明显,具体表现为土壤 pH 从 4 升高到 10,可交换态镉含量降低了 44.12%,可还原态镉、残渣态镉含量分别增加了 106.25%、154.55%;王一志等^[28]在研究不同 pH 条件下红壤水稻田土壤中镉形态的变化时也得到了类似的结论,认为土壤 pH 为 4.0 时,土壤中可交换态镉与残渣态镉含量分别占全量的 58.1% 和 12.2%,而当土壤 pH 升高到 8.0 时,两者含量分别占全量的 28.3% 和 35.3%,说明酸性条件下土壤镉主要以可交换态的形式存在,但随土壤 pH 的升高可交换态镉含量下降,残渣态镉含量上升。此外,也有研究认为土壤 pH 与土壤有效态镉含量并不是简单的线性关系,而是在相应的 pH 范围内才会呈现一定线性关系,如康六生^[29]在研究土壤 pH 对水稻大田生产上

的降镉效果时认为,当土壤 pH>6.5 时,随着土壤 pH 的增加有效态镉含量呈下降趋势,而当土壤 pH<6.5 时,土壤有效态镉含量并未随 pH 的增加而减少。另外,近年来随着同步辐射技术的快速发展,使得原位探测重金属镉的分子形态信息成为可能,如 Karlsson 等^[30]利用基于同步辐射的 X 射线近边吸收谱学(XANES)研究元素硫对植物吸收重金属的影响时得到,土壤中的 S₈ 可被土壤硫氧化细菌氧化,氧化过程中会伴随着氢离子的释放,致使土壤 pH 从 7.2 降到 6.9,导致土壤镉的生物有效性增加,促进了供试植物对镉的吸收。

3 土壤 pH 对镉形态的影响机制

3.1 低 pH 条件对镉形态的影响机制

大量研究表明,土壤 pH 变化会显著影响镉的形态,进而影响其生物有效性。一般来说,土壤 pH 对有效态镉含量的影响最大,低 pH(pH<6)时尤为明显,这可能是由于低 pH 条件下土壤中吸附反应起主控作用,如罗文贱等^[31]研究离子强度对江西红壤稻田 pH 的影响时发现,低 pH 条件下土壤颗粒表面的正电荷数量较多,与同性 Cd²⁺ 发生“相斥”作用,限制了 Cd²⁺ 在土壤颗粒表面的吸附,导致可交换态镉的含量增加。此外,低 pH 条件下土壤中其他形态的镉易于转化成可交换态镉,致使可交换态镉含量增加,如颜世红^[32]对浙江台州水稻土进行酸雨淋溶试验时得到,当采用 pH 为 3.5 和 4.5 的酸雨模拟溶液对水稻土进行淋溶时,碳酸盐结合态镉极易向可交换态镉转

化,且当所用酸雨模拟溶液的 pH 越低时,土壤中碳酸盐结合态镉的减少量越多,转化的可交换态镉含量越多,对土壤的危害就越大;刘佳丽等^[33]使用酸性淋洗液对碱性盐化土壤淋洗时也得到了类似的结论,即淋洗液的酸度越低土壤中的可交换态镉与碳酸盐结合态镉的释放量越大,这是由于土壤 pH 足够低时碳酸盐结合态镉与铁锰氧化物结合镉会大量溶解,而碳酸盐结合态镉与铁锰氧化物结合镉在低 pH 条件下又极易向可交换态镉转化,进而使可交换态镉的含量迅速增加。除上述机制外,刘旭等^[34]认为在低 pH 条件下,镉在黏土矿物或有机质表面上的吸附力为静电吸附,这种吸附力较弱,易被土壤溶液中的 H^+ 等交换,因此,低 pH 条件下,土壤溶液中的 H^+ 浓度迅速增加,被置换下来的 Cd^{2+} 浓度急剧上升,致使土壤中可交换态镉含量迅速增加,关天霞等^[35]也得到了类似的结论。而杜彩艳等^[36]还发现,土壤溶液中的其他金属离子如 Mg^{2+} 、 Fe^{3+} 以及 Al^{3+} 等,在低 pH 条件下活性远高于 Cd^{2+} ,使土壤更加倾向于 Mg^{2+} 、 Fe^{3+} 以及 Al^{3+} 等的吸附,进而减少对 Cd^{2+} 的吸附。另外, Khaokaew 等^[37]对含锌矿区采集的水稻土进行同步辐射微区 X 射线荧光光谱分析(Synchrotron micro-X-ray fluorescence spectroscopy, μ -SXRF)时发现,水稻土中镉的存在形态与钙元素呈显著相关,而与锌元素的相关性较差,钙元素的增加会促使土壤 pH 的升高,且 Ca^{2+} 与 Cd^{2+} 具有相似的离子半径,在自然环境下很容易发生置换现象,因此,在低 pH 条件下,土壤中钙元素含量下降,水稻对 Cd^{2+} 的吸收能力增强;陈岭啸等^[38]研究长江三角洲典型水稻土镉分布及其迁移的影响因素时也得到了类似的结论。可见,低 pH 条件下由于 Cd^{2+} 与正电荷的相斥作用、镉形态间的相互转化作用以及镉与其他金属及非金属离子的竞争作用等,使得有效态镉的含量迅速增加,进而对作物的正常生长产生巨大威胁。因此,在镉污染的酸性水稻田中可施用石灰、沸石以及海泡石等碱性材料来提高土壤 pH,降低有效态镉的含量,还可通过种植高富集镉的植物以达到修复及降镉的目的。

3.2 高 pH 条件对镉形态的影响机制

土壤 pH 对镉形态的影响在不同 pH 范围内差异显著。高 pH(pH>6)条件下,土壤中的镉会通过络合、螯合及沉淀等作用以难溶态的氢氧化物、碳酸盐及磷酸盐的形式存在,溶解度较小,土壤溶液中活性 Cd^{2+} 浓度也较低,导致镉的生物有效性下降^[39]。如廖敏和黄昌勇^[40]研究发现土壤 pH 的升高会增大土壤对镉

的吸附量,并最终发生沉淀,这可能是由于土壤 pH 的升高使得土壤有机质的溶解度增大,络合能力增强,致使大量的 Cd^{2+} 被络合有利于生成更稳定的有机质-镉的络合物以及硫化物结合态镉,同时氢氧化镉的比例也逐渐增大,导致有机结合态镉及硫化物结合态镉的含量迅速增加,有效态镉的含量逐渐降低;Caporale 和 Violante^[41]研究认为过渡金属和一些重金属离子由于本身电子层结构的特点,容易水解,在高 pH 条件下土壤溶液中 Cd^{2+} 和 OH^- 的离子积增大, Cd^{2+} 与 OH^- 结合以水合离子的形式存在,而 pH 升高又有利于水解反应的进行,且 $CdOH^+$ 的存在使 Cd^{2+} 的吸附量迅速增高,进而使生成 $Cd(OH)_2$ 沉淀的机会增大,致使镉在土壤溶液中的浓度逐渐降低;陈守莉等^[42]对污染水稻土中镉的形态及影响因素研究时也认为,中性及碱性条件下土壤中生成镉的氢氧化物、硫化物、磷酸盐和碳酸盐的沉淀反应所占的比重逐渐增大,有机络合态镉及其他难溶性镉的含量增加,导致镉的生物有效性降低;魏佳等^[43]、Yu 等^[44]都得出了类似的结论。除上述机制外,淡俊豪等^[45]研究生石灰对镉胁迫下土壤酸碱度及烟叶镉含量的影响时表明,随着土壤 pH 的升高,土壤中黏土矿物、水合氧化物和有机质表面的负电荷增加,因而对 Cd^{2+} 的吸附能力加强,致使土壤溶液中 Cd^{2+} 的浓度降低;蔡奎等^[46]研究石家庄农田土壤重金属镉的形态分布及影响因素时也认为,高 pH 条件下黏土矿物、水合氧化物以及有机质表面的负电荷增加,使土壤固相的吸附量及吸附能力增加;潘杨等^[47]研究南方稻田土壤 pH 变化对镉的吸收时也得出了相似的结论。除以上两种机制外,黄爽等^[48]认为,土壤 pH 的升高会使土壤颗粒表面对 Cd^{2+} 的吸附力由静电吸附变为结合力更强的专性吸附,从而使土壤溶液中有效态镉的含量下降,这与李程峰等^[49]研究 pH 影响镉在红壤中吸附行为时得出的结论相一致。Wang 等^[50]还认为,土壤 pH 的升高会导致土壤溶液中铁、铝、镁等金属离子的浓度减小,使土壤有利于吸附 Cd^{2+} ,致使有效态镉含量降低。此外,王洋等^[51]对水稻土中镉的化学形态进行分析时发现,残渣态主要以金属硫化物的形式存在,当土壤 pH>6 时,金属硫化物固定的镉含量增多,同时在淹水条件下土壤处于还原状态,土壤中的 SO_4^{2-} 被还原成 S^{2-} 并与土壤中的镉结合,生成更多的硫化物,致使残渣态镉的含量迅速增加,这与 Weber 等^[52]研究河滨土壤重金属孔隙水胶体的组成及形态时得出的结果类似。综上,高 pH 条件可使水稻土中有效态镉的含量降低,因此,在镉污染的碱性

水稻土中可适当种植低积累的水稻品种,以便对镉污染土壤进行充分合理的利用。

4 结论及展望

本文阐述了土壤重金属镉形态的分析方法,论述了土壤pH对镉形态的影响过程,并重点分析了土壤pH对镉形态的影响机制,研究表明,操作定义上的土壤镉形态分析方法主要以连续提取法为主,热解法应用较少,而同步辐射技术因其具有高通量、高亮度、宽频谱和可调性的优点已经成为土壤镉化学形态分析的主要技术手段;土壤pH对镉形态的影响在不同的pH范围内其机理机制存在明显差异,低pH条件下由于 Cd^{2+} 与正电荷的相斥作用、镉形态间的相互转化作用以及镉与其他金属及非金属离子的竞争作用等使得有效态镉的含量迅速增加,生物有效性增强;而高pH条件下土壤中的镉易发生络合、螯合、沉淀及专性吸附等作用使其稳定存在于土壤体系中,进而导致有效态镉的含量下降,生物有效性降低。因此,在镉污染的酸性土壤中施用石灰、沸石、海泡石等碱性材料及种植高富集镉的植物能显著降低有效态镉的含量,而镉污染的碱性土壤相比于酸性土壤有效态镉的含量低,生物有效性差,对植物及作物的危害程度小,可适当种植低积累的作物,以便对土壤进行充分合理的利用。

目前国内外关于土壤重金属镉的形态及其影响因素已经进行了大量研究,并取得了一定的成果,但仍有一些问题需要深入探讨。比如镉形态分析方法中的化学连续提取法,化学提取剂很难将目标组分彻底溶解,无法确切分析重金属镉的真实化学形态,所以在今后研究中应利用同步辐射技术对土壤中镉的未知形态和分子化学形态进行分析;而同步辐射技术在镉形态分析过程中仍然存在很多难题,如光斑尺寸仍相对滞后于高分辨研究发展的需求、低含量时镉的形态分析难以直接测定、植物鲜样等水合样品的辐射损伤等。因此,进一步提高第三代光源的性能并且发展第四代光源,以获得更高亮度的单色光和更小的光斑尺寸已经成为一个必然趋势。此外,重金属镉形态影响因素目前主要集中在单一影响因子的研究,如土壤pH、有机质、离子强度等,而土壤环境具有复杂性和多样性,单因子难以表达土壤的真实环境,重金属镉形态的改变往往是由多因子联合作用的结果,今后应开展多因子联合作用机制的研究,以便为镉污染土壤的修复与治理提供坚实的理论基础和科学依据。

参考文献:

- [1] 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业, 2014(5): 10-11.
- [2] 季书勤, 郭瑞, 王汉芳, 等. 河南省主要小麦品种重金属污染评价及镉吸收规律研究[J]. 麦类作物学报, 2006, 26(6): 154-157.
- [3] 封文利, 郭朝晖, 史磊, 等. 控源及改良措施对稻田土壤和水稻镉累积的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(1): 399-405.
- [4] Li B, Xiao R, Wang C Q, et al. Spatial distribution of soil cadmium and its influencing factors in peri-urban farmland: a case study in the Jingyang District, Sichuan, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 189(1): 21.
- [5] 赵敏, 范琼, 邓爱妮, 等. 酸性土壤改良对土壤镉形态改变及树仔菜镉含量的影响[J]. 南方农业学报, 2018, 49(6): 1089-1094.
- [6] Malinowska E. The effect of liming and sewage sludge application on heavy metal speciation in soil[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2017, 98(1): 105-112.
- [7] Shkurta E, Gjoka F, Contin M. The effect of natural zeolite on regrass growth in a heavy metal contaminated soil[C]//Proceedings of the 5th International Virtual Conference on Advanced Scientific Results, Publishing Society, 2017: 286-290.
- [8] 蔡志林, 王全友. 土壤处理剂对土壤钾和重金属含量的影响[J]. 安徽农业科学, 2018, 46(14): 138-140.
- [9] 杨洁, 瞿攀, 王金生, 等. 土壤中重金属的生物有效性分析方法及其影响因素综述[J]. 环境污染与防治, 2017, 39(2): 217-223.
- [10] 杨凤, 丁克强, 刘廷凤. 土壤重金属化学形态转化影响因素的研究进展[J]. 安徽农业科学, 2014, 42(29): 10083-10084, 10096.
- [11] Jiang H, Li T Q, Han X, et al. Effects of pH and low molecular weight organic acids on competitive adsorption and desorption of cadmium and lead in paddy soils[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2012, 184(10): 6325-6335.
- [12] 杨秀敏, 任广萌, 李立新, 等. 土壤pH值对重金属形态的影响及其相关性研究[J]. 中国矿业, 2017, 26(6): 79-83.
- [13] 白琦锋, 王文华, 袁涛. 同步辐射技术在环境污染监测及生态毒理研究中的应用[J]. 生态学杂志, 2012, 31(7): 1855-1861.
- [14] 樊建新, 王玉军, 崔晓丹, 等. 基于同步辐射的硬X射线荧光技术分析污染土壤中重金属分布[J]. 生态与农村环境学报, 2013, 29(3): 375-379.
- [15] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical Chemistry, 1979, 51(7): 844-851.
- [16] 邓晓霞, 米艳华, 黎其万, 等. 利用改进的BCR法和Tessier法提取稻田土壤中Pb、Cd的对比研究[J]. 江西农业学报, 2016, 28(9): 64-68.

- [17] 张志敏, 王会峰, 晁旭, 等. 常量元素及 pH 对土壤中重金属形态的影响[J]. 中国锰业, 2017, 35(6): 151–153.
- [18] 邹佳玲, 辜娇峰, 杨文毅, 等. 不同 pH 值灌溉水对土壤 Cd 生物有效性及稻米 Cd 含量的影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(4): 1508–1514.
- [19] Chen Z, Lee G J, Liu J. The effects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead in contaminated soils[J]. Chemosphere, 2000, 41(1): 235–242.
- [20] Naidu R, Bolan N, Kookana R S, et al. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils[J]. European Journal of Soil Science, 1994, 45(4): 419–429.
- [21] 柳影, 卢维盛, 赵扬, 等. 不同污染类型水稻土中镉的化学形态分布特征及其影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(9): 1703–1708.
- [22] 彭安, 王子健. 热分解法研究河流底质中汞的形态[J]. 环境化学, 1984, 3(1): 53–57.
- [23] Pradell T, Molera J, Salvadó A, et al. Synchrotron radiation micro-XRD in the study of glaze technology[J]. Applied Physics A, 2010, 99(2): 407–417.
- [24] 和君强, 贺前锋, 刘代欢, 等. 土壤镉食品卫生安全阈值影响因素及预测模型——以长沙某地水稻土为例[J]. 土壤学报, 2017, 54(5): 1181–1194.
- [25] 蒋逸骏, 胡雪峰, 舒颖, 等. 湖北某镇农田土壤—水稻系统重金属累积和稻米食用安全研究[J]. 土壤学报, 2017, 54(2): 410–420.
- [26] 侯青叶, 杨忠芳, 杨晓燕, 等. 成都平原区水稻土成土剖面 Cd 形态分布特征及影响因素研究[J]. 地学前缘, 2008, 15(5): 36–46.
- [27] 陈楠, 张昊, 杨慧敏, 等. 土壤 pH 对土壤镉形态及稻米镉积累的影响[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版), 2018, 44(2): 176–182, 209.
- [28] 王一志, 曹雪莹, 谭长银, 等. 不同土壤 pH 对红壤稻田镉形态及水稻镉积累的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2017, 40(1): 10–16.
- [29] 康六生. 土壤 pH · 淹水调控与低镉积累品种在水稻大田生产上的降镉效果[J]. 安徽农业科学, 2018, 46(20): 110–112, 128.
- [30] Karlsson T, Persson P, Skjellberg U. Complexation of copper(II) in organic soils and in Dissolved organic matter - EXAFS evidence for chelate ring structures[J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(8): 2623–2628.
- [31] 罗文贱, 张政勤, 陈勇, 等. 连续解吸中离子强度对可变电荷土壤和高岭石体系 pH 的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(1): 146–154.
- [32] 颜世红. 酸化土壤中镉化学形态特征与钝化研究[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2013.
- [33] 刘佳丽, 王祖伟, 张辉. 模拟降水对碱性盐化土壤中镉的淋滤及形态变化的影响[J]. 生态环境学报, 2010, 19(8): 1974–1978.
- [34] 刘旭, 顾秋蓓, 杨琼, 等. 广西象州与横县碳酸盐岩分布区土壤中 Cd 形态分布特征及影响因素[J]. 现代地质, 2017, 31(2): 374–385.
- [35] 关天霞, 何红波, 张旭东, 等. 土壤中重金属元素形态分析方法及形态分布的影响因素[J]. 土壤通报, 2011, 42(2): 503–512.
- [36] 杜彩艳, 祖艳群, 李元. pH 和有机质对土壤中镉和锌生物有效性影响研究[J]. 云南农业大学学报, 2005, 20(4): 539–543.
- [37] Khaokaew S, Chaney R L, Landrot G, et al. Speciation and release kinetics of cadmium in an alkaline paddy soil under various flooding periods and draining conditions[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(10): 4249–4255.
- [38] 陈岭啸, 宋垠先, 袁旭音, 等. 长江三角洲典型地区土壤-水稻系统中 Cd 的分布及其迁移制约因素[J]. 地球科学与环境学报, 2011, 33(3): 288–295.
- [39] 贺前锋, 桂娟, 刘代欢, 等. 淹水稻田中土壤性质的变化及其对土壤镉活性影响的研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(12): 2260–2268.
- [40] 廖敏, 黄昌勇. 黑麦草生长过程中有机酸对镉毒性的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(1): 109–112.
- [41] Caporale A G, Violante A. Chemical processes affecting the mobility of heavy metals and metalloids in soil environments[J]. Current Pollution Reports, 2016, 2(1): 15–27.
- [42] 陈守莉, 孙波, 王平祖, 等. 污染水稻土中重金属的形态分布及其影响因素[J]. 土壤, 2007, 39(3): 375–380.
- [43] 魏佳, 李取生, 徐智敏, 等. 多种有机酸对土壤中碳酸镉的活化效应[J]. 环境工程学报, 2017, 11(9): 5298–5306.
- [44] Yu H Y, Liu C P, Zhu J S, et al. Cadmium availability in rice paddy fields from a mining area: The effects of soil properties highlighting iron fractions and pH value[J]. Environmental Pollution, 2016, 209: 38–45.
- [45] 淡俊豪, 齐绍武, 朱益, 等. 生石灰对镉胁迫下土壤酸碱度和烟叶镉含量的影响[J]. 中国农学通报, 2017, 33(28): 19–25.
- [46] 蔡奎, 段亚敏, 栾文楼, 等. 石家庄农田区土壤重金属 Cd、Cr、Pb、As、Hg 形态分布特征及其影响因素[J]. 地球与环境, 2014, 42(6): 742–749.
- [47] 潘杨, 赵玉杰, 周其文, 等. 南方稻区土壤 pH 变化对稻米吸收镉的影响[J]. 安徽农业科学, 2015, 43(16): 235–238.
- [48] 黄爽, 张仁铎, 张家应, 等. 土壤理化性质对吸附重金属镉的影响[J]. 灌溉排水学报, 2012, 31(1): 19–22.
- [49] 李程峰, 刘云国, 曾光明, 等. pH 值影响 Cd 在红壤中吸附行为的实验研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(1): 84–88.
- [50] 王亚平, 潘小菲, 许春雪, 等. 土壤对镉离子的竞争吸附研究——以北京城近郊为例[J]. 岩矿测试, 2007, 26(4): 251–256.
- [51] 王洋, 刘景双, 王金达, 等. 土壤 pH 值对冻融黑土重金属 Cd 赋存形态的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 574–578.
- [52] Weber F, Voegelin A, Kaegi R, et al. Contaminant mobilization by metallic copper and metal sulphide colloids in flooded soil[J]. Nature Geoscience, 2009, 2(4): 267–271.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.003

王喆, 蔡敬怡, 侯士田, 等. 地球化学工程技术修复农田土壤重金属污染研究进展. 土壤, 2020, 52(3): 445–450.

地球化学工程技术修复农田土壤重金属污染研究进展^①

王 喆^{1,2}, 蔡敬怡¹, 侯士田^{1,3}, 朱晓华¹, 袁 欣¹, 赵奕然¹, 刘久臣¹, 李 航¹,
孙 倩¹, 张隆隆¹, 谭科艳^{1*}

(1 中国地质科学院国家地质实验测试中心, 自然资源部生态地球化学重点实验室, 北京 100037; 2 同济大学土木工程学院, 上海 200092;
3 中国地质大学(北京)地球科学与资源学院, 北京 100083)

摘 要: 随着我国农田土壤重金属污染的加剧, 传统的物理、化学和生物修复方法不能完全满足农田土壤修复的要求, 亟待寻找高效稳定、成本低廉且无二次污染的农田土壤修复技术。地球化学工程技术即是遵循这一理念的修复技术之一。本文就地球化学工程技术在农田土壤修复中的应用现状与阶段性成果进行了回顾, 着重概述了地球化学材料固定与钝化, 地球化学工程阻隔, 地球化学转化、吸收与浓集以及地球化学自然降解与衰减等 4 类技术在土壤修复中的研究进展和实践成果。并在此基础上讨论了应用地球化学工程技术进行农田土壤修复的优势和不足, 展望了地球化学工程技术修复农田土壤的应用前景和发展趋势, 提出注重多种修复技术的联合使用、开发功能化纳米材料与磁性纳米复合材料进行修复及加快土壤修复理论成果转化的研究方向。

关键词: 地球化学工程; 重金属; 环境修复; 农田土壤

中图分类号: X53 文献标志码: A

Advances in Geochemical Engineering Technology for Remediation of Farmland Soil Contaminated by Heavy Metals: A Review

WANG Zhe^{1,2}, CAI Jingyi^{1,3}, HOU Shitian^{1,3}, ZHU Xiaohua¹, YUAN Xin¹, ZHAO Yiran¹, LIU Jiuchen¹, LI Hang¹, SUN Qian¹, ZHANG Long Long¹, TAN Keyan^{1*}

(1 Chinese Academy of Geological Sciences, National Research Center for Geoanalysis, Key Laboratory of Eco-geochemistry, Ministry of Natural Resources, Beijing 100037, China; 2 College of Civil Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 3 School of Earth Sciences and Resources, China University of Geosciences(Beijing), Beijing 100083, China)

Abstract: With the aggravation of heavy metal pollution in farmland soils in China, traditional methods of remediation such as physical, chemical and biological methods are insufficient to completely meet the requirements of remediation. It is urgent to develop a technology that is efficient, stable, low-cost and has no secondary pollution. This paper reviewed the application and progress of geochemical engineering technology in remediating contaminated farmland soil, highlighted the fixation and deactivation of geochemical materials, geochemical engineering barriers, geochemical transformation-absorption-concentration and natural attenuation, meanwhile, the advantages, disadvantages and the development trend of this technology were also discussed and prospected. And It is Suggested that attentions should be paid to the combination of various remediation technologies, the preparation of functionalized nanomaterials and magnetic nanocomposites, and the acceleration of theoretical achievements in soil remediation to practical application.

Key words: Geochemical engineering; Heavy metals; Remediation; Farmland soil

公元前 218 年, 著名的迦太基王国主帅汉尼拔将军为了征服罗马, 命令士兵将酸液注入石灰岩以开辟阿尔卑斯山通道, 地球化学工程技术便由此而来^[1]。

近代的地球化学工程技术在 1990 年由荷兰的 Schuiling 教授提出, 其开创性地指出“将地球化学作用施于改造环境”, 主要涵义是利用自然的地球化

①基金项目: 中国地质科学院基本科研业务费项目(YYWF201722, YYWF201617)和自然资源部生态地球化学重点实验室开放基金项目(ZSDHJJ201803)资助。

* 通讯作者(tankeyan2017@163.com)

作者简介: 王喆(1987—), 男, 天津人, 博士研究生, 主要从事环境修复和环境地质研究。E-mail: 495953116@qq.com

学作用,尽可能地不干扰自然界,依据元素地球化学循环来去除有关的污染元素^[2]。近些年,随着人们深入研究和发 展,地球化学工程修复技术在理论上发展为应用地球化学原理,通过人工制造的某些地球化学作用或利用地球化学原理制造的产品以实现环境污染治理与管理的途径、方法和技术^[3]。实施地球化学工程修复的过程是地质过程的一类^[4],这种自然条件下的反应过程本身就是治理污染的一种手段^[5]。

当前我国经济快速发展带来了诸多的农田土壤重金属污染问题^[6-7]。自 2016 年国家颁发“土十条”以来,农田土壤重金属污染得到政府和学界前所未有的重视^[8]。目前对农田土壤重金属多采用化学固化、化学淋洗、植物修复和电动修复等方法^[9-10],存在效果不稳定、易产生二次污染、造价高等劣势。亟待开发高效稳定、成本低廉且无二次污染的新型农田土壤修复技术^[11]。

由于地球化学工程技术模拟自然界的各种自清洁作用,技术原理上属于地学原理,可以就地取材改善人类生存环境,使用材料为天然的、环境友好的,不会带来二次污染,适宜目前我国农田土壤的修复^[12]。近些年,欧洲发达国家相继提倡可持续修复(sustainable remediation),美国则更多地提倡绿色修复(green remediation),要求土壤修复过程尽量利用或模拟自然过程,修复结果满足环境友好、绿色环保、无二次污染的要求,强调修复的可持续性,这些与地球化学工程技术进行修复的理念不谋而合^[13-14]。与此同时,地表环境变化过程及效应、人类活动与地球环境相互作用机理与调控等研究内容相继由国家自然科学基金委列入“十三五”重点支持项目。基于此,有必要对目前国内外应用地球化学工程技术进行修复的现状作一梳理。

本文就地球化学工程技术在农田土壤修复中的应用现状与阶段性成果做一回顾,着重概述地球化学材料固定和钝化,地球化学工程阻隔,地球化学转化、吸收和浓集及地球化学自然降解和衰减在土壤修复中的实践,在此基础上讨论了地球化学工程技术进行农田土壤修复的优势和不足,最后对地球化学工程技术进行农田土壤修复的应用前景和发展趋势进行了展望。

1 地球化学工程技术修复研究进展

地球化学工程技术修复农田土壤重金属污染主要包括 3 种方式:一是降低土壤中重金属总的含量,包括重金属单质、各种重金属化合物和重金属盐等;

二是降低土壤重金属的生物有效性和生物可利用性,阻断其进入生物链;三是降低土壤中重金属的活动性和迁移性^[15]。有的技术对降低重金属总量效果显著,有的则对降低重金属生物有效性效果显著,还有的则是显著阻断重金属的迁移^[16]。

1.1 地球化学材料固定和钝化

地球化学材料是指自然界中天然存在的或略加改性得到的一类矿物材料。在土壤修复中添加地球化学材料,可以调整土壤地球化学属性,调节土壤 pH,吸附、固定土壤中游离的重金属。学者们应用基于硅酸盐^[17]、磷酸盐^[18]和碳酸盐^[19]的地球化学材料修复重金属污染土壤,取得了显著效果。Yin 等^[20]利用天然海泡石作固定剂,对 Cd 污染水稻土进行大规模原位修复,发现天然海泡石显著降低水稻土中 Cd 的生物有效性,降低糙米、稻壳、稻草和水稻根系中 Cd 含量分别为 54.7%~73.7%、44.0%~62.5%、26.5%~67.2% 和 36.7%~46.7%。Wu 等^[21]在湖南南部某矿区农田土壤施用石灰石和海泡石进行为期 3 a 的试验研究,发现降低土壤中 Pb 和 Cd 可交换态含量如下:第一季 Pb 为 97.6%~99.8%,Cd 为 88.3%~98.9%;第二季 Pb 为 80.7%~97.7%,Cd 为 28.3%~88.0%;第三季 Pb 为 32.6%~97.7%,Cd 为 8.3%~71.4%。谭科艳等^[22]在江西某 Pb、Cd 污染农田土壤中施用凹凸棒土、海泡石等地球化学材料进行修复,发现施用 6 个月可降低土壤中可迁移态 Pb 达 50%~60%。陈燕芳^[23]在安徽铜陵重金属污染土壤区,以天然黏土矿物膨润土和凹凸棒石为主要修复材料,配合添加有机肥和过磷酸钙等辅助材料进行重金属修复研究,发现修复后土壤种植的蔬菜中重金属含量达到食品中污染物限量的标准。刘斯文等^[24]对江西某离子型稀土矿山污染土壤进行地球化学工程原位修复,施加天然沸石并配加熟石灰和凹凸棒土,大幅提高了土壤 pH,显著固定了重金属与铵氮,并建立了 900 m² 的修复工程示范区。

地球化学材料不仅可以吸附固定重金属,有些材料还可增加土壤肥力。Liang 等^[25]组合施用磷酸盐岩尾矿材料和重磷酸钙固定土壤中重金属,显著减少了污染土壤中 Pb 和 Cu 的淋溶,渗滤液中 Pb 和 Cu 分别减少了 71.2% 和 34.8%,同时增加了土壤中磷含量和土壤肥力。施尧等^[26]运用重过磷酸钙和磷灰石矿尾料钝化修复 Pb、Cu、Zn 复合污染土壤,采用毒性浸出实验(TCLP)和水提取实验评价修复效果,毒性浸出实验提取液由冰醋酸和 NaOH 配制,按水土比 20:1 在(30±2) r/min 的速度下振荡提取(18±2)

h,最终发现毒性提取态 Pb 和 Cu 降低 15%~70% 和 10%~18%,水提取态 Pb 和 Cu 降低 16%~43% 和 46%~58%。Xu 等^[27]在某 Cu、Cd 污染农田土壤中施加磷灰石和石灰进行原位修复,显著降低了土壤中 Cu、Cd 的可交换态含量,增加了土壤中磷元素的含量,提高了土壤肥力。Sun 等^[28]应用膨润土固定土壤中 Cd 和 Pb,发现种植的水稻叶片中过氧化物酶(POD)活性和根系中超氧化物歧化酶(SOD)活性显著提高 0.18 倍~0.34 倍和 2.19 倍~2.46 倍,水稻幼苗根系可溶性蛋白(SP)含量增加 0.06 倍~2.20 倍,且使土壤中可交换态 Cd 降低了 11.1%~42.5%,可交换态 Pb 降低了 20.3%~49.3%。

农田土壤施加地球化学材料可有效固定重金属,降低重金属离子的活动性和迁移性,这些地球化学材料可以是天然的,也可以是利用地球化学原理制造的材料,如纤维素^[29]、生物质炭^[30]、赤泥^[31]等。Trakal 等^[32]利用多种不同的生物质炭固化土壤中 Pb 和 Cd,生物质炭主要通过吸附和离子交换等作用与重金属实现较强结合,使土壤中 Pb 和 Cd 迁移性和生物有效性显著降低。

另一方面,还可在施用前对天然地球化学材料进行简单的改性和改良。丁振亮等^[33]利用草酸改性磷灰石修复 Pb 和 Zn 复合污染土壤,将土壤中重金属污染水平从 120 mg/kg 降至 15 mg/kg,改性方式简单且操作简便,取得显著效果。需要注意的是,对天然地球化学材料进行改性或改良,须保证不掺入其他污染元素或物质。

近年来,应用环境友好型纳米材料修复重金属污染土壤成为国内外关注的热点。由于纳米材料具有极大的比表面积、超强的反应活性和优良的催化性能,使其能够弥补传统地球化学材料的部分缺陷,可以高效固定和去除重金属^[34-35]。

1.2 地球化学工程阻隔

地球化学工程阻隔是指应用地球化学技术阻隔污染,改善土壤环境质量,主要包括建立地球化学障和地球化学工程屏障等^[36]。刘斯文等^[24]应用原位地球化学障对江西某稀土矿区污染土壤进行原位修复,在边坡面上铺撒 0.5~0.7 cm 厚的天然沸石粉末,用于建立地球化学障,避免矿山内部的重金属和铵氮向已修复的土壤水平迁移,显著阻隔了 La(镧)、Ce(铈)、Eu(铕)等稀土元素和 NO_3^- 、 NH_4^+ 的迁移。

设置地球化学工程屏障不仅可从物理上阻断重金属迁移,还可通过屏障内吸附作用和离子交换反应固定重金属^[37]。Zhang 等^[38]设置 3 层地球化学工程屏

障系统阻隔 U(铀)、Cs(铯)和 Sr(锶)迁移污染,充分运用当地黏土矿物和天然沸石作为屏障内材料,有效吸附、固定重金属。Zhang 等^[38]对一个使用 18 a 的矿山地球化学屏障研究发现,其可显著降低 As、Ni、Cr 和 Pb 的活动性和迁移性,且发现 As 主要固定在铝硅酸盐残余相中。

对于低放废物的深地处置,往往将工程屏障与地球化学屏障相结合^[39]。地球化学工程屏障主要是指针对场址地层岩性的不利因素,通过采用天然矿物材料或化学添加剂改良岩土对核素的吸附固定能力,从而在场址地下水的运动途径上形成新的屏障,确保土壤和环境安全^[40-41]。连会青和武强^[42]根据地球化学障原理,进行了人工工程地球化学屏障应用于广东大亚湾放射性废物处置的试验研究,针对当地“酸性-氧化”的水土条件进行了一系列静态模拟试验和动态淋滤柱模拟试验,发现工程地球化学屏障对阻滞核素迁移非常有效,不仅能显著改善土体的地球化学条件,而且能降低土体的渗透性能,验证了人工工程地球化学屏障是一项经济、简便、实用的工程技术。李宽良等^[43]还提出,可在不同地段采用多重的屏障设计来固定不同的核素。

此外,诸多以地球化学材料为核心层的工程阻隔措施广泛应用于废矿场、废土场和矿山复垦区^[44],如在德国某煤炭废土场应用黏土基质和漂积黏土层有效阻隔了污染物的迁移和扩散^[45]。

1.3 地球化学转化、吸收与浓集

重金属的地球化学转化与吸收是表生演化地质作用的一部分,并服从地质作用规律和生物地球化学规律^[46]。通过地球化学转化作用可以将土壤中 As 转化为臭葱石,使之失去活性和生物有效性^[3]。生贺等^[47]研究在细砂中加入乳化植物油促进土著微生物异化铁还原作用, Fe^{3+} 还原成 Fe^{2+} 同时耦合去除 Cr^{6+} , 反应 14 d 后 Cr^{6+} 被完全去除,反应 28 d 后总 Cr 被完全去除,最终土壤中生成的 Cr^{3+} 以 Fe-Cr 无定形态沉淀存在。

赵越等^[48]从贵州某矿区重金属污染土壤中筛选碳酸盐矿化菌,发现其可通过吸附并诱导沉淀,引发矿化作用去除 Cd^{2+} ,最高矿化浓集率可达 45.14%,且矿化效果稳定。Wu 等^[49]进行了脱氮硫杆菌(*Thiobacillus denitrificans*)对 Sr 矿化的修复研究,发现脱氮硫杆菌对 Sr^{2+} 的去除率达到 82%。通过这种生物地球化学作用的模拟,可以将分散的土壤重金属重新聚集、浓集,形成小规模、高度富集的“人工矿床”,甚至可以通过采矿方式提取、回收重金属^[3]。

陈明等^[50]利用电力来模拟低温热液成矿作用过程和物理化学条件,将分散于土壤中的 Cu、Pb、Zn、Cd、Hg、As、Cd、Ni 等重金属进行活化、定向迁移、沉淀浓集和采集分离,将重金属彻底与土壤分离。其模拟条件控制在:常压、富氧、无气相、温度约 30~100℃,可处理的重金属包括低温矿物(辰砂、辉锑矿、雌黄、雄黄、碲化物、辉银矿、黝铜矿、黄铜矿、斑铜矿、辉铜矿、方铅矿、闪锌矿、白铁矿、石英、石髓、蛋白石、方解石、白云石、高岭石、沸石、冰长石、天青石、石膏、重晶石、明矾石、冰洲石和萤石)中的重金属及可能与他们形成类质同像的重金属。

1.4 地球化学自然降解和衰减

地球化学自然降解和自然衰减是基于表生地质作用规律和地球化学原理的一种自然规律。从长时间尺度的地质作用和地球化学规律来看,任何持久性污染物(包括重金属和有机物)的最后结局都是分散和稀释,任何物质和元素终究都将进入地球化学循环。所以,稀释应当被认为是一种实际的、不可避免的最终解决方法^[51]。特别地,对低风险、难去除的污染物应当首先尝试采用自然降解和衰减方式进行修复。

地球化学自然降解和衰减具体来讲主要由自然发生的物理、化学和生物作用组成,包括稀释、扩散、挥发、吸附、生物稳定、生物降解以及放射性衰减等。这种方法对土壤和地下水 As 的修复具有显著成本效益。Fe、Al 和 Mn 的氢氧化物、黏土和硫化物矿物以及天然有机物质通常可以固定 As,微生物活性可以催化 As 形态的转化或介导氧化还原反应从而影响 As 的迁移,部分植物可将 As 从污染的土壤和地下水中转移到它们的组织,这些过程都不同程度地使土壤和地下水中 As 降解和衰减^[52]。有学者在印度某废弃金矿区进行自然衰减修复监控,观测到重金属自然衰减率分别为: Pb(86.6%), Cr(56.6%), Ni(53.3%), Co(50%), Cu(50%), Zn(50%), Sr(46.6%) 和 As (36.6%), 并预测出污染羽中污染物的迁移^[53]。

利用地球化学自然降解规律进行土壤修复须加强原位监测,可通过施打原位监测井、建立区域观测站等方式进行监测。须通过对衰减能力的评估与长期自然衰减监控效果的评估,结合水文地质条件、水化学研究及同位素技术分析污染物自然衰减过程中化学物质挥发、微生物降解和吸附等作用,研发低耗能、高效率的强化自然衰减技术^[54]。Hafeznezhani 等^[55]指出,在应用地球化学自然衰减方法减轻自然系统中污染时,须重点考虑环境中 pH、氧化还原电位、竞

争离子和土壤本身物理化学性质等地球化学参数的重要性。地球化学自然降解方法具有绿色环保、不产生二次污染的优势,是一种较为经济和有效的方法,可以实现土壤修复的成本效益最大化。

2 地球化学工程技术修复的优势与不足

从地球化学工程技术角度出发,选择地球化学材料修复重金属有两点优势。一是基于地学原理和地球化学规律选择的修复材料在表生地球化学环境中较好的稳定性,不会出现人造矿物或人造钝化剂容易分解的现象。例如,某些人造钝化剂在实验室条件下有很高的去除效果和很好的稳定性,但在中试和实际大田试验中却在短期内分解,导致修复的失败。地球化学材料往往选择来自表生环境中稳定的天然矿物,不同于人造的无机或有机修复剂,不会出现分解、破坏或失去活性等现象。二是地球化学材料具有稳定的长期效用。很多地区使用生石灰和硫化物作为钝化剂修复土壤和地下水重金属污染,认为重金属和生石灰反应可生成重金属氢氧化物沉淀或硫化物沉淀,这种修复见效快,可解决短期问题,但忽略了表生地球化学作用和地球化学循环。重金属氢氧化物沉淀或硫化物沉淀并不稳定,在雨水尤其酸雨的冲刷、淋滤下,极易重新释放重金属,发生退化现象^[3]。所以,基于地球化学工程技术选择地球化学材料须充分考虑表生地球化学规律,使得修复工作的进行具有科学性、全面性和系统性。

由于地球化学工程技术模拟自然界的各种自清洁作用,其技术原理属于地学原理,可以就地取材改善人类生存环境,使用的地球化学材料均为天然、环境友好的,不会带来二次污染,适宜目前我国大面积污染农田土壤的修复。应当优先将地球化学自然过程和天然地球化学材料应用于农田土壤重金属的转化和去除,探索提升这些转化的速率和这些自然方法的效率的地球化学工程技术。

目前,应用生物地球化学循环规律处理污染物的研究较少,由于技术方法的局限,占总数 99% 以上的微生物至今尚不能培养,对微生物尤其是未培养的微生物在地球化学元素循环中的基础性作用仍知之甚少。可结合对地球化学自然过程和天然物料的基础知识,开发新的地球化学-生物工程技术实施修复。

3 展望

农田土壤污染是目前我国亟待解决的环境难题。且土壤环境十分复杂,土壤中重金属的修复受到多重

因素制约,已有的修复技术方法或多或少都有一些缺陷或应用障碍,开发新的技术方法迫在眉睫,未来或许可以从以下几个方面进行探索。

1)注意多种修复技术的联合使用,这种联合修复可在一定程度上克服单一修复技术的缺点,其中一种技术对另一种技术起到促进或辅助作用,以便提高修复效率,降低修复成本。不同技术的联合使用,取长补短,优势互补,是未来农田土壤重金属修复的最重要方向之一。例如地球化学生物技术,不仅发挥了地球化学材料的吸附固定作用,还增加了微生物的降解能力,使修复效率倍增。联合修复尤其对土壤中多种重金属复合污染、重金属-有机复合污染效果显著。还可结合农艺措施进行修复,如淹水可明显降低水稻中Cd积累,结合水分管理与增施钙镁磷肥等措施可显著降低土壤有效态Cd含量和稻米对Cd的积累。

2)可开发并应用功能化纳米材料和磁性纳米复合材料处理土壤重金属污染。功能化纳米材料是指在材料上修饰或接枝新的官能团,增强材料与重金属离子的反应。功能化纳米材料可以在分子、原子水平上展开化学反应,化学反应速率大大提高,可以快速、大量地处理重金属污染物。磁性纳米复合材料则巧妙地解决了修复完成后将重金属污染物提取出来的问题。通过施加磁场可以将磁性纳米颗粒吸出土壤作统一处理,这些磁性纳米颗粒络合、吸附了大量的重金属离子。

3)加快土壤修复理论创新到现场应用的成果转化。当前多数高效且稳定的土壤修复技术多停留在实验室小试阶段,不能满足现场中试乃至大田实验的要求,需加快修复技术到现场应用的成果转化速度。

参考文献:

- [1] 张翠,赵善浩.坎尼之战——汉尼拔创造的传奇经典[J].军事史林,2017(7): 46–50.
- [2] Schuiling R D. Geochemical engineering: Some thoughts on a new research field[J]. Applied Geochemistry, 1990, 5(3): 251–262.
- [3] 陈明,刘晓端,王蕊,等.发扬地学学科优势,形成具有国土资源部门特色的土壤修复理论与技术体系[J].地质通报,2016, 35(8): 1217–1222.
- [4] van Gaans P F M. The role of modelling in geochemical engineering—A (re)view[J]. Journal of Geochemical Exploration, 1998, 62(1): 41–55.
- [5] Vriend S P, Zijlstra H J P. Geochemical Engineering: Current applications and future trends - Preface[J]. Journal of Geochemical Exploration, 1998, 62(1/2/3): Vii–Viii.
- [6] 环境保护部和自然资源部.全国土壤污染状况调查公报[J].中国环保产业,2014(5): 10–11.
- [7] 骆永明,滕应.我国土壤污染的区域差异与分区治理修复策略[J].中国科学院院刊,2018, 33(2): 145–152.
- [8] 张桃林.科学认识和防治耕地土壤重金属污染[J].土壤,2015, 47(3): 435–439.
- [9] 郭书海,吴波,胡清,等.污染土壤修复技术预测[J].环境工程学报,2017, 11(6): 3797–3804.
- [10] Tang X, Li Q, Wu M, et al. Review of remediation practices regarding cadmium-enriched farmland soil with particular reference to China[J]. Journal of Environmental Management, 2016, 181: 646–662.
- [11] 刘晓端.创新地球化学工程技术,修复受污染的水土环境[N].中国国土资源报,2014-04-10(5).
- [12] Heberling F, Bosbach D, Eckhardt J, et al. Reactivity of the calcite—water-interface, from molecular scale processes to geochemical engineering[J]. Applied Geochemistry, 2014, 45: 158–190.
- [13] Hou D Y, Al-Tabbaa A. Sustainability: a new imperative in contaminated land remediation[J]. Environmental Science & Policy, 2014, 39: 25–34.
- [14] 谷庆宝,侯德义,伍斌,等.污染场地绿色可持续修复理念、工程实践及对我国的启示[J].环境工程学报,2015, 9(8): 4061–4068.
- [15] 胡红青,黄益宗,黄巧云,等.农田土壤重金属污染化学钝化修复研究进展[J].植物营养与肥料学报,2017, 23(6): 1676–1685.
- [16] 徐建明,孟俊,刘杏梅,等.我国农田土壤重金属污染防治与粮食安全保障[J].中国科学院院刊,2018, 33(2): 153–159.
- [17] Tahervand S, Jalali M. Sorption and desorption of potentially toxic metals (Cd, Cu, Ni and Zn) by soil amended with bentonite, calcite and zeolite as a function of pH[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2017, 181: 148–159.
- [18] Khan F, Khan M J, Samad A, et al. In-situ stabilization of heavy metals in agriculture soils irrigated with untreated wastewater[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2015, 159: 1–7.
- [19] Masindi V, Gitari M W, Tutu H, et al. Passive remediation of acid mine drainage using cryptocrystalline magnesite: a batch experimental and geochemical modelling approach[J]. Water SA, 2015, 41(5): 677–682.
- [20] Yin X L, Xu Y M, Huang R, et al. Remediation mechanisms for Cd-contaminated soil using natural sepiolite at the field scale[J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2017, 19(12): 1563–1570.
- [21] Wu Y J, Zhou H, Zou Z J, et al. A three-year in situ study on the persistence of a combined amendment (limestone+sepiolite) for remedying paddy soil polluted with heavy metals[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, 130(130): 163–170.
- [22] 谭科艳,王喆,蔡敬怡,等.地球化学工程技术修复江西某Pb超标耕地的应用[J].地球学报,2017, 38(6): 953–960.
- [23] 陈燕芳.地球化学工程技术修复重金属污染土壤的试验研究[D].北京:中国地质科学院,2010.

- [24] 刘斯文, 黄园英, 韩子金, 等. 离子型稀土矿山土壤生态修复研究与实践[J]. 环境工程, 2015, 33(11): 160–165.
- [25] Liang Y, Wang X C, Cao X D, et al. Immobilization of Pb, Cu, and Zn in a multi-metal contaminated soil amended with triple superphosphate fertilizer and phosphate rock tailing[J]. *Advanced Materials Research*, 2011, 356–360: 1716–1718.
- [26] 施尧, 曹心德, 魏晓欣, 等. 含磷材料钝化修复重金属 Pb、Cu、Zn 复合污染土壤[J]. 上海交通大学学报(农业科学版), 2011, 29(3): 62–68.
- [27] Xu L, Cui H B, Zheng X B, et al. Changes in the heavy metal distributions in whole soil and aggregates affected by the application of alkaline materials and phytoremediation[J]. *RSC Advances*, 2017, 7(65): 41033–41042.
- [28] Sun Y B, Li Y, Xu Y M, et al. *In situ* stabilization remediation of cadmium (Cd) and lead (Pb) co-contaminated paddy soil using bentonite[J]. *Applied Clay Science*, 2015, 105: 200–206.
- [29] Tursi A, Beneduci A, Chidichimo F, et al. Remediation of hydrocarbons polluted water by hydrophobic functionalized cellulose[J]. *Chemosphere*, 2018, 201: 530–539.
- [30] de O Pinto T, García A C, Guedes J D N, et al. Assessment of the use of natural materials for the remediation of cadmium soil contamination[J]. *PLoS One*, 2016, 11(6): e0157547.
- [31] Zhou R, Liu X C, Luo L, et al. Remediation of Cu, Pb, Zn and Cd-contaminated agricultural soil using a combined red mud and compost amendment[J]. *International Biodegradation & Biodegradation*, 2017, 118: 73–81.
- [32] Trakal L, Bingol D, Pohorely M, et al. Geochemical and spectroscopic investigations of Cd and Pb sorption mechanisms on contrasting biochars: engineering implications[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 171: 442–451.
- [33] 丁振亮, 赵玲, 续晓云, 等. 改性天然磷灰石促进 Pb/Zn 复合污染土壤的稳定化修复[J]. 环境化学, 2015, 34(6): 1049–1056.
- [34] Tran H N, van Viet P, Chao H P. Surfactant modified zeolite as amphiphilic and dual-electronic adsorbent for removal of cationic and oxyanionic metal ions and organic compounds[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 147: 55–63.
- [35] Su H J, Fang Z Q, Tsang P K E, et al. Remediation of hexavalent chromium contaminated soil by biochar-supported zero-valent iron nanoparticles[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 318: 533–540.
- [36] Huang T, Li D W, Liu K X, et al. Heavy metal removal from MSWI fly ash by electrokinetic remediation coupled with a permeable activated charcoal reactive barrier[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5(1): 15412.
- [37] Liu Y Y, Mou H Y, Chen L Q, et al. Cr(VI)-contaminated groundwater remediation with simulated permeable reactive barrier (PRB) filled with natural pyrite as reactive material: Environmental factors and effectiveness[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 298: 83–90.
- [38] Zhang P C, Ni S J, Qiu K H, et al. Geochemical study of engineering shield of uranium, strontium and cesium at a very low level waste disposal site[J]. *Advanced Materials Research*, 2013, 781–784: 2029–2035.
- [39] Mata C, Do N Guimaraes L, Ledesma A, et al. A hydro-geochemical analysis of the saturation process with salt water of a bentonite crushed granite rock mixture in an engineered nuclear barrier[J]. *Engineering Geology*, 2005, 81(3): 227–245.
- [40] 康厚军, 张东, 李宽良, 等. 含铈极低放废物处置的地球化学工程屏障研究[J]. 核化学与放射化学, 2006, 28(4): 225–230.
- [41] 张东. 铈在地下水中化学形态及地球化学工程屏障研究[D]. 北京: 中国工程物理研究院, 2005.
- [42] 连会青, 武强. 大亚湾废物处置场中工程地球化学屏障的研究[J]. 中国矿业大学学报, 2004, 33(5): 563–568.
- [43] 李宽良, 李书绅, 赵英杰, 等. 核废物处置地球化学工程屏障研究[J]. 成都理工大学学报(自然科学版), 2004, 31(2): 183–189.
- [44] Zhang Q, Ghanem H, Branam T D, et al. Geochemical characterization of engineered coal-combustion byproducts (CCBS): Occurrence and mobility of trace elements, implications for interactions with acidic and ambient groundwater[J]. *Fuel*, 2016, 177: 304–314.
- [45] Willscher S, Schaum M, Goldammer J, et al. Geochemical and microbial conditions of a lignite coal spoil and overburden area in Middle Germany and environmental impact decades after remediation[J]. *Mining Meets Water—Conflicts and Solutions*, 2016: 693–698.
- [46] Campbell K M, Gallegos T J, Landa E R. Biogeochemical aspects of uranium mineralization, mining, milling, and remediation[J]. *Applied Geochemistry*, 2015, 57: 206–235.
- [47] 生贺, 于锦秋, 刘登峰, 等. 乳化植物油强化地下水中 Cr(VI)的生物地球化学还原研究[J]. 中国环境科学, 2015, 35(6): 1693–1699.
- [48] 赵越, 姚俊, 王天齐, 等. 碳酸盐矿化菌的筛选与其吸附和矿化 Cd^{2+} 的特性[J]. 中国环境科学, 2016, 36(12): 3800–3806.
- [49] Wu Q Q, Dai Q W, Han L B. Study on strontium mineralization by *thiobacillus denitrificans* for remediation[J]. *Acta Geologica Sinica-english Edition*, 2017, 91: 291–292.
- [50] 陈明, 孙春美, 王蕊, 等. 热液成矿作用理论应用于重金属污染土壤修复及其验证[C]//中国地质学会 2015 学术年会论文集. 西安, 2015: 88–91.
- [51] 吴传璧. 地球化学工程学——21 世纪的环保产业[M]. 北京: 地质出版社, 2001: 411–414.
- [52] Wang S L, Mulligan C N. Natural attenuation processes for remediation of arsenic contaminated soils and groundwater[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, 138(3): 459–470.
- [53] Krishna A K, Mohan K R, Murthy N N. Monitored natural attenuation as a remediation tool for heavy metal contamination in soils in an abandoned gold mine area[J]. *Current Science*, 2010, 99(5): 628–635.
- [54] 席北斗, 李娟, 汪洋, 等. 京津冀地区地下水污染防治现状、问题及科技发展对策[J]. 环境科学研究, 2019, 32(1): 1–9.
- [55] Hafeznezhad S, Zimmer-Faust A G, Jun D, et al. Remediation of groundwater contaminated with arsenic through enhanced natural attenuation: Batch and column studies[J]. *Water Research*, 2017, 122: 545–556.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.004

陈利军, 蒋瑀霁, 王浩田, 等. 长期施用有机物料对旱地红壤磷组分及磷素有效性的影响. 土壤, 2020, 52(3): 451–457.

期施用有机物料对旱地红壤磷组分及磷素有效性的影响^①

陈利军^{1,2}, 蒋瑀霁^{1*}, 王浩田¹, 赵其国¹, 孙 波¹

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要: 针对中亚热带第四纪红黏土发育的红壤旱地, 建立了玉米单作系统等碳量投入有机物料的田间试验, 利用不同的磷分级方法研究了不同有机物料施用对土壤磷组分的影响, 构建了不同磷组分的含量与土壤全磷及有效磷之间的回归方程, 明确了不同磷组分对土壤磷活化系数(PAC)及磷肥(表观和经济)利用率的影响。连续 7 a 的试验结果表明: 施用有机物料可以增加土壤 PAC 和磷肥利用率, 并以秸秆猪粪 9 : 1 配施(NPKS/M)处理效果最佳, 显著高于常规施肥处理(NPK); 施用有机物料显著提升了土壤有机磷含量, 且与土壤有效磷含量显著正相关, 其对土壤 PAC 及磷肥(表观和经济)利用率影响显著。施用有机物料通过影响土壤有机碳、全氮、碱解氮、交换性 K^+ 以及交换性 Al^{3+} 含量影响土壤磷的有效性。

关键词: 红壤; 有机物料; 土壤磷分级; 磷活化系数

中图分类号: S158.9; S154.31 **文献标志码:** A

Effects of Long-term Application of Organic Materials on Phosphorus Fractions and Availability in Red Soil

CHEN Lijun^{1,2}, JIANG Yuji^{1*}, WANG Haotian¹, ZHAO Qiguo¹, SUN Bo¹

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: A T-year field experiment was conducted on the dry land of red soil derived from Quaternary red clay in the middle subtropical zone under the same carbon input from organic materials in corn monocropping system, and the effects of different organic material application on soil phosphorus fractions using different phosphorus fraction methods, the correlation between different phosphorus fractions with soil total phosphorus and available phosphorus, and the effects of different phosphorus fractions on soil phosphorus activation coefficient (PAC), the apparent and economic utilization rates of phosphate fertilizer were studied. The results showed that the application of organic materials increased soil PAC and the utilization rates of phosphorous fertilizer, and the best effect was obtained by applying 9 : 1 (NPKS/M) with straw pig manure, which was significantly higher than those of conventional fertilization treatment (NPK). The application of organic materials significantly increased the content of soil organic phosphorus, which was significantly positively correlated with the content of soil available phosphorus, thus, had significant effects on soil PAC and the apparent and economic utilization rates of phosphate fertilizer. In addition, the application of organic materials also affected the availability of soil phosphorus by affecting the contents of soil organic carbon, total nitrogen, available nitrogen, exchangeable K^+ and Al^{3+} .

Key words: Red soil; Organic material; Soil phosphorus fraction; Phosphorus activation coefficient

近年来, 虽然随着磷肥施用量的不断提高, 我国农田土壤有效磷含量呈稳中有升的趋势, 但是南方红壤缺磷情况仍十分普遍^[1-2]。由于红壤淋溶强烈, 脱硅富铁铝化现象严重, 土壤有机质和养分含量极低,

尤其酸性红壤以可变电荷矿物为主, 对磷素具有强烈的固定作用, 可变电荷矿物表面大量的铝(Al)和铁(Fe)氧化物是参与磷酸根离子固定作用的主要条件^[3-4], 其他表面反应还包括碳酸盐、黏土矿物和土壤有机物

①基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0200300)、中国科学院重点部署项目(KFZD-SW-112, KFJ-SW-YW032)和国家优秀青年基金项目(41922048)资助。

* 通讯作者(yjjiang@issas.ac.cn; bsun@issas.ac.cn)

作者简介: 陈利军(1988—), 男, 湖南衡阳人, 博士研究生, 主要从事土壤微生物生态学研究。E-mail: ljchen@issas.ac.cn

对磷素的固定^[5]。因此,红壤中磷素的有效性较低,磷肥的作物利用率极其低下,如何提高红壤中磷素有效性对于红壤区农业可持续发展具有重要的现实意义。

土壤中磷的形态直接决定了磷的生物有效性^[6-7]。有效磷是土壤中被植物吸收利用磷组分的总和,一般采用碳酸氢钠溶液提取的 Olsen-P 表征。Olsen-P 主要包括土壤中全部水溶性磷、部分吸附态磷、部分有机磷和少量沉淀态磷。但是单一的碳酸氢钠溶液提取法对土壤中有效磷的评估可能并不准确,因为其无法准确地测量土壤中有效磷含量^[8]。土壤有效磷含量的测定通常是通过一定的含有中度酸性或碱性物质的提取剂来增强土壤磷组分的释放,例如 Olsen 和 Bray 方法^[9-10],这些方法主要测定土壤中以最容易溶解或解吸形式存在的磷。对土壤磷进行分级可作为探讨不同磷组分对有效磷贡献的一种方法。酸性土壤中无机磷分级一般采用 Chang-Jackson 方法,可分为磷酸铝盐(Al-P)、磷酸铁盐(Fe-P)、磷酸钙盐(Ca-P, $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 和 $\text{Ca}_{10}\text{-P}$)和闭蓄态磷酸盐(O-P)4 个组分^[11]。然而,由于土壤磷的化合物组成较为复杂^[12],单一提取方法对磷素分级存在诸多弊端^[13]。利用 Deluca 等^[14]开发的基于土壤磷素生物有效性的分级方法可以充分反映磷素的生物学利用难易程度。对磷进行生物有效性分级主要考虑以植物和微生物分泌有机酸等活化的磷表征磷组分,其较好地模拟了土壤-植物-根系过程,有效地反映了各形态磷的生物有效性。由于磷与土壤中的有机和无机成分具有极强的相互作用、研究者对磷形态的认识不够全面、有机磷和稳定无机磷的转化率的不明确,以及作物从土壤获取磷策略和能力的不同,导致土壤中潜在可利用磷的确定和测量存在很大的不确定性。

一般来说,土壤有机磷各组分的含量可以通过施用有机肥来增加,但其各组分增加的幅度主要受土壤类型和有机肥的种类等因素的综合影响。研究表明,有机肥的施用能提高活性有机磷、中活性有机磷和中稳性有机磷等组分的含量^[15],施用猪粪、紫云英、稻草等有机肥能显著提高有机磷各组分的含量^[16]。此外,磷素的有效性还会受到碳磷比(C/P)的影响^[17]。

本研究针对南方红壤区磷肥、磷素有效性低等问题,基于江西鹰潭长期等碳投入有机物料试验平台,探究了不同有机物料施用对土壤磷组分和磷素有效性的影响、不同磷素分级方法能否客观科学地反映不同磷组分在土壤中的真实存在状况和磷素分级方法在红壤中的适用性,本研究将对揭示土壤磷素状况及其转化具有深刻意义。

1 材料与方法

1.1 试验地基本概况

田间试验于 2010 年设置在江西省鹰潭市中国科学院红壤生态实验站(116°55' E, 28°13' N),试验区属中亚热带季风气候,年均温 17.8℃,年均降水量 1 795 mm。田间试验小区面积为 100 m²(5 m × 20 m)。供试土壤为第四纪红黏土发育的红壤(黏化湿润富铁土),原始植被为稀疏马尾松林。红壤养分和有机质含量低,强酸性,阳离子交换量(CEC)低。试验前表层土壤(0~20 cm)基本性质为:有机碳 2.52 g/kg,全氮 0.40 g/kg,全磷 0.23 g/kg,全钾 11.95 g/kg,速效氮 38.30 mg/kg,有效磷 0.76 mg/kg,速效钾 47.58 mg/kg,缓效钾 135.38 mg/kg, CEC 12.12 cmol/kg, pH 4.73。

1.2 试验处理

试验共设置 6 种施肥处理:①空白(Ref),不施肥,不种作物;②对照(CK):不施肥,只种植作物;③施用化肥(NPK):施用常规氮磷钾化肥;④秸秆还田(NPKS):施氮磷钾化肥,秸秆还田;⑤秸秆-猪粪配施(NPKS/M):施氮磷钾化肥,秸秆:猪粪按 9:1 的碳投入配比施用;⑥秸秆生物质炭(NPKBC):施氮磷钾化肥和生物质炭。除 Ref 处理外,其他处理均为玉米单作,供试玉米品种为苏玉 20。每个处理重复 3 次,采用随机区组排列。生物质炭利用风干玉米秸秆在生物炭炉中厌氧闷烧法获得。有机物料施用处理(NPKS、NPKSM、NPKB)中碳输入量均为 1 000 kg/hm²。除了空白(Ref)和对照(CK)处理,其他处理化肥施用量均为:尿素(N 150 kg/hm²)、钙镁磷肥(P_2O_5 75 kg/hm²)、氯化钾(K_2O 60 kg/hm²),所有肥料作基肥播种前一次施入。

1.3 样品采集和分析方法

土壤样品为 2017 年玉米收获后采集,各小区按 S 型采集 8 个样点的表层(0~20 cm)土壤样品,混合均匀后用四分法取 600 g 土样,风干后用于测定土壤理化性质。土壤全氮采用凯氏消煮法测定,全磷采用高氯酸-硫酸溶-钼锑抗比色法测定,全钾采用原子吸收分光光度法测定,速效氮采用碱解扩散法测定,有效磷采用碳酸氢钠提取-钼锑抗比色法测定,速效钾采用原子吸收分光光度法测定,有机质采用重铬酸钾氧化法测定, pH 采用电位计法测定, CEC 采用乙酸铵交换法测定,土壤交换性盐基离子和交换性铝离子采用乙酸铵浸提原子吸收光谱法测定,土壤有机磷含量采用灼烧法测定^[18]。土壤中无机磷分级一般采用 Chang-Jackson 方法,分为磷酸铁盐(Fe-P)、磷酸

钙盐(Ca-P, $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 和 $\text{Ca}_{10}\text{-P}$)和闭蓄态磷酸盐(O-P)3个(由于磷酸铝盐几乎检测不到,故不分)组分^[11]。生物有效性分级:①0.01 mol/L CaCl_2 溶液提取的水溶性磷($\text{H}_2\text{O-P}$),能够模拟直接被根系截留、扩散和吸收的磷;②10 mmol/L 柠檬酸(Citrate)溶液提取态磷(Citrate-P),能够模拟被有机酸活化释放的磷;③1 mol/L HCl 提取的磷(HCl-P),能够模拟质子活化的土壤最大潜力磷库^[17]。

1.4 数据分析方法

磷活化系数(phosphorus activation coefficient, PAC)= 土壤有效磷/全磷 $\times 100\%$;磷肥表观利用率=(施肥处理生物量含磷总量-对照处理生物量含磷总量)/施磷总量 $\times 100\%$;磷肥经济利用率=(施肥处理籽粒含磷总量-对照处理籽粒含磷总量)/施磷总量 $\times 100\%$ 。

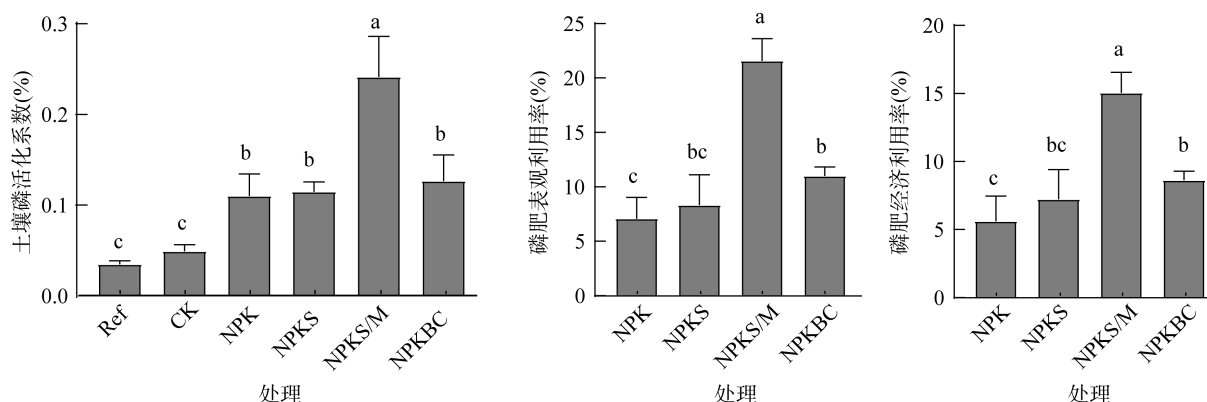
数据差异显著性分析用方差分析法(ANOVA)和 Tukey 法($P < 0.05$);相关分析采用皮尔逊相关系数法;随机森林分析采用 R 语言 randomForest 程序包计算,并分别 rfUtilities 和 rfPermute 程序包检验模型

和每个变量的 P 值。

2 研究结果

2.1 不同施肥处理土壤磷活化系数

土壤 PAC 表征土壤磷素的活化能力,即全磷向有效磷转化的难易程度。土壤 PAC 越高,有效磷在全磷中的比例越大,磷素有效性也就越高。有机物料施用 7 a 后土壤 PAC 增高,其中 NPKS/M 处理显著高于 NPK 处理($P < 0.01$),PAC 上升了 1.19 倍(图 1)。土壤 PAC 大小依次为 $\text{NPKS/M} > \text{NPKBC} > \text{NPKS} > \text{NPK} > \text{CK} > \text{Ref}$ 。施碳处理与 NPK 处理相比,磷肥表观利用率和经济利用率分别上升了 1.24% ~ 14.49% 和 1.61% ~ 9.42%。各处理磷肥表观利用率和经济利用率的高低依次为 $\text{NPKS/M} > \text{NPKBC} > \text{NPKS} > \text{NPK}$,且 NPKS/M 和 NPKBC 处理磷肥表观利用率和经济利用率均显著高于 NPK 处理,NPKS/M 处理磷素表观利用率和经济利用率分别为 NPK 处理的 3.05 倍和 2.68 倍,NPKBC 分别为 NPK 的 1.55 倍和 1.53 倍。



(图中不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$),下同)

图1 不同处理施用 7 a 后土壤 PAC 及磷肥表观利用率和经济利用率

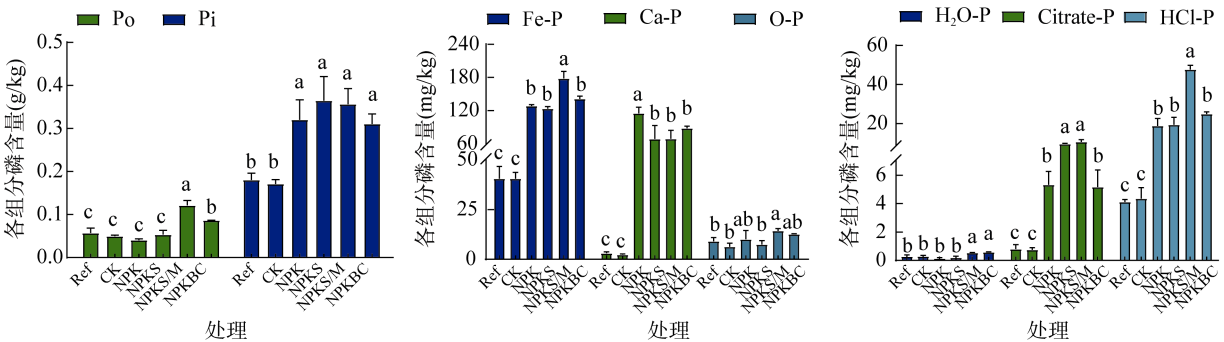
Fig. 1 Soil PACs, apparent and economic utilization rates of phosphorus fertilizer after 7 years under different treatments

2.2 不同施肥处理土壤磷分级

施用有机物料显著提升了土壤有机磷的含量,但对无机磷的含量无显著影响(图 2)。土壤有机磷占全磷的 11.10% ~ 25.32%,施用有机物料后提高了 0.003 ~ 0.07 g/kg,其中 NPKS/M 和 NPKBC 处理显著高于 NPK 处理,土壤有机磷含量增幅分别为 132.1% 和 5.6%。将土壤中的无机磷进行分级(因本试验土样中 Al-P 含量极为低下,故将土壤无机磷分为 Fe-P、Ca-P 和 O-P 3 类)发现,试验土壤中 Fe-P 含量最高,占土壤无机磷总量的 50.65% ~ 82.55%;其次为 Ca-P,占 4.71% ~ 45.31%;O-P 含量最低,占 3.72% ~ 17.20%。

对 Fe-P 而言,除 NPKS/M 处理显著高于 NPK 处理外,其他施用有机物料处理与 NPK 处理差异不显著。施用有机物料会导致红壤中的 Ca-P 含量显著下降($P < 0.05$),但对 O-P 影响并不显著($P > 0.05$)。

为探讨不同的磷组分对土壤有效磷的贡献,根据磷的利用难易程度可对土壤有效磷进行分级。根据不同提取剂,可将土壤中的有效磷分为极易利用磷(水溶态磷, $\text{H}_2\text{O-P}$)、缺磷情况下容易利用磷(柠檬酸提取,模拟根系分泌物活化磷, Citrate-P)以及极度缺磷情况下可利用磷(盐酸提取态, HCl-P)。施用有机物料土壤中 $\text{H}_2\text{O-P}$ 和 Citrate-P 分别上升了 0.05 ~



(图中 Po 为有机磷; Pi 为无机磷)

图 2 有机物料施用对不同分级方法土壤磷素含量组成的影响

Fig. 2 Effects of organic material application on soil phosphorus contents by different fraction methods

0.43 mg/kg 和 0.16 ~ 5.21 mg/kg, 土壤中 H₂O-P 含量依次为 NPK < NPKS < CK < Ref < NPKS/M < NPKBC,其中 NPKS/M 和 NPKBC 处理显著高于 NPK 处理。土壤中 Citrate-P 含量则为 CK < Ref < NPK < NPKBC < NPKS < NPKS/M, 其中 NPKS/M 和 NPKS 处理显著高于 NPK 处理。HCl-P 含量则只有 NPKS/M 处理显著高于 NPK 处理。

2.3 不同磷分级与土壤有效磷的关系

分别对不同分级方法所得到的磷组分与土壤有效磷和全磷进行拟合,探究不同的磷组分与土壤有效磷和全磷含量的关系,结果发现土壤中磷素组分与全磷及有效磷含量呈线性相关(表 1)。土壤有机磷含量

与有效磷含量显著正相关($R^2=0.327$, $P<0.05$), 无机磷含量与土壤全磷及有效磷均极显著相关(R^2 分别为 0.867 和 0.516, $P<0.001$)。无机磷中 Fe-P 含量与土壤全磷和有效磷含量相关性极强(R^2 分别为 0.855 和 0.755, $P<0.001$), Ca-P 含量与土壤全磷含量相关性极显著($R^2=0.414$, $P<0.01$), 但与有效磷含量相关性并不显著, O-P 含量则与全磷及有效磷含量相关性均不显著。土壤中 Citrate-P 和 HCl-P 含量与全磷(R^2 分别为 0.831 和 0.794)及有效磷(R^2 分别为 0.641 和 0.869)含量均显著正相关($P<0.001$), H₂O-P 含量则只与有效磷含量显著正相关($R^2=0.230$, $P<0.05$)。

表 1 土壤不同磷组分与全磷及有效磷含量的回归方程

Table 1 Regression equation of different phosphorus fractions, soil total phosphorus and available phosphorus

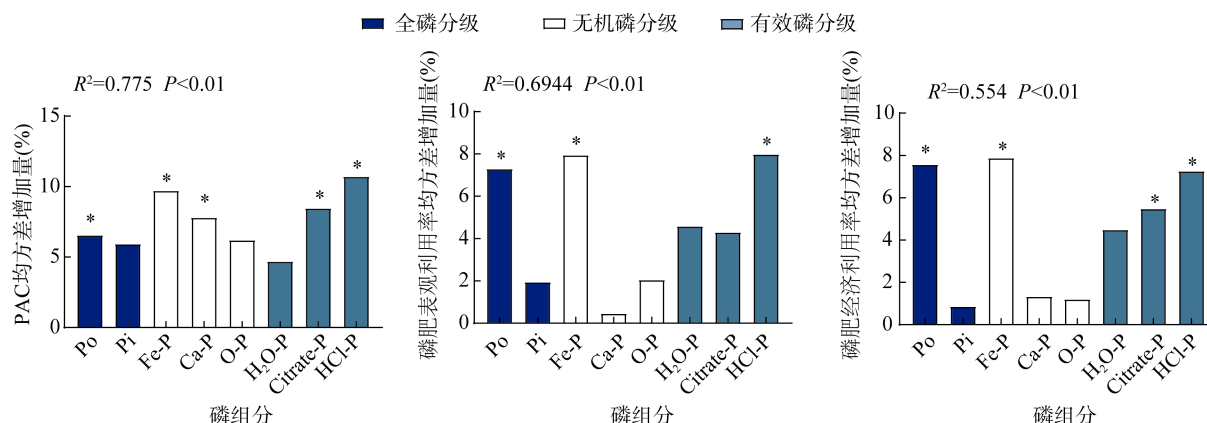
磷指标	磷组分	回归方程	R^2	P 值
AP	P _o	y=0.055x-0.151	0.327	0.013
	P _i	y=0.031x-4.09	0.516	0.0008
	H ₂ O-P	y=9.43x+1.51	0.230	0.044
	Citrate-P	y=0.730x+0.716	0.641	<0.0001
	HCl-P	y=0.227x+0.132	0.869	<0.0001
	Fe-P	y=0.061x-1.91	0.755	<0.0001
	Ca-P	y=0.035x+2.50	0.191	0.0701
	O-P	y=0.476x+0.002	0.212	0.0546
TP	P _o	y=0.393x+0.331	0.036	0.4486
	P _i	y=0.859x+0.122	0.867	<0.0001
	H ₂ O-P	y=154.8x+0.315	0.133	0.136
	Citrate-P	y=17.95x+0.270	0.831	<0.0001
	HCl-P	y=4.68x+0.273	0.794	<0.0001
	Fe-P	y=1.39x+0.217	0.855	<0.0001
	Ca-P	y=1.12x+0.298	0.414	0.0039
	O-P	y=9.95x+0.269	0.199	0.0636

注: 表中 Po 为土壤有机磷; Pi 为土壤无机磷含量。

2.4 土壤组分对磷活化系数和磷素利用率的影响

随机森林模型预测结果显示(图 3), Po、Fe-P、Ca-P、Citrate-P 以及 HCl-P 是土壤 PAC 的主要决定因素($P < 0.05$)。当分别去除 Po、Fe-P、Ca-P、Citrate-P 以及 HCl-P 的预测值时,土壤 PAC 的均方差分别增加 5.91%、9.71%、7.80%、8.46% 和 10.70%。Po、

Fe-P 以及 HCl-P 对土壤磷素表观利用率(去掉其预测值,均方差分别增加了 7.28%、7.94% 和 7.98%, $P < 0.05$)和经济利用率(去掉其预测值,均方差分别增加了 7.56%、7.88% 和 7.25%, $P < 0.05$)的影响均达显著水平,此外 Citrate-P 对磷素的经济利用率的影响也较显著(去掉其预测值,均方差增加 5.48%, $P < 0.05$)。

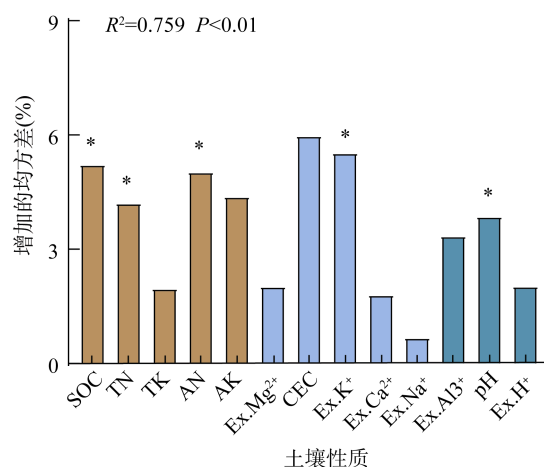


(图中*表示剔除横坐标对应因子预测对象均方差增加量在 $P < 0.05$ 水平显著,下同)

图 3 土壤磷组分对磷活化系数、磷素表观利用率和经济利用率的影响

Fig. 3 Effects of soil phosphorus fractions on soil PACs, apparent and economic utilization rates of phosphorus fertilizer

进一步通过构建随机森林模型,分析土壤环境因子对土壤 PAC 的影响(图 4),发现当分别去除土壤有机碳、全氮和速效氮的预测值时,土壤 PAC 的均方差分别增加了 5.21%、4.20% 和 5.02%;去掉交换性 K^+ ,均方差增加了 5.52%;去掉交换性 Al^{3+} ,均方差增加了 3.85%。



(图中 SOC: 土壤有机碳; TN: 土壤全氮; TK: 土壤全钾; AN: 土壤速效氮; AK: 土壤速效钾; CEC: 阳离子交换量; Ex.Mg²⁺、Ex.K⁺、Ex.Ca²⁺ 和 Ex.Na⁺ 分别表示交换性镁、钾、钙和钠; Ex.Al³⁺ 和 H⁺ 分别表示交换性铝和氢)

图 4 随机森林模型分析土壤其他理化性质对土壤 PAC 的影响

Fig. 4 Effects of soil other physiochemical properties on soil PAC based on Random Forest model

3 讨论

全磷和有效磷是衡量土壤供磷潜力和供磷活力的两个重要指标,有效磷与全磷含量之比则为土壤磷素活化系数(PAC),PAC 直观地反映了磷素的有效化潜力^[19-20],其比例越高,则表明全磷转化成有效磷能力越大,其比例越低,表示土壤固定磷的能力越强。本研究中,施肥处理土壤 PAC 显著高于 Ref 和 CK 处理,与 NPK 处理相比施用有机物料也会提高土壤 PAC,其中 NPKS/M 处理显著高于 NPK 处理($P < 0.01$)。大部分研究认为施用磷肥能够显著提高土壤 PAC,而化肥磷配施有机物料对土壤有效磷和 PAC 的增加更显著^[21-22]。在酸性红壤中这种效应更加明显,已有研究认为长期不施磷土壤 PAC 值呈下降趋势,而长期施磷(无机或有机磷肥)及无机磷肥与有机肥配施均促进了土壤 PAC 增高^[23]。土壤 PAC 一方面与磷素投入量相关,磷肥输入量越大,土壤有效磷和 PAC 上升越多,这可能是由于土壤矿物表面的吸附位点被施入的磷占据,降低了矿物对磷的固定强度从而促进磷的活化^[24];另一方面,施用有机物料会影响土壤磷素的活化,有机物腐解过程中产生的小分子有机酸等物质能够减少无机磷的固定,并活化土壤无机磷,增加有效性磷^[25-26],此外,有机质还可以与土壤矿物形成有机无机复合体,包裹土壤矿物表面的吸

附位点,从而降低矿物对磷素的固定作用。本研究中磷肥表观利用率及经济利用率变化趋势与 PAC 基本一致,土壤磷活化能力增强,植物吸收利用的磷素增加,故利用率上升。

研究表明,长期施用无机磷肥或有机肥均可提升土壤有机磷和无机磷含量,化肥主要提高无机磷,有机肥则以提高有机磷为主^[27]。本研究中长期施肥处理土壤无机磷总量显著升高,但与 NPK 处理相比,施用有机物料土壤无机磷含量并未显著上升,甚至 NPKS/M 和 NPKBC 处理还稍有下降,这有可能是因为随着生物量上升,作物带走的磷量增加所致。施用有机物料增加了土壤有机磷含量,NPKS/M 和 NPKBC 处理土壤有机磷含量显著高于 NPK 处理,且有机磷含量与有效磷含量显著正相关,对 PAC、磷素表观利用率和经济利用率的影响均显著;虽然土壤无机磷含量与全磷和有效磷的含量的相关性均高于有机磷,但其对 PAC、磷素表观利用率和经济利用率的影响均不显著。这有可能是因为有机物料施用多年后,土壤有机磷总量增加,且主要是增加了土壤中活性有机磷含量^[28]。

本研究还发现,施肥处理土壤中 Fe-P 和 Ca-P 的含量显著高于不施肥的 Ref 和 CK 处理,且有机物料施用会进一步增加 Fe-P 的含量,其中 NPKS/M 和 NPKBC 处理土壤 Fe-P 含量显著高于 NPK 处理;施用有机物料显著降低 Ca-P 含量。土壤 Fe-P 与土壤全磷、有效磷含量显著正相关,对 PAC 及磷素(表观及经济)利用率影响显著;Ca-P 则只与全磷含量显著相关,且只对 PAC 影响显著。在氧化土中 Fe-P 的含量较高, Ca-P 含量低于 Fe-P,氧化土中 Ca 缺乏,因为强烈的脱硅化作用通过去除土壤中二氧化硅和碱性离子,形成更多的酸,大多数可溶的 Ca-P 都转化为 Fe-P 和 Al-P^[29]。值得注意的是,本研究土壤样品中 Ca-P 含量也比较高,这可能是因为施用的无机磷肥为钙镁磷肥所致。

同时,本研究通过生物有效性分级法证明了 3 种不同提取效率溶液(CaCl₂、Citrate 和 HCl)提取的磷都在一定范围与 Olsen-P 含量正相关,每种溶液提取的磷都与一定程度可利用的磷对应:①CaCl₂ 溶液提取的水溶性磷 H₂O-P,是直接被根系和丛枝菌根吸收的磷^[30];②Citrate 提取的磷,是根系和根外菌根中释放出有机酸可活化的磷^[31];③HCl 提取的磷,是根尖和外生菌根释放 H⁺ 可活化的磷^[31]。施用有机物料土壤中柠檬酸盐和 HCl 可提取的磷含量上升,且 NPKS 和 NPKS/M 处理显著高于 NPK 处理,反映了

土壤中植物可利用磷累积增加,植物吸收带走的磷可以通过施肥得到补充,且有机物料施用可以促进这种形式的补充^[32]。柠檬酸和 HCl 提取磷与土壤全磷、有效磷含量显著正相关,且对 PAC 和磷素利用率影响显著,Citrate-P 代表磷高效植物可利用态磷,HCl-P 代表植物根尖释放质子可活化的磷总量,这两种磷对土壤中磷的持续供应具有重要意义^[5,33-36]。

4 结论

1)连续 7 a 施用有机物料提高了土壤 PAC 和磷肥利用率,且以 NPKS/M 处理效果最佳,显著高于 NPK 处理;其次为 NPKBC 处理,磷肥利用率显著高于 NPK 处理。

2)施用有机物料显著提高了土壤有机磷、Fe-P、Citrate-P 及 HCl-P 的含量,这些组分均与土壤有效磷含量显著正相关,并对土壤 PAC 影响显著。

3)土壤有机碳、全氮、速效氮、交换性 K⁺ 以及交换性 Al³⁺ 含量对土壤 PAC 的影响显著,施用有机物料主要是通过改变这些土壤因子,提高磷素有效性。

参考文献:

- [1] 孙波,张桃林,赵其国. 南方红壤丘陵区土壤养分贫瘠化的综合评价[J]. 土壤, 1995, 27(3): 119-128.
- [2] 赵其国,黄国勤,马艳芹. 中国南方红壤生态系统面临的问题及对策[J]. 生态学报, 2013, 33(24): 7615-7622.
- [3] Walbridge M R, Richardson C J, Swank W T. Vertical distribution of biological and geochemical phosphorus subcycles in two southern Appalachian forest soils[J]. Biogeochemistry, 1991, 13(1): 61-85.
- [4] Horta M D C, Torrent J. Phosphorus desorption kinetics in relation to phosphorus forms and sorption properties of Portuguese acid soils[J]. Soil Science, 2007, 172(8): 631-638.
- [5] Hinsinger P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: A review[J]. Plant and Soil, 2001, 237: 173-195.
- [6] 雷宏军,刘鑫,朱端卫. 酸性土壤磷分级新方法建立与生物学评价[J]. 土壤学报, 2007, 44(5): 860-866.
- [7] 蔡观,胡亚军,王婷婷,等. 基于生物有效性的农田土壤磷素组分特征及其影响因素分析[J]. 环境科学, 2017, 38(4): 1606-1612.
- [8] McKenzie R H, Bremer E. Relationship of soil phosphorus fractions to phosphorus soil tests and fertilizer response[J]. Canadian Journal of Soil Science, 2003, 83(4): 443-449.
- [9] Olsen S R, Sommers L E. Phosphorus[M]//Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Agronomy Monograph No.9. 2nd ed. Madison, WI.: ASA SSSA, 1982: 403-430
- [10] Tiessen H, Moir J O. Characterization of available P by sequential extraction[M]//Carter M R. Soil sampling and

- methods of analysis. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL, 1993: 823.
- [11] Chang S C, Jackson M L. Solubility product of iron phosphate[J]. Soil Science Society of America Journal, 1957, 21(3): 265–269.
- [12] McLaren T I, Smernik R J, McLaughlin M J, et al. Complex forms of soil organic phosphorus—A major component of soil phosphorus[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(22): 13238–13245.
- [13] 冯跃华, 张杨珠. 土壤有机磷分级研究进展[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版), 2002, 28(3): 259–264.
- [14] Deluca T H, Glanville H C, Harris M, et al. A novel biologically-based approach to evaluating soil phosphorus availability across complex landscapes[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2015, 88: 110–119.
- [15] Zhang Y S. Influence of organic manure on organic phosphorus fraction in soils[J]. Pedosphere, 1993, 3(4): 361–369.
- [16] 张亚丽, 沈其荣. 有机肥料对土壤有机磷组分及生物有效性的影响[J]. 南京农业大学学报, 1998, 21(3): 59–63.
- [17] 赵少华, 宇万太, 张璐, 等. 土壤有机磷研究进展[J]. 应用生态学报, 2004, 15(11): 2189–2194.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [19] 唐晓乐, 李兆君, 马岩, 等. 低温条件下黄腐酸和有机肥活化黑土磷素机制[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(4): 893–899.
- [20] Shen P, He X H, Xu M G, et al. Soil organic carbon accumulation increases percentage of soil Olsen-P to total P at two 15-year mono-cropping systems in Northern China[J]. Journal of Integrative Agriculture, 2014, 13(3): 597–603.
- [21] Chen C R, Condon L M, Xu Z H. Impacts of grassland afforestation with coniferous trees on soil phosphorus dynamics and associated microbial processes: A review[J]. Forest Ecology and Management, 2008, 255(3/4): 396–409.
- [22] Xiao R, Bai J H, Gao H F, et al. Spatial distribution of phosphorus in marsh soils of a typical land/inland water ecotone along a hydrological gradient[J]. Catena, 2012, 98: 96–103.
- [23] 黄晶, 张杨珠, 徐明岗, 等. 长期施肥下红壤性水稻土有效磷的演变特征及对磷平衡的响应[J]. 中国农业科学, 2016, 49(6): 1132–1141.
- [24] 张英鹏, 陈清, 李彦, 等. 不同磷水平对山东褐土耕层无机磷形态及磷有效性的影响[J]. 中国农学通报, 2008, 24(7): 245–248.
- [25] 莫淑勋, 钱菊芳, 钱承梁. 猪粪等有机肥料中磷素养分循环再利用的研究[J]. 土壤学报, 1991, 28(3): 309–316.
- [26] 刘杏兰, 高宗, 刘存寿, 等. 有机—无机肥配施的增产效应及对土壤肥力影响的定位研究[J]. 土壤学报, 1996, 33(2): 138–147.
- [27] Motavalli P, Miles R. Soil phosphorus fractions after 111 years of animal manure and fertilizer applications[J]. Biology and Fertility of Soils, 2002, 36(1): 35–42.
- [28] Sharpley A N. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1985, 49(4): 905–911.
- [29] Hsu P H. Aluminium oxides and oxyhydroxids[M]//Dixon J B, Weed S B. Minerals in soil environments. Madison: Soil Science Society of America, 1977: 99–144.
- [30] Bolan N S, Adriano D C, Duraisamy P, et al. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. III. Effect of biosolid compost addition[J]. Plant and Soil, 2003, 256(1): 231–241.
- [31] Jones D L, Darrah P R. Role of root derived organic acids in the mobilization of nutrients from the rhizosphere[J]. Plant and Soil, 1994, 166(2): 247–257.
- [32] Römhild V, Muller C, Marschner H. Localization and capacity of proton pumps in roots of intact sunflower plants[J]. Plant Physiology, 1984, 76(3): 603–606.
- [33] 鲁艳红, 廖育林, 聂军, 等. 长期施肥红壤性水稻土磷素演变特征及对磷盈亏的响应[J]. 土壤学报, 2017, 54(6): 1471–1485.
- [34] 王经纬, 王艳玲, 姚怡, 等. 长期施肥对旱地红壤团聚体磷素固持与释放能力的影响[J]. 土壤学报, 2017, 54(5): 1240–1250.
- [35] 王玉书, 刘海, 黄建国. Cd^{2+} 对无机磷细菌生长及溶磷作用的影响[J]. 土壤, 2018, 50(1): 211–216.
- [36] 王丹, 赵学强, 郑春丽, 等. 两种根际促生菌在不同氮磷条件下对油菜生长和养分吸收的影响[J]. 土壤, 2017, 49(6): 1078–1083.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.005

单德鑫, 孙萌芮, 刘霄, 等. 黑龙江春玉米最佳施氮方式的研究. 土壤, 2020, 52(3): 458–463.

黑龙江春玉米最佳施氮方式的研究^①

单德鑫^{1,2}, 孙萌芮¹, 刘霄¹, 徐振轩¹, 刘璐¹, 高佳楠¹

(1 东北农业大学资源与环境学院, 哈尔滨 150030; 2 重庆文理学院园林与生命科学学院/特色植物研究院, 重庆永川 402160)

摘要:以“乐玉一号”玉米品种为试验材料, 探究了不施氮处理(T1)、100% 基施尿素处理(T2)、基追比 1 : 1 施尿素处理(T3)、37.5% 尿素+62.5% 控释尿素配施处理(T4)、70% 尿素+30% 有机无机复混肥配施处理(T5)、37.5% 尿素+30% 有机无机复混肥+32.5% 控释尿素配施处理(T6)对土壤各养分利用、玉米氮磷钾养分吸收、玉米产量及其构成因素以及氮肥利用率的影响, 从而找出了黑龙江省春玉米最佳施氮方式。除 T1 处理外, T6 处理土壤中铵态氮、硝态氮含量在成熟期均最低; 除拔节期外, 3 个时期 T6 处理玉米叶片、茎秆的氮积累量及干物质量均最高; 其产量为 1 1428 kg/hm², 增产率为 24.82%, 氮肥农学效率及氮肥偏生产力均最高。因此, 黑龙江省春玉米生长所需的最佳施氮方式为 37.5% 尿素+30% 有机无机复混肥+32.5% 控释尿素配施。

关键词: 玉米; 施氮方式; 养分含量; 产量

中图分类号: 210.2080 **文献标志码:** A

Study on Optimum Nitrogen Fertilization Method of Spring Maize in Heilongjiang

SHAN Dexin^{1,2}, SUN Mengrui¹, LIU Xiao¹, XU Zhenxuan¹, LIU Lu¹, GAO Jianan¹

(1 College of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China; 2 College of Landscape Architecture and Life Science/Institute of Special Plants, Chongqing University of Arts and Sciences, Yongchuan, Chongqing 402160, China)

Abstract: In this study, the corn variety of Leyu No.1 was used as the experimental material, 6 treatments were designed which include T1, no nitrogen; T2, 100% base urea; T3, 100% urea with 1 : 1 ratio of base fertilizer to topdressing; T4, 37.5 % urea + 62.5% controlled release urea; T5, 70% urea+30% organic-inorganic compound fertilizer; T6, 37.5% urea+30% organic-inorganic compound fertilizer+32.5% controlled release urea, and then the effects of above treatments on soil nutrient utilization, the uptake of nitrogen, phosphorus and potassium by maize, maize yield and its components, and nitrogen use efficiency of maize were investigated in order to find the optimal nitrogen application method for spring maize in Heilongjiang. The results showed that for T6 treatment, the contents of soil ammonium nitrogen and nitrate nitrogen were the lowest except T1 at the maturity stage, nitrogen accumulation and dry matter weight of corn leaves and stalks were the highest in the other three periods except the jointing stage, corn yield was 1 1428 kg/hm², increased by 24.82% compared with T1, and the agronomic efficiency and the partial productivity of nitrogen fertilizer both were the highest. In conclusion, T6 was the optimal nitrogen application method for spring maize growth in Heilongjiang.

Key words: Corn; Nitrogen Fertilization method; Nutrient content; Yield

我国是粮食大国, 玉米在我国农业生产中具有重要地位^[1]。作为我国三大作物之一, 玉米为我国在解决温饱、保障粮食安全和饲料安全及缓解能源危机等方面发挥了重要作用^[2]。黑龙江省作为重要的粮食生产基地, 其肥沃的黑土资源和良好的气候环境为玉米提供了有利的生长条件。

近年来, 各地区在玉米施肥模式上存在很大的问

题。在施肥过程中往往存在施化肥为主, 几乎不施用有机肥^[3-6]; 重氮肥, 轻磷、钾肥及其他微量元素的施入。这不仅会导致肥料利用率的降低^[7], 还会引起玉米产量下降^[8]、土壤肥力损失^[9]及养分资源浪费等一系列问题, 甚至化肥的过量施用还会对环境造成一定程度的污染。随着控释肥料的出现, 以上部分问题得以解决。许多研究发现, 控释肥料代替普通尿素出

^①基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFD0300503)资助。

作者简介: 单德鑫(1975—), 男, 黑龙江桦南人, 博士, 副教授, 主要研究方向为“三废”处理与资源化利用。E-mail: shandexin@neau.edu.cn

现, 在提高作物生育期内氮肥利用率^[10]的同时, 能够降低氮肥的挥发和淋溶带来的损失^[11]。因此, 有机肥料和控释肥料的合理配施可改善土壤不良特性及其可持续利用率^[12], 还可以节约施肥成本, 提高氮素利用效率^[13]。随着玉米种植面积的扩增, 土壤中大部分养分被作物吸收, 却未得到及时得补给, 这使得对作物高产有较大影响的土壤养分限制因子序位发生了变化^[14]。因此, 兼顾生态环境效益的同时, 找寻玉米的最佳产量和经济效益, 是我国农业生产持续关注的重要问题^[15]。

本试验以黑龙江春玉米为研究对象, 在较为客观

了解黑龙江玉米主产区施肥现状和存在问题的基础上, 利用田间小区试验研究不同氮肥管理措施对土壤养分变化, 玉米干物质积累、养分吸收、产量、养分利用效率的影响, 以期找出在东北春玉米上氮肥的增效途径和模式, 为肥料合理施用提供理论依据和技术参考。

1 材料与方法

1.1 试验地点

试验田位于黑龙江省哈尔滨市香坊区农大试验基地——向阳农场(126°54'36.778"E, 45°46'17.96"N), 土壤为黑土, 其基本理化性质见表 1。

表 1 向阳农场土壤基本理化性质
Table 1 Basic physiochemical properties of soil in Xiangyang Farm

土壤类型	pH	含水率(%)	有机质(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	有效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)
黑土	6.96	8.69	14.74	214.67	41.76	180.33

1.2 供试作物

供试作物为玉米, 品种为乐玉一号。

1.3 试验设计

本试验氮肥选用尿素(含 N 464 g/kg)、有机无机复混肥(含 N 15 g/kg, P₂O₅ 100 g/kg, K₂O 50 g/kg)、

控释尿素(含 N 462 g/kg; 控释期为 4 个月); 磷肥选用磷酸二铵(含 P₂O₅ 460 g/kg, N 180 g/kg); 钾肥选用硫酸钾(含 K₂O 500 g/kg)。试验中固定 P₂O₅ 和 K₂O 用量均为 75 kg/hm², 根据养分含量计算肥料实物量。试验处理及养分用量如表 2 所示。

表 2 不同施氮处理氮肥种类、所占比例及施用方法
Table 2 Types, proportions and application methods of nitrogen fertilizers under different fertilization

处理	氮用量 (kg/hm ²)	不同来源氮比例(%)			施肥方法
		尿素	有机无机复混肥	控释尿素	
T1	0	0	0	0	—
T2	200	100	0	0	100% 基施
T3	200	100	0	0	基追比 1 : 1, 大喇叭口期追肥
T4	200	37.5	0	62.5	100% 基施
T5	200	70	30	0	100% 基施
T6	200	37.5	30	32.5	100% 基施

为确保试验的准确性, 排除其他因素干扰, 试验采用随机区组排列, 3 次重复, 共计 18 个小区, 小区面积为 80 m²。每小区 N 1.6 kg; P₂O₅ 0.6 kg; K₂O 0.6 kg。采用人工拉线法划定各小区位置及面积。玉米采用垄作种植, 播前底肥采取开沟深施(沟深约 13 cm), 然后覆土起垄, 垄间距约 60 cm。采用人工手动播种, 播种深度 5 ~ 7 cm, 2 粒/穴, 穴间距约 25 cm, 播种密度 6.0×10⁴ 株/hm²。出苗后在三叶期间苗, 每穴留 1 株。本试验于 2017 年 4 月 30 日播种, 2017 年 10 月 6 日收获。

1.4 测定项目与方法

在春玉米不同生育期: 拔节期、大喇叭口期、灌浆期、成熟期采集植株和土壤样品。

土壤样品的制备和测定: 各小区采用“S”形采集 0 ~ 20 cm 土层土壤样品, 混匀。取 50 g 鲜土测定土壤含水量后, 用于土壤铵态氮、硝态氮的测定; 其余土样风干, 研磨, 过 20 目筛, 分别测定土壤有效磷、速效钾含量。土壤铵态氮、硝态氮采用 AA3 型流动分析仪测定; 有效磷采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定; 速效钾采用醋酸铵浸提-火焰光度法测定。

植株样品的制备和测定: 4 个生育期各小区取有代表性的玉米植株, 新鲜时称其鲜重; 然后将样品在 105℃ 杀青 30 min 后于 70℃ 下烘干至恒重, 称其干重; 最后将茎和叶分开粉碎后过 0.5 mm 筛, 用 H₂SO₄-H₂O₂ 消煮, 测定植物样中氮、磷、钾的含量。

玉米产量及其构成因素测定: 玉米成熟期, 在每

个处理中心 1 m × 1 m 框内取有代表性植株 5 株，收获其玉米穗，分别测定其穗长、秃尖长、穗粒数及百粒重，计算其产量及增产率。

1.5 数据处理

试验数据采用 Microsoft Excel 进行整理，采用 SPSS 23.0 进行方差分析。

氮肥利用效率计算方法如下：氮肥偏生产力=施氮区产量/氮肥施用量；氮肥农学效率=(施氮区籽粒产量-不施氮区籽粒产量)/ 氮肥施用量。

2 结果与分析

2.1 不同施肥方式对土壤速效养分含量的影响

土壤中铵态氮和硝态氮的含量能较好地反映植物生长过程中土壤的供氮能力。由表 3 不同施肥方式

下土壤铵态氮含量的变化可知，各处理随着玉米生育时期的推进，土壤中的无机氮逐渐被玉米吸收，从而使其含量呈现逐渐降低的趋势。不施氮处理(T1)在 4 个时期中铵态氮含量最低；100% 基施尿素处理(T2)与 100% 施尿素且基追比 1 : 1 处理(T3)在拔节期和大喇叭口期土壤铵态氮含量相当，由于 T3 处理在大喇叭口期进行追肥，因此在灌浆期和成熟期时 T3 处理的铵态氮含量略高于 T2 处理；37.5% 尿素+62.5% 控释尿素配施处理(T4)、70% 尿素+30%有机无机复混肥配施处理(T5)、37.5%尿素+30%有机无机复混肥+32.5% 控释尿素配施处理(T6)在拔节期及大喇叭口期土壤铵态氮含量无显著性差异。成熟期时，除 T1 处理外，T6 处理铵态氮含量在其他 4 个处理中最低。

表 3 不同施肥方式下土壤速效养分含量变化(mg/kg)
Table 3 Soil available nutrients under different fertilization

处理	铵态氮				硝态氮			
	拔节期	大喇叭口期	灌浆期	成熟期	拔节期	大喇叭口期	灌浆期	成熟期
T1	8.54 c	7.81 c	7.29 d	6.57 d	10.73 e	9.30 d	5.70 d	5.52 d
T2	9.76 b	8.89 b	8.42 c	8.14 bc	16.07 d	15.52 c	13.74 a	11.84 a
T3	9.05 bc	8.79 b	9.20 bc	8.53 b	18.74 c	15.52 c	12.76 ab	9.20 c
T4	12.34 a	11.25 a	10.24 a	9.04 a	19.92 b	18.99 b	13.31 ab	10.32 b
T5	12.85 a	11.37 a	9.22 bc	8.56 b	28.26 a	23.99 a	12.30 bc	10.26 b
T6	12.62 a	11.20 a	9.63 ab	8.08 bc	28.13 a	23.02 a	11.32 c	9.15 c

处理	有效磷				速效钾			
	拔节期	大喇叭口期	灌浆期	成熟期	拔节期	大喇叭口期	灌浆期	成熟期
T1	28.31 c	22.32 c	13.54 d	8.86 c	170.33 b	156.15 b	127.65 d	108.22 bc
T2	29.16 c	24.15 b	13.56 d	9.51 bc	169.03 b	158.23 b	150.16 a	115.64 ab
T3	29.32 c	21.39 c	15.56 c	9.03 bc	168.03 b	164.32 ab	136.04 bc	105.65 bc
T4	31.21 b	22.65 c	15.73 c	10.23 a	170.50 b	162.65 ab	148.16 ab	117.13 a
T5	33.56 a	25.65 a	19.57 a	10.17 ab	174.03 a	161.13 ab	139.56 bc	102.35 c
T6	33.14 a	25.13 a	17.12 b	9.55 bc	173.65 a	168.03 a	134.13 c	103.16 c

注：表中同列数据后不同小写字母表示处理间差异在 P<0.05 水平显著；下同。

随着玉米生育时期的推进，各处理土壤中硝态氮含量同于土壤中铵态氮含量变化趋势，均逐渐减少(表 3)。T1 处理在各时期土壤硝态氮均最低；T2 与 T3 处理相比，前 3 个时期均无很大差异，成熟期时，T2 处理硝态氮含量显著高于其他处理；T4 与 T2 处理相比，前 3 个时期硝态氮含量均高于 T2 处理，而在成熟期其含量低于 T2 处理，这可能是由于控释尿素的加入使得土壤中更多的无机氮被植物体吸收，并且最终有助于减少无机氮在土壤中的残留；T5 与 T6 处理相比，两者在拔节期和大喇叭口期硝态氮含量相当，大喇叭口期后，T6 处理其含量显著降低，最终

T6 处理的土壤无机氮含量低于除 T1 处理外的其他 4 个处理。

由土壤中铵态氮及硝态氮含量变化可以看出，T3 处理无论在前期无机氮含量还是在成熟期无机氮残留量方面，均优于 T2 处理；T4 处理由于控释尿素的加入有助于减少最终土壤中无机氮的残留；T6 处理对玉米生长期土壤的供氮能力最有帮助，且在成熟期时土壤中无机氮残留量最低，对土壤环境的影响最小。

从土壤有效磷含量的变化(表 3)可以看出，随着时间的推移，玉米生长需要从土壤吸收大量的速效磷

作为养分,其含量逐渐降低。T1~T4处理磷来源相同,因此各个时期土壤有效磷含量并无太大差异,但由于各处理本底土壤中有效磷含量可能不同,其含量会有轻微波动;T5、T6处理中磷肥有部分来自于有机无机复混肥,在拔节期和抽雄期两处理土壤中有效磷含量稍高,在灌浆期及成熟期其含量有所回落。成熟期时T1~T6各处理土壤中有效磷含量并无显著性差异。由此可见,前4种配施方式对土壤中有效磷含量影响不大,而有机无机复混肥与普通化肥混合施入能够增加土壤中的有效磷含量,为玉米生长前期提供充足的养分。

从土壤速效钾含量的变化(表3)可知,与土壤有效磷含量相似,土壤速效钾含量整体呈随生育时期推进而下降的趋势。T1~T4处理钾来源相同,因此在各个时期土壤中速效钾含量差异均不显著;T5及T6处理肥料中的钾有部分来源于有机无机复混肥,在最初的拔节期两者含量较其他处理稍高,在成熟期两者含量较其他处理低。因此,前4种配施方式对土壤中速效钾含量的影响不大,而有机无机复合肥与普通氮肥配施同样能够在

前期增加土壤中速效钾的含量,供玉米生长所需。

2.2 不同施肥方式对玉米养分吸收的影响

随着生育期的推进,玉米叶片及茎秆氮积累量变化如表4所示,各处理均呈现先升高后稍有降低的趋势,均在拔节期到大喇叭口期增长速度最明显,大喇叭口期到灌浆期缓慢增加,灌浆期达到氮素积累量最大值,最后在成熟期稍有回落。T1处理在4个时期氮素积累量均低于其他处理;T2与T3处理在拔节期和大喇叭口期叶片及茎秆氮素积累量差异不大,T3处理在大喇叭口期追肥,使得其在灌浆期和成熟期叶片及茎秆氮素积累量高于T2处理;T4处理各个时期叶片及茎秆氮素积累量均高于T2、T3处理,这说明控释尿素的加入相比于只施尿素,能够使玉米吸收更多氮素;T5与T6处理相比,两处理叶片及茎秆氮素积累量在拔节期均无显著差异,在大喇叭口期及以后两者差异逐渐显著。T6处理在各个时期叶片及茎秆氮素积累量均最大,说明在本试验中玉米生长的最佳施肥方式为37.5%尿素+30%有机无机复混肥+32.5%控释尿素配施。

表4 不同施肥方式下玉米叶片及茎秆氮、磷、钾积累量变化(kg/hm²)

Table 4 Nitrogen, phosphorus, and potassium accumulation in maize leaves and stalks under different fertilization

部位	处理	氮				磷				钾			
		拔节期	大喇叭口期	灌浆期	成熟期	拔节期	大喇叭口期	灌浆期	成熟期	拔节期	大喇叭口期	灌浆期	成熟期
叶片	T1	4.98 d	13.59 e	18.61 f	16.32 e	6.99 c	14.99 c	34.47 f	30.62 c	8.71 cd	11.92 d	19.92 e	10.82 e
	T2	5.63 d	20.48 d	22.76 e	20.11 d	7.59 b	22.65 b	36.99 e	35.98 b	8.20 cd	17.91 c	27.97 d	19.30 cd
	T3	7.95 c	21.47 d	31.70 d	30.75 c	8.27 b	23.32 b	39.55 d	36.03 b	7.37 e	17.30 c	30.60 c	18.11 cd
	T4	10.42 b	26.33 c	37.24 c	34.01 c	8.60 b	22.99 b	42.99 c	36.90 b	9.39 bc	21.98 b	34.74 b	20.36 c
	T5	12.77 a	31.58 b	45.64 b	38.18 b	9.98 a	26.99 a	47.65 b	48.65 a	11.77 a	22.25 b	39.25 a	26.72 b
	T6	12.83 a	39.31 a	54.24 a	53.41 a	9.90 a	28.98 a	52.98 a	48.80 a	10.42 ab	25.88 a	41.20 a	30.75 a
茎秆	T1	41.84 d	167.58 f	207.4 f	186.19 e	5.77 c	44.98 c	62.99 d	60.16 d	43.55 b	216.17 b	184.60 b	170.11 c
	T2	43.16 c	229.23 e	244.84 e	227.19 d	5.50 c	47.02 bc	78.59 c	73.79 c	52.56 a	228.40 b	260.35 b	177.07 c
	T3	44.87 c	246.57 d	291.66 d	270.29 c	7.40 ab	47.99 bc	75.13 c	64.37 cd	45.78 b	228.42 b	296.95 b	226.85 b
	T4	47.45 b	340.36 c	349.67 c	270.78 c	6.50 bc	55.98 ab	79.65 c	76.98 bc	50.32 a	219.28 b	278.72 b	238.49 b
	T5	67.93 a	393.89 b	404.11 b	307.85 b	8.10 a	54.65 b	90.57 b	87.65 ab	53.34 a	364.01 a	401.86 a	344.97 a
	T6	64.64 a	455.40 a	484.55 a	341.10 a	8.09 a	58.65 a	98.63 a	91.65 a	52.14 a	384.37 a	407.75 a	356.64 a

不同施肥方式下玉米叶片及茎秆磷积累量变化趋势与氮积累量变化趋势相同,均呈现先升高后降低趋势,且在灌浆期达到最大值,在成熟期有所回落(表4)。T1处理各时期玉米叶片及茎秆磷积累量均小于其他处理;T2~T4处理磷施用量及来源相同,因此三者在各个时期并无明显差异;T5、T6处理中磷肥有部分来自于有机无机复混肥,两者各时期磷积累量均高于其他处理。由此可见,6个施肥处理对玉

米叶片及茎秆磷积累量无较大影响。

不同施肥方式下玉米叶片及茎秆钾积累量的变化与氮、磷积累量相同,无论是叶片还是茎秆钾积累量均先升高,至灌浆期达到最大值,而后在成熟期有所降低(表4)。T1处理各时期叶片及茎秆钾积累量均低于其他处理;T3处理在大喇叭口期进行追肥,T2处理在拔节期和大喇叭口期叶片及茎秆中钾积累量高于T3处理,大喇叭口期过后,其含量低于T3处

理,但两者总体差异不大;与磷积累量相似,T5、T6处理叶片及茎秆钾积累量处于4个时期的最高值,且两者间无显著差异。这也说明6个施肥处理对玉米叶片及茎秆钾积累量无较大影响。

2.3 不同施肥方式对玉米生长、产量及其构成因素的影响

各施氮处理玉米干物质质量在各时期均高于T1处理(表5)。在拔节期T1、T2、T3、T4处理间差异不显著,这可能是由于土壤中原有的氮素足够供给玉米最初生长所需;从大喇叭口期开始,各施肥处理差异显著,T6处理在各时期玉米干物质质量均最大。

表5 不同施肥方式对玉米干物质质量的影响(g/株)

Table 5 Maize dry weights under different fertilization

处理	拔节期	大喇叭口期	灌浆期	成熟期
T1	19.0 b	50.7 d	227.0 c	201.7 f
T2	23.5 b	70.8 c	346.0 b	255.9 e
T3	25.90 b	78.1 c	349.3 b	279.7 d
T4	26.0 b	93.9 b	459.0 a	292.4 c
T5	36.5 a	97.5 ab	485.5 a	306.8 b
T6	39.1 a	108.6 a	502.4 a	332.2 a

表6 不同施肥方式对玉米产量及其构成因素和氮肥利用率的影响

Table 6 Maize yields and its component factors and nitrogen use efficiencies under different fertilization

处理	穗长(cm)	秃尖长(cm)	穗粒数	百粒重(g)	产量(kg/hm ²)	增产率(%)	氮肥农学效率(kg/kg)	氮肥偏生产力(kg/kg)
T1	14.7 bc	0.12 ab	504 c	27.6 e	9 156 d	—	—	—
T2	15.5 b	0.13 ab	525 a	30.6 de	9 911 c	8.24	3.77	49.55
T3	14.9 bc	0.08 b	523 a	31.7 cd	10 086 c	10.15	4.65	50.43
T4	16.2 ab	0.16 ab	523 a	33.4 ab	10 475 b	14.41	6.60	52.37
T5	17.2 a	0.21 a	516 b	32.3 bc	10 690 b	16.76	7.67	53.45
T6	16.9 ab	0.04 b	502 c	34.6 a	11 428 a	24.82	11.36	57.14

3 结论

1)黑龙江春玉米生长期,各施氮处理在各时期土壤无机氮含量均高于不施氮处理,其中,37.5% 尿素+30% 有机无机复混肥+32.5% 控释尿素配施处理在拔节期无机氮含量高于其他处理,而在成熟期低于其他处理(除不施肥处理外),表明其向玉米植株转运氮素效率更高。

2)玉米叶片及茎秆氮素积累量各处理均呈现先升高后降低趋势,且均在灌浆期达最大值,成熟期有所回落,其中,37.5% 尿素+30% 有机无机复混肥+32.5% 控释尿素配施处理在除拔节期外的3个时期氮素积累量均高于其他处理。

3)各施肥处理对土壤有效磷、速效钾以及玉米叶

表6显示了不同施肥方式对玉米产量及其构成因素的影响。由表6可知,T1处理玉米穗长值最小;施氮对穗长、秃尖长及穗粒数无显著影响;各施氮处理百粒重及产量均显著高于T1处理,增产8.24%~24.82%。

2.4 不同施肥方式对氮肥利用率的影响

氮肥偏生产力是土壤本身养分和施用肥料养分的综合效应。有研究指出,氮肥偏生产力一般在40~80 kg/kg,>60 kg/kg则氮素管理较好或者施肥量较低。本试验中不同施氮方式下氮肥偏生产力均<60 kg/kg,而T6处理大于其他处理。对于氮肥农学效率,其规律与氮肥偏生产力相同,同样为T6处理最高。

由此可见,本研究中,T6处理(37.5% 尿素+30% 有机无机复混肥+32.5% 控释尿素配施)在本年度是可行的,既可以减少氮素在土壤中的残留,改善土壤质量,又可以提高玉米产量,同时可以提高氮肥利用率,但长期施用是否可以维持玉米产量这一问题还有待进一步试验验证。且本研究仅为一年试验成果,一年中降水量及气候因素影响较大。因此,研究合理配施方式对玉米产量及经济、环境效应的影响还有待进一步深入。

片、茎秆磷和钾含量均无显著影响。

4)施氮处理产量均高于不施氮处理,37.5% 尿素+30% 有机无机复混肥+32.5% 控释尿素配施处理(T6)的干物质质量、产量、增产率、氮肥偏生产力及农学效率均高于其他处理,因此,其为黑龙江省春玉米生长的最佳施氮方式。

参考文献:

- [1] 王丽华,刘正,潘海山,等. 10个玉米品种(系)的产量比较及主要农艺性状的关联度分析[J]. 中国农学通报, 2013, 29(15): 103-107.
- [2] 戴景瑞,鄂立柱. 我国玉米育种科技创新问题的几点思考[J]. 玉米科学, 2010, 18(1): 1-5.
- [3] 高强,刘振刚. 吉林省有机无机肥料的生产和使用[J]. 磷肥与复肥, 2008, 23(5): 59-59.

- [4] 张世贤. 我国有机肥料的资源、利用、问题和对策[J]. 磷肥与复肥, 2001, 16(1): 8-11.
- [5] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 778-783.
- [6] 许秀成, 侯翠红. 中国粮食生产中的肥料问题“中国粮食高产我们可以做什么?”报告之一[J]. 磷肥与复肥, 2009, 24(4): 12-17.
- [7] 姜超强, 卢殿君, 祖朝龙, 等. 施用方式和氮肥种类对砂姜黑土氮素迁移的影响[J]. 土壤, 2018, 50(2): 248-255.
- [8] 王寅, 冯国忠, 张天山, 等. 控释氮肥与尿素混施对连作春玉米产量/氮素吸收和氮素平衡的影响[J]. 中国农业科学, 2016, 49(3): 518-528.
- [9] 赵兰坡, 王鸿斌, 刘会青, 等. 松辽平原玉米带黑土肥力退化机理研究[J]. 土壤学报, 2006, 43(1): 79-84.
- [10] 张华艳, 牛灵安, 郝晋珉, 等. 秸秆还田配施缓控释肥对土壤养分和作物产量的影响[J]. 土壤学报, 2018, 49(1): 140-149.
- [11] 隋常玲, 张民. ^{15}N 示踪控释氮肥的氮肥利用率及去向研究[J]. 西北农业学报, 2014, 23(9): 120-127.
- [12] 孙莹, 侯伟, 迟美静, 等. 氮肥与有机肥配施对设施土壤腐殖质组分的影响[J]. 土壤学报, 2019, 56(4): 940-952.
- [13] 李玉浩, 何杰, 王昌全, 等. 控释氮肥配施尿素对土壤无机氮、微生物及水稻生长的影响[J]. 土壤, 2018, 50(3): 469-475.
- [14] 李姣. 测土配方施肥对玉米产量及肥料利用率的影响[J]. 现代化农业, 2018, (1): 24-26.
- [15] 马娟娟, 杨珍平, 苏琳琳, 等. 施肥处理对玉米生育期生理性状及产量的影响[J]. 山西农业科学, 2017, 45(2): 230-233.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.006

韦建玉, 寇智瑞, 金亚波, 等. 烤烟专用有机肥的优选及肥效验证. 土壤, 2020, 52(3): 464–469.

烤烟专用有机肥的优选及肥效验证^①

韦建玉^{1,2}, 寇智瑞², 金亚波¹, 黄崇峻¹, 李承荣¹, 石孝均², 周鑫斌^{1,2*}

(1 广西中烟工业有限责任公司, 南宁 530001; 2 西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

摘要: 选择重庆市山地烟区就地取材的有机物料进行堆肥试验, 优选出有机物料最佳配比的烤烟专用有机肥产品, 明确不同配比有机肥产品对烤烟的产、质效应。结果表明: 各种参试有机肥与对照相比均显著提高了烤烟上中等烟的比例、产量和产值, C/N 比较高的有机肥(M3、M4 和 M5)与饼肥和常规有机肥相比, 显著提高烟叶上中等烟比例, 3 种高 C/N 比有机肥对烤烟生长、烟叶品质和烟叶协调性的作用都优于饼肥或常规有机肥。这可能是高 C/N 比有机肥对土壤微生物数量和土壤肥力改善的综合作用结果。因此, 在重庆市烟叶生产中, 根据产区实际情况, 推荐施用高 C/N 比的有机肥代替现行的饼肥和常规有机堆肥, 应用有机物料与烟杆一起发酵生产的有机肥是一种肥效较好、环境友好的有机肥。

关键词: 烤烟; 有机肥; 优选; 肥效验证

中图分类号: S156.2 **文献标志码:** A

Screening of Special Organic Fertilizer Products for Flue Cured Tobacco and Validation of Fertilizer Efficiency

WEI Jianyu¹, KOU Zhirui², JIN Yabo¹, HUANG Chunjun¹, LI Chengrong¹, SHI Xiaojun², ZHOU Xinbin^{1,2*}

(1 China Tobacco Guangxi Industry Corporation Limited, Nanning 530001, China; 2 College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

Abstract: The organic material in Chongqing were selected to conduct composting test in order to screen the optimal proportion for fabricating the organic fertilizer products for flue-cured tobacco. The results showed the organic fertilizers could increase the proportion of superior middle, yield and quality of flue cured tobacco compared with the control. The high C/N organic manure (M3, M4 and M5) could significantly increase the proportion and output value of the superior middle of the tobacco leaves. The organic fertilizers (M3, M4 and M5) had the best effect on the nutrient uptake and growth of flue-cured tobacco. The effect of three kinds of high C/N ratio organic fertilizers on the growth of flue-cured tobacco, the quality of tobacco leaves and the coordination of tobacco leaves were better than the current applied cake fertilizer or the mixture of cake fertilizer and farmyard manure, which may be attributed to the comprehensive effects of high C/N ratio on the number of soil microbes and the improvement of soil fertility. In short, in the current tobacco production in Chongqing, the application of organic manure with high C/N ratio, especially the organic manure with the tobacco rod replacing the current cake fertilizer and farmyard manure, is an ideal organic fertilizer in improving tobacco quality effectively.

Key words: Flue-cured tobacco; Organic fertilizer; Screening; Fertilizer efficiency validation

烤烟是我国重要的经济作物, 土壤肥力和施肥是烟叶产量和品质最重要的影响因素^[1]。近 20a 来, 烟农重施化学肥料轻视有机肥料、长期连作, 导致土壤板结、通气性差、保水保肥能力下降和肥料利用率下降等诸多问题, 因此烟叶产质量下降已成为烟草行业急需解决的问题。配施有机肥被认为是改善烟田土壤

质量、提升烤烟产质量最有效的措施。有机肥能改善土壤物理、化学和生物学性状, 成为优质烟叶生产的基本保证^[2]。但目前烟农施用的有机肥种类繁多, 质量也参差不齐, 不同来源堆置发酵出的有机肥物化性质明显不同, 不同有机肥对土壤和作物的效应也明显不同, 优选适宜烤烟的有机肥产品是改善烟田土壤质

①基金项目: 广西中烟工业有限责任公司项目(CG2016109022)和中国烟草总公司重点科技项目(110201902005)资助。

* 通讯作者(zxbissas@swu.edu.cn)

作者简介: 韦建玉(1974—), 女, 广西南宁人, 博士, 主要从事植烟土壤肥力研究。E-mail: 155149536@qq.com

量,提升烤烟产质量的有效途径。在河南许昌烟区试验表明,精制有机肥能显著提高土壤蔗糖酶和脲酶活性^[3]。有机物料有效改善了烟草根际微生态环境,可显著提高上、中等烟比例,可作为烟草优质生产的栽培措施^[4]。芝麻饼肥与化肥配施能明显提高根际土壤脲酶、磷酸酶活性^[5-6]。前人研究中有有机肥种类较为单一,大多数研究适合北方烟区施用,且有机肥成本较高,不能根据当地实际生产有机肥。重庆市烟叶产区存在烟杆随处堆放、四处乱扔的现象较为普遍。有研究已证实,烟杆有机肥对提升烤烟品质,提高烤烟抗病性,促进烤烟生长等均有显著的效果^[7]。众多研究学者已对传统方式下的有机无机肥配施对烤烟产质量的影响做了大量细致深入的研究,但是,以发酵秸秆和农业废弃物配合施用对烤烟产质量的影响尚

缺乏系统研究。本研究以重庆市烟叶主产区黄壤为基础,分析不同有机无机物料配比对植烟土壤肥力的影响,以筛选适宜重庆植烟土壤和气候条件的最优有机肥品种,为重庆市烤烟的可持续发展及产出效益提供理论和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 供试材料与试验设计

本试验在重庆市奉节县兴隆镇良家村进行。奉节试验点的供试烤烟品种为云烟 87,为重庆市大面积栽培品种,烤烟田间管理按照重庆中烟烤烟田间管理技术指南进行。试验点土壤类型为黄壤,由石灰岩母质发育而成,土壤理化性质见表 1。该土壤肥力状况可代表重庆市大部分烟田土壤肥力状况。

表 1 供试土壤基础农化性质
Table 1 Basic agrochemical properties of tested soil samples

土壤类型	pH	有机质(g/kg)	全氮(g/kg)	全磷(g/kg)	全钾(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	有效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)
黄壤	6.55	25.4	1.56	1.01	17.07	135.71	51.22	170.32

前期试验分别以牛粪、玉米秸秆、菜籽饼、鸡粪、烟杆和药渣等奉节县烟草公司可以就地取材的材料为原料,进行了不同有机物料配方及发酵腐熟研究,配制出了不同 C/N 比的有机肥产品,选择其中具有代表性的 5 种有机肥料产品进行本研究的田间试验。试验共设 7 个处理,包括 5 个参试有机肥产品,以及不施有机肥和施用饼肥 2 个对照。参试有机肥不同有机物料按一定比例混合发酵腐熟制成不同特性的有机肥其中 M1 为烟区目前施用的常规有机肥。作物秸秆采用 180℃ 高压蒸汽爆破灭菌,经检测不含有烟草

根茎病毒,如青枯菌和黑胫病菌。每个处理 3 次重复,共 21 个小区(小区面积为 40 m²),每个小区植烟 60 株。参试有机肥的养分含量如表 2 所示。

本试验中各处理复合肥施用量及方式均根据重庆市烤烟生产管理指南进行。基肥以有机肥和复合肥配合施用,每公顷施用 750 kg 烟草专用复合肥(10-15-25),并在烤烟团棵期施用 225 kg/hm² 硝酸钾进行追肥,使用其他单质肥调整各处理的氮(120.0 kg/hm²)、磷、钾总量一致,也即 N:P₂O₅:K₂O=1:1:2.3,保证烟草各个生长期养分的足量供应。

表 2 试验处理及参试有机肥的养分含量
Table 2 Nutrient contents of tested treatments and organic fertilizers

处理	参试有机肥的养分含量 (g/kg)					生产参试有机肥的主要原料
	有机碳	全氮	全磷	全钾	C/N	
CK	—	—	—	—	—	不施有机肥
CF	418.3	55.0	10.5	11.9	7.6	菜籽饼,目前烤烟推荐施用的有机肥
M1	331.5	61.0	6.7	7.0	5.4	菜籽饼、猪粪和玉米秸秆混合发酵
M2	351.4	65.4	7.0	10.3	5.4	鸡粪、菜籽饼和玉米秸秆混合发酵
M3	302.2	20.9	11.2	17.1	14.5	牛粪、菜籽饼和烟草秸秆混合发酵
M4	355.3	19.8	14.7	16.0	18.0	牛粪、鸡粪和烟草秸秆混合发酵
M5	428.1	16.3	8.9	19.2	26.2	花生壳、药渣和烟草秸秆混合发酵

1.2 样品的采集

烟叶成熟后每个小区单独采收和挂杆烘烤,分级后分别计算产量、产值。分级后每个小区取 B2L、C3F 和 X2L 烟叶各 1 kg,用于烟叶化学成分的测定。

在烤烟成熟期,去掉 0~2 cm 的表层土壤,用铁铲挖出烟株根系,小心抖动并用毛刷收集黏附在烟株根表面 0~3 mm 的土壤,此为根际土;非根际土壤的取样方法为随机选取 2 株烟之间无根系生长的茎体上的

土壤^[8]；烟田土壤从表面每隔 20cm 向下进行采样^[9]。

1.3 测试项目及方法

土壤微生物数量采用稀释涂布平板法计数测定，其中细菌培养采用牛肉膏蛋白胨培养基，放线菌培养采用高氏 1 号培养基，真菌培养采用马丁氏孟加拉红培养基^[10]。土壤速效氮含量采用碱解扩散法测定，土壤有效磷采用钼锑抗比色法测定，土壤速效钾采用火焰光度计法测定^[11]。烟叶成熟采收烘烤后，烤后烟叶样品的总糖、还原糖、烟碱和钾含量，采用流动分析仪测定^[12]。采用 FT-NIR 光谱分析技术测定烟叶中氮、磷、氯和蛋白质含量^[13]。

2 结果与分析

2.1 不同有机肥对烤烟经济性状的影响

从产量结果看，施用有机肥处理烟叶产量显著高于对照，但不同有机肥处理间差异不显著，说明不同有机肥对烟叶产量的作用效果相当。其中以 M3 和 M5 处理产量最高，不施有机肥处理 CK 产量最低，说明这两种有机肥对烤烟产量的提高作用最大。从上中等烟比列看，以 M4 处理最高，其次为 M1 处理；从产值看，施用有机肥处理均高于 CK，差异显著，其中以 M3 处理烤烟产值最高，这表明有机肥的施用

能够显著提高烤烟的经济产值。综上，参试的有机肥产品 C/N 比较高的有机肥(M3、M4 和 M5)对重庆市烤烟的促进作用较为显著，同时能够显著提高烤烟的产质量。

2.2 不同有机肥对烤烟化学成分的影响

本试验中各个处理的烤烟上、中部烟叶的总氮含量均在标准范围^[14]内，但下部烟叶总氮量略有偏低，有机肥施用对烤烟各部位烟叶中总氮含量没有显著影响，但各处理的上、中部烟叶烟碱含量均显著高于下部烟叶(表 4)。

表 3 各处理烤烟经济性状比较

Table 3 Comparison of economic traits of flue-cured tobacco under different treatments

处理	产量(kg/hm ²)	上中等烟比例(%)	产值(元/hm ²)
CK	1 792.8 b	79.72 a	2 0551.6 b
CF	1 825.1 a	79.73 a	2 2516.7 a
M1	1 837.5 a	79.42 a	2 2352.0 a
M2	1 815.6 a	77.69 b	2 2226.0 a
M3	1 847.0 a	79.53 a	2 2604.7 a
M4	1 815.0 a	81.06 a	2 2505.0 a
M5	1 847.0 a	80.03 a	2 2571.0 a

注：表中同列数据后不同小写字母表示处理间差异在 P<0.05 水平显著，下同。

表 4 各处理成熟期烟叶化学成分比较

Table 4 Comparison of chemical composition of tobacco leaves in mature period under different treatments

烟叶	处理	总氮(g/kg)	总磷(g/kg)	总钾(g/kg)	烟碱(g/kg)	总氯(g/kg)	蛋白质(g/kg)	还原糖(g/kg)
上部叶	CK	17.92 c	2.16 d	17.95 e	23.80 a	0.45 d	112.0 d	145.32 c
	CF	18.19 c	3.09 a	20.38 cd	23.86 a	1.28 ab	113.7 d	175.58 b
	M1	21.80 ab	2.38 b	18.85 d	22.86 ab	1.08 b	136.3 b	160.19 b
	M2	17.97 c	2.44 b	18.94 d	22.17 c	1.78 a	112.3 d	154.43 c
	M3	18.64 c	2.39 b	19.72 cd	22.74 b	1.61 a	116.5 d	128.71 d
	M4	23.18 a	1.97 d	19.90 d	22.28 c	0.93 b	144.9 a	153.94 c
	M5	20.74 b	2.06 d	21.85 c	22.48 c	0.84 b	129.6 c	168.21 b
中部叶	CK	20.20 b	2.30 c	23.98 a	19.02 d	0.59 c	126.3 c	153.30 c
	CF	20.06 b	2.26 c	24.80 a	18.40 e	0.66 c	125.4 c	128.70 d
	M1	20.67 b	2.70 a	19.80 cd	18.83 d	0.93 b	129.2 c	176.36 b
	M2	17.13 c	2.47 c	22.68 b	18.01 e	0.76 b	107.1 d	195.47 a
	M3	19.25 b	2.54 b	22.39 b	17.18 e	1.10 a	120.3 c	136.54 d
	M4	21.26 ab	2.25 c	25.67 a	17.74 e	0.83 b	132.9 b	150.00 c
	M5	23.85 a	2.37 c	19.72 cd	18.25 e	0.85 b	149.1 a	151.55 c
下部叶	CK	15.45 d	2.40 c	20.79 cd	12.18 f	0.57 d	96.6 e	171.95 b
	CF	17.60 c	2.60 ab	23.74 a	13.38 f	0.35 e	110.0 d	150.43 c
	M1	14.46 d	2.87 a	20.94 cd	12.58 f	0.59 c	90.4 e	162.60 b
	M2	15.25 d	2.53 b	24.28 a	10.41 f	0.71 c	95.3 e	171.17 b
	M3	15.56 d	2.64 ab	23.93 a	9.84 g	0.63 c	97.3 e	174.41 b
	M4	19.17 b	2.45 b	21.80 c	11.92 f	0.72 c	119.8 d	156.27 c
	M5	15.70 d	2.63 ab	22.82 b	12.38 f	0.71 c	98.1 e	162.99 b

各个有机肥处理下的烟叶还原糖含量为 120 ~ 200 g/kg，均达到优质烟的标准范围^[14]。除 M3 处理外，施用有机肥明显提高了上部烟叶还原糖含量，比 CK 提高 1 ~ 3 个百分点；与饼肥处理(CF)相比，其余参试有机肥的施用显著提高了烤烟中、下部烟叶的还原糖含量，进而提高了烤烟烟叶的整体品质。

在本试验条件下，与 CK 相比，增施有机肥明显提高了上、下部烟叶含钾量，而对中部烟叶含钾量影响较小。烟叶氯素含量较低，均低于 2 g/kg，在标准范围以外。总之，增施有机肥明显提高了各部位叶片氯素的含量，且施用参试有机肥与施用饼肥相比提高了中、下部叶氯素含量，而对上部叶影响较小。因此施用

有机肥能够提高烟叶氯离子含量，改善烟叶品质。

2.3 不同有机肥对烤烟烟叶化学协调性的影响

如表 5 所示，本试验各处理的烟叶指标基本处于优质烟要求范围^[14]，但烟叶 K/Cl 比较为偏高，这表明有机肥的施用没有影响烤烟烟叶内在成分的协调性，且不同有机肥对烤烟烟叶内在成分的协调性的影响有差异。各处理的上、中、下部烟叶的糖氮比基本在优质烟叶标准范围内，下部叶的糖碱比均略高于优质烟的标准范围。这表明有机肥的施用对烤烟下部叶的影响较小，但能够显著降低上、中部烟叶的 K/Cl 比，进而提高烤烟的上中部烟叶品质。

表 5 各处理成熟期烟叶化学协调性比较
Table 5 Comparison of chemical coordination of tobacco leaves in mature period under different treatments

烟叶	处理	还原糖/总氮	还原糖/烟碱	总氮/烟碱	K/Cl	施木克值
上部叶	CK	8.1 c	9.2 c	0.75 d	39.9 b	1.3
	CF	9.7 b	12.7 b	0.76 d	15.9 e	1.5
	M1	7.3 d	11.6 c	0.95c	17.4 e	1.2
	M2	8.6 c	9.6 c	0.81 d	10.6 e	1.4
	M3	6.9 d	7.7 d	0.82 d	12.2 e	1.1
	M4	6.6 d	8.9 c	1.04 c	21.4 d	1.1
	M5	8.1 c	8.2 c	0.92 c	26.0 d	1.3
中部叶	CK	7.6 d	9.0 c	1.06 c	40.6 b	1.2 b
	CF	6.4 d	9.6 c	1.09 c	37.6 b	1.0 b
	M1	8.5 c	9.9 c	1.10 c	21.3 d	1.4 b
	M2	11.4 a	17.8 a	0.95 c	29.8 c	1.8 a
	M3	7.1 d	11.2 b	1.12 c	20.4 d	1.1 b
	M4	7.1 d	8.5 c	1.20 c	30.9 c	1.1 b
	M5	6.4 d	7.9 d	1.31 c	23.2 d	1.0 b
下部叶	CK	11.1 a	14.1 b	1.31 b	36.5 b	1.8 a
	CF	8.5 c	11.2 c	1.32 b	67.8 a	1.4 b
	M1	11.2 a	12.9 b	1.12 c	35.5 b	1.8 a
	M2	11.2 a	16.4 a	1.51 a	34.2 bc	1.8 a
	M3	11.2 a	17.7 a	1.61 a	38.0 b	1.8 a
	M4	8.2 c	13.1 b	1.63 a	30.3 c	1.3 b
	M5	10.4 ab	13.2 b	1.35 b	32.1 c	1.7 a

2.4 不同有机肥对土壤微生物种群数量的影响

从烤烟成熟期土壤微生物数量看(表 6)，有机肥的施用显著提高了烤烟根际土壤中的微生物数量，但对烟田土壤中非根际土壤微生物数量影响不显著，表明有机肥的施用能够增加烤烟根际土壤微生物种群数量，进而提高烟田土壤的抗性。

2.5 不同有机肥对烤烟收获后土壤中养分含量的影响

从表 7 可以看出，与基础土样相比，收获后各处

理土壤的速效氮磷钾养分含量均有所增加，其中施用饼肥处理(CF)土壤中速效氮磷钾含量基本最高。这表明施入烟田土壤中的有机肥和复合肥中的各种养分具有双重效应，一是供给烤烟生长发育所需，二是留存于土壤中提高土壤中的养分含量。

3 讨论

施用有机肥处理与对照相比显著提高了烟叶产量和产值(表 3)，这是因为有机物料在腐解过程中会

产生一些具有生理活性的中间产物,进而可以提高植株根系 α -萘胺氧化活力,使得植株根系活力增强^[15]。根系活力的增强能够促进植株根体积与根系对养分的总吸收面积的增加,烟杆有机肥因具有较高活性的有机质,能够促进根细胞的合成与根系的呼吸作用,进而使得植株根系活力增强^[16]。烟杆有机肥能够显著改善植物根系微域的微生态环境,加快微生物定殖及其繁殖速度,为植物根系发育提供一个优良环境^[17]。本试验表明,含有烟杆的发酵有机肥其烟株长势优于饼肥和常规有机肥处理。烟杆有机肥还田实现了烟杆废弃物资源化合理利用,补充了烟株从土壤中带走的营养元素,符合李比希的“养分归还学说”,比如归还了钙、镁、钾等盐基阳离子,在一定程度上可缓解土壤酸化。烟田土壤中的矿质元素含量能够在烟杆有机肥的作用下,保持在一个适宜烟草生长的范围,并且能显著促进烟叶对磷、锌、铁、锰的吸收与转运^[18]。烟杆有机肥的合理利用为烟草行业的生态循环发展带来光明的前景。烟杆有机肥还田应用的具体实施目前在我国植烟地区仍处于探索阶段,此外,烟杆有机肥的整体效应,如改良烟田土壤、提高烤烟

产量和品质和施用最佳配比等均需更进一步的深入研究和验证。

表 6 各处理烤烟成熟期土壤微生物数量
($\times 10^4$ cfu/g 干土)比较

Table 6 Comparison of soil microorganisms in mature period of flue-cured tobacco under different treatments				
土样	处理	细菌	真菌	放线菌
根际	CK	48.0 e	23.7 c	3.3 c
	CF	96.3 a	47.0 a	4.1 c
	M1	70.3 c	33.3 b	10.2 a
	M2	82.7 ab	28.0 c	5.0 b
	M3	97.3 a	37.7 b	6.6 b
	M4	83.3 ab	22.7 c	4.4 c
	M5	90.7 a	22.3 c	5.6 b
	CK	66.7 c	21.7 c	5.8 b
	CF	62.7 d	24.0 c	2.5 d
	M1	65.7 c	45.0 a	4.5 b
非根际	M2	62.3 d	31.3 b	1.4 d
	M3	64.0 d	17.7 d	6.2 b
	M4	60.3 d	19.7 d	4.3 c
	M5	90.3 a	27.3 c	5.0 b

表 7 各处理收获后土壤速效氮磷钾含量(mg/kg)

Table 7 Comparison of soil available N, P and K contents after harvest									
处理	速效氮			有效磷			速效钾		
	0 ~ 20 cm	20 ~ 40 cm	40 ~ 60 cm	0 ~ 20 cm	20 ~ 40 cm	40 ~ 60 cm	0-20 cm	20 ~ 40 cm	40 ~ 60 cm
基础土样	136.7 c	97.1 c	79.0 c	30.3 c	10.0 c	11.6 c	170.2 c	92.6 d	97.8 c
CK	140.3 c	99.1 c	85.3 c	30.4 c	21.3 b	18.0 b	191.0 c	134.4 b	113.3 b
CF	189.9 a	139.9 a	106.9 a	56.6 b	28.5 a	29.6 a	263.0 ab	231.4 a	185.9 a
M1	154.5 b	99.6 c	92.3 b	56.4 b	25.7 a	20.9 b	185.0 c	108.0 c	123.6 b
M2	142.4 c	104.8 b	90.5 b	63.7 b	14.4 c	22.2 ab	195.4 c	123.6 b	139.7 b
M3	151.9 b	112.9 b	97.9 b	83.6 a	26.4 a	27.7 a	290.7 a	212.5 a	184.8 a
M4	147.0 c	108.5 b	96.3 b	62.4 b	12.9 c	18.7 b	233.4 b	123.7 b	185.3 a
M5	143.2 c	109.0 b	96.4 b	58.6 b	11.4 c	22.5 ab	235.7 b	113.5 b	158.6 b

不同施肥处理(除饼肥处理)对烤烟土壤全氮含量影响较小。土壤氮库是一个较大的缓冲库,施肥措施对其影响程度较小。本试验中,饼肥处理的土壤速效氮含量最高,说明饼肥有机氮含量高,矿化后提高了土壤速效氮含量。烤烟主要吸收氮形态为硝态氮,土壤氮素水平可用硝态氮供应量来表征^[19]。不同种类有机肥对植烟土壤养分影响时,除要考虑肥料的用量和性质,还要注意土壤质地,有机肥可以促进土壤磷的供应时间前移和土壤速效钾的长效供应,从而有利于烤烟生长^[20]。从表 6 可以看出,施用高 C/N 比的有机肥显著提高了根际细菌数量,这些细菌中有些可能是解磷细菌和解钾细菌,以上几个方面综合作用

结果,使得有机肥显著提高了土壤有效磷和速效钾的含量。另有研究证实,30% 的猪粪有机肥和 70% 化肥配施可提高植烟土壤酶活性和微生物生物量碳含量,有机肥施入土壤后首先改善了土壤理化环境,同时为微生物生长繁殖提供了良好的生长环境和能源,C/N 比适宜,有利于微生物的进一步繁殖^[21]。近些年来,由于大量施用化学肥料,烟田土壤氮过量的现象成为不争的事实,以往长期忽视有机肥的施入,致使烟田土壤 C/N 比逐渐降低,重庆烟田土壤 C/N 比范围在 9.96 ~ 15.08^[22],已经影响了土壤微生态活性,急需施用高 C/N 比的有机肥来改善烟田土壤微生态健康,促使烟田回归到健康良性的循环中来。

4 结论

1) 参试有机肥与不施有机肥和施饼肥处理相比均明显提高了烤烟上中等烟的比例和产值, C/N 比较高的有机肥(M3、M4 和 M5)作用较为显著。

2) 各有机肥处理烤烟烟叶化学成分含量基本达到标准适宜范围, 对烟叶后期落黄和成熟没有不良影响。施用有机肥明显提高了上部烟还原糖含量, 比不施有机肥提高 1~3 个百分点, 提高了上、下部叶含钾量; 与饼肥相比, 高 C/N 比有机肥的施用显著提高了中下部烟叶还原糖含量, 改善了烟叶品质。

3) 以牛粪、玉米秸秆、药渣与烟杆混合发酵制成高 C/N 比有机肥(M3、M4、M5)对烤烟产量、烟叶品质和烟叶协调性的作用都优于现行的饼肥或饼肥或常规有机肥。这可能是高 C/N 比有机肥对土壤微生物数量和对土壤肥力改善的综合作用结果。所以, 在烟叶生产中推荐施用高 C/N 比的有机肥。

参考文献:

- [1] 胡国松, 王志斌, 傅建政. 烟草施肥新技术[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [2] 吴智敏, 申燕, 肖谋良, 等. 不同有机无机肥配施对烟田土壤养分有效性的影响[J]. 湖南农业科学, 2016(7): 42-48.
- [3] 李影, 马聪, 刘世亮, 等. 不同有机肥对豫中植烟土壤酶活性及养分含量的影响[J]. 中国农学通报, 2017, 33(14): 69-74.
- [4] 武雪萍, 朱凯, 刘国顺, 等. 有机无机肥配施对烟叶化学成分和品质的影响[J]. 土壤肥料, 2005(1): 10-13.
- [5] 武雪萍, 刘增俊, 赵跃华, 等. 施用芝麻饼肥对植烟根际土壤酶活性和微生物碳、氮的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(4): 541-546.
- [6] 刘勇军, 周羽, 靳志丽, 等. 有机物料类型对烟草根际微生物及烟叶产质量的影响[J]. 土壤, 2018, 50(2): 312-318.
- [7] 解晓菲, 孔伟, 向炳青, 等. 烟秆生物有机肥与化肥配施对白肋烟的影响[J]. 湖北农业科学, 2012, 51(2): 240-242.
- [8] 殷全玉, 王岩, 郭夏丽, 等. 烤烟根际和非根际土壤微生物典型相关分析[J]. 中国烟草科学, 2013, 34(4): 9-15.
- [9] 王树会, 刘青丽, 云南主要植烟土壤不同土层氮矿化研究[J]. 中国土壤与肥料, 2013 (1): 14-19.
- [10] 沈萍, 陈向东. 微生物学实验[M]. 北京: 高等教育出版社, 2007.
- [11] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [12] 王瑞新, 韩富根, 杨素勤, 等. 烟草化学品质分析法[M]. 河南科学技术出版社, 1990: 164-170.
- [13] 王家俊. FT-NIR 光谱分析技术测定烟草中总氮、总糖和烟碱[J]. 光谱实验室, 2003, 20(2): 181-185.
- [14] 徐宜民, 宋文静, 王程栋, 中国优质特色烤烟典型产区烟叶质量风格特征[M]. 北京, 科学出版社, 2019: 194-245.
- [15] 张凤翔, 周明耀, 周春林, 等. 水肥耦合对水稻根系形态与活力的影响[J]. 农业工程学报, 2006, 22(5): 197-200.
- [16] 邓世媛, 黄日伟, 吕永华, 等. 剪叶处理对烟苗素质及烤烟生理特性的影响[J]. 中国烟草科学, 2012, 33(2): 86-89.
- [17] 高家合, 杨祥, 李梅云, 等. 有机肥对烤烟根系发育及品质的影响[J]. 中国烟草科学, 2009, 30(6): 38-41, 45.
- [18] 李艳平, 任天宝, 李建华, 等. 烟秆有机肥对烤烟根系发育和矿质元素含量的影响[J]. 中国烟草科学, 2016, 37(6): 21-26.
- [19] 李志宏, 王兴仁. 我国北方地区几种主要作物氮营养诊断及追肥推荐研究: I. 几种主要作物氮磷施用量的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 1997, 3(3): 262-267.
- [20] 陈朝阳, 陈星峰, 何欢辉, 等. 施用有机肥对植烟土壤速效磷和速效钾含量的影响[J]. 中国烟草科学, 2009, 30(4): 43-46.
- [21] 施炯, 刘艳红, 张德刚, 等. 猪粪与化肥配施对植烟土壤酶活性和微生物生物量动态变化的影响[J]. 土壤, 2015, 47(5): 899-903.
- [22] 许安定, 周鑫斌, 苏婷婷, 等. 土地整理对烟田土壤理化及生物学性状的影响[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2016, 38(3): 156-164.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.007

吴鹏年, 王艳丽, 侯贤清, 等. 秸秆还田配施氮肥对宁夏扬黄灌区滴灌玉米产量及土壤物理性状的影响. 土壤, 2020, 52(3): 470–475.

秸秆还田配施氮肥对宁夏扬黄灌区滴灌玉米产量及土壤物理性状的影响^①

吴鹏年, 王艳丽, 侯贤清, 李培富*

(宁夏大学农学院, 银川 750021)

摘 要: 针对宁夏扬黄灌区土壤质地黏重、土壤水分匮乏等导致作物产量低下等问题, 研究秸秆还田配施氮肥对土壤物理性状的改良效应。本试验设计在玉米秸秆全量粉碎还田(12 000 kg/hm²)的同时配施 4 种纯氮施用水平(0、150、300、450 kg/hm²), 以秸秆不还田常规施氮 225 kg/hm² 为对照, 研究秸秆还田配施不同量氮肥对玉米产量及土壤物理性状的影响。结果表明: 与处理前相比, 施用纯氮 300 kg/hm² 和 450 kg/hm² 可分别降低 0~20 cm 土层土壤容重 1.25% 和 3.20%, 土壤孔隙度 2.69% 和 1.89%。与秸秆不还田处理相比, 秸秆还田配施氮肥 300 kg/hm² 和 450 kg/hm² 可使 0~20 cm 土层 2~5 mm、>5 mm 机械稳定性团粒结构显著增加。秸秆还田配施氮肥可显著增加土壤含水量, 尤其在作物生长前期, 秸秆还田配施氮肥 300 kg/hm² 较对照可显著增加土壤含水量 13.64%。秸秆还田配施氮肥条件下玉米产量及产量构成因素较秸秆不还田均有增加趋势, 秸秆还田配施纯氮 300 kg/hm² 可提高玉米产量 20.21%, 增加玉米百粒重 9.37%, 以及增加穗粒数 37.91%。可见, 秸秆还田配施纯氮 300 kg/hm² 具有较好的蓄水保墒效果, 其增产效果显著, 可为该区土壤培肥提供参考。

关键词: 秸秆还田; 氮肥; 土壤容重; 土壤含水量; 玉米产量

中图分类号: S147.35; S512.1+1 **文献标志码:** A

Effects of Straw Returning with Nitrogen Fertilizer on Maize Yield and Soil Physical Properties Under Drip-irrigation in Yanghuang Irrigation Area in Ningxia

WU Pengnian, WANG Yanli, HOU Xianqing, LI Peifu*

(Agricultural College, Ningxia University, Ningxia 750021, China)

Abstract: In this paper, the effects of straw returning with nitrogen fertilizer on low maize yield caused by soil texture and moisture were studied in Yanghuang irrigation area in Ningxia. Four levels of pure nitrogen (0, 150, 300, 450 kg/hm²) were designed under the condition of total maize straw returning (12 000 kg/hm²), the conventional nitrogen of 225 kg/hm² without straw returning was as control (CK). The results showed that pure nitrogen of 300 kg/hm² and 450 kg/hm² reduced soil bulk density of 0–20 cm soil by 1.25% and 3.20%, and increased soil porosity by 2.69% and 1.89% respectively compared with before treatment. Compared with no straw returning, straw returning with nitrogen fertilizer of 300 kg/hm² and 450 kg/hm² significantly increased the mechanical stability of 2–5 mm and >5 mm aggregates in 0–20 cm soil. Straw returning with nitrogen fertilizer significantly increased soil moisture, especially at the early stage of crop growth, straw returning with nitrogen fertilizer of 300 kg/hm² significantly increased soil moisture by 13.64% compared with CK. Under the condition of straw returning with nitrogen fertilizer, the yield and yield components of corn increased compared with no straw returning. Corn yield of straw returning with pure nitrogen of 300 kg/hm² increased corn yield by 20.21%, 100-grain weight of maize by 9.37%, and the grain number per ear by 37.91%. Straw returning with pure nitrogen of 300 kg/hm² has a good effect on water storage and preservation, it can increase maize yield remarkably. This study can provide a reference for soil fertilization in the studied area.

Key words: Straw returning; Nitrogen fertilizer; Soil bulk density; Soil water content; Corn yield

①基金项目: “十二五”国家科技支撑计划项目(2015BAD22B05-03)资助。

* 通讯作者(peifuli@163.com)

作者简介: 吴鹏年(1992—), 男, 宁夏银川人, 硕士研究生, 主要从事土壤培肥等相关研究。E-mail: 15121870790@163.com

宁夏扬黄灌区是宁夏重要的粮食生产地区,但该区土壤质地黏重、有机质含量偏低、养分匮乏,严重制约了作物的正常生长,从而导致该地区土壤生产效率低下。作物秸秆全量直接还田作为一种土壤快速培肥的有效方式,将在该地区迅速推广。已有研究表明^[1],通过合理的利用作物秸秆可有效提高土壤有机质含量,改善土壤结构,减缓地力衰竭,对于培肥土壤有显著的效果。作物秸秆中由于含有较高碳、氮等^[2],导致作物秸秆还田后土壤碳氮比升高^[3],因此需要增施氮肥来降低碳氮比。近年来,随着农业机械化水平的不断提高,秸秆还田技术也得到了进一步的发展,为大面积秸秆还田处理增加了可能性,一方面可减少焚烧秸秆带来的空气污染,另一方面可以提升作物秸秆的利用效率,增加农民收入。目前,对于该区秸秆还田配施氮肥技术的研究较少,加之缺乏科学的理论指导。因此本试验采取玉米秸秆还田配施不同量氮肥处理,以期为当地秸秆还田配施氮肥提供一定的理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验于2016年10月至2017年10月在宁夏同心县王团镇旱作节水高效农业科技园区进行。该园区位于宁夏扬黄灌区同心县王团镇旱作节水高效农业科技园区。地理位置为36°51'42"N, 105°59'27"E,海拔1370 m,地处黄土高原与内蒙古高原交界地带,地势由南向北逐渐倾斜(南高北低),以山地为主,地形复杂,属中温带干旱大陆性气候,干旱少雨,年降水量150~300 mm,年际变率大,无霜期120~218 d,年平均气温8.6℃,≥10℃的积温约3000℃,热量充足、昼夜温差大、水分蒸发强烈。2017年降水总量为286.1 mm,其中玉米生育期(4—9月)降雨量为231.4 mm,占全年的80.9%,有效降雨量为167.5 mm。

该园区土壤类型为灰钙土,试验地土壤0~40 cm土层有机质含量为8.2 g/kg,碱解氮38.3 mg/kg,有效磷16.1 mg/kg,速效钾198.0 mg/kg, pH 8.4,属低等肥力水平。

1.2 试验设计

采用随机区组设计,在玉米秸秆粉碎全量还田(12 000 kg/hm²)措施下,设置4个纯氮施用水平:秸秆还田不配施氮肥(SR+N0)、秸秆还田配施氮肥150 kg/hm²(SR+N1)、秸秆还田配施氮肥300 kg/hm²(SR+N2)、秸秆还田配施氮肥450 kg/hm²(SR+N3),秸秆还田常规施氮225 kg/hm²对照处理(CK)。共5

个处理,4次重复,共20个小区。小区面积15 m×5 m=75 m²。

具体操作方式为:秸秆还田方式采用全量粉碎还田,于上一季玉米收获后,将玉米秸秆粉碎后均匀撒入小区,同时在不同施肥水平处理中分别撒入对应量的尿素(含氮量≥46%),秸秆不还田处理为将玉米秸秆移出田块,最后用旋耕机将秸秆和尿素旋入土壤。

玉米品种为先玉335,宽窄行种植,宽行70 cm,窄行40 cm,株距为20 cm,种植密度为90 000株/hm²;追肥方式:基施磷酸二铵(N-P-K:15-46-0)300 kg/hm²、复合肥料(硫酸钾型,N-P-K:15-15-15)495 kg/hm²,于播种前一天按小区面积称好各处理所需的量,在玉米播种前结合整地撒施后深翻入土(深翻深度20 cm);在玉米各关键生育期结合滴灌水肥一体化追施纯氮150 kg/hm²。

1.3 数据处理

玉米生育期:定期观测出苗、抽雄、吐丝、灌浆、成熟,并记录生育期。

土壤水分:在玉米关键生育期,采用土钻取土烘干法测定0~100 cm层土壤含水量(每20 cm层取土样),并结合降雨量和灌水量,计算作物的耗水量。

土壤养分:参照鲍士旦编写的《土壤农化分析》,测定播种前和收获后0~40 cm层土壤有机质、全氮、速效氮磷钾等养分指标,分析其对土壤养分的影响;测定玉米收获后植株茎、叶和籽粒中全氮含量。

玉米生长指标:在玉米生育期测定植株株高、茎粗及地上部生物量等生物学性状。

产量性状:玉米收获期,分小区进行测产,选取10株玉米进行考种,记录穗数、穗粒数、百粒重,并计算出籽率。

土壤物理指标测定:土壤容重,在2017年4月中旬试验处理前及10月初玉米成熟后,每处理区以S型布置5个采样点,按表层0~20 cm和耕层20~40 cm用环刀取样,采用环刀法测定各土层土壤容重。土壤密度近似值取2.65 g/cm³,根据文献[4]计算土壤总孔隙度:

$$\text{土壤总孔隙度}(\%) = (1 - \text{容重}/\text{密度}) \times 100\% \quad (1)$$

土壤团聚体含量在2017年10月初玉米成熟后,按S型5点取土法在0~20 cm、20~40 cm土层采集原状土样,自然风干后除去粗根及小石块,并将大土块按自然裂痕剥离为1 cm³左右。将风干土样过孔径为5 mm筛,利用干筛法测定机械稳定性土壤团聚体粒级分布和稳定性^[5]。

>0.25 mm机械稳定性团聚体含量DR_{0.25}根据

文献[4]计算:

$$DR_{0.25} = \sum_{i=0}^n (Wi) \tag{2}$$

式中: Wi 为对应粒径 i 的团聚体质量分数(%); i 为粒径; n 为粒径总数。

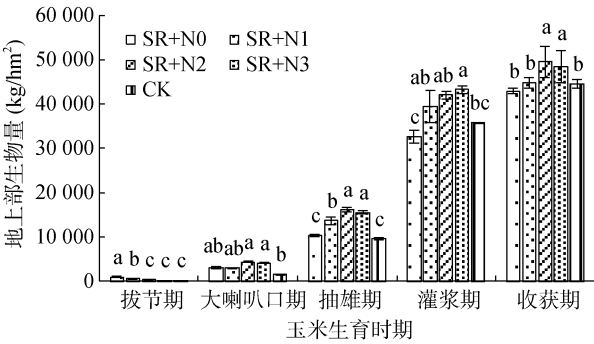
1.4 数据统计分析

采用 Excel 2016 制图, SPSS 19.0 进行方差分析, 并用 LSD 法($P<0.05$)进行多重比较。

2 结果

2.1 秸秆还田对玉米地上部生物量的影响

秸秆还田配施氮肥处理较秸秆不还田处理在玉米不同生育期均可显著增加玉米的地上部生物量, 如图 1。在玉米关键生育期地上部生物量随着施氮量的增加呈逐渐上升的趋势。收获期 SR+N2 和 SR+N3 处理地上部生物量分别较 CK 处理增加 11.10% 和



(图中小写字母不同表示玉米同一生育期不同处理间地上部生物量差异达 $P<0.05$ 显著水平)

图 1 秸秆还田配施氮肥对玉米地上部生物量的影响
Fig. 1 Effects of straw returning with nitrogen fertilizer on aboveground biomass of maize

8.75%, 而 SR+N0 处理则相比 CK 处理降低了 3.79%; 相对于秸秆不还田(CK)和秸秆还田不施氮肥(SR+N0), 秸秆还田配施氮肥可显著改善玉米地上部生物量。

2.2 秸秆还田对玉米产量及产量构成因素的影响

表 1 是秸秆还田配施氮肥条件下各处理玉米产量及产量构成因素表, 相对于秸秆不还田(CK)处理, 单纯秸秆还田在一定程度上会降低玉米的产量, 各处理产量高低依次为: SR+N2 > SR+N1 > SR+N3 > CK > SR+N0; SR+N0 处理较 CK 处理减产 1.05%。在秸秆还田条件下配施氮肥可显著增加玉米产量, 在一定程度上随着施氮量的增加而呈上升趋势, SR+N2 处理较 CK 处理增产 20.21%, 但当施氮量过高时产量又会呈下降趋势, SR+N3 处理较 SR+N2 减产 10.19%。通过比较各处理产量构成因素, SR+N2 处理较 SR+N1 增产主要表现在穗粒数及百粒重上, SR+N2 和 SR+N1 处理百粒重分别较 CK 处理增加 9.37% 和 6.62%, 两者穗粒数则分别较 CK 处理增加 37.91% 和 21.25%。玉米出籽率在秸秆还田配施氮肥处理下随施氮量的增加而降低, 但各处理之间差异不显著。

通过对玉米的产量和秸秆还田配施氮量进行曲线拟合, 发现在秸秆还田的基础上配施氮肥对玉米产量的影响呈二次函数, 随着施氮量的持续增加, 玉米产量会呈现减少的趋势。施氮量-产量曲线方程为: $y = -0.0381x^2 + 19.875x + 11\,897 (R^2 = 0.899\,5)$, 当 x (秸秆还田配施纯氮量)取 260 kg/hm^2 时, y (玉米产量)取得最大值 $14\,489\text{ kg/hm}^2$, 这说明在秸秆还田配施氮肥用量为 260 kg/hm^2 时, 继续加大氮肥配施量会抑制玉米的产量。结合产出-投入比, 该地秸秆还田所配施的氮肥用量不宜超过 260 kg/hm^2 。

表 1 秸秆还田配施氮肥玉米各处理产量及产量构成因素

Table 1 Yields and yield components of maize treated with straw returning with nitrogen fertilizer

处理	穗数(个/hm ²)	穗粒数(粒/株)	百粒重(g/100 粒)	籽粒产量(kg/hm ²)	出籽率(%)
CK	91 111 ± 4 157	480 c	37.87 ± 3.57 a	12 031.67 ± 270.91 c	83.85 ± 0.81 b
SR+N0	88 889 ± 6 849	454 c	39.43 ± 5.76 a	11 906.25 ± 128.52 c	87.95 ± 0.85 a
SR+N1	96 667 ± 2 721	582 b	40.38 ± 3.55 a	13 993.33 ± 418.96 ab	85.35 ± 0.54 b
SR+N2	92 222 ± 3 849	662 a	41.42 ± 2.29 a	14 461.67 ± 440.50 a	85.23 ± 1.95 b
SR+N3	85 556 ± 8 314	578 b	38.68 ± 4.66 a	13 123.33 ± 184.83 b	84.86 ± 1.83 b

注: 同列不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$), 下表同。

2.3 秸秆还田配施氮肥对土壤容重及土壤孔隙度的影响

玉米收获后, 秸秆还田配施氮肥能显著减少土壤容重($P<0.05$, 图 3A)。与处理前相比, $0\sim 20\text{ cm}$ 土层土壤容重随施氮量的增加而降低, 其中以 SR+N3

最为明显, 降幅达 3.20%, SR+N2 次之, 降幅为 1.25%。而 CK 和 SR+N1 土壤容重较处理前差异不显著, SR+N0 处理则较处理前有增加趋势。 $20\sim 40\text{ cm}$ 土层土壤容重变化和 $0\sim 20\text{ cm}$ 类似, 其中 SR+N3 处理较处理前降低 6.29%($P<0.05$), SR+N0、SR+N1、SR+N2

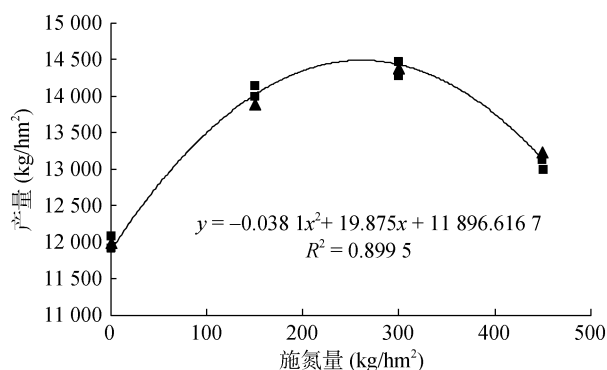


图2 秸秆还田下不同施氮量-玉米产量回归曲线

Fig. 2 Regression of maize yield with straw returning with different rates of nitrogen fertilizer

处理间差异不显著, 较处理前降低 3.56%, CK 处理与处理前无明显差异。可见, 秸秆还田配施一定

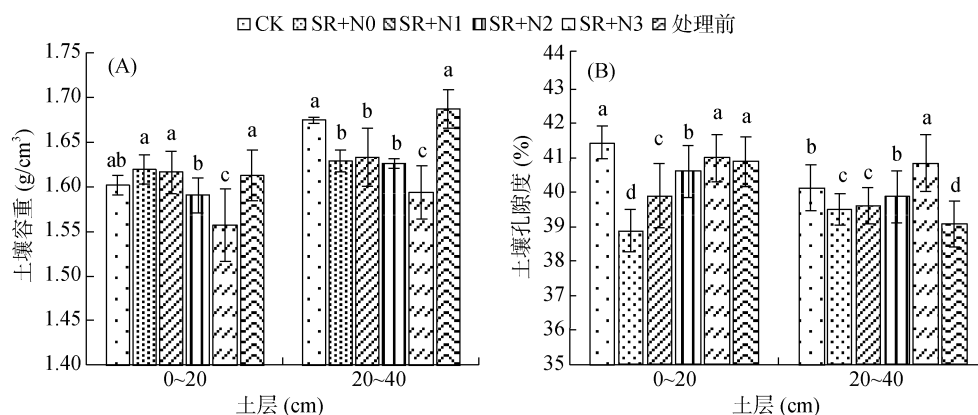


图3 秸秆还田对处理前后土壤容重及孔隙度的影响

Fig. 3 Effects of straw returning on soil bulk density and porosity before and after treatment

2.4 秸秆还田配施氮肥对土壤含水量的影响

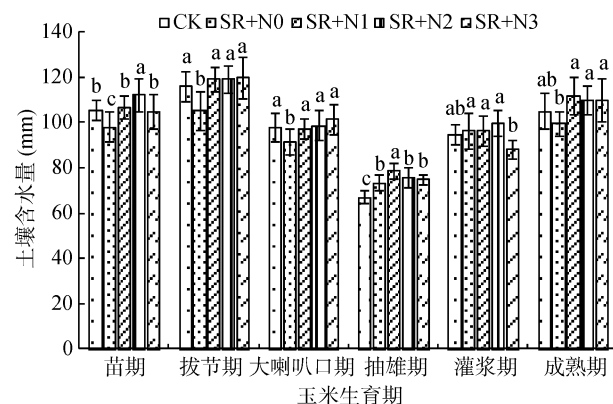
图4反映的是玉米不同生育时期0~100 cm 土层土壤含水量。土壤含水量呈先减小后增加的趋势; 与秸秆不还田相比, 秸秆还田配施氮肥可显著增加土壤含水量 1.66%~6.38%; 与秸秆还田不施氮肥相比, 秸秆还田配施氮肥可显著提高土壤含水量 13.64%(拔节期)~7.29%(抽雄期); 尤以 SR+N2 表现最为显著。灌浆期由于雨水的补充使得各处理土壤蓄水量差异不显著。SR+N0 处理在玉米各生育时期土壤含水量均显著低于其他处理, 可能是因为玉米秸秆的不完全腐熟, 使得土壤温度增加, 从而促进了土壤水分的蒸发速度; 苗期、拔节期和大喇叭口期 SR+N0 处理土壤含水率分别较 CK 处理降低 7.48%、8.24% 和 6.78%。因此与秸秆不还田(CK)及秸秆还田不施氮肥 (SR+N0) 相比, 秸秆还田配施氮肥可有效增加土壤的保水、蓄水能力。

2.5 土壤团聚体

由表2可知, 经过一年的秸秆还田配施氮肥处理, 0~20 cm 和 20~40 cm 土层土壤 >0.25 mm 机

量的氮肥相对于秸秆不还田施氮肥可有效降低土壤容重。

秸秆还田配施氮肥处理下能够显著增加土壤孔隙度($P<0.05$, 图3B), 以 0~20 cm 土层尤为显著, 且随施氮量的增加呈逐渐增加的趋势。0~20 cm 土层土壤中 SR+N3 较处理前增加 2.70%, 而 SR+N0 较处理前显著降低 5.1%, 而 CK 则与处理前无显著差异。20~40 cm 土层土壤孔隙度在低施氮水平呈现降低趋势, SR+N0 和 SR+N1 分别较处理前减少 4.08% 和 6.54%; 而高施氮水平下土壤孔隙度则呈逐渐上升的趋势, SR+N2、SR+N3 分别较处理前增加 2.96% 和 1.89%, 而 CK 与处理前没有显著差异。这说明在秸秆还田基础上配施氮肥可有效改善耕层土壤的孔隙度, 从而增加土壤透气性和贮水能力。



(图中小写字母不同表示玉米同一生育期不同处理间土壤含水量差异达 $P<0.05$ 显著水平)

图4 不同处理下 0~100 cm 土层土壤含水量

Fig. 4 Soil moisture content of 0-100cm soil under different treatments

械稳定性团粒质量分数(DR_{0.25})较对照均显著增加, 且随着施氮量的增加而呈增加趋势; 而<0.25 mm 机械稳定性团粒质量分数则相对于对照处理显著降低。0~20 cm 土层中 >5 mm 和 <0.25 mm 机械稳定性

团粒质量分数显著大于其他粒径。SR+N2 和 SR+N3 处理下 0~20 cm 土层 >5 mm 机械稳定性团粒质量分数较对照分别显著增加 24.71% 和 29.05%, 2~5 mm 和 1~2 mm 粒径团粒质量分数增幅介于 11.28%~36.05%, 而 0.5~1 mm 和 0.25~0.5 mm 粒径团粒质量分数增幅分别为 29.96% 和 24.24%。20~40 cm 土

层中各粒径机械稳定性团粒质量分数均小于 0~20 cm 土层, 秸秆还田配施氮肥处理下, >5 mm 粒径团粒质量分数随施氮量的增加而增加, 增幅达 2.27%~28.23%, 而 2~5 mm、1~2 mm、0.5~1 mm、0.25~0.5 mm 级粒径团粒质量分数均较 CK 处理有所增加, 增幅分别为 14.8%、36.05%、26.23%、18.41%。

表 2 不同处理下 0~40 cm 土层土壤不同团粒体粒径分布
Table 2 Aggregate size distribution in 0-40 cm soils under different treatments

土层(cm)	处理	团聚体粒级分布(mm)						
		>5 mm	2~5 mm	1~2 mm	0.5~1 mm	0.25~0.5 mm	DR _{0.25}	<0.25 mm
0~20	CK	16.02	12.03	8.46	10.12	8.42	55.05	44.95
	SR+N0	18.42	13.59	8.68	11.27	8.22	60.18	39.82
	SR+N1	20.52	15.82	9.68	12.34	10.28	68.64	31.36
	SR+N2	21.28	13.56	11.24	14.45	10.85	71.38	28.62
	SR+N3	22.58	14.12	13.23	13.72	10.32	73.97	26.03
20~40	CK	12.43	10.02	8.24	9.92	7.92	48.53	51.47
	SR+N0	12.72	11.45	9.34	9.23	8.03	50.77	49.23
	SR+N1	14.59	12.08	9.28	11.45	9.52	56.92	43.08
	SR+N2	15.25	13.84	10.25	12.56	9.96	61.86	38.14
	SR+N3	17.32	13.56	11.56	13.78	10.67	66.89	33.11

3 讨论

秸秆还田配施氮肥可改善耕层土壤物理性状^[6]。赵丽亚等^[7]认为, 秸秆还田可显著降低土壤容重, 白伟等^[8]研究表明秸秆还田配施氮肥与秸秆不还田相比可降低 0~20 cm 土层土壤容重 3.2%, 0~40 cm 土层土壤 2.0%, 国内外学者就秸秆还田对土壤理化性状做了许多研究, 多数研究表明^[9-10], 秸秆还田配施氮肥可有效降低土壤容重, 同时增大土壤孔隙度。本研究认为, 秸秆还田配施氮肥与单一秸秆还田处理(CK)相比可显著降低土壤的容重, 尤以 0~20 cm 最为显著, SR+N3 处理较对照降幅达 3.20%。土壤孔隙度的变化与土壤容重的变化趋势相反, 0~20 cm 土层土壤孔隙度随施氮量的增高而上升, SR+N3 处理较对照增加 2.70%, 这与李玮等^[11]的研究结果一致。

土壤含水量是反应土壤保水能力的重要指标, 秸秆还田可提高土壤的蓄水保水能力, 从而保证作物需水关键生育期的水分供应。陈素英等^[12]研究认为秸秆还田可显著提高土壤的蓄水保墒效果。张亮等^[13]通过对比施氮跟秸秆还田方式对于土壤水分的影响, 认为相同施氮量条件下秸秆还田较秸秆不还田 0~60 cm 土层土壤含水量增加明显。解文艳等^[14]研究发现, 秸秆还田秋施肥比秸秆不还田玉米水分利用效率显著提高。本研究结果表明, 秸秆还田配施氮肥较秸秆不还田可增加 0~100 cm 土层土壤蓄水量, 相同秸

秆还田条件下, 不同施氮量直接影响土壤蓄水量, SR+N0 处理土壤蓄水量显著低于其他处理, 原因可能是在不施氮肥情况下秸秆腐熟不完全, 土壤质地较紧实。

有关研究表明^[15-16], 有机物料与氮肥配施会促进土壤小团聚体向大团聚体的转化和重新分布, 进而形成较好的土壤。这与本试验结果一致, 秸秆还田配施不同量氮肥可显著提高各处理 >5 mm、2~5 mm 和 >0.25 mm 土壤机械稳定性团粒数量。这是因为秸秆还田在腐解过程中产生不同类有机质, 提高了土壤微生物的活性, 促进腐殖质的产生, 进而有利于土壤大团粒的形成^[17]。

王静等^[18]研究结果认为, 秸秆还田对作物产量增加有促进作用。大量研究表明^[19-22], 秸秆还田配施氮肥可有效提高作物产量及地上部生物量。霍竹等^[23]研究表明, 秸秆还田配施氮肥可提高玉米产量 34.63%。本试验结果表明, 秸秆还田配施 300 kg/hm² 氮肥处理增产 20.21%。

4 结论

1) 秸秆还田配施氮肥处理较秸秆不还田处理可显著降低土壤容重, 增加土壤孔隙度, SR+N3 处理最为显著。

2) 与秸秆不还田相比, 秸秆还田配施氮肥处理

可显著增加土壤含水量, 以 SR+N2 处理最为显著; 与秸秆还田不施氮肥相比, 秸秆还田配施氮肥可提高土壤蓄水、保水能力。

3) 与秸秆不还田相比, 秸秆还田配施氮肥处理可显著增加 0~20 cm 土层 2~5 mm 和 >5 mm 土壤机械稳定性团粒质量分数, 20~40 cm 土层中 <0.25 mm 和 >5 mm 机械稳定性团粒质量分数显著大于其他粒径, 尤以 SR+N3 处理表现最佳。

4) 秸秆还田配施氮肥对玉米有显著的增产效果, SR+N2 处理较对照增产 20.21%, 而秸秆还田配施氮肥用量过高则会减产。

参考文献:

- [1] 劳秀荣, 孙伟红, 王真, 等. 秸秆还田与化肥配合施用对土壤肥力的影响[J]. 土壤学报, 2003, 40(4): 618-623.
- [2] 侯贤清, 李荣, 吴鹏年, 等. 秸秆还田配施氮肥对土壤碳氮含量与玉米生长的影响[J]. 农业机械学报, 2018, 49(9): 238-246.
- [3] 王旭东, 陈鲜妮, 王彩霞, 等. 农田不同肥力条件下玉米秸秆腐解效果[J]. 农业工程学报, 2009, 25(10): 252-257.
- [4] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [5] Kemper W D, Rosenau R C. Aggregate stability and size distribution[J]. Methods of Soil Analysis, 1986, 1: 425-442.
- [6] 白伟, 逢焕成, 牛世伟, 等. 秸秆还田与施氮量对春玉米产量及土壤理化性状的影响[J]. 玉米科学, 2015(3): 99-106.
- [7] 赵亚丽, 薛志伟, 郭海斌, 等. 耕作方式与秸秆还田对冬小麦-夏玉米耗水特性和水分利用效率的影响[J]. 中国农业科学, 2014, 47(17): 3359-3371.
- [8] 白伟, 安景文, 张立祯, 等. 秸秆还田配施氮肥改善土壤理化性状提高春玉米产量[J]. 农业工程学报, 2017, 33(15): 168-176.
- [9] Tangyuan N, Bin H, Nianyuan J, et al. Effects of conservation tillage on soil porosity in maize-wheat cropping system[J]. Plant Soil & Environment, 2009, 55(8): 327-333.
- [10] Zhang P, Ting W, Jia Z K. Soil aggregate and crop yield changes with different rates of straw incorporation in semiarid areas of northwest China[J]. Geoderma, 2014, 230/231: 41-49.
- [11] 李玮, 乔玉强, 陈欢, 等. 秸秆还田和施肥对砂姜黑土理化性质及小麦-玉米产量的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(17): 5052-5061.
- [12] 陈素英, 张喜英, 刘孟雨. 玉米秸秆覆盖麦田下的土壤温度和土壤水分动态规律[J]. 中国农业气象, 2002(4): 35-38.
- [13] 张亮, 黄婷苗, 郑险峰, 等. 施氮对秸秆还田冬小麦产量和水分利用率的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2013, 41(1): 49-54.
- [14] 解文艳, 樊贵盛, 周怀平, 等. 秸秆还田方式对旱地玉米产量和水分利用效率的影响[J]. 农业机械学报, 2011, 42(11): 60-67.
- [15] Puget P, Chenu C, Balesdent J. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates[J]. European Journal of Soil Science, 2000, 51(4): 595-605.
- [16] 朱刘兵, 李慧, 韩燕来, 等. 化肥与有机物料配施对黄褐土团聚体分布及有机碳含量的影响[J]. 土壤通报, 2015(5): 1181-1188.
- [17] Sodhi G P S, Beri V, Benbi D K. Soil aggregation and distribution of carbon and nitrogen in different fractions under long-term application of compost in rice-wheat system[J]. Soil & Tillage Research, 2009, 103(2): 412-418.
- [18] 王静, 屈克伟. 秸秆还田对土壤养分和作物产量的影响[J]. 现代农业科技, 2008(20): 179.
- [19] 李孝勇, 武际, 朱宏斌, 等. 秸秆还田对作物产量及土壤养分的影响[J]. 安徽农业科学, 2003, 31(5): 870-871.
- [20] 赵鹏, 陈阜, 马新明, 等. 麦玉两熟秸秆还田对作物产量和农田氮素平衡的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2010, 28(2): 162-166.
- [21] 赵鹏, 陈阜. 秸秆还田配施化学氮肥对冬小麦氮效率和产量的影响[J]. 作物学报, 2008, 34(6): 1014-1018.
- [22] 苗峰, 赵炳梓, 陈金林. 秸秆还田与施氮量耦合对冬小麦产量和养分吸收的影响[J]. 土壤, 2012, 44(3): 395-401.
- [23] 霍竹, 王璞, 付晋峰. 秸秆还田与氮肥施用对夏玉米物质生产的影响研究[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14(2): 95-98.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.008

王擎运, 张佳宝, 赵炳梓, 等. 长期施肥对典型潮土钙、镁形态转化及其环境行为的影响. 土壤, 2020, 52(3): 476–481.

长期施肥对典型潮土钙、镁形态转化及其环境行为的影响^①

王擎运^{1,2}, 张佳宝^{1*}, 赵炳梓¹, 信秀丽¹, 陈林¹, 周云鹏², 郅红建²

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 农田生态保育与污染防控安徽省重点实验室, 安徽农业大学资源与环境学院, 合肥 230036)

摘要: 研究了长期(1989—2009年)不同施肥处理下潮土钙、镁累积特征及形态转化规律, 探讨了两种典型盐基阳离子及其碳酸盐在农田土壤酸碱缓冲性能、有机质累积等环境过程中的作用。田间试验设置7个处理: 有机肥(OM)、OM+无机化肥氮磷钾(NPK)、NPK、NP、PK、NK和不施肥(CK), OM+NPK处理为有机肥和无机化肥氮磷钾各施一半。气量法结合BCR形态分析结果显示, 不同施肥条件下潮土耕层(0~20 cm)钙、镁元素均出现持续累积过程, 不同处理的累积量表现为: NK<OM<OM+NPK<NPK<NP<PK<CK, 与土壤晶格态和碳酸盐结合态钙、镁含量变化规律一致, 而与金属氧化物和有机复合态钙、镁含量变化规律相反。OM处理下潮土pH及钙、镁元素含量较低, 对土壤碳酸盐影响较小。潮土中碳酸盐以碳酸钙为主, 碳酸镁次之, 部分碳酸根离子与有机质复合, 其构成了土壤复杂的酸碱缓冲体系。钙离子与镁离子相比, 易于与金属氧化物复合, 与有机质的复合能力相对较弱, 抑制土壤黏土矿物-金属氧化物-有机碳复合体的形成。

关键词: 长期施肥; 钙、镁形态; 土壤缓冲体系; 有机质稳定

中图分类号: S153 文献标志码: A

Effects of Long-term Fertilization on Calcium and Magnesium Morphological Transformation and Environmental Behavior in Typical Fluvo-aquic Soil

WANG Qingyun^{1,2}, ZHANG Jiabao^{1*}, ZHAO Bingzi¹, XIN Xiuli¹, CHEN Lin¹, ZHOU Yunpeng², GAO Hongjian²

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 Anhui Province Key Laboratory of Farmland Ecological Conservation and Pollution Prevention, School of Resources and Environment, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China)

Abstract: In this paper, the accumulation and morphological transformation of calcium (Ca) and magnesium (Mg) in typical fluvo-aquic soil under different long-term (1989–2009) fertilization treatments were studied and the roles of Ca^{2+} , Mg^{2+} and carbonate to soil buffering ability and organic matter accumulation were explored. 7 fertilization treatments were designed in the field experiment: 1) CK (non-fertilized control), 2) OM (organic manure), 3) OM + NPK (50% organic manure + 50% mineral fertilizer), 4) NPK, 5) NP, 6) PK and 7) NK. The results obtained by volume method and the modified BCR-sequential extraction method showed that the contents of Ca and Mg in topsoil (0–20 cm) accumulated continuously, and were in the order of NK < OM < OM+NPK < NPK < NP < PK < CK, which was in accordance with the contents of soil crystal lattice-bound Ca and Mg and carbonate-bound Ca and Mg, while contrary to the contents of metal oxide-bound and organo-bound Ca and Mg. pH, contents of Ca and Mg were lower under OM treatment, but OM treatment had little impact on the content of soil carbonate. CaCO_3 is the main carbonates in soil, followed by MgCO_3 , they are bound to soil organic matter to form a complex acid-base buffering system in soil. Compared with Mg^{2+} , Ca^{2+} are easier to bind to the metallic oxide, whereas are weaker to be bound to soil organic matter, which may inhibit the formation of soil organo-mineral complexes.

Key words: Long-term fertilization; Morphology of calcium and magnesium; Soil buffering system; Stabilization of organic matter

①基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0300801); (2016YFD0300901)、土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金项目(Y20160014)、和耕地培育技术国家工程实验室开放基金项目(201705)资助。

* 通讯作者(jbzhang@issas.ac.cn)

作者简介: 王擎运(1979—), 男, 江苏南京人, 博士, 副教授, 主要从事生态系统物质循环与模拟研究。E-mail: qywang@ahau.edu.cn

钙、镁及其碳酸盐是土壤中最常见的元素和化合物,在作物产量与品质提升、土壤酸碱缓冲性能调控及有机质稳定中均起到重要作用^[1-3]。长期不同施肥措施对钙、镁形态有一定影响,间接影响土壤酸碱缓冲性能和有机质的稳定性,但相关机制较为复杂,尤其对后者的影响尚无明确结论。

土壤中钙、镁含量主要与土壤类型有关。在以酸性为主的我国南方土壤中的含量较低,尤其有效态钙、镁含量较低,在一定程度上制约了农田作物产量与品质的提升,但这种现象在 pH 相对较高的碱性土壤中却很少出现。碱性土壤的钙、镁含量较高,且主要以碳酸盐形式存在。碳酸盐是控制该类型农田土壤酸、碱缓冲性能的主控因子^[1-4]。近 30 a,在干湿沉降和肥料尤其氮肥的作用下土壤有明显的酸化趋势,土壤中碳酸盐含量已经出现不同程度的下降^[4-5]。这种变化不仅会影响到土壤酸碱缓冲性能,对土壤有机质稳定性同样有可能产生重要的影响。由于有机、无机胶体均以负电荷为主,钙、镁、铁、铝等金属阳离子在土壤有机-无机复合体形成中起着关键的阳离子键桥作用,是土壤有机碳重要的化学稳定机制^[2-3,6]。

潮土是我国黄淮海地区最主要的土壤类型,据统计约占该区域总面积的 70% 以上。潮土质量的好坏将直接关系到该区域粮食的稳定、国家的粮食安全。经过长期不同施肥处理,潮土基本理化性质已经发生了明显的变化,有明显的酸化趋势。即使在长期秸秆还田的模式下,土壤 pH 与历史土壤相比也降低了 0.5 个单位左右^[5]。尽管这种酸化并不会显著降低土壤碳酸盐含量,但土壤中钙、镁形态有可能发生了明显变化,并间接影响了土壤有机质的稳定。当前的研究主要集中在关注长期施肥对土壤酸碱缓冲性能的影响,而相关农田管理模式下土壤钙、镁形态变化,及其对土壤有机质稳定的影响研究却鲜有报道。

本研究依托典型潮土肥料长期定位试验,研究土壤钙、镁累积特征,并借鉴重金属形态研究较为通用的 BCR 三步提取法,全面解析不同施肥处理下土壤钙、镁形态转化规律,及其对土壤缓冲性能和有机质稳定的可能影响机制,为区域农田生态变化与土壤质量提升提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 田间试验设计

田间试验设置于中国科学院封丘国家农田生态试验站(114°24' E, 35°00' N)。该区域年均降雨量 615 mm 且分布不均匀,主要集中于 7、8 两个月份;年均蒸

发量 1 875 mm,远大于降雨量;年均气温 13.9 °C,属于典型温带季风气候。土壤以轻质壤质潮土为主^[7]。

田间试验正式开始于 1989 年,试验采用小麦-玉米一年两熟轮作制,设置 7 个不同施肥处理:有机肥(OM)、OM+无机化肥氮磷钾(NPK)、NPK、NP、PK、NK 和不施肥(CK),其中 OM+NPK 处理有机肥和无机化肥氮磷钾各施一半。每个处理 4 个重复,单个小区面积为 47.5 m²^[8]。OM+NPK、NPK、NP 和 NK 处理小麦、玉米均施基肥和追肥,PK 处理只施基肥不施追肥。OM 处理当季肥料一次性以基肥的形式施入。肥料品种为:氮肥为尿素(含 N 470 g/kg),磷肥为过磷酸钙(含 P₂O₅ 170 g/kg),钾肥为硫酸钾(含 K₂O 500 g/kg);有机肥以站内小麦秸秆为主,配以适当的棉粕和豆粕,按 100:40:45 比例混合,以提高其中氮的含量,使其与 NPK 处理含氮量相等,有机肥经发酵后施用。肥料年用量相当于当地大田肥料施用量的中等水平(表 1),分别为:氮肥(N)300 kg/hm²,磷肥(P₂O₅)135 kg/hm²,钾肥(K₂O)300 kg/hm²。有机肥用量以氮的含量为基准,与 NPK 处理相当,磷、钾不足部分由磷肥和钾肥补充,当季(小麦季或玉米季)用量约为 4 500 kg/hm²(鲜重)。灌溉水源为浅层地下水,年灌溉量约 4 000 m³/hm²,视具体情况而定。

表 1 田间试验肥料施用量(kg/hm²)
Table 1 Fertilization rates of experimental plots

作物	施肥时间	氮肥(N)	磷肥(P ₂ O ₅)	钾肥(K ₂ O)
小麦	基肥	90	75	150
	追肥	60	0	0
玉米	基肥	60	60	150
	追肥	90	0	0

间隔 9 a(1989 年、1999 年、2009 年),玉米季收获后(10 月前)采集表层土壤(0~20 cm)样品。土壤样品经室温风干后,密封置阴凉处保存。2009 年土壤基本理化性质见表 2。

1.2 测定方法

土壤基本理化性质测定^[9]:土壤 pH 采用电位计法,土水比 2.5:1;速效氮(AN)采用碱解扩散法;有效磷(AP)采用碳酸氢钠法;速效钾(AK)采用乙酸铵提取法;全氮(TN)采用半微量凯氏法;全磷(TP)采用酸溶-钼锑抗比色法;全钾(TK)采用 NaOH 熔融-火焰光度法;土壤有机质采用丘林法;有效态铁(DTPA-Fe)采用 pH 为 7.3 的 DTPA(二乙三胺五乙酸)-CaCl₂-TEA(三乙醇胺)提取剂浸提,土液比为 1:2。

表 2 0~20 cm 表层试验土壤基本理化性质(2009 年)
Table 2 Basic physicochemical properties of topsoil (0–20 cm) in 2009

处理	pH	有机质(g/kg)	全氮(g/kg)	全磷(g/kg)	全钾(g/kg)	速效氮(mg/kg)	有效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)	DTPA-Fe(mg/kg)
OM	8.21 b	98.3 a	1.33 a	0.64 b	17.3 cd	34.81 a	12.38 b	141.6 c	7.85 a
OM+NPK	8.25 b	76.5 b	1.02 b	0.64 b	17.9 b	24.30 b	9.61 c	120.2 d	7.80 a
NPK	8.30 ab	51.5 c	0.68 c	0.62 b	17.4 bcd	20.25 bc	6.70 d	125.5 d	7.28 ab
NP	8.32 ab	48.6 c	0.71 c	0.63 b	17.5 bc	19.75 bc	7.16 d	47.2 f	4.76 c
PK	8.50 a	37.0 d	0.55 d	0.74 a	18.5 a	14.05 cd	20.19 a	275.8 b	7.08 b
NK	8.46 a	34.7 d	0.54 de	0.45 c	16.8 d	23.54 b	1.12 e	301.9 a	7.88 a
CK	8.53 a	33.9 d	0.52 e	0.46 c	17.7 bc	12.66 d	1.10 e	61.3 e	5.09 c

注：表中同列不同小写字母表示在 $P<0.05$ 水平上差异显著($n=4$)，下同。

土壤 CaCO_3 含量测定采用气量法^[9]。钙、镁形态分级采用 BCR 修正法^[10-11]，具体方法如下：①弱酸溶解态：称取 1.00 g 土壤于 100 ml 塑料离心管中，加入 40 ml 乙酸(HAc, 0.11 mol/L)， $22^\circ\text{C} \pm 5^\circ\text{C}$ 振荡 16 h，4 000 r/min 离心 15 min，分离上清液；②可还原态：残渣土壤中加入 40 ml 新配盐酸羟胺($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$, 0.5 mol/L, pH 1.5)， $22^\circ\text{C} \pm 5^\circ\text{C}$ 振荡 16 h，分离上清液；③有机结合态：残渣土壤中加入 20 ml 双氧水(H_2O_2 , 8.8 mol/L，分两次加入， $85^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ 水浴消化体积至 1 ml，加入 50 ml 盐酸羟胺($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$, 1 mol/L, pH 2)， $22^\circ\text{C} \pm 5^\circ\text{C}$ 振荡 16 h，分离上清液；④残留态：上述残渣土壤，水浴锅蒸干至恒重后，碾磨至 100 目，置于干燥器中待测。残留态钙、镁的测定方法同于全量的测定^[9]。所有形态提取过程中，均用去离子水清洗残渣土壤 2 次，并与首次提取液合并后，定容至 100 ml，待测。

浸提液中钙、镁测定：取 20 ml 水样蒸发至干，加入 5 ml HNO_3 和 3 ml 去离子水溶解残渣，蒸发至近干，定容至 10 ml，待测；土壤钙、镁全量采用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_3\text{-HF}$ 三酸消解，提取液中钙、镁、铁均采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-AES)。实验

所需试剂均为优级纯。

1.3 数据处理

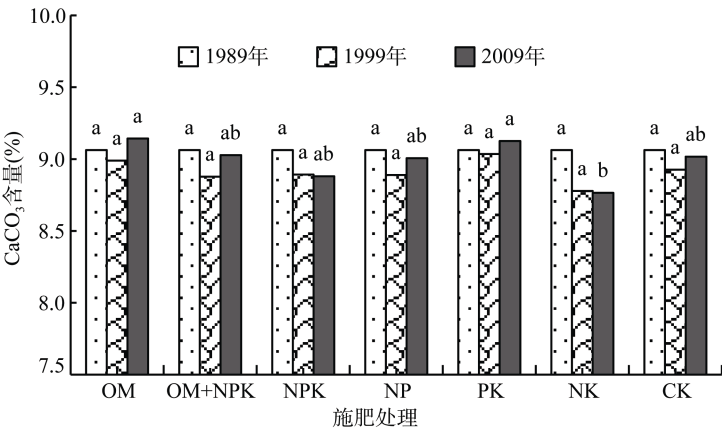
数据统计依托 SPSS17.0 软件，采用 LSD 法进行多重比较检验处理间的差异($P<0.05$)。

2 结果

2.1 长期不同施肥对潮土碳酸钙累积特征的影响

气量法测定结果显示，潮土中碳酸盐(以 CaCO_3 表示)的含量较高，已经接近土壤质量的 9.2% (920 mmol/kg) (图 1)。在过去的 20 a 中(1989—2009 年)不同年份及处理间均出现一定差异。其中，NK 处理土壤 CaCO_3 含量出现较为明显的下降，而其余处理年际间的变化规律则不明显。

经过长期不同施肥处理，OM 和 PK 处理土壤 CaCO_3 含量较高，显著高于 NK 处理，略高于其余处理。磷肥的缺失降低了土壤 CaCO_3 的含量。研究结果同样显示，有机肥的长期施用降低了土壤 pH(表 2)。2009 年，OM 处理土壤 pH 要显著低于 PK 和 CK 处理。尽管有研究认为土壤碳酸盐与 pH 显著负相关，但长期施用有机肥并未通过降低土壤 pH(−0.35)影响土壤碳酸盐的含量^[4-5]。



(柱图上方不同小写字母表示同一年份不同处理间在 $P<0.05$ 水平上差异显著($n=4$))

图 1 长期不同施肥模式下土壤碳酸盐累积特征

Fig.1 Carbonate contents under different long-term fertilization treatments

2.2 长期不同施肥对土壤钙、镁累积特征的影响

2009 年土壤中的钙、镁含量分别为 857 mmol/kg ± 33 mmol/kg 和 416 mmol/kg ± 9 mmol/kg, 累计含量约 1 300 mmol/kg。其中, 钙的含量略低于气量法测定的土壤 CaCO₃ 含量的结果(920 mmol/kg)。经过 20 a 的不同施肥处理, 土壤中的钙、镁均出现不同程度的累积, 以 CK 处理表现最为明显。CK 处理土壤中的钙、镁累积量分别为 47 mmol/kg 和 32 mmol/kg, 均占其总量的 5% 左右。

在长期不同的施肥处理下, 土壤中钙、镁累积特

征较为一致。OM 和 OM+NPK 处理土壤中钙、镁的含量相似, 略低于 NPK 和 NP 处理, 明显低于 PK 和 CK 处理。这与土壤 pH 的变化较为一致, 而与土壤有机质含量呈现相反规律(表 2)。虽然钙离子是磷肥的伴随性阳离子, 但磷肥的长期施用并未显著提高土壤中钙的含量。PK 处理土壤中钙含量与 NP、NPK 及 CK 处理均未有显著的差异。值得注意的是, 尽管磷肥的施用不会造成土壤钙的大量累积, 但磷肥缺失却会显著降低土壤钙和镁的含量。NK 处理土壤钙、镁含量显著低于其余处理, 这同于土壤 CaCO₃ 含量测定结果。

表 3 长期不同施肥模式下土壤钙、镁累积特征(1989—2009 年)(mmol/kg)
Table 3 Accumulation of Ca and Mg in soils under different long-term (1989—2009) fertilization

处理	弱酸溶解态钙	铁锰结合态钙	有机结合态钙	残留态钙	全量钙		
					2009 年	1999 年	1989 年
OM	531 ab	55.8 a	7.59 a	199.0 c	852 bc	835 ab	848 a
OM+NPK	527 ab	59.2 a	7.30 a	208.5 c	852 bc	834 ab	823 a
NPK	556 ab	50.7 bc	6.03 b	238.1 bc	868 abc	844 ab	836 a
NP	611 a	51.9 abc	5.83 bc	310.1 a	873 ab	841 ab	857 a
PK	594 a	53.1 abc	5.95 bc	281.2 ab	881 a	872 a	856 a
NK	485 b	44.7 c	5.20 bc	219.7 bc	787 c	822 b	837 a
CK	593 a	52.6 abc	2.37 c	267.2 ab	883 a	849 ab	836 a
各形态占比 (%)	65.13 ± 3.94	6.19 ± 0.43	0.65 ± 0.22	28.94 ± 4.19	100	—	—

处理	弱酸溶解态镁	铁锰结合态镁	有机结合态镁	残留态镁	全量镁		
					2009 年	1999 年	1989 年
OM	44.5 ab	22.5 a	19.4 a	332 ab	417 abc	402 a	397 a
OM+NPK	43.4 ab	23.1 a	18.6 ab	325 ab	415 abc	399 a	391 a
NPK	45.1 ab	21.3 a	16.6 bc	327 ab	410 bc	404 a	396 a
NP	48.3 a	20.2 a	16.7 bc	326 ab	416 abc	405 a	402 a
PK	49.1 a	21.8 a	17.3 b	338 ab	426 abc	408 a	401 a
NK	41.3 b	19.3 a	15.6 c	321 b	401 c	401 a	395 a
CK	50.2 a	21.8 a	14.2 c	342 a	428 a	408 a	396 a
各形态占比(%)	11.30 ± 0.68	5.14 ± 0.25	4.07 ± 0.43	79.33 ± 1.20	100	—	—

2.3 长期不同施肥对土壤钙、镁形态转化特征的影响

形态分析结果(表 3)显示, 土壤中的钙、镁差异较大。土壤中的钙主要以弱酸溶解态的形式存在(65.13%), 高达 611 mmol/kg, 而土壤弱酸溶解态镁的含量仅有 41.3 ~ 50.2 mmol/kg, 占其总量的 11.30%。土壤中的镁主要以残留态为主(79.33%)。

经过不同的施肥处理, 土壤中弱酸溶解态钙、镁含量均呈现 OM、OM+NPK、NPK 处理相似, 低于 NP、PK 和 CK 处理, 显著高于 NK 处理。这种变化规律与土壤残留态钙、镁及其全量的变化规律一致, 即均有可能受到土壤 pH 或有机质含量变化的影响,

而磷肥的缺失则会显著降低土壤中几种形态钙、镁的含量。

土壤中的铁锰氧化物结合态和有机结合态钙、镁变化规律明显有别于其弱酸溶解态及残留态含量的变化特征, 同于土壤有机质的变化规律, 总体呈现 OM>OM+NPK>NPK>NP>PK>NK>CK。尽管土壤中弱酸溶解态、铁锰结合态镁及其全量均远远低于钙, 但有机结合态镁的含量明显高于钙。镁与钙相比, 更容易与土壤中的有机碳发生复合反应。

3 讨论

钙、镁是土壤中主要的盐基阳离子, 也是土壤碳

酸盐最主要的成分,但通过本文的研究可发现,潮土中钙、镁元素与 CaCO_3 (气量法) 累积特征有着较大的差异。土壤 CaCO_3 含量年际间的变化较大,而钙、镁元素则出现了持续的累积,钙含量约 857 mmol/kg,明显低于土壤 CaCO_3 含量(920 mmol/kg); 形态分析结果也同样显示, CaCO_3 的含量不超过 611 mmol/kg (弱酸溶解态钙)。气量法所测定的 CaCO_3 成分较为复杂,是土壤碳酸盐总量。通过对比土壤 CaCO_3 和钙、镁元素累积特征可发现,土壤碳酸盐年际间含量变化较大,稳定差,受到多种因素的影响。肥料、灌溉、干湿降尘均有可能通过改变土壤 pH 间接影响碳酸盐的含量^[4,12]。

华北平原年均蒸发量约 1 600 mm, 远远高于年均降雨量(580 mm)。在不合理的灌溉下,该区域曾经是我国最为严重的盐渍区^[13]。本研究结果显示,耕层(0~20 cm)土壤钙、镁元素累积特征较为明显,这表明该类型土壤依然有潜在盐渍化的可能。这种累积在不同施肥处理下,尤其有机肥的施用下得到明显的减缓与抑制。土壤 pH 降低是减少耕层土壤钙、镁累积的最主要原因,但这种变化并未影响土壤碳酸盐总量。有机肥的长期施用显著降低了土壤 pH, 土壤碳酸盐总量依然维持了相对较高的水平。由于土壤 pH 与有机质的累积呈现相反的规律,土壤有机质形成过程中可能固定了部分新生成的碳酸根离子,是土壤缓冲性能的重要来源之一^[12,14-15]。

钙、镁元素的累积与不同的肥料处理有关,但这并不完全取决于外源性钙、镁输入量的多少。即使长期施用磷酸二氢钙,耕层土壤中钙的累积也是有限的。这表明耕层土壤中的钙发生了明显的迁移行为,受到长期施肥下土壤理化性质变化的影响^[16]。经过长期不同施肥处理,土壤磷酸根离子可通过共沉淀反应稳定土壤中的钙、镁,而硝酸根及钾离子则会活化土壤中盐基阳离子。由于该区域长期采用“井灌井排”的农业措施,经活化的盐基阳离子在灌溉及降雨的作用下发生了明显的淋溶迁移行为^[17]。在有机质含量相对较低的情况下,钙、镁迁移能力较弱,更易于累积在耕层土壤中。

钙、镁及其碳酸盐是土壤酸碱缓冲性能的主控因子,在有机碳稳定中也起到重要作用^[1-2,12],这在本文的形态研究中得到了很好的验证。依据反应原理可知,弱酸溶解态钙、镁以碳酸盐为主,铁锰结合态、有机结合态钙、镁主要受土壤铁铝氧化物和有机质的影响,而残留态则为矿质晶格态^[10-11]。2009 年,土壤中 CaCO_3 、 MgCO_3 累计含量约 650 mmol/kg, 占土

壤碳酸盐的 70% 左右。由于土壤中 CaCO_3 含量要远远高于 MgCO_3 , CaCO_3 是控制土壤酸、碱缓冲性能的最主要因素。经过长期不同的施肥处理,土壤 CaCO_3 、 MgCO_3 及其全量与土壤有机质累积规律相反,与 pH 变化规律相似,明显有别于土壤碳酸盐总量的累积特征。即长期施用有机肥可通过降低土壤 pH 减少 CaCO_3 、 MgCO_3 及其全量的累积,但对土壤碳酸盐总量的影响较小。形态分析结果再次证明,土壤有机质是碳酸根离子的重要载体,在土壤缓冲性能的稳定中起到重要作用。

由于土壤有机质带有明显的负电荷,与同样带有负电荷的土壤黏土矿物很难复合在一起。以铁、铝、钙、镁为代表的阳离子及其金属氧化物在土壤有机-无机矿质复合体的形成、有机质的化学稳定中起到非常重要的作用^[2-3]。本研究结果可发现钙、镁在矿物复合体的形成中具有如下两个特征。①有机键合态钙/镁含量较低,在土壤有机碳稳态中起到重要的中间载体作用。由于钙/镁键稳定性与铁/铝稳定差异较大,在土壤有机碳的形成中有可能由钙/镁键向更稳定的铁/铝键复合体发生转化^[2-3]。②钙/镁与金属氧化物间的复合(铁锰结合态钙/镁)制约铁铝键矿质复合体的形成,不利于有机碳的稳定。在前期研究中发现,通过长期施用肥料,土壤金属氧化物有明显的活化现象(表 2),这将有利于矿质复合体的形成、有机碳的稳定^[18-19]。本研究结果显示,土壤铁铝氧化物活化过程中金属氧化物与钙/镁离子间的复合也明显增加。尽管土壤中的钙含量较高,且主要以活性较高、易于变化的弱酸溶解态为主,但与土壤有机碳结合的部分却很少,明显低于有机结合态镁的含量。因此,钙离子与镁离子相比,与有机碳的亲合力要弱得多,在有机碳的稳定中更多的是起到干扰或抑制作用。

4 结论

1)不同施肥条件下,潮土中钙、镁元素含量持续增加,明显有别于土壤碳酸盐累积特征。有机肥的长期施用尽管会提高有机结合态钙、镁含量,但会通过降低土壤 pH, 减少弱酸溶解态钙、镁及其在土壤中的全量。土壤 CaCO_3 总量受有机肥施用影响较小,部分碳酸根离子与有机碳发生复合是土壤碳酸体系的重要补充。

2)钙、镁元素在潮土中的累积受到外源性钙、镁输入影响较小,主要与其在土壤中的迁移有关。磷肥长期施用通过离子间的沉淀反应促进元素钙镁在耕层土壤中的累积,而氮、钾肥的长期施用则有利于其

在剖面中的迁移。

3) 钙离子与镁离子相比, 易于与金属氧化物复合, 与有机质的复合能力相对较弱, 抑制土壤黏土矿物-金属氧化物-有机碳复合体的形成。

4) 钙、镁及其碳酸盐是潮土中最常见的元素和化合物, 在酸性缓冲性能、有机碳稳定等方面均起到重要作用, 相关机制值得进一步深入研究。

参考文献:

- [1] Huang P, Zhang J B, Zhu A N, et al. Acid and alkali buffer capacity of typical fluvior-aquic soil in Huang-Huai-Hai plain[J]. *Agricultural Sciences in China*, 2009, 8(11): 1378–1383.
- [2] Kleber M, Sollins P, Sutton R. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: Self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces[J]. *Biogeochemistry*, 2007, 85(1): 9–24.
- [3] 徐建民, 赛夫, 袁可能. 土壤有机矿质复合体研究 IX. 钙键复合体和铁铝键复合体中腐殖质的性状特征[J]. *土壤学报*, 1999, 36(2): 168–178.
- [4] Yang Y H, Ji C J, Ma W H, et al. Significant soil acidification across Northern China's grasslands during 1980s–2000s[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(7): 2292–2300.
- [5] Guo J, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327(5968): 1008–1010.
- [6] Chefetz B, Eldad S, Polubesova T. Interactions of aromatic acids with montmorillonite: Ca^{2+} - and Fe^{3+} -saturated clays versus Fe^{3+} - Ca^{2+} -clay system[J]. *Geoderma*, 2011, 160(3): 608–613.
- [7] Zhao B Z, Zhang J B, Flury M, et al. Groundwater contamination with NO_3^- N in a wheat-corn cropping system in the North China plain[J]. *Pedosphere*, 2007, 17(6): 721–731.
- [8] 钦绳武, 顾益初, 朱兆良. 潮土肥力演变与施肥作用的长期定位试验初报[J]. *土壤学报*, 1998, 35(3): 367–375.
- [9] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [10] Pueyo M, Rauret G, Lück D, et al. Certification of the extractable contents of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in a freshwater sediment following a collaboratively tested and optimised three-step sequential extraction procedure[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2001, 3(2): 243–250.
- [11] Sahuquillo A, Rauret G, Bianchi M, et al. Mercury determination in solid phases from application of the modified BCR-sequential extraction procedure: A valuable tool for assessing its mobility in sediments[J]. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2003, 375(4): 578–583.
- [12] Jansen van Rensburg H G, Claassens A S, Beukes D J. Relationships between soil buffer capacity and selected soil properties in a resource-poor farming area in the Mpumalanga Province of South Africa[J]. *The South African Journal of Plant and Soil*, 2009, 26(4): 237–243.
- [13] 傅积平, 王遵亲. 豫北平原旱涝盐碱综合治理: 中国科学院黄淮海平原综合治理研究 1986—1990[M]. 北京: 科学出版社, 1993.
- [14] Zamir R, Islam N, Hossain M F. Study on buffering capacity and organic matter of some soil samples from rungicherra tea-estate, Bangladesh[J]. *International Letters of Natural Sciences*, 2015, 44: 31–37.
- [15] Wang X J, Wang J P, Xu M G, et al. Carbon accumulation in arid croplands of northwest China: Pedogenic carbonate exceeding organic carbon[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5(1): 11439.
- [16] Wang Q Y, Zhang J B, Xin X L, et al. The accumulation and transfer of arsenic and mercury in the soil under a long-term fertilization treatment[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 16(2): 427–437.
- [17] Zhu A N, Zhang J B, Zhao B Z, et al. Water balance and nitrate leaching losses under intensive crop production with Ochric Aquic Cambosols in North China Plain[J]. *Environment International*, 2005, 31(6): 904–912.
- [18] Yu G H, Wu M J, Wei G R, et al. Binding of organic ligands with Al(III) in Dissolved organic matter from soil: implications for soil organic carbon storage[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(11): 6102–6109.
- [19] 王擎运, 张佳宝, 赵炳梓, 等. 不同施肥方式对典型壤质潮土中微量元素积累及其有效性的影响[J]. *土壤学报*, 2012, 49(6): 1104–1113.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.009

周影, 魏启舜, 管永祥, 等. 播种量对晚播紫云英生长及养分积累的效应. 土壤, 2020, 52(3): 482–486.

播种量对晚播紫云英生长及养分积累的效应^①

周影¹, 魏启舜¹, 管永祥², 陈震², 王琳^{1*}, 郭成宝¹, 文蔚明¹

(1 江苏丘陵地区南京农业科学研究所, 南京 210046; 2 江苏省农业技术推广总站, 南京 210036)

摘要: 大田试验条件下, 研究了不同播种量(22.5 ~ 75.0 kg/hm²)对晚播紫云英生长状况、产草量以及养分积累等的影响。结果表明: 随着播种量的增加, 紫云英每公顷株数显著增加; 播种量在 30.0 ~ 75.0 kg/hm² 范围内单株鲜重和干重随播种量增加而降低; 不同处理单株分枝数差异不显著。鲜草和干草产量随播种量的增加呈先增加后减少的趋势, 播种量为 45.0 kg/hm² 的处理产草量最高, 鲜草和干草产量分别为 48.34 t/hm² 和 5.70 t/hm²。不同播种量处理的植株地上部碳、氮、磷、钾含量差异不显著, 其养分积累量随播种量的增加则先增加后减少, 播种量为 45.0 kg/hm² 时紫云英养分积累量最高, 继续增加播种量则差异不显著。综上, 晚播紫云英的适宜播量为 45.0 kg/hm², 即可获得较高的产草量及养分积累量。

关键词: 紫云英; 晚播; 播种量; 产草量; 养分积累量

中图分类号: S-3 **文献标志码:** A

Effects of Different Sowing Rates on Growth and Nutrient Accumulation of Later-sown Chinese Milk Vetch

ZHOU Ying¹, WEI Qishun¹, GUAN Yongxiang², CHEN Zhen², WANG Lin^{1*}, GUO Chengbao¹, WEN Weiming¹

(1 Nanjing Institute of Agricultural Sciences in Jiangsu Hilly Area, Nanjing 210046, China; 2 Agricultural Technology Extension Station of Jiangsu Province, Nanjing 210036, China)

Abstract: A field experiment was conducted to study the effects of different sowing rates (22.5, 30.0, 37.5, 45.0, 52.5, 60.0 and 75 kg/hm²) on the growth, grass yield and nutrient accumulation of late-sowing Chinese milk vetch (*Astragalus sinicus* L.). The results showed that with the increase of sowing rate, the number of emerged seedling per hectare increased significantly, however, the fresh and dry weights per plant decreased with the increase of sowing rate in the range of 30.0–75.0 kg/hm², and there was no significant difference in the number of branches per plant among different treatments. Fresh and dry yields increased at first and then decreased with the increase of the sowing rate. The highest yield of (48.34 t/hm² for fresh yield and 5.70 t/hm² for dry yield) was obtained when the sowing rate was 45.0 kg/hm². The contents of C, N, P and K in the shoots were insignificantly different between different treatments, while nutrient accumulation was increased in the beginning and then decreased with the increase of sowing rate. The highest nutrient accumulation was obtained when the sowing rate was 45.0 kg/hm², and no significant difference was found when sowing rate increasing further. Therefore, it is concluded that the suitable sowing rate of *A. sinicus* in late sowing is 45.0 kg/hm² which can get the higher grass yield and nutrient accumulation.

Key words: *Astragalus sinicus* L.; Late sowing; Sowing rate; Yield; Nutrient accumulation

长期大量单施化学肥料导致耕地质量变差、面源污染严重、农产品质量下降等突出问题, 已成为制约我国农业生产可持续发展的重要因素。诸多研究表明, 有机无机配施可提高肥料利用率, 改善土壤生物性状, 增加土壤有机质活性部分的比例^[1-3]。绿肥作为一种重要的有机肥源, 具有提高土壤肥力、改善土

壤环境质量、促进作物生长等功能^[4-5]。发展绿肥是建立良好农业生态系统的一项重要环节^[6]。紫云英作为主要的稻田豆科绿肥作物^[7], 因其具有固氮能力强、生长发育快、能显著改善土壤和促进植物生长发育等特点^[8-11], 成为江苏地区水稻轮作绿肥的主栽品种。然而生产实际中发现, 由于种质资源的短缺, 使

①基金项目: 国江苏现代农业(水稻)产业技术体系轮作休耕创新团队项目(JATS [2019] 336)资助。

* 通讯作者(wanglin0421nj@163.com)

作者简介: 周影(1983—), 女, 江苏铜山人, 硕士, 助理研究员, 主要从事农业废弃物资源化利用、土肥等方面研究。E-mail: JJDD010@126.com

得紫云英种子价格普遍较高,增加了农民的种植成本,影响种植积极性。播种量显著影响作物产量^[12-13],明确紫云英的适宜播种量,对获得高产和节约种子具有双重意义。

前人研究主要围绕播种量对鲜草产量及种子产量的影响,而对紫云英养分积累效应的研究报道较少;并且,紫云英的播期均在正常播种时间内(10月上旬之前)^[14-16],而对晚播紫云英(10月中旬以后)影响的研究未见文献报道。近年来,随着江苏水稻主导品种布局调整以及农业气候资源总体变化等^[17]因素的影响,使得水稻收获期推迟,轮作绿肥迟播现象普遍。本试验以江苏中部地区绿肥-水稻轮作方式为对象,选取了主栽绿肥品种紫云英为试验作物,设置7个播种量(22.5~75.0 kg/hm²),研究了不同播种量对晚播轮作紫云英生长状况、鲜草产量、干草产量以及养分积累情况等的的影响,以期对江苏地区水稻种植制度下晚播紫云英适宜播种量的选择提供指导。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试紫云英为高秆大叶品种,由市场上购得。

1.2 试验设计

试验于2018—2019年在江苏省句容市茅山风景区墓东村潘庄实施,前茬水稻品种为南粳5055。田间试验条件下,设置7个播种量处理:22.5、30.0、37.5、45.0、52.5、60.0、75.0 kg/hm²。每处理3次重复,小区面积22.5 m²,采用随机区组排列。N、P₂O₅、K₂O肥料用量均为45 kg/hm²,追施。2018年10月23日播种,紫云英生长期根据气候情况和土壤水分状况进行排灌管理。2019年4月25日,花期取样调查紫云英生长状况和养分含量。

1.3 测定项目及方法

紫云英生长状况:每小区按S型曲线随机取样10株调查生长指标(株高、分枝数、单株鲜重和干重);每小区随机取20 cm×20 cm的样方各1个调查株数;各处理随机取3个1 m²的样方测量鲜草产量及干草产量。

植株全碳含量采用重铬酸钾容量法-外加热法测定;植株样品经H₂SO₄-H₂O₂消煮,微量凯氏定氮法测定氮含量,钼锑抗比色法测定磷含量,火焰光度计法测定钾含量^[18]。养分积累量=干物质量×养分含量。

1.4 数据处理

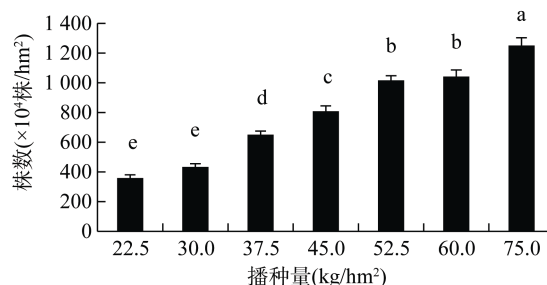
运用Excel 97-2003和SPSS19.0软件进行数据处

理和统计分析,并作图。

2 结果与分析

2.1 播种量对紫云英植株生长状况的影响

不同播种量对紫云英单位面积植株数的影响结果显示(图1),单位面积植株数与播种量呈正相关关系,随着播种量(22.5~75.0 kg/hm²)的增加,每公顷植株数呈逐渐显著递增趋势。播种量为22.5 kg/hm²和30.0 kg/hm²的每公顷植株数相差不大,且均显著少于其他播种量处理;播种量大于37.5 kg/hm²时,单位面积植株数增加显著;播种量为75.0 kg/hm²时每公顷植株数达到峰值,为1251万株,且显著高于其他处理。



(图柱上方不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$))

图1 不同播种量对紫云英植株数的影响

Fig.1 Effects of different sowing rates on number of *A. sinicus* plants

对花期各播种量处理植株的株高、单株分枝数、单株鲜重及干重等指标进行分析,结果显示(表1),不同播种量处理单株分枝数无明显差异。株高随播种量增加而增高;播种量在30.0~75.0 kg/hm²范围内单株鲜重和单株干重随播种量增加而降低,播种量22.5 kg/hm²处理单株鲜重和播种量37.5 kg/hm²及45.0 kg/hm²处理差异不显著,但均显著低于播种量30.0 kg/hm²处理;播种量在52.5~75.0 kg/hm²范围内,处理间差异不显著,但均显著低于其他处理。播种量22.5 kg/hm²和30.0 kg/hm²处理单株干重差异不显著,但均显著大于其他处理,播种量大于52.5 kg/hm²,单株干重显著降低。

不同播种量对紫云英产草量的影响如表2所示,随着播种量的增加,每公顷鲜草和干草产量均呈先增加后减少的趋势,其中播种量45.0 kg/hm²处理产草量最高,鲜草和干草产量分别为48.34 t/hm²和5.70 t/hm²,且均显著高于播种量37.5 kg/hm²及以下的处理。播种量为45.0~75.0 kg/hm²处理间差异不显著。播种量22.5 kg/hm²处理鲜、干草产量均最低。

表 1 不同播种量对紫云英植株生长状况的影响
Table 1 Effects of different sowing rates on growth of *A.sinicus*

播种量(kg/hm ²)	株高(cm)	分枝数(个/株)	单株鲜重(g/株)	单株干重(g/株)
22.5	59.92 ± 2.40 c	1.83 ± 0.71 a	6.26 ± 0.37 b	0.94 ± 0.07 a
30.0	64.08 ± 2.80 bc	1.92 ± 0.58 a	7.63 ± 0.09 a	0.96 ± 0.02 a
37.5	65.08 ± 1.12 bc	1.58 ± 0.08 a	6.46 ± 0.14 b	0.70 ± 0.02 b
45.0	68.83 ± 0.73 ab	1.75 ± 0.29 a	5.98 ± 0.05 b	0.70 ± 0.03 b
52.5	69.33 ± 3.34 ab	1.50 ± 0.14 a	4.45 ± 0.52 c	0.52 ± 0.01 c
60.0	72.67 ± 2.69 a	1.75 ± 0.38 a	4.51 ± 0.36 c	0.51 ± 0.01 c
75.0	69.25 ± 1.95 ab	1.00 ± 0.00 a	4.07 ± 0.35 c	0.44 ± 0.07 c

注：表中数据为平均值 ± 标准差，同列数据小写字母不同表示处理间差异显著(P<0.05)，下同。

表 2 不同播种量对紫云英产草量的影响
Table 2 Effects of different sowing rates on yield of *A.sinicus*

播种量(kg/hm ²)	鲜草产量(t/hm ²)	干草产量(t/hm ²)
22.5	22.33 ± 2.31d	3.39 ± 0.38 d
30.0	33.02 ± 1.37 c	4.17 ± 0.18 cd
37.5	41.26 ± 1.28 b	4.51 ± 0.15 bc
45.0	48.34 ± 2.30 a	5.70 ± 0.04 a
52.5	43.86 ± 1.93 ab	5.32 ± 0.23 abc
60.0	45.24 ± 1.49 ab	5.35 ± 0.33 ab
75.0	47.92 ± 3.64 a	5.54 ± 0.83 ab

2.2 播种量对紫云英养分积累的影响

本试验条件下,不同播种量的紫云英植株地上部碳、氮、磷、钾含量均无显著差异,各处理间数值变幅较小。植株地上部养分积累量随播种量增加先增加后减少。其中,播种量 45.0 kg/hm²处理植株养分积累量均最大,且均显著高于播种量 37.5 kg/hm²及以下的处理。播种量为 45.0 ~ 75.0 kg/hm²处理间各养分积累量差异不显著,播种量 22.5 kg/hm²处理碳、氮、磷、钾积累量均最少。

表 3 播种量对紫云英地上部养分含量及积累量的影响
Table 3 Effects of sowing rates on nutrient contents and accumulation in *A.sinicus*

指标	播种量(kg/hm ²)	碳	氮	磷	钾
养分含量(g/kg)	22.5	490.5 ± 9.45 a	21.64 ± 1.59 a	3.18 ± 0.21 a	6.16 ± 0.16 a
	30.0	523.1 ± 18.95 a	20.53 ± 0.75 a	3.04 ± 0.26 a	6.17 ± 0.43 a
	37.5	525.5 ± 9.33 a	21.50 ± 0.51 a	2.90 ± 0.15 a	6.81 ± 0.72 a
	45.0	495.9 ± 7.59 a	22.43 ± 1.08 a	2.82 ± 0.34 a	6.99 ± 1.03 a
	52.5	501.9 ± 14.12 a	20.94 ± 1.15 a	2.55 ± 0.18 a	5.65 ± 0.35 a
	60.0	503.1 ± 11.29 a	20.89 ± 0.64 a	2.61 ± 0.05 a	5.84 ± 0.16 a
	75.0	500.0 ± 13.15 a	21.13 ± 1.71 a	2.83 ± 0.16 a	6.65 ± 1.43 a
养分积累量(kg/hm ²)	22.5	1664 ± 32.04 d	73.40 ± 5.38 d	10.78 ± 0.70 b	20.89 ± 0.53 c
	30.0	2183 ± 79.11 c	85.66 ± 3.15 cd	12.69 ± 1.08 ab	25.76 ± 1.80 bc
	37.5	2368 ± 42.05 b	96.88 ± 4.32 bc	13.04 ± 0.67 ab	30.71 ± 3.24 abc
	45.0	2826 ± 43.29 a	127.8 ± 6.14 a	16.07 ± 1.92 a	39.82 ± 5.87 a
	52.5	2668 ± 75.05 a	111.3 ± 6.08 ab	11.79 ± 1.10 b	30.03 ± 1.85 abc
	60.0	2692 ± 60.39 a	111.8 ± 3.42 ab	12.96 ± 1.06 ab	31.25 ± 0.83 abc
	75.0	2768 ± 72.78 a	117.0 ± 9.48 a	15.65 ± 0.91 a	36.82 ± 7.92 ab

3 讨论

3.1 播种量对晚播紫云英植株生长及产草量的影响

播种量影响作物基本苗数。本研究发现,播种量对晚播紫云英单位面积植株数及植株生长的影响是显著的。播种量与单位面积植株数呈正相关关

系,随着播种量的增加,紫云英单位面积植株数显著增加,这一结果与前人研究一致^[15-16]。播种量 45.0 kg/hm²时,每公顷植株数为 808.7 万株,较最大播种量(75.0 kg/hm²)每公顷少 441.9 万株,较最小播种量(22.5 kg/hm²)每公顷多 450.2 万株。结合单株重及产草量的影响,可以看出,播种量为 45.0 kg/hm²时的单位面积植株数较适宜,利于紫云英植株的个体

生长以及总生物量的增加。

播种量影响作物群体密度, 使植株形态产生差异。潘福霞等^[15]和秦自果等^[16]研究了湖北地区紫云英品种弋江种不同播种量(7.5 ~ 52.5 kg/hm²)的影响, 播种期分别为10月2日和9月28日, 结果显示, 紫云英单株分枝数、单株重随播种量增加而减少。本试验条件下, 不同播种量处理的单株分枝数无明显差异, 这可能与紫云英品种以及播种期不同有关。单株鲜重和单株干重在30.0 ~ 75.0 kg/hm²播种量范围内随播种量增加而降低, 播种量22.5 kg/hm²处理单株鲜重和干重均小于30.0 kg/hm²处理, 这是由于在生产实际中发现, 播种量22.5 kg/hm²处理由于紫云英单位面积植株数较少, 田间杂草较多, 从而影响植株生长。本试验条件下, 播种量30.0 kg/hm²处理单株鲜、干重均最大, 播种量大于52.5 kg/hm²时单株重显著降低。这是由于适宜的播种量可使作物获得较合理的群体密度, 有利于植株生长; 而播种量过大导致群体密度过高时, 个体间相互竞争从而导致植株形态发生相应变化^[19-20]。

播种量是影响作物产量的最主要因素之一。作物在低密度条件下由于种群个体少, 总体产量较低; 高密度的条件下种群个体占用的空间和资源份额变小, 容易因为个体发育不良而造成减产, 只有在适宜群体构成的条件下才能获得较高产量^[21-22]。本研究表明, 随着播种量的增加, 每公顷紫云英鲜草和干草产量均呈先增加后减少的趋势, 其中播种量为45.0 kg/hm²处理产草量最高, 鲜草和干草产量分别为48.34 t/hm²和5.70 t/hm², 且均显著高于播种量37.5 kg/hm²及以下处理, 再增大播种量产草量差异不显著。表明, 本研究中晚播紫云英获得较高生物量的适宜播种量为45.0 kg/hm²。

3.2 播种量对紫云英养分积累的影响

以翻压还田为目的的绿肥作物, 获得较高的养分积累量是栽培的关键。与前人研究结果一致^[15], 本试验条件下, 不同播种量处理紫云英植株碳、氮、磷、钾含量差异不显著, 养分积累量则相差较大。紫云英植株中的绝大部分碳是从大气中获得的^[23], 紫云英除了可以固定CO₂释放O₂, 还提高了对SO₂、N₂O和粉尘等主要空气污染物的净化功能^[24]。本试验中, 与紫云英生物量变化趋势一致, 植株地上部养分积累量随播种量增加先增加后减少, 其中, 播种量45.0 kg/hm²处理植株各养分积累量均最大, 且显著高于播种量37.5 kg/hm²及以下处理, 若再增加播种量处理间差异不显著。

潘福霞等^[15]研究了紫云英翻压作绿肥的适宜播种量为30.0 kg/hm²; 秦自果等^[16]研究显示, 紫云英播种量为22.5 kg/hm²时鲜草产量和种子产量均最高。综合本试验结果, 播种量为45.0 kg/hm²时, 紫云英的产草量和植株养分积累量最高。该播种量要高于前人研究的紫云英作为绿肥翻压的适宜播量。分析原因, 除了地域、品种、栽培管理措施等的差异外, 更主要的应该是播期的影响。播期作为种植技术的一个重要方面, 显著影响作物出苗速率^[25]、生长指标^[26]、养分积累^[27]、产量和品质等各个方面^[28-29]。笔者前期研究了播期对绿肥紫云英的影响, 发现播期推迟显著抑制紫云英的生长及养分积累^[30]。本研究的紫云英播期较迟(10月23日), 比前两者的播期分别推迟21 d和25 d, 显著迟于紫云英的适宜播期。迟播易遭受低温等不良气候而影响出苗及苗期生长, 进而影响紫云英产草量及养分积累。而适当增加播种量可以增加紫云英的基本苗数, 增强群体优势, 适当弥补播期推迟产生的影响。

4 结论

播种量影响紫云英植株生长及养分积累。本试验条件下, 稻田晚播轮作高秆大叶紫云英品种播种量为45.0 kg/hm²时可获得较高的产草量和植株养分积累量, 作为绿肥翻压可获得较好的还田效果。本研究结果对苏中地区现行稻田种植制度下晚播轮作紫云英适宜播种量的选择提供一定的理论参考。

参考文献:

- [1] 朱菜红, 董彩霞, 沈其荣, 等. 配施有机肥提高化肥氮利用效率的微生物作用机制研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(2): 282-288.
- [2] 薛峰, 颜廷梅, 杨林章, 等. 施用有机肥对土壤生物性状影响的研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(6): 1372-1377.
- [3] 张璐, 张文菊, 徐明岗, 等. 长期施肥对中国3种典型农田土壤活性有机碳库变化的影响[J]. 中国农业科学, 2009, 42(5): 1646-1655.
- [4] 曹卫东, 包兴国, 徐昌旭, 等. 中国绿肥科研60年回顾与未来展望[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(6): 1450-1461.
- [5] 唐海明, 汤文光, 肖小平, 等. 冬季覆盖作物对南方稻田水稻生理生化及生长特性的影响[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(6): 1176-1182.
- [6] 焦彬. 绿肥在我国农业生产中作用的简述[J]. 土壤肥料, 1980(5): 16-18.
- [7] 焦彬. 中国绿肥[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 291-335.
- [8] Kim D J, Chung D S, Bai S C C, et al. Effects of soil selenium supplementation level on selenium contents of

- green tea leaves and milk vetch[J]. Preventive Nutrition and Food Science, 2007, 12(1): 35-39.
- [9] Asagi N, Ueno H. Nitrogen dynamics in paddy soil applied with various ¹⁵N-labelled green manures[J]. Plant and Soil, 2009, 322(1): 251-262.
- [10] Nakayama H. Characteristics of rice (*Oryza sativa*) growth, yield and soil nitrogen by cultivating Chinese milk vetch (*Astragalus sinicus* L.) as green manure[J]. Tohoku Agricultural Research, 2005, 58: 35-36.
- [11] 伍绍龙, 周志成, 单雪华, 等. 紫云英不同种植方式对植烟土壤的影响[J]. 浙江农业科学, 2017, 58(1): 33-36.
- [12] Damisch W, Wiberg A. Biomass yield - A topical issue in modern wheat breeding programmes[J]. Plant Breeding, 1991, 107(1): 11-17.
- [13] [13] 刘建华, 牛俊义, 闫志利. 施肥量和播种密度对陇东优质冬小麦灌浆期生理特性的影响[J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(5): 890-894.
- [14] 李莉, 郁蓉芬, 方长安. 紫云英播种密度与鲜草产量关系的试验[J]. 浙江农业科学, 1985, 26(5): 225-227.
- [15] 潘福霞, 李小坤, 鲁剑巍, 等. 播种量对紫云英生长及物质养分积累的影响[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(3): 574-578.
- [16] 秦自果, 刘威, 李小坤, 等. 播种量对紫云英种子产量及其构成因素的影响[J]. 湖北农业科学, 2015, 54(20): 4960-4962, 4968.
- [17] 徐敏, 徐经纬, 徐乐, 等. 水稻农业气候资源变化特征及影响分析——以江苏稻区为例[J]. 中国农学通报, 2016, 32(18): 142-150.
- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [19] 王满莲, 蒋运生, 韦霄, 等. 栽培密度和施肥水平对黄花草生长特性和青蒿素的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(1): 185-190.
- [20] 申丽霞, 王璞, 张软斌. 施氮对不同种植密度下夏玉米产量及子粒灌浆的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(3): 314-319.
- [21] 张天铜, 陈垣, 郭凤霞, 等. 不同播种量对甘肃礼县掌叶大黄育苗质量的影响[J]. 草业学报, 2013, 22(4): 99-105.
- [22] 苗锦山, 贾春林, 杨秋玲, 等. 不同播种量对盐碱地紫花苜蓿生育和产量的影响[J]. 华北农学报, 2009, 24(S1): 309-311.
- [23] 刘春增, 吕玉虎, 李本银, 等. 不同播期对紫云英“信紫1号”生长状况、产量及养分积累的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2018(1): 127-133.
- [24] 周志明, 张立平, 曹卫东, 等. 冬绿肥-春玉米农田生态系统服务功能价值评估[J]. 生态环境学报, 2016, 25(4): 597-604.
- [25] 武艳苟, 郝建平. 不同播期对玉米(强盛 49)出苗速度及生育期的影响[J]. 中国农学通报, 2009, 25(4): 119-121.
- [26] 唐光雷, 李存东, 孙传范, 等. 不同播期密度对超早熟短季抗虫棉群体性状的影响[J]. 河北农业大学学报, 2010, 33(1): 6-11.
- [27] 潘福霞, 李小坤, 鲁剑巍, 等. 不同播期对紫云英生长及物质养分积累的影响[J]. 土壤, 2012, 44(1): 67-72.
- [28] 曾庆飞, 孙兆敏, 贾志宽, 等. 不同播期对紫花苜蓿生长性状及越冬性的影响研究[J]. 西北植物学报, 2005, 25(5): 1007-1011.
- [29] 李琪, 谢萍, 李剑萍, 等. 不同播期对宁夏粉用马铃薯生长和品质的影响[J]. 中国农学通报, 2011, 27(12): 220-226.
- [30] 周影, 王琳, 魏启舜, 等. 晚播对紫云英生长、养分积累和根际微生物的影响[J]. 土壤, 2019, 51(1): 46-50.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.010

李有芳, 张超博, 易晓瞳, 等. 云南玉溪柑橘园土壤养分状况与分布特征. 土壤, 2020, 52(3): 487–493.

云南玉溪柑橘园土壤养分状况与分布特征^①

李有芳¹, 张超博¹, 易晓瞳¹, 凌丽俐¹, 黄梓洋¹, 施云庭², 胡军华¹, 张 蓉², 李永奇², 资丽玲², 彭良志^{1*}

(1 西南大学柑桔研究所, 重庆 400712; 2 云南省玉溪市柑桔研究所, 云南华宁 652801)

摘 要: 在云南省玉溪市华宁南盘江低热河谷区、华宁山地丘陵区、元江干热河谷区和新平山地丘陵区 4 个柑橘生态区, 选取一个月未施肥的 101 个代表性柑橘园采集土壤进行分析。结果表明: 玉溪柑橘园土壤 pH 变幅在 3.98~8.07, 52.48% 的土壤 pH 基本适宜柑橘生长, 14.85% 的土壤 pH 适宜柑橘生长; 土壤有机质匮乏, 59.40% 的土壤低于 15 g/kg。土壤碱解氮、有效磷、钾、钙、镁、铁、锰、锌、铜、硼的平均含量分别为 78.64、53.95、273.15、3 240.37、233.39、23.21、43.82、5.67、2.89、0.50 mg/kg。总体上, 土壤碱解氮和有效硼含量不足(低量和缺乏), 比例分别为 78.22% 和 66.34%; 有效钾、钙、锰和铜含量以超标(高量和过量)居多, 比例分别为 64.36%、51.48%、56.44% 和 83.17%; 有效磷、铁、锌含量以丰富(适宜、高量和过量)为主, 比例分别为 67.31%、75.24% 和 88.12%; 有效镁不足、适宜和超标的果园各占约 1/3。在土壤养分状况的区域特征方面, 华宁优于新平, 新平优于元江。土壤 pH 与有效钙、镁含量的正相关性极显著, 与有效锰、铜含量的负相关性极显著, 土壤有机质与大部分养分含量正相关且达到显著水平。因此, 云南玉溪柑橘园生产上应注意调节土壤 pH, 增施有机肥和氮、硼肥, 适度少施钾、磷肥, 注意钙、锰和铜肥的控制。

关键词: 玉溪市; 柑橘园; 土壤; 营养元素

中图分类号: S158 **文献标志码:** A

Characteristics of Soil Nutrients and Frequency Distribution of Yuxi Citrus Orchards in Yunnan

LI Youfang¹, ZHANG Chaobo¹, YI Xiaotong¹, LING Lili¹, HUANG Zhiyang¹, SHI Yunting², HU Junhua¹, ZHANG Rong², LI Yongqi², ZI Liling², PENG Liangzhi^{1*}

(1 Citrus Research Institute, Southwest University, Chongqing 400712, China; 2 Citrus Research Institute of Yuxi City, Yunnan Province, Huaning, Yunnan 652801, China)

Abstract: Soil samples were collected from 101 typical citrus orchards in 4 main citrus-planting areas of Yuxi City in Yunnan Province, and nutrient contents were measured. The 4 main citrus-planting areas are Nanpanjiang low-heat valley, Huaning hill and mountainous area, Yuanjiang dry-hot valley area and Xinping hill and mountainous area. The results showed that soil pH ranged from 3.98 to 8.07, 52.48% soil samples with sub-suitable pH for citrus growth and only 14.85% soil samples with pH suitable for citrus growth. Soil organic matter (SOM) was deficient and 59.40% soil samples were insufficient in SOM content. The average contents of available N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu and B were 78.64, 53.95, 273.15, 3 240.37, 233.39, 23.21, 43.82, 5.67, 2.89 and 0.50 mg/kg, respectively. In general, the insufficient proportions (deficiency and low grades) of available N and B were 78.22% and 66.34%, respectively. The exceeding proportions (high and excessive grades) of available K, Ca, Mn and Cu were 64.36%, 51.48%, 56.44% and 83.17%, respectively. Meanwhile, 67.31%, 75.24% and 88.12% of samples were abundant (suitable, high and excessive grades) in available P, Fe and Zn contents, respectively. The insufficient, suitable and exceeding proportions of available Mg were all about 1/3. As to the regional differences of soil nutrient status, Huaning was best, followed by Xinping and Yuanjiang, Nanpanjiang was worst. There were extremely significant positive correlation between soil pH with available Ca and Mg, and significant negative correlation between soil pH with available Mn and Cu. SOM was significantly

①基金项目: 国家重点研发计划课题(2017YFD0202006)和国家现代农业(柑桔)产业技术体系建设专项(CARS-26-01A)资助。

* 通讯作者(pengliangzhi@cric.cn)

作者简介: 李有芳(1992—), 女, 云南楚雄人, 硕士研究生, 主要从事果树栽培与生理研究。E-mail: 2479188983@qq.com

positively correlated with most other soil nutrients. In conclusion, for fertilization management of citrus orchard, attention should be paid to adjust soil pH, increase the application of N, B and organic fertilizer, moderately reduce the application of K and P fertilizers, while reasonably control the application of Ca, Mn and Cu fertilizers.

Key words: Yuxi City; Citrus orchard; Soil; Nutrient elements

云南省是我国重要的特色高效益柑橘产区,柑橘生产主要分布在玉溪市、宾川县和瑞丽市等地。2017年玉溪柑橘产量 28 万 t, 约占云南全省的 50%, 主要分布在华宁、新平、元江、易门 4 个县, 主栽品种为特早熟温州蜜柑、冰糖橙和沃柑, 种植区主要分为华宁南盘江低热河谷区、华宁山地丘陵区、新平山地丘陵区、元江干热河谷区 4 种不同的生态区域^[1-2]。虽然玉溪市柑橘发展得益于日照时间长、昼夜温差大等良好气候条件, 但是, 由于地形复杂, 土壤肥力参差不齐以及栽培管理水平较低等原因^[3-6], 柑橘产量和质量与美国等柑橘生产发达国家还有较大差距^[2,7-9], 其中土壤条件和施肥技术水平较差是重要原因。美国等发达国家的柑橘施肥是以土壤分析为基础, 结合柑橘生理时期对养分的需求, 适时适量平衡供给树体养分, 实现养分利用和柑橘效益最大化, 每生产 1 t 鲜果的纯氮施用量仅 4 ~ 6 kg^[10], 远低于我国的 15 ~ 20 kg^[11]。因此, 土壤分析在柑橘研究和栽培管理中占有重要地位, 是指导柑橘科学合理施肥的前提。我国近年来开始重视橘园土壤养分研究, 摸清了部分产区橘园土壤养分状况, 如重庆橘园土壤主要缺硼、锰和锌^[12], 赣南脐橙园土壤缺磷、镁和锌^[13-15], 湖北和湖南橘园土壤缺氮、硼和锌^[16], 福建平和县柚园土壤缺钙、镁、锌和硼^[17], 浙江衢州橘园土壤缺钙、镁和硼^[18], 广西富川县脐橙园土壤缺硼和锰^[19], 贵州橘园土壤氮和钾缺乏严重^[20]。然而, 长期以来, 对云南玉溪橘园土壤养分缺乏研究, 制约了该地区施肥技术水平的提高。为此, 本研究以玉溪市柑橘主产区代表性果园为对象, 研究土壤养分含量状况和分布特征, 以期为玉溪柑橘高产优质和化肥减施增效技术方案的制定提供依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集和前处理

2017 年 10 月在云南省玉溪市选择 1 个月内没有土壤施肥的代表性柑橘园 101 个进行采样分析。其中, 华宁县南盘江低热河谷区 48 个特早熟温州蜜柑和冰糖橙园、华宁山地丘陵区 11 个特早熟温州蜜柑园、新平山地丘陵区 30 个冰糖橙园、元江干热河谷区 12 个沃柑园。每个果园采用 GPS 定位经纬度和海

拔高度, 按“Z”字形选择采样树 10 ~ 15 株, 在每株树冠滴水线(避开施肥沟、施肥穴)周围东、西、南、北 4 个方位采集距地表 0 ~ 40 cm 深土层的土壤 200 g 左右, 除去石块、根系等杂质, 10 ~ 15 个采样点的土壤等量均匀混合, 用 4 分法取约 1 000 g 土样装袋编号后带回实验室, 阴干, 粉碎, 过 2 mm 尼龙网筛, 置于干净的塑料袋内干燥、避光保存备用。

1.2 样品测定

土壤 pH 用电位法测定^[21]; 土壤有机质用油浴加热重铬酸钾氧化法测定; 土壤碱解氮用碱解扩散法测定; 土壤有效磷用钼锑抗比色法测定; 土壤有效钾用火焰光度法测定; 土壤有效钙、镁用 NH_4Ac 交换-原子吸收分光光度计测定; 土壤有效铁、锰、锌、铜用 HCl 浸提-原子吸收分光光度计测定; 土壤有效硼用沸水浸提-姜黄素比色法测定^[22]。

1.3 柑橘园土壤 pH 和有效养分分级标准

柑橘园土壤 pH 分级标准: <4.5 强酸性, 4.5 ~ 5.5 酸性, 5.5 ~ 6.5 弱酸性, 6.5 ~ 7.5 弱酸至弱碱性, >7.5 为碱性。pH 4.5 ~ 5.5 和 6.5 ~ 7.5 基本适宜柑橘生长, pH 5.5 ~ 6.5 适宜柑橘生长。有机质分级标准: 有机质含量 <5 g/kg 为极缺, 5 ~ 10 g/kg 为缺乏, 10 ~ 15 g/kg 为偏低, 15 ~ 30 g/kg 适宜, >30 g/kg 丰富^[22-26]。

参考国内外柑橘土壤营养指标, 将玉溪柑橘土壤营养元素丰缺划分为极缺、缺乏、适量、高量、过量 5 个等级, 各等级的划分指标见表 1。

1.4 数据分析

试验数据采用 Excel 2010 和 SPSS 19.0 统计软件进行分析。

2 结果与分析

2.1 土壤 pH 和有机质丰缺状况与分布

玉溪柑橘园土壤 pH 平均值为 6.42, 变幅 3.98 ~ 8.07(表 2)。52.48% 的土壤 pH 基本适宜柑橘生长(pH 4.5 ~ 5.5 和 pH 6.5 ~ 7.5), 14.85% 的土壤 pH 适宜柑橘生长; pH <4.5 的强酸性土壤占 4.95%, pH >7.5 的碱性土壤占 27.72%。各生态区果园土壤 pH 的分布状况存在较大差异, 华宁山地丘陵区碱性土比率最高, 达 81.82%; 新平山地丘陵区酸性土壤比率较高, 达 63.34%。

土壤有机质含量总体偏低，范围 1.02 ~ 38.31 g/kg，均值 14.62 g/kg。有机质低于适宜值的土壤比例达 59.40%，而有机质含量丰富的比例仅占 4.95%(表 3)。

表 1 柑橘园土壤有效养分丰缺标准
Table 1 Nutrient grading standard of citrus orchard soil

有效养分	缺乏(mg/kg)	低量(mg/kg)	适量(mg/kg)	高量(mg/kg)	过量(mg/kg)
碱解氮	<50	50 ~ 100	100 ~ 200	>200	—
有效磷	<5	5 ~ 15	15 ~ 80	>80	—
有效钾	<50	50 ~ 100	100 ~ 200	>200	—
有效钙	<200	200 ~ 1 000	1 000 ~ 2 000	2 000 ~ 3 000	>3000
有效镁	<80	80 ~ 150	150 ~ 300	300 ~ 500	>500
有效铁	<5	5 ~ 10	10 ~ 20	20 ~ 50	>50
有效锰	<2	2 ~ 5	5 ~ 20	20 ~ 50	>50
有效锌	<0.5	0.5 ~ 1.0	1.0 ~ 5.0	5.0 ~ 10.0	>10
有效铜	<0.3	0.3 ~ 0.5	0.5 ~ 1.0	1.0 ~ 2.0	>2.0
有效硼	<0.25	0.25 ~ 0.50	0.50 ~ 1.00	1.00 ~ 2.00	>2.0

表 2 玉溪柑橘园土壤 pH 分布状况
Table 2 Frequency distribution of soil pH of citrus orchard soil inYuxi

生态区	均值	分布频率(%)				
		<4.5	4.5 ~ 5.5	5.5 ~ 6.5	6.5 ~ 7.5	>7.5
华宁南盘江低热河谷区	6.97	2.08	8.34	14.58	37.50	37.50
华宁山地丘陵区	7.53	0.00	0.00	9.09	9.09	81.82
元江干热河谷区	6.04	0.00	33.33	33.33	25.00	8.34
新平山地丘陵区	5.30	13.33	63.34	10.00	13.33	0.00
合计	6.42	4.95	26.73	14.85	25.75	27.72

表 3 玉溪柑橘园土壤有机质分布状况
Table 3 Frequency distribution of organic matter content of citrus orchard soil inYuxi

生态区	均值 (g/kg)	分布频率(%)				
		<5 g/kg	5 ~ 10 g/kg	10 ~ 15 g/kg	15 ~ 30 g/kg	>30 g/kg
华宁南盘江低热河谷区	15.15	10.42	20.82	22.92	41.67	4.17
华宁山地丘陵区	19.59	0.00	9.09	27.28	45.45	18.18
元江干热河谷区	11.61	0.00	33.33	50.00	16.67	0.00
新平山地丘陵区	13.15	0.00	30.00	36.67	30.00	3.33
合计	14.62	4.95	23.76	30.69	35.65	4.95

2.2 土壤大量营养元素丰缺状况与分布

由表 4 可知，玉溪柑橘园土壤氮磷钾有效养分含量丰缺并存，且地域差异明显。土壤碱解氮含量变化幅度较大，变幅 23.75 ~ 377.52 mg/kg，平均 78.64 mg/kg。0.99% 的果园碱解氮含量处于高量水平，78.22% 的果园碱解氮含量不足(低量和缺乏，下同)。从各生态区看，土壤样品碱解氮含量不足的果园元江干热河谷区占 91.67%，其余 3 个生态区不足比例均在 60% 以上。

土壤有效磷含量变异大，变幅 0.52 ~ 530.46 mg/kg，极值差距超过千倍，平均 53.95 mg/kg，其中 31.69% 的果园有效磷含量不足，18.81% 的果园有效磷高量。不同生态区果园土壤有效磷含量差异大，华宁山

地丘陵区橘园缺磷严重，100% 的土壤有效磷含量不足，其余 3 个生态区有近 50% 的果园土壤有效磷含量达到适宜值。

土壤有效钾含量充足，大部分果园为适宜或高量，变幅 77.28 ~ 774.95 mg/kg，平均 273.15 mg/kg。除元江干热河谷区外，其余 3 个生态区橘园土壤有效钾含量均超过 65%。

2.3 土壤有效钙和有效镁丰缺状况与分布

玉溪柑橘园土壤有效钙、镁含量丰富，变化幅度较大(表 5)。土壤有效钙含量 322.70 ~ 18 577.98 mg/kg，平均 3 240.37mg/kg，其中 22.77% 的果园有效钙含量不足，77.23% 的果园有效钙含量丰富(适量、高量

和过量，下同)，51.48% 的果园有效钙含量超标(高量和过量，下同)。有效钙含量不足的果园主要分布在新平山地丘陵区，占 63.34%。

土壤有效镁含量 21.38 ~ 702.13 mg/kg，均值 233.39 mg/kg。总体上，土壤有效镁含量不足、适宜

和超标的样本各占 1/3 左右，比例分别为 35.64%、30.69% 和 33.67%。但土壤有效镁含量在不同生态区差异很大，新平山地丘陵区有效镁含量不足比例高达 83.33%，而华宁南盘江低热河谷区则有 58.33% 的果园土壤有效 Mg 含量超标。

表 4 玉溪柑橘园土壤大量元素含量及丰缺等级比例
Table 4 Available macroelement contents and their frequency distribution of citrus orchard soil inYuxi

养分	生态区	变幅(mg/kg)	含量(mg/kg)	丰缺等级比例(%)			
				缺乏	低量	适量	高量
碱解氮	华宁南盘江低热河谷区	33.23 ~ 377.52	85.22	12.50	64.58	20.84	2.08
	华宁山地丘陵区	50.93 ~ 158.85	84.71	0.00	63.64	36.36	0.00
	元江干热河谷区	23.75 ~ 104.62	53.03	50.00	41.67	8.33	0.00
	新平山地丘陵区	37.94 ~ 126.45	76.14	13.33	66.67	20.00	0.00
	均值	23.75 ~ 377.52	78.64	15.84	62.38	20.79	0.99
有效磷	华宁南盘江低热河谷区	2.45 ~ 530.46	72.09	2.08	18.75	54.17	25.00
	华宁山地丘陵区	0.52 ~ 12.46	8.20	18.18	81.82	0.00	0.00
	元江干热河谷区	5.50 ~ 126.73	30.07	0.00	33.34	58.33	8.33
	新平山地丘陵区	4.63 ~ 167.44	51.26	3.33	20.00	56.67	20.00
	均值	0.52 ~ 530.46	53.95	3.97	27.72	49.50	18.81
有效钾	华宁南盘江低热河谷区	78.37 ~ 742.64	305.94	0.00	6.25	25.00	68.75
	华宁山地丘陵区	133.98 ~ 774.95	289.45	0.00	0.00	18.18	81.82
	元江干热河谷区	77.28 ~ 418.29	183.13	0.00	16.67	58.33	25.00
	新平山地丘陵区	97.61 ~ 474.72	250.74	0.00	3.33	30.00	66.67
	均值	77.28 ~ 774.95	273.15	0.00	5.94	29.70	64.36

表 5 玉溪柑橘园土壤钙和镁有效养分含量及丰缺等级比例
Table 5 Available calcium and magnesium contents and their frequency distribution of citrus orchard soil in Yuxi

养分	生态区	变幅(mg/kg)	含量(mg/kg)	丰缺等级比例(%)				
				缺乏	低量	适量	高量	过量
有效钙	华宁南盘江低热河谷区	1310.07 ~ 17 431.90	3 633.35	0.00	0.00	29.17	37.50	33.33
	华宁山地丘陵区	3495.26 ~ 185 77.98	9 445.06	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00
	元江干热河谷区	828.77 ~ 3 623.93	1 522.77	0.00	33.33	41.67	16.67	8.33
	新平山地丘陵区	322.70 ~ 3 095.72	1 023.60	0.00	63.34	23.33	10.00	3.33
	均值	322.70 ~ 18 577.98	3 240.37	0.00	22.77	25.75	22.77	28.71
有效镁	华宁南盘江低热河谷区	98.47 ~ 635.14	325.81	0.00	4.17	37.50	50.00	8.33
	华宁山地丘陵区	65.61 ~ 351.87	185.49	9.09	18.18	63.64	9.09	0.00
	元江干热河谷区	41.71 ~ 702.13	265.92	25.00	25.00	8.33	25.00	16.67
	新平山地丘陵区	21.38 ~ 172.06	90.08	43.33	40.00	16.67	0.00	0.00
	均值	21.38 ~ 702.13	233.39	16.83	18.81	30.69	27.73	5.94

2.4 土壤微量营养元素丰缺状况与分布

总体上，玉溪柑橘园土壤有效铁、锰、锌、铜含量丰富，有效硼含量不足(表 6)。土壤有效铁含量变幅较大，含量在 2.37 ~ 179.60 mg/kg，均值 23.21 mg/kg。土壤有效铁含量不足的果园占 24.76%，丰富的果园占 75.24%，超标的果园占 44.55%。从各生态区看，元江干热河谷区土壤有效铁含量最低，平均 8.05 mg/kg，

不足比例为 75.00%。

土壤有效锰含量丰富，变幅 3.95 ~ 155.08 mg/kg，平均 43.82 mg/kg，仅有 1.98% 的土壤样本含量不足，而 56.44% 的土壤样本含量超标。有效锰含量超标果园土壤主要分布在元江干热河谷区和新平山地丘陵区土壤 pH<6.5 的果园，超标比例分别为 83.33% 和 76.67%。

土壤有效锌含量 0.28 ~ 50.00 mg/kg, 平均 5.67 mg/kg。总体上土壤有效锌含量丰富, 丰富比例高达 88.12%, 不足比例仅占 11.88%。有效锌不足的果园主要分布在元江干热河谷区, 不足比例达 58.33%。

土壤有效铜含量 0.39 ~ 10.16 mg/kg, 平均 2.89 mg/kg, 总体上含量超标, 超标比例高达 83.17%,

不足比例仅占 2.97%, 丰富比例为 97.03%。

土壤有效硼含量 0.11 ~ 3.09 mg/kg, 平均 0.50 mg/kg, 总体上含量偏低。有效硼含量不足的土壤样本比例高达 66.34%, 仅 27.72% 的土壤样本处于适量水平, 另有 5.94% 的土壤样本含量超标。元江干热河谷区和新平山地丘陵区土壤有效硼含量严重不足, 不足比例高达 100% 和 96.67%。

表 6 玉溪柑橘园土壤微量元素有效养分含量及丰缺等级比例
Table 6 Micronutrient contents and their frequency distribution of citrus orchard soil in Yuxi

养分	生态区	变幅(mg/kg)	含量(mg/kg)	丰缺等级比例(%)				
				缺乏	低量	适量	高量	过量
有效铁	华宁南盘江低热河谷区	2.69 ~ 83.78	26.01	2.08	8.33	33.34	47.92	8.33
	华宁山地丘陵区	6.72 ~ 30.03	20.00	0.00	9.09	36.36	54.55	0.00
	元江干热河谷区	2.37 ~ 32.10	8.05	33.33	41.67	16.67	8.33	0.00
	新平山地丘陵区	2.66 ~ 179.60	25.98	6.67	26.67	30.00	23.33	13.33
	均值	2.37 ~ 179.60	23.21	6.94	17.82	30.69	36.63	7.92
有效锰	华宁南盘江低热河谷区	6.07 ~ 133.35	41.23	0.00	0.00	52.08	16.67	31.25
	华宁山地丘陵区	3.95 ~ 65.83	15.98	0.00	18.18	72.73	0.00	9.09
	元江干热河谷区	7.19 ~ 71.10	46.11	0.00	0.00	16.67	33.33	50.00
	新平山地丘陵区	6.83 ~ 155.08	57.27	0.00	0.00	23.33	23.33	53.34
	均值	3.95 ~ 155.08	43.82	0.00	1.98	41.58	18.81	37.63
有效锌	华宁南盘江低热河谷区	0.96 ~ 50.00	9.55	0.00	4.17	39.58	22.92	33.33
	华宁山地丘陵区	0.46 ~ 8.82	3.89	9.09	0.00	63.64	27.27	0.00
	元江干热河谷区	0.28 ~ 3.14	1.08	16.66	41.67	41.67	0.00	0.00
	新平山地丘陵区	0.87 ~ 6.89	1.97	0.00	6.67	90.00	3.33	0.00
	均值	0.28 ~ 50.00	5.67	2.97	8.91	57.43	14.85	15.84
有效铜	华宁南盘江低热河谷区	0.39 ~ 10.16	2.55	0.00	4.17	14.58	31.25	50.00
	华宁山地丘陵区	0.64 ~ 1.76	1.24	0.00	0.00	27.27	72.73	0.00
	元江干热河谷区	0.41 ~ 6.18	4.52	0.00	8.33	8.33	0.00	83.34
	新平山地丘陵区	0.73 ~ 5.24	3.38	0.00	0.00	10.00	6.67	83.33
	均值	0.39 ~ 10.16	2.89	0.00	2.97	13.86	24.75	58.42
有效硼	华宁南盘江低热河谷区	0.27 ~ 3.09	0.68	0.00	45.83	41.67	10.42	2.08
	华宁山地丘陵区	0.28 ~ 0.77	0.53	0.00	36.36	63.64	0.00	0.00
	元江干热河谷区	0.18 ~ 0.30	0.24	66.67	33.33	0.00	0.00	0.00
	新平山地丘陵区	0.11 ~ 0.64	0.31	33.33	63.34	3.33	0.00	0.00
	均值	0.11 ~ 3.09	0.50	17.82	48.52	27.72	4.95	0.99

2.5 土壤 pH、有机质和有效养分含量间的相关性

土壤 pH 与土壤有效钙、有效镁含量呈极显著正相关, 与有效锰、有效铜含量呈极显著负相关; 土壤有机质与土壤大部分养分呈正相关关系且达到显著或极显著水平; 而土壤矿质营养元素之间的相关性无明显规律(表 7)。

3 讨论

土壤是果树生长发育的基础, 是水分和矿质养

分供给的源泉, 植物所需矿质营养元素主要来自土壤^[27-28], 柑橘园土壤有效养分状况是制定土壤养分管理及合理施肥方案的主要依据^[23]。因此, 测土配方施肥在农业生产中被广泛采用^[23,29]。从本研究结果看, 玉溪柑橘园土壤总体有机质含量低, 主要原因是玉溪柑橘园大多在山地丘陵, 河谷区也多数为浅丘坡地, 有机肥施用少, 加上当地仍采用清耕栽培为主, 土壤有机质不能得到及时补充。在大量元素方面, 玉溪柑橘生产上重视氮磷钾复合肥的施用且用量大。然

表 7 柑橘园土壤 pH、有机质及有效养分间的相关系数
Table 7 Correlation coefficients between pH, organic matter content and available nutrient contents of citrus orchard soil

	pH	有机质	碱解氮	有效磷	有效钾	有效钙	有效镁	有效铁	有效锰	有效锌	有效铜	有效硼
pH	1											
有机质	0.364**	1										
碱解氮	-0.050	0.494**	1									
有效磷	-0.116	0.242*	0.228*	1								
有效钾	0.233*	0.361**	0.258**	0.070	1							
有效钙	0.588**	0.521**	0.117	-0.092	0.220*	1						
有效镁	0.598**	0.235*	0.100	0.000	0.358**	0.294**	1					
有效铁	0.181	0.220*	0.134	-0.019	-0.041	0.034	0.080	1				
有效锰	-0.493**	-0.178	0.041	0.239*	0.054	-0.377**	-0.180	-0.210*	1			
有效锌	0.369**	0.303**	0.254*	0.393**	0.360**	0.322**	0.404**	0.098	-0.137	1		
有效铜	-0.389**	-0.063	-0.017	0.094	-0.298**	-0.361**	-0.205*	0.008	0.335**	-0.091	1	
有效硼	0.395**	0.386**	0.205*	0.032	0.492**	0.413**	0.525**	0.095	-0.270**	0.481**	-0.280**	1

注：**表示相关性达极显著水平($P < 0.01$)；*表示相关性达显著水平($P < 0.05$)。

而,本研究显示,其橘园土壤碱解氮含量低,有效钾、有效磷含量高。土壤碱解氮含量低主要原因可能与化学氮肥在土壤中容易淋洗和挥发损失^[30-32],也较容易被柑橘吸收利用有关;土壤有机质含量低,缺乏有机氮也是碱解氮低的重要原因;而施用的磷肥和钾肥容易被土壤吸附和固定,流失少,加之玉溪土壤的成土母质磷钾含量较高^[33-34],致使土壤中有效磷钾含量高。由于玉溪柑橘生产上很少施用钙肥和镁肥,土壤中的钙和镁主要与当地成土母质和土壤类型有关^[35],因不同区域的土壤类型不同,从而土壤有效钙、镁含量差异明显。华宁南盘江低热河谷区和华宁山地丘陵区土壤成土母质主要为石灰岩、砂岩和页岩等^[33,36-37],土壤有效钙含量高,土壤 pH 也较高^[23];新平山地丘陵柑橘园主要为红壤,红壤有效钙含量低^[36];元江干热河谷柑橘园主要分布在赤红壤上^[36],也有较大比例的果园土壤低钙。由于镁和钙通常为伴生元素,玉溪柑橘园土壤有效镁含量和分布特征与有效钙基本相同^[38]。

玉溪柑橘生产上几乎不施用铁肥和锰肥,有机肥施用少,柑橘园土壤中有效铁、锰含量高低主要与土壤 pH 有关,总体上酸性土壤的有效铁、锰含量高,碱性土壤含量低^[39]。虽然玉溪柑橘生产上也不施用铜肥,但在柑橘溃疡病区,铜制剂是使用最普遍的杀菌剂,且施用次数多,以致于玉溪柑橘园土壤有效铜含量与溃疡病有密切关系。华宁山地丘陵区柑橘无溃疡病,土壤铜含量以适量和高量为主;其余 3 个生态区均有溃疡病且常年使用含铜杀菌剂,土壤铜含量以过量为主。我国柑橘园土壤缺锌和缺硼的比例高^[12-19],但玉溪柑橘生产上普遍施用叶面锌肥,柑橘园土壤有效

锌不足的比例低,仅 11.90%,缺锌土壤主要分布在新种植区的元江干热河谷区,其余 3 个生态区的土壤锌含量充足,且有较大比例的锌高量和过量果园。与我国其他柑橘产区一样,玉溪柑橘园土壤有效硼含量不足比例也较高,特别是在元江干热河谷区和新平山地丘陵区,几乎全部土壤样品有效硼含量为低量或缺乏,主要原因是土壤有效硼含量低、生产上施用硼肥少^[23,40]。

从总体上看,玉溪柑橘园土壤养分状况华宁优于新平,新平优于元江。柑橘园土壤养分状况与果园年龄有较直接关系,玉溪柑橘的规模化种植,华宁河谷区始于 1980 年代,华宁山地丘陵区是近几年发展的,新平始于 1990 年代,而元江是最近几年才开始^[1-2],说明柑橘的种植在一定程度上改良了土壤养分状况。

土壤养分之间的相关关系复杂,受到土壤类型、施肥、植物和微生物等多种因素影响^[23,41-42]。不过,从本研究结果看,pH 与土壤有效钙、镁的正相关性,与有效锰、铜的负相关性,土壤有机质与土壤大部分养分的正相关性,符合土壤养分基本规律^[23,43]。

4 结论

玉溪 67.33% 的柑橘园土壤 pH 适宜或基本适宜柑橘生长,土壤有机质匮乏,土壤碱解氮和有效硼含量以不足占多数,有效钾、钙、锰和铜含量以超标为主,有效磷、铁、锌含量以丰富为主,有效镁不足、适宜和超标果园则各占约 1/3。柑橘园土壤养分状况的区域特征方面,华宁优于新平,新平优于元江。玉溪柑橘生产上应注意调节土壤 pH,增施有机肥和氮、硼肥,适度少施钾、磷肥,注意控制钙、锰和铜肥的

施用。

参考文献:

- [1] 赵文军. 新平县柑橘产业发展探析[J]. 南方农业, 2017, 11(9): 75-76.
- [2] 赵美琼, 代龙彪, 沈涛, 等. 华宁县柑桔产业现状与发展对策建议[J]. 中国果业信息, 2017(8): 9-11, 13.
- [3] 陈桂芬, 王有生, 唐劲梅. 玉溪市柑桔产业可持续发展对策探讨[J]. 中国果业信息, 2007(7): 21-22.
- [4] 杨云光, 王有生, 朱联书, 等. 玉溪市早熟柑橘产业发展存在的问题及建议[J]. 现代农业科技, 2013(13): 336-337, 339.
- [5] 张广帅, 俞伟, 邓浩俊, 等. 干热河谷泥石流流域不同分区土壤养分特征[J]. 西南林业大学学报, 2014, 34(1): 8-13.
- [6] 金亚波, 李桂湘, 韦建玉, 等. 云南玉溪植烟区气候——土壤因子聚类分析[J]. 土壤通报, 2010, 41(2): 275-281.
- [7] 谢金峰. 我国柑桔产业结构调整战略研究[D]. 重庆: 西南农业大学, 2003.
- [8] 陈正坤. 我国柑橘出口比较优势及其可持续性研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2010.
- [9] 周开隆, 叶荫民. 中国果树志-柑橘卷[M]. 北京: 中国林业出版社, 2010.
- [10] Anoop K S. Advances in citrus nutrition [M]. Dordrecht/Heidelberg/New York/London: Springer, 2012.
- [11] 淳长品, 彭良志, 江才伦, 等. 赣南脐橙园氮素投入特点及氮素平衡研究[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2015, 37(11): 36-42.
- [12] 苏婷婷, 周鑫斌, 徐墨赤, 等. 重庆市柑橘园土壤养分现状研究[J]. 土壤, 2017, 49(5): 897-902.
- [13] 邢飞, 付行政, 彭良志, 等. 赣南脐橙园土壤有效锌含量状况研究[J]. 果树学报, 2013, 30(4): 597-601.
- [14] 刁莉华, 彭良志, 淳长品, 等. 赣南脐橙园土壤有效镁含量状况研究[J]. 果树学报, 2013, 30(2): 241-247.
- [15] 王男麒, 彭良志, 淳长品, 等. 赣南柑桔园背景土壤营养状况分析[J]. 中国南方果树, 2012, 41(5): 1-4.
- [16] 陶梦铭, 应虹, 孙强, 等. 湖北与湖南柑橘园土壤及树体养分状况[J]. 湖北农业科学, 2016, 55(13): 3289-3292, 3297.
- [17] 曾瑞琴. 平和县琯溪蜜柚果园土壤养分状况及其施肥建议[J]. 福建农业科技, 2012(10): 67-69.
- [18] 刘国群, 李玲玲, 毛正荣, 等. 衢州市柯城区桔园土壤养分丰缺状况研究[J]. 中国南方果树, 2015, 44(6): 29-30, 33.
- [19] 曾林芳, 陈爱华, 王成秋, 等. 广西富川纽荷尔脐橙园土壤和叶片营养状况研究与评价[J]. 中国南方果树, 2012, 41(5): 8-12.
- [20] 尹杰. 贵州柑橘园土壤与树体养分状况及其评价[D]. 贵阳: 贵州大学, 2007.
- [21] 田有国, 辛景树, 任意, 等. NY/T 1121.2—2006 土壤检测 2 部分: 土壤 pH 的测定[M]. 北京: 中国农业出版社, 2006.
- [22] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [23] 庄伊美. 柑橘营养与施肥[J]. 东南园艺, 1992(4): 32-37.
- [24] 鲁剑巍, 陈防, 王富华, 等. 湖北省柑橘园土壤养分分级研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(4): 390-394.
- [25] Obreza T A, Editors K T M. Nutrition of florida citrus trees, 2nd edition [J]. Soil & Water Science, 2008(SL253): 7-90.
- [26] 刘铮, 邹邦基, 朱其清, 等. 微量元素的农业化学[M]. 北京: 农业出版社, 1991.
- [27] 邓秀新, 彭抒昂. 柑橘学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2013.
- [28] 陈军. 果树生长与土壤条件的关系探析[J]. 现代农业科技, 2010(9): 155-156.
- [29] 宋志伟, 杨净云. 果树测土配方施肥技术[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2011.
- [30] 张果. 我国可持续发展与水土流失治理[J]. 四川师范大学学报(自然科学版), 1997, 20(4): 140-144.
- [31] 唐昆. 化学氮肥的污染与防治[J]. 湖南农业, 1998(10): 6.
- [32] 巨晓棠, 谷保静. 氮素管理的指标[J]. 土壤学报, 2017, 54(2): 281-296.
- [33] 虞光复, 陈永森. 论云南土壤的地理分布规律[J]. 云南大学学报(自然科学版), 1998, 20(1): 55-58, 63.
- [34] 周墨, 李娟, 唐庆, 等. 成土母质对土壤元素地球化学特征的控制作用[C]//中国矿物岩石地球化学学会第 14 届学术年会论文集. 南京, 2013: 486.
- [35] 屠梦照. 云南西南部某些土壤的发生学特征[J]. 土壤学报, 1963(4): 370-381.
- [36] 吴龙江. 玉溪地区红壤资源的开发、利用和改良[J]. 玉溪师范学院学报, 1997, 13(1): 78-81.
- [37] 邹国础, 赵其国. 云贵南部地区土壤区划[J]. 土壤专报, 1964(36).
- [38] 邓丽, 贺茂勇. 不同种植年限苹果园土壤磷、钙、硅、镁常量元素垂直分布特征[J]. 地球环境学报, 2017, 8(1): 72-77.
- [39] 席冬梅, 邓卫东, 高宏光, 等. 云南省主要地质背景区土壤理化性质及矿物质元素丰度分析[J]. 土壤, 2008, 40(1): 114-120.
- [40] 杨绍聪, 吕艳玲, 杨庆华, 等. 玉溪市耕作土壤有效态微量元素含量状况[J]. 土壤, 2001, 33(2): 102-105.
- [41] 赖晶晶, 张世熔, 刘艳婷, 等. 基于多元分析的岷江下游土壤有机碳密度空间分布及影响因素研究[J]. 土壤, 2016, 48(1): 159-166.
- [42] 李振轮, 谢德体. 柑橘生长与生态因子的关系研究进展[J]. 中国农学通报, 2003, 19(6): 181-184, 189.
- [43] 王磊, 应蓉蓉, 石佳奇, 等. 土壤矿物对有机质的吸附与固定机制研究进展[J]. 土壤学报, 2017, 54(4): 805-818.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.011

孟天竹, 郭德杰, 王光飞, 等. 土壤消毒结合施用生物有机肥对西瓜病土改良效果的影响. 土壤, 2020, 52(3): 494–502.

土壤消毒结合施用生物有机肥对西瓜病土改良效果的影响^①

孟天竹, 郭德杰, 王光飞, 马 艳*

(江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014)

摘 要: 选取西瓜枯萎病发病严重的大棚, 设置 5 个处理: 对照、棉隆熏蒸、棉隆熏蒸后种植西瓜过程中施用不同次数生物有机肥, 研究棉隆消毒土壤及配合不同生物有机肥施用次数对土壤理化及生物学性质及西瓜枯萎病发病率的影响。结果表明: 棉隆熏蒸土壤后, 施用生物有机肥虽未减缓尖孢镰刀菌增长速率、降低西瓜枯萎病发病率, 但显著增加了土壤细菌和真菌数量, 改变了细菌和真菌群落结构。此外, 施用生物有机肥会降低土壤 pH, 过量施用会导致土壤 NO₃⁻ 累积、盐分增加。从改良土壤微生物群落结构和避免 NO₃⁻ 累积及土壤盐渍化加重角度出发, 种植西瓜过程中生物有机肥最佳施用方式为移栽时施用 1 次 + 种植过程中追施 1~2 次。

关键词: 西瓜枯萎病; 棉隆熏蒸; 生物有机肥

中图分类号: S154.3 文献标志码: A

Effect of Combination of Soil Disinfestation and Bioorganic Fertilizer Application on Improving Watermelon Diseased Soil

MENG Tianzhu, GUO Dejie, WANG Guangfei, MA Yan*

(Institute of Agricultural Resource and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China)

Abstract: To investigate the effects of dazomet fumigation and different application times of bioorganic fertilizer on soil physicochemical and biological properties as well as the incidence of watermelon Fusarium wilt disease, five treatments, i.e. un-treated control (CK), dazomet fumigation, applying different times of bioorganic fertilizer into dazomet fumigated soil during the watermelon cultivation, were conducted in a greenhouse with severely Fusarium wilt. The results showed that the application of bioorganic fertilizer in dazomet fumigated soil did not decrease the population of *F. oxysporum* and the disease incidence, but significantly increased the bacterial and fungal numbers and altered the microbial community structure. In addition, the application of bioorganic fertilizer decreased soil pH, and excessive application would lead to the accumulations of nitrate and salinity. To improve soil microbial community and prevent soil salinization, the optimal application of bioorganic fertilizer was applying one time when transplantation and 1–2 times during the cultivation.

Key words: Watermelon fusarium wilt; Dazomet fumigation; Bioorganic fertilizer

我国是世界西瓜产业第一大国。2013 年, 我国西瓜播种面积为 183 万 hm², 占世界西瓜栽培面积的 1/2 以上, 总产量为 7 294 万 t, 占世界总产量的 2/3 以上^[1]。但近年来, 由于高强度、集约化种植模式导致西瓜枯萎病在我国各地普遍发生, 严重者甚至绝产^[2]。西瓜枯萎病是由尖孢镰刀菌西瓜专化型 (*Fusarium oxysporum* f. sp. *niveum*) 引起的世界性的毁灭性土传病害^[3]。针对西瓜枯萎病引起的连作障碍问题, 大部分农民往往采用化学药剂消毒方式来缓解和

消除^[4]。

“棉隆”(分子式 C₅H₁₀N₂S₂) 是一种高效、低毒、无残留的环保型广谱性综合土壤熏蒸消毒剂, 目前已作为溴甲烷的替代品在植物土传病害防控中受到广泛应用^[5]。当棉隆与潮湿土壤接触时, 能转化成具有消毒活性的气体物质——甲基异硫氰酸酯和甲醛, 经土壤间隙扩散, 可以杀死所接触的生物机体。但有研究表明, 棉隆熏蒸对土壤微生物, 尤其是真菌, 具有广谱性的杀灭作用, 在杀灭病原菌的同时土壤中有益

①基金项目: 国家自然科学基金项目(41701304)、江苏省科技支撑计划(现代农业)重点项目(BE2017379)和江苏现代农业(蔬菜)产业技术体系项目(JATS(2019)333)资助。

* 通讯作者(myjaas@sina.com)

作者简介: 孟天竹(1988—), 女, 江苏南京人, 博士, 助理研究员, 研究方向为土传病害防控。E-mail: tzmeng09@163.com

微生物数量也会降低,造成土壤微生物数量和多样性的显著降低^[6-9]。棉隆熏蒸后的土壤微生物区系会形成“真空”区域,一旦恢复寄主作物的种植,病原微生物将迅速恢复其种群,继续诱发土传病害^[10-11]。

土壤中单一菌种并不是作为一个独立个体存在,而是与其他微生物之间互相协同、竞争,呈现出数量与活性的正/负相关性,形成错综复杂的微生物生态网络结构,共同发挥着土壤生态功能^[12-13]。基于此,微生态抗病理论近年来受到科研工作者的广泛关注,即通过特有土壤微生物区系或关键菌群抑制土传病原微生物、防控土传病害。若能通过一定的调控措施,在杀灭土传病原菌的同时增加土壤有益微生物的数量,以此来抵御病原微生物,或可克服单独土壤灭菌不足之处,达到稳定、有效防控土传病害的目的。有研究表明,向土壤中添加人工选育的拮抗菌和促生菌可以有效降低土传病害的发生率,提高作物产量^[14-15]。因此,在棉隆熏蒸结束后种植作物前和种植过程中,向土壤中施用生物有机肥将能够迅速填补土壤消毒导致的微生物“真空”区域,改良土壤微生物群落结构。已有研究表明,对病害土壤进行消毒处理和生物有机肥联用可有效防控西瓜枯萎病^[16]。但人工向土壤中添加的微生物属于“外来物种”,由于受到土壤及环境因素的制约,往往这些外来物种并不能在土壤中很好地存活并与土著微生物形成有效的竞争,外源接种的拮抗菌数量会随着时间的延长而迅速降低^[14]。针对此问题,科研和生产上所采取的补救措施为定期向土壤中补施拮抗菌菌液^[17],但若在生产过程中盲目提高生物有机肥施用频率反而会影响西瓜生产,导致肥料过量施用、土壤酸化、盐渍化等问题。

综上,本研究选取西瓜枯萎病发病严重的塑料大棚,在棉隆熏蒸土壤后联合施用不同次数生物有机肥,研究土壤消毒后种植西瓜过程中,生物有机肥施用次数对土壤理化和生物学性质及西瓜长势和产量的影响,以期获得生物有机肥最适施用频率。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试大棚选取江苏省淮安市淮阴区温室大棚(33°31'26"N, 119°01'25"E),长为37 m,宽为8 m。该温室大棚已种植5 a,每年种植2~3茬作物,主要作物为西瓜(*Citrullus lanatus*),间或种植卷心菜(*Brassica oleracea* L.)。该大棚上一茬种植的西瓜枯萎病发病率大于80%。大棚内土壤为砂质黏壤土。

供试生物有机肥选用“饕播王”(江阴联业生物科技有限公司),基本理化性质为:有机质 439 g/kg,总氮 32.4 g/kg,总氨基酸 30.2 g/kg,水分 301 g/kg,根际促生细菌和抗土传病害功能菌数量大于 10^8 cfu/g。

供试西瓜品种为苏梦7号(江蔬种苗科技有限公司)。

1.2 试验设计

试验共设置5个处理:无任何处理的对照(CK)、仅棉隆熏蒸(DF0)、棉隆熏蒸+移栽施用生物有机肥+追施生物有机肥1次(DF1)、棉隆熏蒸+移栽施用生物有机肥+追施生物有机肥2次(DF2)和棉隆熏蒸+移栽施用生物有机肥+追施生物有机肥3次(DF3)。棉隆熏蒸处理操作:将棉隆(江苏南通堇鑫有限公司生产)均匀施撒在土壤上,翻耕,浇水至土壤足够湿润,最后覆膜将土壤与空气隔绝。棉隆施用量为 450 kg/hm^2 ,熏蒸时间为2016年8月13日至8月27日。熏蒸结束后,揭膜,晾干土壤约1周。在种植西瓜前施用基肥,5个处理基肥种类和施用量保持一致:猪粪稻草有机肥 15 t/hm^2 ,复合肥(12-11-18) 300 kg/hm^2 ,硫酸钾 75 kg/hm^2 。2016年9月2日移苗,移苗时DF1、DF2和DF3处理穴施生物有机肥(饕播王),用量为 100 g/株 。种植西瓜过程中,DF1处理在移苗后30 d追施一次饕播王(100 g/株),DF2处理分别在移苗后25、45 d追施两次饕播王(每次 100 g/株),DF3处理分别在移苗后15、30、45 d追施三次饕播王(每次 100 g/株)。西瓜种植方式为吊蔓垄栽,垄面宽1.2 m,沟宽0.4 m。所有处理设置3个重复小区,小区面积为 $6.4\text{ m}\times 1.2\text{ m}$,小区按照随机原则排列。每个小区种植两行西瓜,每行15株,行距70 cm,株间距为20 cm。种植过程中,所有处理的田间管理措施一致。为防止边际效应,整个试验区域避开大棚周边地区,四周设置1 m保护行。

在棉隆熏蒸土壤晾干后,采集对照和棉隆熏蒸处理土壤样品,具体为:在两个处理范围内分别随机选取3个 $1\text{ m}\times 1\text{ m}$ 的样地采集土样,间隔距离为10 m,采样深度为0~20 cm,以土钻采样法在 $1\text{ m}\times 1\text{ m}$ 的样点内随机采样10~20次,均匀混合后为1个样品。在西瓜结果期,统计各处理每个小区枯萎病发病率,将感染枯萎病并表征出典型枯萎病症状的西瓜植株和感染枯萎病致死的西瓜植株分开统计。2016年11月20日种植结束,采收西瓜,统计各处理西瓜结果率、西瓜数量、总产量、单个瓜重。采收结束后,采集各处理土壤样品,具体为在各小区内随机选取10株西瓜植株,将其根系拔除后,采集土体土,采样深

2 结果与分析

2.1 种植结束后西瓜枯萎病病情指数和产量

西瓜种植结束后, CK 处理西瓜植株枯萎病病情指数显著高于 DF(DF0、DF1、DF2 和 DF3)处理($P<0.05$)(表 2)。施用生物有机肥进一步降低了病情指数, 且病情指数随施用生物有机肥次数的增加而降低, 但各 DF 处理间差异不显著。由于 CK 处理西瓜植株大部分感染枯萎病, CK 处理西瓜总产量、结果

率、商品果产量和商品果率均显著低于 DF 处理($P<0.05$)。DF 处理西瓜总产量为 1 233 ~ 1 317 kg/667m², 是 CK 处理的 2.71 倍 ~ 2.89 倍。DF 处理西瓜结果率均在 89% 以上, 最高达 98.9%, 是 CK 处理的 2.43 倍 ~ 2.69 倍。与 CK 处理相比, DF 处理中商品果产量(1 023 ~ 1 117 kg/667m²)提高 3.28 倍 ~ 3.68 倍, 商品果率(66.7% ~ 70.3%)增加 0.41 倍 ~ 0.48 倍。施用生物有机肥处理(DF1、DF2 和 DF3)中西瓜总产量和结果率高于仅棉隆熏蒸处理(DF0), 但差异不显著。

表 2 西瓜种植结束后各处理西瓜枯萎病病情指数和产量指标
Table 2 Disease index of watermelon wilt and watermelon yields under different treatments after planting

	CK	DF0	DF1	DF2	DF3
病情指数	73.6 ± 7.25 a	12.0 ± 11.5 b	11.3 ± 3.26 b	6.22 ± 8.57 b	5.30 ± 5.36 b
总产量(kg/667m ²)	455 ± 123 b	1 233 ± 114 a	1286 ± 114 a	1 269 ± 60.8 a	1 317 ± 132 a
结果率(%)	36.7 ± 8.18 b	89.1 ± 3.73 a	95.1 ± 5.66 a	91.0 ± 6.79 a	98.9 ± 1.92 a
商品果产量(kg/亩)	239 ± 47.7 b	1 043 ± 95.7 a	1037 ± 118 a	1 023 ± 48.0 a	1 117 ± 119 a
商品果率(%)	47.2 ± 2.45 b	69.9 ± 1.35 a	66.7 ± 1.12 a	66.7 ± 0.00 a	70.3 ± 7.23 a

注: 表中同行不同小写字母表示处理间差异在 $P<0.05$ 水平显著。

2.2 熏蒸后和西瓜种植结束后土壤微生物性质变化

棉隆熏蒸结束后, 与 CK 处理(7.07 lg ITS 基因拷贝数/g 干土)相比, DF 处理土壤中尖孢镰刀菌数量显著降低至 4.25 lg ITS 基因拷贝数/g 干土(图 1A) ($P<0.05$), 尖孢镰刀菌杀灭率达 99.8%。DF 处理土壤中细菌数量基本未改变(图 1B), 真菌数量从 CK 处理的 7.81 lg ITS 基因拷贝数/g 干土降低至 7.48 lg ITS 基因拷贝数/g 干土(图 1C), 减少了 53.6%。与 CK 处理相比(48.1), DF 处理土壤细菌数量/真菌数量比值(B/F)显著增加至 97.7(图 1D)。同时, DF 处理中尖孢镰刀菌数量/真菌数量比值(FO/F)(0.001)显著低于 CK 处理(0.133)(图 1E)。

种植西瓜过程中, 各处理土壤中尖孢镰刀菌、细菌和真菌数量均显著增加($P<0.05$)。种植结束后, DF 处理中尖孢镰刀菌数量增加至 5.58 ~ 6.06 lg ITS 基因拷贝数/g 干土, 仍显著低于 CK 处理(7.55 lg ITS 基因拷贝数/g 干土)。DF 处理间尖孢镰刀菌数量差异不显著(图 1A)。DF 处理细菌数量(9.96 ~ 10.37 lg 16S rRNA 基因拷贝数/g 干土)显著高于 CK 处理(9.81 lg 16S rRNA 基因拷贝数/g 干土)(图 1B)。同时, 施用生物有机肥处理中细菌数量显著高于 DF0 处理, 且土壤细菌数量随生物有机肥施用次数增加而增加($r=0.915$, $P<0.01$)(表 3)。施用生物有机肥处理土壤真菌数量(9.01 ~ 9.16 lg ITS 基因拷贝数/g 干土)显著高于 CK 和 DF0 处理(8.48 ~ 8.49 lg ITS 基因拷贝数/g 干土)(图 1C)。DF 处理间真菌数量与生物有机肥施用

次数呈显著正相关关系($r=0.835$, $P<0.01$)(表 3)。各处理土壤中 B/F 值均显著降低, FO/F 值基本保持不变(图 1D 和图 1E)。CK 处理和施用生物有机肥处理中 B/F 值(15.0 ~ 21.2)显著低于 DF0 处理(30.7)。DF 处理 FO/F 值(0.000 ~ 0.002)显著低于 CK(0.137), DF 处理间差异不显著。所有处理间, 作物病情指数与尖孢镰刀菌数量($r=0.783$, $P<0.01$)和 FO/F 比值($r=0.857$, $P<0.01$)呈显著正相关关系, 与细菌数量($r=-0.727$, $P<0.01$)呈显著负相关关系(表 4)。

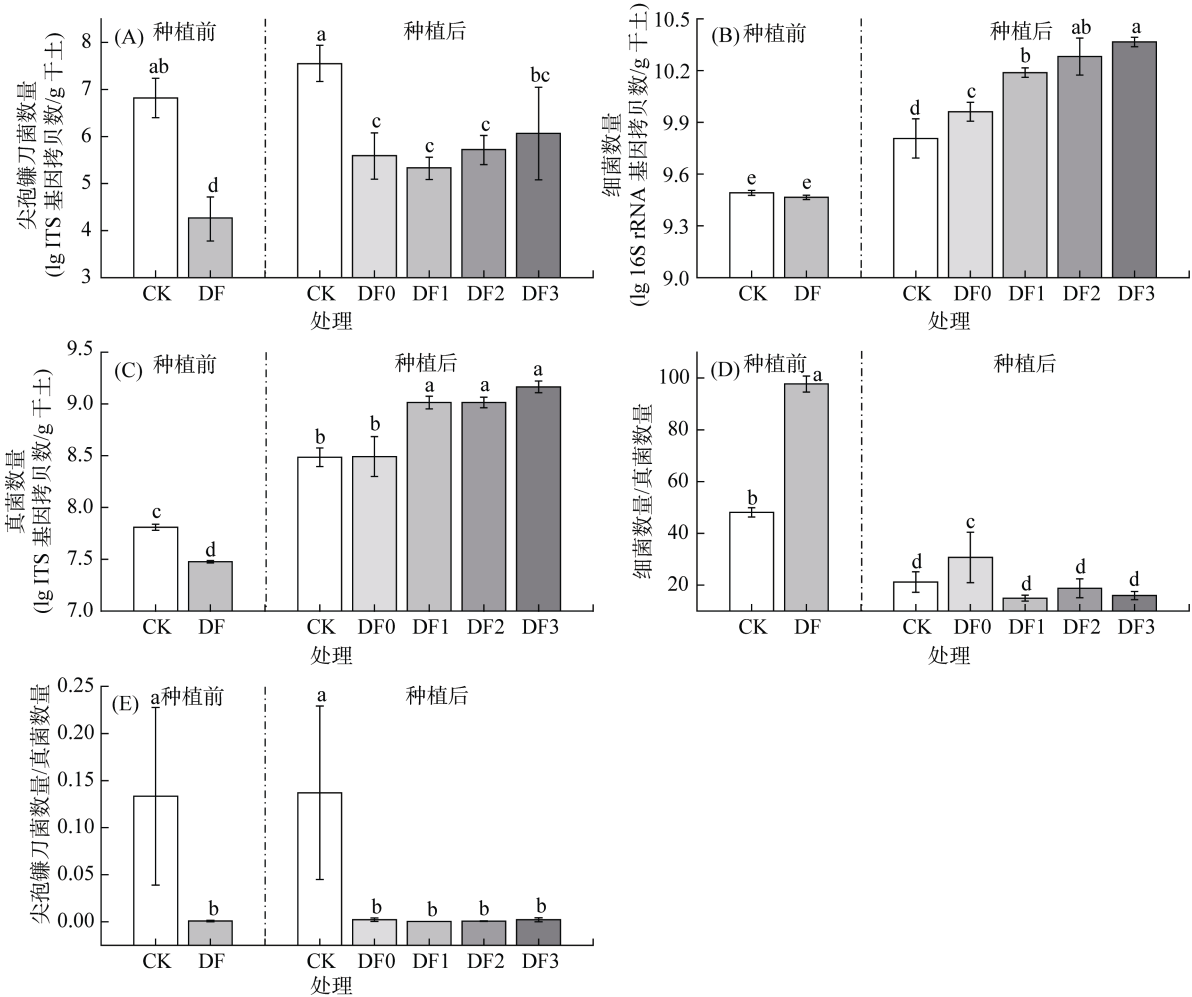
聚丙烯酰胺凝胶电泳(DGGE)结果表明, CK 和施用生物有机肥处理的细菌条带数明显多于 DF0 处理, 各泳道条带位置的差异表明不同处理土壤细菌和真菌组成有明显差别(图 2)。UPGAMA 聚类分析结果进一步表明, 与 CK 相比, DF 处理明显改变了土壤细菌和真菌群落结构。此外, 施用生物有机肥处理细菌群落结构明显区别于 DF0 处理(图 3A); 与 DF0 和 DF1 处理相比, 追施 2 次及以上生物有机肥处理对真菌群落结构改变更大(图 3B)。

2.3 熏蒸和西瓜种植结束后土壤化学性质变化

棉隆熏蒸结束后, 土壤 pH、EC 和 NO₃⁻-N 含量基本保持不变, NH₄⁺-N 含量略有上升, 但与 CK 相比差异不显著(图 4)。种植西瓜结束后, 各处理土壤 pH 均显著降低, EC 值、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量均显著增加($P<0.05$)(图 4)。种植结束后, CK 处理 pH(5.74)显著高于 DF 处理(4.58 ~ 5.09), 施用生物有机肥处理 pH 显著低于 DF0 处理(图 4A)。CK 和 DF0 处理间

EC 值(1.64 ~ 1.85 mS/cm)差异不显著,但显著低于施用生物有机肥处理(2.17 ~ 2.46 mS/cm),EC 值随生物有机肥施用次数增加而增加,但差异不显著(图 4B)。

DF 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量(247 ~ 285 mg/kg)均高于 CK(215 mg/kg),其中 DF1 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著高于 CK(图 4C)。CK、DF0 和 DF1 处理间 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量



(图中不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同)

图 1 西瓜种植前后不同处理土壤微生物性质变化

Fig. 1 Soil microbial properties under different treatments before and after watermelon planting

表 3 种植结束后棉隆处理间生物有机肥施用次数与土壤生化性质相关关系

Table 3 Correlations between the application times of bioorganic fertilizer and soil biochemical properties among dazomet fumigation treatments after watermelon planting

	细菌数量	真菌数量	细菌数量/真菌数量	pH	EC	NO_3^- 含量
生物有机肥施用次数	0.915**	0.835**	-0.593**	-0.754**	0.720**	0.833**

注：* 表示相关性达到 $P<0.05$ 显著性水平，** 表示相关性达到 $P<0.01$ 显著水平。下同。

表 4 种植结束后所有处理间微生物与植株产量指标的相关关系

Table 4 Correlations between microbial indexes and watermelon agronomic traits after planting

	病情指数	总产量	结果率	商品果产量	商品果率
尖孢镰刀菌数量	0.783**	-0.833**	-0.803**	-0.840**	-0.861**
细菌数量	-0.727**	0.755**	0.761**	0.746**	0.686**
真菌数量	-0.629*	0.657**	0.666**	0.622*	0.534*
尖孢镰刀菌/真菌	0.857**	-0.822**	-0.825**	-0.833**	-0.821**
病情指数	-	-0.943**	-0.950**	-0.944**	-0.890**

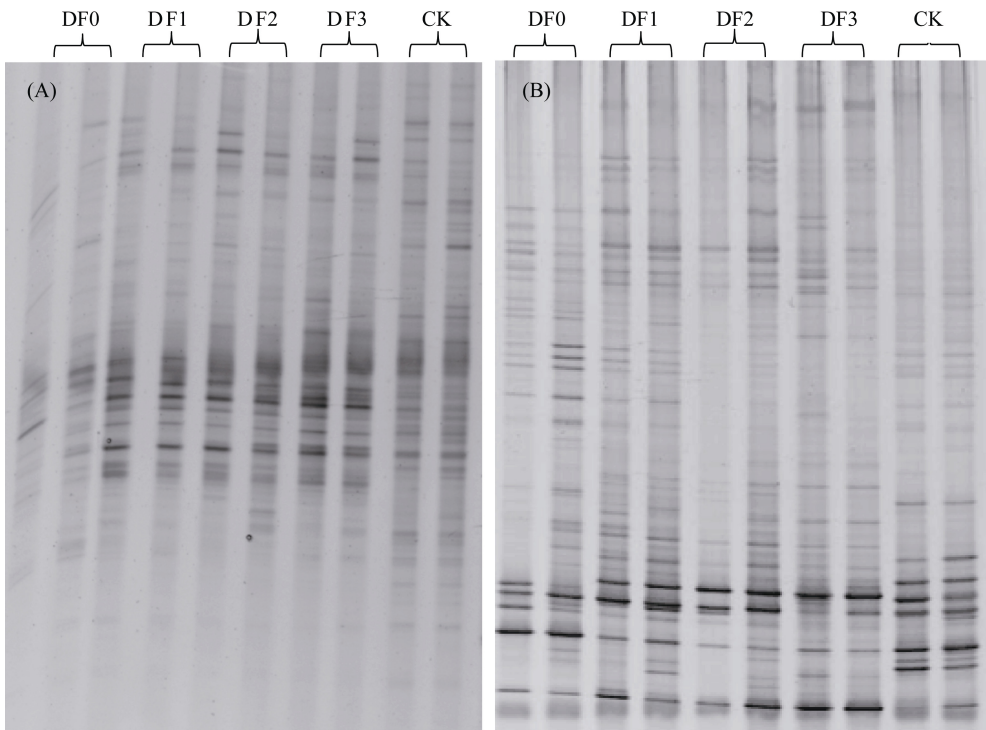


图 2 种植一茬西瓜后各处理细菌(A)和真菌(B)DGGE 图谱
Fig. 2 Bacterial (A) and fungal (B) DGGE maps under different treatments after watermelon planting

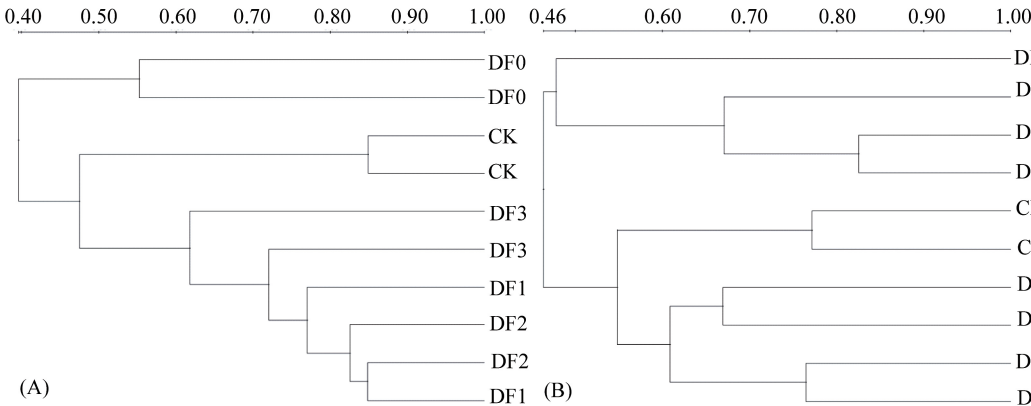


图 3 种植一茬西瓜后各处理细菌(A)和真菌(B)群落 UPGAMA 聚类分析
Fig. 3 UPGAMA clustering analysis of bacterial (A) and fungal (B) communities under different treatments after watermelon planting

(304 ~ 403 mg/kg)差异不显著,但显著低于 DF2 和 DF3 处理(597 ~ 646 mg/kg)(图 4D),土壤 NO₃-N 含量随生物有机肥追施次数增加而增高。各 DF 处理间,生物有机肥施用次数与土壤 pH 呈显著负相关关系($r=-0.754, P<0.01$),与 EC($r=0.720, P<0.01$)和 NO₃ 含量($r=0.833, P<0.01$)呈显著正相关关系(表 3)。

3 讨论

棉隆熏蒸处理显著降低了西瓜枯萎病发病率。前期研究表明,棉隆熏蒸可以有效防治土壤连作导致的土传疾病,如甜瓜枯萎病^[29]、辣椒疫病^[28]和番薯根

腐病等^[28]。曹云等^[16]研究表明,与对照相比(85.6%),棉隆熏蒸处理西瓜枯萎病发病率显著降低至 45.9%,结合单次施用生物有机肥后发病率进一步降低至 34.2%。本试验结果中,施用生物有机肥未进一步降低西瓜枯萎病发病率,这可能是由于仅棉隆熏蒸处理本身西瓜枯萎病发病率很低的缘故(12.0%)。

本试验结果表明,棉隆熏蒸可以高效杀灭土壤中的病原菌,显著降低土壤真菌数量,但基本不改变细菌数量。余宏军等^[29]研究也表明,棉隆熏蒸剂对栽培基质中央孢镰刀菌杀灭率达 99.0% 以上。胡兰等^[8]研究表明,棉隆熏蒸后土壤真菌数量显著低于

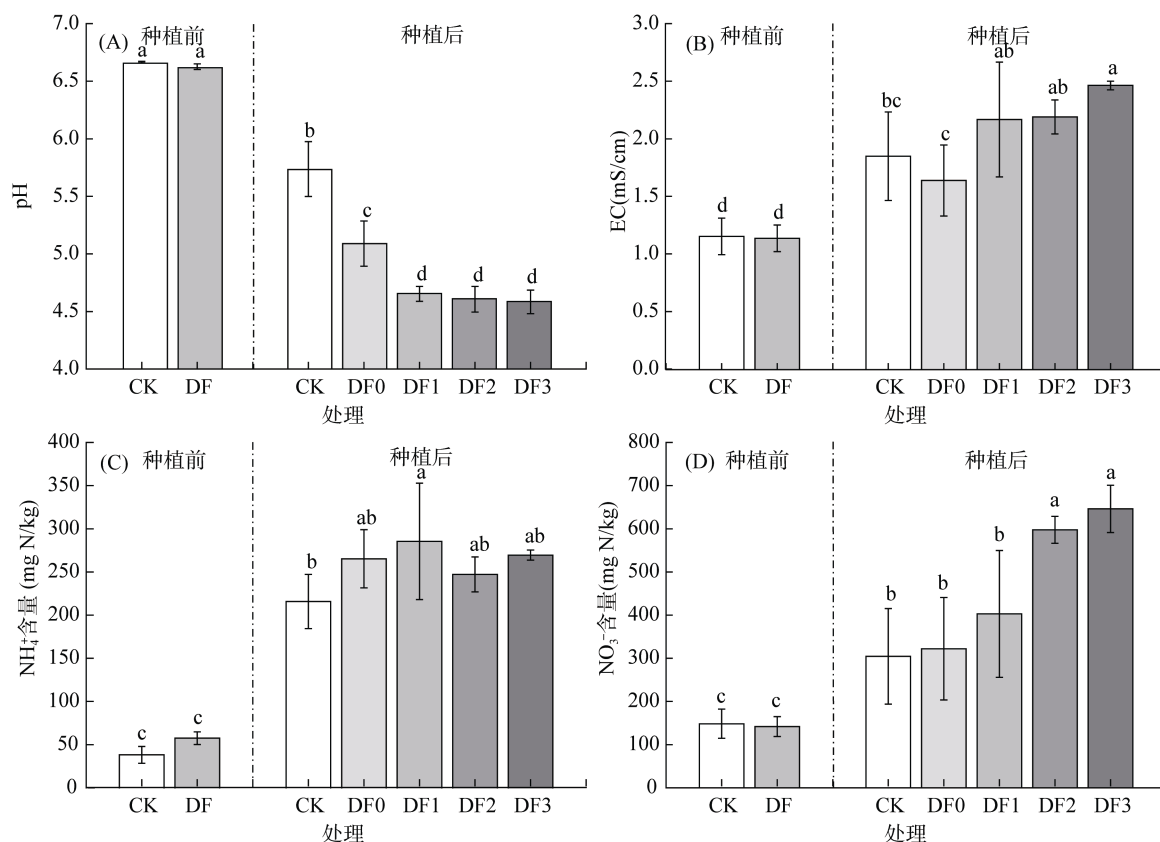


图 4 西瓜种植前后不同处理土壤理化性质变化

Fig. 4 Soil physicochemical properties under different treatments after watermelon planting

未熏蒸处理。有研究表明棉隆熏蒸可显著降低土壤细菌数量^[30-31],但也有结果表明棉隆熏蒸后土壤细菌数量无显著变化^[32]。造成细菌数量变化不同的原因可能与不同研究中土壤性质、试验条件、棉隆熏蒸剂量和时间不同有关。由于棉隆熏蒸后,土壤真菌数量显著降低,细菌数量保持不变,因此土壤中 B/F 比值显著增加。有研究表明,土壤中 B/F 值越高,越利于植物生长^[33-34]。

本研究西瓜种植结束后,各处理尖孢镰刀菌数量均有增加,其中 DF 处理尖孢镰刀菌数量增加显著,其增加量高于 CK 处理。Huang 等^[35]研究结果表明,消毒土壤上种植作物后病原菌数量增长速率高于未消毒土壤。当恢复寄主作物种植后,消毒土壤中适宜的土壤环境有利于病原菌迅速生长;而由于种内竞争作用,原本病原菌数量已很高的对照土壤中病原菌增长速率反而低于消毒土壤^[10-11]。但本研究西瓜种植结束后,DF 处理尖孢镰刀菌数量仍显著低于熏蒸前土壤尖孢镰刀菌数量,同时,DF 处理种植前后 FO/F 比值(尖孢镰刀菌相对含量)未改变。土壤中病原菌含量(包括绝对含量和相对含量)是影响植株是否感病的直接因素^[36]。本研究结果也表明,西瓜枯萎病病

情指数分别与尖孢镰刀菌数量和尖孢镰刀菌相对含量之间有显著正相关关系(表 4)。由于作物健康状况直接影响其产量,因此处理间各产量指标也分别与尖孢镰刀菌数量和尖孢镰刀菌相对含量之间呈显著负相关关系(表 4)。种植西瓜过程中施用生物有机肥未降低土壤尖孢镰刀菌数量,但显著提高了土壤细菌和真菌数量。本试验中所用生物有机肥“饕播王”中的功能菌为芽孢杆菌和木霉菌,施用后可提高土壤细菌、真菌数量,同时,土壤细菌数量随生物有机肥施用次数增加而增加。有研究表明提高土壤细菌数量对尖孢镰刀菌有抑制作用^[37]。本研究结果也表明细菌数量和病情指数间呈显著负相关关系。此外,DF 处理土壤细菌和真菌群落结构均明显不同于 CK 土壤。除了有效杀灭土壤病原菌外,通过一定途径改变土壤原有微生物区系、提高某些微生物菌群数量和活性也是抑制土传病原微生物活性、防控土传病害的重要途径之一^[36,38]。因此,棉隆熏蒸处理后土壤原有微生物区系发生改变可能也是其有效防控西瓜枯萎病的重要原因。施用生物有机肥进一步改变了土壤细菌和真菌群落结构,其中多次追施生物有机肥处理(2 次及以上)对病害土壤真菌群落结构改变更大。本试验结

果未显示施用生物有机肥对西瓜枯萎病的进一步防控效果,但施用生物有机肥提高了土壤细菌数量并推动了土壤细菌和真菌群落结构发生变化,或对病害防控有促进效果,需进一步试验证明。

本研究棉隆熏蒸结束后,土壤理化性质(包括 pH、EC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量)不变。这是由于棉隆药剂与潮湿土壤接触后转化成的土壤消毒活性物质(甲基异硫氰酸脂及少量的甲醛和硫化氢)在后期揭膜晾晒过程中会快速散逸,不影响土壤理化性质。种植西瓜后,与 CK 处理相比,DF0 处理土壤 EC 值、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量基本不变, pH 显著降低。燕平梅等^[39]研究结果也表明,棉隆熏蒸土壤 100 d 后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量与未熏蒸土壤相比未有显著变化。有研究表明,在种植作物过程中棉隆熏蒸土壤 pH 显著高于对照土壤^[39],造成相反试验结果的原因可能与两者试验中土壤性质和试验条件不同有关。施用生物有机肥进一步降低了土壤 pH,且多次追施生物有机肥(2次及以上)显著增加了 EC 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。随着微生物肥料的施用,大量氨基酸肥和无机氮被施入土壤。设施大棚内较高的土温和施用大量氮肥会促进硝化作用,有机肥和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 肥施入土壤后将很快转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ^[40]。因此,DF 处理间 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量差异不显著,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量随生物有机肥施用次数的增加而增加(表 3)。本试验中,DF 处理间生物有机肥施用次数与土壤 pH 呈显著负相关,与 EC 呈显著正相关(表 3)。这是由于硝化作用会释放大量的 H^+ ,导致土壤 pH 降低,而累积的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 直接导致土壤盐分增加、EC 值增高^[41-43]。

4 结论

棉隆熏蒸可有效杀灭土壤中尖孢镰刀菌并显著降低西瓜枯萎病发病率,但不影响土壤理化性质。棉隆熏蒸土壤在种植西瓜过程中,施用生物有机肥并未减缓尖孢镰刀菌增长速率、降低枯萎病发病率,但显著增加了土壤细菌和真菌数量,改变了细菌和真菌群落结构。此外,过量施用生物有机肥会降低土壤 pH,并导致土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积、盐分增加。从改良土壤微生物群落、减少 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积和经济效益角度出发,棉隆熏蒸后土壤在种植西瓜过程中生物有机肥最佳施用方式为移栽时施用 1 次+种植过程中追施 1~2 次。

参考文献:

[1] 刘文革,何楠,赵胜杰,等. 我国西瓜品种选育研究进展[J]. 中国瓜菜, 2016, 29(1): 1-7.

- [2] 张屹,魏林,许勇,等. 西瓜枯萎病的研究进展[J]. 湖南农业科学, 2013(5): 67-70.
- [3] Zhang Z G, Zhang J Y, Wang Y C, et al. Molecular detection of *Fusarium oxysporum* F.SP. *niveum* and *Mycosphaerella melonis* in infected plant tissues and soil[J]. Fems Microbiology Letters, 2005, 249(1): 39-47.
- [4] 张树生,杨兴明,茆泽圣,等. 连作土灭菌对黄瓜 (*Cucumis sativus*) 生长和土壤微生物区系的影响[J]. 生态学报, 2007, 27(5): 1809-1817.
- [5] 周大纲. 甲基溴的取代药剂——棉隆[J]. 世界农药, 2011, 33(3): 46-49.
- [6] Stromberger M E, Klose S, Ajwa H A, et al. Microbial populations and enzyme activities in soils fumigated with methyl bromide alternatives[J]. Soil Science Society of America Journal, 2005, 69(6): 1987-1999.
- [7] Bonanomi G, Chiurazzi M, Caporaso S, et al. Soil solarization with biodegradable materials and its impact on soil microbial communities[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2008, 40(8): 1989-1998.
- [8] 胡兰,杨威,徐婧,等. 棉隆与生化黄腐酸对设施土壤真菌多样性的影响[J]. 沈阳农业大学学报, 2014, 45(2): 217-220.
- [9] 张超,卜东欣,张鑫,等. 棉隆对辣椒疫霉病的防效及对土壤微生物群落的影响[J]. 植物保护学报, 2015, 42(5): 834-840.
- [10] Zhao Q Y, Shen Q R, Ran W, et al. Inoculation of soil by *Bacillus subtilis* Y-IVI improves plant growth and colonization of the rhizosphere and interior tissues of muskmelon (*Cucumis melo* L.)[J]. Biology and Fertility of Soils, 2011, 47(5): 507-514.
- [11] Qiu M H, Zhang R F, Xue C, et al. Application of bio-organic fertilizer can control *Fusarium* wilt of cucumber plants by regulating microbial community of rhizosphere soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2012, 48(7): 807-816.
- [12] 蔡祖聪,黄新琦. 土壤学不应忽视对作物土传病原微生物的研究[J]. 土壤学报, 2016, 53(2): 305-310.
- [13] Zhou J Z, Deng Y, Luo F, et al. Functional molecular ecological networks[J]. mBio, 2010, 1(4): e00169-10.
- [14] 张杨,王甜甜,孙玉涵,等. 西瓜根际促生菌筛选及生物育苗基质研制[J]. 土壤学报, 2017, 54(3): 703-712.
- [15] 李想,刘艳霞,陆宁,等. 综合生物防控烟草青枯病及其对土壤微生物群落结构的影响[J]. 土壤学报, 2017, 54(1): 216-226.
- [16] 曹云,宋修超,郭德杰,等. 棉隆熏蒸与微生物有机肥联用对西瓜枯萎病的防控研究[J]. 土壤, 2018, 50(1): 93-100.
- [17] Lo C T, Nelson E B, Harman G. Improved biocontrol efficacy of *trichoderma harzianum* 1295-22 for foliar phases of turf diseases by use of spray applications[J]. Plant Disease, 1997, 81(10): 1132-1138.
- [18] 鲁如坤,时正元,赖庆旺. 红壤养分退化研究(II)——尿素和碳铵在红壤中的转化[J]. 土壤通报, 1995, 26(6): 241-243.

- [19] Lane D. 16s/23s rRNA sequencing [M]. John Wiley and Sons, West Sussex, United Kingdom, 1991: 115–175.
- [20] Muyzer G, de Waal E C, Uitterlinden A A G. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1993, 59(3): 695–700.
- [21] Gardes M, Bruns T D. ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes—application to the identification of mycorrhizae and rusts[J]. *Molecular Ecology*, 1993, 2(2): 113–118.
- [22] Vilgalys R, Hester M. Rapid genetic identification and mapping of enzymatically amplified ribosomal DNA from several *Cryptococcus* species[J]. *Journal of Bacteriology*, 1990, 172(8): 4238–4246.
- [23] Lievens B, Brouwer M, Vanachter A C R C, et al. Quantitative assessment of phytopathogenic fungi in various substrates using a DNA macroarray[J]. *Environmental Microbiology*, 2005, 7(11): 1698–1710.
- [24] Zoetendal E G, Akkermans A D L, de Vos W M. Temperature gradient gel electrophoresis analysis of 16S rRNA from human fecal samples reveals stable and host-specific communities of active bacteria[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1998, 64(10): 3854–3859.
- [25] White T, Bruns T, Lee S, et al. Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics[M]//Innis M A, Gelfand D H, Sninsky J J, et al. *PCR Protocols: A Guide to Methods and Applications*. New York: Academic Press, Inc, 1990, 315–322.
- [26] May L A, Smiley B, Schmidt M G. Comparative denaturing gradient gel electrophoresis analysis of fungal communities associated with whole plant corn silage[J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 2001, 47(9): 829–841.
- [27] 何舰. 98%棉隆防治甜瓜枯萎病试验[J]. *农业开发与装备*, 2015(10): 92.
- [28] 乔岩, 董杰, 王品舒, 等. 不同土壤消毒药剂对甘薯 2 种土传病害的防治效果[J]. *河南农业科学*, 2017, 46(8): 92–95.
- [29] 余宏军, 吕雅悠, 李强, 等. 不同熏蒸剂杀灭无土栽培基质中尖孢镰刀菌的效果评价[J]. *中国蔬菜*, 2017(3): 46–51.
- [30] 刘恩太, 李园园, 胡艳丽, 等. 棉隆对苹果连作土壤微生物及平邑甜茶幼苗生长的影响[J]. *生态学报*, 2014, 34(4): 847–852.
- [31] 范琳娟, 刘奇志, 宋兆欣, 等. 温室重茬草莓土壤施用棉隆和氯化苦效果评价[J]. *农药*, 2017, 56(4): 293–296.
- [32] 刘超, 相立, 王森, 等. 土壤熏蒸剂棉隆加海藻菌肥对苹果连作土微生物及平邑甜茶生长的影响[J]. *园艺学报*, 2016, 43(10): 1995–2002.
- [33] 孙秀山, 封海胜, 万书波, 等. 连作花生田主要微生物类群与土壤酶活性变化及其交互作用[J]. *作物学报*, 2001, 27(5): 617–621.
- [34] 吴海燕, 范作伟, 刘春光, 等. 保护性耕作条件下玉米田土壤微生物区系变化与影响因素分析[J]. *玉米科学*, 2008, 16(4): 135–139.
- [35] Huang X Q, Wen T, Zhang J B, et al. Control of soil-borne pathogen *Fusarium oxysporum* by biological soil disinfection with incorporation of various organic matters[J]. *European Journal of Plant Pathology*, 2015, 143(2): 223–235.
- [36] Berendsen R L, Pieterse C M J, Bakker P A H M. The rhizosphere microbiome and plant health[J]. *Trends in Plant Science*, 2012, 17(8): 478–486.
- [37] 卓国豪, 黄有宝, 吴运新, 等. 香蕉枯萎病的综合防治技术[J]. *植物检疫*, 2003, 17(5): 279–280.
- [38] Alabouvette C. *Fusarium* wilt suppressive soils: an example of disease-suppressive soils[J]. *Australasian Plant Pathology*, 1999, 28(1): 57–64.
- [39] 燕平梅, 高贵喜, 曹勘程, 等. 土壤熏蒸剂对土壤硝化、反硝化作用的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2014, 22(4): 401–407.
- [40] 钱海燕, 王兴祥, 黄国勤, 等. 施肥对连作蔬菜地蔬菜产量和土壤氮素含量的影响[J]. *中国农学通报*, 2008, 24(7): 270–275.
- [41] 寇长林, 巨晓棠, 高强, 等. 两种农作体系施肥对土壤质量的影响[J]. *生态学报*, 2004, 24(11): 2548–2556.
- [42] 孙志梅, 武志杰, 陈利军, 等. 农业生产中的氮肥施用现状及其环境效应研究进展[J]. *土壤通报*, 2006, 37(4): 782–786.
- [43] 沈灵凤, 白玲玉, 曾希柏, 等. 施肥对设施菜地土壤硝态氮累积及 pH 的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(7): 1350–1356.

生物质炭施用量对旱地酸性红壤理化性质的影响^①

王昆艳, 官会林, 卢俊, 徐武美*

(云南师范大学能源与环境科学学院, 昆明 650500)

摘要: 我国南方旱地酸性红壤区, 土壤酸化与干旱等问题突出。近几年生物质炭在土壤改良方面的研究应用已有较多的文献报道, 但针对南方旱地酸性红壤区土壤改良方面的研究与应用相对较少。对此, 本研究设置了生物质炭施用量分别为 1%、2%、3%、4% 及对照 CK 共 5 个处理, 每个处理 5 次重复的室内盆栽试验; 每盆一次性均匀浇洒 1 L 蒸馏水后在温室内自然放置, 模拟干旱 30 d, 随后测定土壤含水量、pH、电导率与氮、磷含量。结果表明: 土壤 pH、电导率、有效磷含量随生物质炭施用量的增加而显著提高, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量降低, 而 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 含量无显著影响; 模拟干旱后的土壤含水量与生物质炭施用量呈二次函数曲线关系, 施加低量生物质炭(1%)显著降低了土壤含水量, 而高量生物质炭(4%)的施加则使土壤含水量显著提高。本研究为生物质炭在我国南方旱地酸性红壤区土壤改良方面的应用提供了试验依据。

关键词: 生物质炭; 酸性红壤; 理化性质; 土壤改良

中图分类号: S156.92 **文献标志码:** A

Effects of Biochar on Physicochemical Properties of Dry Land Acid Red Soil

WANG Kunyan, GUAN Huilin, LU Jun, XU Wumei*

(School of Energy and Environment Science, Yunnan Normal University, Kunming 650500, China)

Abstract: The acid red soil is widespread in south China which characterized as low pH and water holding capacity. Biochar, a cheap and widely used carbon-rich material, has shown the potential to ameliorate the degraded soil, but its effects on the dry land acid red soil are still unclear. Hence, a pot experiment of aridity simulation was conducted with different application content of biochar (0, 1%, 2%, 3%, 4%) added in the acid red soil and watered with 1 L distilled water equally, then soil water content, pH, electric conductivity, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^+\text{-N}$ and available phosphorus were measured after one month of aridity simulation. Results showed that soil pH, electric conductivity and available phosphorus increased and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ decreased significantly with the increase of biochar application, while $\text{NO}_3^+\text{-N}$ changed insignificantly. A quadratic relation was observed between soil water content and the content of biochar application, soil water content was decreased significantly under low application content (1%) but increase significantly under high content of application (4%). This study provides a basis for the biochar application in ameliorating the acid red soil in south China.

Key words: Biochar; Acid red soil; Physicochemical properties; Soil amelioration

生物质炭(Biochar)是生物质材料在缺氧条件下高温(小于 700 °C)裂解制备的高碳含量物质^[1], 其在农业中的应用最早可追溯到两千多年前, 然而直到近十多年才引起广泛关注^[2]。大量研究表明, 生物质炭可有效改善土壤理化性质^[3]、修复土壤污染^[1, 4]、调节微生物群落结构并缓解作物土传病害等^[5-6]; 此外, 由于生物质炭性质稳定, 不易分解, 将其施入土壤并用于农业生产被认为是应对由于大气 CO_2 浓度增加所

导致的全球变暖问题的良好途径, 因而也备受关注^[7]。

土壤干旱、酸化、盐渍化与肥力下降等已成为制约现代农业发展的主要因素^[8-11]。大量研究表明, 向土壤中施加生物质炭可有效改善上述问题, 主要因为: ①生物质炭密度较小, 且有巨大的比表面积, 能降低土壤容重并对土壤水分起到吸附作用, 从而提高土壤持水能力, 缓解干旱气候对作物的影响^[2, 12]; ②大多数类型的生物质炭呈天然碱性, 可有效中和酸性土

①基金项目: 国家自然科学基金项目(31901126, 41661069)和云南省应用基础研究计划项目(2019FD112)资助。

* 通讯作者(xuwumei@ynnu.edu.cn)

作者简介: 王昆艳(1995—), 女, 云南曲靖人, 硕士研究生, 主要从事土壤生态方面研究。E-mail: wkunyan@163.com

壤, 缓解土壤酸害^[13]; ③生物质炭可对土壤盐分起到吸附作用, 减少土壤中溶解性盐分含量以及植物对盐分的吸收^[14]; ④生物质炭本身含有大量养分元素, 且在制作过程中会产生一定含量的速效养分, 从而提高土壤养分可利用性与肥力^[1]。然而, 也有研究表明, 由于生物质炭本身可能含有一定量的盐分, 短期内可能导致土壤含盐量增加; 此外, 生物质炭的施加也可能导致土壤孔隙度增加, 水分蒸发加强, 从而导致土壤含水量降低^[14]。

我国南方广泛分布着酸性红壤, 酸度高、肥力低^[15]; 一些地区由于常年使用化学肥料, 导致土壤表层盐分聚集, 严重影响作物生长^[16]。此外, 随着全球变化加剧, 降水不均与耕地供水不足等也常导致土壤短期或长期干旱, 对农业产生具有严重威胁^[17]。本研究利用室内盆栽试验, 通过探讨不同生物质炭施加量对旱地酸性红壤理化性质(土壤含水量、pH、电导率与氮磷含量)的影响, 以期为其科学应用提供试验依据。

1 材料与方法

1.1 研究材料

本研究供试土壤于 2018 年 3 月 17 日采挖自云南师范大学研究生实践实习基地, 为旱地酸性红壤区, 冬春季干旱少雨。土壤 pH 为 5.07, 含水量为 9.00%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量为 3.02 mg/kg, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量为 43.40 mg/kg, 有效磷含量为 2.98 mg/kg。供试生物质炭为稻壳生物质炭, 由云南威鑫农业科技股份有限公司提供, 生物质炭 pH 为 9.95、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量为 0.69 mg/kg、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量为 17.08 mg/kg、有效磷含量为 347.87 mg/kg。

1.2 研究方法

本研究设置了生物质炭/土壤比例分别为 1%、2%、3%、4% 及对照 CK 共 5 个处理, 每个处理 5 次重复的室内盆栽试验。按不同比例生物质炭与 5 kg 土壤(干重)混匀后装入花盆编号, 每盆一次性均匀浇洒 1 L 蒸馏水后模拟干旱(温室内自然放置) 30 d, 随后测定土壤含水量、pH、电导率与氮磷含量。土壤含水量根据标准 HJ 613—2011 进行测定, 土壤 pH 根据标准 NY/T 1377—2007 进行测定, 土壤电导率用土壤 EC 计(YN-EC100)测定, 土壤有效磷(Olsen P)含量参照《土壤农业分析方法》^[18]进行测定, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量根据标准 LY/T 1228—2015, 用流动分析仪(AA3, Seal Analytical, ltd. Germany)进行测定。本研究用电导率反映土壤含盐量的相对水平^[18-19]。

1.3 数据分析

用 Shapiro-Wilk 检验探讨各变量的正态性, 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量不服从正态分布($P < 0.05$), 故用对数转换后再进行后续分析。用单因素方差分析与 Duncan 多重比较检验不同生物质炭施加量对土壤含水量、pH、电导率及氮磷含量的影响, 用线性回归与曲线模拟研究其随生物质炭施加量的变化规律。用结构方程模型探讨土壤生物质炭含量、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、有效磷的因果关系, 模型接受标准为: $P > 0.05$, RMSEA (渐进残差均方和平方根) < 0.08 ^[20-21]。结构方程模型分析用 AMOS 22.0 进行(IBM Ltd, Chicago, IL), 其他统计分析均用 SPSS16.0 进行(SPSS Inc., Chicago, IL)。

2 结果

2.1 生物质炭对土壤含水量、pH 与电导率的影响

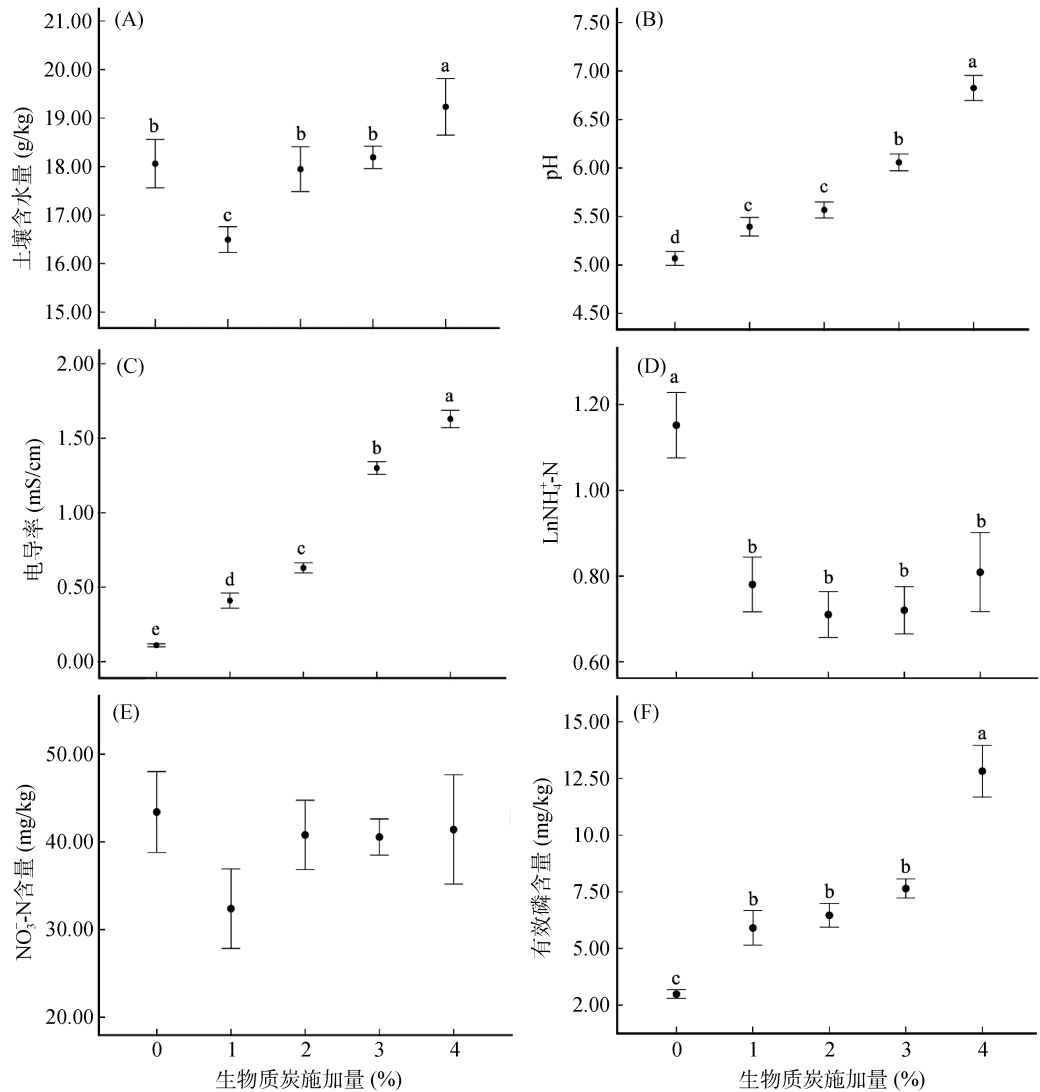
方差分析表明, 不同生物质炭施加量对土壤含水量、pH 与电导率均具有显著影响(土壤含水量: $F = 8.059$, $P < 0.001$; pH: $F = 51.487$, $P < 0.001$; 电导率: $F = 221.489$, $P < 0.001$) (表 1)。Duncan 多重比较分析表明(图 1), 与对照相比较, 施加 1% 的生物质炭显著减少了土壤含水量(16.49%), 而 4% 的生物质炭施加量则显著提高了土壤含水量(19.54%); 不同生物质炭施加量均显著提高了土壤 pH, 当施加量为 4% 时, 土壤 pH 达 6.826, 较对照提高了 1.758; 不同生物质炭施加量均显著影响了土壤电导率, 当施加量为 4% 时达 1.630 mS/cm。线性回归与曲线模拟分析表明, 生物质炭施加量与含水量的关系更趋向于二次函数曲线关系($R^2 = 0.488$, $P < 0.001$) = ; 生物质炭与土壤 pH 及电导率呈线性关系, 土壤生物质炭含量解释了 85.1% 的土壤 pH 变化及 94.7% 的电导率变化, 表明施加生物质炭对上述两个土壤因子的重要影响(图 2)。

2.2 生物质炭对土壤氮磷养分可利用性的影响

方差分析表明, 不同生物质炭施加量对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与有效磷具有显著影响($\text{NH}_4^+\text{-N}$: $F = 6.840$, $P = 0.001$; 有效磷: $F = 27.574$, $P < 0.001$, 表 1)。Duncan 多重比较分析表明(图 1), 与对照相比较, 施加生物质炭显著降低了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量, 而土壤有效磷含量则显著提高; 施加生物质炭对土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量无显著影响。线性回归与曲线模拟分析表明(图 2), 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量随生物质炭施加量显著降低($R^2 = 0.242$, $P = 0.012$), 而有效磷与生物质炭施加量的关系趋向于三次函数曲线关系($R^2 = 0.846$, $P < 0.001$), 即一定量的生物质炭施加(1% ~ 3%)虽然提高了土壤有效磷含量, 但幅度不大, 当提高到 4% 时, 土壤有

表 1 不同生物质炭施用量对土壤理化性质影响的单因素方差分析
Table 1 One-way ANOVA for effects of biochar on soil properties

土壤性质	变异来源	df	SS	s^2	F	P
土壤含水量	处理间	4	23.394	5.848	8.059	<0.001
	处理内	20	14.514	0.726		
pH	处理间	4	9.361	2.340	51.487	<0.001
	处理内	20	0.909	0.045		
电导率	处理间	4	7.974	1.993	221.489	<0.001
	处理内	20	0.180	0.009		
NH ₄ ⁺ -N	处理间	4	0.665	0.166	6.840	0.001
	处理内	20	0.486	0.024		
NO ₃ ⁻ -N	处理间	4	360.096	90.024	0.896	0.485
	处理内	20	2 009.445	100.472		
有效磷	处理间	4	258.899	64.725	27.574	<0.001
	处理内	20	46.947	2.347		



(图中小写字母不同表示处理间差异达 $P<0.05$ 显著水平(Duncan 多重比较))

图 1 不同生物质炭施用量对土壤理化性质的影响

Fig. 1 Effects of biochar on soil physicochemical properties

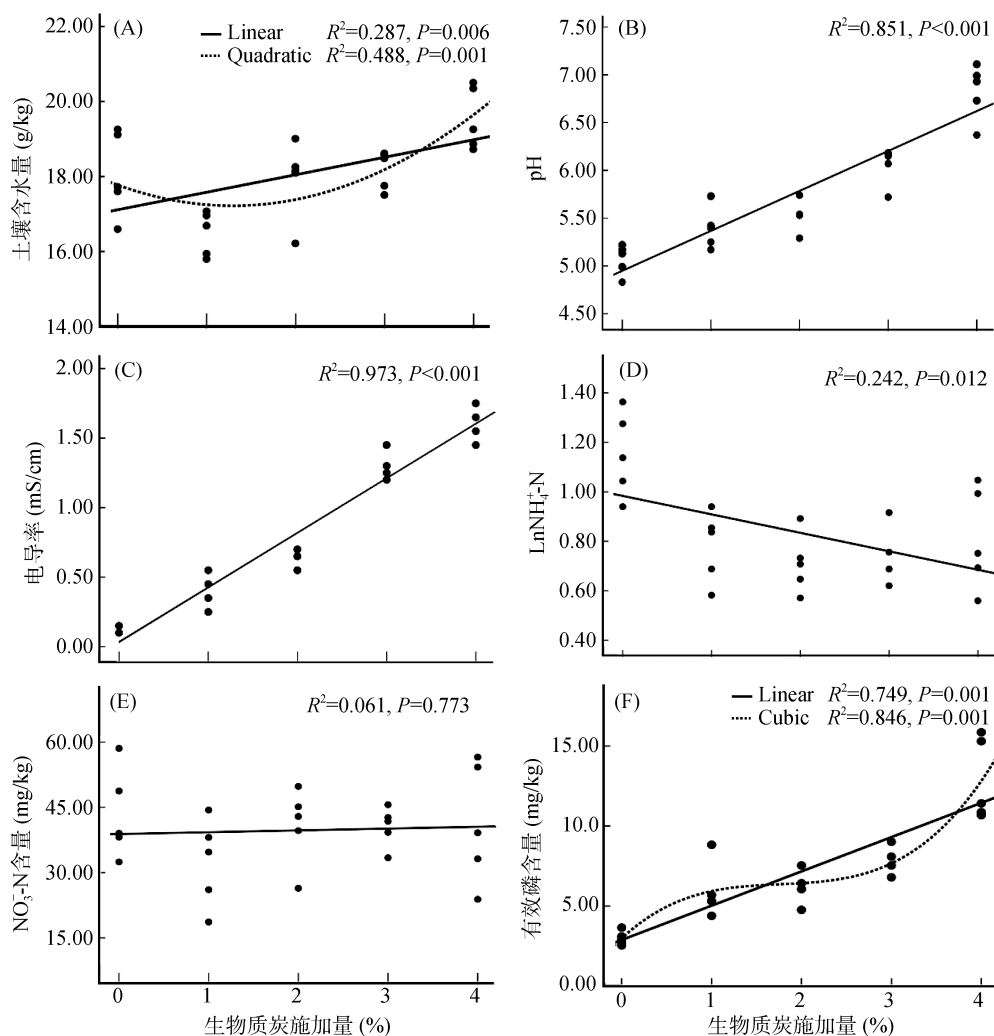


图 2 土壤理化性质随生物质炭施加量的变化趋势

Fig. 2 Changes of soil physicochemical properties with different application content of biochar

效磷含量迅速提高, 达 12.82 mg/kg; 土壤生物质炭施加量与 NO_3^- -N 含量无显著因果关系。

2.2 基于结构方程模型的土壤生物质炭施加量、pH、 NH_4^+ -N 与有效磷因果关系

施加生物质炭显著影响土壤 pH、 NH_4^+ -N 与有效

磷含量(图 2), 而土壤 pH 又与 NH_4^+ -N、有效磷含量显著相关(图 3)。结构方程模型分析表明(图 4), pH 是生物质炭影响土壤有效磷含量的关键中间因素($P = 0.349$; $\text{RMSEA} < 0.001$), 然而, 其并非影响 NH_4^+ -N 含量的中间因素($P = 0.081$, $\text{RMSEA} = 0.292$)。

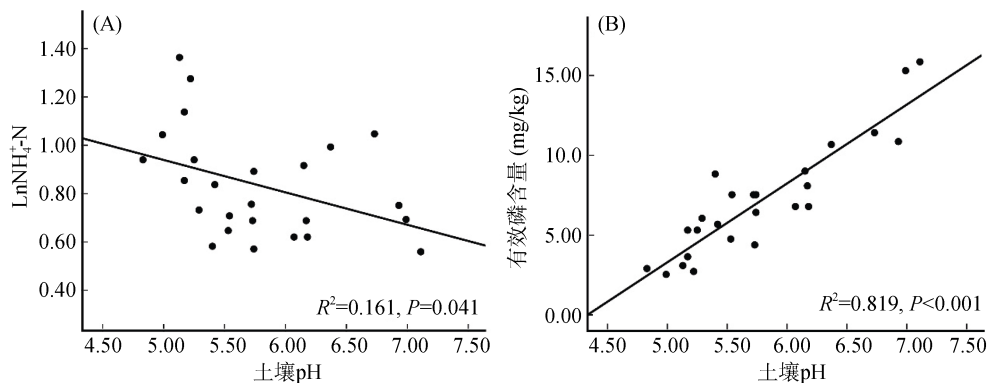
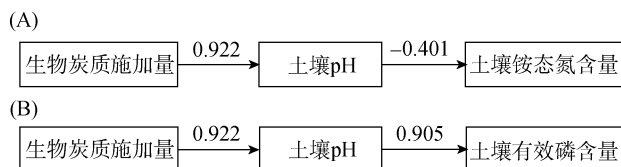


图 3 土壤 NH_4^+ -N、有效磷含量随 pH 的变化

Fig. 3 Changes of soil ammonium nitrogen and available phosphorus with pH



(箭头表示作用方向, 数值为标准化直接效应, $P < 0.05$ 。模型 A: $N = 25$, $\chi^2 = 3.051$, $df = 1$, $P = 0.081$, RMSEA (渐进残差均方和平方根) = 0.292, 表明该模型不能接受; 模型 B: $N = 25$, $\chi^2 = 0.875$, $df = 1$, $P = 0.349$; RMSEA < 0.001, 表明该模型被数据支持, 可以接受)

图4 基于结构方程模型的土壤生物质炭施放量、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与有效磷含量因果关系

Fig. 4 Structural equation modeling showed the causal effects of soil biochar, pH, ammonium nitrogen and available phosphorus

3 讨论

3.1 生物质炭对土壤含水量、pH 与电导率的影响

3.1.1 施加生物质炭与土壤含水量 由于生物质炭密度较小, 且具有吸附水分的能力, 施入土壤后可有效降低土壤容重, 提高持水能力, 缓解干旱气候对作物的影响^[12, 14]。如代快等^[22]研究了生物质炭对云南典型植烟土壤持水性的影响, 发现施加生物质炭显著提高了土壤持水能力与烤烟产量; 潘金华等^[23]研究了生物质炭添加对皖南旱地土壤水分特征的影响, 发现生物质炭在一定程度上减少了水分蒸发, 提高了土壤的保水保湿能力。然而, 也有研究报道生物质炭施放量与土壤保水保湿能力的非线性关系; 如曾爱等^[24]研究了生物质炭对壤土土壤含水量的影响, 发现土壤含水量随生物质炭施用量提高呈先降低后升高趋势。本研究发现, 经过一个月模拟干旱后, 土壤含水量随生物质炭施加量的变化呈二次函数曲线关系, 即高量生物质炭(4%)的添加提高了土壤含水量, 而低量生物质炭(2%)的施加反倒使土壤含水量降低 (图 2A), 与曾爱等^[24]的研究结果类似。可能是由于生物质炭的添加在一定程度上提高了土壤持水能力, 但这也可能导致土壤孔隙度增大, 水分蒸发加强, 从而使其含水量降低。

3.1.2 施加生物质炭与土壤 pH 生物质炭由于其组成特征, 往往呈碱性。Yuan 等^[13]研究发现, 生物质炭表面的 $-\text{COO}^-$ 和 $-\text{O}^-$ 等有机官能团和生物质炭中的碳酸盐是碱的主要存在形态, 碳酸盐对生物质炭碱的贡献随制备温度的升高而增加, 而有机官能团的贡献呈相反的趋势。大量研究证实了生物质炭对酸性土壤的改良作用, 如张祥等^[25]研究了生物质炭对我国南方红壤和黄棕壤理化性质的影响, 发现施加生物质炭能明显提高土壤 pH, 当施加量为 2.0% 时,

红壤 pH 平均增加了 0.61, 黄棕壤 pH 增加 0.55。应介官等^[26]研究发现, 生物质炭能显著提高土壤 pH, 并有效缓解铝富集酸性土壤的毒性。本研究表明, 不同生物质炭施放量(1% ~ 4%)均显著提高了酸性红壤 pH (图 2B), 当施加量为 4% 时, 土壤 pH 较对照提高了 1.76, 达到 6.83 (图 1)。根据鲁如坤^[18]总结, 土壤 pH 在 6.5 ~ 7.0 时, 对磷素及其他养分元素的固定最少, 有利于植物吸收养分, 促进植物生长。因此, 向酸性土壤中施加生物质炭可有效调节土壤酸性, 并有望改善土壤养分可利用性及缓解铝毒等危害^[18, 26]。

3.1.3 施加生物质炭与土壤含盐量 研究表明, 由于生物质炭具有巨大的比表面积, 能吸附土壤中的水溶性盐分^[14], 改善植物对盐分特别是钠离子的吸收^[12], 从而缓解由于土壤盐渍化给作物带来的危害。农明英等^[27]研究发现, 施加生物质炭对改良大棚次生盐渍化土壤有显著影响, 其不仅降低了土壤全盐量和电导率, 还提高了作物产量; 孙运朋等^[28]研究发现, 向土壤中施加生物质炭促进了土壤盐分淋洗; 然而, 生物质炭本身也含有一定量的可溶性盐分^[14], 施入土壤后, 短期内可能导致土壤含盐量增加。如吴萍萍等^[29]研究发现, 施加普通与载铁生物质炭均显著提高了土壤电导率, 周丽雨等^[30]研究发现, 施加秸秆生物质炭提高了冻融期棕壤的电导率。本研究表明, 向土壤中施加生物质炭显著提高了土壤电导率(图 2C), 且随施加量的增加而不断提高, 可能是由于生物质炭本身含有一定量的水溶性盐分, 施入土壤后短期内使土壤含盐量增加, 电导率提高, 这也说明施加生物质炭短期内可能并不能改善土壤盐渍化, 降低植物盐害。

3.2 生物质炭对土壤氮、磷养分可利用性的影响

3.2.1 施加生物质炭与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 是作物能直接利用的两种氮素形式, 不同研究揭示生物质炭对土壤氮可利用性的影响存在差异。如陈心想等^[31]研究发现施加生物质炭明显提高了土壤中的矿质态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 之和)含量, 张祥等^[25]研究发现生物质炭施加量为 2.0% 时, 红壤碱解氮含量提高了约 30%; 而张瑞等^[32]研究发现, 施加生物竹炭显著降低了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。pH 是土壤最重要的属性之一, 对土壤氮素循环和植物生长发育产生重要影响^[33]。本研究表明, 施加生物质炭显著提高了土壤 pH 并使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量降低, 可能是由于随着生物质炭施加量的提高, 土壤 pH 升高, 促进了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的挥发; 然而, 结构方程模

型分析并不支持这一假设,说明还有其他因素与更为复杂的机制导致土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降低,有待进一步研究。土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量与生物质炭施加量无显著关联性,可能是由于本研究所用生物质炭本身 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量较低,且其在土壤中短期内相对稳定,从而导致其对土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量影响较小。

3.2.2 施加生物质炭与土壤有效磷含量 研究表明,施加生物质炭可有效提高土壤磷可利用性,如高利华与屈忠义^[34]研究发现,土壤有效磷含量随施炭量增加而显著增加;郑慧芬等^[35]研究发现,向土壤中添加生物质炭显著提高了茶园溶磷细菌的数量,土壤 pH 与碱性磷酸酶活性,有利于土壤磷素的活化与利用。本研究发现,施加生物质炭显著提高了土壤有效磷含量,由于研究中使用的生物质炭具有较高的有效磷含量,施入后可能会直接导致土壤磷可利用性提高;此外,施加生物质炭提高了土壤 pH,而土壤 pH 是影响磷可利用性的关键因素^[18]。本研究发现,土壤 pH 与磷可利用性具有极高的关联性($R^2=0.819$, $P<0.001$, 图 3B),结构方程模型分析表明,土壤 pH 是生物质炭影响土壤磷可利用性的关键中间因素(图 4B)。这说明,除生物质炭施加对有效磷的直接影响外,随着土壤生物质炭含量的增加,pH 随之提高,土壤对磷素的固定减少,从而使磷可利用性水平提高。

4 结论

本研究发现,施加生物质炭显著影响了酸性红壤土壤含水量、pH、电导率、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与有效磷含量。需要注意的是,生物质炭对这些土壤因子的影响有时并非线性的,如生物质炭与土壤含水量的关系更趋向于二次函数关系,与有效磷的关系更趋向于三次函数关系。土壤 pH、电导率与生物质炭施加量呈线性关系,随生物质炭含量的增加而提高, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 随生物质炭施加量的提高而显著减少,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量与生物质炭的施加无显著关系。在改良酸性红壤时,还可以进一步提高生物质炭的施加量,以改善土壤酸碱度并提高养分可利用性。本研究表明,当生物质炭施加量为 4% 时,土壤 pH 近中性(6.83),且土壤含水量、有效磷含量最高;然而,施加生物质炭也可能带来一些不良影响,且不同原材料与生产工艺得到的生物质炭理化特征也会有所不同^[5]。因此,在大规模应用过程中,建议先进行试验研究,针对不同土壤特点与生物质炭的理化特征,制定合理的施用方案。

参考文献:

- [1] Lehmann J, Joseph S. Biochar for environmental management[M]. 2nd Edition. London: Earthscan, 2015.
- [2] Adeyemi T A, Idowu O D. Biochar: Promoting crop yield, improving soil fertility, mitigating climate change and restoring polluted soils[J]. World News of Natural Sciences, 2017, 8: 27–36.
- [3] Ahmed A, Kurian J, Raghavan V. Biochar influences on agricultural soils, crop production, and the environment: A review[J]. Environmental Reviews, 2016, 24(4): 495–502.
- [4] O'Connor D, Peng T Y, Zhang J L, et al. Biochar application for the remediation of heavy metal polluted land: A review of in situ field trials[J]. Science of the Total Environment, 2018, 619/620: 815–826.
- [5] Ladygina N, Rineau F. Biochar and soil biota[M]. Boca Raton: CRC Press, 2013.
- [6] 牟苗, 吴风云, 徐武美, 等. 土壤熏蒸与施加生物炭对三七苗期存活率的影响[J]. 云南师范大学学报(自然科学版), 2018, 38(1): 35–39.
- [7] Ippolito J A, Laird D A, Busscher W J. Environmental benefits of biochar[J]. Journal of Environmental Quality, 2012, 41(4): 967–972.
- [8] 潘占兵, 张龙, 杨瑞, 等. 黄土高原土壤旱化研究综述[J]. 水土保持研究, 2012, 19(6): 287–291.
- [9] 徐仁扣, 李九玉, 周世伟, 等. 我国农田土壤酸化调控的科学问题与技术措施[J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(2): 160–167.
- [10] 李建国, 濮励杰, 朱明, 等. 土壤盐渍化研究现状及未来研究热点[J]. 地理学报, 2012, 67(9): 1233–1245.
- [11] 周健民. 浅谈我国土壤质量变化与耕地资源可持续利用[J]. 中国科学院院刊, 2015, 30(4): 459–467.
- [12] Ali S, Rizwan M, Qayyum M F, et al. Biochar soil amendment on alleviation of drought and salt stress in plants: A critical review[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(14): 12700–12712.
- [13] Yuan J H, Xu R K, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 3488–3497.
- [14] Saifullah, Dahlawi S, Naeem A, et al. Biochar application for the remediation of salt-affected soils: Challenges and opportunities[J]. Science of the Total Environment, 2018, 625: 320–335.
- [15] 李庆远, 张效年. 中国红壤的化学性质[J]. 土壤学报, 1957, 5(1): 78–96.
- [16] 张绪美, 沈文忠, 胡青青. 太仓市郊大棚菜地土壤盐分累积与分布特征研究[J]. 土壤, 2017, 49(5): 987–991.
- [17] Sherwood S, Fu Q. A drier future?[J]. Science, 2014, 343(6172): 737–739.
- [18] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999.
- [19] 官会林, 孙世中, 郭云周, 等. 香石竹设施栽培土壤可溶性盐分主成分分析[J]. 土壤, 2011, 43(5): 817–821.

- [20] Grace J B, Anderson M T, Olf H, et al. On the specification of structural equation models for ecological systems[J]. *Ecological Monographs*, 2010, 80(1): 67–87.
- [21] Hooper D, Coughlan J, Mullen M. Structural equation modelling: Guidelines for determining model fit[J]. *Electronic Journal of Business Research Methods*, 2008, 6(1): 53–60.
- [22] 代快, 计思贵, 张立猛, 等. 生物炭对云南典型植烟土壤持水性及烤烟产量的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2017(4): 44–51.
- [23] 潘金华, 庄舜尧, 曹志洪, 等. 生物炭添加对皖南旱地土壤物理性质及水分特征的影响[J]. *土壤通报*, 2016, 47(2): 320–326.
- [24] 曾爱, 廖允成, 张俊丽, 等. 生物炭对壤土土壤含水量、有机碳及速效养分含量的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(5): 1009–1015.
- [25] 张祥, 王典, 姜存仓, 等. 生物炭对我国南方红壤和黄棕壤理化性质的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2013, 21(8): 979–984.
- [26] 应介官, 林庆毅, 张梦阳, 等. 生物炭对铝富集酸性土壤的毒性缓解效应及潜在机制[J]. *中国农业科学*, 2016, 49(23): 4576–4583.
- [27] 农明英, 张乃明, 史静, 等. 外源有机物料对次生盐渍化大棚土壤的改良效果[J]. *中国土壤与肥料*, 2013(6): 6–10.
- [28] 孙运朋, 杨劲松, 姚荣江, 等. 生物炭和无机肥对盐碱滩涂围垦农田土壤性状的影响[J]. *土壤通报*, 2017, 48(2): 454–459.
- [29] 吴萍萍, 李录久, 李敏. 生物炭负载铁前后对复合污染土壤中 Cd、Cu、As 淋失和形态转化的影响研究[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(10): 3959–3967.
- [30] 周丽丽, 李婧楠, 米彩虹, 等. 秸秆生物炭输入对冻融期棕壤磷有效性的影响[J]. *土壤学报*, 2017, 54(1): 171–179.
- [31] 陈心想, 何绪生, 耿增超, 等. 生物炭对不同土壤化学性质、小麦和糜子产量的影响[J]. *生态学报*, 2013, 33(20): 6534–6542.
- [32] 张瑞, 杨昊, 张芙蓉, 等. 生物竹炭改良崇明滩涂盐渍化土壤的试验研究[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(12): 2404–2411.
- [33] 杨红, 徐唱唱, 曹丽花, 等. 米林县不同种植年限蔬菜大棚土壤 pH 和无机氮变化特征研究[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(12): 2397–2404.
- [34] 高利华, 屈忠义. 膜下滴灌条件下生物质炭对土壤水热肥效应的影响[J]. *土壤*, 2017, 49(3): 614–620.
- [35] 郑慧芬, 曾玉荣, 王成己, 等. 生物炭对红壤茶园溶磷细菌数量和土壤有效磷含量的影响[J]. *中国农学通报*, 2018, 34(18): 114–118.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.013

胡靖, 李彦林, 陈国榕, 等. 城市绿地类型对土壤线虫多样性的影响及生物指示值分析. 土壤, 2020, 52(3): 510–517.

城市绿地类型对土壤线虫多样性的影响及生物指示值分析^①

胡靖^{1,2}, 李彦林³, 陈国榕⁴, 邓欢¹, 樊汶樵⁵

(1 重庆文理学院林学与生命科学学院, 重庆永川 402160; 2 重庆文理学院微生物生态研究所, 重庆永川 402160; 3 重庆文理学院环境材料与修复技术重庆市重点实验室, 重庆永川 402160; 4 重庆文理学院材料与化学学院, 重庆永川 402160; 5 重庆文理学院水生动物疫病防控研究所, 重庆永川 402160)

摘要: 为探讨城市绿地土壤线虫群落多样性特征及其生物指示意义, 揭示不同绿地类型中土壤线虫群落的生物多样性和功能多样性分布规律。调查了重庆市永川区道路绿地、居住绿地、公园绿地和风景名胜区绿地中土壤线虫的群落特征, 分析了线虫群落的生物多样性和功能多样性特征并利用生物指示值法分析了线虫物种指示值。研究调查共发现线虫 46 属, 不同绿地类型明显改变了线虫群落生物多样性和功能多样性($P<0.05$); 风景名胜区绿地的生物多样性水平最高, 其次为公园绿地, 居住区绿地最低; 线虫成熟度指数和通路指数在道路绿地中最低, 在居住绿地和公园绿地中增加, 风景名胜区中最高($P<0.05$)。 *Aphelenchoides*、*Cylindrolaimus* 和 *Epidorylaimus* 是道路绿地的指示生物; *Bastiania* 是公园绿地的指示生物; *Leptonchus*、*Monhystera* 和 *Clarkus* 是风景名胜区绿地的指示生物。不同城市绿地对线虫群落多样性产生了明显的影响, 研究结果进一步明确了线虫类群对城市生态系统绿地生境的指示意义, 为城市生物多样性保护提供了理论依据。

关键词: 城市绿地; 土壤线虫; 生物多样性; 功能多样性; 生物指示值

中图分类号: K928.73 **文献标志码:** A

Effects of Urban Green Land Types on Nematode Diversity and Bio-indication Analysis

HU Jing^{1,2}, LI Yanlin³, CHEN Guorong⁴, DENG Huan¹, FAN Wenqiao^{5*}

(1 College of Forestry and Life Science, Chongqing University of Arts and Sciences, Yongchuan, Chongqing 402160, China; 2 Institute of Microbiology, Chongqing University of Arts and Sciences, Yongchuan, Chongqing 402160, China; 3 Chongqing Key Laboratory of Environmental Materials and Remediation Technologies, Chongqing University of Arts and Sciences, Yongchuan, Chongqing 402160, China; 4 College of Materials and Chemical Engineering, Chongqing University of Arts and Sciences, Yongchuan, Chongqing 402160, China; 5 Institute of Aquatic Animal Disease Prevention and Control, Chongqing University of Arts and Sciences, Yongchuan, Chongqing 402160, China)

Abstract: The characteristics of urban green land diversity is an important subject of urban ecosystem research under the background of rapid urbanization and global climate change. In this study, the characteristics of nematode communities were studied under different green land types. Forty-six genera were identified for nematode. Different types of urban green land types significantly changed the indices of nematode biodiversity and nematode function diversity ($P<0.05$). Scenic area green land had the highest of nematode biodiversity, followed by park green land, and residential green land was the lowest. The maturity index of free living nematode and the channel ration of nematode were the lowest in the road green land, increased in the residential green land and park green land and reached the highest value in scenic area green land. *Aphelenchoides*, *Cylindrolaimus* and *Epidorylaimus* were the indicator species for road green land, *Bastiania* for park green land, while *Leptonchus*, *Monhystera* and *Clarkus* for scenic area green land. The significance of nematode on the ecosystem of urban green lands was further revealed, and the theoretical basis for the protection of urban biodiversity was provided.

Key words: Urban green space; Soil nematode; Biodiversity; Function diversity; Indicator species.

①基金项目: 重庆市自然科学基金面上项目(cstc2019jcyj-msxm2584)、重庆市教育委员会科学技术研究项目(KJQN201901322)和重庆文理学院科研项目(2017RLX36、2017ZLX22)资助。

* 通讯作者(wonderbreeze@126.com)

作者简介: 胡靖(1986—), 男, 河北秦皇岛人, 博士, 主要研究方向为园林土壤生态。E-mail: 9986hujing@163.com

城市绿地是城市生态系统生物多样性的重要载体^[1],包含了众多类型^[2],具有较强的空间异质性。城市绿地生物多样性特征的变化规律深刻影响着城市区域物种迁移、生物群落演替、能量流动等生态过程,很大程度上决定了城市的生态服务功能,是城市生态系统研究的重要课题^[1, 3]。土壤生物在城市绿地生物多样性维持、城市绿地生态系统功能中发挥着重要的作用^[3]。然而,有关研究还比较薄弱,需要进一步深入研究。

土壤线虫数量巨大、群落结构复杂、个体食性广泛、生活史类型差异明显,是土壤食物网中的重要营养层级,在氮矿化、重金属转移、养分循环、物质能量流动等众多生态过程中发挥着重要作用^[4];同时,土壤线虫本身对栖息环境的变化具有较强的敏感性,其类群的区系特征和空间分布格局特征可以反映出生态系统的结构和功能,能够定性评价土壤的健康状况^[5]。因此,调查土壤线虫群落特征,分析线虫物种对城市绿地生态状况的指示意义对城市绿地生物多样性维护和管理至关重要。

本研究以土壤线虫为研究对象,调查不同城市绿地类型中土壤线虫多样性特征,分析不同绿地类型中土壤线虫群落的生物多样性和功能多样性特征,探讨土壤线虫对城市绿地生境的指示意义,以期在城市绿地生物多样性保护提供相关理论依据。

1 材料与方法

1.1 样地概况与样品采集

研究区域位于重庆市永川区城区内, 105°38' ~ 106°05'E、28°56' ~ 29°34'N。属亚热带季风性湿润气候,平均气温 17.7 °C,极端最高气温 42.1 °C,极端最低气温 -2.9 °C。年平均降雨量 1 015.0 mm,平均日照 1 218.7 h,年平均无霜期 317 d。

依据中华人民共和国住房和城乡建设部于 2018 年 6 月 1 日实施的《城市绿地分类标准》,将研究区域划分为道路绿地、居住绿地、公园绿地和风景名胜区绿地。根据现场调研实际情况,在每种绿地类型中随机选择 3 个重复样地,样地尽量保持植被、人为干扰程度和坡度一致。道路绿地:紫色土,以金叶女贞(*Ligustrum vicaryi*)、海桐(*Pittosporum tobira*)为主要优势种植物,平均盖度约 95%。居住绿地:紫色土,以金叶女贞(*Ligustrum vicaryi*)、海桐(*Pittosporum tobira*)、小叶榕(*Ficus microcarpa* (L.) f.)为主要优势种植物。公园绿地:紫色土,以桂花(*Osmanthus fragrans* (Thunb.) Lour.)、香樟(*Cinnamomum*

camphora (L.) Presl.)、杜鹃(*Rhododendron simsii* Planch.)为主要优势种植物。风景名胜区绿地:黄壤,以慈竹(*Bambusa emeiensis*)和茶树(*Camellia sinensis* (L.) O. Ktze.)为主要优势种植物。样地土壤理化性质见表 1。

表 1 四种不同绿地类型中土壤的理化性质
Table 1 Soil physicochemical properties under different green land types

土壤理化指标	道路绿地	居住绿地	公园	风景名胜
含水量(g/kg)	98.5	146.6	244.1	364.3
有机质(g/kg)	16.3	17.7	12.6	35.9
总氮(mg/kg)	1.1	1.8	1.5	2.3
有效磷(mg/kg)	5.4	8.1	12.4	18.8
速效钾(mg/kg)	112.1	126.7	188.3	252.32

注:表中数据为全部样品平均值,下同。

土壤采样于 2017 年 12 月和 2018 年 3 月进行。在每个样地内,利用五点取样法,除去地上凋落物,采集 0 ~ 15 cm 土层的土壤,将 5 份土壤均匀混合后,按照质量平均分配为两份,其中,一份土壤用于土壤理化性质分析,另一份用于土壤线虫分离。土壤装入自封袋,低温运输,4 °C 冰箱保存。

1.2 土壤线虫分离鉴定

用烧杯量取 50 ml 土壤,用于线虫群落多样性分析。利用改进的贝曼漏斗分离法分离 48 h。当一份样品分离出的线虫数量少于或等于 150 条时,鉴定所有线虫的种类,当数量多于 150 条时,鉴定前 150 条,然后统计所有线虫数量,按比例划分剩余土壤线虫种类。土壤线虫鉴定分类至属单元^[6-7]。土壤线虫功能类群划分为食细菌类线虫、食真菌类线虫、植食类线虫、捕食类线虫和杂食类线虫^[8]。土壤线虫生活史对策按照 c-p 类群划分^[9]。

1.3 数据分析

1.3.1 线虫群落生物多样性分析 利用 α 多样性测度城市绿地中线虫生物多样性水平,指标包括:Margalef 丰富度指数(margalef richness, SR):

$$SR = \frac{s-1}{\ln N}$$

香农-威纳指数(shannon-wiener diversity,

$$H): H = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

辛普森指数(simpson dominance,

$$D): D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$$

均匀度指数(brillouin evenness, J):

$$J = \frac{H}{\ln s}$$

其中, s 为线虫分类单元的个体数, P_i 为第 i 种线虫分类单元占样品总数的比例, N 为样品中线

虫总量。

利用 β 多样性测度线虫种类对环境异质性的反应, 根据 Sorensen 指数: $\beta = \frac{a+b}{a+b+2c}$, 其中: a 和 b

分别为群落的物种数, c 为两个群落共有的物种数。

1.3.2 线虫群落功能多样性分析 利用线虫功能多样性指标测度城市绿地土壤健康状况以及土壤食物网特征, 指标包括: 自由生活类线虫成熟度指数(the free living nematode maturity index): $MI = \sum v(i)f(i)$, 其中, $v(i)$ 为第 i 种线虫分类单元的 cp 值, $f(i)$ 为第 i 种线虫分类单元在样品中出现的频率^[9]; 富集指数(the enrichment index): $EI = 100 \times (e/(e+b))$; 结构指数(the structure index): $SI = 100 \times (s/(s+b))$, 详细计算过程见文献[20]。线虫通路指数(the nematode channel ratio): $NCR = B / (B+F)$, B 和 F 分别为食细菌类线虫和食真菌类线虫数量, NCR 的数量介于 0~1, 当 NCR 为 0 时, 分解过程为真菌分解, 当 NCR 为 1 时, 分解过程为细菌分解^[10]。

1.3.3 线虫物种指示值分析 采用主成分分析(principal component analysis, PCA)法, 对 4 种类型绿地中的线虫群落进行排序。为了数据的科学比较, 线虫群落数据在分析前均转化为相对丰富度(相对丰富

度= P/N , 其中: P 为群落中某种类群的个体数量, N 为群落总量)。通过 Canoco 5 软件进行统计分析。根据巴特莱特球形检验法(bartlett test of sphericity)进行主成分分析适用性检验($P < 0.05$)^[11]。

根据指示值法计算不同线虫物种的指示作用, 以物种对生境的特异性(specificity)和适宜性(fidelity)为基础, 利用改进的 R 语言统计软件中 labdsv 软件包计算各物种的 IndVal 值, 将 IndVal 值大于 0.5 的类群确定为某一生境类型的特征指示类群(characteristic groups)^[12]。利用重复测量方差分析判断绿地类型、取样时间以及两者的相互作用对线虫多样性指数的影响。分析过程在 SPSS19.0 和 Excel 中运行。

2 结果与分析

2.1 土壤线虫生物多样性特征

通过城市绿地土壤线虫调查共发现 46 个属(表 2)。道路绿地优势类群主要有 Ba2 类群中的 *Anaplectus* 和 Ba3 类群中的 *Prismatolaimus*; 居住绿地优势类群主要有 Fu2 类群中的 *Aphelenchus* 和 Fu4 类群中的 *Dorylaimoides*; 公园绿地优势类群主要有 Ba3 类群中的 *Prismatolaimus* 和 *Rhabdolaimus*; 风景名胜區绿地优势类群占比没有超过 10%(表 2)。

表 2 不同城市绿地中线虫群落组成
Table 2 Proportion of Community composition nematode of under different green land types

线虫属	功能类群	道路绿地	居住绿地	公园绿地	风景名胜區绿地
<i>Axonchium</i>	Pf5	-	-	-	+
<i>Helicotylenchus</i>	Pf3	++	++	++	++
<i>Rotylenchus</i>	Pf3	++	+	+	+
<i>Tylenchorhynchus</i>	Pf3	++	++	+	+
<i>Tylenchus</i>	Pf2	++	++	++	++
<i>Criconemoides</i>	Pf3	++	++	++	++
<i>Xiphinema</i>	Pf5	-	-	-	+
<i>Longidorus</i>	Pf5	-	-	+	++
<i>Aphelenchoides</i>	Fu2	-	++	++	++
<i>Aphelenchus</i>	Fu2	++	+++	++	++
<i>Dorylaimoides</i>	Fu4	++	+++	++	++
<i>Filenchus</i>	Fu2	++	++	++	++
<i>Leptonchus</i>	Fu4	-	-	-	++
<i>Acrobeles</i>	Ba2	+	++	++	+
<i>Acrobeloides</i>	Ba2	++	++	++	++
<i>Alaimus</i>	Ba4	-	+	++	+
<i>Anaplectus</i>	Ba2	+++	++	++	++
<i>Bastiania</i>	Ba3	++	-	+	+
<i>Caenorhabditis</i>	Ba1	+	-	+	++
<i>Cephalobus</i>	Ba2	-	++	++	+
<i>Chiloplacus</i>	Ba2	-	++	++	++

续表					
线虫属	功能类群	道路绿地	居住绿地	公园绿地	风景名胜區绿地
<i>Chiloptectus</i>	Ba2	-	++	++	++
<i>Cylindrolaimus</i>	Ba3	++	-	-	-
<i>Diploscapter</i>	Ba1	+	-	+	+
<i>Mesorhabditis</i>	Ba1	-	++	++	++
<i>Monhystera</i>	Ba2	-	-	-	+
<i>Plectus</i>	Ba2	+	+	++	++
<i>Prismatolaimus</i>	Ba3	+++	++	+++	++
<i>Protorhabditis</i>	Ba1	++	+	++	++
<i>Rhabdolaimus</i>	Ba3	++	++	+++	++
<i>Teratocephalus</i>	Ba3	++	++	++	++
<i>Tylocephalus</i>	Ba2	++	+	++	+
<i>Aporcelaimus</i>	Pr5	+	++	+	++
<i>Clarkus</i>	Pr4	-	-	+	++
<i>Discolaimus</i>	Pr4	-	-	+	++
<i>Discolaimium</i>	Pr4	+	-	-	+
<i>Eudorylaimus</i>	Pr4	-	-	+	+
<i>Nygolaimus</i>	Pr5	-	-	+	+
<i>Tripyla</i>	Pr3	-	-	+	+
<i>Labronema</i>	Pr4	-	-	+	+
<i>Enchodelus</i>	Om4	+	+	+	++
<i>Enchodorus</i>	Om4	-	+	+	+
<i>Epidorylaimus</i>	Om4	-	+	+	++
<i>Allodorylaimus</i>	Om4	+	-	+	+
<i>Mesodorylaimus</i>	Om4	-	+	+	+
<i>Coomansinema</i>	Om4	-	+	+	-

注：线虫群落营养类群分类依据线虫栖息环境以及生活史对策^[8]，根据 Ferris 等^[20]将线虫群落分为：Pf 植食类线虫、Fu 食真菌类线虫、Ba 食细菌类线虫、Pr 捕食类线虫、Om 杂食类线虫；c-p 值划分依据 Bongers^[9]；“-”表示该线虫种类在线虫群落中所占的比例少于 0.1%或在样品中没有发现该种类；“+”表示该线虫种类在线虫群落中所占比例为 0.1% ~ 1%；“++”表示该线虫种类在线虫群落中所占比例为 1% ~ 10%；“+++”表示该线虫种类在线虫群落中所占比例大于 10%。

利用重复测量方差分析判断绿地类型、取样时间以及两者的相互作用对线虫生物多样性指数的影响，结果表明：绿地类型对线虫群落的 H 、 SR 和 D 指数

具有显著性影响($P<0.05$)；取样时间对 H 和 SR 没有显著性影响($P>0.05$)；绿地类型和取样时间的相互作用对生物多样性指数没有显著性影响(表 3)。

表 3 绿地类型和取样时间对线虫群落多样性影响
Table 3 Effects of green land types and sampling time on nematode community diversity

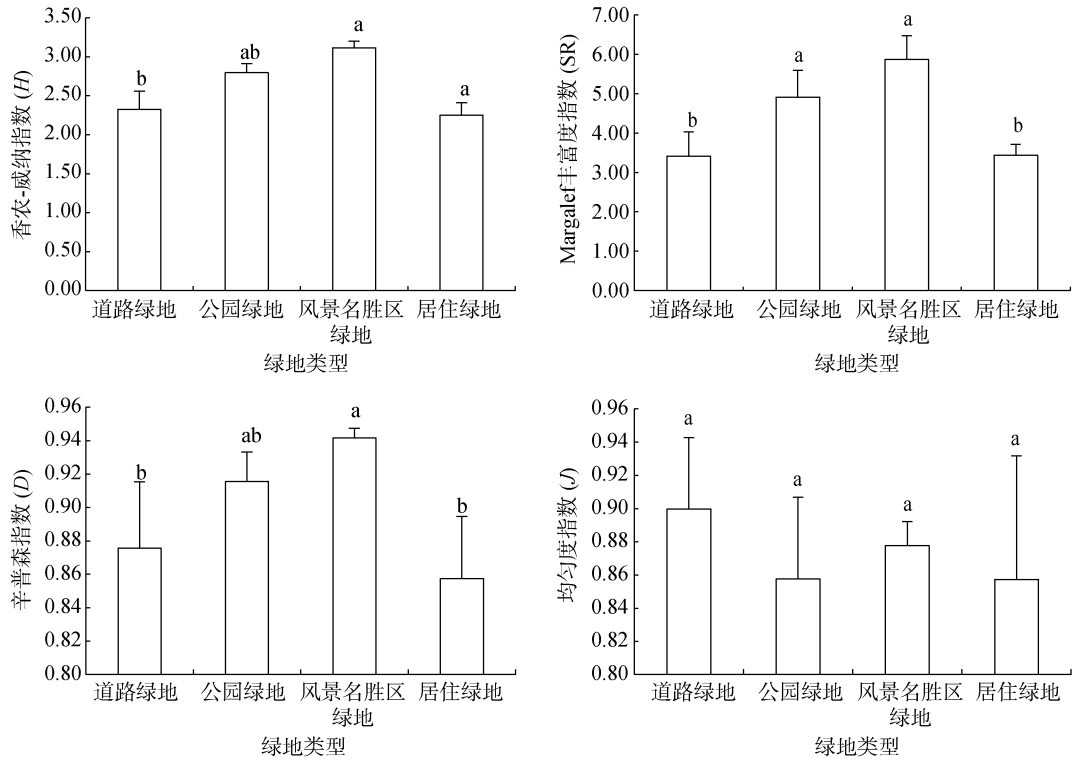
因子	参数	线虫生物多样性指数				线虫功能多样性指数			
		H	SR	D	J	MI	NCR	EI	SI
绿地类型	Df	3	3	3	3	3	3	3	3
	F	123.180	90.803	34.601	3.279	6.543	8.454	9.453	14.564
	P	0.001	0.001	0.001	0.080	0.044	0.043	0.033	0.048
取样时间	Df	1	1	1	1	1	1	1	1
	F	2.375	1.433	6.122	24.636	3.234	3.124	5.453	6.564
	P	0.162	0.266	0.038	0.001	0.065	0.123	0.453	0.749
绿地类型×取样时间	Df	3	3	3	3	3	3	3	3
	F	0.697	0.758	1.436	3.230	0.554	2.342	1.432	4.345
	P	0.586	0.548	0.302	0.082	0.124	0.345	0.051	0.045

注： H ：香农-威纳指数； SR ：Margalef 丰富度指数； D ：辛普森指数； J ：均匀度指数；MI：线虫成熟度指数；NCR：线虫通路指数；EI：富集指数；SI：结构指数，下同。

进一步对线虫生物多样性分析发现：风景名胜区绿地的 H 指数最高，其次是公园绿地，居住区绿地最低；SR 在风景名胜区绿地中最高，道路绿地最低； D 在风景名胜区绿地中最高，居住绿地最低（图 1），线虫生物多样性指数结果表示两次采样的

平均值。

利用 Sorensen 相似系数对不同城市绿地类型线虫群落差异性进行分析。结果表明：风景名胜区绿地与其他类型绿地相似性较低；道路、公园以及居住绿地之间的相似性较高（表 4）。



(图中小写字母不同表示差异显著($P<0.05$)下同)

图 1 城市绿地类型对线虫生物多样性的影响

Fig. 1 Effects of green land types on nematode biodiversity.

表 4 不同城市绿地类型线虫群落的 Sorensen 相似系数
Table 4 Sorensen similarity coefficients of nematode communities under different green land types

	道路绿地	居住绿地	公园绿地	风景名胜区绿地
道路绿地	1			
居住绿地	0.665	1		
公园绿地	0.720	0.714	1	
风景名胜区绿地	0.457	0.538	0.345	1

2.2 土壤线虫功能多样性特征

利用重复测量方差分析绿地类型、取样时间以及两者的相互作用对线虫功能多样性指数影响，结果表明：绿地类型对 MI、NCR、EI 和 SI 指数具有显著性影响($P<0.05$)；取样时间对线虫功能多样性指数没有显著性影响($P>0.05$)；绿地类型和取样时间的相互作用仅对 SI 有显著性影响($P<0.05$)（表 3）。

进一步对功能多样性分析发现：NCR 指数在道路绿地中最高，道路、居住区和公园绿地中的 MI 指

数均低于风景名胜区绿地（图 2），线虫功能多样性指数结果表示两次采样的平均值。根据富集指数(EI)和结构指数(SI)的含义，图 3 代表了不同绿地类型土壤食物网状态，风景名胜区出现在象限 B 中，其他绿地类型土壤食物网指数值出现在象限 A。

2.3 不同城市绿地类型线虫指示值分析

主成分分析(PCA)表明：不同城市绿地类型线虫空间分布差异明显。第一排序轴解释物种数据 36% 的变异，第二排序轴解释了 27% 的变异。道路绿地与 *Rotylenchus*、*Tylenchorhynchus* 和 *Cylindrolaimus* 等物种密切相关；公园绿地与 *Cephalobus* 密切相关；居住绿地与 *Coomansinema* 物种密切相关；分析表明，风景名胜区绿地中包含着众多类群，生境环境与这些物种的分布密切相关（图 4）。在这之后，我们利用指示值法计算出不同城市绿地类型中的线虫指示种，根据 $\text{IndVal}>0.5$ 的统计意义，结果发现：*Aphelenchoides*、*Cylindrolaimus* 和 *Epidorylaimus* 是道路绿地

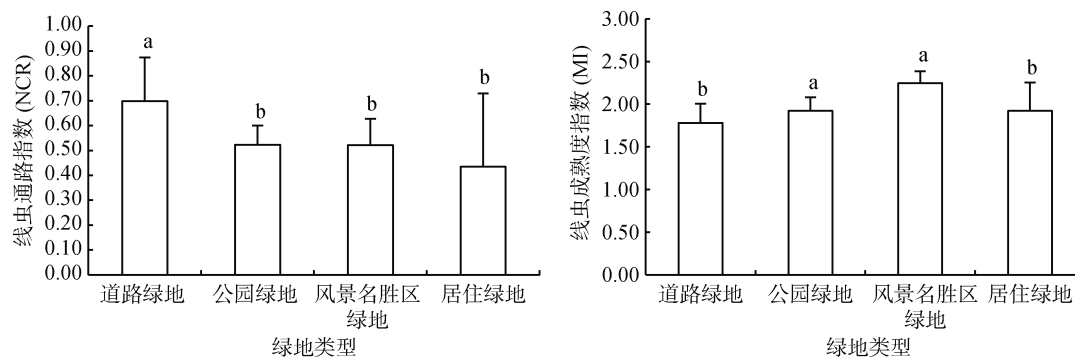


图2 城市绿地类型对 NCR 和 MI 指数的影响

Fig. 2 Effects of green land types on indices of NCR and MI

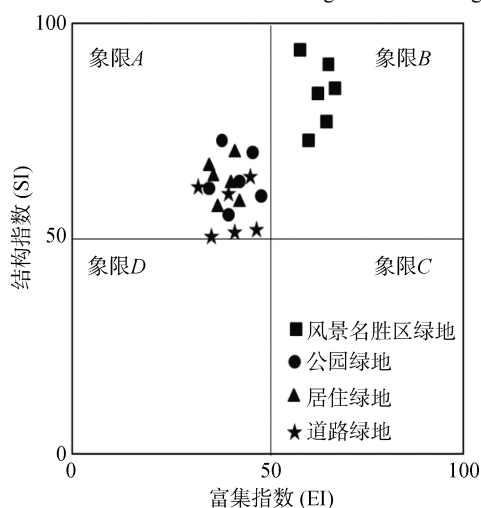


图3 土壤线虫加权功能区系分析图

Fig. 3 Nematode weighted faunal analysis

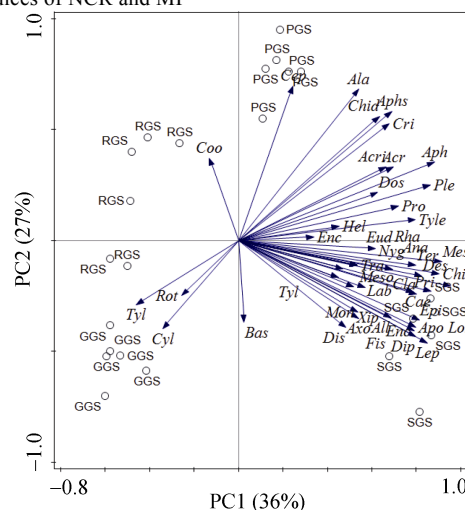
(图中富集指数(EI)和结构指数(SI)决定土壤食物网状态, 象限 A ~ 象限 D 参照 Ferris 等^[20]研究)

的指示生物; *Bastiania* 是公园绿地的指示生物; *Leptonchus*、*Monhystera* 和 *Clarkus* 是风景名胜区绿地的指示生物(表 5)。

3 讨论

2018 年 6 月 1 日颁布的《城市绿地分类标准》, 意在通过对城市绿地类型的划分提高城市绿地景观结构的多样化, 加强对城市生态系统生物多样性的管理^[13-14]。本文研究发现不同绿地类型中, 土壤线虫群落组成差异明显, 这与我国青岛、长春等地的相关研究结果类似^[5, 15-16]。

城市道路和居住绿地中的土壤线虫生物多样性较低, 且两者线虫群落的相似度较高, 道路绿地和居住区绿地中的植物主要以人工种植为主, 植被多以金叶女贞、海桐、小叶榕、山茶为主, 在研究区域的样地内, 生境中植被种类相似, 以往研究表明, 地下土壤生物对生境条件改变的响应主要通过植被群落起



(前 4 个排序轴的特征值分别为 0.36 ($F=6.956$, $P=0.022$), 0.27, 0.22 和 0.08。Axo: *Axonchium*; Hel: *Helicotylenchus*; Hir: *Hirschmanniella*; Rot: *Rotylenchus*; Tyl: *Tylenchorhynchus*; Tyle: *Tylenchus*; Cri: *Crictonemoides*; Xip: *Xiphinema*; Lon: *Longidorus*; Aph: *Aphelenchoides*; Aps: *Aphelenchus*; Dits: *Ditylenchus*; Dos: *Dorylaimoides*; Fis: *Filenchus*; Lep: *Leptonchus*; Acr: *Acrobelles*; Acri: *Acrobeloides*; Ala: *Alaimus*; Ana: *Anaplectus*; Bas: *Bastiania*; Cae: *Caenorhabditis*; Cep: *Cephalobus*; Chi: *Chiloplectus*; Chid: *Chiloplectus*; Cyl: *Cylindrolaimus*; Dip: *Diploscapter*; Mes: *Mesorhabditis*; Mon: *Monhystera*; Ple: *Plectus*; Pri: *Prismatolaimus*; Pro: *Protorhabditis*; Rha: *Rhabdolaimus*; Ter: *Teratocephalus*; Tyls: *Tylocephalus*; Apo: *Aporcelaimus*; Cla: *Clarkus*; Diss: *Discolaimus*; Dis: *Discolaimus*; Eud: *Eudorylaimus*; Nyg: *Nygolaimus*; Tra: *Tripylla*; Lab: *Labronema*; Enc: *Enchodelus*; Epi: *Epidorylaimus*; All: *Allodorylaimus*; Meso: *Mesodorylaimus*; Co: *Coomansinema*; GGS: 道路绿地; RGS: 居住绿地; PGS: 公园绿地; SGS: 风景名胜区绿地)

图4 不同城市绿地类型样地内线虫组成结构 PCA 排序图

Fig. 4 Correlation biplot based on PCA of nematode community abundance under different green land types

作用^[17-18], 城市绿化建设过程中, 道路绿地和居住区绿地内相似的植物栽培模式有可能导致这两个样地内土壤线虫群落相似度较高。另外, 城市道路绿地、居住区绿地以及公园绿地中的土壤受人为踩踏严重, 土壤层次模糊, 侵入物质复杂, 土壤质地表现为沙化和黏化, 土层薄, 保水能力弱^[19], 较低的土壤含水量以及土壤营养物质, 将导致土壤线虫多样性水平下

表 5 不同城市绿地类型线虫指示值分析
Table 5 IndVal analysis of nematode under different green land types

绿地类型	指示物种	IndVal	P
道路绿地	<i>Aphelenchoides</i>	0.623	0.032
	<i>Cylindrolaimus</i>	0.568	0.043
	<i>Epidorylaimus</i>	0.746	0.036
公园绿地	<i>Bastiania</i>	0.543	0.048
风景名胜区绿地	<i>Leptonchus</i>	0.563	0.023
	<i>Monhystera</i>	0.871	0.044
	<i>Clarkus</i>	0.695	0.045

降^[20]。不同营养类群的线虫对土壤含水量的响应过程不同^[21]，最近的一些研究试图利用先进的手段研究真实自然状况下土壤线虫数量及其在生态过程中发挥的作用，虽然，Nielsen 和 Ball^[21]认为在土壤营养流失过程中，土壤充水孔隙率的提高并不能提高土壤线虫的数量，但在水分缺乏的生境中，土壤含水量上升将导致土壤微生物生物量的增加，从而间接导致增加线虫群落生物多样性水平。

MI 指数反映了土壤生态系统的稳定性^[9]。MI 在风景名胜区绿地中最高，表明该样地内的土壤食物网较为稳定^[9]，道路绿地 MI 最低，主要是由于受到强烈的人为干扰后，导致一些 c-p 值较高的 K 生活史对策类群数量减少，土壤线虫加权功能区系结果表明，道路绿地中土壤食物网系统极不稳定。在干扰程度较轻的森林生态系统中，土壤线虫结构较火烧、施肥干扰后的稳定^[22]，本研究中，风景名胜区绿地生态系统类型为森林生态系统，除了对外旅游开放的区域外，其他区域受人干扰程度较轻，土壤中的有机质、总氮、有效磷、速效钾高于其他绿地，长期稳定的物质循环和能量流动将为土壤生物提供相对充足的营养物质，促进细菌、真菌等微生物的生长，从而进一步增加土壤线虫中高营养级类群的存活率，使土壤食物网达到稳定状态。相关研究也证实了在城市化过程中，随着人类干扰活动的加剧，绿地土壤处于不稳定状态^[23]。本研究的结果 MI 值低于吕莹^[5]在大连绿地中的结果，风景名胜区绿地中的土壤是黄壤，和其他绿地类型略有差异，一些特定类型的土壤线虫对土壤质地和生境的机制条件有特殊的要求^[8]，土壤质地的不同可能是进一步导致这些差异的原因。

NCR 值在道路绿地最高，表明样地内生态系统能量流动主要以细菌通道途径为主^[10]。公园绿地和风景名胜区绿地的 NCR 在 0.5 左右，这表明样地内的真菌和细菌分解途径共同完成着营养循环和能量流动^[20]。线虫功能多样性分析表明，风景名胜区绿

地的土壤状况最佳，其他 3 类绿地土壤状况需要改善，这一结果与相关研究结果类似^[5, 15]。加权功能区系分析图(EI、SI)进一步证实：风景名胜区中土壤食物网的干扰强度处于中等以下，土壤食物网处于较成熟状态，其他 3 类绿地均处于强烈的干扰状态，土壤食物网不稳定^[20]。城市化进程中人为干扰导致的土壤食物网变化模式与草地、农田的变化相反^[20]，在后者的生境中，随着牛羊的粪便以及人工合成肥料的添加，使土壤食物网处于富营养状态，并表现出逐步稳定的趋势，而城市土壤绿地中，人为的干扰使道路、公园和居住区绿地处于营养匮乏的不稳定状态，土壤健康质量下降。风景名胜区绿地与其他 3 类绿地土壤线虫群落结构的差异表明，城市景观中，景观异质性与土地利用方式的差异都将是影响生物多样性的环境因素，相关研究已经在农田等生态系统中证实^[13]。

生物的指示作用在评估环境变化对生态系统影响时意义重大^[24-25]。生物指示物指包含了与周围环境(或部分环境)质量有关信息的某个生物，或生物的某个组成部分，或一个生物群落^[26]。目前，国际上以线虫作为生物指示物评价土壤环境质量的研究内容非常广泛，学者们大多利用群落生物多样性特征的变化反映生境条件的改变，比如物种多样性、营养类群多样性，以及功能多样性等^[23, 27]。然而，针对特定线虫类群对环境指示的研究还很薄弱。Malherbe 和 Marais^[28]研究了土壤线虫对土地利用梯度的指示作用，其中，*Helicotylenchus* 以及 *Cephalobus* 等类群反映了土壤由自然状态向耕作转变过程中的变化，Park^[29]发现，*Rhabditis*、*Cephalobus* 和 *Helicotylenchus* 明显地反映了城市化进程的差异。我们的研究确定了线虫属类群对不同绿地类型的指示值，进一步明确了土壤线虫在环境变化过程中的指示意义。

4 结论

本研究选取了 4 种绿地类型作为研究对象，调查研究了线虫生物多样性以及功能多样性特征。不同城市绿地对线虫群落产生了明显的影响，改变了土壤食物网结构和功能，研究结果进一步明确了线虫类群对城市生态系统绿地生境的指示意义。由于城市绿地受到人为干扰的强烈影响，物种相对匮乏，对线虫指示物的研究，需要进一步开展长期观测，并利用鱼类、藻类等综合的指示作用反映城市生态环境的变化。同时，景观生态学范畴的城市绿地景观格局与土地利用差异对土壤生物多样性影响的研究也将是城市生物多样性保护措施制定的理论依据。

参考文献:

- [1] Savard J P L, Clergeau P, Mennechez G. Biodiversity concepts and urban ecosystems[J]. *Landscape & Urban Planning*, 2000, 48 (3): 131–142.
- [2] 徐波, 郭竹梅, 贾俊. 《城市绿地分类标准》修订中的基本思考[J]. *中国园林*, 2017, 33(6): 64–66.
- [3] Bardgett R D, Wardle D A. Aboveground-belowground linkages: Biotic interactions, ecosystem processes, and global change[M]. Oxford: Oxford University Press, 2010.
- [4] 吴纪华. 中国淡水与土壤线虫的研究[D]. 中国科学院水生生物研究所, 1999.
- [5] 吕莹. 线虫群落对大连滨海石油与土壤重金属污染及绿地生态系统恢复的指示作用研究[D]. 辽宁师范大学, 2012.
- [6] Goodey T, Goodey J B, Jenkins W R. Soil and freshwater nematodes[J]. *Soil Science*, 1964, 97(4): 291.
- [7] Loof P A A, Jairajpuri M S, Ahmad W. Freelifving, predaceous and plant parasitic nematodes[J]. *Fundamental & Applied Nematology*, 1992, 3: 286–287.
- [8] Yeates G W, Bongers T, De Goede R G, et al. Feeding habits in soil nematode families and genera—An outline for soil ecologists[J]. *Journal of Nematology*, 1993, 25(3): 315–331.
- [9] Bongers T. The maturity index: An ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition[J]. *Oecologia*, 1990, 83(1): 14–19.
- [10] Yeates G W. Nematodes as soil indicators: Functional and biodiversity aspects[J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2003, 37(4): 199–210.
- [11] Hu J, Wu J H, Ma M J, et al. Nematode communities response to long-term grazing disturbance on Tibetan plateau[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2015, 69: 24–32.
- [12] 孙志强, 张星耀, 朱彦鹏, 等. 应用物种指示值法解析昆崙山植物群落类型和植物多样性[J]. *生态学报*, 2011, 31(11): 3120–3132.
- [13] Reynolds C, Fletcher R J, Carneiro C M, et al. Inconsistent effects of landscape heterogeneity and land-use on animal diversity in an agricultural mosaic: A multi-scale and multi-taxon investigation[J]. *Landscape Ecology*, 2018, 33(2): 241–255.
- [14] Katayama N, Amano T, Naoe S, et al. Landscape heterogeneity-biodiversity relationship: Effect of range size[J]. *Plos One*, 2014, 9(3): e93359.
- [15] 吴东辉, 张柏, 陈鹏. 长春市不同土地利用生境的土壤线虫群落结构特征[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(3): 450–456.
- [16] Pavazuckerman M A, Coleman D C. Urbanization alters the functional composition, but not taxonomic diversity, of the soil nematode community[J]. *Applied Soil Ecology*, 2007, 35(2): 329–339.
- [17] Liu J, Feng C, Wang D L, et al. Impacts of grazing by different large herbivores in grassland depend on plant species diversity[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2015, 52(4): 1053–1062.
- [18] Hu J, Chen G R, Hassan W M, et al. Fertilization influences the nematode community through changing the plant community in the Tibetan Plateau[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2017, 78: 7–16.
- [19] 郭建平. 长沙市河西绿地土壤特征与建设研究[D]. 长沙: 湖南师范大学, 2007.
- [20] Ferris H, Bongers T, Rgmde G. A framework for soil food web diagnostics: Extension of the nematode faunal analysis concept[J]. *Applied Soil Ecology*, 2001, 18(1): 13–29.
- [21] Nielsen U N, Ball B A. Impacts of altered precipitation regimes on soil communities and biogeochemistry in arid and semi-arid ecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2015, 21(4): 1407–1421.
- [22] Forge T, Simard S. Structure of nematode communities in forest soils of southern British Columbia: Relationships to nitrogen mineralization and effects of clearcut harvesting and fertilization[J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2001, 34(3): 170–178.
- [23] Pereira T J, Castañeda N E N, Cares J E, et al. Nematode communities as indicators of the status of a soil ecosystem influenced by mining practices in Brazil[J]. *Nematology*, 2016, 18(3): 265–276.
- [24] Stone D, Ritz K, Griffiths B G, et al. Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring[J]. *Applied Soil Ecology*, 2016, 97: 12–22.
- [25] Grzelak K, Gluchowska M, Gregorczyk K, et al. Nematode biomass and morphometric attributes as biological indicators of local environmental conditions in Arctic fjords[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 69: 368–380.
- [26] Siddig A A H, Ellison A M, Ochs A, et al. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 60: 223–230.
- [27] Zhao J, Shao Y H, Wang X L, et al. Sentinel soil invertebrate taxa as bioindicators for forest management practices[J]. *Ecological Indicators*, 2013, 24(1): 236–239.
- [28] Malherbe S, Marais D. Nematode community profiling as a soil biology monitoring tool in support of sustainable tomato production: A case study from South Africa[J]. *Applied Soil Ecology*, 2015, 93: 19–27.
- [29] Park S. Exploring urban soil ecology: Influence of the length of urbanization period on soil chemical properties and nematode community[R]. Ohio Agricultural Research & Development Center, 2008.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.014

丁咸庆, 柏菁, 项文化, 等. 不同浸提剂处理森林土壤溶解性有机碳含量比较. 土壤, 2020, 52(3): 518–524.

不同浸提剂处理森林土壤溶解性有机碳含量比较^①

丁咸庆¹, 柏菁², 项文化¹, 侯红波², 彭佩钦^{2*}

(1 中南林业科技大学生命科学与技术学院, 长沙 410004; 2 中南林业科技大学环境科学与工程学院, 长沙 410004)

摘要: 为了解亚热带森林土壤溶解性有机碳(DOC)的特征规律, 采用培养离心的方法获取土壤溶液测得 DOC 含量, 对比传统水溶性有机碳 (WSOC) 提取法间的差异。选取湖南大山冲森林公园保存完好的 3 种亚热带典型次生林地, 按 10 cm 一层采集剖面土壤, 采用不同方法提取测定土壤 DOC 和 WSOC 含量, 分析与土壤理化指标的相关性及方法间的显著性关系。结果表明: ①典型森林土壤 DOC 或 WSOC 含量随土壤剖面深度的增加, 呈显著下降趋势。培养离心提取测得的土壤 DOC 含量明显较低, 仅 0.82 ~ 9.52 mg/kg, 超纯水浸提的风干土 WSOC 含量达 10.56 ~ 249.19 mg/kg, 而 0.5 mol/L K₂SO₄ 提取的鲜土 WSOC 含量达 155.70 ~ 576.94 mg/kg, 0.5 mol/L K₂SO₄ 浸提的干土 WSOC 含量最高, 达 158.94 ~ 797.56 mg/kg, 含量表现为: DOC < 干土超纯水浸提 WSOC < 鲜土 K₂SO₄ 浸提 WSOC < 干土 K₂SO₄ 浸提 WSOC; ②3 种次生林土壤 DOC 或 WSOC 含量存在显著差异, 不同方法测定的含量均表现为针叶林 < 常绿阔叶林 < 落叶林; ③培养离心法测得土壤 DOC 含量与其他测定方法间存在极显著正相关 ($P < 0.01$), 并且土壤 DOC 和 WSOC 均与土壤 pH、总有机碳、胡敏酸、富啡酸、全氮、全磷、速效态氮以及微生物生物量碳氮达到极显著相关 ($P < 0.01$), 与土壤含水率和容重显著相关 ($P < 0.05$)。培养离心法测得土壤 DOC 含量远低于水溶液提取 WSOC 含量, 该方法下的测得值更接近于原位土壤溶解性有机碳实际值。

关键词: 溶解性有机碳; 水溶性有机碳; 森林类型; 培养离心; 测定方法

中图分类号: S714; S153.6 **文献标志码:** A

Comparison of Dissolved Organic Carbon Contents in Forest Soils Extracted by Different Agents

DING Xianqing¹, BAI Jin², XIANG Wenhua¹, HOU Hongbo², PENG Peiqin^{2*}

(1 Faculty of Life Science and Technology, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China; 2 Faculty of Environmental Science and Engineering, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China)

Abstract: 0–10 cm soil samples were collected under three secondary forests in Dashanchong Forest Park in Hunan, the contents of dissolved organic carbon (DOC) and water-soluble organic carbon (WSOC) were measured with different extraction agents. The results showed that: 1) DOC and WSOC contents were decreased significantly with the increase of soil depth. DOC content measured by cultivation-centrifugation method was the lowest (only 0.82 – 9.52 mg/kg), followed by WSOC content extracted by ultra-pure water in air-dried soils (10.56 – 249.19 mg/kg), WSOC contents extracted by K₂SO₄ in fresh and air-dried soils were the highest (155.70 – 576.94 mg/kg and 158.94 – 797.56 mg/kg, respectively). The average content was in the order of DOC < WSOC extracted by ultra-pure water in air-dried soils < WSOC extracted by K₂SO₄ in fresh soils < WSOC extracted by K₂SO₄ in air-dried soils. 2) Significant differences were found in soil DOC or WSOC contents under three forests, and both DOC and WSOC contents determined by different methods were in the order of coniferous forests < evergreen broad-leaved forests < deciduous forest. 3) Extremely significant positive correlation was found between DOC contents measured by the cultivation-centrifugation method and other methods ($P < 0.01$). DOC or WSOC contents were extremely significantly correlated with soil organic carbon, humic acid, fulvic acid, total nitrogen, total phosphorus, available N, microbial biomass carbon, microbial biomass nitrogen and pH ($P < 0.01$), and significantly correlated with soil bulk density and soil water content ($P < 0.05$). DOC content measured by the cultivation-centrifugation method was far lower than WSOC content extracted by salt solution,

①基金项目: 国家自然科学基金项目(31470629)资助。

* 通讯作者(pqpeng123@sina.com)

作者简介: 丁咸庆(1990—), 男, 安徽当涂人, 博士研究生, 研究方向为森林生态学。E-mail: dringxianqing@163.com

however, it was closer to the actual value of in-situ measured soil dissolved organic carbon.

Key words: Dissolved organic carbon (DOC); Water-soluble organic carbon (WSOC); Forest type; Cultivation centrifugation; Determination method

溶解于自然水体或土壤溶液中的有机碳组分,称之为溶解性有机碳 DOC (dissolved organic carbon)。土壤中可被纯水或盐溶液浸提出的有机碳组分,称之为水溶性有机碳 WSOC (water-soluble organic carbon)。为尽可能反映土壤 DOC 的规律特征,大多数研究采用 WSOC 替代 DOC 来进行测定、分析和研究^[1-3]。DOC 虽仅占土壤有机碳库的一小部分,但却是其中最活跃的组分之一^[4-6]。作为土壤养分(C、N、P、S)移动的载体因子^[7-9],它是土壤有机碳损失的重要途径,对分析土壤养分迁移转化、土壤有机质的生态化学过程具有实际意义^[10-12]。DOC 同时还能够吸附土壤中的重金属以及其他一些有害物质^[13-15],对土壤污染的解毒治理发挥着重要作用,因而已成为土壤学、环境化学和地球化学等诸多学科的研究热点^[16]。

土壤 DOC 主要来源于植物凋落物、植物根系分泌物、微生物及土壤腐殖质等^[17]。在土壤环境中,DOC 既是土壤生物化学过程的产物,又是土壤微生物生长、分解有机碳的重要能源,进而影响营养物质的供给和有效性^[18]。在森林生态系统中,土壤 DOC 的化学特性往往随植被物种组成的不同而异^[19-21]。由于森林土壤常年水分含量很低,在野外自然条件下无法直接获得土壤溶液,而浸提法 WSOC 测定值往往与自然状态下原位土壤的 DOC 含量相距甚远。为使不同森林类型不同土壤水分条件下的土壤溶液 DOC 的研究结果具有一定的可比性,本研究基于“饱和田间持水量-恒温培养-高速离心”的土壤溶液提取装置和测定方法进行 DOC 分析^[22]。

亚热带森林地区占我国面积 25% 以上,了解该地区土壤 DOC 含量特征及动态转化,可为土壤养分的循环及流失特供理论支持,防止森林土壤有机碳库损失、土壤肥力退化以及土地大面积流失等严重危害具有重要意义。为此,本研究选择亚热带典型森林土壤,测定分析剖面土壤 DOC 含量及其分布特征,探讨其受植被组成和土壤理化性质共同影响下的垂直分布规律,以期为进一步揭示森林生态系统中土壤碳成分组成及碳循环过程提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究地位于湖南省长沙县路口镇大山冲森林公园 (113°17' ~ 113°19'E, 28°23' ~ 28°24'N), 海拔高度 55 ~ 350 m, 属于典型亚热带大陆型季风湿润气候, 年均温度 16.7 ~ 17.6 °C, 极端高温 40 °C, 极端低温 -11 °C, 雨量充沛, 相对湿度较大, 年降雨量在 1 412 ~ 1 559 mm。土壤是由板岩和页岩发育而成的红壤。园区现存植被包括多种次生林类型, 其中包括马尾松针叶林、石栎-青冈常绿阔叶林和南酸枣落叶阔叶林等 3 种典型亚热带次生林类型。

1.2 样地选择和样品采集

2015 年 1 月, 通过了解园区森林群落类型, 调查样地植被分布和土壤状况, 选取 3 种典型次生林地。通过挖取土壤剖面, 采集剖面土壤样品, 采样深度为 0 ~ 100 cm。样地信息见表 1。

表 1 采样地信息
Table 1 Site information of tested forest soil profiles

剖面编号	森林类型	土壤质地	海拔(m)	坡度和方向	GPS 位置
DSC001	针叶林	壤土	220 ~ 262	15° SW	28°24'45.89" N, 113°17'54.46" E
DSC002	常绿阔叶林	黏壤土	225 ~ 254	22° NW	28°24'45.89" N, 113°17'54.48" E
DSC003	落叶林	黏壤土	245 ~ 321	35° W	28°24'7.30" N, 113°18'46.11" E

采样时, 先去除地面凋落物, 按 10 cm 一层从下往上取 10 层, 每层各取 3 个环刀样和一个新鲜混合土样 1 kg。充分混匀后, 取其中一部分鲜土样立即储存于自封袋中, 置于 4 °C 保存; 剩余土样自然风干 1 ~ 2 周后, 木棒碾碎, 剔除可见石子和根系, 分别过 20 目和 100 目的尼龙筛后保存。由于剖面 DSC001

土壤厚度较低, 底层多石砾, 只取到 40 cm。剖面土壤基本理化性质见表 2。

1.3 土壤溶液 DOC 的获取方法

采用培养离心的方法来获得土壤溶液, 具体操作为: 土壤样品带回后, 立即开展土壤田间持水量值的测定。根据田间持水量值, 计算 300.0 g 混合水土样

品所需鲜土和需补充的超纯水质量。准确称取鲜土样品，置于 250 ml 烧杯或乐扣盒中，均匀添加所需超

纯水量，随后保鲜膜封口或封盖，并置于 25 ℃ 恒温恒湿培养箱中，避光培养 24 h。

表 2 剖面土壤基本理化性质
Table 2 Physiochemical properties of tested forest soils

剖面	土壤层次(cm)	pH(1:2.5)	黏粒 (<2 μm)(g/kg)	砂粒(>50 μm)(g/kg)	容重(g/cm)	孔隙度(%)	有机碳(g/kg)	全氮(g/kg)
DSC001	0~40	4.49	261.0	358.1	1.33	25.08	16.41	1.85
DSC002	0~40	4.21	281.1	221.9	1.20	18.33	24.97	2.52
	40~100	4.78	251.6	294.0	1.37	17.55	18.13	1.43
DSC003	0~45	4.28	355.5	205.3	1.08	14.02	31.05	2.60
	45~100	4.73	347.5	257.0	1.28	12.52	16.31	1.59

注：表中数值是按土壤层次取的平均值。

将培养后的土壤样品，全部转移装入 200 目的腈纶布袋中，并放入聚丙烯离心瓶，于超高速冷冻离心机(TG21KR，长沙东旺)4 ℃，8 000 r/min 冷冻离心约 0.5 h。随后，拧开离心瓶底部的溶液收集盒，称取溶液质量(约 50.0 g)，并将土壤溶液通过 0.45 μm 滤膜转入聚乙烯小白瓶贮于 -20 ℃ 冰箱中保存待测。

1.4 分析测定方法

土壤容重、毛管孔隙度采用环刀法测定；pH 采用超纯水浸提，土水比 1:2.5，酸度计(pHS-3C，上海雷磁)测定；土壤机械组成采用比重计法，测得土壤各粒径颗粒所占比(黏粒<2 μm；粉粒 2~50 μm；砂粒>50 μm)；土壤全氮和全磷采用凯氏定氮法消解，间断化学分析仪(Easychem plus，意大利希思迪)测定。土壤总有机碳采用重铬酸钾容量法-外加热法测定。

新鲜土壤离心溶液中溶解性有机碳 DOC 含量采用有机碳分析仪 (TOC-VWP，日本岛津)测定。土壤水溶性有机碳 WSOC 采用 3 种浸提方法获得土壤浸提液，方法分别为：0.5 mol/L K₂SO₄ 浸提新鲜土样，土水比 1:3；超纯水浸提风干土样，土水比 1:10；

0.5 mol/L K₂SO₄ 浸提风干土，土水比 1:10，25 ℃ 水平振荡 0.5 h，转速 180 r/min，浸提液通过 0.45 μm 滤膜并保存待测。土壤水溶性有机碳 WSOC 含量与 DOC 含量的测定方法相同。

1.5 数据处理

采用 Excel 2013 和 SPSS 18.0 对数据进行统计分析，采用 CANOCO 4.5 进行 RDA 分析并绘制排序图。

2 结果与分析

2.1 森林土壤 DOC 含量剖面特征

3 种次生林剖面土壤 DOC 含量随剖面深度的增加呈显著下降趋势，深度 40 cm 之后含量基本稳定(图 1A)。剖面 DSC001 土壤 DOC 含量较其他两个剖面显著较低，DSC003 土壤 DOC 含量最高($P<0.05$)，各剖面 DOC 平均含量及显著性差异见表 3。

2.2 森林土壤 WSOC 含量剖面特征

2.2.1 鲜土 WSOC 含量 采用 0.5 mol/L 的 K₂SO₄ 浸提鲜土，测得土壤 WSOC 含量剖面值见图 1B。各剖面 WSOC 含量值存在显著性差异($P<0.05$)，落叶林

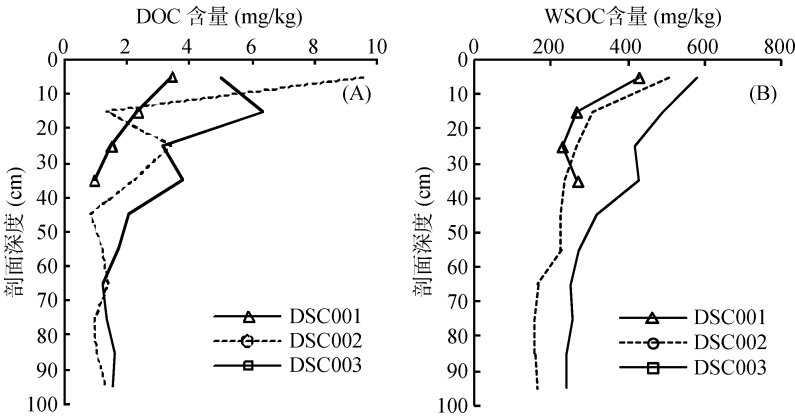


图 1 三种次生林土壤 DOC 含量及 K₂SO₄ 提取鲜土 WSOC 含量剖面特征
Fig. 1 DOC and WSOC contents extracted by K₂SO₄ in tested forest soils

表 3 三种次生林土壤 DOC 和 WSOC 含量及比值
Table 3 Average contents and ratios of DOC and WSOC in tested forest soils

剖面	土壤层次(cm)	DOC(mg/kg)	鲜土 K ₂ SO ₄ -WSOC(mg/kg)	鲜土 K ₂ SO ₄ -WSOC/DOC
DSC001	0 ~ 40	2.04 ± 1.08 bc	296.92 ± 88.52 bc	170.32 ± 80.73
DSC002	0 ~ 40	4.12 ± 3.70 ab	330.47 ± 122.89 b	117.04 ± 77.89
	40 ~ 100	1.12 ± 0.23 c	181.98 ± 33.28 c	139.88 ± 23.67
DSC003	0 ~ 45	4.57 ± 1.43 a	478.44 ± 73.20 a	109.92 ± 23.56
	45 ~ 100	1.57 ± 0.30 c	263.17 ± 28.97 bc	171.10 ± 24.98

注：表中小写字母不同表示剖面土壤各层次 DOC 或 WSOC 含量差异显著 ($P<0.01$)，下同。

DSC003 剖面 0 ~ 40 cm 含量最高达 478.44 mg/kg，显著高于针叶林 DSC001 剖面的 296.92 mg/kg (表 3)。

2.2.2 风干土 WSOC 含量 鲜土风干后的土壤样品，分别采用超纯水和 0.5 mol/L K₂SO₄溶液两种浸提剂提取干土 WSOC 含量，测定值见图 2。超纯水提取的 0 ~ 40 cm 土壤 WSOC 含量，各样地剖面间无

显著性差异，而 K₂SO₄溶液提取的土壤 WSOC 含量，剖面 DSC002 和 DSC003 显著高于剖面 DSC001 ($P<0.05$)。两种提取方法测得 40 ~ 100 cm 土壤 WSOC 含量均显著低于 0 ~ 40 cm 土层含量(表 4)。各样地剖面，K₂SO₄溶液提取的 WSOC 含量显著高于超纯水的提取含量，两种提取方法下的含量比值最高可达 13.8。

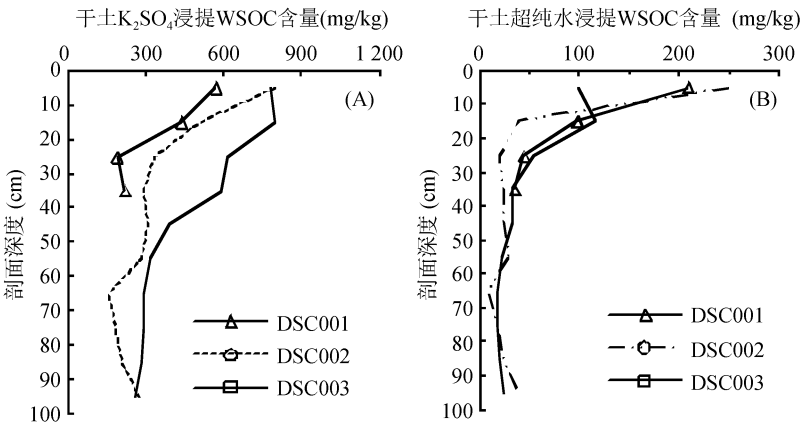


图 2 超纯水和 K₂SO₄ 提取测得风干土壤 WSOC 含量剖面特征
Fig. 2 WSOC contents in air-dried soils extracted by pure water and K₂SO₄

表 4 不同提取方法测得土壤 WSOC 含量对比
Table 4 Comparison of WSOC contents measured by different extraction methods

剖面	土壤层次 (cm)	干土超纯水- WSOC(mg/kg)	干土 K ₂ SO ₄ - WSOC(mg/kg)	干土 K ₂ SO ₄ -WSOC/干土 超纯水-WSOC	干土 K ₂ SO ₄ -WSOC/ 鲜土 K ₂ SO ₄ -WSOC
DSC001	0 ~ 40	96.06 ± 79.43 a	352.6 ± 180.32 bc	4.44 ± 1.43 b	1.15 ± 0.41 b
DSC002	0 ~ 40	83.28 ± 110.91 a	481.39 ± 228.69 b	11.13 ± 5.64 a	1.42 ± 0.21 a
	40 ~ 100	24.73 ± 9.97 b	207.85 ± 48.81 c	10.20 ± 3.54 a	1.29 ± 0.30 ab
DSC003	0 ~ 45	76.02 ± 39.05 a	694.53 ± 109.67 a	10.95 ± 5.02 a	1.45 ± 0.13 a
	45 ~ 100	22.88 ± 2.94 b	305.79 ± 48.08 bc	13.77 ± 2.47 a	1.16 ± 0.06 b

K₂SO₄ 溶液提取的鲜土和风干土 WSOC 含量同样存在显著差异，两者之间的比值见表 4。尽管比值接近 1，但鲜土的提取土水比是 1:3，风干土的提取土水比为 1:10，因此土壤在风干之后，相较于鲜土 WSOC 含量显著提高了 3 ~ 4 倍。

2.2.3 不同测定方法土壤 DOC 和 WSOC 含量的相关性分析 通过相关性分析，获得 DOC 与 WSOC 含量之间的相关性程度(表 5)。结果表明，无论是风干土样还是新鲜土样，不同测定方法之间均存在极显著的正相关关系。特别是，0.5 mol/L K₂SO₄ 浸提风干土和新鲜土下的 WSOC 含量相关系数最高，达 0.923($P<0.01$)。

表 5 不同测定方法 DOC 和 WSOC 含量测定值的相关性分析
Table 5 Correlation between DOC and WSOC contents measured by different extraction methods

	培养离心 DOC	鲜土 K ₂ SO ₄ -WSOC	干土 K ₂ SO ₄ -WSOC	干土超纯水-WSOC
培养离心 DOC	1			
鲜土 K ₂ SO ₄ -WSOC	0.685**			
干土 K ₂ SO ₄ -WSOC	0.799**	0.923**		
干土超纯水-WSOC	0.845**	0.548**	0.723**	1

注：* 表示相关性达到 $P<0.05$ 显著水平-, ** 表示相关性达到 $P<0.01$ 显著水平, 下同。

2.3 DOC-WSOC 与土壤理化指标的相关性

2.3.1 与土壤理化指标间的相关系数 表 6 列出了土壤 DOC、WSOC 与土壤理化指标间的相关系数。从表 6 可见, 不同测定方法下土壤 DOC 和 WSOC 与

土壤总有机碳、胡敏酸、富啡酸、全氮、全磷、有效态氮、微生物生物量碳氮和 pH 均达到极显著相关关系($P<0.01$), 与土壤容重和土壤含水率存在一定的显著相关关系 ($P<0.05$)。

表 6 DOC 和 WSOC 与土壤理化指标的相关系数
Table 6 Correlation coefficients between DOC, WSOC and soil physiochemical properties

土壤理化指标	DOC	鲜土 K ₂ SO ₄ -WSOC	干土 K ₂ SO ₄ -WSOC	干土超纯水-WSOC
有机碳	0.740**	0.840**	0.879**	0.551**
全氮	0.894**	0.909**	0.931**	0.809**
全磷	0.620**	0.826**	0.746**	0.638**
有效氮	0.869**	0.905**	0.938**	0.726**
胡敏酸	0.650**	0.805**	0.840**	0.608**
富里酸	0.751**	0.895**	0.920**	0.654**
微生物生物量碳	0.803**	0.778**	0.843**	0.688**
微生物生物量氮	0.775**	0.783**	0.846**	0.685**
pH	-0.685**	-0.787**	-0.802**	-0.534**
黏粒	0.037	0.389	0.275	-0.232
粉粒	0.151	0.036	0.135	-0.101
砂粒	-0.132	-0.318	-0.301	0.245
田间持水量	0.307	0.353	0.339	0.467*
含水率	0.274	0.599**	0.561**	-0.012
孔隙度	0.008	-0.082	-0.130	0.236
土壤容重	-0.617**	-0.841**	-0.800**	-0.397

注：*表示相关性达到 $P<0.05$ 显著水平, **表示相关性达到 $P<0.01$ 显著水平。

2.3.2 与土壤理化指标的二维排序图 图 3 绘制了土壤 DOC、WSOC 与土壤理化指标的二维排序图 (RDA)。从图中可见, 不同测定方法下土壤 DOC 和 WSOC 含量与土壤总有机碳、胡敏酸(HA)、富啡酸(FA)、全氮、全磷、有效态氮、微生物生物量碳氮(MBC/MBN)和 pH 均达到极显著相关关系。并且, 0.5 mol/L K₂SO₄ 浸提风干土和新鲜土下的 WSOC 含量与土壤总有机碳具有更高的相关系数, 而超纯水浸提 WSOC 含量与土壤总有机碳的相关系数相对较低。

3 讨论

DOC 是陆地生态系统中极为活跃的有机碳组分,

它是连接土壤圈层与其他圈层的重要物质形式^[5], 虽然仅仅占土壤有机质总量极小的一部分, 但却可能是土壤有机质中最具生物有效性的组分, 是地表水和地下水中溶解性有机质的重要来源, 其淋失是土壤有机质损失的重要途径^[23]。大量有关土壤 DOC 垂直分布的研究均说明其含量会随着土层深度增加明显下降, 且土壤有机碳垂直分布格局受到植被类型等各种因素的影响^[24-26]。本研究结果表明, 随着土壤剖面深度的增加土壤 DOC 的含量均呈现出明显递减的趋势, 不同森林类型土壤 DOC 含量也存在显著差异, 基本表现为针叶林<常绿阔叶林<落叶林, 说明土壤 DOC 呈现明显地带性分布特征, 受植被组成及土壤性质等

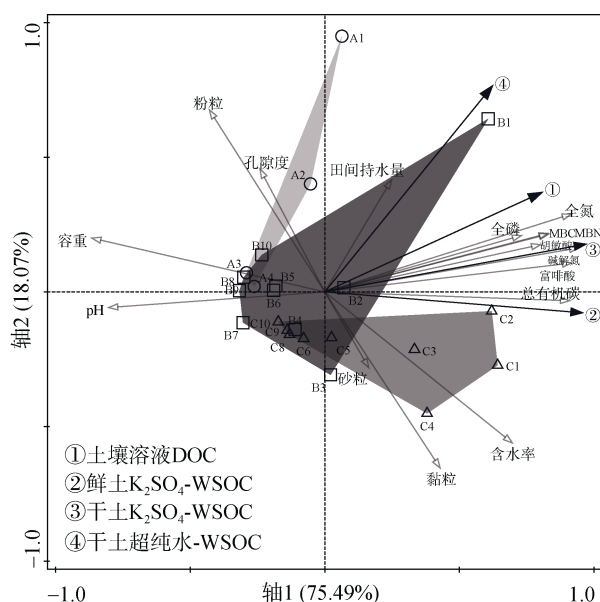


图3 土壤 DOC 和 WSOC 与土壤理化指标的二维排序图 (RDA)

Fig. 3 2D sorting map of soil DOC, WSOC and soil physiochemical properties (RDA)

影响明显,因此 DOC 可能对森林土壤有机碳的组成特征及新旧组分的演替起重要作用。

有关森林生态系统 DOC 含量随剖面变化特征及迁移规律的研究,国内开展的多以超纯水或 K_2SO_4 浸提 WSOC 表征。本研究结果表明典型森林土壤 DOC 含量在不同测定方法间存在显著差异,其中培养离心方法获得的 DOC 在 $6.07 \sim 0.54 \text{ mg/kg}$ 之间,远低于 WSOC 含量,不同测定方法间基本表现为: $\text{DOC} < \text{超纯水浸提 WSOC} < \text{鲜土 } K_2SO_4 \text{ 浸提 WSOC} < \text{风干土 } K_2SO_4 \text{ 浸提 WSOC}$,尽管含量差异较大,但方法之间存在极显著相关关系。有研究表明,在相同浓度下,用 K_2SO_4 提取的 WSOC 量最高,并建议针对不同的研究目的和土壤条件要建立适用的提取方法^[27]。本研究结果表明,风干土 K_2SO_4 提取 WSOC 效率都明显高于其他方法,说明 K_2SO_4 从土壤中提取了额外的水溶性有机碳。不同提取方法提取的 WSOC 的具体组分到底有何差异需要进一步探究,而直接获得土壤溶液,测定分析的结果可能更接近于实际值。

通过分析土壤 DOC 与土壤理化指标间的相关性,表明土壤理化性质对 DOC 的影响显著。土壤 DOC 与胡敏酸和富啡酸极显著相关,表明了 DOC 的重要来源。同时,微生物在土壤中扮演重要角色,参与土壤有机碳物质的分解利用和再循环,因而 DOC 与微生物生物量碳氮极显著相关。由于土壤 DOC 强的迁移性,其将深刻影响森林生态系统碳氮循环过程,并在陆地生态系统碳氮循环过程中扮演相当重要的

角色。

4 结论

亚热带典型森林土壤 DOC 和 WSOC 含量随土壤剖面深度的增加,均呈下降趋势,森林植被类型显著影响土壤 DOC 和 WSOC 含量。培养离心方法测定的 DOC 含量显著低于其他提取方法,不同测定方法间存在极显著相关性。土壤 DOC 和 WSOC 均与土壤有机碳、胡敏酸、富啡酸、全氮、全磷、有效态氮、微生物生物量碳氮和 pH 达到极显著相关,与土壤容重和土壤含水率达到显著相关。

参考文献:

- [1] 黄伟生,彭佩钦,苏以荣,等.洞庭湖区耕地利用方式对土壤活性有机碳的影响[J].农业环境科学学报,2006,25(3):756-760.
- [2] 刘振花,陈立新,王琳琳.红松阔叶混交林不同演替阶段土壤活性有机碳的研究[J].土壤通报,2009,40(5):1098-1103.
- [3] 宇万太,马强,赵鑫,等.不同土地利用类型下土壤活性有机碳库的变化[J].生态学杂志,2007,26(12):2013-2016.
- [4] 郑永红,胡友彪,张治国.煤矿复垦区重构土壤溶解性有机碳空间分布特征[J].土壤,2017,49(5):977-981.
- [5] 银莲,徐星凯,景元书.2种方法测定溶解性有机碳和总氮含量比较研究[J].环境科学与技术,2015,38(9):17.
- [6] 唐伟祥,孟凡乔,张煜,等.不同土壤有机碳测定方法的比较[J].土壤,2018,50(3):552-557.
- [7] Kalbitz K, Solinger S, Park J, et al. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review[J]. Soil Science, 2000, 165(4): 277-304.
- [8] 孔范龙,郗敏,吕宪国,等.三江平原环型湿地土壤溶解性有机碳的时空变化特征[J].土壤学报,2013,50(4):847-852.
- [9] 王明慧,王国兵,阮宏华,等.苏北沿海不同土地利用方式土壤水溶性有机碳含量特征[J].生态学杂志,2012,31(5):1165-1170.
- [10] 吕茂奎,谢锦升,周艳翔,等.红壤侵蚀地马尾松人工林恢复过程中土壤非保护性有机碳的变化[J].应用生态学报,2014,25(1):37-44.
- [11] 王磊,应蓉蓉,石佳奇,等.土壤矿物对有机质的吸附与固定机制研究进展[J].土壤学报,2017,54(4):805-818.
- [12] 吴健敏,郗敏,孔范龙,等.土壤溶解性有机碳(DOC)动态变化影响因素研究进展[J].地质论评,2013,59(5):953-961.
- [13] 焦坤,李忠佩.土壤溶解有机质的含量动态及转化特征的研究进展[J].土壤,2005,37(6):593-601.
- [14] Xia G, Ball W P. Adsorption-partitioning uptake of nine low-polarity organic chemicals on a natural sorbent[J]. Environmental Science & Technology, 1999, 33(2): 262-269.

- [15] Li G, Khan S, Ibrahim M, et al. Biochars induced modification of dissolved organic matter (dom) in soil and its impact on mobility and bioaccumulation of arsenic and cadmium[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 348(20): 100–108.
- [16] 李淑芬, 俞元春, 何晟. 土壤溶解有机碳的研究进展[J]. *土壤与环境*, 2002, 11(4): 422–429.
- [17] 柳敏, 宇万太, 姜子绍, 等. 土壤溶解性有机碳 (DOC) 的影响因子及生态效应[J]. *土壤通报*, 2015, 38(4): 136–142.
- [18] 曹建华, 潘根兴, 袁道先. 不同植物凋落物对土壤有机碳淋失的影响及岩溶效应[J]. *第四纪研究*, 2000, 20(4): 359–366.
- [19] 王风芹, 田丽青, 宋安东, 等. 华北刺槐林与自然恢复植被土壤微生物量碳、氮含量四季动态[J]. *林业科学*, 2015, 51(3): 16–24.
- [20] Kalbitz K, Kaiser K. Contribution of dissolved organic matter to carbon storage in forest mineral soils[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2008, 171(1): 52–60.
- [21] 李永夫, 姜培坤, 刘娟, 等. 施肥对毛竹林土壤水溶性有机碳氮与温室气体排放的影响[J]. *林业科学*, 2010, 46(12): 165–170.
- [22] 彭佩钦, 赖婧, 丁咸庆. 一种土壤溶解性氮的提取方法及装置 CN104833563A[P]. 2015-08-12.
- [23] 徐基胜, 赵炳梓. 可溶性有机碳在典型土壤上的吸附行为及机理[J]. *土壤*, 2017, 49(2): 314–320.
- [24] 王棣, 耿增超, 余雕, 等. 秦岭典型林分土壤活性有机碳及碳储量垂直分布特征[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(6): 1569–1577.
- [25] 霍莉莉, 邹元春, 郭佳伟, 等. 垦殖对湿地土壤有机碳垂直分布及可溶性有机碳截留的影响[J]. *环境科学*, 2013, 34(1): 283–287.
- [26] 盛浩, 宋迪思, 王翠红, 等. 土壤溶解性有机碳四种测定方法的对比和转换 [J]. *土壤*, 2015, 47(6): 1049–1053.
- [27] 李忠佩, 焦坤, 吴大付. 不同提取条件下红壤水稻土溶解有机碳的含量变化[J]. *土壤*, 2005, 37(5): 512–516.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.015

蔡述杰, 邓开英, 李九玉, 等. 不同金属离子对稻田自然生物膜磷酸酶活性的影响. 土壤, 2020, 52(3): 525–531.

不同金属离子对稻田自然生物膜磷酸酶活性的影响^①

蔡述杰^{1,2}, 邓开英¹, 李九玉^{1*}, 徐仁扣¹

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要:以稻田自然生物膜为研究对象, 研究不同浓度金属离子对生物膜酸性和碱性磷酸单酯酶(ACPase 和 ALPase)活性与酶反应动力学参数的影响。发现 K^+ 和 Na^+ 在 0~1.0 mmol/L 浓度下均对 ACPase 和 ALPase 无明显影响, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 对 ACPase 和 ALPase 活性均有激活效应, 可使磷酸酶活性最大提高 14.1% 和 46.7%; Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Al^{3+} 和 Ag^+ 对 ACPase 和 ALPase 活性均有抑制作用。 Co^{2+} 在低浓度时对 ACPase 和 ALPase 活性有一定的激活作用, 高浓度时变为抑制作用; Cr^{6+} 在 0.1 mmol/L 时对 ACPase 活性有促进作用, 而在离子浓度 0.25~1 mmol/L 的范围内, 均对 ACPase 活性产生抑制作用。通过酶反应动力学分析发现, Mg^{2+} 的加入使 ACPase 与底物的亲和力与催化效率增强, Cu^{2+} 对 ACPase 和 ALPase 的抑制作用主要是非竞争性抑制作用, Zn^{2+} 虽然提高 ACPase 与底物的亲和力, 但是降低了 ALPase 与底物的亲和力与催化效率。金属离子对酶活性的影响因金属离子种类、浓度和磷酸酶类型而异, 主要通过与酶活性位点或底物结合, 改变酶的活性、对底物的亲和力, 以及影响酶基因的表达等实现的。研究结果将为评估自然生物膜在稻田磷的生物地球化学循环中的作用, 以及稻田受重金属污染的可能风险提供理论依据。

关键词: 自然生物膜; 磷酸酶活性; 金属离子; 酶动力学常数; 稻田

中图分类号: S511 文献标志码: A

Effects of Metal Ions on Phosphatase Activity of Periphytic Biofilm in Paddy Fields

CAI Shujie^{1,2}, DENG Kaiying¹, LI Jiuyu^{1*}, XU Renkou¹

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The effects of metal ions on acidic and alkaline phosphatase (ACPase and ALPase) activities and kinetic parameters of periphytic biofilm in paddy fields were studied. The results suggested that both K^+ and Na^+ had no significant effect on ACPase and ALPase activities in the concentration range of 0-1.0 mmol/L while both Ca^{2+} and Mg^{2+} had activating effects on ACPase and ALPase activities, which increased phosphatase activity by 14.1% and 46.7%, respectively. The metal ions of Zn^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} and Ag^+ all had inhibitory effect on ACPase and ALPase activities. While Co^{2+} could promote ACPase and ALPase activities at low concentration, but inhibit them at high concentration. And Cr^{6+} promoted ACPase activity at 0.1 mmol/L, while inhibited ACPase activity in the concentration range of 0.25-1.0 mmol/L. The addition of Mg^{2+} enhanced the affinity and catalytic efficiency of ACPase with substrates. The inhibitory effect of Cu^{2+} on ACPase and ALPase activities was mainly considered as non-competitive inhibition. Although Zn^{2+} increased the affinity of ACPase with substrate, it reduced the affinity and catalytic efficiency of ALPase with substrate. The effect of metal ions on enzyme activity varied with the type and concentration of metal ions, and the type of phosphatase. It is mainly achieved by binding with the site or substrate of enzyme activity, changing the affinity between enzyme activity and substrate, and influencing the expression of enzyme genes. The results can provide a theoretical basis for assessing the role of periphytic biofilm in the biogeochemical cycle of phosphorus in paddy fields, and the possible risk of heavy metal contamination in paddy fields.

Key words: Periphytic biofilm; Phosphatase activity; Metal ions; Enzyme kinetic constant; Paddy fields

①基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973 计划)青年科学家专题(2015CB158220), 国家自然科学基金项目(41877102)和中国科学院创新交叉团队和创新促进会项目(2014272)资助。

* 通讯作者(jyli@issas.ac.cn)

作者简介: 蔡述杰(1992—), 男, 福建宁德人, 硕士研究生, 主要从事稻田土壤界面化学研究。E-mail: sjcai@issas.ac.cn

稻田水土界面之间的微生物通常以稻田自然生物膜的形式存在。自然生物膜是在自然环境条件下形成于淹水基质表面的微生物聚集体及其交织的非生物物质的集合体。微生物包括细菌、真菌、原生动物、藻类、病毒等；非生物物质包括微生物分泌的多糖、蛋白质、脂类等有机质以及铁锰氧化物、碳酸盐、硅酸盐等无机矿物质^[1]。稻田自然生物膜覆盖于土壤表面，是外源污染物如重金属离子进入土壤的必经之地，是多种物质包括养分、重金属重要的存储库以及传输介质^[2]。大量研究发现自然生物膜是水体中重要的短期磷库，也对富营养化水体-底泥界面无机磷的缓释和缓释起着重要的调控作用^[3]。而且，自然生物膜，作为一种微生物聚集体，还可以分泌多种水解酶，对土壤和底泥中有机磷的降解和生物有效性等起着促进作用^[4]。

当前，由于工业废物排放、污水灌溉以及含有重金属的农药、化肥的不合理使用等，许多污染物包括过量的重金属离子不断进入稻田生态系统。这些重金属污染可对稻田水土界面中的微生物产生毒害，阻碍了碳氮循环、代谢活性、酶活性等各种微生物过程^[5]。自然生物膜在水环境中对重金属的迁移、生物地球化学特性、生物可利用性和毒性等过程中，均起着非常重要的作用^[6]。关于自然生物膜和金属之间的相互作用进行了较多的研究，Dong 等^[7-9]发现自然生物膜对 Pb、Cd、Cu、Zn 等重金属有很强的吸附作用。Serra 等^[10]报道了河流系统中自然生物膜群落对水体金属 Cu 暴露的响应，分析表明自然生物膜中重金属含量如 Cd (II) 和水体 Cd (II) 浓度的变化一致，具有较高的相关性。一些研究也表明水体中存在许多光合物种，如蓝藻 *Chlamydomonas* 具有强烈的吸收金属元素的能力。这些研究均表明自然生物膜具有较大潜在富集水体中金属元素的能力^[11]。但重金属离子对稻田自然生物膜的磷酸酶活性的影响研究还极少涉及。

自然生物膜包含多种磷酸酶，如磷酸单酯酶、磷酸二酯酶、聚磷酸酶等，其中磷酸单酯酶活性最高、分布最广泛。已有研究证明覆盖于淹水基质表面的自然生物膜能够释放磷酸单酯酶来水解环境中的有机磷，这是提高环境中磷有效性的的重要途径^[12]。磷酸单酯酶是广泛存在于微生物中的一种金属酶，其构象及活力受到金属离子的影响^[13]，而且金属离子对磷酸酶基因的表达也受其种类和浓度等影响^[14]。目前关于金属离子对于稻田自然生物膜磷酸酶活性影响的研究很少，因此本文研究了部分金属离子对稻田自然生物膜酸性磷酸单酯酶(ACPase)和碱性磷酸单酯

酶(ALPase)活性及酶动力学参数的影响，以期揭示金属离子与自然生物膜磷酸酶的作用机制，为稻田磷的生物地球循环过程的认识和重金属污染的风险评估提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 自然生物膜富集与培养

在南京江宁区水稻田采集土壤溶液于自制玻璃缸(长×宽×高=30 cm×20 cm×50 cm)中，并将纤维载体淹没其中。每周添加 BG-11 营养液^[15]，以充分维持生物膜的生长。将水缸置于人工气候室中，光/暗周期为 14 h(26 °C)/10 h(20 °C)，光强度为 12 000 lux，湿度为 80%。一个月后，微生物聚集体附着在载体上，形成稳定的生物膜。从玻璃缸中收集在纤维载体上附着的生物膜，并用于后续试验。采用光学显微镜(Nilcon-80i, Japan) 和激光共聚焦扫描显微镜(CLSM, Zeiss-LSM710, German) 对周生生物膜的形态进行表征。

1.2 试验设计

用磷酸单酯酶标准底物对硝基苯基磷酸二钠盐(pNPP)来测定酶活性。不同金属离子的选取如下：K⁺、Na⁺、Ca²⁺ 选取相对应的可溶性氯化盐，Mg²⁺、Co²⁺、Al³⁺、Mn²⁺、Ni²⁺和 Zn²⁺ 选取可溶性硫酸盐，Cu²⁺ 和 Ag⁺ 选取可溶性硝酸盐，用 K₂Cr₂O₇ 作为 Cr⁶⁺ 的来源。Tris-HCl 缓冲溶液被用于控制体系 pH。将 100 ml 生物膜悬浮液在 15 °C 下 1 157 g 离心 10 min 后移除上清液，用 0.05 mol/L Tris-HCl 缓冲液(酸性条件为 pH 6.0，碱性条件为 pH 9.0)重新悬浮生物膜样品，离心和洗涤过程重复两次，尽可能减少培养基中本身携带离子的含量。将生物膜再悬浮于 100 ml 的 0.05 mmol/L Tris-HCl 缓冲液中，用于后续试验。

1.2.1 不同离子对磷酸酶活性的影响 依据稻田土壤中各种离子的有效态含量以及重金属污染对土壤酶活性的影响研究^[16]，在 50 ml 离心管中加入不同浓度的金属离子溶液 5 ml，控制金属离子最终浓度为 0、0.1、0.25、0.5、1.0 mmol/L，以测试其对磷酸酶活性的影响。按照相当于 0.4 g/L 干物质量的比例加入清洗后的生物膜悬液 2 ml，统一用水定容至 12 ml 后在 25 °C、200 r/min 的避光条件下振荡 2 h。然后加入 5 ml 的 0.2 mol/L Tris-HCl 缓冲液和 2 ml 的 10 mmol/L pNPP 溶液(终浓度为 1 mmol/L)，在 37 °C、200 r/min 的避光条件下继续振荡 1 h，立即加入 1 ml 的 0.5 mol/L NaOH 终止水解反应。过滤后将滤液在 405 nm 下测定吸光度。每个处理设定 3 个

重复。以不加上述金属离子体系中的生物膜酶活性为100,其余条件下测定的酶活性与未加金属离子条件测得酶活性相比得到相对酶活性。

1.2.2 不同离子影响下磷酸酶活性的动力学分析 选取不同浓度的 Mg^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Cu^{2+} (0、0.25、0.5、1.0 mmol/L) 溶液,测定其对磷酸酶动力学参数的影响, pNPP 浓度范围为 0 ~ 1 500 mmol/L。酶的催化速度随着底物浓度的增加而增加,直到接近最大速度 (V_{max}) 的某一点。酶催化的反应动力学通常用符合米氏方程(Michaelis-Menten 方程),其中米氏常数(K_m)是速度达最大速度一半时的底物浓度;米氏常数表明酶对底物的亲和力: K_m 越低,亲和力越高。这些参数由 Michaelis-Menten 方程描述:

$$V = \frac{V_{max} [S]}{[S] + K_m} \quad (1)$$

式中: V 是任意时刻酶催化反应的速度($\mu\text{mol}(\text{g} \cdot \text{h})$); S 是相应时间的底物浓度(mmol/L); V_{max} 是最大催化反应速率($\mu\text{mol}(\text{g} \cdot \text{h})$); K_m 是米氏常数(mmol/L)。动力

学参数 V_{max} 和 K_m 使用 Michaelis-Menten 方程的线性变换 Hanes-Woolf 方程计算:

$$\frac{[S]}{V} = \frac{[S]}{V_{max}} + \frac{K_m}{V_{max}} \quad (2)$$

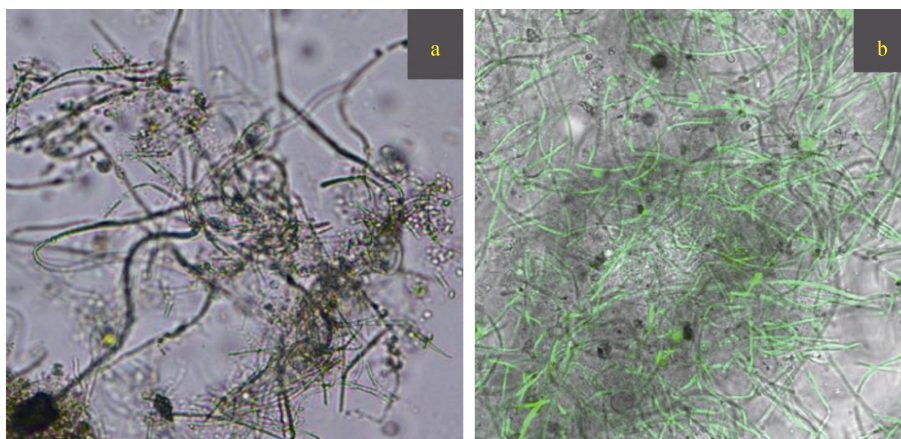
1.3 统计分析

本研究每组试验重复 3 次,结果以平均值 $\pm$ 标准误差表示。采用 Microsoft Excel 2016 以及数据进行统计、制图;采用 SPSS 中 Duncan 法对数据进行差异显著性分析, $P < 0.05$ 表示差异显著。

2 结果与讨论

2.1 自然生物膜形态表征

采用光学显微镜(Nilcon-80i, Japan)和激光共聚焦扫描显微镜(CLSM, Zeiss-LSM710, German)对自然生物膜的形貌进行了表征(图 1)。结合文献^[17]分析,发现自然生物膜主要由光自养微藻,尤其是丝状藻类组成。丝状藻类交织在一起,很多细菌、真菌、原生动物和小型多细胞动物等附着在丝状藻类上面。



(A. 光学显微镜(400 $\times$); B. 激光共聚焦扫描显微镜)

图 1 自然生物膜的形态特征

Fig. 1 Morphological characteristics of periphytic biofilm

2.2 不同金属离子对生物膜磷酸酶活性的影响

金属离子对自然生物膜中 ACPase 和 ALPase 活性影响的结果表明,影响的方式有 4 种:抑制型、激活型、相对无害型和混合型(表 1)。正一价碱金属离子(K^+ 和 Na^+) 在 0 ~ 1.0 mmol/L 浓度范围内均对 ACPase 和 ALPase 无明显影响($P > 0.05$),属于相对无害型。 Ca^{2+} 可以提高 ACPase 和 ALPase 的活性,在 0.1 ~ 1.0 mmol/L 浓度范围内最大可提高磷酸酶的活性达 14% ($P < 0.05$)。 Mg^{2+} 对 ACPase 和 ALPase 活性均有显著的激活效应,随着离子浓度的增大,ACPase 和 ALPase 活性不断增强;在 Mg^{2+} 浓度 1.0 mmol/L 时,酶活性最大可提高 54%,属于激活型。 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、

Mn^{2+} 、 Al^{3+} 对 ACPase 和 ALPase 活性均有显著抑制作用($P < 0.05$),属于抑制性;抑制剂浓度达到 1.0 mmol/L 时,最大抑制率可达 85%。但是这些离子对于 ACPase 和 ALPase 活性的抑制程度不同, Cu^{2+} 、 Al^{3+} 对 ACPase 活性的影响明显大于 ALPase,而 Zn^{2+} 对 ALPase 活性的影响明显大于 ACPase。 Ni^{2+} 、 Ag^+ 在低浓度(0.1 mmol/L)时对 ACPase 活性无明显影响,随着离子浓度的增加,ACPase 和 ALPase 活性降低。 Co^{2+} 在低浓度时对 ACPase 和 ALPase 活性有一定的激活作用,随着浓度的增大,变为抑制作用,属于混合型。 Cr^{6+} 在低浓度(0.1 mmol/L)时对 ACPase 活性有促进作用,而在离子浓度 0.25 ~ 1.0 mmol/L 的范围

内, 均对 ACPase 活性产生抑制作用, 当 Cr^{6+} 离子浓度达到 1.0 mmol/L 时, 生物膜已丧失 ACPase 活性。而 Cr^{6+} 对 ALPase 活性具有激活作用, 随着离子浓度的增大, ALPase 活性不断增加。

表 1 不同金属离子对生物膜磷酸酶活性的影响
Table 1 Effects of different metal ions on activities of acid and alkaline phosphatases (ACPase and ALPase)

金属离子	ACPase 相对活性(%)					ALPase 相对活性(%)				
	不同离子浓度(mmol/L)									
	0	0.1	0.25	0.5	1.0	0	0.1	0.25	0.5	1.0
K ⁺	100 a	102.45 a	101.51 a	103.42 a	102.49 a	100 a	98.09 a	103.19 a	103.47 a	102.86 a
Na ⁺	100 a	100.53 a	101.91 a	100.98 a	99.64 a	100 a	99.75 a	98.54 a	103.27 a	102.86 a
Ca ²⁺	100 b	113.87 a	108.49 ab	112.36 a	109.74 a	100 bc	94.05 c	93.67 c	102.61 b	114.11 a
Mg ²⁺	100 c	116.05 b	118.63 b	144.38 a	154.38 a	100 d	103.45 d	109.11 c	123.43 b	146.72 a
Zn ²⁺	100 a	73.76 b	76.21 b	67.23 b	53.58 c	100 a	29.09 b	23.88 c	17.89 d	14.83 d
Cu ²⁺	100 a	79.21 b	73.47 b	59.96 c	1.08 d	100 a	85.58 b	80.98 c	75.74 d	75.41 d
Mn ²⁺	100 a	66.05 b	58.96 b	22.05 c	14.10 c	100 a	39.44 b	31.23 c	28.59 c	16.26 d
Al ³⁺	100 a	48.97 b	41.53 c	27.70 d	21.98 d	100 a	98.45 a	93.45 b	90.09 b	78.36 c
Ni ²⁺	100 a	103.67 a	89.91 b	87.26 b	65.52 c	100 a	95.61 a	83.75 b	78.22 bc	72.99 c
Ag ⁺	100 a	101.69 a	66.12 b	43.89 c	39.04 c	100 a	73.29 bc	78.17 b	69.17 c	69.77 c
Co ²⁺	100 a	125.27 a	86.36 a	55.23 ab	12.99 b	100 ab	121.30 a	119.06 a	95.33 ab	62.20 b
Cr ⁶⁺	100 ab	132.37 a	68.56 b	25.54 c	0.00 d	100 b	114.58 b	118.02 ab	123.68 ab	143.70 a

注: 同行数据小写字母不同表示不同浓度金属离子对 ACPase 或 ALPase 相对活性影响达 $P<0.05$ 显著水平。

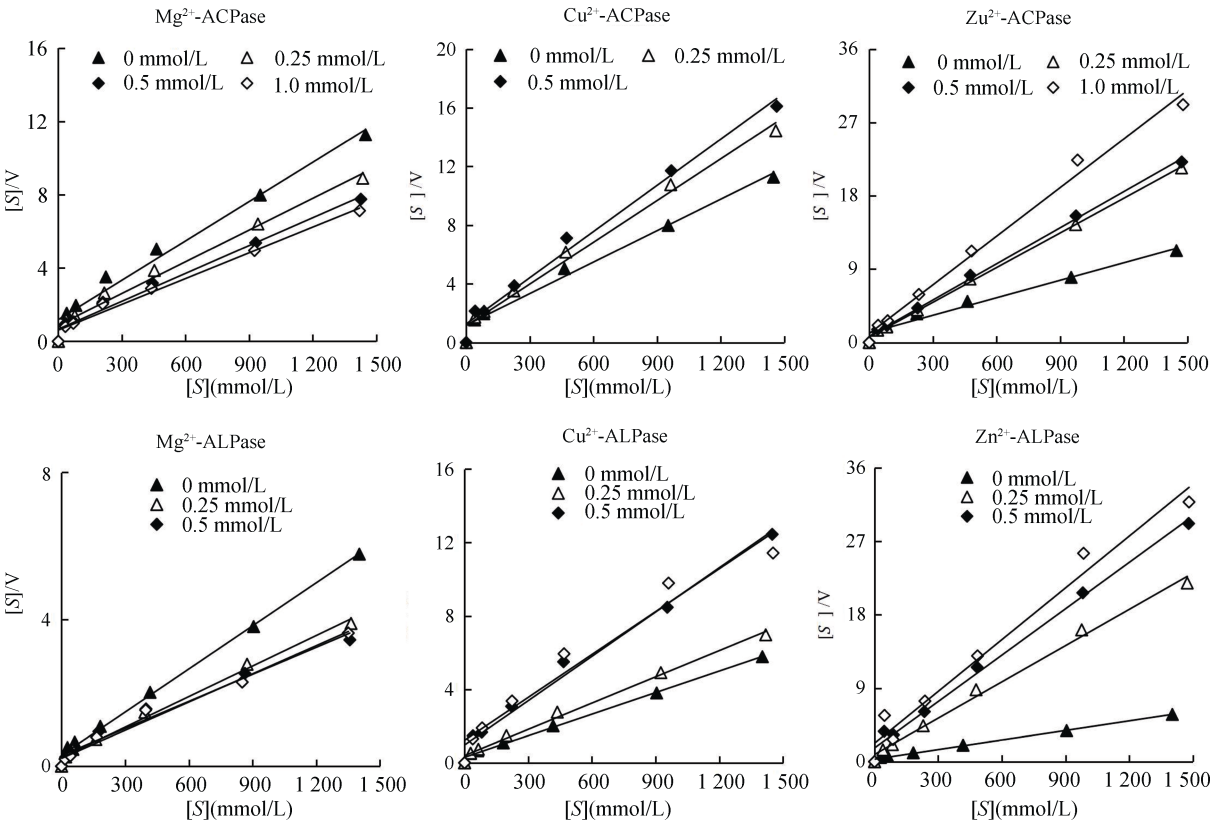
2.3 不同金属离子对生物膜磷酸酶反应动力学的影响

磷酸酶是一种金属酶, 其酶活性的充分发挥需要两种金属离子: Mg^{2+} 和 Zn^{2+} , 其中 Zn^{2+} 位于酶活性中心, 是酶活性必需基团之一, Mg^{2+} 对酶活性的表达起到重要作用^[18]; 而 Cu^{2+} 是土壤污染的几种主要重金属之一。所以选取 Mg^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Cu^{2+} 对磷酸酶的动力学常数(K_m 和 $V_{\max}$)进行探讨。图 2 中显示了在 Mg^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 存在下, 酶反应动力学变形方程的 Hanes-Woolf 曲线, $[S] / v$ 和 $[S]$ 拟合方程的截距和斜率与不添加金属离子的处理不同, 说明金属离子对生物膜磷酸酶活性产生了影响。拟合得出的 K_m 和 $V_{\max}$ 值表明(表 2), 无金属离子加入下自然生物膜 ACPase 的 K_m 值为 164.58 $\mu\text{mol/L}$, $V_{\max}$ 值为 pNP 138.89 $\mu\text{mol}/(\text{g} \cdot \text{h})$, 而 ALPase 的 K_m 值为 76.90 $\mu\text{mol/L}$, $V_{\max}$ 值为 pNP 256.41 $\mu\text{mol}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 。可知自然生物膜 ALPase 与底物的亲和力与催化效率都强于 ACPase。随着 Mg^{2+} 浓度的增加, ACPase 的 K_m 值降低, $V_{\max}$ 值增大, 说明 Mg^{2+} 的加入使 ACPase 与底物的亲和力与催化效率增强; 而 ALPase 的 K_m 值变化不大, $V_{\max}$ 值增大, 说明 Mg^{2+} 的加入主要使 ALPase 催化效率增强。 Cu^{2+} 的加入(1.0 mmol/L 条件下 ACPase 完全失活, 无法拟合)对 ACPase 的 K_m 值无明显变化, 而 $V_{\max}$ 值不断下降, 所以 Cu^{2+} 对 ACPase 的抑制作

用可认为是非竞争性抑制作用; 在低浓度条件下(0 ~ 0.25 mmol/L), Cu^{2+} 的加入对 ALPase 的 K_m 值无明显变化, 而 $V_{\max}$ 值下降, 也可认为是非竞争性抑制作用, 而在高浓度范围下(0.25 ~ 1 mmol/L), K_m 值增大, $V_{\max}$ 值降低, 所以 Cu^{2+} 在高浓度下同时降低了 ALPase 的亲和力和催化效率, 属于混合型抑制作用。 Zn^{2+} 的加入均降低了 ACPase 的 K_m 值和 $V_{\max}$ 值, 表明 Zn^{2+} 虽然提高 ACPase 与底物的亲和力, 但是降低了 ACPase 的催化速度。在低浓度范围(0 ~ 0.25 mmol/L), Zn^{2+} 对 ALPase 的作用效果与 ACPase 类似, 同时降低了 K_m 值与 $V_{\max}$ 值。在较高浓度范围(0.25 ~ 1 mmol/L), 随着 Zn^{2+} 浓度的升高, K_m 值升高, $V_{\max}$ 值降低, Zn^{2+} 同时降低了 ALPase 与底物的亲和力与催化效率。

3 讨论

由图 1 可以看出, 自然生物膜主要是丝状藻等光合藻类为主导的物种相互缠绕而构成自然生物膜的基质, 而其他生物栖息于此基质上。许多微生物共存于自然生物膜中, 意味着自然生物膜是一个有别于单一微生物种群的复杂微生态系统。在自然生物膜这种非均相体系中, 金属离子、胶体、微生物和酶之间的复杂反应都有可能干扰任何金属离子对于磷酸酶的影响。已有研究证明自然生物膜通过本身这种复杂



(V：任意时刻酶催化反应的速度(μmol(g·h)；[S]：相应时间的底物浓度)

图 2 不同 Mg^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Cu^{2+} 离子浓度影响下 ACPase 和 ALPase 动力学 Hanes-Woolf 方程的拟合

Fig. 2 Hanes - Woolf plots of phosphatase kinetics under different concentrations of Mg^{2+} , Zn^{2+} and Cu^{2+}

表 2 不同浓度 Mg^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 作用下 ACPase 和 ALPase 动力学常数 $V_{\max}$ (μmol/(g·h))和 K_m (μmol/L)的变化
Table 1 Changes of kinetic constants ($V_{\max}$ and K_m) of ACPase and ALPase under different concentrations of Mg^{2+} , Cu^{2+} and Zn^{2+}

生物膜磷酸酶	金属离子	0 mmol/L		0.25 mmol/L		0.5 mmol/L		1.0 mmol/L	
		$V_{\max}$	K_m	$V_{\max}$	K_m	$V_{\max}$	K_m	$V_{\max}$	K_m
ACPase	Mg^{2+}	138.89	164.58	172.41	151.21	196.08	129.96	212.77	129.57
	Cu^{2+}	138.89	164.58	109.89	168.05	99.01	169.27	nd	nd
	Zn^{2+}	138.89	164.58	71.43	63.9	68.97	71.29	51.28	75.63
ALPase	Mg^{2+}	256.41	76.90	357.14	78.64	370.37	94.15	384.62	81.38
	Cu^{2+}	256.41	76.90	208.33	81.58	133.33	128.9	120.48	135.18
	Zn^{2+}	256.41	76.90	67.57	59.77	52.63	88.42	47.17	106.58

注：nd 表示未测定。

特殊的组成结构可能使其在抵抗外源污染物时,具有有别于简单微生物种群的性质,由于自然生物膜能够承受一定的金属离子胁迫而不会严重丧失其生物化学活性^[19]。一些关于稻田自然生物膜的研究表明,自然生物膜能够适应一定浓度的重金属污染,而胞外聚合物的吸附、群落中藻类丰度提高和组成变化导致碳代谢活性功能的响应,是自然生物膜能够适应重金属胁迫的主要原因^[20]。本文中生物膜磷酸酶活性对重金属的敏感性远低于麦芽中磷酸酶的,如 0.5 mmol/L 的 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 抑制生物膜酸性的活性约 40%,而同

样浓度的 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 使麦芽中磷酸酶的活性降低 80% 以上^[21]。活性污泥中微生物和介质环境更加复杂,因此 0.5 mmol/L 的 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 仅使活性污泥的磷酸酶活性降低约 15%^[22]。

金属离子对酶活性的影响可表现为对酶蛋白的作用,一般分为 3 种类型^[16]: ①一些金属离子的加入可以促进酶活性中心与底物间的配位结合,改变酶蛋白的表面电荷以及催化反应的平衡性质,从而增强酶活性,即有激活作用。②一些金属离子占据了酶的活性中心或与酶分子的巯基、胺基和羧基结合,导致

酶活性降低,即有抑制作用。③重金属与酶没有专一性对应关系,对酶活性影响小。而且,金属离子还会影响磷酸酶基因的表达^[14]。如细菌碱性磷酸酶的种类多样,根据碱性磷酸酶蛋白序列的相似度和底物的不同,可主要分为 3 种类型:*phoA*, *phoX* 和 *phoD*。由于 Zn^{2+} 与 Mg^{2+} 是碱性磷酸酶 *phoA* 的辅基,一定浓度的 Zn^{2+} 与 Mg^{2+} 的存在会促进细菌 *phoA* 基因的表达;而一定浓度的 Ca^{2+} 和 Co^{2+} 能重新促进 *phoX* 基因的表达^[14]。因此,一定浓度的某些金属离子通过促进磷酸酶基因的表达,促进磷酸酶活性,但这种作用与金属离子的种类、浓度和磷酸酶基因的类型有关。但浓度过高时,则会因毒害作用而抑制酶活性表达。

我们的研究表明,正一价碱金属离子(Na^+ 和 K^+)对磷酸酶活性无明显影响,这一发现与 Chen 等^[23]的发现一致,说明 Na^+ 和 K^+ 对稻田自然生物膜磷酸酶没有对应关系。 Mg^{2+} 促进了 ACPase 和 ALPase 酶活性,因为它是磷酸酶中心结合位点的调节离子,加入能够促进酶活性中心与底物间的配位结合,来改变酶催化反应的平衡性和酶蛋白的表面电荷,从而可增强酶活性^[18]。 Mg^{2+} 也是磷酸酶的辅基,并促进磷酸酶功能基因的表达^[14],因此在 0 ~ 1.0 mmol/L 范围内显著提高了酸性和碱性磷酸酶活性。 Ca^{2+} 、 Co^{2+} 在一定条件下也能够提升酶活性,Wu 等^[24]研究发现加入一定浓度 Ca^{2+} 、 Co^{2+} 后能促进磷酸酶 *phoX* 基因的表达。但 Ca^{2+} 、 Co^{2+} 其对磷酸酶活性的激活作用明显低于 Mg^{2+} 。 Cr^{6+} 在酸性条件下抑制磷酸酶活性,在碱性条件下激发磷酸酶活性,这可能与 Cr^{6+} 在不同 pH 条件下 Cr^{6+} 的离子形态及其对藻类的毒性效应不同有关^[25]。 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Al^{3+} 、 Ag^+ 对磷酸酶表现出了抑制作用,尤其是 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Mn^{2+} ,可能是这些重金属离子占据了酶的活性中心或与酶分子的巯基、胺基和羧基等基团结合导致酶活性降低甚至失活即有抑制作用^[16],甚至直接毒害生物膜中的微生物,使其丧失生命力^[5]。通常来说,酸碱度是影响藻类或细菌磷酸酶活性的重要因子,我们的研究发现自然生物膜的 ALPase 具有比 ACPase 更高的酶活性,这可能是由于自然生物膜属于光营养性微生物聚集体,其光合作用导致微域环境呈碱性条件^[26],并适应该碱性环境,酸性条件一定程度上抑制了微生物的生命活力。

通常来说,抑制剂对酶促反应的作用可分为^[27]:

①竞争性抑制:竞争性抑制是指当抑制物与底物的结构类似时,它们将竞争酶的同一可结合部位,阻碍了

底物与酶相结合,导致酶催化反应速率降低。这种抑制使得 K_m 增大,而 $V_{\max}$ 不变。②非竞争性抑制:抑制剂与酶的非活性部位相结合,形成抑制物-酶的络合物后会进一步再与底物结合;或是酶与底物结合成底物酶络合物后,其中有部分再与抑制物结合。虽然底物、抑制物和酶的结合无竞争性,但两者与酶结合所形成的中间络合物不能直接生成产物,导致了酶催化反应速率的降低,这种抑制使得 $V_{\max}$ 变小,但 K_m 不变。③反竞争性抑制:抑制剂不直接与游离酶相结合,而仅与酶-底物复合物结合形成底物-酶-抑制剂复合物,从而影响酶促反应的现象。这种抑制作用使得 $V_{\max}$ 、 K_m 都变小,但 $V_{\max}/K_m$ 比值不变。 Mg^{2+} 同时降低了 ACPase 和 ALPase 的 K_m 值,说明其有助于提高生物膜磷酸酶与底物结合的能力。 Cu^{2+} 对 ACPase 的非竞争性抑制作用说明 Cu^{2+} 可能与 ACPase 的非活性部分结合,或与酶促反应中的中间产物络合物结合并阻止产物生成,使酶的催化活性降低。而 Zn^{2+} 对于磷酸酶以及 Cu^{2+} 对于 ALPase 的抑制作用并不符合竞争抑制性、非竞争抑制性或反竞争性抑制性作用,可能是直接对生物膜产生了毒害作用。通常来说,在土壤、植物、活性污泥或动物粪便中的酸性或碱性磷酸酶动力学常数 K_m 值是相似的,在 0.2 ~ 0.8 mmol/L 之间,而我们的研究发现自然生物膜的磷酸酶的 K_m 值在 0.1 左右,即使在金属离子的影响下, K_m 值仍小于 0.2,说明自然生物膜的磷酸酶对底物有更强的亲和力,而且这种亲和力受金属离子的影响相对较小。而酶动力学常数 $V_{\max}$ 值通常随着所研究的材料的生物量浓度或不同物质的富集程度而显著变化,例如,各种磷酸酶的 $V_{\max}$ 值在植物材料中比在土壤、动物粪便和污水污泥中大得多。对 $V_{\max}$ 值产生显著影响的抑制剂浓度也会有很大差异。例如, Cu^{2+} 对活性污泥中碱性磷酸酶的抑制模型与土壤中游离和固定化酸性磷酸酶的抑制模型相似,但 Cu^{2+} 对活性污泥中碱性磷酸酶的抑制浓度(0.1 ~ 2.5 mmol/L)明显高于土壤的(0.1 ~ 0.4 mmol/L)。这可能是由于活性污泥中生物量或磷酸酶的浓度较高^[22]。而我们研究的稻田自然生物膜的生物组成可能与活性污泥中微生物群落的复杂性更加相似。

4 结论

1)不同金属离子对稻田自然生物膜酸性或碱性磷酸酶具有不同的作用,有可能抑制、激活或无明显作用,这种作用因金属离子的种类、浓度和磷酸酶类型而异。

2)金属离子影响自然生物膜中磷酸酶活性,主要通过改变酸性或碱性磷酸酶与底物的亲和力和催化效率,以及影响磷酸酶基因的表达实现的。

3)自然生物膜中磷酸酶对底物有很强的亲和力,金属离子对这种亲和力的影响较小。而且由于自然生物膜本身是一个复杂的微生态系统,因此抵御金属离子毒性的作用也明显强于单一微生物种群。

参考文献:

- [1] Larned S T. A prospectus for periphyton: Recent and future ecological research[J]. Journal of the North American Benthological Society, 2010, 29(1): 182–206.
- [2] Wu Y, Yang J L, Tang J, et al. The remediation of extremely acidic and moderate pH soil leachates containing Cu (II) and Cd (II) by native periphytic biofilm[J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 162: 846–855.
- [3] Li J Y, Deng K Y, Hesterberg D, et al. Mechanisms of enhanced inorganic phosphorus accumulation by periphyton in paddy fields as affected by calcium and ferrous ions[J]. Science of The Total Environment, 2017, 609: 466–475.
- [4] Pohlen E, Marxsen J, Küsel K. Pioneering bacterial and algal communities and potential extracellular enzyme activities of stream biofilms[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2010, 71(3): 364–373.
- [5] 张妍, 崔骁勇, 罗维. 重金属污染对土壤微生物生态功能的影响[J]. 生态毒理学报, 2010, 5(3): 305–313.
- [6] Headley J V, Gandrass J, Kuballa J, et al. Rates of sorption and partitioning of contaminants in river biofilm[J]. Environmental Science & Technology, 1998, 32(24): 3968–3973.
- [7] Dong D M, Derry L A, Lion L W. Pb scavenging from a freshwater lake by Mn oxides in heterogeneous surface coating materials[J]. Water Research, 2003, 37(7): 1662–1666.
- [8] Dong D M, Hua X Y, Li Y, et al. Cd adsorption properties of components in different freshwater surface coatings: the important role of ferromanganese oxides[J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37(18): 4106–4112.
- [9] Dong D M, Li Y, Zhang J J, et al. Comparison of the adsorption of lead, cadmium, copper, zinc and Barium to freshwater surface coatings[J]. Chemosphere, 2003, 51(5): 369–373.
- [10] Serra A, Corcoll N, Guasch H. Copper accumulation and toxicity in fluvial periphyton: the influence of exposure history[J]. Chemosphere, 2009, 74(5): 633–641.
- [11] Fortin C, Denison F H, Garnier-Laplace J. Metal-phytoplankton interactions: modeling the effect of competing ions (H^+ , Ca^{2+} , and Mg^{2+}) on uranium uptake[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2007, 26(2): 242.
- [12] Ellwood N T W, Pippo F D, Albertano P. Phosphatase activities of cultured phototrophic biofilms[J]. Water Research, 2012, 46(2): 378–386.
- [13] Applebury M L, Coleman J E. Escherichia coli alkaline phosphatase[J]. Journal of Biological Chemistry, 1969, 244(2): 308.
- [14] Luo M, Guo Y C, Deng J Y, et al. Characterization of a monomeric heat-labile classical alkaline phosphatase from Anabaena sp. PCC7120[J]. Biochemistry (Moscow), 2010, 75(5): 655–664.
- [15] Guzzon A, Bohn A, Diociaiuti M, et al. Cultured phototrophic biofilms for phosphorus removal in wastewater treatment[J]. Water Research, 2008, 42(16): 4357–4367.
- [16] 高秀丽, 邢维芹, 冉永亮, 等. 重金属积累对土壤酶活性的影响[J]. 生态毒理学报, 2012, 7(3): 331–336.
- [17] Lu H Y, Yang L Z, Shabbir S, et al. The adsorption process during inorganic phosphorus removal by cultured periphyton[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(14): 8782–8791.
- [18] 廖金花, 陈清西. 金属离子对鲍鱼碱性磷酸酶活力的影响[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 2004, 43(S1): 12–15.
- [19] Wu Y H, Li T L, Yang L Z. Mechanisms of removing pollutants from aqueous solutions by microorganisms and their aggregates: A review[J]. Bioresource Technology, 2012, 107(107): 10–18.
- [20] Yang J L, Tang C L, Wang F W, et al. Co-contamination of Cu and Cd in paddy fields: Using periphyton to entrap heavy metals[J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, 304: 150–158.
- [21] 陆珊, 胡源, 苏波, 等. 几种金属离子对麦芽酸性磷酸酶活性及构象的影响[J]. 化学研究与应用, 2007, 19(4): 386–389.
- [22] Xie C S, Lu R J, Huang Y, et al. Effects of ions and phosphates on alkaline phosphatase activity in aerobic activated sludge system[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(10): 3394–3399.
- [23] Chen Q X, Zheng W Z, Lin J Y, et al. Effect of metal ions on the activity of green crab (*Scylla serrata*) alkaline phosphatase[J]. The International Journal of Biochemistry & Cell Biology, 2000, 32(8): 879–885.
- [24] Wu J R, Shien J, Shieh H K, et al. Cloning of the gene and characterization of the enzymatic properties of the monomeric alkaline phosphatase (PhoX) from *Pasteurella multocida* strain X-73[J]. Fems Microbiology Letters, 2007, 267(1): 113–120.
- [25] 赵娜, 朱琳, 冯鸣凤. 不同 pH 条件下 Cr^{6+} 对 3 种藻的毒性效应[J]. 生态毒理学报, 2010, 5(5): 657–665.
- [26] Lu H Y, Wan J J, Li J Y, et al. Periphytic biofilm: a buffer for phosphorus precipitation and release between sediments and water[J]. Chemosphere, 2016, 144: 2058–2064.
- [27] 吕迎春, 孙志伟, 宋佳伟, 等. 磷和金属对荣成天鹅湖水体碱性磷酸酶活性和动力学性质的影响研究[J]. 环境科学学报, 2018, 38(10): 4083–4089.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.016

徐源洲, 张力浩, 魏志敏, 等. 硫酸根自由基高级氧化技术对污染场地多环芳烃的修复效果研究. 土壤, 2020, 52(3): 532–538.

硫酸根自由基高级氧化技术对污染场地多环芳烃的修复效果研究^①

徐源洲, 张力浩, 魏志敏, 张旭辉, 赵晨雨, 李辉信, 胡 锋, 徐 莉*

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘 要: 硫酸根自由基高级氧化技术(sulfate radical ($\text{SO}_4^{\bullet-}$) based advanced oxidation processes, SR-AOPs)是一种被广泛应用于降解土壤有机污染物的原位氧化修复技术。然而, 关于 SR-AOPs 降解土壤多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)的报道相对较少。本研究以南京某炼钢厂附近土壤作为试验样本, 通过设置不同比例混合体系的过硫酸钠($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$)和亚铁离子(Fe^{2+})以及反应不同时间, 探究 SR-AOPs 对土壤中 16 种 PAHs 的修复效果以及最佳技术方案。结果表明: $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 和 Fe^{2+} 的配比会显著影响土壤 PAHs 的降解效果, 当两者比例达到 10:1 时, 即 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 用量为 5 mmol/g, Fe^{2+} 用量为 0.5 mmol/g, 反应时间为 24 h 时, PAHs 总降解率最高, 可达到 29.32%; 不同环数的 PAHs 决定了 SR-AOPs 的降解效果, 其中 SR-AOPs 对四环 PAHs 降解效率最高, 总降解率达到 37.32%; 此外, 降解效率随反应时间增加而增加, 在 24 h 达到效果最佳。因此, 本研究结果可为 SR-AOPs 修复土壤 PAHs 提供理论依据。

关键词: 硫酸根自由基; 多环芳烃; 污染场地; 降解效率; 修复

中图分类号: X53 文献标志码: A

Effects of Sulfate Radical Advanced Oxidation Technology on PAHs Remediation in Contaminated Sites

XU Yuanzhou, ZHANG Lihao, WEI Zhimin, ZHANG Xuhui, ZHAO Chenyu, LI Huixin, HU Feng, XU Li*

(College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Sulfate radical advanced oxidation processes (SR-AOPs) are promising in-situ chemical oxidation (ISCO) technologies for soil remediation with organic pollutants. However, few studies have explored the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) remediation by using SR-AOPs. In this study, soil samples were collected from the steel mills in Nanjing, and the different ratios of $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ and Fe^{2+} and degradation time were investigated to degradation efficiencies of 16 PAHs in soil. The results showed that the ratios of $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ and Fe^{2+} could significantly impact on the degradation efficiencies, degradation efficiencies reached the optimum efficiency 29.32% when the $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8 : \text{Fe}^{2+} = 10:1$ during 24 h reaction. Besides, the ring of PAHs plays a key role in degradation efficiency by using SR-AOPs technologies, and the tetracyclic PAHs had the highest degradation rate of 37.32% than others. Furthermore, degradation efficiency was increased with increasing reaction time, and the highest degradation efficiency under 24 h reaction was found. These factors should be considered when using SR-AOPs in PAHs remediation in soil.

Key words: Sulfate free radical; PAHs; Contaminated sites; Degradation efficiency; Remediation

多环芳烃(Polycyclic aromatic hydrocarbons, 简称 PAHs)是一类持久性有毒有机污染物, 通常含有两个或两个以上以稠环、直链、角状等方式相连的苯环, 根据环数可以划分为低环(2 ~ 3 环)、中环(4 环)、高

环(5 ~ 6 环)3 种类型^[1-2]。随着全球工业化的发展, PAHs 常通过工业泄露以及废物、废气的不合理排放等途径进入水、大气以及土壤环境。由于 PAHs 具有持久性、普遍性和较低的水溶性, 辛醇水分配系数较

①基金项目: 中央高校基本科研业务费专项资金(KYZ201626)和国家自然科学基金项目(41101292)资助。

* 通讯作者(xuli602@njau.edu.cn)

作者简介: 徐源洲(1993—), 男, 山东潍坊人, 硕士研究生, 从事土壤污染修复研究。E-mail: 2016103028@njau.edu.cn

高,且易附着于土壤颗粒,因此,土壤是 PAHs 的主要载体^[3-4]。土壤中的 PAHs 可以通过多种途径进入人体,对人们的生命健康造成严重威胁^[5]。因此,研究如何有效降解土壤中的 PAHs 对环境友好发展和保护人体健康都具有重大意义。

目前,化学氧化修复技术具有降解周期短、适用于多种类别与浓度的污染物、成本价格低等一系列优点,在场地污染土壤修复工程中被广泛应用^[6]。化学氧化修复技术有很多不同类型,常见的有芬顿(Fenton)技术,即利用亚铁离子(Fe^{2+})为催化剂和 H_2O_2 反应产生强氧化性的自由基羟基自由基($\cdot\text{OH}$),可有效降解 PAHs^[7-8]。硫酸根自由基($\text{SO}_4^{\cdot-}$)是另一种常见的强氧化性自由基。它的反应原理为通过添加 Fe^{2+} 活化过硫酸钠($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$),使得 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 本身的 $-\text{O}-\text{O}-$ 断裂产生具有强氧化性的硫酸根自由基($\text{SO}_4^{\cdot-}$),通过与 PAHs 发生电子转移发生反应,从而降解土壤中的 PAHs^[9]。相比芬顿技术,硫酸根自由基高级氧化技术(sulfate radical ($\text{SO}_4^{\cdot-}$) based advanced oxidation processes, SR-AOPs)具有稳定性好、pH 适用范围广、对环境友好等特点^[10]。

目前,国内外主要集中于对单一多环芳烃的污染土壤进行 SR-AOPs 修复研究,通过 Fe^{2+} 活化 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 来降解土壤典型的 PAHs: 如萘、蒽、苊,在它们单一污染 1 000 mg/kg 浓度下,一周之后,萘、蒽、苊的降解率分别可以达到约 35%, 20%, 30%^[11]。也有少量研究复合 PAHs 污染土壤的修复研究,但大多通过人为外加高浓度 PAHs 来实现,有研究通过 SR-AOPs 修复人为添加 340 mg/kg 的 PAHs 污染土壤,通过调整温度并且加入柠檬酸盐螯合铁等手段,当温度为 60 °C 时最优降解效率达到 73.3%^[12]。

也有研究针对活化 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 降解焦化场地高浓度 PAHs 污染的土壤,但修复效果并不理想,降解效率仅能达到 22.19%^[13]。因为实际污染场地的土壤由于长期受到污染,成分复杂且 PAHs 的浓度较低,因此,提高了土壤修复的难度,为了有效改变这种现状,我们在充分模拟实际污染土壤的条件下,创造出一种有效修复 PAHs 污染土壤的技术。

此外,多项研究表明土壤中 PAHs 的降解效率 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 跟 Fe^{2+} 的比例影响,例如在化学氧化修复 PAHs 污染的底泥中,随着 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 和 Fe^{2+} 比例的增加,PAHs 去除率逐渐增加,之后出现稳定平台,在 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 浓度为 4 mmol/g, Fe^{2+} 为 0.5 mmol/g 时,最高去除率能达到 88%^[14]。同时土壤的性质也会影响 PAHs 的降解效率,研究表明随着土壤有机质含量的

增加,SR-AOPs 对 PAHs 的降解率降低;随着土壤 pH 升高,SR-AOPs 对 PAHs 降解率升高,在 pH 7~8 达到最大^[15]。除了以上因素外,PAHs 本身的分子性质也会影响 SR-AOPs 的修复效果,研究表明随着 PAHs 本身电位电势不同会影响其降解效率^[16]。因此很多电化学修复技术研究对电位电势影响 PAHs 降解效率关注较多,但是在化学修复技术研究中对其降解效率关注较少。

因此,本研究以某炼钢厂长期污染的自然土壤为对象,通过调整 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 跟 Fe^{2+} 的不同配比、不同反应时间,获得最佳的 SR-AOPs 方案,同时比较该技术对不同环数 PAHs 的去除效率,分析影响降解效率的因素,为之后的污染场地实际修复应用提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 仪器与试剂

高效液相色谱仪(Agilent 1260,美国,安捷伦公司);恒温振荡器(金坛市江南仪器厂);超声波清洗器(昆山禾超声仪器有限公司);pH 计(德国,Sartorius 公司);电子天平(SHIMADAU 公司);旋转蒸发器(德国 BUCHI 公司);超纯水仪(南京易普易达发展有限公司制造);离心机(安徽中科中佳科学仪器有限公司);冷冻干燥机。

过硫酸钠($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$)、七水合硫酸亚铁($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)均为分析纯,购于国药集团化学试剂有限公司;甲醇(Methanol, CH_3OH)、丙酮(Acetone, $\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$)、正己烷(Hexane, C_6H_{14})、二氯甲烷(dichloromethane, CH_2Cl_2)均为 HPLC 级,购自于上海安谱科学仪器有限公司;16 种多环芳烃标准溶液 1 000 mg/L,组分为萘(NAP),二氢苊(ACY),苊(ACE),苊(FL),菲(PH),蒽(AN),荧蒽(FLU),芘(PY),蒽(CH),苯并蒽(BaA),苯并 b 荧蒽(BbF),苯并 k 荧蒽(BkF),苯并芘(BaP),二苯并蒽(DA),苯并芘(BP),茚并芘(IP)购自于北京市百灵威试剂有限公司;试验用纯水由 Millipore Elix 5 系统制备。

1.2 供试土壤

供试土壤取自南京某钢铁厂基地。采集厂区附近用地表层 0~30 cm 土壤。去除土壤中根茎、石子等杂物,均匀混合后置于室内风干,再研磨后过 20 目筛。土样于玻璃瓶中常温保存。

土壤有机质含量为 18.74 g/kg, pH 为 6.4,有效铁含量为 6.63 mg/kg,全氮含量为 0.87 g/kg,全磷含量为 0.7 g/kg,全钾含量为 0.24 g/kg。经分析,土壤

中多环芳烃总浓度为 32.68 mg/kg, 16 种多环芳烃的各自浓度如表 1 所示。

表 1 供试土壤中 16 种多环芳烃的浓度
Table 1 Concentrations of PAHs in tested soils

PAHs 类别	环数	PAHs 浓度(mg/kg)
萘(NAP)	2	1.32 ± 0.12
二氢萘(ACY)	3	2.48 ± 0.1
苊(ACE)	3	1.80 ± 0.32
芴(FL)	3	2.27 ± 0.26
菲(PH)	3	2.54 ± 0.52
蒽(AN)	3	1.37 ± 0.15
荧蒽(FLU)	4	3.09 ± 0.69
芘(PY)	4	2.59 ± 0.2
䓛(CH)	4	2.17 ± 0.12
苯并苊(BaA)	4	2.06 ± 0.31
苯并 b 荧蒽(BbF)	5	2.11 ± 0.14
苯并 k 荧蒽(BkF)	5	1.79 ± 0.25
苯并芘(BaP)	5	1.63 ± 0.18
二苯并苊(DA)	5	1.94 ± 0.26
苯并䓛(BP)	6	1.60 ± 0.24
茚并芘(IP)	6	1.92 ± 0.55

1.3 试验设计

本试验采用 SR-AOPs 降解土壤中多环芳烃的方法, 试验于 2017 年 8 月 25 日在南京农业大学土壤生态实验室开展, 共设 9 个处理, 每个处理 4 次重复, 在保证 Fe^{2+} 浓度不变的条件下, 改变 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 的浓度。具体见表 2。称取 5 g 供试土壤, 置于 30 ml 棕色玻璃瓶中, 按照表 2 添加相应剂量的氧化剂, 补充去离子水为田间持水量的 60%。用保鲜膜密封后, 置于生化培养箱 25 °C 黑暗培养。在 12、24 和 48 h 分别采集土壤样品, 冷冻干燥后, 4 °C 保存待测。

表 2 试验处理
Table 2 Experimental treatments

处理	Fe^{2+} (mmol/g)	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (mmol/g)
F_0S_0	0	0
$\text{F}_{0.5}\text{S}_0$	0.5	0
F_0S_1	0	1
$\text{F}_{0.5}\text{S}_1$	0.5	1
$\text{F}_{0.5}\text{S}_2$	0.5	2
$\text{F}_{0.5}\text{S}_3$	0.5	3
$\text{F}_{0.5}\text{S}_4$	0.5	4
$\text{F}_{0.5}\text{S}_5$	0.5	5
$\text{F}_{0.5}\text{S}_6$	0.5	6

1.4 PAHs 的提取和测定

取 2 g 土壤样品于 30 ml 玻璃离心管中, 加入 10 ml

二氯甲烷, 盖紧后于超声水浴中超声萃取 1 h, 后 4 000 r/min 离心 10 min。取 3 ml 上清液过层析柱(上层 2 g 无水硫酸钠, 下层 2 g 硅胶)净化并用 11 ml 1:1 的二氯甲烷和正己烷溶液洗脱, 过柱后萃取液和洗脱液收集至旋转蒸发瓶。40 °C 恒温下浓缩至干。用甲醇润洗定容到 2 ml。过 0.22 μm 孔径有机相滤膜后。HPLC/UV-FLD 分析^[17]。

本试验采用外标法定量, 通过 16 种 PAHs 的标准品的不同浓度做标准曲线, 根据峰面积, 计算待测物的浓度。16 种 PAHs 中苊烯不适用荧光检测, 因此仅用紫外检测该物质, 其余物质采用荧光定量检测, 采用梯度淋洗和紫外、荧光检测器串联的方法分离检测 16 种 PAHs, 紫外和荧光检测均采用波长切换, 并且紫外检测器开启双波长检测模式。此种方法可消除干扰物质的影响, 分离效果好, 出峰尖锐、对称。对于紫外检测器, PAHs 浓度 0.01 ~ 5 mg/L 范围内, 16 种 PAHs 的线性相关系数均在 0.999 1 以上, 检出限为 0.000 5 ~ 0.006 mg/L。对于荧光检测器, PAHs 浓度 0.001 ~ 0.4 mg/L 范围内, 15 种 PAHs 的线性相关系数均在 0.999 3 以上, 检出限为 0.000 07 ~ 0.000 7 mg/L。标线梯度设置为 0.005、0.01、0.05、0.1、0.5、5 mg/L。供试土壤样品中 16 种 PAHs 的方法回收率为 60.59% ~ 104.4%。

高效液相色谱测定条件色谱柱: Waters PAH C18 (250 mm × 4.6 mm, 5 μm); 流动相: A: 水, B: 甲醇, 流速 1.0 ml/min, 进样体积 20 μl, 柱温 30 °C。流动相梯度洗脱程序: 0 min, 80% B; 7 min, 80% B; 10 min, 100% B; 30 min, 100% B; 35 min, 80% B; 40 min 结束。

1.5 数据分析

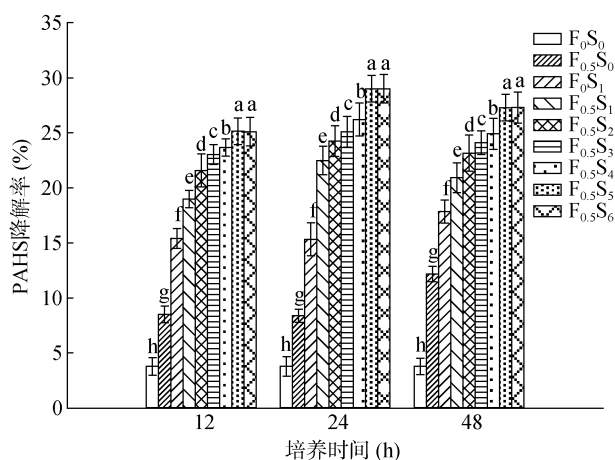
试验数据采用 SPSS 18.0 统计分析软件进行单因素方差分析(One-way ANOVA), 其中显著性水平 P 取 0.05, 相关性分析采用 Pearson 分析。图形绘制采用 Sigmaplot 12.5。

2 结果与讨论

2.1 土壤多环芳烃的去除效果

由图 1 可知, 过硫酸钠($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$)和亚铁离子(Fe^{2+})不同对比对土壤中 PAHs 的降解效果不同, 随着 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 浓度的增大, PAHs 降解率增加, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 剂量增加到 5 mmol/g 时, 降解率达到最高, 后续即使进一步增加 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 至 6 mmol/g, PAHs 降解效率也不会增加。由此表明, 一定范围内, PAHs 的去除率随着氧化剂剂量的增加而升高, 超过一定的范围,

PAHs 的去除率基本不再增加。



(图中小写字母不同表示同一培养时间不同处理间差异显著 ($P < 0.05$))

图1 不同培养时间不同处理 PAHs 的降解率

Fig.1 Degradation rates of PAHs at different time under different treatments

已有报道对炼钢厂土壤中 PAHs 的修复效果研究中, 硫酸根自由基高级氧化技术(SR-AOPs)降解 PAHs 的效率也出现了先升高后稳定的现象, SR-AOPs对总 PAHs 的降解效果随着氧化剂添加量的提高而提高, 其中当 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 剂量为 4 mmol/g 时达到最优效果^[18], 但是本试验中最优 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 剂量 5 mmol/g 与此有一定差异, 原因可能是有机质含量的差异, 前

文中有机质含量为 13.29 g/kg, 但是本试验有机质含量为 18.74 g/kg, 有文献报道随着有机质含量越高, 消耗氧化剂用量越大^[19-20]。

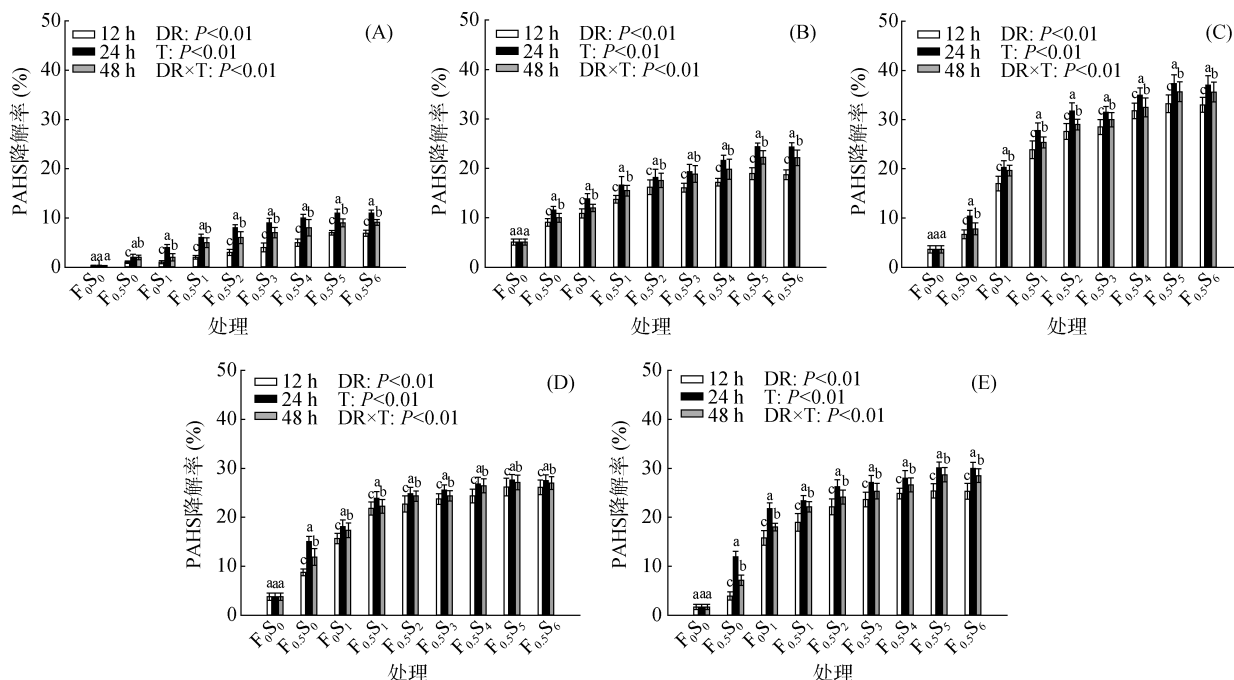
在 Fe^{2+} 一定的条件下, 随着 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 的增加, 土壤中硫酸根自由基($\text{SO}_4^{\cdot-}$)逐渐达到饱和状态, 之后即使 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 增加, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 也不会再增加, 从而不能对 PAHs 进行进一步的氧化。

在 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 和 Fe^{2+} 最佳浓度条件下, 不同反应时间会影响 PAHs 降解效率, 随着反应时间延长, 降解效率先增加后减少。24 h 反应时间降解效率最高, 为 29.32%; 48 h 时次之, 为 27.26%; 12 h 时最低, 降解效率为 25.41%。出现这种现象的原因可能是 12 h 时间较短, 反应还未充分完全; 48 h 后降解率较低的原因可能是与有一部分 PAHs 与土壤中有有机质结合紧密有关, 有研究表明化学氧化修复可以减少土壤中的有机质, 而有机质的减少使得土壤降低对疏水性有机污染物(PAHs)的吸收能力^[21], 在 48 h 时这种结构可能被破坏, 导致土壤残留态中的 PAHs 释放出来使得浓度升高, 进而造成整体降解效率降低的现象^[22]。

综上所述, 在反应时间为 24 h 时, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 用量为 5 mmol/g, Fe^{2+} 用量为 0.5 mmol/g 的情况下对污染场地中 PAHs 的去除率最高。

2.2 不同环数 PAHs 的去除率

由图 2 可知, SR-AOPs 对不同环数 PAHs 都有降



(DR: 不同配比 T: 时间 DR×T: 不同配比×时间; A~E 分别表示 2~6 环的 PAHs;

小写字母不同表示同一处理不同培养时间下差异显著 ($P < 0.05$))

图2 不同培养时间不同处理下各环数 PAHs 的降解率

Fig.2 Degradation rates of PAHs with different numbers of rings at different time under different treatments

解效果。其中对四环 PAHs 的降解效率最高,可以达到 37.32%,其次是六环 PAHs,对二环 PAHs 的降解率最低,这与已有报道相似,即 SR-AOPs 对高环 PAHs 降解效率显著。在 SR-AOPs 对焦化污染场地 PAHs 的修复效果中,对高环(4~6 环)PAHs 的去除率相对于低环(2~3 环)PAHs,大概高 13%^[23]。四环 PAHs 去除率高的原因可能与 PAHs 反应活性及性质有关,与其他环数 PAHs 相比,四环 PAHs 更容易去除^[24],SO₄^{·-}与含有苯环类的 PAHs 反应主要是进行电子的转移作用。自由基进攻 PAHs 开环的方式主要是经历了 SO₄^{·-}利用强氧化性夺取多环芳烃上的电子,破坏了原有的成对电子,使得结构上发生电子的转移。Na₂S₂O₈ 溶于水产生过硫酸根离子(S₂O₈^{·-}),S₂O₈^{·-}的氧化还原电位为 2.01 V,和 PAHs 反应时较慢,Fe²⁺ 的加入,能够活化 S₂O₈^{·-},产生具有更强氧化能力的 SO₄^{·-},SO₄^{·-} 的氧化还原电位为 2.6 V。根据 16 种 PAHs 的标准氧化还原电位和它们的能隙值,得到低环 PAHs 的标准氧化还原电位(E⁰) 在 1.21~1.58 V 范围内,能隙值(Gap)在 8.0~8.5 eV 范围内;高环 PAHs 的 E⁰ 在 0.94~1.38 V 范围内,Gap 在 6.8~7.7 eV 范围内,发现标准氧化还原电位越低,能隙值越低,SO₄^{·-} 越容易与其发生反应。SR-AOPs 倾向于优先跟高环 PAHs 发生电子的转移,因此,从表观上看高环 PAHs 的去除率要高于低环 PAHs。

此外,交互作用结果显示,Na₂S₂O₈ 和 Fe²⁺ 不同配比以及培养时间对 PAHs 降解影响极显著。因此在 PAHs 降解过程中应该注意 Na₂S₂O₈ 和 Fe²⁺ 两者之间比例还有反应时间的影响,充分考虑物料和时间成本下,得到最优效果。

2.3 PAHs 不同分子性质对降解效率的影响

污染物的性质会影响降解效率,本研究选择降解效率最高的 24 h 的结果,分析比较 PAHs 不同分子性质对降解效率的影响,寻求影响 PAHs 降解的最关键因子。由图 3 可知,PAHs 的降解效率跟它的物理化学性质 E^a(电子亲和力)、E⁰(标准氧化还原电势)及

Gap(轨道能隙值)呈现正相关,PAHs 的 logKow(辛醇-水分配系数)、MW(分子量)、NOR(环数)对其去除率的影响较小。表 4 各个指标之间的相关系数进一步验证了图 3 的结论。

很多化学氧化修复技术研究普遍认为,影响 PAHs 的降解效率最大因素是 logKow,并且比较了 PAHs 的 logKow 对 PAHs 降解率的影响^[14, 25]。通过本试验发现 SR-AOPs 影响 PAHs 降解效率最大因素是 E^a。原因可能是 PAHs 氧化是在土-水界面自由基参与的反应,PAHs 和氧或者是其他接受体之间发生电子转移,电子转移又主要取决于电子亲和力,这个比疏水性在 PAHs 去除率方面提供了更有用的信息^[26]。其他相关研究也表明,PAHs 的离子势(E^a、E⁰)比它的疏水性(logKow)更影响其可处理性,尤其是在 PAHs 可以被有效氧化的试验条件下^[27]。

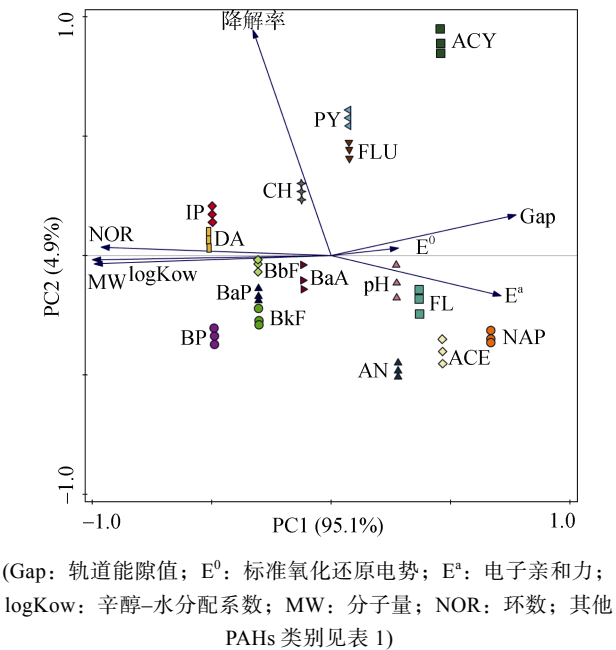


图 3 不同 PAHs 的分子性质对降解效率的影响
Fig.3 Effects of molecular properties of different PAHs on degradation efficiency

表 4 不同 PAHs 的分子性质与降解效率之间的 Pearson 相关系数
Table 4 Pearson correlation coefficients between molecular properties and degradation efficiencies of different PAHs

	E ⁰	E ^a	Gap	logKow	NOR	MW
降解效率	0.527**	0.929**	0.404**	0.260	0.309*	0.272

注: ** 表示相关性达到 P<0.01 显著水平, * 表示相关性达到 P<0.05 显著水平。

综上所述,SR-AOPs 有底物偏好,因此在实际的修复工程中,可以根据土壤污染特征选择合适的技术,目标污染物不同,适宜的氧化方法也有所差异,针对于某一种方法难以将所有的 PAHs 全部去除,还可以

考虑将多种方法进行组合,或者采取一些辅助手段,如添加不同的络合剂或者表面活性剂,从而更有效地去除土壤中的各类污染物,达到更好的修复效果^[28-30]。

4 结论

1)利用 SR-AOPs 技术, 在氧化剂 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 剂量为 5 mmol/g、 Fe^{2+} 剂量为 0.5 mmol/g 的条件下反应 24 h, 污染场地土壤中复合 PAHs 的降解率最高, 可达到 29.32%。

2)SR-AOPs 对高环的 PAHs 有明显的降解效果, 对四环 PAHs 的降解率最高, 对二环 PAHs 的降解率最低。

3)利用 SR-AOPs, 不同的 PAHs 的性质结构会影响降解效率, PAHs 的电子亲和力(E^a)与 PAHs 的降解效率相关性系数最高。

参考文献:

- [1] 金赞芳, 陈英旭. 环境的 PAHs 污染及其生物修复技术研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2001, 20(2): 123-125.
- [2] 何耀武, Yedil A. 多环芳烃类化合物在土壤上的吸附[J]. 应用生态学报, 1995, 6(4): 423-427.
- [3] Rivas F J. Polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed on soils: A short review of chemical oxidation based treatments[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 138(2): 234-251.
- [4] Rajpara R K, Dudhagara D R, Bhatt J K, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at the Gulf of Kutch, Gujarat, India: Occurrence, source apportionment, and toxicity of PAHs as an emerging issue[J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 119(2): 231.
- [5] Mastral A M, Callén M S. A Review on polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) emissions from energy generation[J]. Environmental Science & Technology, 2000, 34(15): 66.
- [6] Li J, Dong H, Zhang D, et al. Sources and ecological risk assessment of PAHs in surface sediments from Bohai Sea and northern part of the Yellow Sea, China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 96(1/2): 485-490.
- [7] 顾雪元, 顾志忙, 王晓蓉. 土壤中腐殖酸对外源农用稀土生物可利用性的影响[J]. 环境化学, 2001, 20(3): 226-231.
- [8] Jonsson S, Persson Y, Frankki S, et al. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in contaminated soils by Fenton's reagent: A multivariate evaluation of the importance of soil characteristics and PAH properties[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 149(1): 86-96.
- [9] Glaze W H, Kang J W, Chapin D H. The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation[J]. Ozone Science & Engineering, 1987, 9(4): 335-352.
- [10] 纪录, 张晖. 原位化学氧化法在土壤和地下水修复中的研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(6): 37-42.
- [11] 舒茂, 葛斐, 刘国强, 等. 亚铁离子活化过硫酸盐降解土壤中的多环芳烃研究[J]. 江苏科技信息, 2016(9): 76-80.
- [12] Zhao D, Liao X, Yan X, et al. Effect and mechanism of persulfate activated by different methods for PAHs removal in soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 254/255: 228-235.
- [13] 张海欧, 郭书海, 李凤梅, 等. 焦化场地 PAHs 污染土壤的电动-化学氧化联合修复[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(10): 1904-1911.
- [14] Ferrarese E, Andreottola G, Oprea I A. Remediation of PAH-contaminated sediments by chemical oxidation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 152(1): 128-139.
- [15] 邱莎. 过硫酸钠对我国典型土壤中多环芳烃氧化降解效果的影响[J]. 环境科学研究, 2018, 31(1): 95-101.
- [16] Isosaari P, Piskonen R, Ojala P, et al. Integration of electrokinetics and chemical oxidation for the remediation of creosote-contaminated clay[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 144(1): 538-548.
- [17] 高彦征, 朱利中, 凌婉婷, 等. 土壤和植物样品的多环芳烃分析方法研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(5): 1003-1006.
- [18] 蔡武. 不同氧化剂对炼钢厂土壤中多环芳烃的修复效果研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2016.
- [19] Lin W T, Zeng Y C, Gao Y Z, et al. Availability of polycyclic aromatic hydrocarbons in aging soils[J]. Journal of Soils and Sediments, 2010, 10(5): 799-807.
- [20] Ranc B, Faure P, Croze V, et al. Selection of oxidant doses for in situ, chemical oxidation of soils contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A review[J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, 312: 280-297.
- [21] Chen W, Hou L, Luo X L, et al. Effects of chemical oxidation on sorption and desorption of PAHs in typical Chinese soils[J]. Environmental Pollution, 2009, 157(6): 1894-1903.
- [22] 平立凤, 骆永明. 有机质对多环芳烃环境行为影响的研究进展[J]. 土壤, 2005, 37(4): 362-369.
- [23] 赵丹, 阎秀兰, 廖晓勇, 等. 不同化学氧化剂对焦化污染场地苯系物的修复效果[J]. 环境科学, 2011, 32(3): 849-856.
- [24] Andreottola G, Ferrarese E. Application of advanced oxidation processes and electrooxidation for the remediation of river sediments contaminated by PAHs[J]. Environmental Letters, 2008, 43(12): 1361-1372.
- [25] Laurent F, Cébron A, Schwartz C, et al. Oxidation of a PAH polluted soil using modified Fenton reaction in unsaturated condition affects biological and physico-chemical properties[J]. Chemosphere, 2012, 86(6): 659-664.
- [26] Dabestani R, Ivanov I N. A compilation of physical, spectroscopic and photophysical properties of polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Photochemistry & Photobiology, 2010, 70(1): 10-34.

- [27] Shih Y J, Binh N T, Chen C W, et al. Treatability assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated marine sediments using permanganate, persulfate and Fenton oxidation processes.[J]. *Chemosphere*, 2016, 150: 294–303.
- [28] 刘魏魏, 尹睿, 林先贵, 等. 生物表面活性剂强化微生物修复多环芳烃污染土壤的初探[J]. *土壤学报*, 2010, 47(6): 1118–1125.
- [29] 吉红军. Tween 80 强化-活化过硫酸钠氧化修复多环芳烃污染土壤[J]. *化工学报*, 2016, 67(9): 3879–3887.
- [30] Peluffo M, Pardo F, Santos A, et al. Use of different kinds of persulfate activation with iron for the remediation of a PAH-contaminated soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 563/564: 649–656.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.017

徐金兰, 刘博雅. 盐酸羟胺促进分级 Fenton 氧化土壤长链原油的试验研究. 土壤, 2020, 52(3): 539–544.

盐酸羟胺促进分级 Fenton 氧化土壤长链原油的试验研究^①

徐金兰, 刘博雅

(西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055)

摘 要: H₂O₂ 分次投加可以提高石油烃(total petroleum hydrocarbons, TPH)去除率, 本试验选用 900 mmol/L H₂O₂ 分 3 次投加的方式进行分级 Fenton 氧化修复长链原油污染土壤。在 Fe²⁺、固相铁、Fe²⁺+盐酸羟胺、固相铁+盐酸羟胺 4 种催化体系下进行试验, 发现在向 Fe²⁺ 体系和固相铁体系加入盐酸羟胺后, 后两级反应·OH 强度明显增强, 是未加入盐酸羟胺体系下的 3 倍 ~ 4 倍, TPH 及长链烃氧化量也大幅提高。采用向 Fenton 体系中加入盐酸羟胺的方式, 克服了分级 Fenton 氧化过程中由于 Fe²⁺不足导致·OH 强度较第一级显著降低、TPH 及长链烃氧化量大幅下降的缺陷, 促进了后两级反应过程中·OH 的产生, 从而大大提高了后两级 TPH 及长链烃的去除效果, 使后两级去除效果与第一级接近, 能够维持在较高水平, 为急需短时间进行的土壤修复提供了一定的理论依据。

关键词: H₂O₂ 分次投加; 盐酸羟胺; ·OH 强度; 长链烃; 氧化效果

中图分类号: X53 文献标志码: A

Experimental Study of Hydroxylamine Hydrochloride on Improving Fenton Oxidation of Long Chain Crude Oil in Soil

XU Jinlan, LIU Boya

(School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract: The removal rate of total petroleum hydrocarbons (TPH) can be improved by stepwise addition of H₂O₂, and the 900 mmol/L H₂O₂ was divided into 3 times for stepwise Fenton oxidation to remediate the soil polluted by long chain oil in this study. Experiment was conducted under the four catalysis systems, i.e., Fe²⁺, solid iron, Fe²⁺+ hydroxylamine hydrochloride, solid iron + hydroxylamine hydrochloride. It was found that ·OH intensities were facilitated significantly in the last two reactions when hydroxylamine hydrochloride was added to Fe²⁺ and solid iron systems, which was 3–4 times of the system without hydroxylamine hydrochloride. The oxidation of TPH and long chain hydrocarbon were also greatly increased. Hydroxylamine hydrochloride could overcome the shortcomings of significant reduction of ·OH intensity than the first stage and the significant decreases of oxidation of TPH and long chain hydrocarbons which are attributed to the lack of Fe²⁺, facilitated significantly ·OH production in second and third stages, thus, greatly improved the removal efficiencies of TPH and long chain hydrocarbon similar to the first stage and could be maintained at a higher level. This study could provide certain theoretical bases for the urgent need for short-term soil remediation.

Key words: Stepwise addition of H₂O₂; Hydroxylamine hydrochlorid; ·OH intensity; Long chain hydrocarbon; Oxidation efficiency

土壤是生态环境的重要组成部分, 是其赖以生存、发展的主要资源^[1]。我国目前土壤污染总超标率高达 16.1%^[2]。其中有机类污染物, 尤其是石油污染物已成为导致土壤安全问题的重要因素之一^[3-5]。石油污染物会引起土壤结构、性质及微生物群落的变化, 且具有致癌、致畸、致突变的特点^[6-7]。目前常

用的修复石油污染土壤的方法主要有物理修复法、化学修复法、生物修复法以及多种修复技术联用等^[8-10]。其中化学氧化技术因其修复效率高、对污染物类型不敏感受到广泛关注^[11]。Fenton 氧化是一种常用的化学处理方法, 能够快速、有效地去除残留于土壤中的石油烃类污染物, 且成本较低^[12]。然而 Fenton 氧化在

^①基金项目: 国家自然科学基金项目(51778524)资助。

作者简介: 徐金兰(1973—), 女, 浙江兰溪人, 博士, 教授, 一直从事石油污染土壤原位修复技术相关领域的教学和科研工作。

E-mail: xujinlan@xauat.edu.cn

去除土壤中有有机污染物的同时，也会破坏土壤有机质，杀死土壤中大量的土著细菌，这不仅破坏了土壤本身的性质，还会浪费部分氧化剂从而影响石油烃(total petroleum hydrocarbons, TPH)的氧化。有研究表明，低浓度的 H₂O₂ 可以减小 Fenton 氧化过程对有机质^[13]和土著细菌的破坏^[14-16]，因此本研究采用高浓度 H₂O₂ 分次投加的方式进行 Fenton 氧化。

Fenton 体系中添加的溶解性 Fe²⁺ 导致·OH 产生较快，且·OH 本身寿命很短，因此使得 Fenton 体系极不稳定；而采用分次投加的方式时 TPH 在第一级反应过程中被大量去除，第二、三级反应过程中去除量明显降低，这是因为 Fenton 体系中 Fe²⁺ 被氧化成 Fe³⁺ 致使 Fe²⁺ 不足导致的。针对以上两个缺陷，本研究采用 4 种催化方式进行 Fenton 氧化：①溶解性 Fe²⁺ 作为催化剂(称为 Fe²⁺ 体系)；②将溶解性 Fe²⁺ 与土壤有机质结合形成一种土壤固相铁作为催化剂，以提高 Fenton 体系稳定性^[17-18](称为固相铁体系)；③在 Fe²⁺ 体系每一级反应中通过加入盐酸羟胺将体系中

的 Fe³⁺ 还原成 Fe²⁺(称为 Fe²⁺+盐酸羟胺体系)；④在固相铁体系每一级反应过程中加入盐酸羟胺(称为固相铁+盐酸羟胺体系)。本研究分析了 4 种催化方式下·OH 的变化规律以及对土壤中 TPH 及长链烃的去除效果，以期为我国石油污染土壤的修复提供一定的理论依据和技术参考。

1 材料与方法

1.1 土壤样品

试验采用两种石油污染土壤，土壤 S1 取自陕西西安东郊某停车厂，土壤 S2 取自陕北油田，供试土壤理化性质见表 1，土壤中各链烃组分含量及其所占比例如图 1 所示。由于两种土壤地理位置及功能不同，其理化性质存在较大差异。土壤 S1 链烃组分主要以短链烃(C₁₁~C₂₀)为主，其占比高达 67%；而土壤 S2 链烃组分主要以长链烃(C₂₁~C₃₀)为主，其占比高达 64%。试验前，土样经碎散，去杂质，过 2 mm 细筛，混匀，在冰箱中密闭保存。

表 1 供试土壤性质
Table 1 Properties of tested soil

土壤	来源	TPH(mg/kg)	有机质(g/kg)	pH	含水率(g/kg)	短链烃(C ₁₁ ~C ₂₀)占比(%)	长链烃(C ₂₁ ~C ₃₀)占比(%)
S1	陕西西安东郊某停车厂	9 919	33	8.32	115.6	67	36
S2	陕北油田	12 178	49	8.91	135.2	33	64

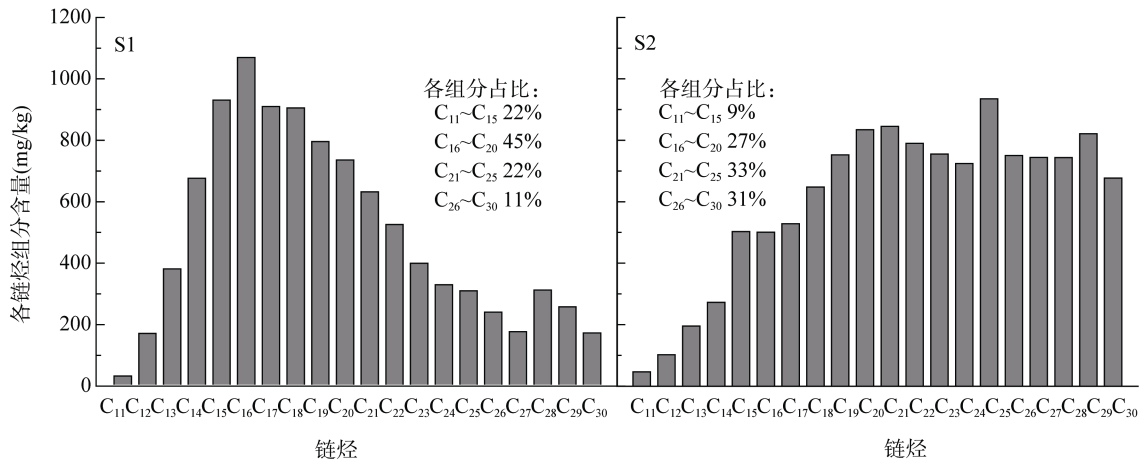


图 1 供试土壤中各链烃组分含量及其占比

Fig. 1 Concentrations and proportion of chain hydrocarbons in two tested soils

1.2 试验方法和步骤

1)H₂O₂ 投加次数对 TPH 氧化的影响。取 5 g 土样置于锥形瓶中，依次向体系中加入 FeSO₄·7H₂O 和 H₂O₂，最后定容至 60 ml，Fe²⁺ 浓度为 5.8 mmol/L。向装有土壤样品的锥形瓶中加入 FeSO₄·7H₂O 后，分为 4 组，1 组采用一次性加入 5.4 ml 30% H₂O₂(900 mmol/L)，

其余 3 组将 5.4 ml 30% H₂O₂ 分 2 次(450 mmol/L×2)、3 次(300 mmol/L×3)、4 次(225 mmol/L×4)加入，每次待 H₂O₂ 分解完后进行下一次投加。每组试验又做 3 个平行样。

2)盐酸羟胺的添加对分级 Fenton 氧化效果的影响。研究发现，有机质会螯合土壤中的铁离子进而氧

化有机污染物^[19]; 也有研究认为有机质中的腐殖酸可以通过羧酸盐、多酚和含氮化合物等表面或内部官能团与金属离子绑定^[20-21]。因此, 本研究中溶解性 Fe^{2+} 也会与有机质在固相结合。取陕西西安东郊未经污染的土壤 20 g, 向其中加入 20%(4 g)腐殖酸(HA), 再加入 40 ml 柠檬酸- FeSO_4 和 21.6 ml 的 H_2O_2 , 保持液体总体积为 240 ml(即 Fe^{2+} 最终浓度为 5.8 mol/L, H_2O_2 最终浓度为 900 mmol/L), 同时调 pH 为 7, 混合均匀, 常温下放置 7 d 后, 溶解性 Fe^{2+} 会与 HA 及有机质结合, 溶解性 Fe^{2+} 转移至固相形成固相铁^[17-18](最终铁浓度为 3 711 mg/kg)。分别在 Fe^{2+} 液相体系和固相铁体系中进行 H_2O_2 分 3 次投加(300 mmol/L $\times$ 3)的分级氧化试验, 每隔 20 h 投加一次。另外再做两组平行试验, 在 Fe^{2+} 体系和固相铁体系每次投加 H_2O_2 后加入 10% 盐酸羟胺对铁进行还原。在 4 组试验过程中分别测定 $\cdot\text{OH}$ 和 H_2O_2 随时间的变化规律, 以及 TPH 和各链烃的去除情况。每组试验又做 3 个平行样。

1.3 分析方法

采用紫外分光光度计测定 H_2O_2 分解情况^[22]; $\cdot\text{OH}$ 测定: 取待测液 20 μl 于 2 ml 的离心管中, 加入 10 μl 150 mmol/L 5, 5-二甲基-1-吡咯啉-N-氧化物(DMPO)后混合均匀, 10 000 r/min 离心 30 s 后, 利用电子顺磁共振(EPR)波谱仪进行测定^[17]; TPH 测定: 用二氯甲烷(CH_2Cl_2)萃取土壤样品后用安捷伦 HP 6890 气相色谱仪分析^[15]。

2 结果与讨论

2.1 H_2O_2 投加次数对 TPH 氧化的影响

图 1 给出了在 H_2O_2 总投加浓度为 900 mmol/L 的前提下, 土壤 S1 和 S2 在不同投加次数下 TPH 的氧化规律, 可以看出当 H_2O_2 总投加浓度不变时, 采用分级投加的方式后 TPH 的去除率均较一次投加时有明显提高, 原油污染浓度高的土壤 S2 中 TPH 去除率提高尤为明显, 当采用 H_2O_2 分 3 次投加时 TPH 去除率(39%)是单次投加(14%)的 2.8 倍。可见, 不论是以长链烃为主还是短链烃为主的土壤, 采用 H_2O_2 分次投加的方式均可有效促进 TPH 的去除效果。Chu 等^[23]、陈丽娜^[24]也进行了 H_2O_2 分次投加的研究, 发现分次投加的氧化效果要优于单次投加, 与本研究结果一致。同时本研究发现, 当 H_2O_2 投加次数增加至 4 次时, TPH 去除率较 3 次投加时有所下降, 说明 H_2O_2 投加次数增大到一定值后 TPH 去除率将不再持续升高, 即采用 H_2O_2 分级投加的方式时存在一个最

佳投加次数, 对于本研究采用的两种土壤(土壤 S1 中 TPH 含量为 9 919 mg/kg, 土壤 S2 中 TPH 含量为 12 178 mg/kg)在 H_2O_2 总投加浓度为 900 mmol/L 时最佳投加次数为 3 次。而本课题先前采用 900 mmol/L H_2O_2 分次投加的方式修复 TPH 含量为 26 900 mg/kg 的土壤时, 发现投加次数为 4 次时去除率达到最大^[13]。可见, 当采用 900 mmol/L H_2O_2 氧化 TPH 时, 土壤 TPH 含量在 10 000 mg/kg 左右时最佳投加次数为 3 次, 而随着 TPH 含量增加, 最佳投加次数也会随之增大。

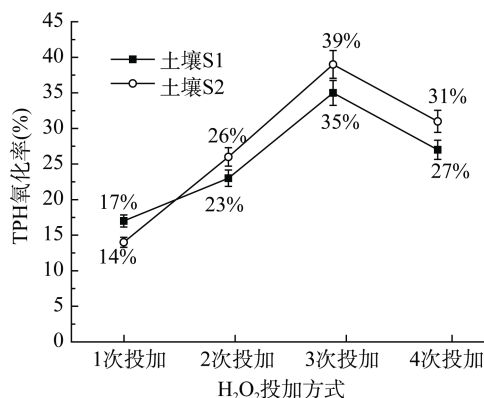


图 1 H_2O_2 投加对 TPH 氧化的影响

Fig. 1 Effect of H_2O_2 addition on oxidation of TPH

2.2 催化方式对 $\cdot\text{OH}$ 生成规律的影响

图 2、3 分别为 H_2O_2 随时间的分解情况和 $\cdot\text{OH}$ 瞬时强度, 表 2 总结了各级反应过程中 $\cdot\text{OH}$ 总强度。在 Fe^{2+} 体系中, 土壤 S1 经 H_2O_2 分次投加处理后, 第 1 级反应 H_2O_2 分解速率最快, $\cdot\text{OH}$ 总强度也最大(0.07 a.u), 后两级 H_2O_2 分解速率逐级减慢, $\cdot\text{OH}$ 强度明显降低(0.03、0.02 a.u), 这是由于 Fe^{2+} 体系在后两级反应中 Fe^{2+} 不足导致 $\cdot\text{OH}$ 产量降低。而向 Fe^{2+} 体系中加入盐酸羟胺后, 由于盐酸羟胺可以将 Fe^{3+} 还原成 Fe^{2+} , 促进了 $\cdot\text{OH}$ 的产生, 因此后两级反应中 $\cdot\text{OH}$ 强度(0.09、0.08 a.u)与第一级(0.11 a.u)接近, 后两级反应中 $\cdot\text{OH}$ 强度是未加盐酸羟胺下的 3 倍 ~ 4 倍, 均维持在较高水平。向固相铁体系加入盐酸羟胺后, $\cdot\text{OH}$ 的产生规律与 Fe^{2+} 体系类似, 后两级 $\cdot\text{OH}$ 强度(0.10、0.09 a.u)与第一级(0.13 a.u)相差不大。土壤 S2 中 $\cdot\text{OH}$ 强度与 H_2O_2 分解的变化规律与土壤 S1 基本相同, 由此可见, 在 Fe^{2+} 和固相铁体系中, 利用盐酸羟胺的还原作用均可促进 H_2O_2 分次投加反应后两级 $\cdot\text{OH}$ 的产生, 使后两级 $\cdot\text{OH}$ 产量仍维持在较高水平。同时发现, 固相铁体系中 H_2O_2 的分解速率比 Fe^{2+} 体系快, $\cdot\text{OH}$ 强度也略高于 Fe^{2+} 体系。

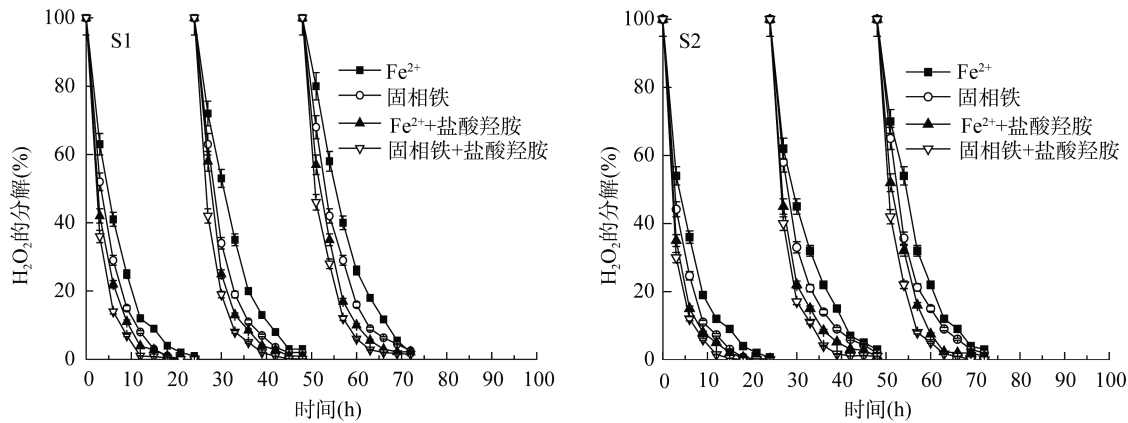
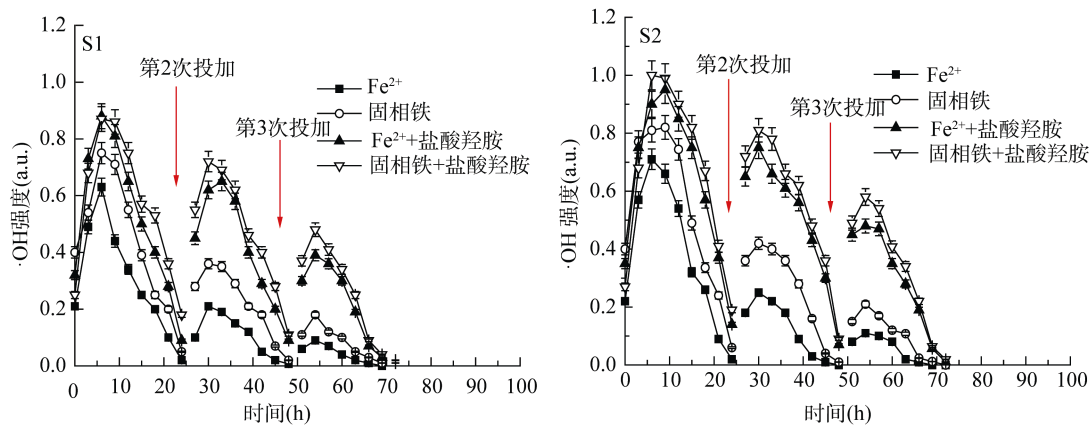


图 2 土壤 S1、S2 中 H_2O_2 随时间的分解
Fig. 2 H_2O_2 Decomposition of soil S1 and S2 with time



(图中向下箭头指向 H_2O_2 投加时间)
图 3 土壤 S1、S2 中 $\cdot OH$ 强度随时间的变化
Fig. 3 Changes of $\cdot OH$ intensities of soil S1 and S2 with time

表 2 分级 Fenton 氧化各级反应 $\cdot OH$ 强度与 TPH 及长链烃去除率的关系

Table 2 Relationship of $\cdot OH$ intensity with removal efficiencies of TPH and long chain hydrocarbon in stepwise Fenton

催化剂类型	反应级数	土壤 S1			土壤 S2		
		$\cdot OH$ 强度(a.u.)	TPH 去除率(%)	长链烃去除率(%)	$\cdot OH$ 强度(a.u.)	TPH 去除率(%)	长链烃去除率(%)
Fe^{2+}	1	0.07	20	21	0.09	21	23
	2	0.03	9	10	0.03	9	9
	3	0.02	6	4	0.02	7	4
固相铁	1	0.10	24	26	0.14	26	29
	2	0.05	11	15	0.05	12	14
	3	0.03	7	6	0.03	8	8
Fe^{2+} +盐酸羟胺	1	0.11	25	28	0.14	27	30
	2	0.09	20	26	0.13	22	27
	3	0.08	17	21	0.09	18	20
固相铁+盐酸羟胺	1	0.13	32	36	0.16	33	36
	2	0.10	26	27	0.13	27	29
	3	0.09	17	24	0.10	20	25

2.3 $\cdot OH$ 氧化石油效果

结合图 4 展示的 4 种体系下 TPH 去除效果和表 2 所示的各级反应 TPH 去除率可以看出, 在土壤 S1

处理过程中, 向 Fe^{2+} 体系加入盐酸羟胺后, 3 级反应的 TPH 去除率分别高达 25%、20%、17%, 3 级总去除率 62%。而不加盐酸羟胺时第一级反应去除率为

20%, 后两级仅为 9% 和 6%。可见, 加入盐酸羟胺后, 后两级反应 TPH 的氧化率均比不加盐酸羟胺的体系提高了 11%。由图 5 展示的长链烃去除效果和表 2 所示的各级反应长链烃去除率可以看出, 加入盐酸羟胺后 3 级反应中各级长链烃去除率分别为 28%、26%、21%, 后两级反应中长链烃的去除率与第一级接近, 且比未加入盐酸羟胺的体系(3 级反应长链烃去除率分别为 21%、10%、4%)显著提高。在土壤 S2 以及固相铁体系中呈现出相同的规律。Koolivand 等^[25]采用 30% H_2O_2 分次投加的 Fenton 氧化方式去除污泥中的 TPH, 48 h 后去除率达 53%; 本课题早期采用分级 Fenton 氧化修复石油污染土壤的研究中, 采用 1 320 mmol/L H_2O_2 分 3 次投加时 TPH 去除率为 49.6%^[15], 采用 2 450 mmol/L H_2O_2 分 5 次投加时 TPH 去除率为 59%^[16]。本研究加入盐酸羟胺后的去除率均高于这些研究, 本研究通过向反应体系中加入盐酸羟胺的方法大大提升了反应后两级的去除效果, 使其均能维持在较高水平, 因此, H_2O_2 分次投加后去除效果大幅提高。可见, 不论是以长链烃为主还是短链烃为主的土壤, 采用向反应体系中加入盐酸羟胺的方式均可以有效促进反应后两级 TPH 的氧化去除, 对长链烃的氧化效果尤为显著, 能够使其接近第一级反应的去除效果。

从表 2 展示的各级反应 $\cdot\text{OH}$ 强度与 TPH 和长链烃的去除率可以看出, TPH 和长链烃的去除率

与 $\cdot\text{OH}$ 强度呈正相关关系, 即 TPH 和长链烃的去除率随着 $\cdot\text{OH}$ 强度的增强而提高。在 Fe^{2+} 体系和固相铁体系中, 后两级反应的 $\cdot\text{OH}$ 强度较第一级有明显降低, 因此后两级 TPH 和长链烃去除效果较差, 而在加入盐酸羟胺的体系中, 后两级反应的 $\cdot\text{OH}$ 强度明显增强, 因此 TPH 和长链烃的去除效果也有明显提升。虽然 H_2O_2 分次投加的 Fenton 氧化方式在实际应用中成本高于 H_2O_2 单次投加, 但是对 TPH 和长链烃去除效果较 H_2O_2 单次投加明显提高, 可以应用于急需在短时间内修复的土壤中, 并可以通过制造固相铁以及加入盐酸羟胺等方式进一步提高对石油污染的修复效果。

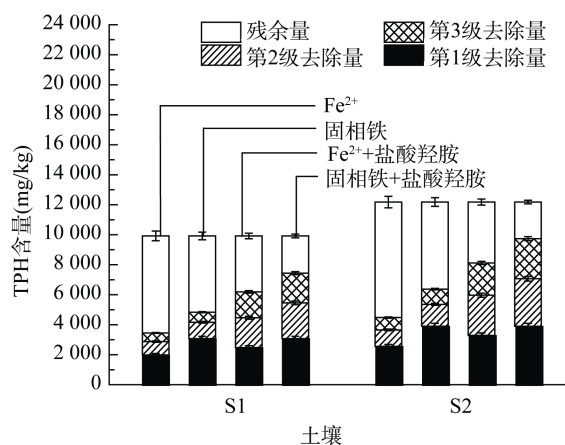


图 4 分级 Fenton 氧化土壤 S1、S2 各级反应 TPH 去除量
Fig. 4 TPH removal of soil S1 and S2 at every stage of stepwise Fenton oxidation

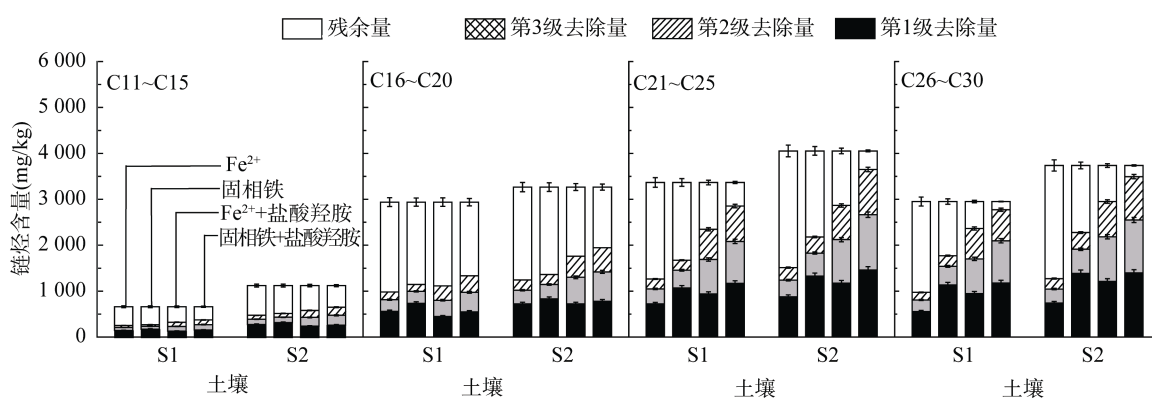


图 5 分级 Fenton 氧化土壤 S1、S2 各级反应链烃去除量

Fig. 5 Stepwise oxidation removal of chain hydrocarbon of S1 and S2

3 结论

H_2O_2 分三次投加时, 向 Fe^{2+} 体系和固相铁体系中加入盐酸羟胺可以有效地将 Fe^{3+} 还原成 Fe^{2+} , 减弱后两级反应因 Fe^{2+} 不足而受到的抑制, 从而提高后两级反应中 $\cdot\text{OH}$ 总强度, 使其维持在较高水平, 进而促进石油污染土壤中 TPH 和长链烃的去除; $\cdot\text{OH}$

强度直接影响 TPH 和长链烃的去除效果, $\cdot\text{OH}$ 强度越大, TPH 和长链烃去除率越高。

参考文献:

- [1] 惠云芳, 王鸿飞. 石油污染土壤的生物修复研究进展[J]. 西北农业学报, 2018, 27(4): 451-458.
- [2] 陈卫平, 谢天, 李笑诺, 等. 中国土壤污染防治技术体系建设思考[J]. 土壤学报, 2018, 55(3): 557-568.

- [3] 李佳, 曹兴涛, 隋红, 等. 石油污染土壤修复技术研究现状与展望[J]. 石油学报(石油加工), 2017, 33(5): 811–833.
- [4] 张泽霆, 陈英, 陈东, 等. 化学洗涤法修复石油污染土壤研究现状[J]. 油气储运, 2019, 38(1): 20–25, 50.
- [5] 刘文超, 李晓森, 刘永民, 等. 石油污染土壤修复技术应用现状[J]. 油田化学, 2015, 32(2): 307–312, 316.
- [6] 李莎莎, 孙玉焕, 胡学锋, 等. 表面活性剂对土壤中石油类污染物的洗脱效果研究[J]. 土壤, 2016, 48(3): 516–522.
- [7] 倪妮, 宋洋, 王芳, 等. 多环芳烃污染土壤生物联合强化修复研究进展[J]. 土壤学报, 2016, 53(3): 561–571.
- [8] 李援, 王亭, 王崇, 等. 石油烃污染土壤微生物修复促进技术[J]. 化工环保, 2018, 38(3): 349–352.
- [9] 邓海鑫. 原位改性 Fenton 化学氧化石油污染土壤的试验研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2014.
- [10] 施维林, 沈秋悦, 王儒, 等. 不同化学氧化剂对多环芳烃污染土壤修复效果研究[J]. 苏州科技学院学报(自然科学版), 2017, 34(1): 61–66.
- [11] 赵玲, 滕应, 骆永明. 我国有机氯农药场地污染现状与修复技术研究进展[J]. 土壤, 2018, 50(3): 435–445.
- [12] Ferguson S H, Woinarski A Z, Snape I, et al. A field trial of *in situ* chemical oxidation to remediate long-term diesel contaminated Antarctic soil[J]. Cold Regions Science and Technology, 2004, 40(1): 47–60.
- [13] 徐金兰, 宋少花, 黄廷林, 等. 柠檬酸改性 Fenton 氧化石油污染土壤的影响因素研究[J]. 西安建筑科技大学学报(自然科学版), 2015, 47(4): 605–608, 616.
- [14] Xu J L, Kong F X, Song S H, et al. Effect of Fenton pre-oxidation on mobilization of nutrients and efficient subsequent bioremediation of crude oil-contaminated soil[J]. Chemosphere, 2017, 180: 1–10.
- [15] Xu J L, Yang C W, Li L, et al. Enhancing the removal of sorbed crude oil from soil through multiple oxidation steps in stepwise Fenton processes[J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2018, 27(5): 369–382.
- [16] Xu J L, Xin L, Huang T L, et al. Enhanced bioremediation of oil contaminated soil by graded modified Fenton oxidation[J]. Journal of Environmental Sciences-china, 2011, 23(11): 1873–1879.
- [17] Xu J L, Fan X S, Huang F D, et al. Iron bound to soil organic matter catalyzes H_2O_2 to oxidize crude oil in soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2017, 322: 516–524.
- [18] Xu J L, Li L, Guo Y, et al. Novel iron bound to soil organic matter catalyzes H_2O_2 to oxidize long-chain alkanes effectively in soil[J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 339: 566–574.
- [19] Sherwood M K, Cassidy D P. Modified Fenton oxidation of diesel fuel in arctic soils rich in organic matter and iron[J]. Chemosphere, 2014, 113: 56–61.
- [20] Georgi A, Schierz A, Trommler U, et al. Humic acid modified Fenton reagent for enhancement of the working pH range[J]. Applied Catalysis B-environmental, 2007, 72(1): 26–36.
- [21] Paciolla M D, Kolla S, Jansen S A. The reduction of Dissolved iron species by humic acid and subsequent production of reactive oxygen species[J]. Advances in Environmental Research, 2002, 7(1): 169–178.
- [22] Tsai T, Kao C, Yeh T, et al. Remediation of fuel oil-contaminated soils by a three-stage treatment system[J]. Environmental Engineering Science, 2009, 26(3): 651–659.
- [23] Chu W, Chan K H, Kwan C Y, et al. Degradation of atrazine by modified stepwise-Fenton's processes[J]. Chemosphere, 2007, 67(4): 755–761.
- [24] 陈丽娜. Fenton 和 $K_2S_2O_8$ 法处理五氯酚污染土壤实验研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工程大学, 2009.
- [25] Koolivand A, Naddafi K, Nabizadeh R, et al. Application of hydrogen peroxide and Fenton as pre- and post-treatment steps for composting of bottom sludge from crude oil storage tanks[J]. Petroleum Science and Technology, 2014, 32(13): 1562–1568.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.018

孙庆超, 王旭东, 乔建晨, 等. 不同质地土壤对镉的吸附特性及影响因子研究. 土壤, 2020, 52(3): 545–551.

不同质地土壤对镉的吸附特性及影响因子研究^①

孙庆超, 王旭东, 乔建晨, 李玉龙, 赵陈晨, 高超, 梁淑轩, 刘微*

(河北大学化学与环境科学学院, 河北保定 071001)

摘要: 通过 Cd^{2+} 吸附解吸试验, 探究了初始 Cd^{2+} 浓度、pH、有机质、土壤质地和枯草芽孢杆菌-生物炭复合体对土壤吸附 Cd^{2+} 影响。结果表明: 土壤对 Cd^{2+} 的吸附能力随着溶液浓度、pH 的升高而增加, 土壤有机质可显著提高土壤对 Cd^{2+} 的固定能力, 壤土对 Cd^{2+} 的吸附能力显著高于砂质壤土。土壤施加枯草芽孢杆菌-生物炭复合体后, 土壤对于 Cd^{2+} 的吸附能力显著提高, 并且施加枯草芽孢杆菌-生物炭复合体为 20 ml/kg 时对 Cd^{2+} 的吸附量提高 11.7%; Freundlich 模型($R^2=0.997$)可以很好地拟合 Cd^{2+} 吸附过程。枯草芽孢杆菌-生物炭复合体的施加降低了土壤表面 Cd^{2+} 的解吸能力, 进一步证明复合体能加强土壤对 Cd^{2+} 的固定稳定化, 具有作为钝化剂修复土壤重金属污染、降低食品污染风险的潜力。

关键词: 枯草芽孢杆菌-生物炭复合体; 镉离子; 吸附; 解吸

中图分类号: X53 文献标志码: A

Study on Cd Adsorption Characteristics and Influencing Factors of Soils with Different Textures

SUN Qingchao, WANG Xudong, QIAO Jianchen, LI Yulong, ZHAO Chencheng, GAO Chao, LIANG Shuxuan, LIU Wei*
(College of Chemistry & Environmental Science, Hebei University, Baoding, Hebei 071001, China)

Abstract: The effects of the initial Cd^{2+} concentration, soil pH, organic matter, texture and *Bacillus subtilis*-biochar complex on the Cd^{2+} adsorption in soils were studied by adsorption and desorption experiments. The results showed that the adsorption capacity of soil for Cd^{2+} increased with the increase of Cd^{2+} initial concentration and pH. Organic matter significantly promoted the immobilization of Cd^{2+} in soil. The adsorption capacity of loam for Cd^{2+} was significantly higher than that of sandy loam. After applied *Bacillus subtilis*-biochar immobilized complex, the adsorption capacity of soil for Cd^{2+} was significantly higher than that of the control group, and the maximum increase was 11.7% when applied 20 ml/kg of *Bacillus subtilis*-biochar immobilized complex. The Freundlich model could well fit the adsorption process of Cd^{2+} ($R^2=0.997$). The desorption rate of Cd^{2+} in soil after applied *Bacillus subtilis*-biochar immobilized complex was lower than that of the control group. In conclusion, the application of *Bacillus subtilis*-biochar immobilized complex in soil can effectively fix Cd and has a great potential as a passivating agent to repair soil polluted by heavy metals and ensure the safety of food and vegetables.

Key words: *Bacillus subtilis*-biochar immobilized complex; Cadmium; Adsorption; Desorption

随着工业的发展, 工业“三废”的排放、矿渣的不恰当处理、农用物资的滥用、城市生活废物特别是电子垃圾的增加, 加速了 Cd 在土壤中的积累^[1], 导致我国农田土壤 Cd 问题日趋严重^[2]。Cd 具有较大的生物毒性并且迁移活跃, 是土壤优先控制元素之一^[3]。截至 2014 年, 全国 7% 耕地土壤 Cd 超标^[4], Cd 污染土壤面积高达 13 330 hm^2 ^[5], 对人民健康和粮食安全造成较大威胁。

影响土壤中 Cd^{2+} 稳定性的因子主要包括有机质、碳酸钙和铁锰氧化物含量, 温度, 时间等^[6-7]。土壤环境的变化如理化性质和调理剂的施入会对进入土壤中 Cd 的吸附和解吸动态平衡产生影响, 进而改变土壤中 Cd 的环境风险。通常有机质含量较高的土壤对 Cd 的吸附能力较强, 质地细和碳酸盐含量高的土壤易积累 Cd^[8], 砂土及排水良好的土壤中不易积累 Cd^[9]。

①基金项目: 河北省自然科学基金项目(D2016201102)和河北省现代农业产业技术体系蔬菜产业创新团队项目(HBCT2018030206)资助。

* 通讯作者(auhlw80@126.com)

作者简介: 孙庆超(1992—), 男, 河北沧州人, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤污染治理。E-mail: 313019100@qq.com

生物质炭作为重金属污染土壤绿色调理剂^[10-13], 由于其具有较多的含氧官能团、丰富的孔隙结构以及较大的比表面积等特点^[14], 可以增强土壤氧化还原特性, 增加土壤有机质含量^[15], 改善生物学活性。同时, 其松散的结构可以作为某些功能微生物如枯草芽孢杆菌的载体, 通过物理、化学和生物学作用共同达到降低土壤 Cd 活性和毒性的目的^[16-17]。

鉴于此, 通过研究不同吸附条件(浓度、有机质、pH、质地)和枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体施加后土壤对 Cd²⁺ 的吸附与解吸作用动态规律, 以明确土壤

条件对 Cd 固定能力的影响及其稳定性^[18], 探索施加枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体对土壤吸附 Cd 的增强效应, 为 Cd 污染土壤的修复提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤分别取自沧州某设施蔬菜大棚和保定市郊区, 土壤质地分别为壤土和砂质壤土, 以研究不同质地土壤对 Cd²⁺ 的吸附差异。采样深度为 0 ~ 20 cm 表土层土壤, 去除残叶等生物残体, 自然风干后过 20 目筛备用。土壤的基本性质见表 1。

表 1 供试土壤的理化性质
Table 1 Physicochemical properties of tested soil

土壤 样品	pH	电导率 (μS/cm)	土壤质地 (g/kg)			有机质 (g/kg)	全氮 (g/kg)	全磷 (g/kg)	全钾 (g/kg)
			砂粒	粉粒	黏粒				
壤土	8.0	788	520	402	78	20.9	1.72	2.96	46.5
砂质壤土	7.8	114	685	215	100	7.4	0.58	0.66	35.9

供试菌株为枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*), 枯草芽孢杆菌培养基: 蛋白胨 10 g/L, 牛肉浸膏 5 g/L, NaCl 5 g/L, 调 pH 至 7.5。培养基于 121 °C、0.15 MPa 条件下灭菌 20 min 后用于细菌培养。由菌种保存斜面挑取菌落接种于培养基中, 30 °C、180 r/min 振荡培养, 培养 20 h 左右直到细胞生长到指数后期收获菌悬液。以无菌水调节悬液浓度为 5×10^8 cells/ml。

在前期研究的基础上, 将 75 ml 枯草芽孢杆菌液与 30 g 生物质炭于 250 ml 三角瓶中混合, 30 °C、180 r/min 振荡复合 48 h, 使枯草芽孢杆菌吸附挂膜于生物质炭表面, 制成枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体。

1.2 研究方法

1) 土壤中枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体的施加。添加量分别为 0 (对照, CK)、10、20、30、50 ml/kg。施加枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体后的土壤保持田间最大持水量的 60%, 平衡 30 d 后采集土壤进行测定。

2) 有机质的去除。分别取风干、过 20 目筛后的土壤, 加入 30% 的 H₂O₂ 溶液, 充分搅动土壤, 使有机质分解, 待样品中不再有气泡生成时, 再加入少量 H₂O₂ 溶液, 重复进行 3 次, 经风干过 20 目筛后贮藏备用。

3) 批次吸附试验。初始溶液 pH 范围为 3 ~ 8, Cd 溶液浓度为 11.2 ~ 281.0 mg/L。为确定某环境参数对 Cd²⁺ 吸附作用的影响, 保持其他参数不变、以该参数为唯一变量进行吸附试验。取土壤样品 1.50 g 置于离心管中并加入 30 ml Cd 溶液, 调节 pH, 然后将样

品在 25 °C 恒温振荡器中振荡 180 min, 然后将悬浮液 5 000 r/min 离心 10 min, 收集上清液, 通过原子吸收光谱仪测定上清液 Cd²⁺ 浓度。由溶液中 Cd²⁺ 浓度的降低计算复合体的吸附量。离心管中剩余残渣待自然风干后, 放入自封袋留存。以上试验重复 3 次。

4) 解吸试验。将上述吸附试验离心后的土样, 以 0.01 mol/L NaNO₃ 溶液做解吸剂, 按 1:20 土水比, 经充分混匀后, 在 25 °C 下振荡 2 h, 离心, 测定上清液 Cd²⁺ 浓度。土壤中 Cd²⁺ 解吸率为土壤中 Cd²⁺ 解吸量和吸附量比值的百分数。以上试验均重复 3 次。

1.3 数据处理

为了确定土壤对 Cd²⁺ 的吸附等温特征, 选择 Langmuir 和 Freundlich 等温线模型进行非线性拟合。等温吸附模型及参数如下:

$$C_e / q_e = C_e / q_m + 1 / (b \times q_m) \quad (1)$$

$$\ln q_e = \ln K + (1/n) \times \ln C_e \quad (2)$$

式中: q_e (mg/g) 和 C_e (mg/L) 分别为 Cd²⁺ 吸附量和溶液中的 Cd²⁺ 浓度; q_m (mg/ml) 为最大吸附容量; b 为与结合位点的亲和力相关的 Langmuir 常数; K 为吸附容量常数, $1/n$ 为 Freundlich 经验参数, 与吸附强度有关。

应用 Microsoft Office Excel 2010 和 SPSS 20 进行数据统计分析, 采用 SigmaPlot 12.5 作图。

2 结果与讨论

2.1 壤土对 Cd 的等温吸附特征

壤土对不同平衡溶液中 Cd²⁺ 的吸附量如图 1

所示,土壤对于 Cd^{2+} 的吸附量随初始 Cd^{2+} 浓度的增大而增大, Cd^{2+} 浓度由 11.2 mg/L 增至 281.0 mg/L 时, Cd^{2+} 吸附量由 0.22 mg/g 增至 4.25 mg/g。在试验浓度范围内,壤土对 Cd^{2+} 吸附量未达到 100%,主要是由于土壤对于 Cd 的吸附位点远高于试验中所设的离子浓度^[19]。本试验所用的农田壤土对 Cd 的吸附能力高于一般的林地和草地土壤,以 Cd^{2+} 浓度为 100 mg/L 时,3 种土壤对 Cd^{2+} 的吸附量分别为 1.84、0.884 和 0.5 mg/g^[20]。 Cd^{2+} 浓度由 11.2 mg/L 增至 281.0 mg/L 时,土壤对于 Cd^{2+} 的解吸率缓慢

增加,但是最大解吸率仍小于 2%,表明壤土能保留大部分外源 Cd^{2+} ,这部分不能解吸的 Cd^{2+} 代表壤土对 Cd(II) 有很强的亲和力和固定能力。由表 2 可知 Langmuir 和 Freundlich 模型可以很好地拟合壤土对溶液 Cd(II)的等温吸附过程,土壤获得的最大理论吸收容量为 18.0 mg/g。但是 Freundlich 等温模型($R^2 = 0.991$)比 Langmuir 等温模型($R^2 = 0.976$)更适于描述该吸附过程,证实了该土壤对 Cd^{2+} 的吸附发生在非均匀的表面而不是均匀的单层吸附表面,也表明土壤介质的异质性和复杂性会影响重金属的吸附过程^[21-22]。

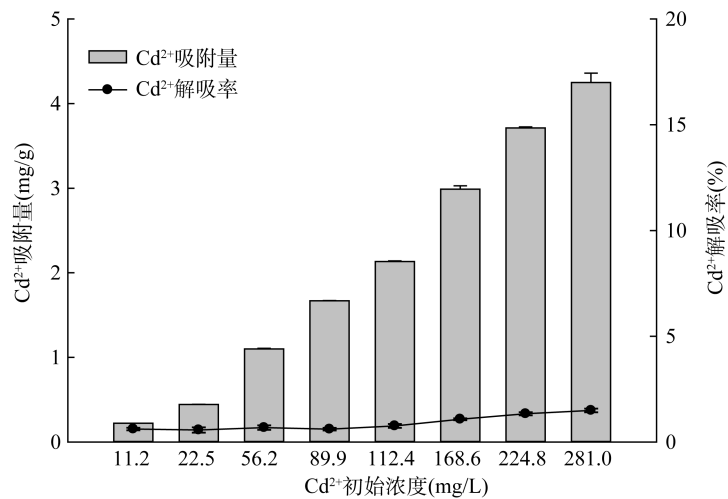


图 1 不同初始 Cd^{2+} 浓度对壤土吸附和解吸 Cd^{2+} 的影响
Fig. 1 Effects of different initial Cd^{2+} concentrations on adsorption and desorption of loam for Cd^{2+}

表 2 壤土 Cd^{2+} 吸附模型拟合参数
Table 2 Fitting parameters of Cd^{2+} adsorption model of loam

材料	Langmuir 方程			Freundlich 方程		
	$q_m(\text{mg/g})$	$b(\text{L/mg})$	R^2	K	n	R^2
壤土	18.0	1.15	0.940	0.02	0.93	0.997

2.2 pH 对土壤吸附 Cd 的影响

pH 可以影响土壤表面的官能团和表面电荷的解离以及 Cd^{2+} 在溶液中的形态,进而影响土壤对平衡溶液中 Cd^{2+} 的吸附量^[18]。因此,溶液体系的 pH 是控制金属离子吸附行为的主要参数之一。对供试的土样(壤土)在不同 pH 的溶液条件下对 Cd^{2+} 吸附能力进行评估,结果如图 2 所示。随着 pH 由 3 增大至 6,土壤对平衡溶液中 Cd^{2+} 的吸附量呈现上升趋势,由 1.03 mg/g 增至 1.09 mg/g。在 $\text{pH} = 6 \sim 7$ 时,吸附曲线的倾斜程度变小,曲线逐渐变得缓和,在 $\text{pH} = 7$ 时,土壤对溶液中的 Cd^{2+} 吸附量达到最大值,为 1.10 mg/g;在 $\text{pH} = 8$ 时,土壤对溶液中的 Cd^{2+} 吸附量维持在 1.10 mg/g。溶液体系 pH 在酸性时对土壤的吸附 Cd^{2+} 能力影响较大。有研究表

明在酸性条件下,土壤的表面性质是制约 Cd^{2+} 吸附的主要因素^[23-25]。其中阳离子交换是主要吸附机制,且溶液中存在较多的 H^+ , H^+ 与重金属 Cd^{2+} 竞争土壤的吸附位点,导致吸附量较低,而随着溶液 pH 的增加,土壤颗粒表面发生去质子化,负电荷数量增加,使得土壤对 Cd^{2+} 的吸附量增加^[26],而且在较高 pH 时, Cd^{2+} 可能会与溶液中多余的 OH 产生 Cd 的氢氧化物沉淀。土壤表面性质以外的因素(水解、沉淀等)对吸附的影响逐渐加强,不同土壤对 Cd^{2+} 的吸附差异逐渐减少^[25]。王海燕等^[27]用数学方法推导得出土壤 Cd 吸附量与土壤 pH 呈正比;王金贵^[28]研究表明 pH 升高有利于增强土壤有机质-金属络合物的稳定性,进而加强土壤对 Cd^{2+} 的吸附力。

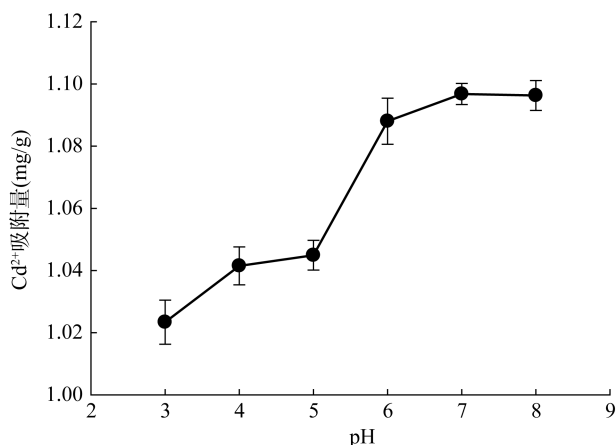


图 2 pH 对土壤吸附 Cd^{2+} 的影响
Fig. 2 Effect of pH on Cd^{2+} adsorption by loam

2.3 有机质对土壤吸附 Cd 的影响

由图 3 可见,有机质会影响土壤对 Cd^{2+} 的吸附能力,在较低浓度 Cd 溶液中(11.2 ~ 89.9 mg/L),未去除有机质的土壤和去除有机质的土壤对 Cd^{2+} 的吸附量基本一致,并且均随着初始浓度的增加呈现上升趋势;当 Cd 溶液初始浓度较大时(89.9 ~ 281 mg/L),去除有机质的土壤对 Cd^{2+} 的吸附量显著低于未去除有机质的土壤,并且二者均随着溶液浓度的增加而上升,当溶液 Cd 浓度为 281 mg/L 时,去除有机质后土壤对 Cd^{2+} 的吸附量(3.50 mg/g)比原土壤吸附量(4.25 mg/g)降低了 17.6%,表明有机质对土壤吸附并固定溶液中 Cd^{2+} 的能力具有一定的促进作用。这也与宋鑫莱等^[29]的研究结果相同,土壤有机质的去除会降低其对重金属的络合能力和吸附能力,增大重金属的生物可利用性。这可能是因为去除有机质后会降低土壤表面负电荷数目从而降低土壤对于溶液中 Cd^{2+} 的吸附能力^[6]。因为有机质的去除减少了土壤表面含氧官能团数目,减少了阳离子的吸附点位,降低了土壤阳离子交换量,从而降低了土壤对于平衡溶液中 Cd^{2+} 的吸附能力^[20]。另一方面可能是由于有机质表面羧基、酚羟基等多种官能团是络合吸附金属离子的主要胶体物质,有机质去除导致土壤中络合吸附金属离子的主要胶体物质减少,进而降低了对 Cd^{2+} 的吸附能力^[30]。朱宁^[31]研究发现有机质对土壤吸附 Cd 的贡献能力较大,在不同大小的土壤微团聚体中有机质吸附 Cd 的贡献能力为 12% ~ 26%,本研究结果与此一致。

2.4 土壤质地对土壤 Cd 吸附的影响

分别对壤土和砂质壤土进行 Cd^{2+} 的等温吸附试验,结果如图 4 所示,二者对 Cd^{2+} 的吸附量均随着 Cd^{2+} 浓度的增加而增加。在 Cd^{2+} 平衡溶液浓度为

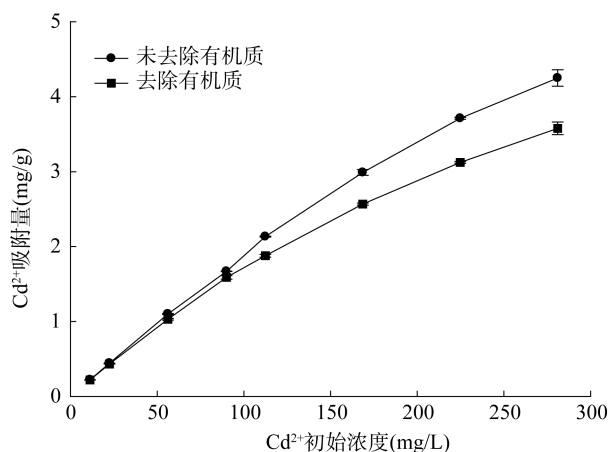


图 3 有机质对土壤 Cd^{2+} 吸附的影响
Fig. 3 Effect of organic matter on Cd^{2+} adsorption by loam

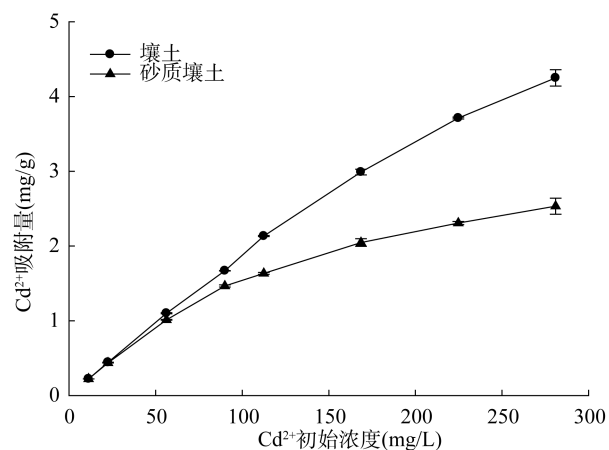


图 4 不同土壤质地对 Cd^{2+} 的等温吸附曲线
Fig. 4 Cd^{2+} isothermal adsorption curves of loam and sandy loam

11.2 ~ 56.2 mg/L 时,两种质地的土壤对于 Cd^{2+} 的吸附量无明显差异。当 Cd^{2+} 初始浓度大于 56.2 mg/L 时,砂质壤土对 Cd^{2+} 的吸附能力显著低于壤土,且随着 Cd^{2+} 初始浓度的增大两种质地的土壤对 Cd^{2+} 的吸附量差值也逐渐增大。当 Cd^{2+} 浓度为 281 mg/L 时,砂质壤土对 Cd^{2+} 的吸附量(2.53 mg/g)相比壤土(4.25 mg/g)降低了 40.5%。由表 1 可知砂质壤土的有机质含量(7.4 g/kg)显著低于壤土(20.9 g/kg),说明有机质的差异可能是砂质壤土和壤土对 Cd^{2+} 吸附能力不同的主要原因。房莉等^[31]研究表明,农田、草地和林地对 Cd^{2+} 的吸附性能差异和土壤中有有机质的含量有关,土壤有机质含量越大,其含有的羟基和羧基也多,吸附作用也越大。咸翼松^[32]研究青紫泥和黄斑田对 Cd^{2+} 的吸附量差异与其有机质的含量有关;另外有研究表明不同土壤质地的组成成分能够影响土壤颗粒的吸持性能^[33],黏粒含量的增加能提高 Cd 的吸附量^[25, 34],土壤 pH 的升高也能够增强土壤表面的电负性进而增强对 Cd^{2+} 的吸附能力^[35],土壤中氮磷

含量的增加可以降低土壤中 Cd 水溶性和可交换态的含量^[36]。

2.5 枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体对土壤 Cd 等温吸附的影响

图 5 为供试土样(壤土)添加枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体后对 Cd^{2+} 的吸附量和解吸率曲线(初始 Cd^{2+} 浓度为 225 mg/L), 由图 5 可知, 土壤中添加枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体后, 土壤对 Cd^{2+} 的吸附量均显著高于对照组($P<0.05$)。但 Cd^{2+} 的吸附量并不一直随枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体的施加量的增加而增加。在添加枯草芽孢杆菌-生物质炭量为 20 ml/kg 组, 土壤对溶液中 Cd^{2+} 的吸附量达到最大值, 为 3.44 mg/g, 较对照处理高 11.7%。同时, 添加枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体, 土壤吸附 Cd^{2+} 后对 Cd^{2+} 的解吸能力(0.42% ~ 0.48%)均低于对照组(0.55%), 随着添加量的增加土壤表面 Cd^{2+} 的解吸率缓慢增加, 在复合体添加量为 10 ml/kg 时有最小解吸率为 0.42%。综合吸附量和解吸率可知, 土壤中最优的枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体添加剂量为 10 ~

30 ml/kg, 出现这种现象的原因可能是添加枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体后, 生物质炭的存在会增加土壤的空隙度, 增加土壤的含水率和阳离子交换量^[37], 进而增加对 Cd^{2+} 的吸附能力^[38]。Beesley 等^[39]将生物质炭施入土壤后, 土壤沥出液中 Cd^{2+} 的浓度显著降低; Lu 等^[40]将稻草秸秆生物质炭施入到土壤中, 酸提取态的 Cd 含量降低了 11%。另外枯草芽孢杆菌可以钝化土壤中的 Cd^{2+} , 李晓晴^[41]研究表明用枯草芽孢杆菌菌液处理土壤(棕壤、潮土、褐土)后可以显著降低土壤中有效态 Cd 含量; 纪宏伟等^[42]研究表明枯草芽孢杆菌可降低潮褐土有效态 Cd 含量的 5.07% ~ 42.63%, 促进土壤中的 Cd 由可交换的形态向其他形态转化。枯草芽孢杆菌能够增加土壤微生物群落的丰度和多样性, 进而促进土壤中微生物对重金属的吸附作用^[43-44], 并且生物质炭和枯草芽孢杆菌均对 Cd^{2+} 具有吸附特性^[45-46], 进而使土壤对于 Cd^{2+} 的吸附解吸能力发生改变。本文结果与以上研究一致, 表明枯草芽孢杆菌联合生物质炭能够增加土壤对 Cd^{2+} 的吸附能力, 降低 Cd 的生物毒性。

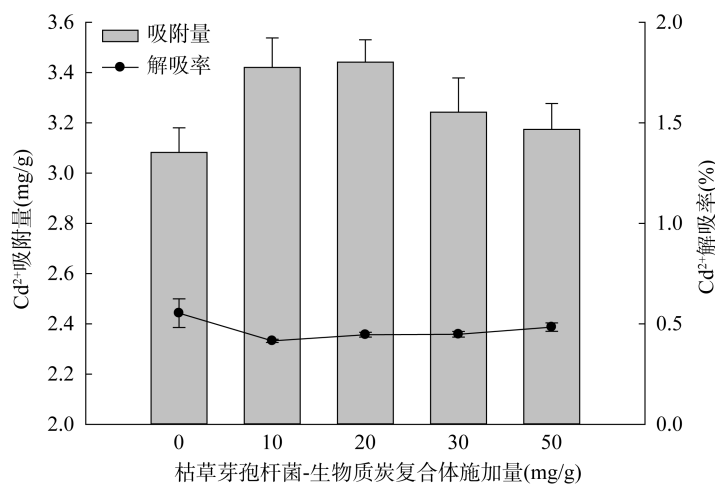


图 5 枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体对土壤 Cd^{2+} 吸附与解吸的影响

Fig. 5 Cd^{2+} adsorption and desorption by soil added with different amounts of *Bacillus subtilis*-biochar immobilized complex

3 结论

土壤对 Cd^{2+} 的吸附量随着溶液 Cd 浓度、pH 的增大而增大。有机质的去除会降低土壤对 Cd^{2+} 的吸附能力, 壤土对 Cd^{2+} 的吸附能力高于砂土。施加枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体能够提升土壤对 Cd^{2+} 的吸附能力, 并且在施加量为 20 mg/L 对 Cd^{2+} 的吸附量达到最大值(3.44 mg/g), 且比对照组高出 11.7%。同时, Freundlich 模型($R^2=0.997$)表明土壤对 Cd^{2+} 吸附发生在非均质表面。施加枯草芽孢杆菌-生物质炭复合体会降低土壤对 Cd^{2+} 的解吸率。因此, 枯草芽

孢杆菌-生物质炭复合体对加强重金属在土壤中的固定稳定化提供了可能。

参考文献:

- [1] 沈倩, 党秀丽. 土壤重金属镉污染及其修复技术研究进展[J]. 安徽农业科学, 2015, 43(15): 92-94.
- [2] 苗亚琼, 林清. 广西土壤重金属镉污染及对人体健康的危害[J]. 环境与可持续发展, 2016, 41(5): 171-173.
- [3] 和君强, 贺前锋, 刘代欢, 等. 土壤镉食品卫生安全阈值影响因素及预测模型——以长沙某地水稻土为例[J]. 土壤学报, 2017, 54(5): 1181-1194.

- [4] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[J]. 环境教育, 2014(6): 8–10.
- [5] 宁校平, 陈文清. 土壤镉污染修复技术发展现状[J]. 四川化工, 2015, 18(6): 18–21.
- [6] 焦文涛, 蒋新, 余贵芬, 等. 土壤有机质对镉在土壤中吸附-解吸行为的影响[J]. 环境化学, 2005, 24(5): 545–549.
- [7] 陈同斌, 陈志军. 水溶性有机质对土壤中镉吸附行为的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(2): 183–186.
- [8] Whalley C, Grant A. Assessment of the phase selectivity of the European Community Bureau of Reference (BCR) sequential extraction procedure for metals in sediment[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1994, 291(3): 287–295.
- [9] 李宇庆, 陈玲, 仇雁翎, 等. 上海化学工业区土壤重金属元素形态分析[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 154–155.
- [10] 吕豪豪, 刘玉学, 杨生茂. 生物质炭化技术及其在农林废弃物资源化利用中的应用[J]. 浙江农业科学, 2015, 56(1): 19–22.
- [11] 杨兰, 李冰, 王昌全, 等. 改性生物炭材料对稻田原状和外源镉污染土钝化效应[J]. 环境科学, 2016, 37(9): 3562–3574.
- [12] 杨晓庆, 侯仔尧, 常梦婷, 等. 生物炭对镉污染土壤的修复研究[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(6): 335–337.
- [13] 郭文娟, 梁学峰, 林大松, 等. 土壤重金属钝化修复剂生物炭对镉的吸附特性研究[J]. 环境科学, 2013, 34(9): 3716–3721.
- [14] 李力, 刘娅, 陆宇超, 等. 生物炭的环境效应及其应用的研究进展[J]. 环境化学, 2011, 30(8): 1411–1421.
- [15] 沈盟, 蒋芳玲, 王珊, 等. 生物质炭施用量对土壤性状和番茄产质量的影响[J]. 土壤, 2017, 49(3): 534–542.
- [16] Bai J, Yang X, Du R, et al. Biosorption mechanisms involved in immobilization of soil Pb by *Bacillus subtilis* DBM in a multi-metal-contaminated soil[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(10): 2056–2064.
- [17] Wang T, Sun H. Biosorption of heavy metals from aqueous solution by UV-mutant *Bacillus subtilis*[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20(10): 7450–7463.
- [18] 倪吾钟, 龙新宪, 杨肖娥. 菜园土壤镉吸附-解吸特性的研究[J]. 广东微量元素科学, 2000, 7(10): 11–15.
- [19] Tavlieva M P, Genieva S D, Georgieva V G, et al. Thermodynamics and kinetics of the removal of manganese(II) ions from aqueous solutions by white rice husk ash[J]. *Journal of Molecular Liquids*, 2015, 211: 938–947.
- [20] 房莉, 余健, 张彩峰, 等. 不同土地利用方式土壤对铜、镉离子的吸附解吸特征[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(10): 1257–1263.
- [21] Idrees M, Batool S, Ullah H, et al. Adsorption and thermodynamic mechanisms of manganese removal from aqueous media by biowaste-derived biochars[J]. *Journal of Molecular Liquids*, 2018, 266: 373–380.
- [22] 荆延德, 赵石萍, 何振立. 土壤中汞的吸附-解吸行为研究进展[J]. 土壤通报, 2010, 41(5): 1270–1274.
- [23] Zhu Z, Gao C, Wu Y, et al. Removal of heavy metals from aqueous solution by lipopeptides and lipopeptides modified Na-montmorillonite[J]. *Bioresour Technol*, 2013, 147: 378–386.
- [24] 宗良纲, 徐晓炎. 土壤中镉的吸附解吸研究进展[J]. 生态环境, 2003, 12(3): 331–335.
- [25] 王果. Cu、Cd 在 2 种土壤上的吸附特征[J]. 福建农业大学学报, 1995, 24(4): 436–441.
- [26] 廖敏, 黄昌勇, 谢正苗. pH 对镉在土水系统中的迁移和形态的影响[J]. 环境科学学报, 1999, 19(1): 83–88.
- [27] 王海燕, 吴晓芙, 胡曰利. 土壤镉活度模型与控制相研究[J]. 中南林学院学报, 2000, 20(2): 1–6.
- [28] 王金贵. 我国典型农田土壤中重金属镉的吸附-解吸特征研究[D]. 杨陵: 西北农林科技大学, 2012.
- [29] 宋鑫莱, 王耀晶, 张琢, 等. 有机质的去除对磷酸盐稳定土壤铅的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(8): 1522–1527.
- [30] 宋波, 曾炜铨. 土壤有机质对镉污染土壤修复的影响[J]. 土壤通报, 2015, 46(4): 1018–1024.
- [31] 朱宁. 棕壤各粒级微团聚体及组成成分对 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 吸附特性和吸附机制影响的研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2005.
- [32] 咸冀松. 施用泥炭对土壤镉形态及其植物有效性的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2008.
- [33] 张枝枝, 张福平, 燕玉超, 等. 渭河两岸缓冲带的土壤有机质含量分布特征及其影响因子[J]. 土壤, 2017, 49(2): 393–399.
- [34] Hooda P S, Alloway B J. Cadmium and lead sorption behaviour of selected English and Indian soils[J]. *Geoderma*, 1998, 84(s 1–3): 121–134.
- [35] 张玉芬, 刘景辉, 杨彦明, 等. 通辽地区 4 种典型土壤对铅、汞、镉和砷的吸附解吸特征[J]. 中国农业大学学报, 2015, 20(5): 111–118.
- [36] Tu C, Zheng C R, Chen H M. Effect of applying chemical fertilizers on forms of lead and cadmium in red soil[J]. *Chemosphere*, 2000, 41(1/2): 133–138.
- [37] 李博, 卢瑛, 熊正琴. 施用生物炭对集约化菜地土壤肥力质量的影响[J]. 土壤学报, 2018, 55(6): 1345–1357.
- [38] 尚艺婕, 王海波, 史静. 生物质炭对土壤团聚体微域环境及重金属污染的作用研究[J]. 中国农学通报, 2015, 31(7): 223–228.
- [39] Beesley L, Marmiroli M. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(2): 474–480.

- [40] Lu K, Yang X, Gielen G, et al. Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated soil[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 186(Pt 2): 285–292.
- [41] 李晓晴. 枯草芽孢杆菌对花生镉积累的影响机制研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2013.
- [42] 纪宏伟, 王小敏, 庞宏伟, 等. 枯草芽孢杆菌与巨大芽孢杆菌对土壤有效态 Cd 的影响研究[J]. *水土保持学报*, 2015, 29(3): 325–329.
- [43] Liu W, Zuo Q, Zhao C, et al. Effects of *Bacillus subtilis* and nanohydroxyapatite on the metal accumulation and microbial diversity of rapeseed (*Brassica campestris* L.) for the remediation of cadmium-contaminated soil[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(25): 25217–25226.
- [44] Wang T, Sun H, Jiang C, et al. Immobilization of Cd in soil and changes of soil microbial community by bioaugmentation of UV-mutated *Bacillus subtilis* 38 assisted by biostimulation[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2014, 65: 62–69.
- [45] Li H, Dong X, Da Silva E B, et al. Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications[J]. *Chemosphere*, 2017, 178: 466–478.
- [46] 徐立芹. 枯草芽孢杆菌对 Cu~(2+)和 Cd~(2+)吸附特性及机理的研究[D]. 沈阳: 东北大学, 2009.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.019

蒋倩, 朱建国, 朱春梧, 等. 大气 CO₂ 浓度升高对矿质元素在水稻中分配及其根际有效性的影响. 土壤, 2020, 52(3): 552–560.

大气 CO₂ 浓度升高对矿质元素在水稻中分配及其根际有效性的影响^①

蒋倩^{1,2}, 朱建国^{1*}, 朱春梧¹, 刘钢¹, 张继双^{1,2}, 徐习^{1,2}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 在开放式空气 CO₂ 浓度升高(free-air CO₂ enrichment, FACE)条件下, 研究了籼稻 IY084 与粳稻 WYJ23 根际土壤矿质元素(Fe、Mn、Cu、Zn、Ca 和 Mg)有效态含量及其在水稻各组织中的吸收与分配, 结合前期稻米矿质元素含量下降的研究结果, 探讨了其下降的机制。结果表明: 大气 CO₂ 浓度升高, 显著增加水稻穗、茎、根和整株生物量, 两个品种平均增加 19.4%、9.3%、23.4%、16.0%; 根际土壤中矿质元素的有效态含量大体呈增加趋势; 除 Ca 吸收量增加外, 水稻其他矿质元素总吸收量未发生显著变化; 显著促进大部分矿质元素在穗中的吸收与分配, 而降低其在茎中的分配比; 在穗内有增加大部分矿质元素在壳梗中滞留的趋势, 相应地减少其在糙米中的分配比。品种效应分析显示, IY084 的茎和整株生物量, 以及穗中 Fe、Mn、Cu, 叶中 Zn、Mg, 茎中 Cu 的吸收量与分配百分数均显著高于 WYJ23, 而叶中 Mn、茎中 Fe 和根中 Cu、Zn 则呈相反趋势。可见, 大气 CO₂ 浓度升高条件下, 碳水化合物与矿质元素从植株营养器官到籽粒的不平衡转运以及在壳梗中的滞留可能是导致两水稻品种糙米中矿质元素含量降低的重要原因。

关键词: FACE; 籼稻; 粳稻; 稻米品质; 有效态含量; 吸收; 分配

中图分类号: S511 **文献标志码:** A

Effects of Free-air CO₂ Enrichment(FACE) on Mineral Element Partitioning and Rhizosphere Availability of Rice (*Oryza sativa* L.)

JIANG Qian^{1,2}, ZHU Jianguo^{1*}, ZHU Chunwu¹, LIU Gang¹, ZHANG Jishuang^{1,2}, XU Xi^{1,2}

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: A previous investigation had demonstrated that mineral element (Fe, Mn, Cu, Zn, Ca and Mg) concentrations in brown rice of indica IY084 and japonica WYJ23 (*Oryza sativa* L.) were significantly reduced by elevated [CO₂]. However, the underlying mechanisms were still unclear. Thus, a field experiment was conducted to investigate mineral element partitioning and rhizosphere availability of IY084 and WYJ23 with a Free-air CO₂ Enrichment (FACE) in Eastern China. The results showed that regardless of cultivars, the biomass of panicles, stems, roots and whole plants were significantly stimulated by elevated [CO₂] with average increase of 19.4%, 9.3%, 23.4% and 16.0%, respectively. Generally, elevated [CO₂] trended to raise the bio-available contents of mineral elements in the rhizosphere soils. Except for the enhanced accumulation of Ca, most of mineral element accumulations in the whole plants were unchanged under elevated [CO₂]. However, elevated [CO₂] significantly increased the uptake and distribution of mineral element in panicles but declined them in stems. Interestingly, most of mineral elements distributed in husk and stalk were detained, while those in brown rice were reduced by elevated [CO₂]. In the case of cultivar effects, the biomass of stems and whole plants, the accumulation and distribution of Fe, Mn and Cu in panicles, Zn and Mg in leaves, and Cu in stems were much greater in IY084 than in WYJ23. However, the accumulation and distribution of Mn in leaves, Fe in stems and Cu, Zn in roots showed an opposite trend. In short, the mineral element decline in brown rice may mainly

①基金项目: 国家自然科学基金项目(31870423)、国家自然科学基金国际(地区)合作与交流项目(31261140364)和科技部国际合作与交流项目(2010DFA22770)资助。

* 通讯作者(jgzhu@issas.ac.cn)

作者简介: 蒋倩(1980—), 女, 贵州思南人, 博士, 高级工程师, 主要从事大气环境变化对农作物生长与品质的影响研究。E-mail: qjiang@issas.ac.cn

attribute to the unbalanced stimulations on the translocations of mineral elements and carbohydrates from vegetative parts to the grains under elevated $[\text{CO}_2]$, as well as to more retention in husks and stalks of rice panicles.

Key words: Free-air CO_2 enrichment; Indica; Japonica; Rice quality; Bio-available contents of mineral; Uptake; Distribution

CO_2 等温室气体浓度的升高对地球生态系统的影响,是目前公众和科学家普遍关注的热点问题。据报道,全球大气 CO_2 浓度已由工业化前约 $280 \mu\text{mol/mol}$ 增加至目前约 $410 \mu\text{mol/mol}$, 预计 21 世纪末 CO_2 浓度将达到 $570 \mu\text{mol/mol}$ ^[1]。虽然大气 CO_2 浓度升高会导致温室效应等生态环境问题,但是它也可以明显增强植物的光合作用,促进其生长,提高农作物产量^[2]。与此同时,大气 CO_2 浓度升高会不同程度地影响植物对矿质元素等养分的吸收与转运。大量研究表明,在 CO_2 浓度升高条件下,水稻、小麦以及其他农作物中蛋白质、维生素以及 Fe、Zn 等矿质元素含量下降^[3-5]。

一方面,大气 CO_2 浓度的升高,影响土壤有效态矿质元素养分供给状况^[6]。 CO_2 浓度升高条件下,植物根系生长,根系分泌物的组成和含量,以及微生物群落结构等根际微环境的变化,可以改变土壤 pH,从而影响了矿质元素的生物有效性^[7-8]。有研究表明,作为氧化还原敏感型元素,Fe 和 Mn 等矿质元素在 pH 较低环境下移动性增强,有效态元素供给增加,从而利于植物吸收^[9]。另一方面, CO_2 浓度升高条件下,矿质元素在植株各器官的迁移与分配发生变化^[10]。有学者认为,大气 CO_2 浓度升高可以增加植物光合作用产物向根部的分配以及根系分支,改变根系分泌物的组成,从而影响植物对矿物质的吸收与利用^[11]。Seneweera^[12]研究发现,大气 CO_2 浓度升高减少了 N 在水稻叶片中的分配,而增加其在叶鞘和根系中的分配。此外,大气 CO_2 浓度升高可以降低叶片蒸腾速率,减少植物对养分的需求或降低质量流即从土壤迁移至作物根表面,最终降低了根的吸收率,从而影响植物体内的养分含量^[12]。然而,庞静等^[13]通过水培试验认为,蒸腾效应并不是引起水稻 N 含量下降的关键因素。大气 CO_2 浓度升高条件下,植物生长加快,但是养分吸收的增幅低于生物量的增幅,从而形成养分的“稀释效应”,这也是影响植物体内养分含量的重要因素之一^[14]。值得注意的是,已有研究主要关注作物中 N、P、K 等大量元素含量的变化及其原因^[12,15-17],而对 Fe、Mn、Cu 和 Zn 等矿质元素的研究相对较少^[10,18]。事实上,Fe、Zn、Se 等矿质元素同样对人体健康起着重要作用,这些元素的匮乏可以造成人群孕育难、发育阻碍、对传染疾病的抵抗力降低等疾病^[19]。此外,已有文献的研究材料大都为

单一基因型作物品种,并且只收集地上部,而对根系以及根际土壤样品研究较少,缺少土壤-植物的系统性研究^[20-21]。取样的不完整性可能导致研究结论与实际情况有一定差距。而且,与封闭试验相比,FACE 与自然环境的温度、降雨、阳光等因素保持一致,其结果对应对气候变化具有更好的现实指导意义。

水稻是世界三大主要粮食作物之一,世界上有一半以上的人口以稻米为主食^[22]。水稻根际土壤矿质元素的有效性及其在各组织中的吸收与分配,对水稻籽粒品质的形成至关重要。前期试验表明,FACE 条件下,籼稻 IY084 与粳稻 WYJ23 糙米中 Fe、Mn、Cu、Zn 等矿质元素含量降低且存在品种差异^[23],但其降低机理尚未明确。基于此,本试验利用中国水稻 FACE(Free-air CO_2 Enrichment)平台,重点研究完熟期这两种类型水稻根际土壤中矿质元素(Fe、Mn、Cu、Zn、Ca、Mg)的有效态含量,以及水稻穗(糙米、壳梗)、茎、叶与根中矿质元素吸收与分配的变化,探讨不同水稻类型中矿质元素含量降低的主要原因。

1 材料与方法

1.1 试验地区及平台概况

本试验在中国水稻 FACE 平台进行,该平台建于 2004 年 6 月,位于江苏省江都市小纪镇马陵村良种场($32^\circ 35' 5'' \text{N}$, $119^\circ 42' 0'' \text{E}$)。该地区是典型的亚热带季风气候区域,适宜稻麦轮作。试验区年降雨量约 980 mm,年均气温约 14.9°C ,年均日照时间约 2 130 h,年无霜期约 220 d。土壤类型为砂浆土,其耕作层基本性质: pH 6.8、有机碳 18.4 g/kg、全氮 1.45 g/kg、全磷 0.63 g/kg、有效磷 10.1 mg/kg、全钾 14.0 g/kg、速效钾 70.5 mg/kg^[24]。

FACE 平台的设计与运行详见文献^[25]。本试验所选 3 块水稻试验区域的土壤与农事历史基本一致,在这些区域里分别设置 3 个 FACE 圈(即 CO_2 浓度升高圈)与 3 个对照圈。为了避免相互干扰,各圈之间距离达到 90 m。 CO_2 浓度升高圈是一直径为 14 m,由 8 根(5 m/根)释放 CO_2 气体管围成的八角形。在水稻整个生育期,采用远程控制数字系统来实现 CO_2 圈释放的气体浓度始终高出对照圈 $200 \mu\text{mol/mol}$,并且控制偏差在 10% 以内。对照圈 CO_2 浓度与自然环

1.2 试验设计

本试验水稻品种为杂交型籼稻 IY084(*Oryza sativa* L.)与粳稻 WYJ23(*Oryza sativa* L.)。2014 年 5 月 20 日大田育秧,6 月 21 日人工进行移栽:行距 25 cm,株距 16.7 cm(相当于 24 穴/m²),2 株/穴。采用氮磷钾复合肥(15-15-15)和尿素结合施用。施氮量为 N 22.5 g/m²,其中 40% 用作基肥,其余部分一半施于水稻分蘖期,另一半用于抽穗期,基肥、分蘖肥和穗肥施肥时间分别于 2014 年 6 月 20、6 月 28 日和 8 月 1 日。磷(P₂O₅)、钾(K₂O)肥施用量均为 9 g/m²,选用复合肥作基肥施用。其他田间管理如灌溉排水、草害病虫等与大田一致。2014 年 10 月 17 日水稻完熟时收获并取样。

1.3 样品采集与分析

在每个圈取样之前,通过先数 20 穴计算分蘖数平均值以确定最终取样的分蘖数。样品采集时,以具有平均分蘖数的水稻植株为中心,放置长方形(长×宽: 25 cm × 16.7 cm)不锈钢取样架,然后沿着取样架 4 条边平铲至约 15 cm 深土壤,移出整株水稻,共取 2 穴。随后,将水稻样品分成穗、叶、茎与根。植株各部分样品经自来水和纯水清洗,烘干至恒重(70 °C, 48 h),称重。混匀籽粒,取部分通过砻谷机(JLG-II, 中储粮)脱壳而得到糙米。各部分样品分别经球磨仪(MM400, Retsch)磨成粉末,待测。水稻土壤样品经风干、研磨,过 2 mm 筛,备用。

粉碎后植株各部样品再经 70 °C(6 h)烘干后,置于干燥器中冷却至室温。称取 0.5 g(精确至 0.000 1 g)样品于石墨消解管中,纯水润湿,注入 8 ml HNO₃(GR)冷消化。次日移入 2 ml HClO₄(GR),采用全自动石墨控温消解系统(Deena II, Thomas Cain)对样品进行消化,直至其开始冒白色烟雾,最终剩余体积约 1 ml、溶液清澈。超纯水定容至 50 ml,待测。经电感耦合

等离子体质谱(ICP-MS, 7700x, Agilent)对 Fe、Mn、Cu、Zn 进行测定。采用电感耦合等离子体发射光谱(ICP-AES, Optima 8000, PerkinElmer)测定 Ca、Mg。由标准样品 GBW07602(GSV-1)灌木枝叶与 GBW10043(GSB-21)辽宁大米实现测试过程的质量控制。

采用 pH 7.3 DTPA(二乙三胺五乙酸)-CaCl₂-TEA(三乙醇胺)浸提剂提取土壤有效态 Fe、Mn、Cu、Zn,并采用 ICP-MS 测定;由 pH 7.0 CH₃COONH₄ 提取土壤交换态 Ca、Mg,然后经 ICP-AES 进行分析。以土壤有效态成分分析标准物质 GBW07412a(ASA-1a)作为测试过程的质量控制。

1.4 数据处理

采用 Office 2013 处理数据, Origin Pro 8.0 作图, SPSS 16.0 软件对 CO₂、品种及其交互作用进行双因素方差分析(two-way analysis of variance)。ns, +, *, **, 分别表示没有显著差异,以及在 $P < 0.1$ 、 $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ 水平差异显著。矿质元素有效性变化率(%) = (CO₂ 浓度升高处理-对照)/对照×100%, 其中负值表示降低百分数,而正值表示增加百分数。

2 结果与分析

2.1 水稻生物量

大气 CO₂ 浓度升高显著影响水稻穗($P < 0.01$)、茎($P < 0.1$)、根($P < 0.05$)和整株生物量($P < 0.01$)。与对照相比, CO₂ 浓度升高处理下,两个品种上述组织的平均生物量分别增加 19.4%、9.3%、23.4%、16.0%。此外,品种效应显著影响水稻茎($P < 0.01$)、根($P < 0.1$)和整株生物量($P < 0.1$),其中,茎和整株生物量 IY084 高于 WYJ23,而根生物量则相反。除茎以外, CO₂ 与品种的交互作用对水稻不同组织及整株生物量没有显著影响(表 1)。

表 1 水稻整株和不同组织的生物量
Table 1 Biomass of panicles, leaves, stems, roots and whole plants of IY084 and WYJ23

品种	处理	生物量(g/穴)				
		穗	叶	茎	根	整株
IY084	A	38.7 ± 1.3	11.7 ± 0.4	21.7 ± 1.1	3.3 ± 0.5	75.3 ± 2.2
	F	48.4 ± 2.4	12.6 ± 0.5	25.5 ± 0.6	4.2 ± 0.3	91.7 ± 3.0
WYJ23	A	37.8 ± 3.1	11.3 ± 0.9	20.0 ± 1.1	4.1 ± 0.4	73.2 ± 5.2
	F	43.0 ± 1.5	11.5 ± 0.3	20.2 ± 0.8	4.9 ± 0.3	80.7 ± 2.2
ANOVA(F 值)	CO ₂	11.5**	1.1 ^{ns}	4.4 ⁺	5.4 ⁺	9.8**
	品种	2.0 ^{ns}	1.7 ^{ns}	13.3**	4.6 ⁺	3.5 ⁺
	CO ₂ ×品种	1.1 ^{ns}	0.4 ^{ns}	3.7 ⁺	0.0 ^{ns}	1.7 ^{ns}

注:表中, A: 对照处理,即与大气中 CO₂ 浓度保持一致; F: CO₂ 浓度高于对照 200 μmol/mol 处理;表中数据为平均值 ± SE; ns 表示没有显著差异; +、*、** 分别表示在 $P < 0.1$ 、 $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ 水平差异达显著性;下同。

2.2 根际土壤有效态矿质元素含量

大气 CO₂ 浓度升高条件下, 除 WYJ23 的 Mn 和 IY084 的 Mg 外, 水稻根际土壤有效态矿质元素含量大体呈增加趋势。双因素方差分析显示, CO₂ 浓度升高显著增加水稻根际土壤有效态 Zn 含量($P < 0.05$), 而且, 其 WYJ23 根际土壤显著高于 IY084 根际土壤($P < 0.01$)。此外, 其他 5 种矿质元素的 CO₂ 效应和品种效应并不显著(图 1)。

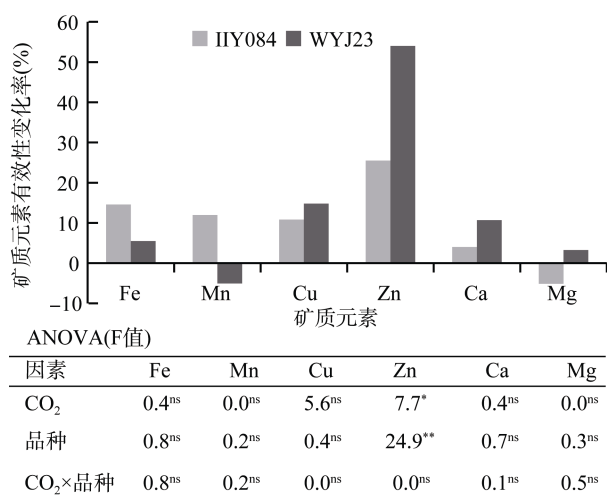


图1 大气 CO₂ 浓度升高条件下水稻根际土壤有效态矿质元素含量变化率

Fig.1 Change percentages of contents of available Fe, Mn, Cu, Zn, Ca and Mg in rhizosphere soils to elevated CO₂

2.3 水稻不同组织矿质元素的吸收

据图 2 可知, 大气 CO₂ 浓度升高显著影响籼稻 IY084 和粳稻 WYJ23 穗中 Fe($P < 0.01$)、Mn($P < 0.05$)、Ca($P < 0.05$)和 Mg($P < 0.05$)的吸收量。与对照相比, CO₂ 浓度升高条件下, 两个品种上述矿质元素在穗中的平均吸收量分别增加 61.9%、26.0%、36.7% 和 24.3%。同样, CO₂ 浓度升高处理显著增加整株($P < 0.05$)和叶中 Ca 吸收量($P < 0.01$), 却降低茎中 Fe($P < 0.01$)和 Cu($P < 0.05$)吸收量。

品种效应显著影响水稻不同组织中的不同矿质元素吸收量(图 2)。与 WYJ23 相比, IY084 穗中的 Fe($P < 0.01$)、Mn($P < 0.05$)、Mg($P < 0.01$), 叶中 Zn($P < 0.05$)、Mg($P < 0.01$), 茎中 Cu($P < 0.01$)、Mg($P < 0.05$)的吸收量显著增加, 而叶中 Mn($P < 0.01$), 茎中 Fe($P < 0.01$), 根中 Cu($P < 0.01$)、Zn($P < 0.01$)吸收量显著降低。此外, 籼稻 IY084 整株的 Mn 吸收量显著低于粳稻 WYJ23($P < 0.01$), 而 Mg 吸收量则增加($P < 0.01$)。CO₂ 与品种的交互作用显著影响穗 Fe($P < 0.01$), 茎 Fe($P < 0.01$)、Mn($P < 0.01$)、Ca($P < 0.1$), 以及根中 Zn($P < 0.1$)的吸收量(图 2)。

2.4 水稻不同组织矿质元素的分配

由各矿质元素在水稻不同组织中的分配百分数可见, Fe 主要分配于根中, Mn、Ca 主要分配在叶中, 而 Zn、Mg 主要分配在茎中(图 3)。大气 CO₂ 浓度升高显著影响矿质元素在水稻组织中的分配。除 Ca 外, CO₂ 浓度升高显著增加穗中其他 5 种矿质元素的分配百分数, 两个品种的平均增幅为 32.8%(Fe)、24.8%(Mn)、8.2%(Cu)、17.3%(Zn)和 11.5%(Mg)。然而, CO₂ 浓度升高处理却显著降低茎中除 Zn 以外的矿质元素的分配百分数, 两品种的平均降幅分别为 37.3%(Fe)、7.2%(Mn)、18.5%(Cu)、10.9%(Ca)、6.8%(Mg)。此外, CO₂ 浓度升高下, 两个品种根中 Cu 的平均分配百分数升高 17.9%(图 3)。

矿质元素的分配在不同水稻品种之间存在显著差异。籼稻 IY084 穗中 Fe($P < 0.01$)、Mn($P < 0.01$)、Cu($P < 0.01$), 叶中 Zn($P < 0.1$)、Mg($P < 0.1$), 茎中 Mn($P < 0.01$)、Cu($P < 0.01$)的分配百分数均显著高于粳稻 WYJ23。然而, 叶中 Mn($P < 0.01$), 茎中 Fe($P < 0.01$)、Mg($P < 0.05$), 根中 Fe($P < 0.05$)、Cu($P < 0.01$)、Zn($P < 0.01$)的分配百分数则呈相反趋势。此外, CO₂ 与品种的交互作用显著影响穗中 Fe($P < 0.05$), 叶中 Mn($P < 0.1$)、Ca($P < 0.1$), 茎中 Fe($P < 0.1$)、Mn($P < 0.1$)、Ca($P < 0.01$)、Mg($P < 0.1$), 根中 Zn($P < 0.1$)的分配百分数(图 3)。

从图 4 可见, 两个品种水稻穗中矿质元素 Fe、Mn、Ca 主要分配至壳梗, 而 Cu、Zn、Mg 主要分配在糙米中。CO₂ 浓度升高影响下, Fe、Mn、Cu、Zn 在壳梗的分配均呈升高的趋势, 而在糙米中基本为下降趋势, 其中 Mn 达到显著性($P < 0.1$)。两个品种的 Fe($P < 0.01$)、Mn($P < 0.01$)、Ca($P < 0.05$)在糙米与壳梗的分配比也存在显著性差异。其中, WYJ23 糙米中 Fe、Mn 的分配比高于 IY084, 而 Ca 则相反。另外, CO₂ 与品种的交互作用仅显著影响 Ca 在糙米与壳梗的分配比($P < 0.1$)(图 4)。

3 讨论

大量研究表明, 大气 CO₂ 浓度升高能够促进植物光合作用, 从而使植物生长加快, 生物量增加^[3,12,26]。本研究中, 品种效应显著影响水稻生物量, 其中, 茎和整株生物量籼稻 IY084 高于粳稻 WYJ23, 而根生物量则相反。此外, 大气 CO₂ 浓度升高显著增加成熟期水稻穗、茎与根生物量, 籼稻 IY084 分别增加 19.9%、22.3%、24.9%, 而粳稻 WYJ23 则为 40.6%、9.6%、22.3%。与本平台前期粳稻五香梗 14 盆栽水

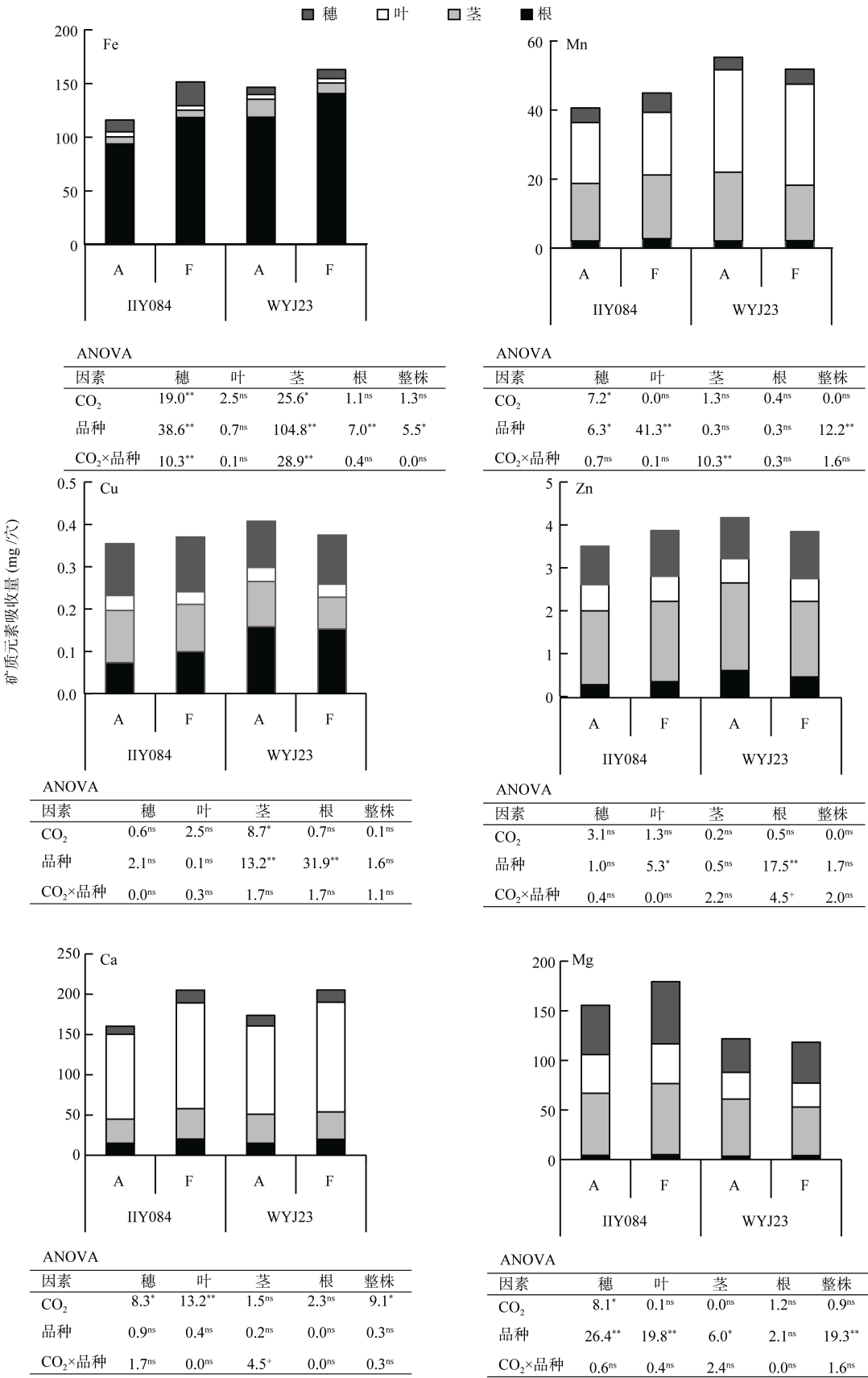


图 2 水稻整株与不同组织矿质元素的吸收量
Fig. 2 The accumulations of mineral in different rice organs and the whole plants.

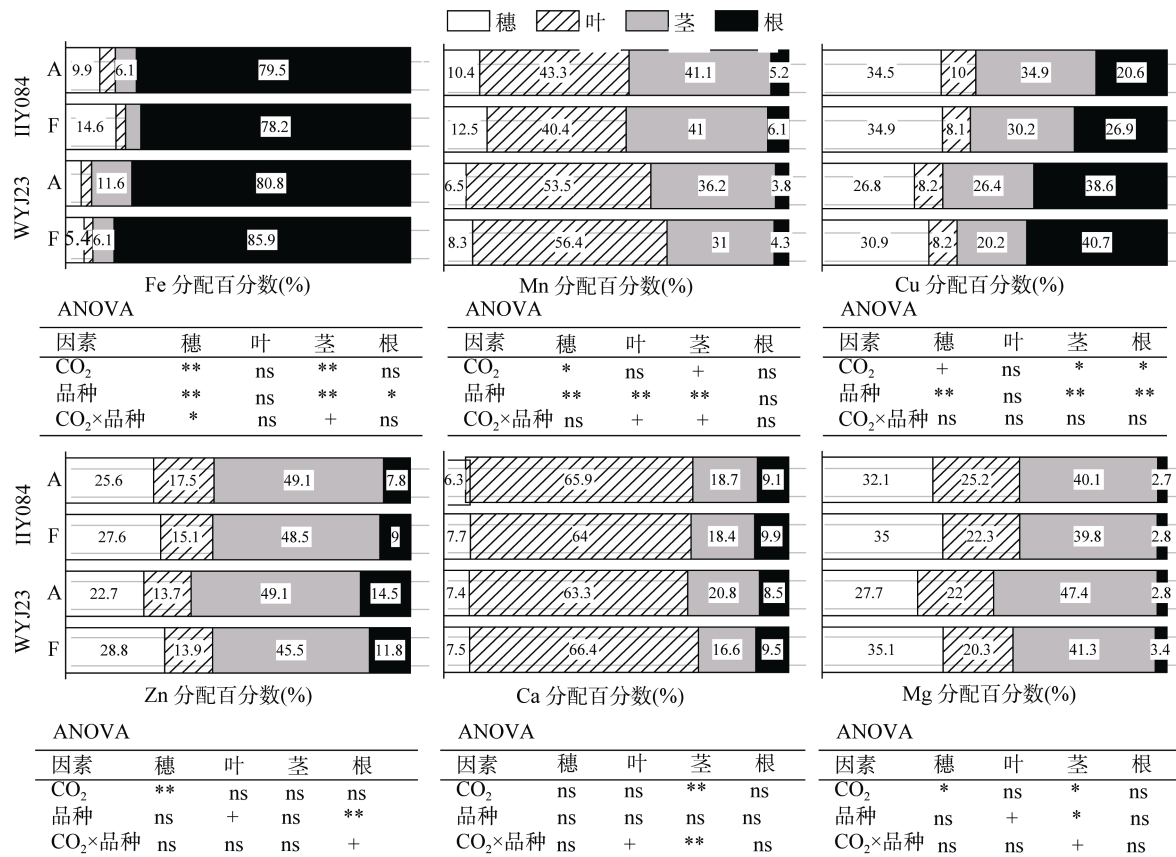


图 3 水稻不同组织矿质元素分配百分数

Fig. 3 Distribution proportion of mineral elements in different rice organs.

培结果相比(穗、茎、根生物量分别增加 49.6%、21.3%、78.5%)^[27], 表明了盆栽试验更利于水稻根系的生长。在日本水稻 FACE 平台, Kim 等^[28]报道了粳稻 Akitakomachi 穗、茎、根生物量增加值分别为 10.0%、41.3%、34.7%。利用开顶式(OTC)设施, Seneweera^[12]报道了移栽 40 d 后, 粳稻 Jarrah 茎与根的生物量分别显著增加 47% 与 162%, 并解释为 CO₂ 浓度升高既增加了水稻分蘖数量, 又增加了每个分蘖的根系(尤其是不定根)生物量。显然, 封闭实验条件与 FACE 平台对生物量的影响差异, 也会对其矿质元素吸收量有直接影响。与此同时, 大气 CO₂ 浓度升高条件下, 土壤化学过程也可能做出快速响应。王小治等^[29]利用中国 FACE 平台的研究结果表明, 大气 CO₂ 浓度升高一定程度上增加了麦田土壤微量元素 Fe、Mn、Cu、Zn 的有效性, 其中 Cu、Zn 的增加尤为显著。在同一 FACE 平台, Guo 等^[10]发现水稻土壤中生物有效态 Ca、Mg、Fe、Zn、Mn 含量呈增加趋势。同样, 本研究表明, 除 WYJ23 的 Mg 和 IIY084 的 Mn 外, 水稻根际土壤矿质元素有效态含量呈增加趋势, 且品种间无显著差异。有研究表明, 植物根系分泌物可以增加土壤矿质元素的有效性, 而大气 CO₂

浓度升高条件下, 植物地上部分固定的光合产物输入根中的碳水化合物增多, 导致根系分泌物总量与组成, 以及甲酸和乙酸等释放量的增加^[7,30-31]。显然, 这将引起土壤 pH 降低以及土壤微生物群落结构(活性)等土壤环境的变化, 进而增加土壤矿质元素的生物有效性^[8,32-33]。因而, 从长期来看, 水稻田土壤中矿质元素储存库巨大、供给充足。

大气 CO₂ 浓度升高条件下, 叶片蒸腾速率、根部吸收能力大小与整株需求量的交互过程都可以影响水稻对土壤矿质元素的吸收能力。有研究表明, 大气 CO₂ 浓度升高虽然在一定程度上降低了作物蒸腾速率与气孔导度, 但水稻较强的光合适应能力使这种影响并不是水稻矿质元素含量下降的关键因素^[26,34]。此外, 有学者认为根系生物量对高 CO₂ 浓度的显著正效应意味着水稻吸收营养能力的增强^[12]。本试验中, 大气 CO₂ 浓度升高条件下两水稻品种根的平均生物量高于对照 23.4%。可见, 水稻根系对矿质元素的吸收能力并没有降低。与对照相比, 大气 CO₂ 浓度升高显著增加水稻植株 Ca 的吸收量, 但对 Fe、Mn、Cu、Zn、Mg 吸收量没有显著影响。因而, 水稻从土壤中吸收矿质元素的能力不会受到限制。相似

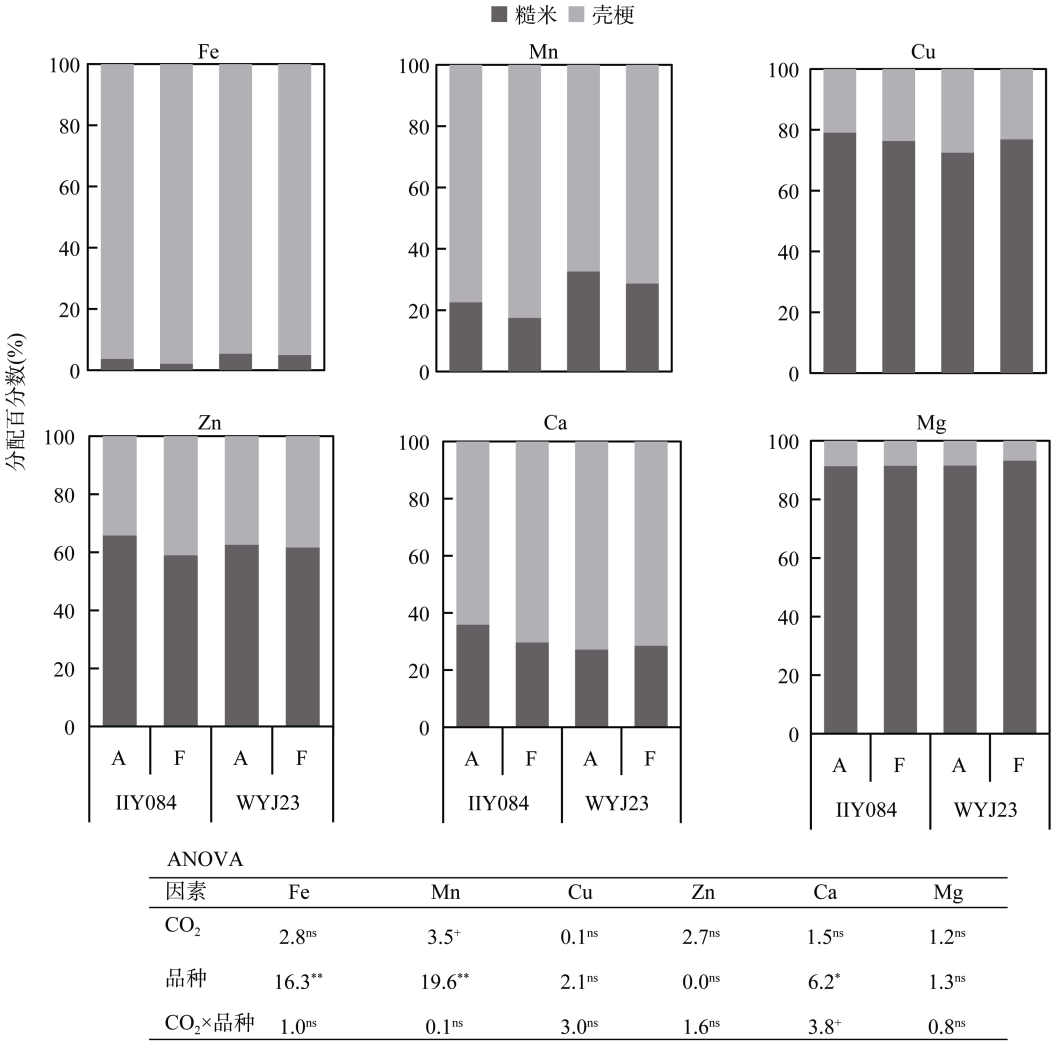


图 4 糙米与壳梗的矿质元素在穗中的分配百分数
Fig. 4 Distribution proportion of mineral elements of brown rice and husk in panicles.

结论在其他文献也有报道^[20-21,35]。例如,在日本 FACE 平台, Liefferring 等^[36]曾报道了大气 CO₂ 浓度升高条件下,水稻植株 Fe(52%)、Mn(24%)、Mg(11%) 积累量的显著性增加。另外,李春华等^[35]在同一 FACE 平台的研究表明,CO₂ 浓度升高促进了 WYJ23 穗中 Fe、Mn 和 Zn 等微量元素的积累。同样,高 CO₂ 浓度显著增加大部分矿质元素在穗中的分配百分数(图 3),这与 Guo 等^[10]的研究结论一致。然而,矿质元素的响应也不尽相同,Mn、Mg 向穗中的分配显著增加,但 Fe、Cu、Zn、Ca 却无显著变化^[27]。这与实验平台与品种都有着密切的关系。此外,目前大部分报道均单独研究大气 CO₂ 浓度升高情况下,水稻穗、籽粒或糙米中矿质元素含量(吸收量)的变化^[10,27,37],尚未明确矿质元素在水稻穗内壳梗与糙米中的分配百分数的变化。本研究发现,大气 CO₂ 浓度升高有增加 Fe、Mn、Cu、Zn、Ca 在水稻的壳梗中滞留的

趋势,而相应地降低在糙米中的分配比,尤其是籼稻 IY084(图 4)。本研究猜想这也可能是引起稻米矿质元素含量下降的重要原因,但是这种滞留现象在本试验中难以得到直接解释,是下一步需要深入研究的内容。同样本研究观察到,籼稻 IY084 与粳稻 WYJ23 整株及不同组织中矿质元素的吸收与分配存在差异。值得注意的是,Fe、Mn、Ca 在糙米与壳梗的分配比也存在显著性差异(图 4)。因此,对穗组织进一步细化进行研究将是明确引起这些差异的重要途径。

水稻通过茎叶等绿色组织进行光合作用合成有机物,而籽粒的灌浆物质就来源于源器官(叶片和茎鞘)制造和积累的碳水化合物。有研究表明,大气 CO₂ 浓度升高可以显著增加蔗糖等碳水化合物从水稻营养器官至籽粒的转运,从而增加其在籽粒中的积累^[38]。笔者前期试验同样表明,高 CO₂ 浓度显著增加两个

品种水稻籽粒和糙米产量, 分别增加 32.0%、33.8%(II084)和 12.2%、16.7%(WYJ23)^[23]。与碳水化合物相比, 大部分矿质元素从营养器官至水稻籽粒的转运相对较为困难和缓慢。进而引起碳水化合物与矿质元素从水稻营养器官转运至籽粒的速度并不匹配, 最终可能导致矿质元素在籽粒中被稀释, 引起矿质元素的“稀释效应”^[10]。然而, 本试验的数据并不能直接说明这种不匹配的相关程度, 其仍是需要进一步深入关注的问题。大量研究表明, 大气 CO₂ 浓度升高将降低稻米的营养品质, 从而威胁依赖稻米为主食人群的健康^[39]。本研究前期结果同样表明, 大气 CO₂ 浓度升高条件下, 籼稻 IIY084 与粳稻 WYJ23 糙米中矿质元素(Fe、Mn、Cu、Zn 等)含量均存在不同程度的下降(趋势)^[23]。本试验表明, 大气 CO₂ 浓度升高条件下, 根际土壤矿质元素有效性及其在水稻组织吸收的变化, 并不会引起籼稻 IIY084 和粳稻 WYJ23 糙米矿质元素含量的下降。然而, 碳水化合物与矿质元素从水稻营养器官转运至籽粒速度的不匹配, 以及在穗内滞留于壳梗对糙米矿质元素含量降低有重要贡献, 但需要更深入的研究来进一步验证。

4 结论

大气 CO₂ 浓度升高条件下, 籼稻 IIY084 与粳稻 WYJ23 的生物量显著增加, 根际土壤矿质元素有效态含量主体上呈增加趋势。水稻对矿质元素的总吸收量未发生显著变化, 而其在穗中的吸收与分配却显著增加。CO₂ 浓度升高引起的碳水化合物和矿质元素从营养器官至籽粒的不平衡转运, 是导致糙米中矿质元素含量下降的主要原因。就水稻穗而言, CO₂ 浓度升高有增加矿质元素在壳梗中滞留的趋势, 这也是一个值得关注的原因。

致谢: 感谢中国科学院南京土壤研究所土壤与环境分析测试中心龚华老师的分析技术支持。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2014: Synthesis Report. Construction of Working Group I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland, 2014.
- [2] Long S P, Ainsworth E A, Leakey A D B, et al. Food for thought: Lower-than-expected crop yield stimulation with rising CO₂ concentrations[J]. Science, 2006, 312(5782): 1918–1921.
- [3] 李春华, 曾青, 朱建国, 等. 大气 CO₂ 浓度升高对不同类型水稻灌浆期有机物合成与分配的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(5): 824–833.
- [4] Fernando N, Panozzo J, Tausz M, et al. Rising atmospheric CO₂ concentration affects mineral nutrient and protein concentration of wheat grain[J]. Food Chemistry, 2012, 133(4): 1307–1311.
- [5] Myers S S, Zanobetti A, Kloog I, et al. Increasing CO₂ threatens human nutrition[J]. Nature, 2014, 510(7503): 139–142.
- [6] Yamakawa Y, Saigusa M, Okada M, et al. Nutrient uptake by rice and soil solution composition under atmospheric CO₂ enrichment[J]. Plant and Soil, 2004, 259: 367–372.
- [7] Ma H L, Zhu J G, Xie Z B, et al. Responses of rice and winter wheat to free-air CO₂ enrichment (China FACE) at rice/wheat rotation system[J]. Plant and Soil, 2007, 294(1): 137.
- [8] Guo J, Zhang W J, Zhang M Q, et al. Will elevated CO₂ enhance mineral bioavailability in wetland ecosystems? Evidence from a rice ecosystem[J]. Plant and Soil, 2012, 355(1): 251–263.
- [9] Adriano D C. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals[M]. New York: Springer, 2001.
- [10] Guo J, Zhang M Q, Wang X W, et al. A possible mechanism of mineral responses to elevated atmospheric CO₂ in rice grains[J]. Journal of Integrative Agriculture, 2015, 14(1): 50–57.
- [11] Prior S A, Runion G B, Marble S C, et al. A review of elevated atmospheric CO₂ effects on plant growth and water relations: implications for horticulture[J]. HortScience, 2011, 46(2): 158–162.
- [12] Seneweera S. Effects of elevated CO₂ on plant growth and nutrient partitioning of rice (*Oryza sativa* L.) at rapid tillering and physiological maturity[J]. Journal of Plant Interactions, 2011, 6(1): 35–42.
- [13] 庞静, 朱建国, 谢祖彬, 等. CO₂ 浓度升高条件下水稻蒸腾与 N 吸收的关系[J]. 中国水稻科学, 2006, 20(2): 205–209.
- [14] Coleman J S, McConnaughay K D M, Bazzaz F A. Elevated CO₂ and plant nitrogen-use: is reduced tissue nitrogen concentration size-dependent?[J]. Oecologia, 1993, 93(2): 195–200.
- [15] Li P, Han X, Zong Y Z, et al. Effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on the uptake and utilization of N, P and K in *Vigna radiata*[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2015, 202: 120–125.
- [16] 张立极, 潘根兴, 张旭辉, 等. 大气 CO₂ 浓度和温度升高对水稻植株碳氮吸收及分配的影响[J]. 土壤, 2015, 47(1): 26–32.
- [17] 王亮, 朱建国, 曾青, 等. 大气 CO₂ 浓度升高对水稻氮代谢影响的研究进展[J]. 土壤, 2010, 42(3): 344–351.
- [18] 王文明, 张振华, 宋海星, 等. 大气 CO₂ 浓度和供氮水平对油菜中微量元素吸收及转运的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(7): 2057–2062.
- [19] Harrison G G. Public health interventions to combat micronutrient deficiencies[J]. Public Health Reviews, 2010, 32(1): 256–266.

- [20] Yang L X, Huang J Y, Yang H J, et al. Seasonal changes in the effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on nitrogen (N) uptake and utilization of rice at three levels of N fertilization[J]. *Field Crops Research*, 2007, 100(2): 189–199.
- [21] Yang L X, Wang Y L, Dong G C, et al. The impact of free-air CO₂ enrichment (FACE) and nitrogen supply on grain quality of rice[J]. *Field Crops Research*, 2007, 102(2): 128–140.
- [22] Maclean J L, Dawe D C, Hardy B, et al. *Rice Almanac: Source Book for the Most Important Economic Activity on Earth*[M]. Oxon, 3rd edition, CABI Publishing UK, 2002.
- [23] 蒋倩, 朱春梧, 刘钢, 等. 籼稻和粳稻品种糙米矿质营养对开放式空气 CO₂ 浓度升高的响应[J]. *生态学杂志*, 2019, 38(5): 1363–1369.
- [24] Xie B H, Zhou Z X, Mei B L, et al. Influences of free-air CO₂ enrichment (FACE), nitrogen fertilizer and crop residue incorporation on CH₄ emissions from irrigated rice fields[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2012, 93(3): 373–385.
- [25] 刘钢, 韩勇, 朱建国, 等. 稻麦轮作 FACE 系统平台 I. 系统结构与控制[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(10): 1253–1258, 1235.
- [26] 景立权, 赵新勇, 周宁, 等. 高 CO₂ 浓度对杂交水稻光合作用日变化的影响——FACE 研究[J]. *生态学报*, 2017, 37(6): 2033–2044.
- [27] 庞静, 朱建国, 谢祖彬, 等. 自由空气 CO₂ 浓度升高对水稻营养元素吸收和籽粒中营养元素含量的影响[J]. *中国水稻科学*, 2005, 19(4): 350–354.
- [28] Kim H, Lieffering M, Kobayashi K, et al. Effects of free-air CO₂ enrichment and nitrogen supply on the yield of temperate paddy rice crops[J]. *Field Crops Research*, 2003, 83(3): 261–270.
- [29] 王小治, 孙伟, 封克, 等. 大气 CO₂ 浓度升高和施氮对麦季土壤有效态微量元素含量的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(2): 530–534.
- [30] 寇太记, 朱建国, 谢祖彬, 等. 大气 CO₂ 浓度升高和氮肥水平对麦田土壤有机碳更新的影响[J]. *土壤学报*, 2009, 46(3): 459–465.
- [31] Phillips R P, Bernhardt E S, Schlesinger W H. Elevated CO₂ increases root exudation from loblolly pine (*Pinus taeda*) seedlings as an N-mediated response[J]. *Tree Physiology*, 2009, 29(12): 1513–1523.
- [32] 许静, 严陈, 林毅, 等. FACE 对水稻土产甲烷古菌丰度的影响[J]. *土壤学报*, 2012, 49(6): 1247–1251.
- [33] Cheng L, Zhu J, Chen G, et al. Atmospheric CO₂ enrichment facilitates cation release from soil[J]. *Ecology Letters*, 2010, 13(3): 284–291.
- [34] 袁嫚嫚, 朱建国, 刘钢, 等. 不同天气水稻光合日变化对大气 CO₂ 浓度和温度升高的响应——FACE 研究[J]. *生态学报*, 2018, 38(6): 1897–1907.
- [35] 李春华, 曾青, 沙霖楠, 等. 大气 CO₂ 浓度和温度升高对水稻体内微量元素累积的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(6): 1021–1026.
- [36] Lieffering M, Kim H, Kobayashi K, et al. The impact of elevated CO₂ on the elemental concentrations of field-grown rice grains[J]. *Field Crops Research*, 2004, 88(2): 279–286.
- [37] Li C H, Zhu J G, Sha L N, et al. Rice (*Oryza sativa* L.) growth and nitrogen distribution under elevated CO₂ concentration and air temperature[J]. *Ecological Research*, 2017, 32(3): 405–411.
- [38] Yang L X, Huang J Y, Yang H J, et al. The impact of free-air CO₂ enrichment (FACE) and N supply on yield formation of rice crops with large panicle[J]. *Field Crops Research*, 2006, 98(2): 141–150.
- [39] Zhu C W, Kobayashi K, Loladze I, et al. Carbon dioxide (CO₂) levels this century will alter the protein, micronutrients, and vitamin content of rice grains with potential health consequences for the poorest rice-dependent countries[J]. *Science Advances*, 2018, 4(5): eaq1012. DOI:10.1126/sciadv.aq1012.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.020

李聃枫, 朱春梧, 等. 绿色革命”以来大气 CO₂ 浓度升高对 C₃ 作物营养品质的影响. 土壤, 2020, 52(3): 561–566.

绿色革命”以来大气 CO₂ 浓度升高对 C₃ 作物营养品质的影响^①

李聃枫^{1,2}, 朱春梧^{1*}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 自 20 世纪 60 年代“绿色革命”以来, 育种技术和农耕技术的发展促进了农作物产量的大幅提升, 然而作物的营养品质出现下降趋势。在相似的遗传背景下, 大气 CO₂ 浓度升高会使单位体积农作物产品的营养元素含量下降, 因此“绿色革命”至今, 农作物产品的营养元素下降可能受大气 CO₂ 浓度升高影响。通过植物生长箱模拟“绿色革命”初期和目前的大气 CO₂ 浓度水平(310 μmol/mol 和 400 μmol/mol), 针对主要 C₃ 作物水稻、小麦和大豆, 研究“绿色革命”以来大气 CO₂ 浓度升高对其籽粒的 C、N、Fe、Zn 元素含量的影响, 结果表明: CO₂ 浓度升高对 3 种作物籽粒的 C 元素含量几乎没有影响, 变化幅度在 ±1.5% 之间; 籽粒的 N、Fe、Zn 元素含量普遍呈现下降趋势, 但均未达到显著水平。

关键词: 绿色革命; 大气 CO₂; C₃ 作物; 营养品质

中图分类号: S181 **文献标志码:** A

Effects of Elevated Atmospheric CO₂ on Nutritional Quality of C₃ Crops Since Green Revolution

LI Danfeng^{1,2}, ZHU Chunwu^{1*}

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Since the green revolution (in the 1960s), the output of agricultural production has risen sharply owing to the development of breeding and farming techniques, while the nutritional quality of crops has been declining. In similar genetic background, nutrient contents decreased in unit volume of crops under the elevated atmospheric CO₂ concentration. Since the green revolution, the decrease of nutrition in agricultural products may due to the elevated CO₂. Using the plant growth chambers to respectively simulate CO₂ level in the early green revolution(310 μmol/mol) and the current (400 μmol/mol), in this study rice, wheat and soybean (the main C₃ crops) were selected to study the effects of elevated CO₂ on the C, N, Fe, Zn contents in grains since green revolution. The results showed that the elevated CO₂ had little effect on C concentrations in the grains of the three crops, with the change range of ±1.5%. Both N, Fe and Zn concentrations in grains generally showed decreased trends, but the decline did not reach the significant level. Besides, breeding techniques did not relieve the negative effect of elevated CO₂ on grain nutritive quality.

Key words: Green revolution; Atmospheric CO₂; C₃ crops; Nutrition

20 世纪 60 年代, 为了应对粮食安全问题, 全球范围内发起了一场名为“绿色革命”的农业生产活动。通过高产作物品种的培育, 以及肥料与农药的大量使用, 作物产量得到明显的提高, 为解决世界饥饿问题做出巨大贡献。然而, 这场农业科技革命主要以优良的产量指标为导向^[1-2], 一定程度上忽视了作物的营

养品质。近年来, 相关学者发现, 谷物中的蛋白质、矿物质及维生素等营养物质的含量下降^[3]。自“绿色革命”以来, 为了解决温饱以及获得更高的经济效益, 许多贫困地区扩大种植高产作物品种, 缩减其余农牧业的投入, 导致人口的饮食多样性降低^[4-5], 粮食作物成为该地区人口的主要营养元素来源, 因此作物营养

①基金项目: 国家基础研究计划(“973”计划)项目(2014CB954500)、江苏省自然科学基金项目(BK20140063)、中国科学院青年创新促进会项目(2015248)和中科院“十三五”规划前沿项目(Y613890000)资助。

* 通讯作者(cwzhu@issas.ac.cn)

作者简介: 李聃枫(1992—), 女, 四川西昌人, 硕士研究生, 主要从事气候变化对农作物影响的研究。E-mail: dfli@issas.ac.cn

品质下降关乎全球大约 6 亿贫困人群的健康安全^[6]。

许多研究指出,随着大气 CO₂ 浓度升高,虽然植物的生物量增加^[7],但养分元素的含量出现下降,其中包括 N^[8-10]、P^[10]和若干微量元素^[11]。对于粮食作物,CO₂ 浓度的升高使得谷物中以 N 元素为主要成分的蛋白质含量出现显著下降^[12-15]。Jablonski 等^[16]发现,CO₂ 浓度升高导致小麦和大麦籽粒 N 含量显著降低。Loladze^[11]利用整合分析发现,当小麦生长在高 CO₂ 浓度条件下,有 8 个营养元素的含量出现降低,其中包括 N 元素。Myers 等^[17]报道了在高大气 CO₂ 浓度下,水稻、小麦和大豆籽粒的 Zn、Fe 含量均有不同程度的下降。

1960 年至今(2018 年),大气 CO₂ 浓度由 310 μmol/mol 增至 403 μmol/mol,增幅高达 30%。基于目前对大气 CO₂ 浓度升高(400 ~ 550 μmol/mol)的研究,“绿色革命”以来,大气 CO₂ 浓度升高是否对作物营养品质已具有一定负面影响?对于该问题目前仍缺乏相关研究。由于 C₃ 植物对大气 CO₂ 浓度升高的响应更为敏感,因此本研究选取主要 C₃ 作物(水稻、小麦和大豆)20 世纪 60 年代初的推广品种(旧品种)和目前常用品种(新品种),针对籽粒中的 C、N、Fe、Zn 元素含量,对“绿色革命”以来大气 CO₂ 浓度升高对作物营养品质的影响进行研究,为应对人口营养缺乏以及运筹适应气候变化的相关决策提供现实依据。

1 材料与方法

1.1 植物生长箱概况与参数设置

本试验采用 PGC-105HID 植物生长箱装置,该装置由电镀锌板搭建,内部空间为 3.2 m³,地板铺设穿孔铝质通道,面积为 1.5 m²。空气通过管道铝孔穿过整个工作区域后由侧面风扇排出。在空气进口处可安装 CO₂ 气瓶,出口处安装 CO₂ 吸附剂,通过气体循环控制箱体内部 CO₂ 浓度。箱体顶部安装有 400 W 卤素灯和 400 W 高压钠灯各 5 个(图 1),为植物生长提供平衡光谱的光照。箱体内部通过水循环管道、超声波加湿装置和隔热层调节箱体内部温度、湿度,并与环境隔离。生长箱的光照、温度、湿度及 CO₂ 浓度等条件通过内部电脑程序控制,程序参数可根据试验需要自行设置。控制准确度为:温度 ±0.5℃,湿度 ±1%,CO₂ 浓度的控制误差在 10% 以内,可保证试验结果真实可靠。

本试验中,生长箱光照于 6:00 开启,模拟日间气候条件,于 20:00 关闭,模拟夜间气候条件。灯光开启情况如图 1 所示,可使箱体内部光照达 1 800 μmol/

(m·s)。湿度设置为 70%,CO₂ 浓度作为处理因素,两个生长箱设置为不同的浓度,分别为 310 μmol/mol 与 400 μmol/mol(日间)。由于作物夜间不进行光合作用,因此将生长箱夜间 CO₂ 浓度分别设置为 450 μmol/mol 与 550 μmol/mol,以避免作物呼吸作用使密闭箱体内部 CO₂ 浓度过高影响生长。温度参考不同作物的生长期昼夜温度进行设定:在水稻的整个生育期昼夜温度分别为 29℃ 和 21℃;小麦扬花前昼夜温度分别设置为 20℃ 和 10℃,扬花后昼夜温度分别设置为 25℃ 和 20℃;大豆开花期昼夜温度设置为 25℃ 和 20℃,开花后设置为 30℃ 和 25℃。

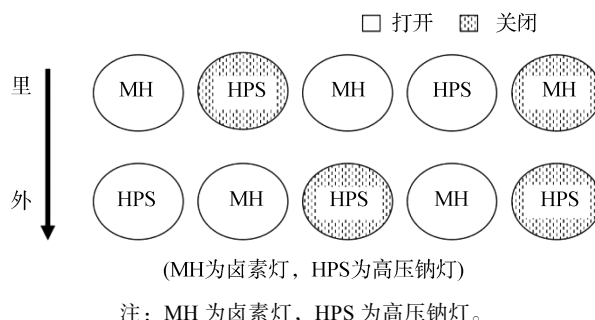


图 1 生长箱光照分布示意图

Fig. 1 Light distribution in plant grown chambers

1.2 供试材料与生长条件

采用盆栽试验方法,试验用土为稻麦轮作农田耕层土,土壤类型为沙姜黑土,质地为砂壤,其中含砂粒(2 ~ 0.02 mm)约 580 g/kg、粉粒(0.02 ~ 0.002 mm)约 280 g/kg、黏粒(<0.002 mm)约 140 g/kg,土壤容重 1.16 g/cm³,有机碳 18.4 g/kg,全氮 1.45 g/kg,全磷 0.63 g/kg,全钾 14.0 g/kg,有效磷 10.1 mg/kg,速效钾 70.5 mg/kg,阳离子交换量 12.8 cmol/kg, pH (H₂O) 6.8^[18]。土壤经风干、挑去碎石和植物细根、碾磨、过 2 目筛网,每盆装土 6.5 kg。

本研究分别进行水稻、小麦和大豆的盆栽试验,每个供试品种均设置两个 CO₂ 浓度处理,每个处理设置 3 个重复(水稻试验中设置了 4 个重复)。

水稻试验中,供试品种为 20 世纪 60 年代推广品种:广场矮,及目前常用品种:扬稻 6 号和两优 084。水稻种子于 2016 年 7 月 22 日浸种,7 月 26 日在正常环境下水培育苗,8 月 13 日移栽,移栽密度为每盆 2 穴,每穴 2 株,移栽当天放入生长箱。施肥水平为旧品种参考 20 世纪 60 年代该作物的施肥水平,新品种与目前该作物施肥水平一致,施肥量见表 1。施肥方式为: P 肥和 K 肥作为基肥,一次性施加; N 肥按基肥 40%、分蘖肥 30%、穗肥 30%,分别于 8 月

13 日、8 月 23 日、9 月 28 日施加。

小麦试验中,供试品种为 20 世纪 60 年代推广品种:阿夫和徐州 14,及目前常用品种:周麦 22 和中麦 895。小麦种子于 2016 年 12 月 21 日播种,每盆点播 15 粒种子。播种后放于室外培养,待返青后于 2017 年 3 月 6 日移入生长箱。施肥水平参照不同品种推广时期的施肥水平,见表 1。施肥方式为:P 肥和 K 肥作为基肥,一次性施加;N 肥按基肥 40%、腊肥 30%、返青肥 30%,分别于 2016 年 12 月 21 日、2017 年 1 月 21 日及 3 月 6 日施加。小麦成熟前保持土壤湿润不淹水。

大豆试验中,供试品种为 20 世纪 60 年代推广品种:合交 6 号和合丰 22 号,及目前常用品种:皖豆 15 和东农 292。大豆种子于 2016 年 6 月 1 日播种,每盆播种 2 粒,间隔约 10~15 cm,在室外环境下发芽并于 6 月 7 日移入生长箱。施肥水平参照不同品种推广时期的施肥水平,见表 1。所有肥料均做基肥一次性施加,其中 2/3 深施,1/3 施于种子下方,以避免烧苗。大豆成熟前保持土壤湿润无淹水。

表 1 作物在不同时期的施肥水平
Table 1 Fertilizer levels of crops at different periods

时期	肥料	水稻(g/m ²)	小麦(g/m ²)	大豆 (g/m ²)
20 世纪 60 年代	N	12.0	10.0	3.55
	P ₂ O ₅	3.93	1.75	6.00
	K ₂ O	7.47	4.98	6.00
当前	N	25.0	25.0	4.14
	P ₂ O ₅	3.93	1.75	7.48
	K ₂ O	7.47	4.98	8.28

1.3 样本采集与分析

作物成熟后,将籽粒脱壳,于烘箱中 85℃烘干至恒重,经球磨仪粉碎后进行 C、N、Zn、Fe 含量的测定。籽粒 C、N 含量采用元素分析仪(PE2400 series II CHNS/O, USA)测定,籽粒 Zn、Fe 含量采用 HNO₃-HClO₄ 消化, HPLC-ICP-MS 测定。

1.4 数据处理

原始数据记录与处理和图表制作由 Microsoft Excel 2016 软件和 R3.5.0 软件完成,数据的统计分析采用 SPSS 软件(SPSS 20.0, SPSS Inc., Chicago, IL, US),采用单因素方差分析法分析 CO₂ 处理的作用,使用 LSD 法进行多重比较。

2 结果与分析

C、N 作为人体所需的大量营养元素,是能量的主要形式和新陈代谢的重要物质基础。由图 2 所示,

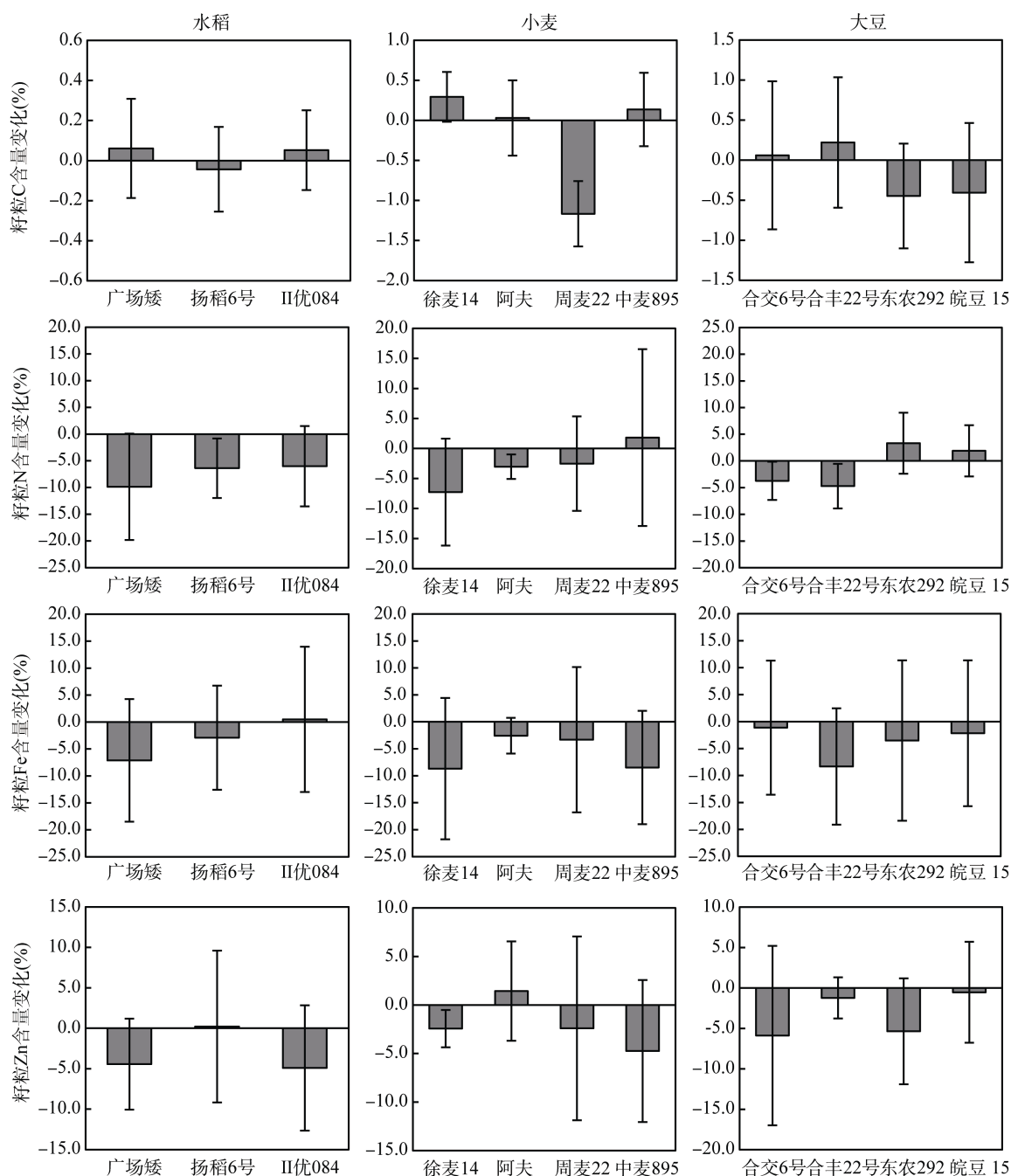
CO₂ 浓度由 310 μmol/mol 升高至 400 μmol/mol 对不同作物可食用部分的 C 含量度几乎没有影响,水稻和大豆籽粒的 C 含量变化幅度分别在 ±0.1% 和 ±0.5% 内;小麦品种周麦 22 号在 400 μmol/mol 大气 CO₂ 浓度下籽粒 C 含量下降了 1.2%,其余小麦品种的籽粒 C 含量均增加,增幅不足 0.5%。CO₂ 浓度升高使水稻籽粒 N 含量平均下降了 7.4%;除中麦 895 的籽粒 N 含量略有升高外,其余小麦籽粒 N 含量均下降了约 5%;对大豆而言,合交 6 号、合丰 22 号(均为历史品种)的籽粒 N 含量下降,东农 292、皖豆 15(目前常用品种)的籽粒 N 含量上升,变化范围为 ±5%。CO₂ 浓度升高对作物籽粒 N 含量的影响均未达到显著水平。

由图 2 还可知,大气 CO₂ 浓度升高使水稻、小麦和大豆籽粒的 Fe 含量分别平均下降了 3.3%、5.8% 和 3.8%,差异均未达显著水平。作物籽粒的 Zn 含量变化与 Fe 含量变化相似,水稻、小麦和大豆籽粒的 Zn 含量分别下降了 3.1%、2.0% 和 3.3%,差异均未达显著水平。

3 讨论

通过大气 CO₂ 浓度升高(400~550 μmol/mol)对作物影响的研究,发现农作物中蛋白质含量普遍降低^[11,14,19],稻米的蛋白质含量降幅达 20%^[16];小麦的蛋白质含量平均降低 9.1%~10.8%,并影响到面食的加工品质^[13,20]。CO₂ 浓度升高对大豆籽粒蛋白质含量的影响相对较小,但仍保持负面效应^[16,21]。Zhu 等^[22]通过对不同水稻品种的观察,发现大气 CO₂ 浓度升高会显著降低稻米 Fe 和 Zn 的含量。同样的结果在小麦和大豆中也被观测到^[17,23-24]。最新的研究结果表明,预计 2050 年大气 CO₂ 浓度升高会造成全球 1.22 亿人口缺乏蛋白质,1.75 亿人口缺 Zn,并且膳食 Fe 含量减少会使 14 亿育龄妇女及 5 岁以下幼童处于贫血患病率超过 20% 的健康危机中^[25]。

工业革命以来,由于人类活动大气 CO₂ 浓度开始攀升,CO₂ 浓度升高所带来的作物营养品质下降实际已经发生。本试验结果显示,“绿色革命”以来大气 CO₂ 浓度升高(310~400 μmol/mol)使水稻、小麦和大豆籽粒的 N、Fe、Zn 含量下降,虽然下降幅度未达到显著水平,但该趋势在不同的作物品种中存在普遍性,甚至部分品种的 Zn、Fe 含量降幅超过 5%。有研究认为虽然“绿色革命”促进了粮食作物产量的大幅增长,但营养品质却出现下降,严重影响了贫困地区的膳食安全^[5]。本试验发现,不同作物 20 世纪



(柱状图表示不同作物新、旧品种在经过不同时期 CO_2 浓度($310 \mu\text{mol/mol}$ 和 $400 \mu\text{mol/mol}$)处理后籽粒营养元素相对变化的平均值, 误差线表示相对标准误差。由单因素方差分析计算显著性: **, $P < 0.001$; *, $P < 0.05$ 。)

图 2 “绿色革命”以来大气 CO_2 浓度升高对不同作物品种籽粒 C、N、Fe、Zn 元素含量的影响

Fig. 2 Effect of elevated CO_2 on C, N, Fe and Zn concentrations in different crop seeds since green revolution

60 年代推广品种在 $400 \mu\text{mol/mol}$ CO_2 浓度下生长, 其籽粒的 N、Fe、Zn 含量出现不同程度的下降(仅阿夫小麦的 Zn 含量上升), 说明品种改良技术并非造成“绿色革命”以来作物营养品质下降的唯一原因, 大气 CO_2 浓度升高的影响不容忽视。另外, 通过对比 CO_2 浓度升高对新老品种营养品质的影响, 可以发现, 3 种作物籽粒的 Zn、Fe 含量变化及水稻小麦籽

粒的 N 含量变化在新旧品种间并未呈现出明显规律, 仅新老品种大豆的籽粒 N 含量变化分别出现上升和下降的趋势, 但该趋势仍需要更多的品种进一步验证。本试验中, 育种技术对 CO_2 浓度升高造成的作物籽粒养分品质下降并无明显缓解的作用, 但该结论还需通过 CO_2 浓度与品种的双因素试验以进一步验证。

CO₂ 浓度升高使作物籽粒营养品质下降的机制目前尚未完全明确, 因为 CO₂ 升高会影响作物元素吸收和代谢的多个过程^[26-28]。一种常被认可的假设是增加非结构性碳水化合物浓度的稀释作用^[10], 为了验证该假设, Myers 等^[17]测量了不同作物的营养元素含量, 发现每一种作物的元素变化彼此不同, 该现象说明作物养分品质的下降并非仅仅由于 CO₂ 稀释作用。Fangmeier 等^[29]认为, 在 CO₂ 浓度升高的情况下, 谷物中的蛋白质含量降低可能是光合组织中常见的蛋白质含量降低的结果, 因为在灌浆过程中 N 的供应主要来自于衰老光合组织中分解代谢蛋白的转移^[29-30]。但该假设并不能解释 Zn、Fe 含量的下降。由于植物根部吸收离子后, 有一部分存留在根内, 大部分运输到植物体其他部分, 包括籽粒, 而离子的木质部运输主要随蒸腾流上升或顺着浓度差扩散。因此有学者提出, CO₂ 浓度升高会导致植物叶片的气孔关闭, 从而减弱蒸腾作用, 降低蒸腾拉力, 离子的吸收和运输受到影响^[31-32]。绿色革命至今, 大气 CO₂ 浓度由 310 μmol/mol 上升至 400 μmol/mol, 相比于未来大气 CO₂ 浓度(550 ~ 600 μmol/mol), 该浓度对蒸腾作用的影响可能还未达到引起作物籽粒养分品质显著下降的阈值, 但该假设还需通过对光合功能叶的气孔导度、蒸腾作用等相关参数进行测定, 以待进一步验证。

4 结论

“绿色革命”以来大气 CO₂ 浓度升高(310 ~ 400 μmol/mol)对 3 种 C₃ 作物水稻、大豆、小麦的籽粒 C 元素含量几乎没有影响, 籽粒 N、Fe、Zn 元素含量呈现不同程度的下降趋势, 但均未达到显著水平; 该下降趋势在 20 世纪 60 年代推广品种及目前常用品种中普遍存在, 且无明显规律。结果表明: “绿色革命”以来大气 CO₂ 浓度升高对作物营养品质下降的影响不容忽视。

致谢: 感谢汪玉副研究员对试验给予的指导, 感谢张继双、陶冶、王东明、蔡颖在试验中的帮助。

参考文献:

[1] 成臣, 汪建军, 程慧煌, 等. 秸秆还田与耕作方式对双季稻产量及土壤肥力质量的影响[J]. 土壤学报, 2018, 55(1): 247-257.

[2] 张雅蓉, 李渝, 刘彦伶, 等. 长期施肥对黄壤有机碳平衡及玉米产量的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(5): 1275-1285.

[3] 刘鹏, 朱大洲, 梁克红, 等. 农产品中微量营养素含量下降原因综合分析 with 应对策略[J]. 中国食物与营养, 2016, 22(12): 35-38.

[4] Singh R B, Hales S, de Wet N, et al. The influence of climate variation and change on diarrheal disease in the Pacific Islands[J]. Environmental Health Perspectives, 2001, 109(2): 155-159.

[5] Pingali P. Green Revolution: Impacts, limits, and the path ahead[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2012, 109(31): 12302-12308.

[6] Seck P A, Diagne A, Mohanty S, et al. Crops that feed the world 7: Rice[J]. Food Security, 2012, 4(1): 7-24.

[7] 王东升, 陈莉莉, 黄忠阳, 等. 产 CO₂ 气肥残余物对番茄产量和品质的影响[J]. 土壤, 2017, 49(5): 893-896.

[8] 宝俐, 董金龙, 李汛, 等. CO₂ 浓度升高和氮素供应对黄瓜叶片光合色素的影响[J]. 土壤, 2016, 48(4): 653-660.

[9] Francesca Cotrufo M, Ineson P, Scott A. Elevated CO₂ reduces the nitrogen concentration of plant tissues[J]. Global Change Biology, 1998, 4(1): 43-54.

[10] Gifford R M, Barrett D J, Lutze J L. The effects of elevated [CO₂] on the C: N and C: P mass ratios of plant tissues[J]. Plant and Soil, 2000, 224(1): 1-14.

[11] Loladze I. Rising atmospheric CO₂ and human nutrition: toward globally imbalanced plant stoichiometry?[J]. Trends in Ecology and Evolution, 2002, 17(10): 457-461.

[12] Seneweera S. Effects of elevated CO₂ on plant growth and nutrient partitioning of rice (*Oryza sativa* L.) at rapid tillering and physiological maturity[J]. Journal of Plant Interactions, 2011, 6(1): 35-42.

[13] Taub D R, Miller B, Allen H. Effects of elevated CO₂ on the protein concentration of food crops: a meta-analysis[J]. Global Change Biology, 2008, 14(3): 565-575.

[14] Terao T, Miura S, Yanagihara T, et al. Influence of free-air CO₂ enrichment (FACE) on the eating quality of rice[J]. Journal of the Science of Food and Agriculture, 2005, 85(11): 1861-1868.

[15] Yong Z H, Chen G Y, Zhang D Y, et al. Is photosynthetic acclimation to free-air CO₂ enrichment (FACE) related to a strong competition for the assimilatory power between carbon assimilation and nitrogen assimilation in rice leaf?[J]. Photosynthetica, 2007, 45(1): 85-91.

[16] Jablonski L M, Wang X Z, Curtis P S. Plant reproduction under elevated CO₂ conditions: A meta-analysis of reports on 79 crop and wild species[J]. New Phytologist, 2002, 156(1): 9-26.

[17] Myers S S, Zanobetti A, Kloog I, et al. Increasing CO₂ threatens human nutrition[J]. Nature, 2014, 510(7503): 139-142.

[18] Xie B H, Zhou Z X, Mei B L, et al. Influences of free-air CO₂ enrichment (FACE), nitrogen fertilizer and crop residue incorporation on CH₄ emissions from irrigated rice fields[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2012, 93(3): 373-385.

[19] Högy P, Fangmeier A. Effects of elevated atmospheric CO₂ on grain quality of wheat[J]. Journal of Cereal Science, 2008, 48(3): 580-591.

- [20] Weigel H, Manderscheid R. CO₂ enrichment effects on forage and grain nitrogen content of pasture and cereal plants[J]. Journal of Crop Improvement, 2005, 13: 73–89.
- [21] Zhang G Y, Sakai H, Tokida T, et al. The effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on carbon and nitrogen accumulation in grains of rice (*Oryza sativa* L.)[J]. Journal of Experimental Botany, 2013, 64(11): 3179–3188.
- [22] Zhu C W, Kobayashi K, Loladze I, et al. Carbon dioxide (CO₂) levels this century will alter the protein, micronutrients, and vitamin content of rice grains with potential health consequences for the poorest rice-dependent countries[J]. Science Advances, 2018, 4(5): eaq1012.
- [23] Myers S S, Wessells K R, Kloor I, et al. Effect of increased concentrations of atmospheric carbon dioxide on the global threat of zinc deficiency: A modelling study[J]. The Lancet. Global Health, 2015, 3(10): e639–e645.
- [24] Smith M R, Myers S S. Impact of anthropogenic CO₂ emissions on global human nutrition[J]. Nature Climate Change, 2018, 8(9): 834–839.
- [25] Bloom A J, Smart D R, Nguyen D T, et al. Nitrogen assimilation and growth of wheat under elevated carbon dioxide[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2002, 99(3): 1730–1735.
- [26] BassiriRad H, Gutschick V P, Lussenhop J. Root system adjustments: regulation of plant nutrient uptake and growth responses to elevated CO₂[J]. Oecologia, 2001, 126(3): 305–320.
- [27] Lynch J P, St Clair S B. Mineral stress: The missing link in understanding how global climate change will affect plants in real world soils[J]. Field Crops Research, 2004, 90(1): 101–115.
- [28] McDonald E P, Erickson J E, Kruger E L. Research note: Can decreased transpiration limit plant nitrogen acquisition in elevated CO₂?[J]. Functional Plant Biology, 2002, 29(9): 1115.
- [29] Fangmeier A, Chrost B, Hög P, et al. CO₂ enrichment enhances flag leaf senescence in barley due to greater grain nitrogen sink capacity[J]. Environmental and Experimental Botany, 2000, 44(2): 151–164.
- [30] Salon C, Munierjolain N, Duc G, et al. Grain legume seed filling in relation to nitrogen acquisition: a review and prospects with particular reference to pea[J]. Agronomie, 2001, 21: 539–552.
- [31] Miglietta F, Peressotti A, Viola R, et al. Stomatal numbers, leaf and canopy conductance and the control of transpiration[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108(28): 201105831.
- [32] de Boer H J, Lammertsma E, Wagnercremer F, et al. Climate forcing due to optimization of maximal leaf conductance in subtropical vegetation under rising CO₂[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108(10): 4041–4046.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.021

杨东伟, 章明奎, 张鹏启, 等. 平原区水田改林地后土壤黏土矿物及氧化铁的变化. 土壤, 2020, 52(3): 567–574.

平原区水田改林地后土壤黏土矿物及氧化铁的变化^①

杨东伟^{1,2,3}, 章明奎^{1*}, 张鹏启², 刘千千², 董 静², 李 雪², 黄 笑²

(1 浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058; 2 河南师范大学旅游学院, 河南新乡 453007; 3 广西大学商学院, 南宁 530004)

摘 要: 近年来水田改为林地在我国南方地区非常普遍, 为了解这种转变对土壤矿物(黏土矿物和氧化铁)演变的影响, 在浙江省平原地区构建了 4 个水田改林地系列土壤, 采用野外调查和室内分析相结合的方法, 研究水田改林地后土壤剖面中氧化铁形态和黏土矿物类型的演变规律。结果表明, 改林地后, 土壤剖面中全铁含量变化不明显, 耕作层和犁底层土壤游离氧化铁有轻微增加趋势。改林地 15~20 a 后, 4 个系列土壤耕作层活性铁和活化度降幅分别在 18.0%~38.4% 和 24.7%~48.9%; 耕作层土壤铁氧化物的晶胶比增幅在 0.73 倍~1.62 倍; 耕作层土壤亚铁含量明显下降, 降幅最高达 95.8%, 变异系数达到 143.9%; 耕作层络合铁降幅在 21.3%~36.2%, 并与有机质呈极显著正相关($P<0.01$)。改林地后, 犁底层土壤中绿泥石相对含量及其与高岭石的比值都呈降低趋势, 其他黏土矿物相对含量变化规律不明显, 土壤有机质显著下降, 土壤明显酸化。土壤铁氧化物形态和数量的变化对土壤结构以及土壤重金属的迁移转化等产生重要影响。

关键词: 水田; 林地; 氧化铁; 形态; 环境效应

中图分类号: S152.1 **文献标志码:** A

Changes of Soil Clay Minerals and Iron Oxides After Paddy Field Converted into Forest Land in Plain Areas

YANG Dongwei^{1,2,3}, ZHANG Mingkui^{1*}, ZHANG Pengqi², LIU Qianqian², DONG Jing², LI Xue², HUANG Xiao²

(1 College of Environment and Resources, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; 2 College of Tourism, Henan Normal University, Xinxing, Henan 453007, China; 3 Business College, Guangxi University, Nanning 530004, China)

Abstract: Paddy field converted into forest land is very common in southern China in recent years. In order to understand the effects of this change on soil minerals (soil clay minerals and iron oxides), A series of paddy and forest soils in Zhejiang Province were selected, and the evolution of the morphology and quantity of iron oxides were studied by using a combination of field investigation and laboratory analysis. The results showed that the morphology and spatial distribution of soil iron oxides changed significantly after land-use change. The content of total iron did not change significantly; free iron in the surface and subsurface soils increased slightly, other layers changed insignificantly; after planting trees for 15–20 a, amorphous iron in 4 soil series fell down between 18.0%–38.4% and 24.7%–48.9%; the ratio of crystal to colloid of iron oxides in surface soil increased by 0.73 to 1.62 times; soil ferrous iron decreased significantly, which was up to 95.8% at most; complex iron fell down between 21.3% and 36.2%, and significantly correlated with organic matter ($P<0.01$). The relative content of chlorite and the ratio of chlorite to kaolinite in subsurface soil decreased, while the changes of other clay minerals were unobvious. Soil organic matter decreased significantly, soil was acidified obviously after the conversion, the morphology of soil iron oxides changed obviously. The change of the morphology and quantity of soil iron oxides had important effects on soil structure, the migration and transformation of soil heavy metals.

Key words: Water network plain; Paddy field; Forest land; Iron oxide; Morphology

水稻土是在周期性灌水淹育和排水疏干等人为活动影响下经过长期水耕熟化形成的。在氧化还原过

①基金项目: 国家自然科学基金项目(41571207)、河南师范大学博士启动课题基金项目(qd15152)、河南师范大学青年科学基金项目(2016QK33)和河南省社科联项目(SKL-2017-3689)资助。

* 通讯作者(mkzhang@zju.edu.cn)

作者简介: 杨东伟(1980—), 男, 河南商丘人, 博士, 讲师, 主要从事土地利用与生态环境方面研究。E-mail: yangdongwei20062006@126.com

程不断交替下,淹水时元素的还原淋溶、排水氧化淀积并重新分布于土壤剖面以及水耕黏闭等特有的过程^[1-3],对水稻土剖面发生层的形成以及一系列理化性质的变化起着极其深刻的、与旱作土壤迥然不同的影响。水稻土氧化还原状况的周期性交替及还原过程占优势的特点,是其与自然土壤和旱作土壤的最本质区别^[4]。黏土矿物种类和含量受气候、地形、植被、基岩类型等综合因素制约,是常用的示踪标记物,可以反映土壤成土环境、相应的成土作用过程及土壤发生机制。黏土矿物组合的变化反映了气候冷、暖周期性旋回,记录了搬运、再沉积和环境演化的重要信息,因此黏土矿物在物质来源及运移、沉积环境等研究中具有重要意义^[5]。氧化铁是土壤物质的重要组分,是土壤中性质较为活泼的变价元素,在氧化还原条件波动的情况下,铁可因得失电子而淋溶或淀积。土壤中氧化铁的氧化还原作用是水稻土形成过程中重要的化学过程,其在水稻土剖面的发生和特征层的形成中起着重要的作用^[4, 6]。土壤中铁氧化物可以多种形态存在,它们之间的相互转化可归纳为两个相反的过程,即老化和活化,前者沿着“离子态-非晶质态-弱晶质态-晶质态”的方向转化,后者沿着前者相反的方向转化。土壤氧化铁形态的转化与温度、水分、pH、Eh、有机质等环境条件有关^[7]。

近 30 a 来,我国南方地区有大面积水田被改为

林地、苗木地等旱作方式。改旱后,促进土壤水耕熟化的人为滞水条件不复存在,土壤剖面的氧化还原环境随之发生了明显的变化,土壤剖面形态和发生学特性也相应地发生改变。以往的研究中已注意到水田改旱后土壤形态及游离铁、活性铁含量的变化^[8-9],但对改旱后土壤氧化铁和黏土矿物动态演变规律的研究较少。为此,本研究在浙江省水网平原地区选择并构建 4 个改林地土壤剖面系列,采用时空互代法,研究了水田改林地后土壤剖面中氧化铁分布和黏土矿物的变化。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

在浙江省范围内选择并构建了 4 个水田改林地的不同年限土壤系列,共 12 个土壤剖面,分别采自 12 个独立的田块。每个系列包含一个长期种植水稻的土壤剖面 and 2 个改林地不同年限的土壤剖面(表 1)。4 个系列的土壤类型分别为腐心青紫泥田、青紫泥田、青粉泥田和小粉泥田(分别用 QYP, TSP, TJP 和 JYP 表示),属于水稻土土类,其中 QYP、TSP、TJP 属于脱潜水稻土亚类^[10-11]; JYP 属渗育水稻土亚类^[12]。土壤母质为湖沼相淤积物、湖海相沉积物或河海相沉积物。4 个系列土壤地形均为平原,海拔为 2.7 ~ 5.2 m。

表 1 土壤剖面样品基本信息
Table 1 Basic information of studied soil profiles

剖面系列	地点	剖面号	地理位置	植树年限(a)	利用方式	植被
腐心青紫泥田 改林地系列	嘉兴市南湖区大桥镇江南村	QYP ₁	30°44'50"N、120°51'47"E	0	水田	单季稻
		QYP ₂	30°44'52"N、120°52'9"E	7	果园	葡萄树
		QYP ₃	30°45'1"N、120°51'56"E	15		
青紫泥田改林地系列	绍兴市柯桥区福全镇赵家畈村	TSP ₁	29°58'27"N、120°30'2"E	0	水田	单季稻
		TSP ₂	29°58'28"N、120°30'1"E	12	林地	香樟树
		TSP ₃	29°58'27"N、120°30'0"E	19		
青粉泥田改林地系列	杭州市余杭区瓶窑镇窑北村	TJP ₁	30°24'27"N、 119°56'24"E	0	水田	单季稻
		TJP ₂	30°24'26"N、 119°56'23"E	8	果园	桃树
		TJP ₃	30°24'24"N、 119°56'18"E	20		
小粉泥田改林地系列	杭州市萧山区新塘街道霞江村	JYP ₁	30°8'43"N、120°19'26"E	0	水田	双季稻
		JYP ₂	30°8'42"N、120°19'22"E	8	林地	香樟树
		JYP ₃	30°8'30"N、120°19'26"E	15		

根据土壤剖面发育状况，确定发生层及其深度，分层采集土壤样品。为增强可比性，样品在采集时，同一系列的土壤剖面样品空间距离尽量靠近，原则上同一系列的任意 2 个剖面直线距离不超过 400 m。在采集改林地的土壤剖面分层样品时，做一定技术处理，即同一系列不同剖面相似发生层取土深度尽可能保持一致。田间采集的分层土样分为两部分，一部分带回实验室采用常规方法风干处理，分别过 2 mm、0.25 mm 和 0.15 mm 土筛，用于土壤理化指标测定；另一份置于塑料袋中，用冰块冷藏带回实验室，尽快提取亚铁，同时用烘干法测定含水率，矫正分析结果。

1.2 研究方法

研究的分析内容包括土壤 pH、有机质、黏土矿物组成和不同氧化铁形态等。分析方法如下：含水量采用烘干法测定；pH 测定采用电位法(土液比 1:2.5 水浸提)；有机质采用重铬酸钾-硫酸外加热法测定；全量铁采用 HF-HClO₄-HNO₃ 消化，游离态铁采取 DCB(即连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-碳酸氢钠)法提取，无定形态铁采用草酸铵-草酸缓冲液(pH=3.2)提取，络合态铁采用焦磷酸钠溶液提取，亚铁采用 Al₂(SO₄)₃ 溶液提取，采用邻菲罗啉比色法测定。黏土矿物组成：去除土壤中的有机质和游离铁后，用沉降-虹吸法提取 < 2 μm 的黏粒组分，用 MgCl₂ 和甘油饱和，制成定向片，X 射线衍射仪测定。以上指标详细测定步骤参见文献[13-14]。

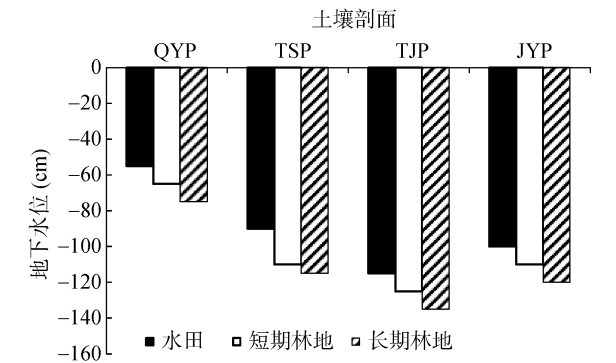
1.3 统计分析

采用 SPSS 10.0 和 Microsoft Excel 2007 软件进行分析数据，Origin 8.0 制图。

2 结果与分析

2.1 土壤水分条件和地下水位的变化

土壤 QYP₁、TSP₁、TJP₁ 和 JYP₁ 所在田块长期种植水稻，大多数年份土温>5℃时至少有 3 个月被灌溉水饱和，并呈还原状态，这些土壤具有人为滞水水分状况。改林地后，水田土壤人为滞水水分状况不再存在，由于缺少地表水的补给，地下水位逐渐下降(图 1)。



(QYP, TSP, TJP 和 JYP 分别代表腐心青紫泥田、青紫泥田、青粉泥田和小粉泥田改林地系列土壤剖面，下同)

图 1 水田和林地土壤剖面地下水位

Fig.1 Groundwater levels of studied profiles of paddy fields and forest lands

2.2 土壤 pH 和有机质的变化

水田改林地后，耕作层土壤 pH 明显下降(表 2)，腐心青紫泥田、青粉泥田和小粉泥田系列犁底层土壤 pH 呈下降趋势。改林地后，土壤淀积层、母质层和潜育层土壤受施肥及地表灌溉水影响较小，这些发生层土壤 pH 轻微降低或无明显变化(表 2)。

表 2 水田和林地土壤剖面中铁氧化物组成

Table 2 Soil iron oxides in soil profiles of paddy fields and forest lands

土壤剖面	采样深度(cm)	土层	pH	有机质(g/kg)	全铁(g/kg)	游离铁(g/kg)	活化度(%)	晶胶比	络合铁(g/kg)
QYP ₁	0~14	A	6.36	37.47	44.52	16.79	52.37	0.91	2.53
	14~30	A _p	7.13	30.61	45.52	16.39	43.21	1.31	1.55
	30~75	Wg	7.74	26.80	48.18	22.91	27.93	2.58	1.42
QYP ₂	0~14	A	6.08	29.06	47.24	18.08	42.90	1.33	1.58
	14~30	A _p	7.10	22.16	47.59	17.80	27.79	2.60	1.43
	30~75	Wg	7.59	24.55	50.94	19.74	30.91	2.23	1.53
QYP ₃	0~14	A	5.67	24.68	46.97	18.46	29.52	2.39	1.76
	14~30	A _p	6.33	21.25	46.15	18.18	21.99	3.55	1.65
	30~75	Wg	7.50	23.31	48.57	17.45	35.52	1.82	1.55
TSP ₁	0~12	A	5.57	47.17	47.05	20.58	59.75	0.67	2.15
	12~25	A _p	5.78	38.54	49.42	21.17	49.29	1.03	1.77
	25~47	B ₁	7.37	11.94	50.32	22.87	12.88	6.77	0.81
	47~88	B ₂	7.40	20.26	43.58	21.29	13.71	6.29	0.64
	88~130	Wg	6.05	4.01	43.44	10.30	93.63	0.07	0.17

续表

土壤剖面	采样深度(cm)	土层	pH	有机质(g/kg)	全铁(g/kg)	游离铁(g/kg)	活化度(%)	晶胶比	络合铁(g/kg)
TSP ₂	0 ~ 12	A	5.09	31.59	49.75	22.04	48.51	1.06	1.54
	12 ~ 25	A _p	6.32	29.99	50.83	22.15	34.47	1.90	0.82
	25 ~ 47	B ₁	7.50	6.33	47.57	21.61	13.51	6.40	0.66
	47 ~ 88	B ₂	7.39	14.59	44.40	21.49	15.26	5.55	0.57
	88 ~ 130	W _g	6.30	3.96	43.49	10.25	93.04	0.07	0.14
TSP ₃	0 ~ 12	A	4.55	27.32	50.55	22.37	44.97	1.22	1.37
	12 ~ 25	A _p	6.32	16.55	51.41	22.59	24.16	3.14	0.73
	25 ~ 47	B ₁	7.34	6.16	47.15	21.23	12.38	7.08	0.62
	47 ~ 88	B ₂	7.47	14.02	45.66	22.11	17.58	4.69	0.27
	88 ~ 130	W _g	6.11	3.97	43.79	10.35	93.24	0.07	0.14
TJP ₁	0 ~ 17	A	5.82	40.23	55.88	20.13	38.73	1.58	1.83
	17 ~ 30	A _p	5.71	27.00	65.65	26.40	13.83	6.23	1.54
	30 ~ 65	B ₁	6.71	7.95	89.37	44.40	2.64	36.85	0.08
	65 ~ 85	B ₂	7.00	7.23	104.92	53.89	1.84	53.35	0.06
	85 ~ 140	W _g	6.97	7.88	77.69	31.81	4.99	19.04	0.06
TJP ₂	0 ~ 17	A	5.63	30.63	60.72	22.06	29.59	2.38	1.56
	17 ~ 30	A _p	5.45	21.01	60.64	23.73	14.58	5.86	1.27
	30 ~ 65	B ₁	6.66	7.93	85.59	42.51	2.89	33.57	0.06
	65 ~ 85	B ₂	6.79	6.82	100.10	46.90	2.10	46.66	0.06
	85 ~ 140	W _g	6.76	7.23	77.60	30.17	4.94	19.24	0.56
TJP ₃	0 ~ 17	A	5.12	23.30	61.14	24.24	19.81	4.05	1.44
	17 ~ 30	A _p	5.05	15.64	60.26	22.21	15.61	5.40	0.86
	30 ~ 65	B ₁	5.85	7.70	83.74	39.96	3.02	32.09	0.41
	65 ~ 85	B ₂	6.34	6.85	106.35	54.32	2.38	41.02	0.05
	85 ~ 140	W _g	6.88	7.24	77.55	29.40	4.83	19.71	0.55
JYP ₁	0 ~ 12	A	6.51	37.07	47.35	12.20	63.76	0.57	2.95
	12 ~ 22	A _p	6.54	20.10	49.59	11.29	71.12	0.41	2.39
	22 ~ 67	B	7.97	9.93	43.06	10.19	26.57	2.76	1.26
	67 ~ 120	C	8.30	5.98	56.74	16.57	7.69	12.01	0.75
JYP ₂	0 ~ 12	A	6.08	27.80	47.72	12.26	55.55	0.80	2.04
	12 ~ 22	A _p	6.42	16.63	50.86	11.46	58.35	0.71	1.58
	22 ~ 67	B	7.89	7.62	46.21	11.36	17.98	4.56	1.04
	67 ~ 120	C	8.26	4.72	56.40	16.50	7.17	12.95	0.75
JYP ₃	0 ~ 12	A	4.72	23.37	47.93	12.68	50.34	0.99	1.96
	12 ~ 22	A _p	5.75	14.22	51.56	12.49	43.38	1.30	1.24
	22 ~ 67	B	7.88	6.78	48.34	11.58	14.75	5.78	0.68
	67 ~ 120	C	8.20	4.41	56.30	16.17	7.03	13.22	0.63

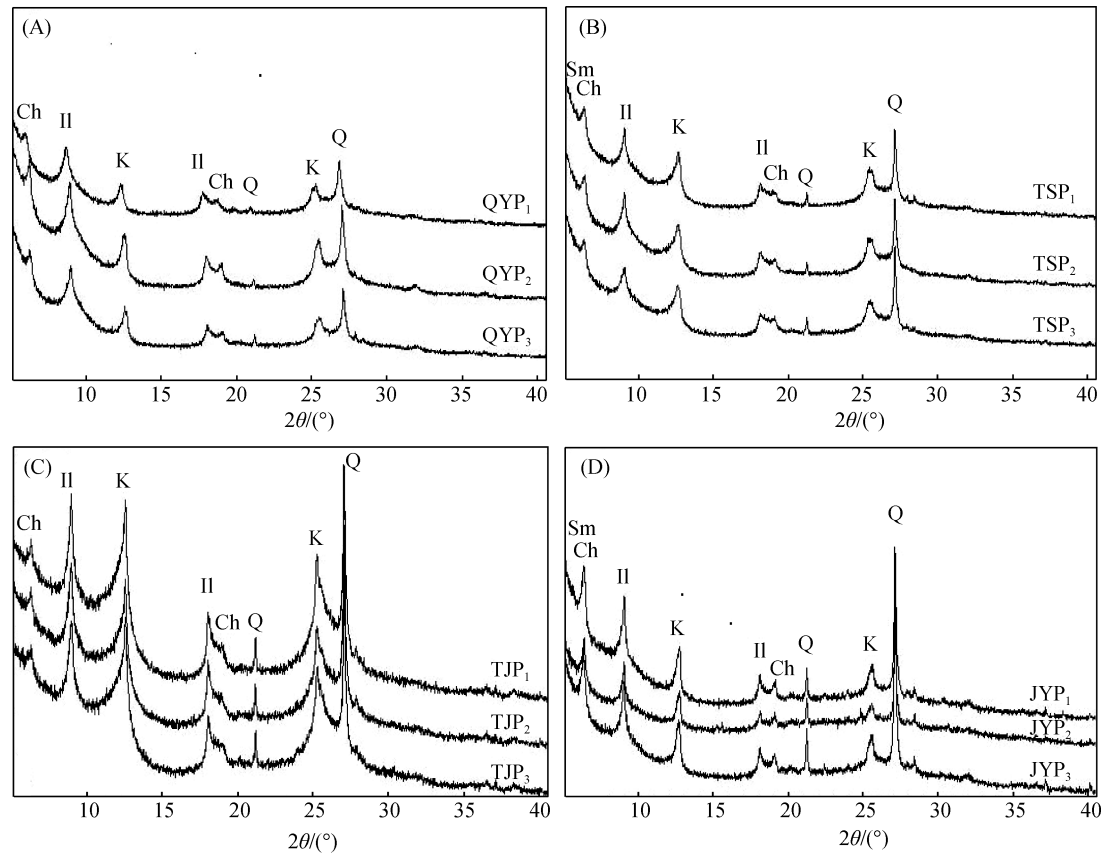
注：各形态铁均以 Fe₂O₃ 计

水田改林地后, 4 个系列土壤有机质随着植树时间延长整体呈现下降趋势, 并以耕作层和犁底层有机质降低最为明显(表 2), 此外土壤剖面中有机质含量随着土层深度的增加逐渐降低。

2.3 土壤黏土矿物组成的变化

研究选取受人为干扰相对较小的犁底层土壤, 通过 X 射线衍射(X-ray diffraction analysis, XRD)技术对水田改林地系列犁底层土壤黏土矿物类型进行半定

量鉴定, 衍射图谱见图 2。黏土矿物的相对含量采用伊利石、高岭石、绿泥石和蒙脱石特征衍射峰的面积百分比求出, 将 4 种矿物的总含量校正为 100% 后, 得出各矿物的相对含量^[15-16](表 3)。结果表明, 4 个水田改林地系列土壤黏土矿物均以高岭石和伊利石为主, 含量分别为 29.2% ~ 54.2% 和 27.1% ~ 55.2%; 其次为绿泥石和蒙脱石, 含量分别为 3.0% ~ 20.5% 和 13.7% ~ 22.9%。水田改林地后由于自然含水量等



(A、B、C 和 D 分别代表腐心青紫泥田、青紫泥田、青粉泥田和小粉泥田改林地系列剖面；Q：石英；K：高岭石；Ch：绿泥石；Il：伊利石；Sm：蒙皂石)

图 2 水田和林地犁底层土壤黏土 X 射线衍射图谱

Fig.2 X-ray diffraction spectrograms of clay minerals of subsurface soils in paddy fields and forest lands

表 3 水田和林地土壤剖面犁底层土壤主要黏土矿物相对比例

Table 3 Relative percentages of clay mineral in subsurface soils of paddy fields and forest lands

土壤剖面	高岭石(%)	绿泥石(%)	伊利石(%)	蒙皂石(%)	绿泥石/高岭石	伊利石/高岭石	蒙脱石/高岭石
QYP ₁	43.8	6.8	49.4	—	0.16	1.13	—
QYP ₂	40.7	6.8	52.5	—	0.17	1.29	—
QYP ₃	40.3	4.6	55.2	—	0.11	1.37	—
TSP ₁	42.0	5.5	29.7	22.8	0.13	0.71	0.54
TSP ₂	38.4	5.2	34.3	22.2	0.14	0.89	0.58
TSP ₃	47.0	3.0	27.1	22.9	0.06	0.58	0.49
TJP ₁	52.2	15.6	32.2	—	0.30	0.62	—
TJP ₂	54.2	15.9	29.9	—	0.29	0.55	—
TJP ₃	50.8	13.9	35.3	—	0.27	0.69	—
JYP ₁	29.2	20.5	34.2	16.2	0.70	1.17	0.55
JYP ₂	35.3	15.0	35.7	14	0.42	1.01	0.40
JYP ₃	38.5	14.9	32.9	13.7	0.39	0.85	0.36

注：“—”表示“无”；石英(是原生矿物残留)不属于黏土，因而未参与计算。

因素的影响,犁底层土壤中绿泥石相对含量有轻微降低趋势,同时绿泥石与高岭石的比值降低,其他黏土矿物类型及相对含量变化规律不明显。

2.4 全铁和游离铁的变化

水田改林地后,土壤剖面中全铁含量变化不明显(表 2),这表明在研究的时间尺度范围内(20 a),

水田改林地不会引起土壤全铁含量的明显变化。土壤耕作层和犁底层游离氧化铁有轻微增加趋势,其他发生层变化不明显(表 2),这与 Takahashi 等^[8]关于水田改旱作后土壤游离铁的变化规律基本一致。

2.5 活性铁、络合铁和亚铁的变化

如图 3 所示,水田改林地后,4 个系列土壤剖面耕作层和犁底层土壤中活性铁含量明显降低,这与

Takahashi 等^[8]关于水田改林地后土壤活性铁的变化规律一致。改林地 15~20 a 后,腐心青紫泥田、青紫泥田、青粉泥田和小粉泥田改林地系列耕作层土壤活性铁分别下降 38.0%、18.2%、38.4% 和 18.0%,活化度分别下降 43.6%、24.7%、48.9% 和 34.9% (表 2)。由于土壤中大量活性铁逐渐老化为晶质铁,耕作层土壤铁氧化物的晶胶比分别增加了 1.62、0.82、1.56 和 0.73 倍(表 2)。

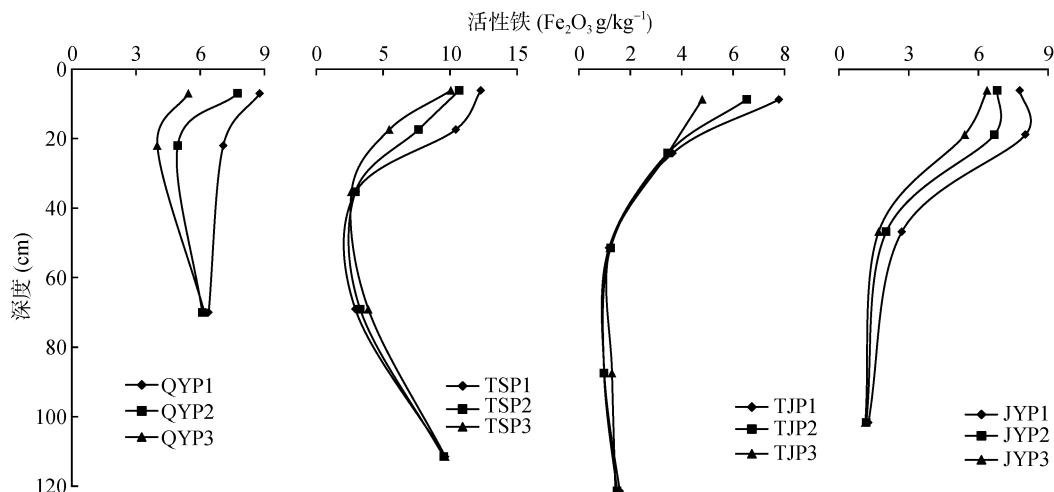


图 3 水田和林地土壤剖面中活性铁分布

Fig.3 Amorphous iron contents in soil profiles of paddy fields and forest lands

络合铁(Fep)是游离铁与有机质结合形成的,属于无定形物质。土壤中络合铁的形成是引起铁离子在土壤中移动的重要原因之一^[13]。改林地 15~20 a 后,4 个系列土壤剖面中络合铁含量有降低的趋势(表 2),其中,耕作层络合铁分别下降 30.4%、36.2%、21.3% 和 33.6%,且其含量随剖面深度的增加而降低,这与土壤剖面中有机质的剖面分布一致。相关性分析显示,4 个系列土壤剖面中络合铁和有机质呈显著正相关,相应的相关性系数分别为 $r_1=0.74^*(n_1=9)$ 、 $r_2=0.92^{**}(n_2=15)$ 、 $r_3=0.94^{**}(n_3=15)$ 和 $r_4=0.96^{**}(n_4=12)$,表明水田改林地后,土壤有机质含量变化是引起土壤络合铁含量变化的重要原因。

水田改林地后,氧化还原电位升高,化学氧化速率明显加快,大量 Fe(II) 在化学氧化和微生物的作用下,重新被氧化为 Fe(III)。改林地后 4 个系列土壤剖面中 Fe(II) 含量都呈现降低趋势,其中耕作层和犁底层土壤中亚铁含量降低最明显(表 4)。改林地后 4 个系列土壤亚铁总量的变化趋势和活性铁的变化趋势基本一致,亚铁与活性铁相关系数分别为 $r_1=0.72^*(n_1=90)$ 、 $r_2=0.75^{**}(n_2=15)$ 、 $r_3=0.82^{**}(n_3=15)$ 和 $r_4=0.62^*(n_4=12)$,其中耕作层亚铁含量变异较大,介于 78.70%~143.88%。

3 讨论

3.1 水田改林地后土壤 pH 和有机质的演变

水田改林地后,人为滞水水分状况消失,土壤通气性增强,氧化还原电位升高,土壤中 NH_4^+-N 在硝化细菌的作用下转化为 NO_2^--N 和 NO_3^--N ,大量的 Mn^{2+} 和 Fe^{2+} 被氧化,释放出大量的质子(H^+),使土壤酸化^[17]。水田改林地后,由于施用大量氯化钾、过磷酸钙等酸性肥料也加速土壤的酸化。此外,水田改林地后垂直淋洗增强也会对土壤 pH 产生影响^[18]。

水田淹水条件下氧气减少,土壤中的好氧微生物活动基本停止,导致未分解的有机质慢慢积累,改林地后人为滞水水分状况的消失,土壤处于好气状态通气性增强,微生物对有机质的分解速度加快,致使剖面中有机质含量降低。此外,改林地后土壤更加充分地暴露在空气中,促进了有机质化学氧化;植物根系、枝干等植物残体进入土壤的数量减少,致使土壤有机质总量下降^[19-20]。有研究表明,水稻土中有机碳和铁铝键合态的稳定结合可以降低有机碳矿化速率,增强其化学稳定作用,因而通常情况下水田土壤有机碳较林地土壤高,且积累较快^[20]。

表 4 水田改林地系列土壤剖面中亚铁的描述性统计
Table 4 Statistical description of soil ferrous iron in soil profiles of paddy fields and forest lands

土壤剖面	土层 (cm)	平均值±标准差 (mg/kg)	最大值 (mg/kg)	最小值 (mg/kg)	变异系数(%)
QYP	0 ~ 14	318.98 ± 251.03	607.46	150.24	78.70
	14 ~ 30	273.36 ± 170.77	446.58	105.16	62.47
	30 ~ 75	204.73 ± 106.29	281.08	83.34	51.92
TSP	0 ~ 12	390.54 ± 471.28	932.69	78.74	120.68
	12 ~ 25	112.94 ± 134.05	267.50	28.33	118.69
	25 ~ 47	12.02 ± 0.20	12.25	11.89	1.64
	47 ~ 88	12.79 ± 2.58	15.59	10.51	20.15
	88 ~ 130	585.44 ± 29.44	615.10	556.22	5.03
TJP	0 ~ 17	175.62 ± 161.48	360.69	63.36	91.95
	17 ~ 30	190.16 ± 174.02	387.80	59.93	91.51
	30 ~ 65	29.79 ± 6.12	36.10	23.87	20.56
	65 ~ 85	27.04 ± 3.05	29.70	23.70	11.30
	85 ~ 140	33.65 ± 10.26	45.39	26.41	30.49
JYP	0 ~ 12	610.16 ± 877.90	1 623.07	68.89	143.88
	12 ~ 22	335.66 ± 451.29	855.47	43.90	134.45
	22 ~ 67	16.75 ± 4.49	21.84	13.33	26.82
	67 ~ 120	16.06 ± 2.01	17.87	13.90	12.50

3.2 水田改林地后土壤氧化铁的演变

在土壤形成过程中土壤氧化铁可发生明显的变化,因此土壤氧化铁特性的研究一直是土壤发生学的重要研究内容^[7, 21-22]。水田改林地后土壤耕作层和犁底层土壤游离氧化铁有轻微增加趋势(表 2),原因主要有以下两方面:①水稻土淹水后铁在剖面中容易发生淋溶迁移^[4, 6],水田改林地后,铁在剖面中还原淋溶、氧化淀积作用明显减弱,甚至消失;②由于稻田在季节性干湿交替或强降雨导致大量铁随排水流失,而进入到周边林地土壤,使得水稻土耕作层和犁底层土壤铁减少,周边林地氧化铁含量相对增加;检测结果表明,青紫泥田水稻土表面积水中铁离子浓度达到 1.1 mg/L。

活性铁(Fe_o)是一种不发生 X 射线衍射、比表面积较大、活性较高的水合氧化铁^[13]。淹水使土壤活性氧化铁的含量显著增加^[23],土壤落干又使活性氧化铁转化为结晶态氧化铁,两者可相互转化。水田改林地后,土壤水分含量显著降低,大量活性铁逐渐老化转化为晶质铁;此外土壤有机质含量降低对氧化铁结晶化抑制作用减弱,致使耕作层和犁底层土壤中活性铁含量明显降低,这与 Takahashi 等^[8]和姚玉才等^[24]关于水田改林地后土壤活性铁的变化规律一致。

3.3 土壤氧化铁形态变化对环境的影响

氧化铁和有机质是土壤结构的主要胶结物质,其形态及含量对土壤结构和团聚体的形成具有重要影

响。游离氧化铁是土壤中可变正电荷和负电荷的主要载体,其对某些重金属离子和某些多价的含氧酸根有专性吸附,制约着它们在土壤中的活性。此外,游离氧化铁还是土壤重要的矿质胶结物质,对土壤结构的形成起桥接或联结的作用,并是决定土壤颜色的一个重要因素^[13]。改林地后,4 个系列土壤剖面氧化铁形态及空间分布发生显著变化,并对土壤环境产生很大影响。铁氧化物和氢氧化物具有较大的比表面积及表面的化学活性,对部分重金属(如铅、铜、镉、锌)、非金属(如硒、氟)和含氧阴离子(如磷酸盐),有很高的吸附容量,控制着这些元素的形态、浓度和迁移转化,对这些元素植物有效性和环境毒性产生重要影响^[25-26]。重金属一般以专性吸附方式被铁氧化物吸附,被吸附的重金属离子不易通过离子交换反应释放到溶液中^[17]。土壤去除氧化铁和有机质后的总孔体积和总孔隙率显著降低,尤其以氧化铁的影响更为明显^[27]。

水田改林地后,虽然因铁还原溶解而释放的重金属减少,但土壤氢氧化铁、活性铁等比表面积较大的土壤铁氧化物逐渐老化为晶质态,其比表面积下降,对重金属和非金属的吸附能力降低,从而影响到这些元素的植物有效性和环境毒性。无定形氧化铁在淹水条件,可增加对磷的吸附^[28]。水田改林地后,土壤中活性铁含量降低,对磷的吸附性减弱,从而增加了磷素在环境中的淋失风险。

4 结论

水田改林地后,土壤剖面的地下水位下降,土壤逐渐酸化,有机质含量下降,土壤绿泥石含量下降。土壤氧化铁形态和空间分布发生明显变化,整体表现为土壤剖面发生层中全铁变化不明显,游离铁含量略微增加,活性铁、络合铁、亚铁总量呈降低趋势,铁氧化物的晶胶比显著增加。水田改林地后,土壤发生学性质发生显著变化,土壤铁氧化物形态和数量的变化能够对土壤结构及土壤重金属的迁移转化等产生重要影响。

参考文献:

- [1] 王天豪, 韩春兰, 王秋兵. 辽宁省植稻土壤在中国土壤系统分类中的归属[J]. 土壤通报, 2018, 49(1): 1-8.
- [2] 姚玉才, 邱志腾, 杨良觐, 等. 贵州省典型水耕人为土的发生学性状与系统分类研究[J]. 土壤通报, 2018, 49(2): 253-259.
- [3] 刘沛, 周卫军, 顾海滨, 等. 澧阳平原古水稻土铁形态演变特征[J]. 土壤, 2015, 47(6): 1151-1156.
- [4] 丁昌璞, 徐仁扣. 土壤的氧化还原过程及其研究法[M]. 北京: 科学技术出版社, 2011: 158-158.
- [5] 李国刚. 中国近海表层沉积物中粘土矿物的组成、分布及其地质意义[J]. 海洋学报, 1990, 12(4): 470-479.
- [6] 龚子同. 中国土壤系统分类理论·方法·实践[M]. 北京: 科学出版社, 1999: 109-194.
- [7] 孙丽蓉, 曲东. 电子穿梭物质对异化 Fe (III) 还原过程的影响[J]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2007, 35(4): 192-198.
- [8] Takahashi T, Park C Y, Nakajima H, et al. Ferric iron transformation in soils with rotation of irrigated rice-upland crops and effect on soil tillage properties[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 1999, 45(1): 163-173.
- [9] 方利平, 章明奎. 利用方式改变对水稻土发生学特性的影响[J]. 土壤通报, 2006, 37(4): 815-816.
- [10] 嘉兴市土壤志编辑委员会. 嘉兴土壤[M]. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1991: 218-223.
- [11] 绍兴市农业局. 绍兴市土壤[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1991: 5-253.
- [12] 杭州市土壤普查办公室. 杭州土壤[M]. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1991: 3-195.
- [13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 12-207.
- [14] 张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 2012: 1-243.
- [15] 艾丽娜, 韩宗珠, 王双, 等. 渤海海表层沉积物粘土矿物组成及分布特征对物源的指示意义[J]. 海洋湖沼通报, 2016(5): 60-68.
- [16] 彭淑贞, 郭正堂. 风成三趾马红土与第四纪黄土的粘土矿物组成异同及其环境意义[J]. 第四纪研究, 2007, 27(2): 277-285.
- [17] 于天仁, 陈志诚. 土壤发生中的化学过程[M]. 北京: 科学出版社, 1990: 10-415.
- [18] 章明奎, 唐红娟, 常跃畅. 黄斑田(铁聚水耕人为土)返旱后土壤发生学性质的变化[C]. 成都: 中国土壤学会第十二次全国会员代表大会暨第九届海峡两岸土壤肥料学术交流研讨会. 2012, 8: 349-354.
- [19] 杨东伟, 章明奎, 张鹏启, 等. 水田改果园后土壤微生物学特性演变[J]. 土壤学报, 2018, 55(1): 182-193.
- [20] 周萍, 宋国菡, 潘根兴. 三种南方典型水稻土长期试验下有机碳积累机制研究 II. 团聚体内有机碳的化学结合机制[J]. 土壤学报, 2009, 46(2): 263-273.
- [21] 黄成敏, 龚子同, 杨德涌. 海南岛北部玄武岩上土壤发生研究 II. 铁氧化物特征[J]. 土壤学报, 2002, 39(4): 449-458.
- [22] 常庆瑞, 冯立孝, 阎湘. 陕西汉中土壤氧化铁及其发生学意义研究[J]. 土壤通报, 1999, 30(1): 14-16.
- [23] Kumar S, Pahwa S K, Prorail A K. Changes in some physico-chemical properties and activities of iron and zinc submergence of some rice soils[J]. Journal of Indian Society of Soil Science, 1981, 29: 204-207.
- [24] 姚玉才, 邱志腾, 陈小梅, 等. 水耕人为土长期改旱后土壤类型演变的探讨[J]. 土壤通报, 2016, 47(5): 1029-1035.
- [25] 于天仁, 季国亮, 丁昌璞, 等. 可变电荷土壤的电化学[M]. 北京: 科学出版社, 1996: 12-295.
- [26] 蔡妙珍, 邢承华. 土壤氧化铁的活化与环境意义[J]. 浙江师范大学学报 (自然科学版), 2004, 27(3): 279-282.
- [27] 韦杨嫣. 胶结物质对土壤孔隙结构的影响及土壤性状对酸化的响应研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2017.
- [28] 邵兴华. 水稻土淹水过程铁氧化物转化对磷饱和度和磷、氮释放的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2005.

植物多酚与低分子量有机酸联合作用对紫色土铁形态分布的影响^①

翁倩, 袁大刚*, 余兴星, 蒙凤丹, 张俊思, 王昌全

(四川农业大学资源学院, 成都 611130)

摘要: 植物多酚(PP)和低分子量有机酸(LMWOA)对土壤铁形态转化有重要影响。以酸性、中性和石灰性紫色土为研究对象, 采用不完全随机区组试验, 用 2 种 PP(即表没食子儿茶素没食子酸酯(EGCG)和芦丁)和 2 种 LMWOA(即柠檬酸和草酸)溶液浸提供试土壤, 测定其可溶铁(Fe_s)、游离铁(Fe_d)、活性铁(Fe_o)、络合铁(Fe_p)含量, 探讨了 PP 与 LMWOA 对紫色土铁形态分布的影响。结果表明: PP 与 LMWOA 各自单独作用均能使酸性紫色土 Fe_s 增加、中性紫色土 Fe_s 减少; 对于石灰性紫色土, PP 会促进其 Fe_s 增加, 而 LMWOA 作用相反。EGCG 与 LMWOA 联合作用, 在酸性和石灰性紫色土上均表现为 LMWOA 通过促使本应转化为 Fe_s 的转化为 Fe_p 而掩蔽 EGCG 对铁的溶解作用; 芦丁与 LMWOA 联合作用, 在酸性紫色土铁的溶解上表现为协同效应, 在石灰性紫色土上则表现为 LMWOA 会抑制芦丁对铁的溶解作用; 对于中性紫色土, PP 与 LMWOA 联合作用可促进 Fe_d 向 Fe_s 转化而削弱 PP 对铁溶解的抑制作用。

关键词: 植物多酚; 低分子量有机酸; 联合作用; 紫色土; 铁形态

中图分类号: S153 **文献标志码:** A

Effects of Plant Polyphenols and Low Molecular Weight Organic Acids on Iron Speciation in Purplish Soil

WENG Qian, YUAN Dagang*, YU Xingxing, MENG Fengdan, ZHANG Junsu, WANG Changquan

(College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

Abstract: Plant polyphenol (PP) and low molecular weight organic acid (LMWOA) have important effects on the transformation of iron fraction in soil. In this study, acidic, neutral and calcareous purplish soils were used as research objects, incomplete randomized block experiments were performed by using two kinds of PPs (i.e., epigallocatechin gallate (EGCG) and rutin) and two LMWOAs (i.e., citric acid and oxalic acid). After the solution was leached, soluble iron (Fe_s), free Fe oxides (Fe_d), amorphous Fe oxides (Fe_o), and organic-bound Fe (Fe_p) were measured to investigate the effect of PPs and LMWOAs on iron transformation in purplish soil. The results showed that both PP and LMWOA could increase Fe_s content in acid purplish soil, decrease Fe_s content in neutral purplish soil. For calcareous purplish soil, PP promoted but LMWOA decreased Fe_s content. When EGCG and LMWOAs were combined, both acidic and calcareous purplish soils showed that LMWOAs weakened EGCG's promoting effect on Fe_s by promoting iron transformed into Fe_p instead of being transformed into Fe_s . When rutin was used in combination with LMWOAs, the synergistic effect was observed in acid purplish soil, LMWOAs inhibited rutin promotion effect on Fe_s . In neutral purplish soil, the combined action of PPs and LMWOAs reduced the inhibition of PPs on Fe_s by promoting Fe_d converted into Fe_s .

Key words: Plant polyphenols; Low molecular weight organic acids; Combined action; Purplish soil; Iron fraction

铁形态的复杂性赋予其具有吸附-解吸、氧化-还原、沉淀-溶解等多种功能^[1], 使其成为联结土壤重要物质循环过程的枢纽, 参与漂白、灰化、潜育化等成土过程^[2]。植物多酚(PP)与低分子量有机酸

^①基金项目: 国家自然科学基金项目(41372130)资助。

* 通讯作者(690654034@qq.com)

作者简介: 翁倩(1993—), 女, 四川内江人, 硕士研究生, 主要从事土壤资源可持续利用研究。E-mail: gyqr1234@163.com

(LMWOA)是植物重要的代谢产物,能以根系分泌物等方式进入土壤^[3-4],通过络合作用、质子作用和还原作用等方式影响铁的形态转化^[5]。已有研究表明,PP形态和含量可影响土壤酸化及铁形态转化^[6],如低浓度茶多酚可以增加紫色土活性铁含量^[7];不同茶多酚浓度和pH对土壤铁溶解量影响不同^[8],一定浓度和pH的EGCG(表没食子儿茶素没食子酸酯)溶液也可通过改变氧化物形态增加黄壤可溶铁含量^[9-10]。不同的PP或LMWOA对土壤铁形态转化会产生不同的效应,如土壤中铁活化量在漂洗水稻土和黄壤上为LMWOA>茶多酚,在酸性紫色土上则为茶多酚组分>苹果酸^[5]。根际有机化合物可以单独或联合起作用^[11],如土壤铁溶解量表现为儿茶酚与柠檬酸并用远高于柠檬酸单独处理^[12],芦丁与有机酸联合通过溶解部分无定形铁、促进土壤矿物转变成伊利石而促进土壤中Fe的移动^[13]。鉴于此,本研究选用2种PP(EGCG、芦丁)和2种LMWOA(柠檬酸、草酸)单独和联合作用,通过对酸性、中性和石灰性紫色土的浸

提试验,测定可溶铁(Fe_s)、游离铁(Fe_d)、活性铁(Fe_o)和络合铁(Fe_p)含量,探讨PP与LMWOA对土壤铁分布的影响,以期深化PP与LMWOA转化不同酸碱反应土壤铁形态特征的认识。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试试剂:EGCG,湖州荣凯植物提取有限公司生产,纯度>98%;芦丁,购于国药集团化学试剂有限公司,分析纯;柠檬酸、草酸由成都市科龙化工试剂厂生产,分析纯。

供试土壤:酸性紫色土、中性紫色土和石灰性紫色土3种土壤类型,2017年4月采集于四川省雅安市雨城区老板山(102°59'E, 29°58'N;海拔627~685 m)。为了减少土壤中植物多酚与低分子量有机酸对研究的影响,样品采集时选择非茶园植被下,距地表20~40 cm土层土壤作为供试土壤,其基本化学性质见表1。

表1 供试土壤的基本化学性质
Table 1 Basic chemical properties of tested soil

土壤类型	pH	碳酸钙相当物(g/kg)	有机质(g/kg)	全铁(g/kg)	Fe_d (g/kg)	Fe_o (g/kg)	Fe_p (g/kg)
酸性紫色土	4.88	—	15.02	50.32	23.01	5.45	0.76
中性紫色土	6.80	6.08	15.63	62.87	20.60	4.85	0.50
石灰性紫色土	8.28	221.53	16.16	63.17	15.70	1.05	0.15

1.2 试验设计

本试验为浸提试验,采用不完全随机区组设计,共设置27个处理,即3种土壤(酸性、中性和石灰性紫色土)各设置9个浸提处理,即①CK,即去离子水;②Te,即EGCG单独作用;③Tr,即芦丁单独作用;④Tc,即柠檬酸单独作用;⑤To,即草酸单独作用;⑥Tec,即EGCG与柠檬酸联合作用;⑦Trc,即芦丁与柠檬酸联合作用;⑧Teo,即EGCG与草酸联合作用;⑨Tro,即芦丁与草酸联合作用。参照刘志光与徐仁扣^[12]有关PP与LMWOA的浓度设置以及Terzano等^[14]测定的根际土壤溶液LMWOA和黄酮类的实际浓度及其在水中的溶解度,设置芦丁浓度为85 $\mu\text{mol/L}$,EGCG、柠檬酸和草酸均为1 mmol/L。每个处理均重复3次,同时做空白试验。

在试验过程中,首先准确称取若干份过10目筛的10 g风干土样于250 ml聚乙烯塑料瓶中,然后按土液比1:10加入100 ml浸提液,使用恒温振荡机在25℃、220 r/min条件下振荡24 h,过滤,最后用ICP-AES测定滤液中 Fe_s 含量;剩余土样在60℃烘箱

中烘烤48 h后用玛瑙研钵研磨^[10],过60目尼龙筛,按照张甘霖与龚子同^[15]的方法,用DCB(连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-碳酸氢钠)法浸提-ICP测定 Fe_d 含量,用草酸-草酸铵缓冲液浸提-ICP测定 Fe_o 含量,用焦磷酸钠浸提-ICP测定 Fe_p 含量。

1.3 数据处理

用Excel 2010进行描述性统计与图表制作,利用SPSS 19.0进行方差分析和多重比较。

2 结果与分析

2.1 植物多酚与低分子量有机酸对紫色土可溶铁的影响

由图1可知,酸性紫色土 Fe_s 含量范围为6.41~179.40 mg/kg,各PP和LMWOA处理均比CK有不同程度的提高,具体为EGCG>EGCG+柠檬酸>EGCG+草酸>芦丁+柠檬酸>柠檬酸>芦丁+草酸>草酸>芦丁>CK。方差分析表明,除芦丁处理外,其他各处理均显著促进酸性紫色土 Fe_s 的增加。PP和LMWOA与铁元素的络合、还原作用使某些难溶

铁向 Fe_s 转化, 其中可能因为 EGCG 分子量最大, 邻位酚羟基多, 发生络合反应的机会多, 从而其提取的 Fe_s 含量最高^[16]。 Fe_s 含量表现为 EGCG 与草酸或柠檬酸联合作用显著高于草酸或柠檬酸单独作用, 而显著低于 EGCG 单独作用, 说明两两联合作用后 LMWOA 对 EGCG 促进 Fe_s 增加的作用具有明显的拮抗效应, 而且草酸比柠檬酸的拮抗效应更强。 芦丁与柠檬酸或草酸联合作用均表现为较弱的协同效应, 芦丁与柠檬酸联合作用 Fe_s 含量为 78.5 mg/kg, 比芦丁和柠檬酸各自单独作用时的 Fe_s 总量大 8.5 mg/kg。 芦丁与草酸联合作用的 Fe_s 含量比芦丁和草酸各自单独作用的 Fe_s 总量大 2.8 mg/kg。

中性紫色土 Fe_s 含量在 18.65 ~ 31.86 mg/kg, 各处理 Fe_s 含量高低顺序为芦丁+草酸>CK>EGCG+草酸>EGCG+柠檬酸>草酸>芦丁+柠檬酸>EGCG>芦丁>柠檬酸, 仅芦丁+草酸处理的 Fe_s 含量略高于 CK($P>0.05$), 表明 PP 与 LMWOA 主要抑制中性紫色土铁的溶解, 其中 EGCG、芦丁、柠檬酸单独作用会显著降低中性紫色土 Fe_s 含量; PP 与 LMWOA 联合作用总体上可略微减轻其单独作用对铁的沉淀效应, 其中芦丁与草酸联合作用效果比 EGCG 与草酸联合作用效果更强。

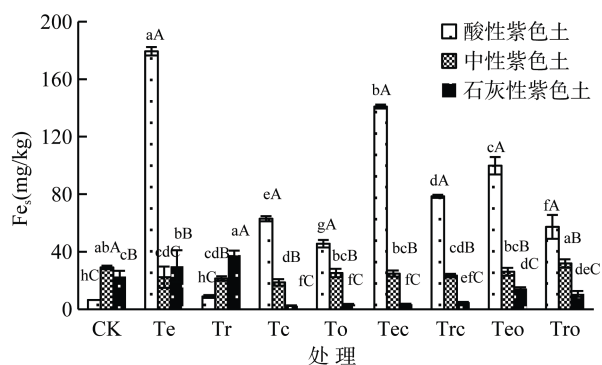


图1 PP 与 LMWOA 对 3 种紫色土 Fe_s 的影响
Fig. 1 Effects of PPs and LMWOAs on Fe_s contents in three purple soils

石灰性紫色土 Fe_s 含量变化范围为 2.44 ~ 37.61 mg/kg, 不同处理间差异较大, 具体表现为芦丁>EGCG>CK>EGCG+草酸>芦丁+草酸>芦丁+柠檬酸>草酸>EGCG+柠檬酸>柠檬酸, 其中柠檬酸或草酸单独作用会使 Fe_s 含量显著降低, 而芦丁或 EGCG 单独作用可使 Fe_s 含量增加, 且芦丁对铁的溶解能力更强。柠檬酸或草酸与芦丁联合作用 Fe_s 含量

显著下降并低于 CK, 而且芦丁或 EGCG 与柠檬酸联合作用比与草酸联合作用使 Fe_s 含量降低更为显著, 其中 PP 的邻位酚羟基在络合反应中起重要的作用。

2.2 植物多酚与低分子量有机酸对紫色土游离铁的影响

游离铁是硅酸盐矿物蚀变后游离出来的铁。由图 2 可见, 酸性紫色土各处理 Fe_d 含量表现为 EGCG+草酸>EGCG+柠檬酸>芦丁+草酸>EGCG>>芦丁+柠檬酸>芦丁>柠檬酸>CK>草酸, 其中草酸处理显著低于 CK, 而 EGCG+草酸、EGCG+柠檬酸、芦丁+草酸和 EGCG 处理显著高于 CK, 表明 EGCG 能通过还原与络合作用促进酸性紫色土中硅酸盐矿物的铁蚀变游离出来, 从而使有 EGCG 的处理 Fe_d 含量均增加; 芦丁与 LMWOA 联合作用也比其单独作用对酸性紫色土中 Fe_d 含量增加效果更显著。

中性紫色土各处理 Fe_d 含量表现为草酸>芦丁>EGCG+柠檬酸>柠檬酸>EGCG+草酸>芦丁+草酸>EGCG>CK>芦丁+柠檬酸, 其中仅芦丁+柠檬酸处理稍小于 CK, 其他处理均比 CK 高, 草酸和芦丁处理均显著高于 CK。芦丁与柠檬酸或草酸联合作用 Fe_d 含量均显著低于它们单独作用。EGCG 与草酸联合作用 Fe_d 含量显著低于草酸单独作用。

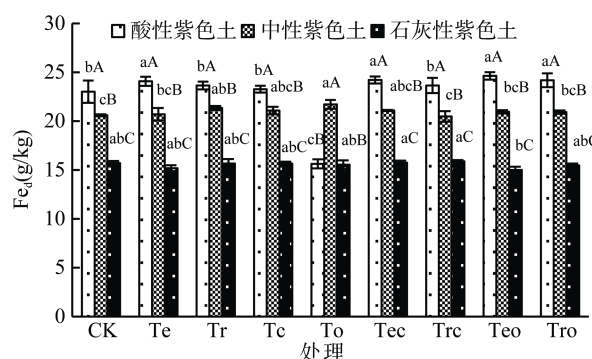


图2 PP 与 LMWOA 对 3 种紫色土 Fe_d 的影响
Fig. 2 Effects of PPs and LMWOAs on Fe_d contents in three purple soils

石灰性紫色土各处理 Fe_d 含量比酸性和中性紫色土低, 处理间表现为芦丁+柠檬酸>EGCG+柠檬酸>CK>芦丁>柠檬酸>草酸>芦丁+草酸>EGCG>EGCG+草酸, 虽均与 CK 无显著差异, 但表现出芦丁或 EGCG 与柠檬酸联合作用增加 Fe_d 含量、而与草酸联合作用降低 Fe_d 含量的趋势。

2.3 植物多酚与低分子量有机酸对紫色土活性铁的影响

从图 3 中可以看出, 酸性紫色土各处理 Fe_o 含量

为芦丁+柠檬酸>芦丁>柠檬酸>草酸>CK>EGCG+草酸>EGCG>芦丁+草酸>EGCG+柠檬酸。EGCG 能显著降低酸性紫色土 Fe_0 含量,与 LMWOA 联合作用也有相同效果,且联合作用的 Fe_0 含量显著低于柠檬酸或草酸单独作用。芦丁与草酸联合作用的 Fe_0 含量也显著低于 CK 及芦丁或草酸单独作用,而芦丁与柠檬酸联合作用的 Fe_0 含量显著高于 CK 及柠檬酸单独作用。由此表明,EGCG 单独或与 LMWOA 联合作用均有阻止酸性紫色土中的铁向非晶质铁转化的趋势,且在与 LMWOA 联合作用中占据主导地位;芦丁与柠檬酸联合作用促进酸性紫色土中的铁向 Fe_0 的转化,与草酸联合作用却抑制 Fe_0 的形成。

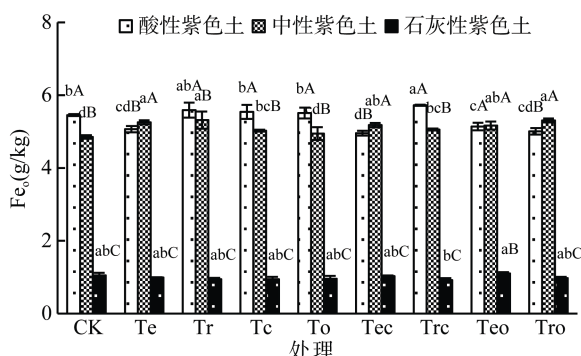


图 3 PP 与 LMWOA 对 3 种紫色土 Fe_0 的影响

Fig. 3 Effects of PPs and LMWOAs on amorphous Fe_0 contents in three purple soils

中性紫色土各处理 Fe_0 含量表现为芦丁>芦丁+草酸>EGCG>EGCG+柠檬酸>EGCG+草酸>芦丁+柠檬酸>柠檬酸>草酸>CK, 除草酸处理外,其他各处理均显著高于 CK; 芦丁与柠檬酸联合作用显著低于芦丁单独作用。

石灰性紫色土 Fe_0 含量低于酸性和中性紫色土,各处理间具体表现为 EGCG+草酸>CK>EGCG+柠檬酸>EGCG>芦丁+草酸>草酸>柠檬酸>芦丁>芦丁+柠檬酸,其中仅 EGCG 与草酸联合作用略微大于 CK,其余各处理之间差异不显著。

2.4 植物多酚与低分子量有机酸对紫色土络合铁的影响

从图 4 可看出,酸性紫色土 Fe_p 含量在 0.55~3.33 mg/kg, 各处理间表现为柠檬酸>EGCG+柠檬酸>EGCG+草酸>芦丁+柠檬酸>芦丁+草酸>EGCG>草酸>CK>芦丁。除芦丁处理外,其余处理土壤 Fe_p 含量均显著大于 CK。柠檬酸与芦丁或 EGCG 联合作用 Fe_p 含量比柠檬酸单独作用低,而草酸与芦丁联合作用在酸性紫色土 Fe_p 的形成上具有协同效应,草酸与芦丁联合作用 Fe_p 含量比草酸或芦丁单独作用的

Fe_p 总量还大 0.15 g/kg。

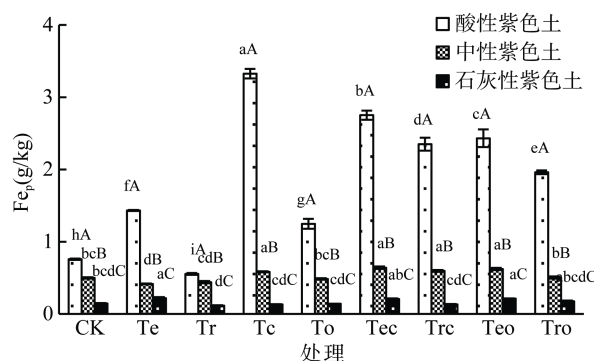


图 4 PP 与 LMWOA 对 3 种紫色土 Fe_p 的影响

Fig. 4 Effects of PPs and LMWOAs on Fe_p contents in three purple soils

中性紫色土各处理 Fe_p 含量表现为 EGCG+柠檬酸>EGCG+草酸>芦丁+柠檬酸>柠檬酸>芦丁+草酸>CK>草酸>芦丁>EGCG, PP 与 LMWOA 联合作用显著高于 PP 单独作用,具体表现为 EGCG 与草酸或柠檬酸联合作用显著高于 EGCG 单独作用,芦丁与草酸或柠檬酸联合作用也显著高于芦丁单独作用。

石灰性紫色土各处理 Fe_p 含量表现为 EGCG>EGCG+草酸>EGCG+柠檬酸>芦丁+草酸>CK>草酸>柠檬酸>芦丁+柠檬酸>芦丁,其中 EGCG、EGCG+草酸处理显著高于 CK,EGCG 与草酸或柠檬酸联合作用显著高于 LMWOA 单独作用且也高于 CK,说明 EGCG 与 LMWOA 的联合作用促进石灰性紫色土 Fe_p 的形成,且 EGCG 占主导地位,LMWOA 对 EGCG 的作用影响不大。

3 讨论

在酸性紫色土中,EGCG 与单宁酸一样能阻止 Fe_0 形成^[17-18],而促使其向 Fe_d 和 Fe_s 转化,这与张俊思等^[10]对 EGCG 在黄壤铁形态转化中的作用的研究结果一致。EGCG 对土壤铁氧化物的溶解主要由于多酚物质对铁离子具有极强的络合作用,能通过络合溶解来促进土壤中的铁转化,并且由于多酚的邻位羟基具有很高的还原性且还原电位较低,离子发生配合反应的同时,也会促使高价铁还原,表现为铁氧化物表面首先吸附多酚物质,然后在表面发生电子转移,促使高价铁还原溶解或形成铁配位化合物,最后解吸到溶液中^[17-18]。此外,酸性土壤对多酚的吸附也可增加土壤沉淀态 Fe_p 。EGCG 与柠檬酸或草酸联合作用显著抑制 EGCG 对铁的溶解,使 Fe_s 显著减少,这主要是因为 EGCG 与柠檬酸或草酸联合作用使土壤 Fe_p 含量较 EGCG 单独作用显著增加,促使本应向 Fe_s

转化的部分铁向 Fe_p 转化, 表明酚与酸联合作用使其中的络合作用占据了主导地位。芦丁与柠檬酸联合作用对 Fe_s 的生成具有协同效应, 使 Fe_s 含量大于各自单独作用的总和, 即两者联合作用主要通过促进 Fe_p 向 Fe_s 转化; 芦丁与草酸联合作用可同时促进土壤铁的溶解和络合, 使土壤 Fe_s 和 Fe_p 含量均大于各自单独作用的总和, 表明芦丁与草酸联合作用会促进 Fe_o 向 Fe_s 转化, 与黄酮类可促进根际土壤铁的溶解结果一致^[19-20], 上述协同效应可能与芦丁与 LMWOA 发生氢键缔合形成大而稳定的供氢体, 从而增加其质子作用效果有关^[21]。

与酸性紫色土中不同, 在中性紫色土中, PP 和 LMWOA 均表现为抑制 Fe_s 的形成, 其中, PP 可能是由于其内部的多个邻位酚羟基, 可作为多基配体与一个铁中心离子络合, 形成环状的螯合物沉淀^[22], 并进一步向 Fe_o 转化, 从而抑制 Fe_s 的生成; LMWOA 与土壤中的铁离子发生络合反应, 促进土壤中的铁向 Fe_p 转化^[23], 使 Fe_p 与 Fe_o 含量均显著增加, 由此抑制土壤铁的溶解。PP 与 LMWOA 联合作用会减弱 PP 或 LMWOA 单独作用对中性紫色土中 Fe_s 生成的抑制作用, 他们可能是通过促进 Fe_d 向 Fe_s 转化而实现的。中性紫色土中 PP、LMWOA 对铁的单独作用及联合作用机制有待进一步研究。

在石灰性紫色土中, PP 能够使土壤 Fe_s 含量增加, LMWOA 则使其降低, LMWOA 的作用结果表明: 一方面由于介质 pH 升高, 铁离子溶解度很低, 质子作用减弱^[24], 抑制了表面络合物的形成; 另一方面, 草酸和柠檬酸易与土壤中大量的钙离子形成沉淀物^[25], 使它们的作用难以发挥。PP 的作用结果表明土壤 pH 升高, 铁氧化物溶解度降低, 但多酚的酚羟基解离程度增加, 促进了 PP 与铁络合反应的进行; 同时, PP 还原能力增强^[8], 产生的二价铁络合物增加, 其溶解度增加, PP 对土壤铁络合作用和还原作用的增强程度大于质子作用的减弱程度, 从而最终表现为 PP 在高 pH 条件下 Fe_s 含量仍然增加。PP 与 LMWOA 联合作用的 Fe_s 含量显著低于 PP 单独作用, 而其 Fe_s 和 Fe_p 含量高于 LMWOA 单独作用, 这是因为在联合作用时 LMWOA 会占据部分吸附位点, 从而促使本应转化为 Fe_s 的部分铁转化为 Fe_p , 此情况与在酸性紫色土中相似。

4 结论

1) PP 与 LMWOA 各自单独作用能增加酸性紫色土 Fe_s 含量, 降低中性紫色土 Fe_s 含量; 对于石灰性

紫色土, PP 促进其 Fe_s 含量增加, 而 LMWOA 降低其 Fe_s 含量。

2) 在酸性和石灰性紫色土中, PP 与 LMWOA 联合作用总体表现为 LMWOA 削弱 EGCG 对土壤铁的溶解; 仅芦丁与 LMWOA 联合作用在酸性紫色土铁的溶解上表现为协同效应。在中性紫色土中, PP 与 LMWOA 联合作用可减轻其单独作用对铁溶解的抑制作用。

参考文献:

- [1] Ding Z L, Yang S L, Sun J M, et al. Iron geochemistry of loess and red clay deposits in the Chinese Loess Plateau and implications for long-term Asian monsoon evolution in the last 7.0 Ma[J]. *Earth and Planetary Science Letters*, 2001, 185(1): 99–109.
- [2] Borch T, Kretzschmar R, Kappler A, et al. Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(1): 15–23.
- [3] Kraus T E C, Dahlgren R A, Zasoski R J. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems - A review[J]. *Plant and Soil*, 2003, 256(1): 41–66.
- [4] Erktan A, Balmot J, Merino-Martín L, et al. Immediate and long-term effect of tannins on the stabilization of soil aggregates[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 105: 197–205.
- [5] 何刚, 袁大刚, 赵燕, 等. 茶多酚与低分子量有机酸活化土壤矿质元素的差异研究[J]. *土壤学报*, 2014, 51(6): 1378–1387.
- [6] 母媛, 袁大刚, 兰永生, 等. 植茶年限对土壤 pH 值、有机质与酚酸含量的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2016(4): 44–48.
- [7] 母媛, 袁大刚, 兰永生, 等. 茶多酚浓度对土壤 pH、酚酸及铁铝形态转化的影响[J]. *土壤通报*, 2016, 47(4): 954–958.
- [8] 何刚, 袁大刚, 张东坡, 等. 不同浓度和 pH 对茶多酚活化土壤硅、铝、铁的影响[J]. *土壤通报*, 2015, 46(1): 111–116.
- [9] 张俊思, 袁大刚, 翁倩, 等. 浓度与 pH 互作下表没食子儿茶素没食子酸脂(EGCG)对黄壤 Al、Fe、Mn 迁移的影响[J]. *水土保持学报*, 2017, 31(4): 338–344.
- [10] 张俊思, 袁大刚, 付宏阳, 等. EGCG 溶液浓度与酸碱度对黄壤 Al、Fe 和 Mn 形态的影响[J]. *土壤学报*, 2017, 54(4): 905–916.
- [11] Mimmo T, del Buono D, Terzano R, et al. Rhizospheric organic compounds in the soil-microorganism-plant system: their role in iron availability[J]. *European Journal of Soil Science*, 2014, 65(5): 629–642.

- [12] 刘志光, 徐仁扣. 几种有机化合物对土壤中铁与锰的氧化物还原和溶解作用[J]. 环境化学, 1991, 10(5): 43–50.
- [13] Gattullo C E, Pii Y, Allegretta I, et al. Iron mobilization and mineralogical alterations induced by iron-deficient cucumber plants (*Cucumis sativus* L.) in a calcareous soil[J]. Pedosphere, 2018, 28(1): 59–69.
- [14] Terzano R, Cuccovillo G, Gattullo C E, et al. Combined effect of organic acids and flavonoids on the mobilization of major and trace elements from soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2015, 51(6): 685–695.
- [15] 张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法. 北京: 科学出版社, 2012.
- [16] Schmidt M A, Gonzalez J M, Halvorson J J, et al. Metal mobilization in soil by two structurally defined polyphenols[J]. Chemosphere, 2013, 90(6): 1870–1877.
- [17] Kaal J, Nierop K G J, Verstraten J M. Retention of tannic acid and condensed tannin by Fe-oxide-coated quartz sand[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2005, 287(1): 72–79.
- [18] Kaal J, Nierop K G J, Verstraten J M. Interactions between tannins and goethite-or ferrihydrite-coated quartz sand: Influence of pH and evaporation[J]. Geoderma, 2007, 139(3): 379–387.
- [19] Cesco S, Neumann G, Tomasi N, et al. Release of plant-borne flavonoids into the rhizosphere and their role in plant nutrition[J]. Plant and Soil, 2010, 329(1): 1–25.
- [20] Tomasi N, Weisskopf L, Renella G, et al. Flavonoids of white lupin roots participate in phosphorus mobilization from soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2008, 40(7): 1971–1974.
- [21] 谢笔钧, 胡慰望. 食品天然抗氧化剂—茶多酚的抗氧化活性及机理研究[J]. 精细化工, 1990, 7(2): 33–39.
- [22] 狄莹, 石碧. 植物单宁化学研究进展[J]. 化学通报, 1999, 62(3): 1–5.
- [23] 王孝镛. 柠檬酸铁(Ⅲ)络合物的光致变色现象与柠檬酸的测定[J]. 分析化学, 1997, 25(2): 165–167.
- [24] 马云龙, 曾清如, 胡浩, 等. 低分子有机酸对土壤中重金属的解吸及影响因素[J]. 土壤通报, 2008, 39(6): 1419–1423.
- [25] 栗杰, 张大庚, 刘慧, 等. 低分子量有机酸对褐土盐基离子淋失的影响[J]. 土壤通报, 2017, 48(6): 1354–1359.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.023

白志强, 张世熔, 钟钦梅, 等. 四川盆地西缘土壤阳离子交换量的特征及影响因素. 土壤, 2020, 52(3): 581–587.

四川盆地西缘土壤阳离子交换量的特征及影响因素^①

白志强, 张世熔*, 钟钦梅, 王贵胤, 徐光荣, 马小杰

(四川农业大学环境学院, 成都 611130)

摘 要: 土壤阳离子交换量(CEC)因其对土壤肥力保护及污染评估具有重要意义而受到日益重视。对四川盆地西缘黄壤、黄棕壤、水稻土、紫色土、潮土和石灰土 CEC 进行系统比较及影响因素研究, 结果表明: 黄壤、水稻土和紫色土 CEC 显著低于黄棕壤($P<0.05$), 显著高于潮土($P<0.05$)。同时, 土壤 CEC 与年均温、积温呈负相关关系($P<0.01$), 而与年均降水量和湿润指数呈二次函数关系($P<0.01$); 山地土壤的 CEC 显著高于平原和丘陵土壤($P<0.05$), 且土壤 CEC 随海拔增加而极显著上升($P<0.01$); 冰碛物发育土壤的 CEC 显著高于河流冲积物和紫色粉砂岩发育土壤($P<0.05$)。主成分分析结果表明, 温度和降水组成的气候因素为该区土壤 CEC 的决定性影响因素。

关键词: 土壤 CEC; 气候因素; 地形因素; 成土母质; 主成分分析

中图分类号: X53 文献标志码: A

Characteristics and Impact Factors of Soil Cation Exchange Capacity (CEC) in Western Margin of Sichuan Basin

BAI Zhiqiang, ZAHNG Shirong*, ZHONG Qinmei, WANG Guiyin, XU Guangrong, MA Xiaojie
(College of Environmental Sciences, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

Abstract: Soil cation exchange capacity (CEC) has become a concern in the world for its importance in soil fertility and pollution. Characteristics and impact factors of CECs of yellow earth, yellow-brown earth, paddy soil, purple soil, fluvo-aquic soil and calcareous soil in the western margin of Sichuan Basin were investigated and compared in this study. The results showed that CECs were significantly lower in yellow earth, paddy soil and purple soil than in yellow-brown earth ($P<0.05$), but significantly higher than in fluvo-aquic soil ($P<0.05$). Soil CEC was significantly negatively correlated with mean annual temperatures, $>0^{\circ}\text{C}$ and $>10^{\circ}\text{C}$ cumulative temperatures ($P<0.01$), while showed quadratic function relation with precipitation and humidity index ($P<0.01$). CECs were higher in the mountain soils than in the plain and hill soils ($P<0.05$), and soil CEC was significantly positively correlated with altitudes ($P<0.01$). CEC was higher in soils derived from glacial till than in soils derived from river alluvium and purple siltstone ($P<0.05$). The result of principal component analysis illustrated that temperature and precipitation of climate factors were the determinant for soil CEC in the study region.

Key words: Soil CEC; Climate; Topography; Parent material; Principal component analysis

土壤阳离子交换量(CEC)不仅是评价土壤肥力的重要指标^[1], 也是土壤环境容量和污染物迁移转化的重要影响因素^[2-3]。因此, 开展土壤 CEC 的研究对于正确估算土壤的保肥能力和污染物迁移转化潜力具有重要意义。

迄今, 土壤 CEC 的特征及影响因素已有一些研究报道。例如, 杨艳丽等^[4]在江苏北部的研究表明, 褐土和水稻土 CEC 显著低于石质土和沼泽土($P<0.05$), 显

著高于棕壤和盐土($P<0.05$); 姜林等^[5]在祁连山区的研究表明, 高山草甸土 CEC 显著低于灰褐土($P<0.05$), 而高于棕钙土($P<0.05$)。在四川盆地及盆周山地, 尽管单一黄壤、水稻土和紫色土等类型的 CEC 研究已有一些报道^[6-8], 但是系统比较这些土壤类型的 CEC 研究还鲜见报道。

在土壤 CEC 的影响因素方面, 已有研究者报道了地貌类型、海拔高度、成土母质和土地利用方式等

①基金项目: 四川省环境保护科技项目计划(2018HB30)资助。

* 通讯作者(rs201@163.com)

作者简介: 白志强(1997—), 男, 四川绵阳人, 硕士, 研究方向为土壤生态。E-mail: zhiqbai123@163.com

因素的影响^[9-10]。例如, Tesfahunegn 等^[11]在埃塞俄比亚北部的研究表明,高原面上土壤 CEC 显著低于山谷底部土壤($P<0.05$); Nakao 等^[12]在喀麦隆高原的研究表明,土壤 CEC 随着海拔的增加而增加($P<0.05$)。有研究表明,在巴拿马科罗拉多岛不同母质发育土壤的 CEC 差异明显:灰岩>砾岩>火山碎屑岩($P<0.05$)^[13]。此外,土地利用也是影响土壤 CEC 的重要因素。例如,陕西北部灌木林地转为耕地和苗圃能显著增加土壤 CEC($P<0.05$)^[14]。然而,已有报道多为上述因素中单一或某些因素对区域土壤 CEC 的影响,而鲜见分析年均温、年均降水量和湿润指数等气候因素对土壤 CEC 影响的报道。同时,已有研究多关注于各因素分别对土壤 CEC 的影响或相互关系,但鲜见多环境因素对土壤 CEC 综合影响的研究报道。

四川盆地西缘地处北亚热带季风性湿润气候区。区内地貌类型复杂、地表起伏较大导致温度和降水随空间变化明显。同时,区内分布着易受气候影响的紫色泥岩、砂岩和粉砂岩等母质,且土壤类型和土地利用方式均较多。因此,该区适合进行土壤 CEC 的系统对比及其影响因素的研究。本文拟通过调查该区土壤 CEC,同时探究气候、地貌类型和成土母质等因素对其的影响及程度,以期获得多环境因素综合作用下土壤 CEC 的决定性影响因素,同时为区域土壤保肥和污染防治提供基础数据和理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于四川盆地西缘,地理位置 $102^{\circ}7'48'' \sim 106^{\circ}28'48''$ E, $28^{\circ}30'36'' \sim 33^{\circ}16'12''$ N。区内受北亚热带季风性湿润气候影响,年均温变化显著($12 \sim 17^{\circ}\text{C}$)、年均降水量差异明显($800 \sim 1\,400\text{ mm}$)。地貌类型复杂,分布着平原、丘陵和山地 3 种地貌类型。地表起伏较大,海拔介于 $400 \sim 1\,800\text{ m}$ 。该区成土母质多样,主要为河流冲积物、冰碛物、紫色泥岩、紫色粉砂岩、紫色砂岩和石灰岩。土壤类型为黄壤、黄棕壤、水稻土、紫色土、潮土和石灰土。

1.2 土壤样品采集

在研究区域内,根据地貌类型、成土母质和土壤类型分布等因素,于 2017 年 6—7 月随机采集土壤样品 42 个。采样时,在每个样点的同一地块内用五点取样法将 5 个表层土壤子样混合组成一个样品,按四分法去掉后保留样品约 1 kg ;同时,调查记录采样点的地理坐标、海拔、土壤类型、土地利用方式等相关信息。土壤样品经自然风干,去掉植物残骸、石块等,

过 2 mm 筛,备测。

1.3 样品测定

土壤 CEC 的测定采用乙酸铵交换法^[15]。称取 2.0 g 过 2 mm 筛孔的风干土壤放入 100 ml 离心管中,加入 1 mol/L 乙酸铵溶液搅拌均匀,重复处理 3 次;随后加入 950 ml/L 乙醇充分搅拌,重复处理 3 次,除去多余乙酸铵;然后用蒸馏水将土壤完全洗入消化管,并采用自动凯氏定氮仪蒸馏,馏出液用 0.05 mol/L 盐酸直接滴定。

土壤有机碳采用重铬酸钾容量法-外加热法测定;土壤 pH 采用电位法在土液比为 $1:5(m/V)$ 的条件下测定。本研究土壤样品性质测定均设置 3 次重复,所用化学试剂均为分析纯。

1.4 气象数据获取

本研究中的年均温、年均降水量、积温、湿润指数和干燥度等资料来源于中国科学院资源环境科学数据中心^[16],样点的气象数据利用 ArcGIS 10.2 软件提取。

1.5 数据统计分析

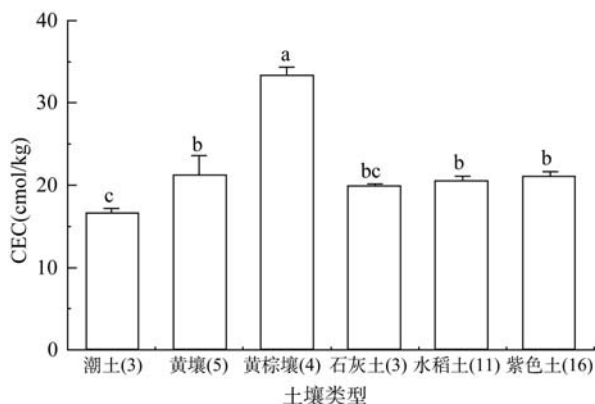
本研究数据在 SPSS19.0 平台进行统计分析,采用 Origin Pro 9.1 作图。其中,不同土壤类型、地貌类型、成土母质和土地利用方式间 CEC 的差异比较采用单因素方差分析(One-Way ANOVA),平均值差异显著性比较采用最小显著差数法(LSD);土壤 CEC 与年均温、积温、年均降水量、湿润指数和海拔等影响因素之间的关系采用回归分析建模;各影响因素对土壤 CEC 变异的贡献采用主成分分析法综合分析。

2 结果与讨论

2.1 不同土壤类型 CEC 分布特征

不同土壤类型因其胶体类型和数量的不同,其 CEC 也可能存在差异^[17]。在研究区内,土壤 CEC 介于 $16.58 \sim 30.39\text{ cmol/kg}$,平均值为 21.70 cmol/kg 。同时,不同土壤类型间 CEC 存在显著性差异(图 1, $P<0.05$)。其中,黄棕壤 CEC 为 $33.38\text{ cmol/kg} \pm 0.99\text{ cmol/kg}$,显著大于其余 5 种土壤($P<0.05$)。这可能是因为黄棕壤多为林地土壤,其土壤有机碳含量显著大于其他土壤(图 2, $P<0.05$),而有机质又是土壤 CEC 的重要影响因素之一^[18-19]。除石灰土外,潮土 CEC 显著低于其他 4 种土壤($P<0.05$)。黄壤、石灰土、水稻土和紫色土 CEC 之间无显著差异($P>0.05$)。除黄棕壤外,潮土与黄壤、水稻土和紫色土的有机碳含量差异并不显著($P>0.05$),其 CEC 却显著低于以上 3 种土壤($P<0.05$)。这可能是因为潮土的矿质胶体数量低于以上 3 种土

壤,而矿质胶体也是土壤 CEC 的重要贡献源^[20]。水稻土有机碳含量显著高于紫色土($P<0.05$),但是紫色土较水稻土更为黏重,所以两者 CEC 差异不显著($P>0.05$)。黄壤、石灰土、水稻土和紫色土这 4 种土壤可吸附的阳离子量相近,因此 CEC 不存在显著性差异($P>0.05$)。



(图中不同小写字母表示不同土壤类型间差异显著($P<0.05$),横坐标括号内数值为样本数,下同)

图1 不同土壤类型之间 CEC 的差异

Fig.1 CECs under different soils

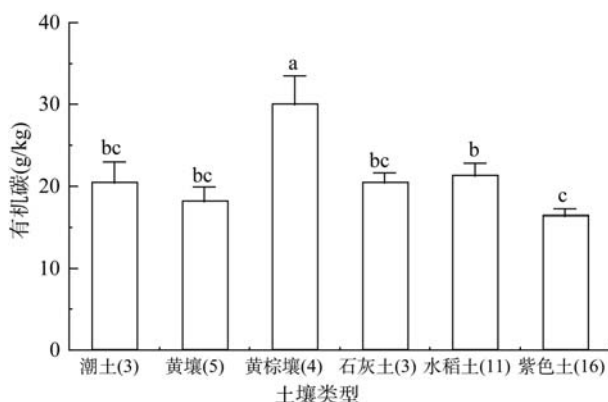


图2 不同土壤类型之间 TOC 的差异

Fig.2 TOCs under different soils

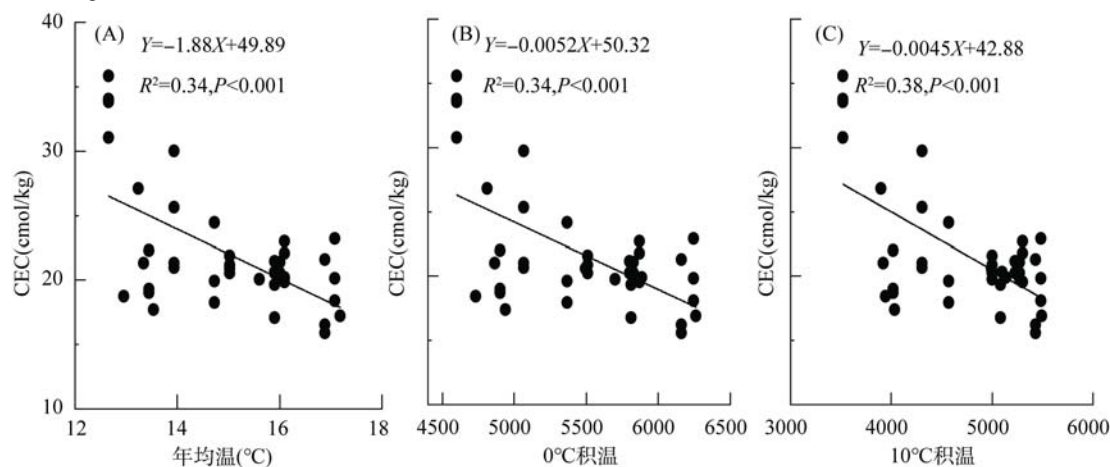


图3 年均温和积温对土壤 CEC 的影响

Fig.3 Effects of mean annual temperature and accumulated temperature on soil CEC

2.2 土壤 CEC 的影响因素

2.2.1 温度 温度通过控制土壤理化反应速率影响土壤胶体数量^[21],进而影响土壤 CEC。年均温和积温作为主要的温度因素,影响土壤 CEC 的方式也较为相似。

年均温的变化能同时影响土壤有机胶体和矿质胶体的数量^[22]。因此,土壤 CEC 与年均温密切相关。本文探究了土壤 CEC 与年均温的关系,结果表明,土壤 CEC 与年均温呈极显著线性负相关(图 3A, $P<0.01$)。这可能是因为随着年均温的增加,土壤有机胶体的分解速率也会增加,导致土壤 CEC 降低。同时,温度的增加也有利于土壤矿物风化为更简单的形态^[23]。在本研究区,土壤黏土矿物主要为 2:1 的蒙脱石、伊利石和 1:1 型的高岭石构成^[24]。随着年均温的增加,更多的 2:1 型黏土矿物风化为 1:1 型,导致土壤 CEC 降低^[25]。

与年均温相似,积温也能同时影响土壤有机胶体和矿质胶体的数量,从而影响土壤 CEC。在本研究中,土壤 CEC 与积温呈极显著负相关(图 3B 和 C, $P<0.01$)。这是由于随着积温的增加,黏土矿物从 2:1 型风化为 1:1 型的比例增加,其 CEC 也随之降低。同时,本研究区积温较低的区域均为海拔较高的低山区,土地利用类型为林草地的土样较多,其植物返还土壤的有机质较高且分解较为缓慢。因此,土壤 CEC 随两种积温的增加而呈明显减少的趋势。

2.2.2 降水 降水能影响生物的生命活动和土壤的风化淋溶,从而影响土壤胶体数量^[26-27]。本研究进行了年均降水量、湿润指数和干燥度对土壤 CEC 影响的探究,结果表明,年均降水量和湿润指数对土壤 CEC 的影响较大,且土壤 CEC 与二者呈二次函数关

系(图 4, $P<0.01$), 而干燥度对土壤 CEC 的影响不显著($P>0.05$)。这主要是因为降水因素能影响土壤的含水量, 从而控制土壤的理化反应。在降水量较低时, 随着降水增加, 植物根系分泌大量有机物进入土壤,

土壤有机胶体含量增加导致土壤 CEC 增加^[26]。当降水量较高时, 随着降水量的继续增加, 土壤有机胶体的输入变化不大, 但是土壤黏土矿物有从 2:1 型转变为 1:1 型的趋势, 导致土壤 CEC 降低^[27]。

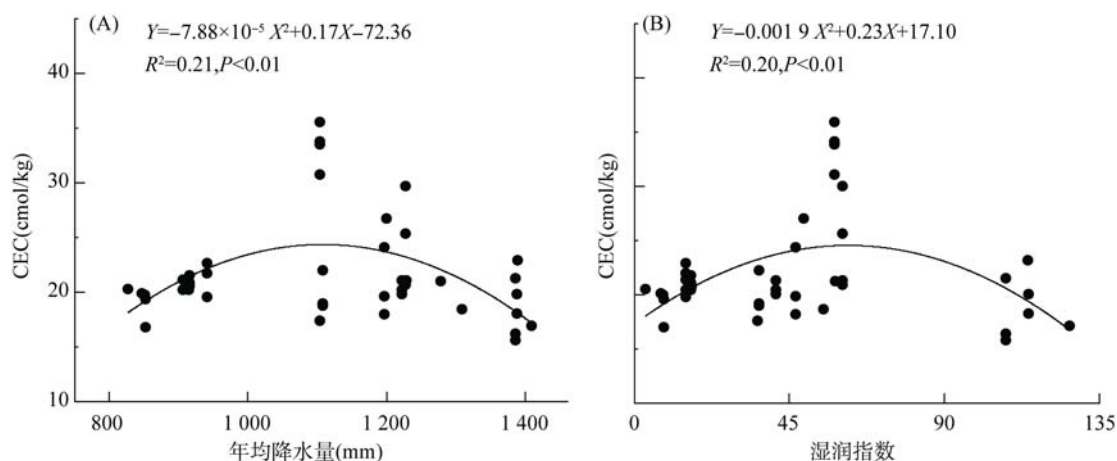


图 4 年均降水量和湿润指数对土壤 CEC 的影响

Fig. 4 Effects of mean annual precipitation and moisture index on soil CEC

2.2.3 地形 地形控制着地表水热资源的再分配, 影响着土壤理化反应, 进而影响土壤 CEC。地貌类型和海拔作为主要的地形因素对土壤 CEC 具有较大影响^[11-12]。在本研究中地貌主要为平原、丘陵和山地 3 种类型。3 种地貌类型间土壤 CEC 存在显著性差异(图 5A, $P<0.05$)。山地土壤 CEC($25.10 \text{ cmol/kg} \pm 1.83 \text{ cmol/kg}$)显著高于平原($20.1 \text{ cmol/kg} \pm 0.45 \text{ cmol/kg}$)

和丘陵土壤($20.18 \text{ cmol/kg} \pm 0.64 \text{ cmol/kg}$)($P<0.05$), 平原和丘陵土壤 CEC 差异不显著($P>0.05$)。这是因为平原和丘陵多为耕地, 土壤有机质主要来源于施肥和秸秆返田, 而山地土壤则林草地较多, 输入土壤的有机质较以上二者更多。同时, 区内西南部山地温度较低, 土壤有机质的累积高于中部盆地和东北部丘陵, 所以其 CEC 显著高于平原和丘陵土壤。

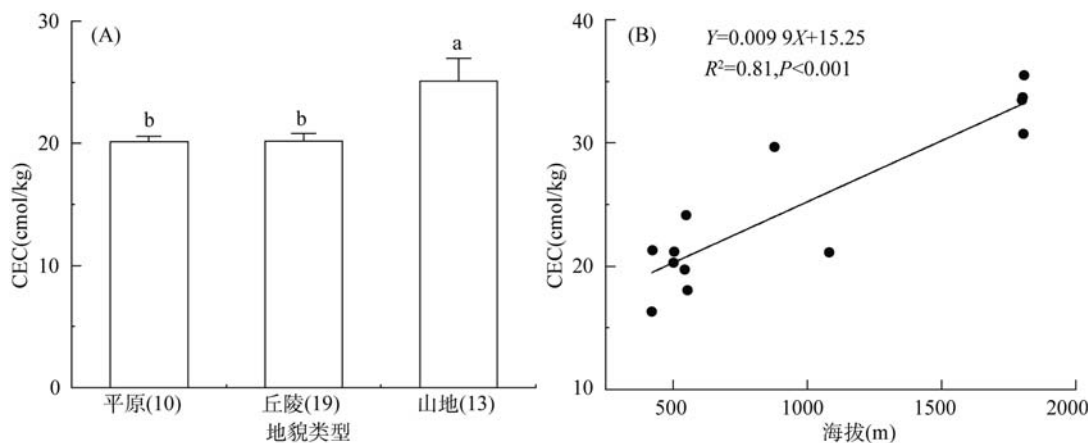


图 5 地貌类型和海拔对土壤 CEC 的影响

Fig. 5 Effects of landforms and altitude on soil CEC

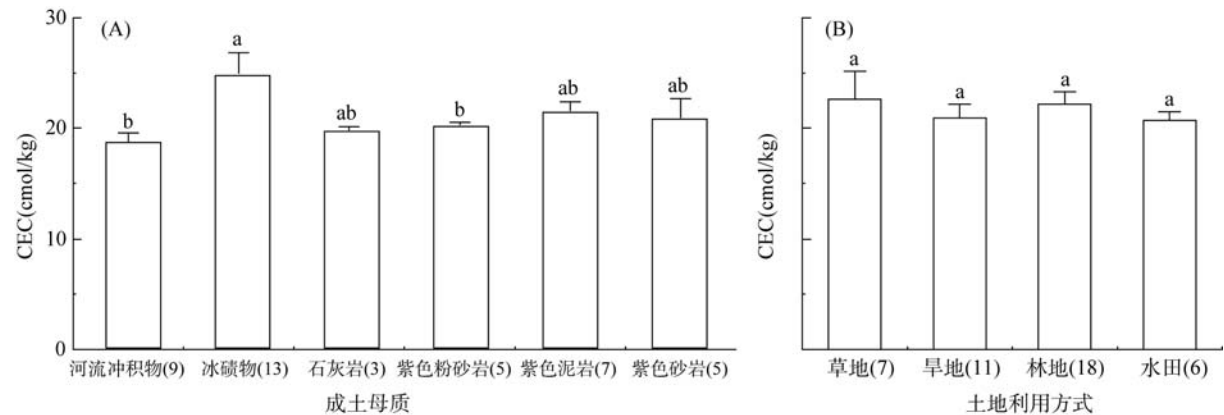
本研究还进行了海拔对土壤 CEC 影响的探究。因为母质对土壤 CEC 的影响较大, 所以选择同一母质发育土壤分析海拔对 CEC 的影响。本研究中, 冰碛物母质发育土壤的样本较多($n=13$), 适合进行回归分析, 结果表明, 冰碛物母质发育土壤的 CEC 与海拔呈极显著线性正相关(图 5B, $P<0.01$), 与 Nakao 等^[12]在喀麦

隆高原的研究结果一致。总体来看, 主要是因为土壤有机胶体含量随着海拔的上升呈增加趋势^[28]。

2.2.4 成土母质 成土母质的差异会影响发育土壤的有机胶体和矿质胶体数量^[29], 导致土壤 CEC 存在差异^[13]。在本研究区内, 不同母质发育而成土壤的 CEC 存在显著性差异(图 6A)。其中, 冰碛物母质发育土壤

的 CEC($24.97\text{ cmol/kg} \pm 1.86\text{ cmol/kg}$)显著高于河流冲积物($18.84\text{ cmol/kg} \pm 0.73\text{ cmol/kg}$)和紫色粉砂岩($20.3\text{ cmol/kg} \pm 0.24\text{ cmol/kg}$)发育而成的土壤($P < 0.05$),而石灰岩、紫色泥岩和紫色砂岩这 3 种母质发育土壤的 CEC 之间差异不显著($P > 0.05$)。这是因为河流冲积物和紫色粉砂岩发育土壤多为水田和旱地,它

们二者的有机物主要来源于有机肥施用和部分秸秆还田。相反,本研究所采冰碛物母质发育形成的土壤质地较为黏重,且多为常绿阔叶林地或马尾松林地,林下调落物较多。因此,冰碛物母质发育形成土壤的胶体数量高于河流冲积物和紫色粉砂岩发育而成的土壤,其 CEC 显著高于后二者($P < 0.05$)。



注：括号内表示样本数，不同字母之间表示显著性差异($P < 0.05$)。
图 6 成土母质和土地利用方式对土壤 CEC 的影响
Fig. 6 Effects of soil parent materials and land uses on soil CEC

2.2.5 土地利用方式 土地利用方式主要通过影响有机质的输入、分解,从而影响土壤 CEC^[30]。本研究草地和林地 CEC 略大于旱地和水田,但是差异不显著(图 6B, $P > 0.05$),与 Qi 等的研究结论不一致^[14]。这主要是因为陕西北部沙漠地带区域同质性较高,而在本研究区内同一种土地利用方式所处的地形和成土母质等条件复杂多变,可能掩蔽了土地利用方式对土壤 CEC 的影响。

2.3 多因素对土壤 CEC 的综合影响

本研究为进一步确定多环境因素综合影响下,各影响因素对土壤 CEC 变异的贡献,选择年均温、年均降水量、0℃积温、10℃积温、湿润指数、干燥度、地貌类型、海拔、成土母质和土地利用方式进行综合分析,确定各因素对土壤 CEC 变异的贡献。主成分分析结果表明,F1、F2 和 F3 三个主成分的方差累积贡献率达 81.83%(表 1),同时,年均温、0℃积温和 10℃积温在 F1 上有较大载荷,年均降水量和湿润指数在 F2 上有较大载荷,海拔和地貌类型在 F3 上有较大载

荷(表 2)。因此,可将 F1 归纳为温度因子,F2 归纳为降水因子,F3 归纳为地形因子。其中,F1 和 F2 对土壤 CEC 变异的贡献率最大,两者之和达到 69.32%,表明气候因素为该区域土壤 CEC 的决定性影响因素。

表 2 初始因子载荷矩阵
Table 2 Component matrix

评价指标	成分		
	F1	F2	F3
年均温	0.95	-0.10	0.27
年均降水量	0.22	0.95	-0.12
0℃积温	0.95	-0.11	0.26
10℃积温	0.95	-0.21	0.18
湿润指数	0.29	0.91	0.04
干燥度	-0.08	-0.98	0.08
海拔	-0.78	0.03	0.51
地貌类型	-0.32	0.20	0.88
成土母质	-0.40	0.41	0.08
土地利用方式	-0.48	-0.19	-0.14

主成分	特征值	方差贡献率	累积方差贡献率
F1	3.93	39.31	39.31
F2	3.00	30.02	69.32
F3	1.25	12.50	81.83

3 结论

- 1)研究区域内不同土壤类型 CEC 差异显著,黄壤、水稻土和紫色土 CEC 显著高于潮土($P < 0.05$),而显著低于黄棕壤($P < 0.05$)。
- 2)研究区内年均温、0℃积温、10℃积温与土

壤 CEC 呈极显著线性负相关关系($P<0.01$), 年均降水量和湿润指数与土壤 CEC 为极显著二次函数关系($P<0.01$), 而干燥度对土壤 CEC 的影响不显著($P>0.05$)。山地土壤 CEC 显著高于平原和丘陵土壤($P<0.05$), 且随着海拔的增加而极显著上升($P<0.01$)。不同母质发育土壤 CEC 为冰碛物显著高于河流冲积物和紫色粉砂岩($P<0.05$)。但在本研究中, 土地利用方式对土壤 CEC 的影响不显著($P>0.05$)。

3)主成分分析表明, 土壤 CEC 在多环境因素综合影响下, 由温度和降水组成的气候因素对土壤 CEC 变异的贡献率达到 69.32%。因此, 气候是四川盆地西缘土壤 CEC 的决定性影响因素。

参考文献:

- [1] Qaryouti M, Bani-Hani N, Abu-Sharar T M, et al. Effect of using raw waste water from food industry on soil fertility, cucumber and tomato growth, yield and fruit quality[J]. *Scientia Horticulturae*, 2015, 193: 99–104.
- [2] Aihemaiti A, Jiang J G, Li D A, et al. The interactions of metal concentrations and soil properties on toxic metal accumulation of native plants in vanadium mining area[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 222: 216–226.
- [3] Paz-Ferreiro J, de A Marinho M, de Abreu C A, et al. Soil texture effects on multifractal behaviour of nitrogen adsorption and desorption isotherms[J]. *Biosystems Engineering*, 2018, 168: 121–132.
- [4] 杨艳丽, 史学正, 王果, 等. 江苏北部土壤属性空间分异及其影响因素研究[J]. *土壤通报*, 2009, 40(3): 465–470.
- [5] 姜林, 耿增超, 李珊珊, 等. 祁连山西水林区土壤阳离子交换量及盐基离子的剖面分布[J]. *生态学报*, 2012, 32(11): 3368–3377.
- [6] Zhang F Y, Kong R, Peng J B. Effects of heating on compositional, structural, and physicochemical properties of loess under laboratory conditions[J]. *Applied Clay Science*, 2018, 152(19): 259–266.
- [7] Mi W H, Sun Y, Xia S Q, et al. Effect of inorganic fertilizers with organic amendments on soil chemical properties and rice yield in a low-productivity paddy soil[J]. *Geoderma*, 2018, 320: 23–29.
- [8] Bu C F, Gale W J, Cai Q G, et al. Process and mechanism for the development of physical crusts in three typical Chinese soils[J]. *Pedosphere*, 2013, 23(3): 321–332.
- [9] Khaledian Y, Brevik E C, Pereira P, et al. Modeling soil cation exchange capacity in multiple countries[J]. *Catena*, 2017, 158: 194–200.
- [10] Ulery A L, Graham R C, Goforth B R, et al. Fire effects on cation exchange capacity of California forest and woodland soils[J]. *Geoderma*, 2017, 286: 125–130.
- [11] Tesfahunegn G B, Tamene L, Vlek P L G. Assessing soil properties and landforms in the Mai-negus catchment, northern Ethiopia[J]. *Pedosphere*, 2016, 26(5): 745–759.
- [12] Nakao A, Sugihara S, Maejima Y, et al. Ferralsols in the Cameroon plateaus, with a focus on the mineralogical control on their cation exchange capacities[J]. *Geoderma*, 2017, 285: 206–216.
- [13] Messmer T, Elsenbeer H, Wilcke W. High exchangeable calcium concentrations in soils on Barro Colorado Island, Panama[J]. *Geoderma*, 2014, 217: 212–224.
- [14] Qi Y B, Chen T, Pu J, et al. Response of soil physical, chemical and microbial biomass properties to land use changes in fixed desertified land[J]. *Catena*, 2018, 160: 339–344.
- [15] 鲍士旦, 江荣风, 杨超光, 等. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2008: 154–163.
- [16] 徐新良, 张亚庆. 中国气象背景数据集. 中国科学院资源环境科学数据中心数据注册与出版系统(<http://www.resdc.cn/DOI>), 2017.
- [17] Castaldelli G, Colombani N, Tamburini E, et al. Soil type and microclimatic conditions as drivers of urea transformation kinetics in maize plots[J]. *Catena*, 2018, 166: 200–208.
- [18] 江厚龙, 刘国顺, 杨永锋, 等. 基于 GIS 和多种土壤属性的烟田养分分区管理研究[J]. *土壤*, 2011, 43(5): 736–745.
- [19] 李锦芬, 瞿明凯, 黄标, 等. 区域土壤 CEC 与相关控制因子的空间非平稳关系评估[J]. *土壤学报*, 2017, 54(3): 638–646.
- [20] Saidi D. Importance and role of cation exchange capacity on the physicals properties of the cheliff saline soils (Algeria)[J]. *Procedia Engineering*, 2012, 33: 435–449.
- [21] Qin X L, Li Y Z, Han Y L, et al. Ridge-furrow mulching with black plastic film improves maize yield more than white plastic film in dry areas with adequate accumulated temperature[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2018, 262: 206–214.
- [22] Thangavel R, Kanchikerimath M, Sudharsanam A, et al. Evaluating organic carbon fractions, temperature sensitivity and artificial neural network modeling of CO₂ efflux in soils: Impact of land use change in subtropical India (Meghalaya)[J]. *Ecological Indicators*, 2018, 93: 129–141.
- [23] Wang Q, Zhu C, Yun J N, et al. Compositional transformations as well as thermodynamics and mechanism of dissolution for clay minerals[J]. *Chemical Geology*, 2018, 494: 109–116.

- [24] 曹珂, 李祥辉, 王成善. 四川盆地白垩系粘土矿物特征及古气候探讨[J]. 地质学报, 2008, 82(1): 115–123.
- [25] 干方群, 杭小帅, 刘云, 等. 苏南地区膨润土物理化学和矿物学特性研究[J]. 土壤学报, 2018, 55(4): 945–954.
- [26] Han G X, Sun B Y, Chu X J, et al. Precipitation events reduce soil respiration in a coastal wetland based on four-year continuous field measurements[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2018, 256–257: 292–303.
- [27] Pincus L N, Ryan P C, Huertas F J, et al. The influence of soil age and regional climate on clay mineralogy and cation exchange capacity of moist tropical soils: a case study from Late Quaternary chronosequences in Costa Rica[J]. *Geoderma*, 2017, 308: 130–148.
- [28] Ji H B, Zhuang S Y, Zhu Z L, et al. Soil organic carbon pool and its chemical composition in *phyllostachy pubescens* forests at two altitudes in Jian-ou City, China[J]. *PLoS One*, 2015, 10(12): e0146029. DOI:10.1371/journal.pone.0146029.
- [29] 宋正姍, 史学正, 王美艳, 等. 南方侵蚀治理区土壤碳分布及主控因素研究[J]. 土壤, 2013, 45(5): 850–855.
- [30] Maharjan M, Sanaullah M, Razavi B S, et al. Effect of land use and management practices on microbial biomass and enzyme activities in subtropical top-and sub-soils[J]. *Applied Soil Ecology*, 2017, 113(113): 22–28.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.024

蒋发辉, 高磊, 韦本辉, 等. 粉垄耕作对红壤理化性质及红薯产量的影响. 土壤, 2020, 52(3): 588–596.

粉垄耕作对红壤理化性质及红薯产量的影响^①

蒋发辉^{1,2}, 高磊¹, 韦本辉³, 李录久⁴, 彭新华^{1*}

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049; 3 广西农业科学院经济作物研究所, 南宁 530007;

4 安徽省农业科学院土壤肥料研究所, 合肥 230031)

摘要: 为改善红壤板结状况, 缓解红壤区季节性干旱对作物的胁迫, 本研究在江西省选择发育于第四纪红黏土的典型红壤设置传统旋耕 15 cm(RT)和粉垄耕作 20 cm(FL20)、30 cm(FL30)、40 cm(FL40)等 4 种耕作处理, 通过监测土壤耕层厚度、容重、水分、养分的变化及红薯产量, 以期揭示粉垄耕作对红壤理化性质和红薯产量的影响。结果表明: 与 RT 处理相比, FL30 和 FL40 处理显著增加了耕层厚度, 降低了土壤容重, 提高了土壤饱和导水率; 粉垄耕作显著提高了降雨后土壤水分下渗速度、下渗量、下渗深度以及耕层土壤储水量, 并导致干旱期土壤含水量的增幅大于湿润期。粉垄耕作导致土壤氮、磷等养分下移, 形成“上减下增”的分布格局, 与 RT 处理(23.10 t/hm²)相比, 粉垄耕作 20~40 cm(FL20、FL30 和 FL40)处理还提高了鲜薯产量 89%~117%。因此, 粉垄耕作显著改善了旱地红壤物理性质, 改变了土壤养分在耕层中的分布, 并有效调蓄了土壤水分合理分配, 产能提升效果显著。

关键词: 土壤物理性质; 粉垄耕作; 土壤储水量; 红薯产量

中图分类号: S341; S152 **文献标志码:** A

Impact of Fenlong Tillage on Soil Physiochemical Properties and Sweet Potato Yield in Dryland Red Soil

JIANG Fahui^{1,2}, GAO Lei¹, WEI Benhui³, LI Lujia⁴, PENG Xinghua^{1*}

(1 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*; 2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*; 3 *Cash Crops Research Institute, Guangxi Academy of Agricultural Sciences, Nanning 530007, China*; 4 *Institute of Soil and Fertilizer, Anhui Academy of Agricultural Sciences, Hefei 230031, China*)

Abstract: To improve clayey soil structure and alleviate seasonal drought stress in the red soil region of south China, this study investigated the impacts of different tillage treatments on plough layer thickness, soil bulk density, moisture, nutrients and sweet potato yield. The tillage treatments included: conventional rotary tillage to 15 cm depth (RT) as a control, Fenlong tillage to 20 cm (FL20), 30 cm (FL30) and 40 cm (FL40) depths. The results showed, compared with RT, FL30 and FL40 treatments significantly increased the thickness of plough layer, reduced soil bulk density and enhanced saturated hydraulic conductivity. Fenlong tillage increased the rate, amount and depth of water infiltration, as consequently enhanced soil water storage which was greater in the dry season than in the wet season. Fenlong tillage further redistributed nutrients down to deep soil layer, causing “less content of nutrients in the surface layer but higher content in the deep layer”. Therefore, compared to RT, Fenlong tillage promoted sweet potato yield by 89%–117%. In conclusion, Fenlong tillage can remediate soil physical properties, redistribute soil nutrients in the plough layer, increase soil water storage, and then enhance crop yield significantly.

Key words: Soil physical properties; Fenlong tillage; Soil water storage; Sweet potato yield

我国红壤区域总面积 218 万 km², 占全国耕地总面积的 1/5, 是我国最主要的土壤资源之一^[1]。但我国红壤长期存在“酸、瘦、黏、板、瘠”等土壤属性障碍问题, 同时也面临季节性干旱对作物生长的胁

迫, 加之过度集约化不合理的开发利用, 造成红壤耕层结构变差, 加剧水土流失及作物产量低且不稳等问题^[1-4]。这些问题严重威胁着我国红壤区农业的可持续发展。耕作措施可以改变土壤结构, 影响土壤养分

①基金项目: 中国科学院重点部署项目(KFZD-SW-112-05)、江苏省重点研发计划项目(BE2017385)和国家自然科学基金项目(41725004; 41571130053)资助。

* 通讯作者(xhpeng@issas.ac.cn)

作者简介: 蒋发辉(1996—), 男, 云南普洱人, 硕士研究生, 主要从事土壤结构与耕作研究。E-mail: fhjiang@issas.ac.cn

运移和供给作物的能力,进而影响作物的产量^[5]。因此,寻求合理的耕作措施改良红壤结构、培肥红壤地力,对高效利用红壤区丰沛的水热资源意义重大。

传统旋耕是我国旱地红壤最主要的耕作方式。旋耕的耕作深度一般不超过 18 cm,长期连年旋耕会使耕层变浅、养分表聚,深层土壤紧实形成致密的犁底层,导致根系难以下扎,作物可利用的水分和养分空间缩小^[3,6-9]。前人研究表明,与常规旋耕相比,深耕能打破犁底层,降低土壤容重,扩大水分库容,具有一定蓄水保墒的作用,有利于作物根系利用深层土壤水分和养分^[10-15]。但是,目前的深耕方式,如深翻常把肥力低的亚表层土壤翻到表层,肥力高的表层土壤翻到下层,不但加速土壤养分的矿化,甚至可能导致作物产量下降^[16];而深松耕作仅间隔式打破土壤紧实层,松土区域有限,松紧程度不一,松后土块较大,也会给作物生长发育带来不利影响^[17]。韦本辉等^[18-19]提出的粉垄耕作很好地避免了这些问题,其利用特制的高速旋转钻头,垂直向下旋耕土壤,保持土壤上下层不扰动,并形成深厚的疏松耕层。而且,粉垄耕作结合了深耕与旋耕的特点,耕作后土块粉碎程度高,耕层孔隙连通性好。因此,粉垄耕作有望为我国红壤板结、季节性干旱等问题提供解决方案。

江西省是我国典型的红壤区,而红薯是江西旱地重要的农作物,年种植面积在 14 万 hm^2 左右,但由于红壤存在前述诸多缺点,导致江西红薯产量偏低^[20]。然而,该区土层深厚,水热资源丰富,具有巨大的生产潜力^[21]。因此,本文将粉垄耕作应用于江西红壤的红薯种植,针对该地区水分季节分配不均、质地黏重、肥力低下的特点,探讨粉垄耕作对该区域土壤结构、水分和养分在耕层分配及对红薯产量的影响,旨在为红壤区丰产增效提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本试验在江西省鹰潭市余江区三分厂孙家小流域(28°15' N, 116°55' E)进行,试验地海拔 50 m,属于中亚热带湿润气候,年均日照数 1 809.5 h,年均气温 17.8 °C,年均积温 5 527.6 °C,年均降雨量 1 795 mm,年均蒸发量 1 318 mm。试验地土壤类型为第四纪红黏土发育而成的典型红壤,0 ~ 20 cm 土层的黏粒(<0.002 mm)、粉粒(0.002 ~ 0.05 mm)和砂粒(0.05 ~ 2 mm)分别为 396、266 和 337 g/kg。

1.2 试验设计

本试验研究期为 2018—2019 年,试验地前茬作

物为油菜。用机械收割油菜后,留茬秸秆粉碎还田。耕作前一次性表施化学肥料尿素(含 N 464 g/kg)、磷钙镁肥(含 P_2O_5 120 g/kg)和复合肥(N : P_2O_5 : K_2O = 18 : 10 : 18),折合纯量 N、 P_2O_5 和 K_2O 分别为 190、128 和 68 kg/hm^2 。

试验共设 4 个耕作处理:传统旋耕 15 cm(RT)、粉垄耕作 20 cm(FL20)、粉垄耕作 30 cm(FL30)和粉垄耕作 40 cm(FL40)。每个处理重复 2 次,共计 8 个试验小区,每个试验小区长 117 m、宽 3.75 m。传统旋耕 15 cm,即使用传统旋耕机械作业,松土深度为 15 cm;粉垄耕作,即使用五丰粉垄机械作业,松土深度分别为 20、30 和 40 cm。粉垄和旋耕之后统一使用旋耕起垄机械作业,悬浮成垄平均高出地面 15 cm。起垄后,人工插植红薯苗(商薯 19),株行距为 0.3 m × 0.76 m。整个红薯生长季内无灌溉。

1.3 项目测定及方法

1.3.1 土壤耕层厚度 耕作当天(2018-05-03),在每个试验小区随机选取 3 个点,用钢尺插入土壤,测量地表水平面到地下坚硬土层之间的厚度作为耕层厚度。红薯苗期(2018-06-01)和收获期(2018-10-22),在每个小区随机选取一个点挖开剖面(含 2 垄 1 沟),观察并找到土壤松紧度和颜色存在明显差异的土层,并以该土层为分界,测量每个垄顶平面(计每个处理 4 个值)到该土层的深度作为土壤耕层厚度。

1.3.2 土壤容重、饱和导水率与耕层土壤储水量 红薯苗期和收获期,每个试验小区按 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 40 cm 分层取样,每个深度分别设置 3 个重复,计每个处理 6 个样品,环刀样品在 105 °C 下烘干测定土壤容重,铝盒样品在相同温度下烘干测定土壤质量含水量,并利用公式计算耕层土壤储水量(土壤储水量 = 土层厚度 × 土壤容重 × 土壤质量含水量^[22])。苗期环刀样品烘干前,采用定水头法测定土壤饱和导水率^[23]。

1.3.3 土层体积含水量动态变化 红薯苗期,在每个处理小区内以横埋方式埋设 TDR-315 水分传感器(公司,美国)。埋设深度:垄顶下 10、20、40 cm 处,分别代表 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 40 cm 土层含水量。同时,利用雨量计实时监测降水量。

1.3.4 土壤养分 红薯收获期,在每个试验小区随机选择 2 个点(计每个处理 4 个点),分别采集 0 ~ 10、10 ~ 20 和 20 ~ 40 cm 土层土壤样品,混合均匀,带回实验室风干并测定土壤养分含量。其中,土壤全氮采用半微量开氏法、土壤全磷采用氢氟酸-高氯酸消煮-钼锑抗比色法、土壤全钾采用氢氟酸-高氯酸消

煮-火焰光度法^[24]、土壤碱解氮采用碱解扩散法^[25]、土壤有效磷采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法、土壤速效钾采用乙酸铵浸提-火焰光度法、土壤有机质采用重铬酸钾氧化-外加热法^[24]。

1.3.5 作物生物量 红薯收获时,每个试验小区随机选取 2 个面积为 1 m × 1 m 的样方,采集地下部薯块,立即带回室内洗净,擦干,称重,并计算鲜薯产量。

1.4 数据分析

利用 Microsoft Excel 2013 进行数据处理, Origin Pro 9.0 进行制图, SPSS 19.0 进行方差分析(One-Way ANOVA)及配对 T 检验, 并利用 Duncan 法进行多重比较。文内表格中所列数据均为: 平均值 ± 标准差。

2 结果

2.1 粉垄耕作对土壤物理性质的影响

粉垄耕作下土壤耕层厚度变化如表 1 所示。在耕作当日, FL20、FL30 和 FL40 处理耕层厚度分别为 24、31 和 43 cm, 而 RT 处理为 18 cm, 各处理均达到试验设计深度。在红薯苗期和收获期, 耕层厚度下

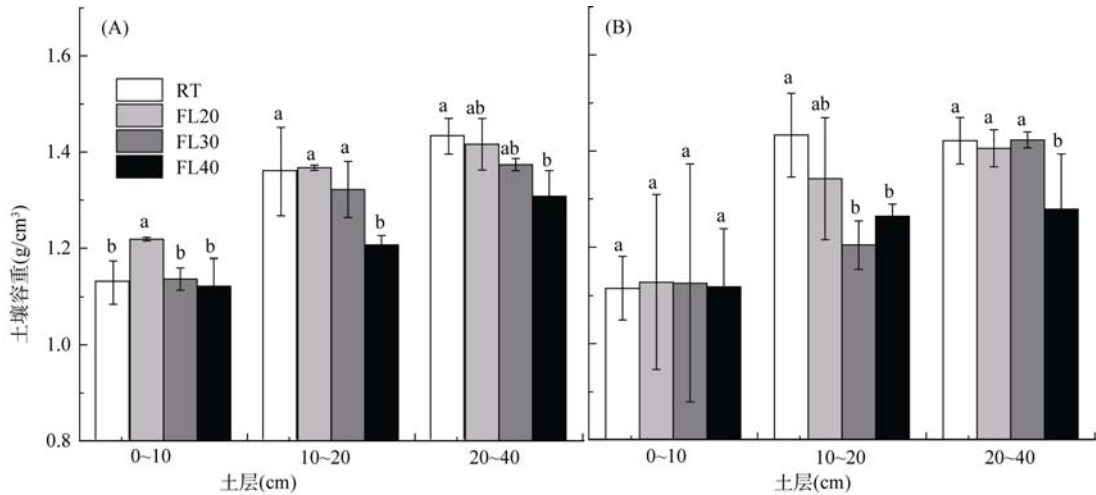
降幅度随粉垄耕作深度增加而更加显著。与苗期相比, 收获期 FL20、FL30 和 FL40 处理耕层厚度分别下降了 5%、13% 和 30%, 而 RT 处理下降了 19%。

表 1 不同耕作处理对耕层厚度的影响
Table 1 Plough layer thickness under different tillage treatments

耕作处理	土壤耕层厚度(cm)		
	耕作当日	红薯苗期	红薯收获期
RT	18 ± 1 d	21 ± 2 c	17 ± 2 c
FL20	24 ± 2 c	21 ± 6 c	20 ± 3 c
FL30	31 ± 3 b	31 ± 2 b	27 ± 0 b
FL40	43 ± 5 a	44 ± 5 a	31 ± 6 a

注: 表中同列数据后不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$); 下同。

粉垄耕作可以显著降低($P < 0.05$)深层土壤容重(图 1)。粉垄耕作下 10 ~ 40 cm 各土层容重均有不同程度下降。与 RT 处理相比, FL30 处理显著降低 10 ~ 20 cm 土壤容重(收获期, 下降 16.0%); FL40 处理则显著降低 10 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 土壤容重(苗期分别下降 11.2% 和 2.0%, 收获期分别下降 11.8% 和 10.8%)。并且, 与苗期相比, 收获期土壤容重下降程度更加明显。



(柱图上方不同小写字母表示同-土层不同处理间差异显著($P < 0.05$))

图 1 不同耕作处理对红薯苗期(A)和收获期(B)0 ~ 40 cm 土壤容重的影响

Fig. 1 Soil bulk densities under different tillage treatments in 0-40 cm layer at seeding (A) and maturity (B) stages of sweet potato

不同耕作处理下各土层土壤饱和导水率均随深度的增加而降低, 但下降的幅度差异很大。由表 2 可知, 各耕作处理 0 ~ 10 cm 土层的土壤饱和导水率无显著差异($P > 0.05$); 10 ~ 20 cm 土层 FL30 和 FL40 处理土壤饱和导水率较 RT 和 FL20 处理显著提升, 增幅可达上千倍; 而 20 ~ 40 cm 土层土壤饱和导水率在各耕作处理间亦无显著差异($P > 0.05$)。可见, 粉垄耕作 30 cm 和 40 cm 主要对 10 ~ 20 cm 土层土壤饱和导水能力有明显改善作用。

表 2 不同耕作处理对苗期 0 ~ 40 cm 土壤饱和导水率的影响

Table 2 Soil saturated hydraulic conductivity in 0-40 cm layer at seeding stage of sweet potato under different tillage treatments

耕作处理	土壤饱和导水率 ($\times 10^{-4}$ cm/s)		
	0 ~ 10 cm	10 ~ 20 cm	20 ~ 40 cm
RT	456 ± 181 a	0.34 ± 0.00 b	0.05 ± 0.00 a
FL20	601 ± 102 a	0.08 ± 0.05 b	0.05 ± 0.01 a
FL30	511 ± 55.9 a	227 ± 183 a	0.27 ± 0.13 a
FL40	438 ± 35.7 a	377 ± 236 a	0.11 ± 0.05 a

2.2 粉垄耕作对土壤水分动态变化及储水量的影响

试验地降水随时间分配不均, 故依降水量多少将监测期划分为湿润期(6—7月, 累积降雨量 603.6 mm, 占监测期总降雨量的 73.6%)和干旱期(8—10月, 累积降雨量 216.5 mm, 仅占监测期总降雨量的 26.4%)。如图 2 所示, 各耕作处理 0~40 cm 土壤含水量随时间呈现整体波动下降的趋势, 0~10、10~20 和 20~40 cm 土层各处理含水量的变异系数在湿润期高于干旱期, 湿润期含水量变化范围为 0.035~0.203 cm³/cm³, 变异系数达 16.8%, 而干旱期含水量变化范围缩小为 0.085~0.179 cm³/cm³, 变异系数只有 9.5%。另外, 不同耕作方式改变了土壤水分随剖面分布的规律。不同深度土层含水量分布规律变为 0~10 cm 土层 FL40>FL30>FL20>RT(图 2A); 10~

20 cm 土层 FL20>RT>FL30>FL40(图 2B); 20~40 cm 深层 FL20>FL40>FL30>RT(图 2C)。配对 T 检验显示, 所有处理两两之间差异均显著($P<0.05$)。

其次, 粉垄耕作下土壤含水量显著高于传统旋耕, 并且干旱期增幅大于湿润期。RT、FL20、FL30 和 FL40 处理 0~10 cm 平均含水量在湿润期分别为 0.156、0.169、0.171 和 0.169 cm³/cm³(图 2A 左), 干旱期分别为 0.103、0.119、0.120 和 0.121 cm³/cm³(图 2A 右); 20~40 cm 平均含水量依次是湿润期 0.334、0.360、0.329 和 0.335 cm³/cm³(图 2C 左), 干旱期 0.239、0.244、0.260 和 0.253 cm³/cm³(图 2C 右)。与 RT 处理相比, 粉垄处理 0~10 cm 土壤含水量在湿润期平均增幅为 8.7%, 干旱期为 12.0%, 20~40 cm 土层平均增幅湿润期为 1.4%, 干旱期为 6.7%。

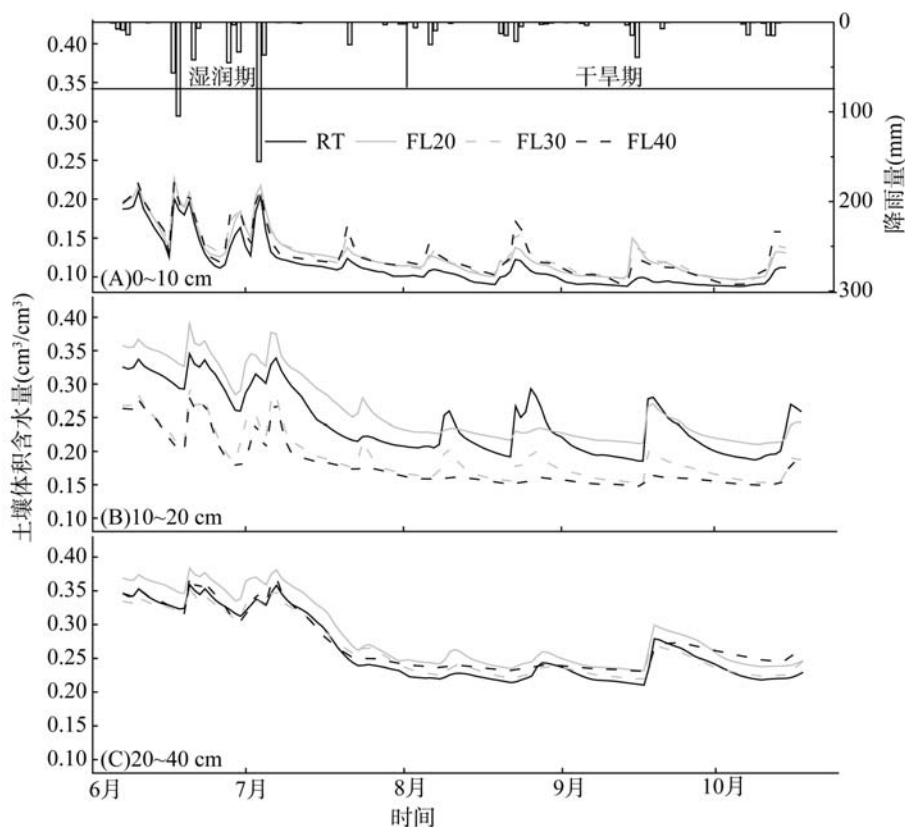
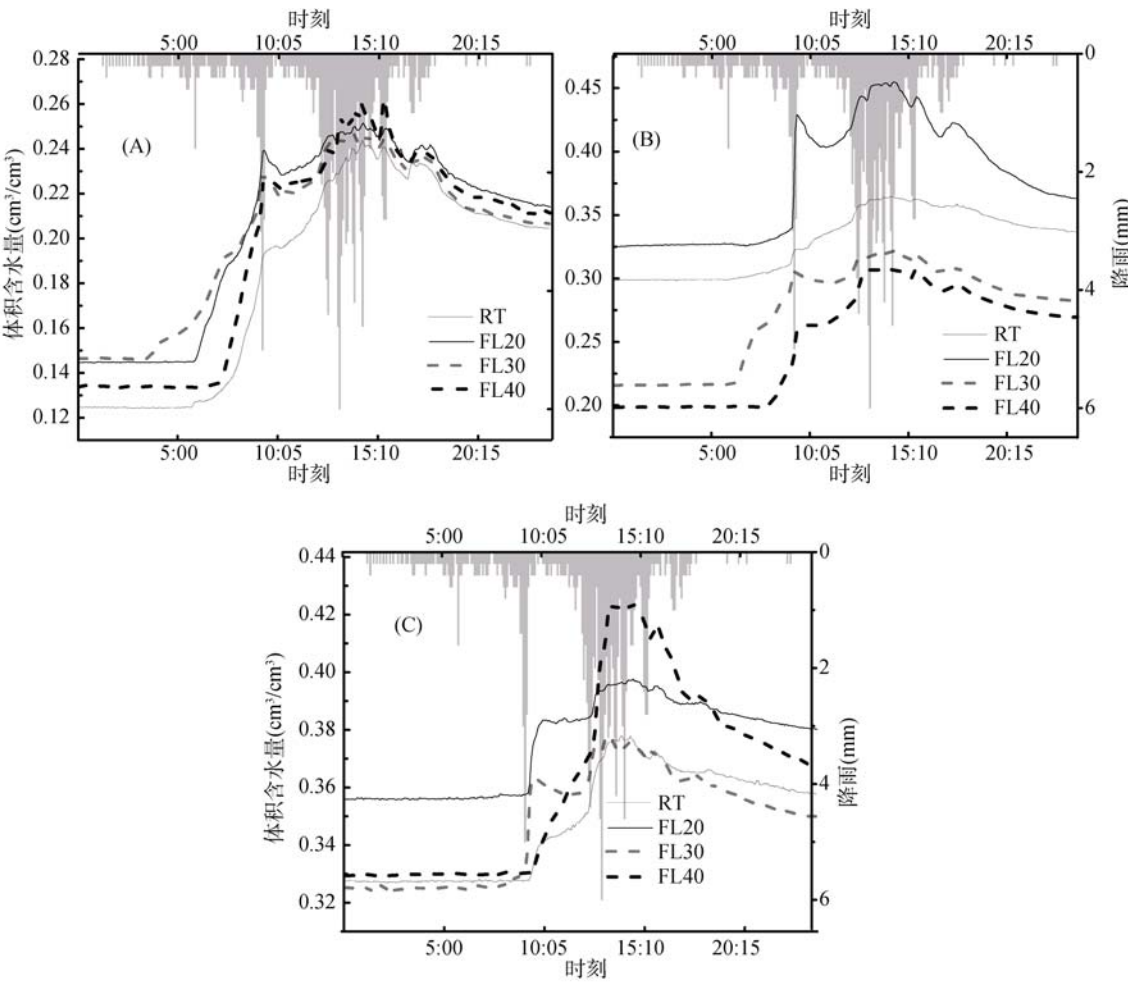


图 2 不同耕作处理下 0~40cm 土壤体积含水量动态变化

Fig. 2 Dynamic changes of soil water contents in 0-40 cm layers under different tillage treatments

粉垄耕作使土壤水分的下渗速度、下渗量、下渗深度均较传统旋耕提高。由最大降水日土壤水分 5 min 步长动态图(图 3)可知, 降雨发生后, 不同土层 FL20、FL30 和 FL40 处理土壤含水量曲线出现首个拐点的时间(即重力水下渗到对应土层的时刻)均比 RT 处理早, 说明粉垄耕作下土壤水分下渗速度大于传统旋耕。最大波峰的峰高可代表此次降水该深度的最大蓄水量, 也可以在一定

程度上反映下渗到各土层的最大水量。10 cm 和 20 cm 深度土壤不同耕作处理间土壤蓄水量差异不大(图 3A 和 3B), 而 40 cm 深度土层 FL40 处理约为 RT 处理的 2 倍(图 3C), 由此, 粉垄耕作下土壤水分下渗深度和下渗量均大于传统旋耕。而且, FL40 处理下 40 cm 深度土层极陡峭的峰尾还显示, 40 cm 深度土层土壤水分继续向下渗漏的速度也是粉垄耕作大于传统旋耕(图 3C)。



A: 土层深度 10 cm; B: 土层深度 20 cm; C: 土层深度 40 cm

图 3 最大降水日不同土层土壤含水量动态变化图

Fig. 3 Dynamic changes of soil water contents on heaviest raining day at 10, 20 and 40 cm depths under different tillage treatments

粉垄耕作提升耕层土壤储水量显著(表 3)。与传统旋耕相比,苗期 FL20 处理 0~10、10~20 和 20~40 cm 土壤储水量分别提升 14.6%、16.8% 和 19.1%, FL30 处理分别提升 8.5%、11.7% 和 14.5%, FL40 处理 20~40 cm 土层提升 8.5%;红薯收获期也有类

似结果。在干旱条件下即收获期,FL40 处理保水效果最佳,0~40 cm 储水量为 100.7 mm,高于 RT (93.6 mm)、FL20(95.9 mm)和 FL30(85.8 mm)等其他耕作处理。

2.3 粉垄耕作对土壤有机质和养分含量的影响

粉垄耕作下 0~40 cm 土层土壤有机质和全氮含量显著增加($P < 0.05$),并且随耕作深度的增加下层土壤增幅更加明显(表 4)。0~10 cm 表层,FL20、LF30 和 FL40 处理有机质含量分别较 RT 处理增加 18.4%、24.1% 和 23.9%,全氮含量分别增加 12.2%、11.1% 和 11.1%; 10~20 cm 土层,前述处理有机质分别增加 5.3%、27.7% 和 29.7%,全氮含量分别增加 1.2%、9.5% 和 12.0%; 20~40 cm 前述处理土壤有机质增加 10.2%、38.0% 和 69.3%,全氮增加 2.3%、13.6% 和 25%。

粉垄耕作下土壤全磷和全钾含量变化均表现为:上减(0~20 cm 土层)下增(20~40 cm 土层)。0~10 cm

表 3 不同耕作处理对 0~40 cm 土壤储水量的影响
Table 3 Soil water storages in 0-40 cm layers under different tillage treatments

生育时期	耕作处理	土壤储水量(mm)		
		0~10 cm	10~20 cm	20~40 cm
苗期	RT	21.5 ± 2.5 bc	28.1 ± 5.6 bc	61.3 ± 2.8 c
	FL20	24.6 ± 1.2 a	32.8 ± 0.0 a	73.0 ± 3.6 a
	FL30	23.3 ± 0.2 ab	31.4 ± 2.4 ab	70.1 ± 0.2 a
	FL40	21.3 ± 0.2 c	25.6 ± 1.3 c	66.5 ± 3.1 b
收获期	RT	16.3 ± 1.3 a	21.2 ± 1.7 a	56.1 ± 5.0 ab
	FL20	16.9 ± 0.2 a	21.4 ± 1.4 a	57.6 ± 5.0 ab
	FL30	13.9 ± 1.9 b	20.4 ± 0.6 a	51.6 ± 5.9 b
	FL40	16.4 ± 1.4 a	21.9 ± 0.5 a	62.4 ± 1.2 a

土壤全磷和全钾含量降低但差异不显著；10 ~ 20 cm 土层除 FL40 处理全磷含量外，其余处理全磷、全钾含量下降；20 ~ 40 cm 土层 FL40 处理土壤全磷含量显著增加($P < 0.05$)，全钾含量也有增加。

表 4 不同耕作处理对 0 ~ 40 cm 土壤有机质和全量养分含量的影响

Table 4 Contents of soil organic matter and total nutrients in 0-40 cm layers under different tillage treatments

土层深度(cm)	耕作处理	有机质(g/kg)	全氮(g/kg)	全磷(g/kg)	全钾(g/kg)
0 ~ 10	RT	14.43 ± 0.53 b	0.90 ± 0.07 b	0.66 ± 0.01 a	8.98 ± 0.65 a
	FL20	17.06 ± 0.58 a	1.01 ± 0.01 a	0.60 ± 0.04 a	8.77 ± 0.73 a
	FL30	17.90 ± 1.18 a	1.00 ± 0.01 a	0.59 ± 0.05 a	9.52 ± 1.41 a
	FL40	17.85 ± 0.95 a	1.00 ± 0.01 a	0.62 ± 0.05 a	8.74 ± 0.32 a
10 ~ 20	RT	13.00 ± 0.18 b	0.84 ± 0.05 b	0.55 ± 0.01 b	9.01 ± 1.13 a
	FL20	13.67 ± 0.94 b	0.85 ± 0.06 b	0.51 ± 0.02 c	7.92 ± 0.45 a
	FL30	16.58 ± 0.63 a	0.92 ± 0.02 ab	0.51 ± 0.02 c	8.85 ± 0.37 a
	FL40	16.84 ± 0.45 a	0.94 ± 0.05 a	0.59 ± 0.01 a	8.13 ± 0.98 a
20 ~ 40	RT	4.92 ± 0.14 c	0.44 ± 0.01 c	0.25 ± 0.00 b	9.80 ± 0.06 a
	FL20	5.43 ± 0.26 c	0.45 ± 0.03 c	0.24 ± 0.01 b	9.95 ± 0.35 a
	FL30	6.79 ± 0.26 b	0.50 ± 0.01 b	0.25 ± 0.00 b	9.35 ± 0.54 a
	FL40	8.36 ± 0.46 a	0.55 ± 0.01 a	0.29 ± 0.01 a	9.87 ± 0.43 a

粉垄耕作对速效养分的影响与对全量养分的影响相似。粉垄耕作下 0 ~ 40 cm 土层土壤碱解氮含量显著高于传统旋耕，粉垄耕作越深增幅越大，扰动越深下层增幅越大(表 5)。与 RT 处理相比，FL20、FL30 和 FL40 处理 0 ~ 10 cm 土壤碱解氮含量分别增加

14.5%、11.6% 和 8.3%，10 ~ 20 cm 土层增加 3.6%、6.4% 和 20.1%，20 ~ 40 cm 土层除 FL20 处理外，FL30、FL40 处理增加 16.6% 和 83.4%。粉垄耕作下土壤有效磷和速效钾的含量基本与碱解氮存在相似的规律。

表 5 不同耕作处理对 0 ~ 40 cm 土壤速效养分含量的影响

Table 5 Contents of soil available nutrients in 0-40 cm layers under different tillage treatments

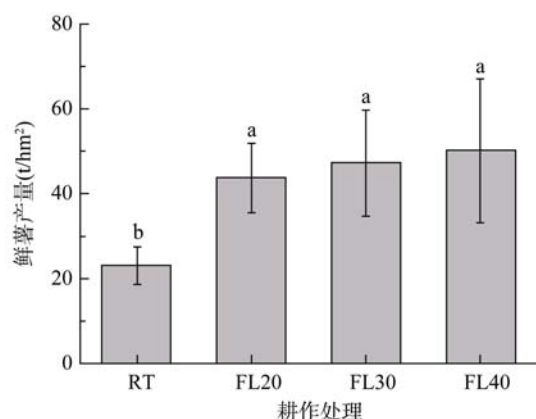
土层深度(cm)	耕作处理	碱解氮(mg/kg)	有效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)
0 ~ 10	RT	71.8 ± 2.3 b	29.3 ± 1.29 a	207 ± 4.1 c
	FL 20	82.1 ± 3.20 a	22.1 ± 0.65 b	304 ± 3.1 a
	FL 30	80.1 ± 4.5 ab	14.5 ± 0.38 d	263 ± 2.6 b
	FL 40	77.7 ± 6.0 ab	19.8 ± 0.22 c	309 ± 4.7 a
10 ~ 20	RT	68.7 ± 5.9 b	16.4 ± 0.26 a	77.6 ± 1.5 d
	FL 20	71.1 ± 5.9 ab	16.0 ± 0.14 a	197 ± 2.6 a
	FL 30	73.1 ± 10 ab	15.8 ± 0.20 a	102 ± 2.6 c
	FL 40	82.5 ± 2.2 a	16.1 ± 0.29 a	130 ± 4.0 b
20 ~ 40	RT	32.0 ± 4.0 b	0.81 ± 0.11 c	94.0 ± 5.5 b
	FL 20	30.0 ± 2.3 b	1.09 ± 0.10 ab	96.5 ± 3.0 b
	FL 30	37.3 ± 2.2 b	0.94 ± 0.17 b	134 ± 2.6 a
	FL 40	48.6 ± 2.3 a	1.78 ± 0.19 a	71.1 ± 2.5 c

2.4 粉垄耕作对红薯产量的影响

粉垄耕作显著提高红薯的鲜薯产量($P < 0.05$) (图 4)。FL20、FL30 和 FL40 处理鲜薯产量分别为 43.7、47.2 和 50.1 t/hm²，较 RT 处理(23.1 t/hm²)分别增加 89%、104% 和 117%。FL40 处理增幅最大，但不同粉垄处理间差异不显著。

3 讨论

本研究通过对传统旋耕及不同深度粉垄耕作下土壤理化性质和红薯产量的分析，发现与传统旋耕相比，粉垄耕作增加了土壤耕层厚度(表 1)，降低了土壤容重(图 1)，提高了土壤饱和导水率(表 2)和土壤水



(柱图上方不同小写字母表示不同处理间差异显著($P < 0.05$))

图 4 不同耕作处理红薯鲜薯产量的影响

Fig. 4 Fresh yields of sweet potatoes under different tillage treatments

分库容(表 3), 显著改善了土壤结构, 这与多人研究结果一致^[26-29]。此外, 粉垄耕作使土壤磷和钾下移, 形成“上减下增”的分布格局(表 4、表 5)。

粉垄耕作能够有效调节红壤水分的传输和蓄存过程。粉垄耕作使得土壤含水量升高(图 2), 降水后水分下渗速快(图 3), 耕层土壤储水量大(表 3), 有助于抵御红壤区频发的季节性干旱。杨永辉等^[30]采集田间原状土进行室内模拟试验也得到深松耕作下土壤水分下渗速度大于常规耕作的结果, 而马强等^[31]直接测定田间土壤水分渗透速度证实了深松耕作下田间土壤入渗量显著提高的结论。其他研究也表明深耕、深松和深旋松(粉垄)均能增加土壤含水量, 提高土壤储水量, 增强土壤抗旱能力^[26, 32-35]。土壤持水能力由土壤颗粒与水分子间作用力和土壤毛细管力决定, 主要受土壤质地、土壤有机质以及土壤毛细管孔隙数量的影响^[36]。与传统旋耕相比, 粉垄耕作过程中秸秆旋磨较细, 与土壤颗粒混合较均匀, 并使土壤颗粒分散、破碎、重新排列形成蓬松土层, 这可能是土壤含水量提升的重要原因。而粉垄耕作下上层土壤水分下渗速度提高, 是因为其疏松了土壤耕作层, 降低了土壤容重(图 1), 增加了土壤孔隙度, 提高了土壤饱和和导水率(表 2)。此外, 粉垄耕作还能有效打破犁底层, 增厚耕层(表 1), 扩大储水空间, 深层土壤受到大气蒸发力的影响较小, 更有利于保存土壤水分, 这些水分在干旱期对作物生长发育尤为重要, 可以降低作物受季节性干旱的影响。对比不同深度粉垄耕作处理还发现, 粉垄耕作 40 cm 处理下土壤水分下渗最快, 水分含量及储量增幅最大, 抗旱能力最强, 对土壤水分调蓄效果最佳, 这也是本研究中红薯增产的一个重要原因。

粉垄耕作改变了土壤养分在土壤剖面的分布。本研究显示, 粉垄耕作下不同深度土壤全氮、碱解氮、有机质、速效钾含量显著升高, 表层有效磷含量显著降低, 而下层有效磷、全磷含量显著提高(表 4、表 5)。同此, Wei 等^[37]研究认为水稻土粉垄耕作 7a 后所有养分含量明显增加; 聂胜委等^[38]研究表明粉垄耕作显著提高潮土速效钾含量及砂姜黑土有效磷含量。其中原因之一是粉垄耕作降低了 0~40 cm 土壤容重, 也就是说减少了土壤质量, 造成养分含量高于传统旋耕。如果综合考虑养分含量和土壤容重, 结果显示粉垄耕作下 0~40 cm 土壤有机碳、全氮、碱解氮和速效钾的储量比旋耕分别增加了 16.9%、3.2%、5.7% 和 21.6%, 而全磷、全钾和有效磷的储量反而有所降低。另外, 粉垄耕作过程中把表施化学肥料带到土壤下层, 并且粉垄耕作增加入渗从而加大了养分淋溶并在土壤下层的富集。这造成了表层土壤有效磷含量低于传统旋耕, 而下层高于传统旋耕的现象。红壤坡耕地侵蚀严重, 将肥料养分带入下层土壤也消减了水土流失损失的部分^[39]。因此, 更为合理的土壤养分剖面分布特征是本研究中红薯产量大幅度提升的另一个重要原因。

在耕层土壤能够有效提供作物生长发育所需的水分和养分的前提下, 粉垄耕作显著提升了红薯产量。本研究中粉垄耕作较传统旋耕增加了鲜薯的产量, 其中以粉垄耕作 40 cm 增产最大, 增幅达到 117%。前人研究也表明深耕、深松、粉垄耕作均能增加作物产量^[28, 40-45]。红薯根系生长和块茎膨大需要疏松的土壤环境, 粉垄耕作能够有效降低土壤容重, 疏松土壤增厚耕层。红薯生长易受旱涝灾害的影响, 粉垄耕作能够有效调蓄土壤水分, 降低红薯生长过程中的干旱胁迫。此外, 红薯吸肥能力极强, 粉垄耕作不但打破犁底层, 促进根系下扎, 而且提高了深层土壤供肥能力。

4 结论

本研究表明, 与传统旋耕相比, 粉垄耕作显著改善了土壤耕层物理结构, 增加了耕层厚度, 降低了土壤容重, 提高了土壤饱和和导水率及入渗速度, 打破了犁底层从而扩大了土壤有效水分库容, 有效调蓄土壤水分分配, 增强了作物抗旱能力。粉垄耕作提高了土壤有机质含量, 改变了养分在耕层的分布, 提升了下层养分含量, 有效改善了土壤养分状况。通过提升耕层土壤通气性、水分库容以及养分库容, 促进了红薯根系下扎和块茎膨大, 粉垄耕作明显提高红薯的产

量。在红壤旱地中,不同粉垄耕作深度的效果存在一定差异,但考虑经济效益,粉垄耕作 20 cm 足以满足产能大幅度提升。

参考文献:

- [1] 赵其国, 黄国勤, 马艳芹. 中国南方红壤生态系统面临的问题及对策[J]. 生态学报, 2013, 33(24): 7615-7622.
- [2] 于天仁. 中国土壤的酸度特点和酸化问题[J]. 土壤通报, 1988, 19(2): 3-5.
- [3] 石彦琴, 陈源泉, 隋鹏, 等. 农田土壤紧实的发生、影响及其改良[J]. 生态学杂志, 2010, 29(1): 2057-2064.
- [4] 秦伟, 左长清, 郑海金, 等. 赣北红壤坡地土壤流失方关键因子的确定[J]. 农业工程学报, 2013, 29(21): 115-125.
- [5] 李玉洁, 王慧, 赵建宁, 等. 耕作方式对农田土壤理化因子和生物学特性的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(3): 939-948.
- [6] 张丽娜, Asenso Evans, 张陆勇, 等. 耕作方式对旱地红壤物理特性的影响[J]. 水土保持研究, 2018, 25(3): 46-50.
- [7] 杨思存, 王成宝, 霍琳, 等. 不同耕作措施对甘肃引黄灌区耕地土壤有机碳的影响[J]. 农业工程学报, 2019, 35(2): 114-121.
- [8] Liu X W, Zhang X Y, Chen S Y, et al. Subsoil compaction and irrigation regimes affect the root-shoot relation and grain yield of winter wheat [J]. Agricultural Water Management, 2015, 154: 59-67.
- [9] 霍星辰, 杨诗韵, 赵鹏飞, 等. 深松技术及其对土壤理化性质的影响[J]. 农业科技与装备, 2016(3): 62-64.
- [10] Li X, Tang M J, Zhang D X, et al. Effects of sub-soiling on soil physical quality and corn yield[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, 30(23): 65-69.
- [11] Mu X Y, Zhao Y L, Liu K, et al. Responses of soil properties, root growth and crop yield to tillage and crop residue management in a wheat-maize cropping system on the North China Plain[J]. European Journal of Agronomy, 2016, 78: 32-43.
- [12] 郑侃, 何进, 李洪文, 等. 中国北方地区深松对小麦玉米产量影响的 Meta 分析[J]. 农业工程学报, 2015, 31(22): 7-15.
- [13] Wang Q J, Lu C Y, Li H G, et al. The effects of no-tillage with subsoiling on soil properties and maize yield: 12-Year experiment on alkaline soils of Northeast China[J]. Soil & Tillage Research, 2014, 137.
- [14] Zhang Y J, Wang R, Wang S L, et al. Effects of different sub-soiling frequencies incorporated into no-tillage systems on soil properties and crop yield in dryland wheat-maize rotation system[J]. Field Crops Research, 2017, 209.
- [15] 潘金华, 庄舜尧, 曹志洪, 等. 条状超深耕对皖南旱坡地土壤性状及烤烟产质量的综合效应[J]. 土壤, 2016, 48(3): 559-564.
- [16] 赵小蓉, 赵燮京, 陈先藻. 保护性耕作对土壤水分和小麦产量的影响[J]. 农业工程学报, 2009, 25(S1): 6-10.
- [17] 赵建国, 王安, 马跃进, 等. 深松旋耕碎土联合整地机设计与试验[J]. 农业工程学报, 2019, 35(8): 46-54.
- [18] 韦本辉, 甘秀芹, 俞健, 等. 旱地作物粉垄栽培方法: CN101779537A[P]. 2010-07-21.
- [19] 韦本辉. 旱地作物粉垄栽培技术研究简报[J]. 中国农业科学, 2010, 43(20): 4330.
- [20] 肖国滨, 黄天宝, 叶川, 等. 丘陵红壤旱地鲜食红薯稻草全程覆盖栽培技术初探[J]. 江西农业学报, 2009, 21(8): 35-37.
- [21] 赵其国, 徐梦洁, 吴志东. 东南红壤丘陵地区农业可持续发展研究[J]. 土壤学报, 2000, 37(4): 433-442.
- [22] 李荣, 王艳丽, 吴鹏年, 等. 宁南旱区沟垄覆盖改善土壤水热状况提高马铃薯产量[J]. 农业工程学报, 2017, 33(10): 168-175.
- [23] 欧少亭. 林业管理常用标准及政策法规汇编——森林土壤渗透性测定[M]. 长春: 吉林电子出版社, 2002.
- [24] 刘光崧. 土壤理化分析与剖面描述[M]. 北京: 中国标准出版社, 1996.
- [25] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [26] 张莉, 翟振, 逢博, 等. 深旋松耕改善耕层结构促进马铃薯增产[J]. 中国土壤与肥料, 2017(4): 17-23.
- [27] 李华, 逢焕成, 任天志, 等. 深旋松耕作法对东北棕壤物理性状及春玉米生长的影响[J]. 中国农业科学, 2013, 46(3): 647-656.
- [28] Florian S, Axel D, Inga H, et al. The effect of deep tillage on crop yield – What do we really know?[J]. Soil and Tillage Research, 2017, 174: 193-204.
- [29] 杨雪, 逢焕成, 李轶冰, 等. 深旋松耕作法对华北缺水区域壤质黏潮土物理性状及作物生长的影响[J]. 中国农业科学, 2013, 46(16): 3401-3412.
- [30] 杨永辉, 武继承, 张洁梅, 等. 耕作方式对土壤水分入渗、有机碳含量及土壤结构的影响[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(2): 258-266.
- [31] 马强, 宇万太, 贺明慧, 等. 深松对棕壤农田土壤和玉米产量的影响[J]. 土壤通报, 2014, 45(4): 934-938.
- [32] 张玉娇, 王浩, 王淑兰, 等. 小麦/玉米轮作旱地长期轮耕的保墒增产效应[J]. 农业工程学报, 2018, 34(12): 126-136.
- [33] Min S. Long-term evaluation of tillage methods in fallow season for soil water storage, wheat yield and water use efficiency in semiarid southeast of the Loess Plateau[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, 218(9): 24-32.
- [34] 翟振, 李玉义, 郭建军, 等. 耕深对土壤物理性质及小麦-玉米产量的影响[J]. 农业工程学报, 2017, 33(11): 115-123.
- [35] 张绪成, 马一凡, 于显枫, 等. 西北半干旱区深旋松耕作对马铃薯水分利用和产量的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(10): 3293-3301.

- [36] 杨金楼, 朱连龙, 朱济成. 上海地区土壤持水特性研究[J]. 土壤学报, 1982, 19(4): 331-343.
- [37] Wei B H, Gan X Q, Li Y Y, et al. Effects of once Fenlong cultivation on soil properties and rice yield and quality for 7 consecutive years[J]. *Agricultural Science & Technology*, 2017, 18(12): 2365-2371.
- [38] 聂胜委, 张玉亭, 张巧萍, 等. 粉垄耕作对小麦玉米产量及耕层土壤养分的影响[J]. 土壤通报, 2017, 48(4): 930-936.
- [39] 范亚琳, 刘贤赵, 等. 不同培肥措施对红壤坡耕地土壤有机碳流失的影响[J]. 土壤学报, 2019, 56(3): 638-649.
- [40] 谢迎新, 靳海洋, 孟庆阳, 等. 深耕改善砂姜黑土理化性状提高小麦产量[J]. 农业工程学报, 2015, 31(10): 167-173.
- [41] 侯贤清, 李荣, 韩清芳, 等. 轮耕对宁南旱区土壤理化性状和旱地小麦产量的影响[J]. 土壤学报, 2012, 49(3): 592-600.
- [42] 宫亮, 安景文, 邢月华, 等. 连年深松和施用有机肥对土壤肥力及玉米产量的影响[J]. 土壤, 2016, 48(6): 1092-1099.
- [43] 孙慧, 吴燕, 马静, 等. 不同耕作方式对马铃薯土壤水分及产量的影响[J]. 新疆农业科技, 2017(6): 15-16.
- [44] Zhai L C, Xu P, Zhang Z B, et al. Effects of deep vertical rotary tillage on dry matter accumulation and grain yield of summer maize in the Huang-Huai-Hai Plain of China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2017, 170: 167-174.
- [45] Zhai L C, Xu P, Zhang Z B, et al. Improvements in grain yield and nitrogen use efficiency of summer maize by optimizing tillage practice and nitrogen application rate[J]. *Agronomy Journal*, 2019, 111: 666-676.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.025

孙益权, 王美艳, 张龙, 等. “泡沫砂”改良黏重黄壤孔隙结构的粒径效应. 土壤, 2020, 52(3): 597–602.

“泡沫砂”改良黏重黄壤孔隙结构的粒径效应^①

孙益权^{1,3}, 王美艳^{1*}, 张 龙², 陈 雪², 张忠启³, 史学正¹, 徐胜祥¹, 孙维侠¹, 班国军², 夏中文²

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 贵州省烟草公司毕节市公司, 贵州毕节 551700; 3 江苏师范大学地理测绘与城乡规划学院, 江苏徐州 221116)

摘 要:以贵州毕节黏重的黄壤为研究对象,通过掺入等量不同粒径的泡沫砂进行温室模拟试验,泡沫砂粒径分别为 0.5~2 mm(1T)、2~7 mm(2T)和 7~10 mm(3T),研究孔隙特征改良的粒径效应。研究表明:与 CK 相比,添加 3 种粒径泡沫砂的处理均增加了土壤的通气孔隙,但在同等添加比例下,随着泡沫砂粒径的增大,土壤通气孔隙度也随之增加,1T、2T 和 3T 处理相较于 CK 处理分别增加了 4.68%、7.39% 和 14.5%;不同粒径泡沫砂对不同当量孔径的孔隙影响不同,1T、2T 和 3T 处理分别显著提升了当量孔径 200~500、1 000~2 000、>2 000 μm 的孔隙;不同处理均很好地提升了土壤孔隙连通度,但不同处理之间无显著差异。2T 处理在改良土壤总孔隙和容重方面,与 3T 处理一同并为较优处理;在改良土壤通气孔隙度方面,2T 处理的土壤通气孔隙度达到农业生产上最适宜区间,为最优处理;在改良分级孔隙配比方面,2T 处理为次优处理。因此,从土壤通气孔隙、土壤分级孔隙和土壤孔隙形态等多角度考虑,2~7 mm 粒径泡沫砂可作为黏重土壤改良的最佳材料。

关键词: 泡沫砂; 黄壤; 粒径效应; 孔隙结构

中图分类号: S156.2 **文献标志码:** A

Particle Size Effects of “Foam Sand” on Improving Pore Structure of Clayey Yellow Soil

SUN Yiquan^{1,3}, WANG Meiyang^{1*}, ZHANG Long², CHEN Xue², ZHANG Zhongqi³, SHI Xuezheng¹, XU Shengxiang¹, SUN Weixia¹, BAN Guojun², XIA Zhongwen²

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 Bijie Branch Company, Guizhou Tobacco Company, Bijie, Guizhou 551700, China; 3 School of Geography, Geomatics and Planning, Jiangsu Normal University, Xuzhou, Jiangsu 221116, China)

Abstract: Yellow soil in Bijie of Guizhou was taken as the research object, and simulation test in the greenhouse was carried out to study the effect of foam sand on pore structure by incorporating equal amount of foam sands with different diameters, which include 0.5–2 mm (1T treatment), 2–7 mm (2T treatment) and 7–10 mm (3T treatment). The results showed that soil aeration porosity increased with the increase of diameter of the foam sand under the same ratio of addition, compared with CK (without foam sand), 1T, 2T and 3T treatments increased soil aeration porosity by 4.68%, 7.39% and 14.5%, respectively. Foam sands with different diameters had different effects on pores with different equivalent diameters, 1T, 2T, and 3T treatments increased porosities with 200–500 μm , 1 000–2 000 μm and >2 000 μm in diameters, respectively. Foam sands improved pore connectivity compared with CK, but no significant difference was found among 1T, 2T and 3T treatments. 2T and 3T treatments improved soil bulk density and total porosity most, and 2T treatment improved the proportion of soil aeration porosity the second most. Therefore, from the perspectives of aeration pores, soil porosity proportions and pore morphology, foam sand with 2–7 mm diameter is best in improving clayey yellow soil.

Key words: Foam sand; Yellow soil; Particle size effect; Pore structure

①基金项目: 贵州省烟草公司毕节市公司科技专项(毕节合 2015-02, 省市院合 2015-06)和中国烟草总公司贵州省公司科技项目(合同号 201703)资助。

* 通讯作者(mywang@issas.ac.cn)

作者简介: 孙益权(1992—), 男, 江苏丰县人, 硕士研究生, 主要从事土壤资源与环境方面的研究。E-mail: sunyiquan305@163.com

黄壤是贵州植烟土壤中分布最广的土壤类型^[1],其质地黏重,多为黏壤土和黏土,具有保水性好、通透性差等特点^[2-3]。一方面,黄壤中黏粒含量高、砂粒含量低,土粒间隙较小,多为毛细孔隙,不利于水分的排出^[4];另一方面,常年连作、过度施用化肥等高强度人为作用,导致土壤孔隙结构进一步变差^[5],土壤通气孔隙锐减,抑制土壤好气微生物的活动,降低土壤有机质的分解,不利于作物的生长^[6-7]。因此,改善烟区土壤孔隙结构、增加土壤孔隙对于当前烟叶生产具有重要意义。

当前针对土壤孔隙结构差、孔隙不足等问题,国内外已经开展了较多的工作,添加土壤结构改良剂是改善土壤结构、增加土壤孔隙的重要方法。土壤结构改良剂类型可分为天然改良剂和人工改良剂^[8],天然改良剂主要包括沙子、沸石、蛭石、珍珠岩、粉煤灰等^[9-12];人工改良剂主要包括聚乙烯醇、聚丙烯酰胺、脲醛树脂等^[13-15]。蔺亚莉等^[9]在内蒙古河套平原进行了黏性碱化盐土中掺入不同比例沙子试验,研究表明,黏性碱化盐土中掺入 20% 沙子后,其土壤容重下降 0.15 g/cm³,土壤通气孔隙度增加了 9.60%。Ghodrat 等^[12]在美国大西洋平原进行砂壤土中添加不同比例的粉煤灰试验,结果表明,添加 30% 粉煤灰处理的土壤含水量从 12% 增加到 25%。王玺洋等^[13]在福建茶园中进行了添加不同量聚丙烯酰胺试验,研究表明,适量的聚丙烯酰胺可以有效降低土壤容重,过量的聚丙烯酰胺则会阻碍水分渗透,增加土壤容重。万建伟等^[14]在室内模拟试验中,施用 0.2% 的聚乙烯醇可使黏壤土水稳性团聚体从 25% 左右提高到 90% 以上。

合理施用土壤结构改良剂可有效增加土壤孔隙度,改善土壤结构,施用土壤结构改良剂过量或不足时,则改良效果有限,甚至有可能起反作用。对于聚丙烯酰胺等化学改良剂,使用时仅需要考虑土壤中改良剂的添加比例对土壤结构的影响;而对于无机固体改良剂,不仅需要研究土壤改良剂比例对土壤结构的影响,改良剂粒径是否会影响土壤孔隙结构也很重要,而相关研究较少。鉴于此,中国科学院南京土壤研究所研发了一种具有内部孔隙结构发达、生产成本低和环境友好等特点的新型多孔材料——泡沫砂,并以贵州毕节烟区黄壤为研究对象,通过添加不同粒径的泡沫砂,研究泡沫砂粒径对供试土壤孔隙结构和孔隙度的影响,探讨泡沫砂粒径与土壤孔隙结构之间的量化关系,为毕节烟区黄壤改良提供理论基础和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验土壤取自贵州省毕节市金沙烟草科技园,土壤类型为黄壤。试验土壤风干后过 5 mm 筛作为盆栽用土,其 pH 为 6.4,有机质含量为 19.5 g/kg,有效磷含量为 42.0 mg/kg,速效钾含量为 450 mg/kg,有效硫含量为 83.6 mg/kg,氯离子含量为 21.3 mg/kg,土壤黏粒(<0.002 mm)含量为 475.6 g/kg,粉粒(0.05 ~ 0.002 mm)含量为 349.8 g/kg,砂粒(>0.05 mm)含量为 174.6 g/kg,土壤质地为黏土。

泡沫砂是通过特殊工艺制成的一种新型无机矿物材料,呈蜂窝状,具有孔隙发达、容重小、通气性能良好等优点。其 pH 为 9.2,松散容重(2 ~ 7 mm)为 0.26 g/cm³。

1.2 试验设计

泡沫砂施入土壤后变化微小,是一种长效的土壤结构改良材料。综合 Qu 和 Zhao^[16]、潘金华等^[17]及 Angin 等^[18]对土壤结构改良剂粒径的设置,并结合泡沫砂的特点,本研究设置了 CK、1T(0.5 ~ 2 mm)、2T(2 ~ 7 mm)和 3T(7 ~ 10 mm)共 4 个处理(表 1),每个处理 3 次重复。按照表 1 的设计要求,将土壤与不同粒径的泡沫砂混合均匀装填至试验盆中,装盆容积为 9.5 L。土壤容重按 1.3 g/cm³ 计。由于不同粒径泡沫砂容重相差不大,为统一计算,泡沫砂容重均按 0.26 g/cm³ 计。装填结束后,对每个处理进行多次浇水,以底部出水为标准,待土体无明显下沉时确定为平衡状态。土体稳定后种植小青菜,每盆种植 6 株。第一茬小青菜收割后,对表层土壤进行翻耕,然后种植第二茬小青菜,种植方式与第一茬相同。盆栽试验于 2016 年 11 月开始至 2017 年 5 月结束,试验总时长为 6 个月。

表 1 土壤改良试验处理
Table 1 Treatments of soil amelioration experiment

处理	改良剂粒径(mm)	土壤体积比例(%)	改良剂体积比例(%)
CK	-	100	-
1T	0.5 ~ 2	90	10
2T	2 ~ 7	90	10
3T	7 ~ 10	90	10

1.3 样品采集

试验结束后,用 PVC 管(直径 50 mm,高度 50 mm)取样,采样深度为 3 ~ 8 cm,共 12 个 PVC 管样品用于 CT 扫描。另,每盆取环刀样品(直径 50.46 mm,高度 50 mm)2 个,采样深度为 3 ~ 8 cm,共 24 个环

刀样品,分别用于测定土壤容重和总孔隙度。

1.4 样品测定

1)土壤容重和总孔隙度的测定与计算。土壤容重和总孔隙度的计算如式(1)和式(2)所示:

$$D = M / V \quad (1)$$

$$P(\%) = (d - D) / d \times 100 \quad (2)$$

式中: D 为土壤容重; M 为干土壤质量; V 为环刀体积; P 为土壤孔隙度; d 为土壤密度(取平均土壤密度 2.65 g/cm^3)。

2)土壤孔隙结构的扫描与分析。本研究通过 CT 扫描技术测量 PVC 原状土柱结构,获取原状土柱扫描图像,基于扫描图像的处理与分析获得土壤孔隙结构数据。土壤样品扫描的空间分辨率为 $25 \mu\text{m} \times$

$25 \mu\text{m} \times 25 \mu\text{m}$, 扫描所得孔隙当量孔径 $>50 \mu\text{m}$ 。扫描后的图像利用 ImageJ 软件进行处理和分析^[19]。

试验采用全局阈值法对灰度图像做分割处理以获取孔隙和固体颗粒以及土壤基质的黑白二值图像(图 1)。选取 $30 \text{ mm} \times 30 \text{ mm} \times 40 \text{ mm}$ 的兴趣区,将切割图像存储为 8 位(256 级)的灰度图像。将孔隙当量孔径 $>50 \mu\text{m}$ 的孔隙面积占图像总面积的比例作为通气孔隙度^[20],并将通气孔隙按当量孔径(直径)分级,分别为 $50 \sim 100$ 、 $100 \sim 200$ 、 $200 \sim 500$ 、 $500 \sim 1000$ 、 $1000 \sim 2000$ 和 $>2000 \mu\text{m}$ ^[21]。另外,通过 BoneJ 插件计算孔隙的连通度,用于表示孔隙的连通性;计算孔隙的分形维数来表示孔隙结构的复杂程度^[22]。

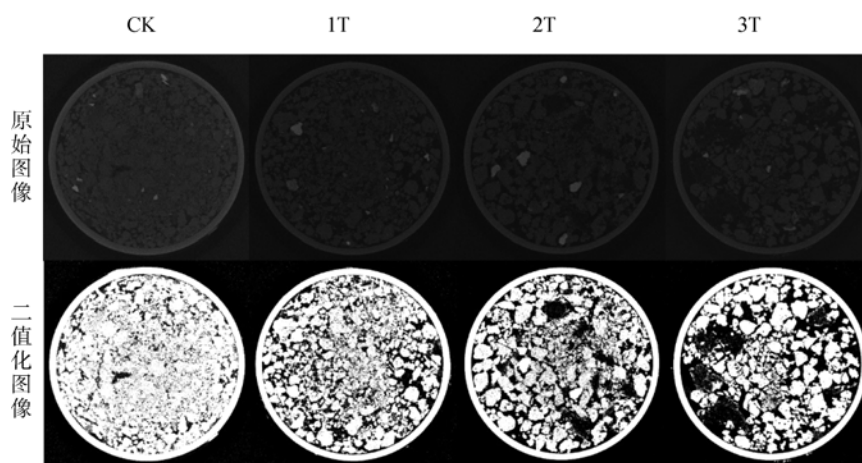


图 1 灰度图像的二值化处理
Fig.1 Binaryzation processing of gray images

2 结果与讨论

2.1 泡沫砂粒径对土壤容重和总孔隙度的影响

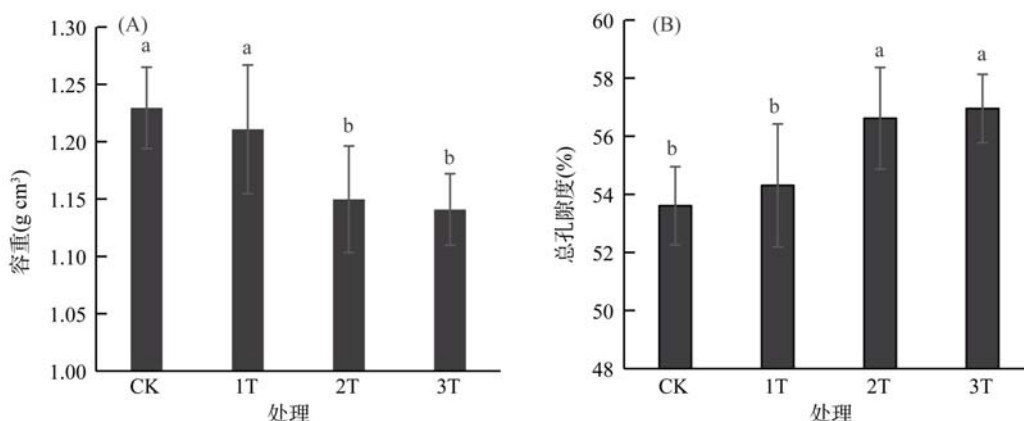
4 个处理的表层土壤容重和总孔隙度如图 2 所示。与 CK 处理相比,添加泡沫砂的 3 个处理土壤容重随泡沫砂粒径的增加而降低,土壤总孔隙度随着泡沫砂粒径的增加而增加。1T、2T 和 3T 处理的土壤容重分别下降了 1.51%、6.48% 和 7.21%,土壤总孔隙度分别增加 0.70%、3.01% 和 3.35%。试验表明,当泡沫砂添加比重相同时,粒径为 $0.5 \sim 2 \text{ mm}$ 的泡沫砂对土壤容重和总孔隙度的影响较小;粒径为 $2 \sim 7 \text{ mm}$ 和 $7 \sim 10 \text{ mm}$ 的泡沫砂则能很好地改善土壤容重和总孔隙,2T 和 3T 为较优处理。

2.2 泡沫砂粒径对土壤通气孔隙的影响

烟叶产质量的提升取决于土壤质量的改善^[23]。土壤质量提升的基础是土壤结构的改善^[24]。土壤结构是维持土壤功能的基础,直接影响着土壤的通气、

透水性能^[25],因此好的土壤结构使得土壤各项功能得以实现,进而提高作物的产量。由于贵州黄壤黏粒含量高,长期连作以及过量使用化肥等原因,通气孔隙严重不足,已经直接影响种植作物的产质量。通过 CT 扫描获取的不同处理的通气孔隙度,如图 3 所示。添加泡沫砂的处理通气孔隙度均显著高于 CK 处理,土壤通气孔隙度随着泡沫砂粒径的增加而增加,不同处理之间差异显著($P < 0.05$)。CK、1T、2T 和 3T 处理的土壤通气孔隙度分别为 8.2%、12.8%、15.5% 和 22.7%,通气孔隙度最高的 3T 处理则超过 20%,最低的 CK 处理通气孔隙度不足 10%。1T、2T 和 3T 处理相较于 CK 处理分别增加 4.68%、7.39% 和 14.5%,提升幅度分别为 57.5%、90.6% 和 178%,添加泡沫砂处理的土壤通气孔隙度均有较大幅度的提升。

Lipiec 和 Hatano^[26]将 10% 的土壤通气孔隙度定义为作物生长的临界值,小于 10% 则土壤通气能力



(图中不同小写字母表示处理间差异在 $P < 0.05$ 水平显著,下同)

图 2 不同泡沫砂粒径处理下的土壤容重(A)和总孔隙度(B)

Fig. 2 Soil bulk densities (A) and total porosities (B) under foam sands with different diameters

不足,作物生长受限,为保证作物正常生长,土壤通气孔隙度需要大于 10%;黄昌勇^[4]认为耕层的通气孔隙度最合理的范围是 15% ~ 20%;郝葳等^[27]研究表明,优质烟区的土壤通气孔隙度范围为 15.9% ~ 19.6%。本研究中,未添加泡沫砂的 CK 处理,其通气孔隙度最低,不足 10%,使得 CK 处理的两茬小青菜生物量均低于其他处理;添加泡沫砂后,土壤通气孔隙随着泡沫砂粒径增加而增加,表层土壤变得疏松,有利于作物根系的下扎^[28]。土壤通气孔隙并不是越大越好,合理的通气孔隙度(15% ~ 20%)可有效增加作物产量,通气孔隙过大或过小均不利于作物的生长。2T 处理通气孔隙度为 15.5%,符合作物生长所要求的通气孔隙度最合理的范围,并且最为接近优质烟区对土壤通气孔隙度的要求,其为最优处理。

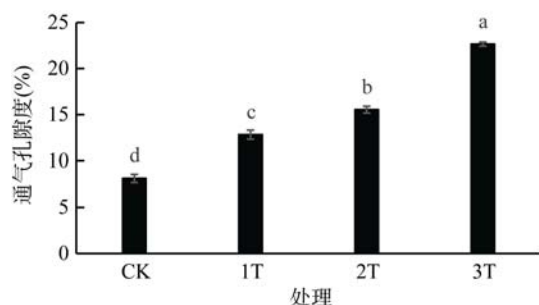


图 3 不同泡沫砂粒径处理下的土壤通气孔隙

Fig. 3 Soil aeration porosity under foam sands with different diameters

2.3 泡沫砂粒径对土壤分级孔隙的影响

土壤孔径分布是表征土壤孔隙的重要指标,这是由于土壤孔径分布对作物生长和土壤过程(易于根渗透、水和气体的储存和运动)有重要影响。Pagliai 和 Nobili^[29]认为当量孔径(直径)50 ~ 500 μm 的土壤孔隙

为传输孔隙,用以为作物生长提供水分和养分,是土壤孔隙中较为重要的孔隙。当量孔径 $>1\ 000\ \mu\text{m}$ 的土壤孔隙为生物孔隙,多为蚯蚓等天然生物活动所生成^[30],可以快速传输土壤空气、水和养分,但也容易造成水肥流失等。

由表 2 可知,添加泡沫砂对增加当量孔径 $>200\ \mu\text{m}$ 的孔隙效果显著,其中 1T、2T 和 3T 处理分别对当量孔径 200 ~ 500、1 000 ~ 2 000、 $>2\ 000\ \mu\text{m}$ 的孔隙提升效果显著。随着当量孔径的增加,CK 处理相应孔径的孔隙度呈现先增加再降低的趋势,而添加泡沫砂处理则呈现上升趋势,上升幅度随着泡沫砂粒径的增加而增加。不同处理之间各级孔径的孔隙度差别不大,仅在 $>2\ 000\ \mu\text{m}$ 这一级别差异显著,CK、1T、2T 和 3T 处理当量孔径 $>2\ 000\ \mu\text{m}$ 的孔隙占通气孔隙的比例分别为 7.61%、13.72%、37.64% 和 56.6%。土壤孔隙孔径越大,孔隙度越高,则土壤的氧气和水分的交换越频繁,越有利于土壤的矿化^[31],并为作物的生长提供必要的养分;然而,当土壤孔隙孔径过大,则会加速水肥的流失,无法有效地蓄积水分^[32],使得作物生长受限。CK 处理当量孔径 50 ~ 200 μm 的孔隙稍高于其他处理,其余孔径的孔隙远低于其他处理;3T 处理当量孔径 $>2\ 000\ \mu\text{m}$ 的孔隙度过大,超过 10%,水肥流失严重;仅 1T 和 2T 处理各级通气孔隙配比合理,因此,从泡沫砂粒径对土壤分级孔隙的影响来看,1T 和 2T 为较优处理。

2.4 沫砂粒径对孔隙形态参数的影响

为了更好地表现不同处理土壤孔隙结构的连通性和复杂性,本文引入连通度和分型维数两个参数,可以进一步解释土壤孔隙的连通性和复杂性,连通度越高则代表连通性越高,分型维数越高则代表复杂程

表 2 不同泡沫砂粒径处理下的土壤分级孔隙
Table 2 Proportion of soil porosities under foam sands with different diameters

处理	不同当量孔隙孔隙度(%)					
	50 ~ 100 μm	100 ~ 200 μm	200 ~ 500 μm	500 ~ 1 000 μm	1 000 ~ 2 000 μm	>2 000 μm
CK	0.70 a	1.34 a	2.15 ab	1.82 b	1.34 b	0.62 c
1T	0.53 b	1.26 ab	2.70 a	3.16 ab	3.30 a	1.76 c
2T	0.45 b	0.99 bc	2.06 ab	2.59 ab	3.50 a	5.85 b
3T	0.44 b	0.92 c	1.92 b	3.60 a	2.85 a	12.82 a

注：表中不同小写字母表示处理间差异在 $P<0.05$ 水平显著

度越高^[24]。由表 3 可知，计算分形维数的回归方程的决定系数 R^2 均为 0.999，说明本方法计算分形维数具有统计学意义^[33]。CK 处理的连通度最小，添加泡沫砂的处理的连通度均远大于 CK 处理，其中 1T 和 3T 处理与 CK 之间差异显著，2T 处理与 CK 之间差异不显著。这表明 CK 处理的连通性最差，添加不同粒径的泡沫砂均可以有效改善土壤的连通性，进而有利于土壤水分和气体的流通。不同处理之间分形维数差异较小，且差异不显著，仅 1T 和 2T 处理的分形维数略微有 0.01 下降；3T 与 CK 处理分形维数相同，土壤孔隙结构的稳定性和复杂性没有变化。

添加泡沫砂处理的连通性大于未添加泡沫砂的 CK 处理，而不同泡沫砂处理之间差异不显著。这主要是由于泡沫砂改变了土壤结构，土壤的通气性能与通水性能均得以提高，从而使得土壤中孤立的大孔隙得以连通，产生连接通道，可有效促进土壤中空气、水分和养分的快速流动。良好的孔隙连通性能有利于良好团粒结构的形成，疏松板结土壤，促进作物根系的生长^[34]。三维分形维数反映了物体的自相似性和占有空间的有效性，分形维数越大表明该物体结构越复杂，且其值介于 2 ~ 3^[24]。4 个处理的分形维数没有显著差异，差别较小，表明添加泡沫砂并未对土壤结构的复杂程度和稳定产生影响。

表 3 泡沫砂粒径对孔隙分形维数和连通度的影响
Table 3 Pore fractal dimension and connectivity under foam sands with different diameters

处理	连通度($\times 10^5$)	分形维数	R^2
CK	14.4 b	2.77 a	0.999
1T	22.6 a	2.76 a	0.999
2T	18.9 ab	2.76 a	0.999
3T	21.0 a	2.77 a	0.999

3 结论

泡沫砂能有效提升土壤总孔隙，增加土壤通气孔

隙与土壤孔隙连通度，进而改善土壤结构，达到改良板结土壤的目的。添加泡沫砂粒径越大则土壤大孔径的提升效果越明显，土壤通气孔隙度则越大。2T 和 3T 处理可以很好地改善土壤容重和总孔隙度，且 2T 和 3T 处理之间差异较小；2T 处理的土壤通气孔隙度为 15.5%，达到农业生产上最适宜通气孔隙区间(15% ~ 20%)，并且也最为接近优质烟区土壤通气孔隙范围(15.9% ~ 19.6%)；从土壤分级孔隙来看，1T 处理的各级孔隙配比较为合理，其次为 2T 处理；1T、2T 和 3T 处理对土壤孔隙连通度和分形维数的影响差异均不显著。因此，从增加土壤通气孔隙度和改善土壤孔隙结构等综合考虑，2 ~ 7 mm 孔径的泡沫砂为贵州黏重黄壤改良的最佳粒径范围。

参考文献：

[1] 秦钟立. 贵州植烟土壤养分特征研究[D]. 重庆: 西南大学, 2007.

[2] 蒋太明, 魏朝富, 谢德体, 等. 贵州中部喀斯特地区黄壤持水性能的研究[J]. 水土保持学报, 2006, 20(6): 25–29.

[3] 戴智慧. 贵州坡地黄壤水分时空变异特征研究[D]. 重庆: 西南大学, 2009.

[4] 黄昌勇. 土壤学. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[5] 李坡. 喀斯特地区过度开发土地资源的环境变异[J]. 贵州科学, 1996, 14(3): 27–33.

[6] 胡青青, 李恋卿, 潘根兴. 生物质炭醋糟复配物代替草炭对辣椒幼苗生长的影响[J]. 土壤, 2017, 49(2): 273–282.

[7] 雷宏军, 胡世国, 潘红卫, 等. 土壤通气性与加氧灌溉研究进展[J]. 土壤学报, 2017, 54(2): 297–308.

[8] 朱咏莉, 刘军, 王益权. 国内外土壤结构改良剂的研究利用综述[J]. 水土保持学报, 2001, 15(S2): 140–142.

[9] 蔺亚莉, 李跃进, 陈玉海, 等. 碱化盐土掺砂对土壤理化性状和玉米产量影响的研究[J]. 中国土壤与肥料, 2016(1): 119–123.

[10] 邱学礼, 高福宏, 方波, 等. 不同土壤改良措施对植烟土壤理化性状的影响[J]. 西南农业学报, 2011, 24(6): 2270–2273

- [11] 徐晓敏, 吴淑芳, 康倍铭, 等. 五种天然土壤改良剂的养分与保水性研究及评价[J]. 干旱区资源与环境, 2014, 28(9): 85–89.
- [12] Ghodrati M, Sims J T, Vasilas B L. Evaluation of fly ash as a soil amendment for the Atlantic Coastal Plain: I. Soil hydraulic properties and elemental leaching[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 1995, 81(3–4): 349–361.
- [13] 王玺洋, 黄炎和, 林金石, 等. 南方茶园红壤施用 PAM 对土壤理化性质和茶叶安全的影响[J]. 生态环境学报, 2014, 23(5): 785–790.
- [14] 万建伟, 朱永绥, 邵建清, 等. 土壤结构改良剂在盆栽花卉土壤上的应用研究[J]. 园艺学报, 1989, 16(1): 68–72.
- [15] 冯浩, 吴淑芳, 吴普特. 高分子聚合物对土壤物理及坡面产流产沙特征的影响[J]. 中国水土保持科学, 2006, 4(1): 15–19.
- [16] Qu J L, Zhao D X. Comparative research on tillable properties of diatomite-improved soils in the Yangtze River Delta region, China[J]. Science of The Total Environment, 2016, 568: 480–488.
- [17] 潘金华, 庄舜尧, 史学正, 等. 土壤结构改良剂对皖南旱地红壤水分特征的影响[J]. 水土保持通报, 2016, 36(5): 40–45.
- [18] Angin I, Kose M, Aslantas R. Effect of diatomite on growth of strawberry[J]. Pakistan Journal of Botany. 2011, 43(43): 573–577.
- [19] dal Ferro N, Sartori L, Simonetti G, et al. Soil macro- and microstructure as affected by different tillage systems and their effects on maize root growth[J]. Soil & Tillage Research, 2014, 140(5): 55–65.
- [20] Glăb T. Effect of soil compaction and N fertilization on soil pore characteristics and physical quality of sandy loam soil under red clover/grass sward[J]. Soil & Tillage Research, 2014, 144: 8–19.
- [21] Glăb T, Kulig B. Effect of mulch and tillage system on soil porosity under wheat (*Triticum aestivum*)[J]. Soil & Tillage Research, 2008, 99(2): 169–178.
- [22] Doube M, Kłosowski M M, Arganda-Carreras I, et al. BoneJ: Free and extensible bone image analysis in ImageJ[J]. Bone, 2010, 47(6): 1076–1079.
- [23] 黄化刚, 班国军, 陈垚, 等. 多孔改良剂对毕节烟区土壤性状及烤烟产质量的影响[J]. 土壤学报, 2017, 54(6): 1427–1437.
- [24] 赵冬, 许明祥, 刘国彬, 等. 用显微 CT 研究不同植被恢复模式的土壤团聚体微结构特征[J]. 农业工程学报, 2016, 32(9): 123–129.
- [25] 尚应妮, 赵世伟, 王子龙, 等. 植被恢复下土壤结构与功能的关系[J]. 水土保持研究, 2016, 23(5): 370–375.
- [26] Lipiec J, Hatano R. Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth[J]. Geoderma, 2003, 116(1): 107–136.
- [27] 郝葳, 田孝华. 优质烟区土壤物理性状分析与研究[J]. 烟草科技, 1996, 29(5): 34–35.
- [28] 郑存德. 土壤物理性质对玉米生长影响及高产农田土壤物理特征研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2012.
- [29] Pagliai M, de Nobili M. Relationships between soil porosity, root development and soil enzyme activity in cultivated soils[J]. Geoderma, 1993, 56: 243–256.
- [30] Ringrosevoase A J, Bullock P. The automatic recognition and measurement of soil pore types by image analysis and computer programs[J]. European Journal of Soil Science, 1984, 35(4): 673–684.
- [31] 郭全恩, 王益权, 南丽丽, 等. 溶质类型与矿化度对半干旱盐渍化地区果园土壤水分有效性的影响[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(8): 973–978.
- [32] 赵亮, 唐泽军. 粉煤灰对沙质土壤物理特性的影响[J]. 水土保持学报, 2009, 23(6): 178–181, 202.
- [33] 洪明海, 徐驰, 曾文治, 等. 盐渍土壤孔隙结构及分形特征研究[J]. 中国农村水利水电, 2017(7): 54–58.
- [34] 蔡太义, 张佳宝, 张丛志, 等. 基于显微 CT 研究施肥方式对砂姜黑土大孔隙结构的影响[J]. 干旱区资源与环境, 2017, 31(12): 143–149.

河套灌区盐渍化土壤下玉米多水源灌溉模式试验研究^①

潘春洋¹, 杨树青^{1*}, 张万锋^{1,2}, 韩天凯¹

(1 内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院, 呼和浩特 010018; 2 呼伦贝尔市住房保障管理中心, 内蒙古呼伦贝尔 021000)

摘要: 为合理有效利用河套灌区水资源, 本研究采用井水(地下水)、渠水(地表水)2种水源联合灌溉, 研究较适宜的多水源灌溉模式对玉米生长特性及土壤水盐动态的响应机制。试验设置8个多水源灌溉模式: 井井井(JJJ)、井井渠(JJQ)、井渠井(JQJ)、渠井井(QJJ)、井渠渠(JQQ)、渠渠井(QQJ)、渠渠渠(QQQ)及空白对照处理。结果表明: 随着灌溉井水次数的增加, 对玉米株高和茎粗抑制作用明显, 抑制程度依次为拔节期>灌浆期>抽雄期; 生育期内各处理均呈现出不同程度的积盐现象, 耕层积盐程度大于深层; 井水灌溉次数增加, 土壤积盐程度明显, QJQ处理的土壤盐分变化量在玉米耕层均低于其他井灌参与的处理, 且与QQQ处理差异较小; 拔节期灌溉渠水能有效淋洗土壤盐分; 灌溉两次及以上井水比灌溉一次及不灌井水的水分利用效率减少25.77%~31.61%; QJQ处理水分利用效率高于井灌参与的其他处理; 收获指数和氮肥偏生产力均呈现出QQQ处理最高, 其次为QJQ处理, JJJ处理最低的现象, 且QQQ与QJQ处理无显著差异。综合土壤水盐动态和作物指标等因素的分析, QJQ处理为适合当地玉米的较优多水源联合灌溉方案。

关键词: 多水源; 灌溉模式; 玉米; 盐分积累; 水分利用效率

中图分类号: S274.1 **文献标志码:** A

Effects of Irrigation Patterns of Multi Water Sources on Maize Growth and Water and Salt Accumulation in Saline Soil in Hetao Irrigation Area

PAN Chunyang¹, YANG Shuqing^{1*}, ZHANG Wanfeng^{1,2}, HAN Tiankai¹

(1 College of Water Conservancy and Civil Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China; 2 The Management Center of Hulunbuir Housing Security, Hulunbuir, Inner Mongolia 021000, China)

Abstract: In order to find the optimal irrigation pattern and reasonably and effectively utilize the water resources of Hetao Irrigation Area, joint irrigation patterns with two kinds of water sources, well water (groundwater) and canal water (surface water) was adopted to study their effects and mechanism on the growth of corn and water and salt accumulation in soil. Nine different irrigation patterns were designed, which included: well-well-well(JJJ), well-well-canal(JJQ), well-canal-well(JQJ), canal-well-well(QJJ), well-canal-canal(JQQ), canal-canal-well(QQJ), canal-well-canal(QJQ), canal-canal-canal(QQQ), and CK (no irrigation and fertilization). The results showed that with increase of well irrigation time, the inhibition became more obvious to the plant height and stem diameter of corn, and the inhibition degree was in an order of the jointing stage > filling stage > heading stage. Salt accumulation happened under all treatments but with different degrees during the growth period of corn. Salt was accumulated more in the tilling layer than in the deep layer. Soil salt accumulation became more evident with the increase of well irrigation times. The change of soil salt content in the tillage layer was lower under QJQ treatment than under other well irrigation treatments, and was near to QQQ treatment. Canal irrigation at the jointing stage could effectively wash soil salt. Well irrigated twice or more decreased water use efficiency by 25.77%–31.61% than those of well irrigated one time and irrigation without well water. Water use efficiency of QJQ treatment was higher than those of other treatments with well irrigation. QQQ treatment had the highest harvest index and nitrogen fertilizer partial productivity, followed by QJQ treatment, while JJJ treatment was the lowest, and no significant difference was found in harvest index and nitrogen fertilizer partial productivity between QQQ and QJQ treatments. Comprehensive analysis the dynamics of water and salt in soil and crop index and so on, QJQ treatment is

①基金项目: “十三五”国家科技支撑项目(2016YFC0400205)和国家自然科学基金项目(51469021)资助。

* 通讯作者(nmndysq@126.com)

作者简介: 潘春洋(1993—), 女, 吉林农安人, 硕士研究生, 主要从事农业水土资源利用与水土环境调控研究。E-mail: 1299861034@qq.com

recommended as the optimal multi-water irrigation scheme for local maize in the study area.

Key words: Multi-source; Irrigation pattern; Corn; Salt accumulation; Water use efficiency

随着经济发展和人口增长,我国对水资源的需求日益增加,面临水资源短缺的问题也愈发尖锐。河套灌区是国家重要的粮油生产基地,随着引黄灌溉水量的减少,地表水水资源短缺已成为制约内蒙古河套灌区农业可持续发展的重要因素。而河套灌区分布着较为丰富的地下水资源^[1-2]。在此背景下,改变传统灌溉模式,开发当地地下水资源用于农业灌溉显得尤为重要。

近年来,学者们针对多地区、多作物等因素,开展了多水源合理开发利用^[3-4]、合理的井渠灌溉用水比例^[5-6]、较优的咸淡水轮灌模式^[7-13]、井渠双灌下灌溉制度的优化^[14]和微咸水及盐渍土对土壤水盐及作物的影响^[15-17]等方面的研究,并取得了阶段性成果。因此,本研究在前人研究的基础上,以河套灌区典型粮食作物玉米为研究对象,探寻多水源灌溉模式对土壤水盐及作物的影响,探求一种适宜内蒙古河套灌区玉米种植的井(地下井水)渠(地表水)2 种水源联合灌溉的优化模式,为节约地表水水资源、保护生态平衡提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验区位于内蒙古河套灌区中游巴彦淖尔市临河区,隶属永济灌域,位于河套平原腹地,坐落在黄河“几”字弯上方,南与鄂尔多斯高原隔河相望,北依阴山,东与乌拉特草原紧密相连。临河深处内陆,属于中温带半干旱大陆性气候,多年年均降水量 130 mm 左右,平均气温 6.8 ℃,昼夜温差大,日照时间长,多年日照均值 3 229 h。是我国日照时数较长的地区之一。光、热、水同期,无霜期 130 d 左右,试验田属轻度盐碱地,可用于种植玉米等粮经作物。

1.2 试验设计

试验选取河套灌区典型粮食作物玉米为供试材料,覆膜种植,5 月初开始播种,9 月末收割。采用井(地下水)渠(地表水)双灌的灌溉模式,播种前各处理采用渠灌,一水至三水采用多水源灌溉联合灌溉,设置灌溉模式分别为:井井井(JJJ)、井井渠(JJQ)、井渠井(JQJ)、渠井井(QJJ)、井渠渠(JQQ)、渠渠井(QQJ)、渠井渠(QJQ)、渠渠渠(QQQ),并设计一个不灌水、不施肥的空白对照处理(CK)。灌水定额采用河套灌区

多年的节水灌溉制度研究成果,设为 90 mm,灌溉方式畦灌。施用肥料采用尿素(46% N)和磷酸二铵(18% N, 46% P₂O₅),其中氮肥施用量为 225 kg/hm²,磷肥施用量为 235 kg/hm²。试验共设 9 个处理,3 次重复,共 27 个小区,小区面积为 6 m × 12 m = 72 m²,田间管理与当地农户管理一致。灌溉井(地下水)水矿化度为 2.0 ~ 2.5 g/L,灌溉渠水矿化度为 0.608 g/L。具体试验设计方案如表 1。

表 1 试验设计方案
Table 1 Experimental design scheme

处理	播种前	一水(拔节期)	二水(抽穗期)	三水(灌浆期)
JJJ	渠灌	井灌	井灌	井灌
JJQ	渠灌	井灌	井灌	渠灌
JQJ	渠灌	井灌	渠灌	井灌
QJJ	渠灌	渠灌	井灌	井灌
JQQ	渠灌	井灌	渠灌	渠灌
QQJ	渠灌	渠灌	渠灌	井灌
QJQ	渠灌	渠灌	井灌	渠灌
QQQ	渠灌	渠灌	渠灌	渠灌
CK	-	-	-	-

1.3 测定项目及方法

1.3.1 土壤含水量和电导率 分别在玉米播种前和每次灌水前、后通过土钻在田间取土样,测定土壤含水量和电导率,取土深度为 100 cm,共分为 5 层,分别为(0 ~ 20、20 ~ 40、40 ~ 60、60 ~ 80、80 ~ 100 cm),采用烘干法测定土壤含水量,使用电导率仪测定其土水质量比 1 : 5 浸提液电导率值,其中土壤浸提液电导率与土壤全盐量之间的关系为:

$$S = 2.591 \times EC_{1:5} + 0.4682 \quad (R^2 = 0.987)$$
 (1)

式中: S 为土壤含盐量(g/kg); EC_{1:5} 为土壤浸提液的电导率(mS/cm)。

1.3.2 作物耗水量及水分利用效率 作物耗水量的计算采用如下公式:

$$ET = P + I + W_g - D - R - \Delta W$$
 (2)

水分利用效率的计算采 WUE 公式:

$$WUE = Y / 10ET$$
 (3)

式中: ET 为作物耗水量(mm); ΔW 为试验初期到末期土壤储水量的变化量(mm); P 为降雨量(mm); I 为灌溉量(mm); W_g 为地下水补给量(mm); D 和 R 分别是渗漏水量和地表径流,由于该区地下水位较高,地下水补给量远大于渗漏水量,因此渗漏水量忽略不

计；试验区地面平坦，无明排， R 可以忽略； WUE 为水分利用效率(kg/m^3)； Y 为玉米产量(kg/hm^2)。

1.3.3 产量 收获时，对玉米进行考种，测量玉米的穗长、穗粗、穗行数、行粒数等指标。穗粗、穗长用游标卡尺测定，测 3 次，取均值；对收获的果实进行称量，计算每颗玉米穗的穗粒数，并从玉米穗粒中随机取 3 个重复，每个重复 100 粒，各自称量并取平均数计算百粒质量。收获指数是指穗籽粒质量和地上干物质质量之比^[18]。

1.4 数据分析

试验数据采用 Excel 及 SPSS 20.0 进行处理分析。

2 结果与分析

2.1 多水源灌溉模式对玉米生长的影响

株高和茎粗是衡量玉米株型状况、植株倒伏及产量的重要指标，株高是反映作物生长状态的有效指标，茎粗则在很大程度上决定了玉米的抗倒伏能力。本研究对玉米的株高和茎粗测量贯穿玉米全生育期，对各指标在生育期内的变化规律进行分析，以评价各灌溉模式对其影响。

2.1.1 多水源灌溉模式对玉米株高的影响 由表 2 可知，各处理株高在生育期内的变化趋势大体相近。株高在玉米整个生育期按由大到小排序为 $QQQ>QJQ>QQJ>JQQ>QJJ>JJQ>JQJ>JJJ>CK$ 。拔

节期、抽雄期、灌浆期、成熟期均为 QQQ 处理最高，其次为 QJQ 处理，且两处理无显著差异。玉米株高在各生育期 CK 处理最低，其次为 JJJ 处理，说明水分胁迫和盐分积累会抑制植株生长。拔节期灌溉井水后， JJJ 、 JJQ 、 JQJ 和 JQQ 处理的株高分别较 CK 处理高 54.99%、74.35%、56.66% 和 75.63%；灌溉渠水后， QJJ 、 QQJ 、 QJQ 和 QQQ 处理分别较 CK 处理高 105.19%、102.02%、104.90% 和 108.12%，拔节期 QJQ 处理的平均生长速率最快，为 5.802 cm/d；抽雄期 QQQ 处理株高平均增长速率最快，为 4.915 cm/d，其次为 QJQ 处理，为 4.701 cm/d；灌浆期至收获期，灌水结束，灌溉两次及以上井水的处理 JJJ 、 JJQ 、 JQJ 和 QJJ 处理较 CK 处理分别高 26.82%、40.78%、30.73% 和 49.72%；灌溉一次井水及不灌溉井水的处理 QQQ 、 QJQ 、 QQJ 和 JQQ 处理较空白处理分别高 90.89%、88.83%、86.03% 和 74.30%。研究表明，灌溉井水次数的增加，对玉米株高的抑制作用明显，且在拔节期灌溉井水，对玉米株高有显著影响($P<0.05$)，主要是因为这一时期株高生长速率较快，在抽雄期后玉米开始生殖生长，株高变化幅度不大。综上，在一水时灌溉渠水可以有效地促进植株生长，为后期玉米的生长打下良好基础。

表 2 不同处理玉米株高和茎粗随时间动态变化
Table 2 Dynamics of maize plant heights and stem diameters under different treatments

处理	苗期		拔节期		抽雄期		灌浆期		成熟期	
	株高(cm)	茎粗(cm)	株高(cm)	茎粗(cm)	株高(cm)	茎粗(cm)	株高(cm)	茎粗(cm)	株高(cm)	茎粗(cm)
JJJ	41.4 ab	1.310 b	134.45 c	1.695 e	167.0 e	1.896 d	211.0 e	1.926 e	227.0 d	2.011 f
JJQ	36.8 c	1.512 a	151.25 b	2.202 c	224.5 d	2.228 c	245.5 cd	2.321 d	252.3 cd	2.552 de
JQJ	32.4 d	1.300 b	135.90 c	1.987 d	218.0 d	2.212 c	223.0 de	2.323 d	234.0 d	2.410 e
QJJ	42.1 ab	1.532 a	178.00 a	2.445 b	251.5 c	2.512 b	253.0 c	2.602 c	268.4 c	2.760 cd
JQQ	43.8 a	1.501 a	152.36 b	2.429 b	271.0 c	2.576 b	292.1 b	2.692 bc	312.1 b	2.801 bc
QQJ	41.2 ab	1.423 ab	175.25 a	2.493 ab	298.0 b	2.69 ab	307.5 b	2.726 bc	319.0 ab	2.869 bc
QJQ	38.5 bc	1.452 a	177.75 a	2.655 a	319.0 ab	2.698 ab	331.0 a	2.880 ab	333.3 ab	3.005 ab
QQQ	42.7 a	1.412 ab	180.55 a	2.676 a	328.0 a	2.890 a	333.0 a	2.956 a	338.5 a	3.108 a
CK	29.4 d	1.320 b	86.75 d	1.432 e	137.5 f	1.700 d	172.0 f	1.812 e	179.5 e	1.804 f

注：表中同列数据小写字母不同表示处理间差异达 $P<0.05$ 显著水平，下表同。

2.1.2 多水源灌溉模式对玉米茎粗的影响 由表 2 可以看出，多水源灌溉模式对玉米茎粗和株高的影响有相似趋势，在苗期各处理对茎粗的影响基本一致；拔节期， JJJ 、 JJQ 、 JQJ 和 JQQ 处理的茎粗分别较空白处理高 18.37%、53.77%、38.75% 和 69.62%；

QJJ 、 QQJ 、 QJQ 和 QQQ 分别较空白处理高 70.74%、74.09%、85.40% 和 86.87%，灌溉井水后抑制了玉米茎粗生长；抽雄期 QQQ 和 QQJ 处理茎粗平均增长速率最快，分别为 0.073 mm/d 和 0.065 mm/d；灌浆期后茎粗变化减缓；成熟期各处理差异显著($P<0.05$)，

JJJ、JJQ、JQJ 和 QJJ 处理的茎粗分别较空白处理增加 11.47%、41.46%、33.59% 和 52.99%；JQQ、QQJ、QJQ 和 QQQ 分别较空白处理增加 55.27%、59.04%、66.57% 和 72.28%，灌溉一次井水的处理中，对玉米茎粗的影响程度由大到小分别为 JQQ、QQJ、QJQ 处理，说明不同生育期灌溉井水对玉米茎粗的抑制程度作用由大到小依次为拔节期、灌浆期、抽雄期，其主要原因是拔节期玉米较为敏感，且生长速度较快，盐分对玉米茎粗的影响较大。

2.2 多水源灌溉模式下土壤剖面含水量变化规律

由图 1 可知，不同处理土壤含水量变化规律不同，播种前，各处理土壤含水量均较高，一水前，由于蒸发剧烈且无降雨，土壤含水量明显降低；二水前，土壤含水量增加；三水前，正值八月初，土壤蒸发剧烈，各处理土壤含水量降低，至秋浇前土壤含水量达到生育期内最小值，秋浇后土壤含水量升高。从图中可以看出，0 ~ 20 cm 土层各处理土壤含水量变化范围是

80 ~ 380 g/kg，由于土壤表层水分蒸发强烈，因此生育期内土壤含水量较低。秋浇后期土壤表层开始结冰，含水量较高，20 ~ 60 cm 土层含水量的变化幅度在 100 ~ 410 g/kg，60 ~ 100 cm 深层土壤的变化幅度在 110 ~ 750 g/kg，由于 60 ~ 80 cm 土层为偏砂性土壤，且 80 ~ 100 cm 土层为粉砂壤土，减缓上层水继续入渗，土壤含水量较高。在 0 ~ 40 cm 土层中 JJJ、JJQ、JQJ、QJJ、JQQ 和 QQJ 处理不同时期变化幅度较大，QJQ、QQQ 和 CK 处理变化幅度较小。40 ~ 80 cm 土层中各个处理变化幅度均较大，80 ~ 100 cm 土层不同处理的变化幅度较小，其中 JJJ、JQJ、QJJ、JQQ、QJQ 和 CK 处理在 60 ~ 80 cm 土层均达到峰值。JJJ、JQJ、QJJ、JQQ、QJQ 和 CK 处理在 0 ~ 80 cm 土层均表现为增大趋势，而 80 ~ 100 cm 土层表现为减小趋势；QQJ 和 QQQ 处理表现为持续增大趋势。并且在 100 cm 土层不同时期的土壤含水量基本趋于一致。CK 处理在各个土层土壤含水量均低于其他处理。

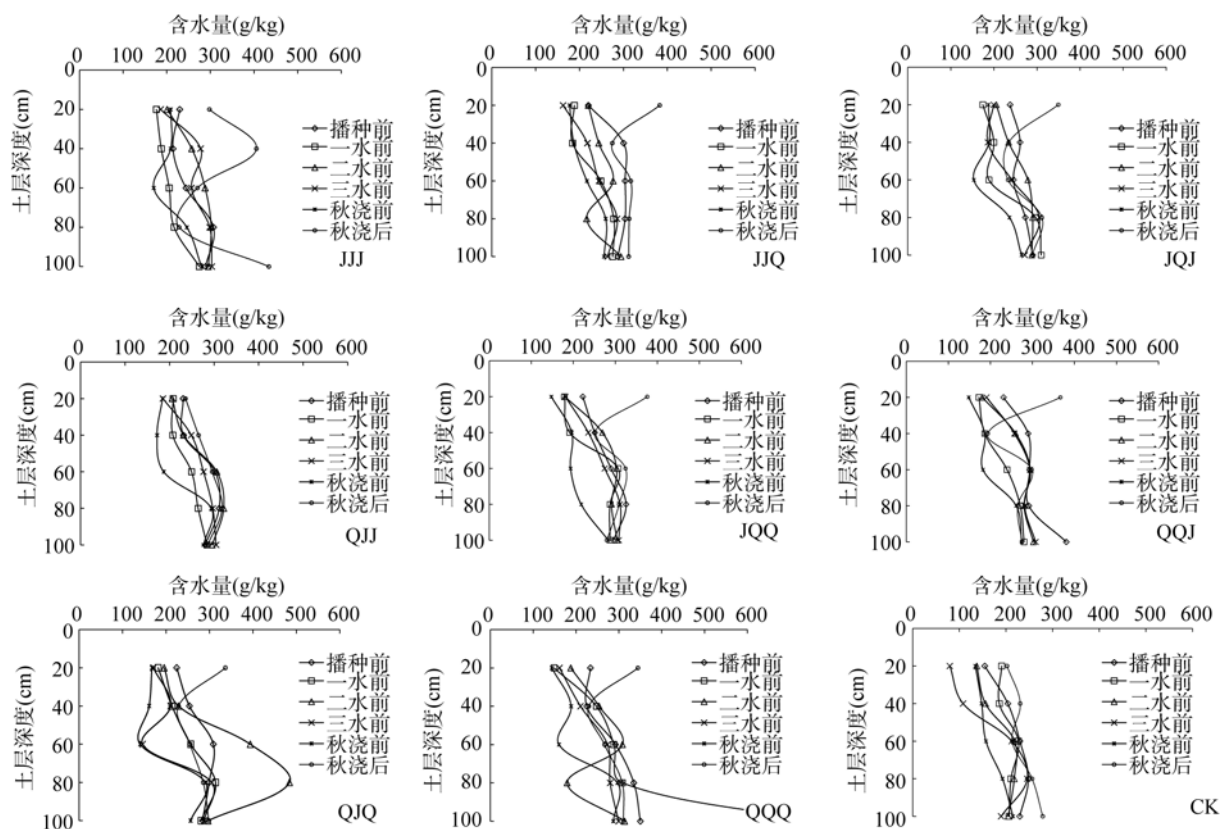


图 1 不同处理下不同时期土壤含水量的变化规律

Fig. 1 Dynamics of soil moistures in profiles under different treatments

不同土层各个时期土壤平均含水量有所差异，0 ~ 20 cm 土层 JQJ 处理土壤平均含水量最大，其次为 JJQ 处理，QQQ 处理最低；20 ~ 40 cm 土层 JJJ 处理土壤平均含水量最大，其次为 JJQ 处理，QJQ 处理最低；

40 ~ 60 cm 土层 JJJ 处理土壤平均含水量最大，其次为 JJQ 处理，QJQ 处理最低；60 ~ 80 cm 土层 QJQ 处理土壤平均含水量最大，其次为 QJJ 处理，JJQ 处理最低；80 ~ 100 cm 土层 QQQ 处理土壤平均含水量

最大，其次为 QQJ 处理，JJQ 处理最低。通过以上分析可知，0 ~ 60 cm 土层灌溉两次及以上井水的处理在 0 ~ 60 cm 土层土壤平均含水量较大，这是由于采用井水灌溉后，盐离子进入土壤后会引毛细管比例的增加，大孔隙减少，导致土壤的导水能力下降，降低了土壤水势，又因盐离子引起土壤水分入渗受到抑制，盐分聚集区积水能力强，盐分变化越大的地方，土壤含水量变化也越大，同时这也跟土壤的物理性质有关。各井灌参与的处理土壤含水量变化差异不同于渠水灌溉，有些土层灌水后土壤含水量变化大，有些变化小，这是由于长时期的地表蒸发提盐与井水淋洗的共同作用，加之各盐离子的溶解性不同，经不均匀淋洗分布不均匀，致使水分聚集在高盐区。因此运用井水灌溉应考虑到盐离子对土壤结构产生的影响，尽量控制对作物的水分利用效率的影响。

2.3 多水源灌溉模式对土壤耕层盐分累积的影响

为分析土壤耕层盐分积累情况,仅考虑玉米生育期内土壤盐分变化,计算不同土层内的土壤盐分,方程为:

$$\Delta S = S_2 - S_1 \tag{4}$$

式中： ΔS 为生育期内土壤盐分的变化量(g/kg)； S_2 表示生育期末土壤盐分(g/kg)； S_1 表示初始土壤盐分

(g/kg)。 $\Delta S > 0$ 说明生育期土壤积盐， $\Delta S < 0$ 说明生育期土壤脱盐。

各处理不同土层玉米生育期内的盐分变化如表 3 所示，从表 3 可以看出，在 0 ~ 20 cm 土层，各处理生育末期均有积盐现象,全部灌溉井水以及灌溉两次井水的处理土壤盐分变化幅度范围为 40.23% ~ 54.63%，其中 QQJ 处理积盐程度低于 JQJ、JJQ 处理，JJJ 处理积盐程度达到最高；全部灌溉渠水以及灌溉一次井水的处理土壤盐分变化幅度范围为 16.83% ~ 36.80%；其中 QQQ 处理积盐程度最低为 16.83%，略低于 QJQ 处理，与 QQJ、JQQ 处理差异较大；在 20 ~ 40 cm 土层，QQQ 处理积盐程度最低，与 QJQ 处理差异较小，且明显低于其他处理；在 40 ~ 60 cm 土层，全部灌溉井水以及灌溉两次井水的处理土壤积盐程度由低到高依次为：QJJ、JJQ、JQJ、JJJ；分别为 34.02%、35.90%、39.38%、43.92%，QJJ 和 JJQ 处理差异相对较小；全部灌溉渠水以及灌溉一次井水的处理土壤积盐程度由低到高依次为：QQQ、QJQ、JQQ、QQJ，分别为 25.63%、27.96%、13.87%、9.68%，QQJ 和 JQQ 处理差异相对较小；在 60 ~ 100 cm 土层，各处理土壤盐分变化率均低于 20 ~ 60 cm 土层。

表 3 不同处理下的土壤含盐量
Table 3 Soil salt contents under different treatments

土层深度(cm)	项目	JJJ	JJQ	JQJ	QJJ	JQQ	QQJ	QJQ	QQQ	CK
0 ~ 20	初始盐分(g/kg)	1.479	1.080	1.024	1.178	1.017	0.962	1.108	1.278	1.144
	生育期末盐分(g/kg)	2.287	1.551	1.493	1.652	1.392	1.332	1.350	1.493	1.476
	变化量(g/kg)	0.808	0.471	0.469	0.474	0.374	0.371	0.241	0.215	0.332
	变化率(%)	54.63	43.63	45.83	40.23	36.80	38.52	21.79	16.83	28.98
20 ~ 40	初始盐分(g/kg)	1.262	1.038	0.896	1.008	1.256	1.100	0.999	1.204	1.126
	生育期末盐分(g/kg)	2.113	1.514	1.461	1.286	1.511	1.353	1.148	1.356	1.455
	变化量(g/kg)	0.851	0.475	0.565	0.277	0.255	0.253	0.149	0.152	0.329
	变化率(%)	67.43	45.80	63.06	27.492	20.322	22.96	14.91	12.59	29.22
40 ~ 60	初始盐分(g/kg)	1.325	0.853	1.033	1.072	0.859	1.024	1.074	1.352	1.313
	生育期末盐分(g/kg)	1.906	1.143	1.440	1.457	1.080	1.310	1.223	1.483	1.531
	变化量(g/kg)	0.582	0.290	0.407	0.385	0.220	0.286	0.149	0.131	0.218
	变化率(%)	43.92	34.02	39.38	35.90	25.63	27.96	13.87	9.68	16.58
60 ~ 100	初始盐分(g/kg)	2.529	2.299	2.532	2.492	2.839	3.285	2.477	2.811	2.131
	生育期末盐分(g/kg)	3.342	3.034	3.084	3.088	3.289	3.501	2.798	3.090	2.351
	变化量(g/kg)	0.814	0.735	0.552	0.596	0.450	0.216	0.321	0.279	0.220
	变化率(%)	32.18	31.95	21.79	23.91	15.83	6.59	12.97	9.91	10.34

在生育期内,多水源灌溉模式下均呈现出了不同程度的积盐现象,其中全部井水灌溉的处理积盐最严重,CK 处理呈积盐现象。说明在当地选取多水源灌

溉模式,对土壤盐分变化的影响较为明显。玉米根系主要分布在 0 ~ 40 cm 耕层,就该土层整体分析,各处理盐分累积量从小到大依次为:QQQ、QJQ、JQQ、

CK、QQJ、QJJ、JJQ、JQJ、JJJ 处理,变化范围为 14.77%~60.52%;0~100 cm 土层不同处理盐分累积量从小到大依次为:QQQ、QJQ、QQJ、CK、JQQ、QJJ、JQJ、JJQ、JJJ 处理,变化范围为 11.68%~46.32%。说明耕层积盐程度大于深层,主要因为土壤水分蒸发会导致土壤盐分表聚,且井水灌溉会带入一定量盐分,井水灌溉次数增加,土壤盐分累积程度越高。分析可得井水参与灌溉的处理土壤积盐程度会大于不做处理的空白土壤。QJQ 处理的土壤盐分变化量在玉米耕层均低于其他井灌参与的处理,且与 QQQ 处理差异较小;在灌溉井水次数相同的情况下,拔节期灌溉井水的积盐程度比较严重;因此在条件允许的情况下,建议选用灌溉一次井水的水源灌溉模式,而且在拔节期最好灌溉渠水,这样既可以满足作物对水分的需求,又可以避免土壤发生积盐,使土地可持续利用,同时还可节约一次渠水资源,综上,在河套灌区采用 QJQ 处理灌溉玉米是合理的。

2.4 多水源灌溉模式对玉米收获指标的影响

表 4 列出了多水源灌溉模式下玉米的穗部性状(平均穗长、平均穗粗、穗行数和行粒数)和收获指数。通过对玉米穗部性状进行分析可知,井水灌溉导致玉米减产情况在玉米穗部性状上有所体现,穗长、穗粗刻画玉米穗的大小,灌溉井水使玉米果穗变短变细,同 QQQ 处理的差异均达显著水平($P<0.05$)。其中灌溉一次井水或不灌井水与灌溉两次及以上井水差异显著($P<0.05$),灌溉两次及以上处理对平均穗长、平均穗粗、穗行数、行粒数 4 个产量构成因素的影响程度由小到大分别为 QJJ、JJQ、JQJ 和 JJJ,灌溉一次井水及不灌井水处理的影响程度由小到大分别为 QQQ、QJQ、QQJ 和 JQQ,由此可以得出拔节期灌溉井水对玉米穗的外观形态影响最大,其次为灌浆期,抽雄期灌溉井水对玉米穗的外观形态影响最小;多水源灌溉方式对玉米平均穗长和行粒数影响显著($P<0.05$),而穗粗和穗行数无显著差异。QQQ 处理收获指数最高,灌溉两次及以上井水处理的收获指数与 QQQ 处理差异显著($P<0.05$),QJQ 处理收获指数略低于 QQQ 处理,分别高于 QQJ 和 JQQ 处理 4.41% 和 4.93%,且差异不显著。井水参与灌溉的各处理收获指数均比 QQQ 处理收获指数低,整体表现为灌溉井水次数增加,玉米收获指数减小。一水灌溉渠水,可对土壤盐分进行淋洗,三水灌溉渠水可保证玉米灌浆期根区含盐量相对较低,为玉米果实灌浆提供了基础,保证玉米灌浆期根区含盐量相对较低。

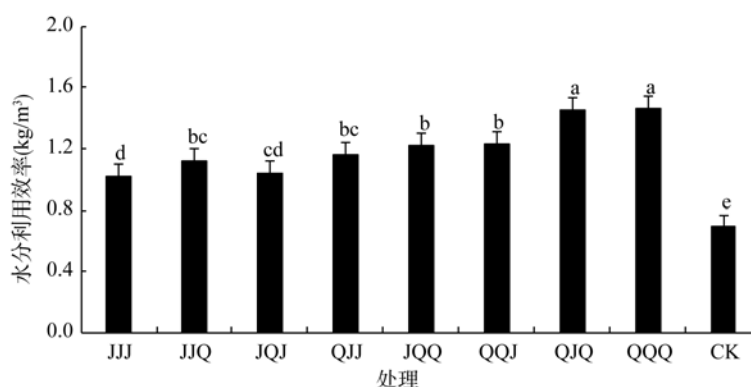
表 4 不同处理对玉米收获指标的影响
Table 4 Maize harvest indexes under different treatments

处理	穗长(cm)	穗粗(cm)	穗行数	行粒数	收获指数
JJJ	15.07 e	4.02 a	14.43 a	26.00 c	0.174 d
JJQ	16.55 cde	4.10 a	15.80 a	27.43 bc	0.194 bc
JQJ	15.64 de	4.03 a	15.00 a	29.30 b	0.190 cd
QJJ	16.71 cd	4.12 a	15.12 a	32.00 ab	0.196 bc
JQQ	17.35 bc	4.14 a	15.50 a	32.06 ab	0.203 abc
QQJ	17.48 bc	4.26 a	15.88 a	32.35 a	0.204 abc
QJQ	18.74 ab	4.32 a	15.89 a	34.05 a	0.213 ab
QQQ	19.05 a	4.33 a	16.20 a	34.79 a	0.216 a
CK	14.91 f	3.99 a	14.32 a	23.3 d	0.169 e

2.5 多水源灌溉模式对水分利用效率及肥料偏生产力的影响

图 2 为多水源灌溉模式下农田水分利用效率计算结果,水分利用效率反映作物对水分的吸收和利用过程,多水源灌溉模式下,QQQ 处理水分利用效率最高,其次为 QJQ 处理,两处理间无显著差异($P>0.05$);随着灌溉井水次数的增加,水分利用效率呈降低趋势,灌溉两次及以上井水相对于灌溉一次及不灌井水的水分利用效率减少 25.77%~31.61%;其中灌溉两次及以上井水的处理中 QJJ 处理水分利用效率最大,分别比 JJQ、JQJ 和 JJJ 处理高 3.35%、11.11% 和 13.40%,灌溉一次井水的处理中 QJQ 处理水分利用效率最高,分别比 QQJ 和 JQQ 处理高 18.28% 和 19.07%,QQQ、QJQ、QQJ、JQQ、QJJ、JJQ、JQJ 和 JJJ 处理分别比空白处理高 111.15%、110.64%、78.08%、76.90%、67.36%、61.93%、50.62% 和 47.59%。产生这种趋势的主要原因是随着灌溉井水的次数增加,土壤中的盐分增多,造成根区土壤盐分积累,玉米吸收水分受到一定的抑制,对玉米水分利用效率影响较大。

由图 3 可以看出,多水源灌溉模式对氮肥的吸收利用有一定影响,各个处理下的氮肥偏生产力差异显著($P<0.05$);整体变化规律与水分利用效率相似,灌溉两次及以上井水处理的氮肥偏生产力变化范围为 25~30 kg/kg;其中 QJJ 处理氮肥偏生产力最大,分别比 JJQ、JQJ 和 JJJ 处理高 4.20%、13.14% 和 20.12%。灌溉一次及不灌井水处理的氮肥偏生产力变化范围为:32~40 kg/kg,其中 QQQ 处理氮肥偏生产力最高,分别比 QJQ、QQJ 和 JQQ 处理高 0.57%、21.00% 和 21.47%。产生这种趋势的主要原因是多水源灌溉模式对土壤盐分积累及玉米生长影响不同,因此对氮肥的吸收利用产生影响,其中 QJQ 处理与全渠水(QQQ)处理无显著差异,为适宜当地的灌水模式。



(图中小写字母不同表示处理间差异达 $P < 0.05$ 显著水平, 下图同)

图2 不同处理水分利用效率

Fig. 2 Water use efficiency under different treatments

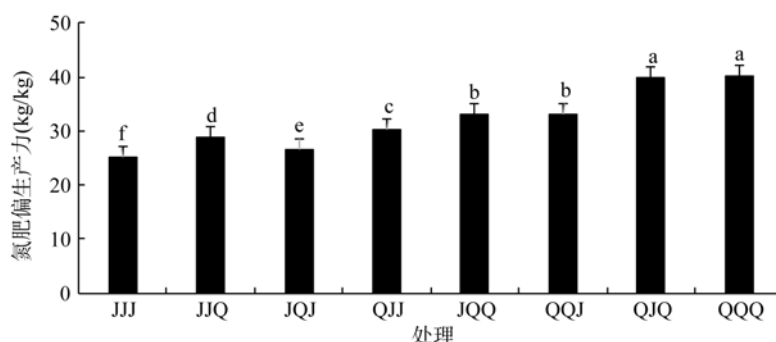


图3 不同处理氮肥偏生产力

Fig. 3 Partial productivity of nitrogen fertilizer under different treatments

3 结论

1)通过对玉米生长指标的分析可知:随着灌溉井水次数的增加,对玉米株高的抑制作用明显,且在拔节期灌溉井水,对玉米株高有显著影响($P < 0.05$)。不同生育期灌溉井水对玉米茎粗的抑制程度由小到大依次为拔节期、灌浆期、抽雄期。在一水时灌溉渠水可有效促进植株生长,为后期玉米的生长打下良好基础。

2)在生育期内,多水源灌溉模式下均呈现出了不同程度的积盐现象,其中全部井水灌溉的处理积盐最严重。耕层积盐程度大于深层,与前人研究结果^[13]一致;井水灌溉次数增加,土壤积盐程度明显;渠井渠(QJQ)处理的土壤盐分变化量在玉米耕层均低于其他井灌参与的处理,且与渠渠渠(QQQ)处理差异较小。建议采用QJQ处理灌溉模式,在一水时灌溉渠水,既可以满足作物对水分的需求,又可以避免土壤发生积盐,这与前人对咸淡水轮灌枸杞的研究所得结论^[19]一致。

3)在灌水量一致的情况下,增加井水灌溉次数,易导致玉米穗部变细变短,产量下降,水分利用效率显著降低。井灌参与的处理中,灌溉两次及以上井水

相对于灌溉一次及不灌井水的玉米水分利用效率减少25.77%~31.61%;QJQ处理水分利用效率高于井灌参与的其他处理;通过分析收获指数和氮肥偏肥料生产力,均呈现出QQQ处理最高,其次为QJQ处理,井井井(JJJ)处理最低的现象,且QQQ与QJQ处理无显著差异($P < 0.05$)。综上所述,在参考玉米生理及收获指标、土壤脱盐率、水分利用效率和氮肥偏生产力等因素的基础上,河套灌区选用QJQ灌溉模式,既有利于土地的可持续利用,还可节约一次地表水资源,该模式为适合当地的较好灌溉模式。

参考文献:

- [1] 郑九华. 咸水灌溉[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2010: 17-18.
- [2] 田东生, 任树梅, 杨培岭, 等. 咸淡水交替沟灌对土壤盐分及玉米产量的影响[J]. 农业工程学报, 2006, 22(S2): 292-298.
- [3] Bruas N, 鲁静. 地表地下水系统动态管理[J]. 水文地质工程地质译丛, 1993(2): 1-7.
- [4] Khare D, Jat M K, Ediwahyunan. Assessment of conjunctive use planning options: A case study of Sapon irrigation command area of Indonesia[J]. Journal of Hydrology, 2006, 328(3-4): 764-777.

- [5] Awan U K, Anwar A, Ahmad W, et al. A methodology to estimate equity of canal water and groundwater use at different spatial and temporal scales: a geo-informatics approach[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75(5): 409.
- [6] Dai F G, Cai H J, Liu X M, et al. Analysis of suitable irrigation water ratio of well to channel based on groundwater model[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(25): 45-51.
- [7] 闵勇, 朱成立, 舒慕晨, 等. 微咸水-淡水交替灌溉对夏玉米光合日变化的影响[J]. *灌溉排水学报*, 2018, 37(3): 9-17.
- [8] 郑君玉, 朱成立, 翟亚明. 微咸水-淡水交替灌溉对玉米生长指标及产量的影响[J]. *灌溉排水学报*, 2017, 36(4): 37-41.
- [9] 苏莹, 王全九, 叶海燕, 等. 咸淡轮灌土壤水盐运移特征研究[J]. *灌溉排水学报*, 2005, 24(1): 50-53.
- [10] 米迎宾, 屈明, 杨劲松, 等. 咸淡水轮灌对土壤盐分和作物产量的影响研究[J]. *灌溉排水学报*, 2010, 29(6): 83-86.
- [11] 朱成立, 舒慕晨, 张展羽, 等. 咸淡水交替灌溉对土壤盐分分布及夏玉米生长的影响[J]. *农业机械学报*, 2017, 48(10): 220-228, 201.
- [12] 刘小媛, 高佩玲, 杨大明, 等. 咸淡水间歇组合灌溉对盐碱耕地土壤水盐运移特性的影响[J]. *土壤学报*, 2017, 54(6): 1404-1413.
- [13] 王瑞萍, 白巧燕, 王鹏, 等. 咸水淡水轮灌模式及施肥量对玉米生长和土壤盐分的影响[J]. *灌溉排水学报*, 2017, 36(1): 69-73.
- [14] 田德龙, 郭克贞, 鹿海员, 等. 河套灌区井渠双灌条件下主要作物灌溉制度优化[J]. *灌溉排水学报*, 2015, 34(1): 48-52.
- [15] 马洁, 朱珠, 姚宝林, 等. 阿拉尔灌区微咸水滴灌对土壤水盐分布影响的试验研究[J]. *节水灌溉*, 2010(5): 40-42, 45.
- [16] 孙林, 罗毅, 杨传杰, 等. 不同灌溉量膜下微咸水滴灌土壤盐分分布与积累特征[J]. *土壤学报*, 2012, 49(3): 428-436.
- [17] 李芙荣, 杨劲松, 吴亚坤, 等. 不同秸秆埋深对苏北滩涂盐渍土水盐动态变化的影响[J]. *土壤*, 2013, 45(6): 1101-1107.
- [18] 余卫东, 冯利平, 胡程达, 等. 苗期涝渍对黄淮地区夏玉米生长和产量的影响[J]. *生态学杂志*, 2015, 34(8): 2161-2166.
- [19] 苏瑞东, 杨树青, 唐秀楠, 等. 盐渍化土壤条件下枸杞咸淡水轮灌模式试验研究[J]. *灌溉排水学报*, 2015, 34(6): 77-82.

渝东北紫色土饱和导水率传递函数研究^①

寇青青¹, 运剑苇¹, 汪明星², 张卫华^{1*}, 魏朝富¹, 刘淑婧¹

(1 西南大学资源环境学院, 重庆 400716; 2 泸州市水务局, 四川泸州 646000)

摘要: 为研究渝东北紫色土理化性质在垂直空间上的分布情况以及对饱和导水率的影响, 进而建立饱和导水率与各理化性质间的关系函数, 推求饱和导水率的传递函数, 选择渝东北开州区、云阳县等 7 个区县内 45 个紫色土典型田块为研究区域, 运用 Excel 2013 和 Matlab 2015b 软件统计分析后, 利用多元非线性回归法推求并验证了渝东北紫色土饱和导水率传递函数模型和模型参数。研究表明: ①研究区土壤饱和导水率变化范围在 0.16 ~ 195.68 cm/d, 变化范围广, 空间变异系数大, 变异性较强; 同一采样点深度越大, 饱和导水率越小; ②土壤饱和导水率与有机质含量有显著的指数函数关系, 与饱和含水量有较强的二次函数关系, 与土壤容重和土壤颗粒的相关性不大; ③本次试验建立的土壤饱和导水率传递函数模型及模型系数检验合格, 预测值与实际测算值误差较小, 精度良好, 可用于渝东北紫色土饱和导水率的预测工作。

关键词: 紫色土; 饱和导水率; 传递函数; 多元非线性回归模型

中图分类号: S152.7 **文献标志码:** A

Study on Pedotransfer Function of Saturated Hydraulic Conductivity of Purple Soil in Northeast Chongqing

KOU Qingqing¹, YUN Jianwei¹, WANG Mingxing², ZHANG Weihua^{1*}, WEI Chaofu¹, LIU Shujing¹

(1 College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China; 2 Luzhou Water Authority, Luzhou, Sichuan 646000, China)

Abstract: Soil samples of different layers were collected from 45 typical fields of purple soil in the 7 districts and counties of northeast Chongqing, the physicochemical properties and saturated hydraulic conductivity (K_s) of the samples were measured, and the corresponding pedotransfer function of K_s were setup by using Microsoft Excel 2013 and Matlab 2015b software. The results showed: 1) K_s varied from 0.16 to 195.68 cm/d, indicating a wide range, a large spatial variation coefficient and a strong variability. K_{sat} decreased gradually with the increase of soil depth. 2) K_s had significant exponential correlation with SOM and significant quadratic correlation with saturated water content, but did not correlated with soil bulk density and particle composition. 3) The established multiple nonlinear regression models had high accuracy, and could predict well K_{sat} with high accuracies, thus could be used to predict K_s of purple soil in northeast Chongqing.

Key words: Purple soil; Saturated hydraulic conductivity; Pedotransfer function; Multivariate nonlinear regression

土壤水是指土壤颗粒表面附着的和在土壤空隙间存在的水分, 是联系大气水、地表水及地下水的重要桥梁^[1], 在土壤物理、化学、生物过程中扮演者重要角色。饱和导水率(saturated hydraulic conductivity, K_s)是土壤重要的物理性质, 是指土壤水分饱和时单位水势梯度下单位时间内通过单位面积的水流量或渗流速度, 是重要的土壤参数, 也是重要的水文模型参数。土壤传递函数(pedotransfer functions, PTFs)

是利用容易测得的基本土壤理化性质数据来估算土壤水力学参数的方法, 利用 PTFs 可以节省测量土壤水力学参数的大量工作, 只要构建的 PTFs 估算精度满足要求, 对于大数据及大尺度上的研究是一条很好的便捷途径。当下, 国内外的很多学者对土壤 K_s 及 PTFs 的构建、验证做了大量的研究与应用。Vikas 等^[2]通过对淤泥土基质吸力值的测定, 运用体积、质量和颗粒分布特性建立了淤泥土的 PTFs, 并应用该

①基金项目: 国家自然科学基金项目(41671291) 和重庆市社会民生类重点研发项目(cstc2018jscx-mszdX0052)资助。

* 通讯作者(swuwater@126.com)

作者简介: 寇青青(1994—), 女, 重庆垫江人, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤水文学。E-mail: kqinger@126.com

PTFs 与已有的 PTFs 对比测算了淤泥土水分特征曲线,验证了建立的 PTFs 可用于水分特征曲线的计算。Abdelbaki^[3]将已有的 22 组 PTFs 分组,采用混洗复合进化算法进行自动校准标定,结果表明自动校准是提高 PTFs 性能和精确度的有效途径。Becker 等^[4]在半干旱地区收集有地壳覆盖和无地壳覆盖表层土 K_s 的数据,并与常用的方法推求的 K_s 数据结果进行比较,结果表明通常用于估计 K_s 的指数衰减函数或 PTFs 等方法不适用于半干旱地区 K_s 的测算。姚淑霞等^[5]采用 Guelph 入渗仪直接测量了不同沙漠化水平下不同土壤深度土壤的 K_s ,分析了沙漠化程度、土壤厚度等土壤理化性质与 K_s 的关系;孙美等^[6]将现有土壤 K_s 的 PTFs 与在研究区建立的 PTFs 的预测结果进行对比分析,结果显示针对研究区建立的 PTFs 测算结果较其他 PTFs 更精确,说明 PTFs 自身具有地域性。我国大部分学者对土壤 K_s 的 PTFs 的研究更多集中在土壤表层,对于垂直深度上多层次的 K_s 的 PTFs 研究较少。针对重庆山地丘陵地区典型紫色土 K_s 的 PTFs 的研究资料也较少。

紫色土属初育土纲、石质初育土亚纲,是发生分类中的一种土壤类型^[7],土层较薄,孔隙较大且数量丰富,下渗能力强^[8],是我国重要的土壤资源,也是重庆市最主要的一种土壤类型。其呈块状多分布于海拔 800 m 以内的中低山丘陵地带^[9-10],是渝东北主要的耕地土壤类型^[11]。渝东北生态涵养发展区位于长江重庆段下游,分布于长江干流沿岸,涉及万州区、梁平县、城口县、丰都县、垫江县、忠县、开州区、云阳县、奉节县、巫山县、巫溪县 11 个区县,幅员面积 339 万 hm^2 ,占重庆市幅员面积的 41.1%,年降雨量 1 000 ~ 1 200 mm,降雨充裕且多集中在夏季,土地利用多为林地、旱地,其次为水田,土壤侵蚀包括重力侵蚀和水力侵蚀^[12]。研究渝东北不同深度紫色土 K_s 的 PTFs,可为渝东北紫色土水分运移和溶质迁移研究提供理论基础,也对削减耕地水土流失及预防农业面源污染有着重要的现实意义及实践价值。本文选择渝东北丰都、云阳、开州、万州、梁平、奉节、忠州 7 个区县为研究区域。

1 材料与方法

根据均匀分布和随机布点的原则,在渝东北研究区域内共布设了 45 个土壤样品采集点。在确定各采样点位置、作物种植、利用频率等情况的基础上,针对每个采样点,采集浅层(0 ~ 10 cm)、中层(10 ~ 20 cm)和深层(20 ~ 30 cm)3 个土壤深度样品。用标准的 100

cm^3 环刀采取原状土样,并采集部分自然土壤样品放入密封采样袋中一并带回实验室。各采样点均取 3 个重复。

采用 F-HZ-DZ-TR-0021《土壤饱和导水率的测定—环刀法》测定土壤 K_s ^[13]、常规环刀法测定饱和含水量^[14]和土壤容重、吸管法测定土壤颗粒组成^[15]、重铬酸钾容量法测定土壤有机质^[16]等土壤理化指标。

运用 Excel 2013 和 Matlab 2015b 统计分析各土层土壤理化指标在垂直空间上的变化规律,分析不同土层土壤理化性质对 K_s 的影响及其之间的函数关系,再采用非线性回归法^[17-18]推求不同深度紫色土 K_s 的 PTFs 模型和模型参数,同时对 PTFs 进行验证、精度分析。

2 结果与讨论

2.1 土壤理化性质及饱和导水率统计特征

表 1 所示为研究区不同土壤层次理化性质统计特征,可见,不同土壤深度的紫色土理化性质变化较为明显。越深的土壤, K_s 、饱和含水量及有机质含量越小,容重越大。这是由于随着土壤深度的增加,土壤结构越为紧实,导致较深层次土壤的通气透水能力较差^[19]。土壤质地试验数据显示,研究区各深度土壤颗粒中粉粒含量均接近 500 g/kg,含量最大,其次为砂粒,黏粒含量最少。

变异系数可反映实测数据与平均值之间的差异性,可表示数据的离散程度,用实测数据标准差与平均值的比来表示。变异系数 < 0.15 属于弱变异性,0.16 ~ 0.35 属于中等变异性, > 0.36 表示较强的变异性^[20]。表 1 给出了不同土壤层次各理化性质的变异系数,可得:①各深度土壤容重和饱和含水量的变异系数均 < 0.15,在空间分布上属于弱变异性,其中容重的空间变异性最弱;②各深度土壤有机质含量的变异系数在 0.16 左右,粉粒含量的变异系数在 0.27 左右,在空间分布上均为中等变异性;③砂粒和黏粒含量的变异系数均 > 0.36,具有较强的空间变异性;④各土层的 K_s 空间变异性最强,其变异系数均 > 1.0,这可能是由于各采样点在空间分布上地理位置不同、土地利用类型有差异引起的。

2.2 土壤理化性质与饱和导水率的相关性

土壤在垂直方向上是不间断的,在不同土壤深度采集的土壤样品其理化性质也应有相似不间断性。分析土壤理化性质在各土层之间的相关性,发现连续土层的相关性如 L_1 与 L_2 或 L_2 与 L_3 要大于 L_1 与 L_3 土层的相关性,印证了土壤是一个连续体,连续土层间

表 1 研究区不同土层紫色土理化性质统计特征
Table 1 Statistics of physiochemical properties of purple soils in different layers in the study area

土壤性质	土层	平均值	最大值	最小值	中值	标准差	变异系数
K_s (cm/d)	L ₁	37.86	195.68	0.37	11.96	52.45	1.39
	L ₂	14.11	76.52	0.16	5.13	19.28	1.37
	L ₃	7.63	45.26	0.17	3.07	11.47	1.50
有机质(g/kg)	L ₁	30.03	38.40	21.01	30.30	0.44	0.14
	L ₂	28.05	37.25	19.06	28.34	0.43	0.15
	L ₃	26.13	34.50	14.46	26.70	0.44	0.17
容重(g/cm ³)	L ₁	1.24	1.41	1.12	1.24	0.08	0.07
	L ₂	1.30	1.43	1.16	1.31	0.07	0.05
	L ₃	1.33	1.46	1.17	1.33	0.06	0.05
饱和含水量(g/kg)	L ₁	432.52	546.86	331.86	429.09	5.62	0.13
	L ₂	395.57	483.97	321.94	386.53	4.13	0.10
	L ₃	374.09	474.36	308.23	368.91	3.74	0.10
砂粒(g/kg)	L ₁	304.93	704.29	92.00	291.40	14.07	0.46
	L ₂	313.66	562.56	100.10	307.05	11.83	0.38
	L ₃	319.03	559.55	70.67	310.01	12.76	0.40
粉粒(g/kg)	L ₁	477.64	819.29	198.11	470.08	13.58	0.28
	L ₂	473.84	812.40	269.15	456.29	12.63	0.27
	L ₃	478.13	807.60	259.26	460.39	13.51	0.28
黏粒(g/kg)	L ₁	217.42	462.97	67.67	226.11	9.68	0.45
	L ₂	212.50	449.00	66.10	205.90	8.98	0.42
	L ₃	202.84	455.71	61.20	184.75	9.06	0.45

注：L₁、L₂、L₃ 分别代表 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 30 cm 土壤深度。下同。

的相关性更好。各土层 K_s 与理化性质之间的相关分析结果显示(表 2)：①各土层 K_s 与有机质含量均在 $P<0.01$ 水平下显著正相关，与有机质含量的联系密切；②浅层(0 ~ 10 cm)和 中层(10 ~ 20 cm)土壤 K_s 与饱和含水量分别在 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 水平下显著正相关，深层(20 ~ 30 cm)土壤 K_s 与饱和含水量的相关性不显著；③仅深层土壤 K_s 与粘黏粒含量在 $P<0.01$ 水平下显著负相关，其余土层 K_s 与砂粒、黏粒、粉粒含量联系不紧密，表明研究区土壤质地对 K_s 的影响不大；④各土层 K_s 与土壤容重的相关性均未达显著水平，相关性不强，表明渝东北紫色土 K_s 受土壤容重的影响也不大。

表 2 土壤 K_s 与理化性质的相关性分析
Table 2 Correlation coefficients among soil K_s and physiochemical properties

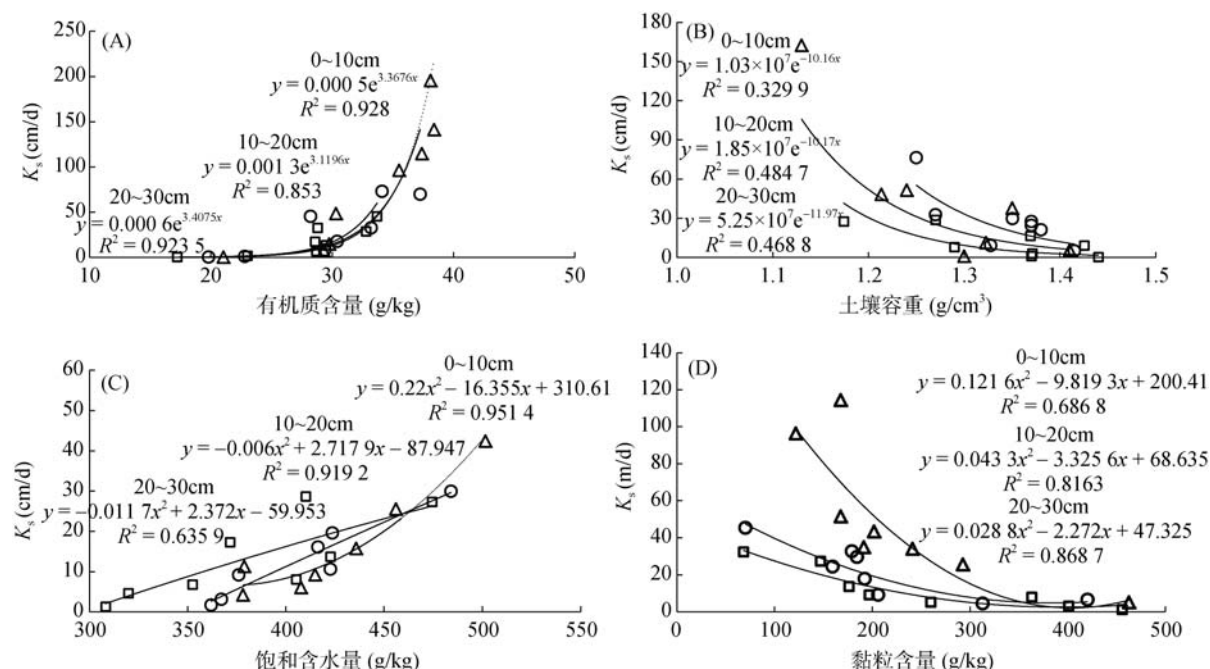
土层	有机质	容重	饱和含水量	砂粒	粉粒	黏粒
L ₁	0.71**	-0.26	0.31*	-0.15	0.27	-0.16
L ₂	0.72**	-0.29	0.49**	0.18	-0.03	-0.19
L ₃	0.70**	-0.28	0.26	0.28	-0.07	-0.30**

注：*、** 分别代表在 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 水平显著相关。

2.3 土壤理化性质对饱和导水率的影响

通过上述分析，土壤有机质含量、容重、土壤质地及饱和含水量与 K_s 之间均有较大或者较小的相关性，且在不同的垂直深度上各因素与 K_s 的相关性大小不同。为探讨各土壤理化性质对 K_s 的影响，运用控制变量法，每项分析都在总体数据中挑选出 8 组除该项影响因素外与其他影响因素相仿的样本数据。因土壤质地的影响只表现在深层(20 ~ 30 cm)土壤黏粒含量上而砂粒、粉粒含量影响不大。因此，土壤质地中仅选择黏粒含量作为 K_s 受土壤质地影响的影响因子。各项土壤理化性质与 K_s 拟合的关系曲线如图 1 所示。

由图 1A 分析可得，各土层 K_s 与有机质含量呈较好的正相关指数函数关系，与表 2 结果相符。由于本次试验土壤采集点大部分属农田，土壤有机碳含量一般较高，可改变土壤基质势，加大土壤水分入渗，同时高含量有机碳使土壤更易形成团粒结构，土壤更为通畅，导水性能更好。其次，总体上浅层土壤 K_s 较深层土壤 K_s 大，在其他影响因素相同的前提下，是由于浅层土壤有机质含量更高引起的，与表 1 中有机质含量随土层深度增加而减小的分析结果一致。



(图中 Δ 代表 0~10 cm, $\circ$ 代表 10~20 cm, $\square$ 代表 20~30 cm, --- 代表 0~10 cm 曲线, - - - 代表 10~20 cm 曲线, ... 代表 20~30 cm 曲线)

图 1 土壤 K_s 随各理化性质变化的曲线

Fig. 1 Change curves of soil K_s with physiochemical properties

据前人研究, 土壤 K_s 与容重存在负相关关系, 土壤容重越大, 孔隙率越小, 导水性能也相应较弱^[21-22], 相对疏松的土壤, 容重相对较小, 土壤孔隙率更大, 透水性能更好。由图 1B 可以看出, 容重越大, 各土层 K_s 均减小, 表现为曲线下降变化速率逐渐变缓, 这是因为土壤容重越大, 可变化的土壤空隙率越少, 故 K_s 变化越不明显。从函数决定系数可看出, 各土层 K_s 与容重函数决定系数都不高, 在 0.5 以下, 相关性不好, 与表 2 分析结果一致, 说明本研究土壤 K_s 受容重影响不大。

通过图 1C 可以看出, 各土层饱和含水量较大的土壤, 其土壤导水性能也较好, K_s 更大。其中深层土壤 K_s 与饱和含水量函数的决定系数较小, 相关性不高, 而在浅层和中层土壤里决定系数均大于 0.90, 相关性高, 与表 2 结果相符。

土壤中不同土壤粒径的占比决定了土壤的质地^[23]及土壤的水分保持和移动性能^[24]。由图 1D 可知, 土壤导水能力随土壤中黏粒含量的增大而变差, 且黏粒含量与 K_s 函数的决定系数在浅层和中层土壤上较高, 在深层土壤上较低, 与表 2 结果一致。这是由于黏粒具有较大的比表面积和表面电荷, 是最小的土壤颗粒, 吸附水分子能力强, 所以黏含量越大的土壤, 土壤的吸附能力越强, 土壤孔隙的孔径就越细微, 导水能力越差, K_s 就越低。

2.4 土壤饱和和导水率多元非线性传递函数模型

2.4.1 模型的建立 在前人研究的多元非线性回归模型构建原理上, 建立多元非线性回归经验模型及其矩阵参数^[25], 本文选择土壤有机质含量、饱和含水量、黏粒含量作为经验模型的自变量, 得到如下 PTFs 模型:

$$K_s = C_0 + C_1 \exp(OM) + C_2 \theta_s + C_3 \theta_s^2 + C_4 \exp(BD) + C_5 Cl + C_6 Cl^2 \quad (1)$$

式中: K_s 代表饱和导水率(cm/d); θ_s 代表土壤饱和含水量(g/kg); BD 代表土壤容重(g/cm³); OM 代表土壤有机质含量(g/kg); Cl 代表土壤黏粒含量(g/kg); $C_0 \sim C_6$ 为模型参数。在确定模型自变量组合时, 与 K_s 显著相关的自变量每次都选择, 然后再组合其他自变量, 各土层得到 4 组自变量的组合方式。各土层随机选择 40 组数据用于求取模型参数, 其余数据用于验证模型精度。计算各组合模型的 F 值和自变量的 t 值, 查阅在显著水平 $\alpha=0.05$ 下的 $F_{0.05}$ 和 $t_{0.025}$ 的值, 进行模型显著性检验。多组合下, 各 PTFs 模型及其系数的检验结果如表 3 所示。

由表 3 可知, 0~10 cm 土层, 4 种模型的 F 值均大于 $F_{0.05}$, 说明 4 个模型的拟合度均达到显著水平; 从自变量组合的 t 值(绝对值)来看, 仅第 III 组各自变量的 t 值全部大于 $t_{0.025}$, 模型效果最好。故选择

表 3 土壤 K_s 的多元非线性 PTFs 模型及其参数检验表
Table 3 Parameter test of multiple nonlinear PTFs models of soil K_s

土层	变量组合	F 值	$F_{0.05}$	T_1	T_2	T_3	T_4	T_5	T_6	$t_{0.025}$	R^2
L ₁	I	17.42	2.84	6.78	0.95	-0.90				2.02	0.60
	II	12.85	2.61	6.71	0.36	-0.39	-0.51			2.02	0.60
	III	18.07	2.45	8.58	2.48	-2.40		-3.14	2.33	2.02	0.73
	IV	14.78	2.34	8.46	0.67	-0.70	-0.53	-2.89	2.05	2.02	0.73
L ₂	I	37.90	2.84	8.07	-2.21	2.39				2.02	0.76
	II	28.32	2.61	6.97	-1.48	1.83	0.82			2.02	0.77
	III	33.35	2.45	9.60	-1.65	1.87		-0.38	-0.49	2.02	0.83
	IV	27.91	2.34	8.41	-0.95	1.32	0.97	-0.42	-0.45	2.02	0.84
L ₃	I	36.59	2.84	9.77				-2.06	0.88	2.02	0.76
	II	24.41	2.45	9.83	-2.38	2.25		2.85	-2.79	2.02	0.79
	III	28.60	2.61	9.83			-1.69	0.54	-1.37	2.02	0.77
	IV	20.36	2.34	9.79	-2.29	1.21	-0.90	1.80	-1.82	2.02	0.79

注： $T_1 \sim T_6$ 分别表示自变量影响因素有机质含量 OM、饱和含水量 θ_s 、饱和含水量 (θ_s)²、容重 BD、黏粒含量 Cl、黏粒含量 Cl² 的 t 值； t 值为空表示该组无此自变量。

第 III 组作为浅层土壤 K_s 多元非线性 PTFs 模型，其相关度 R^2 达 0.73，其模型参数见表 4。

10 ~ 20 cm 土层，4 种模型的 F 值也大于各自对应的 $F_{0.05}$ ，说明 4 个模型均具有显著性(表 3)。另外，从自变量组合的 t 值来看，与 K_s 相关性分析达到显著水平的土壤有机质含量和饱和含水量的 t 值只有在第 I 组分别大于 $t_{0.025}$ ，而其他 3 组模型参数，只有土壤有机质含量通过了 t 检验，其余土壤理化性质模型参数都未通过 t 检验，模型系数检验未合格。默认第 I 组模型最优，即使其相关度 R^2 最低。故最终选择第 I 组作为中层土壤 K_s 多元非线性 PTFs 模型，其模型参数见表 4。

20 ~ 30 cm 土层，4 种模型的 F 值均大于各自相对应的 $F_{0.05}$ ，说明模型都具有显著性(表 3)。从自变量组合的 t 值来看，第 I 组，黏粒含量的模型系数未通过 t 检验；第 II 组各土壤理化性质的模型系数 t 值均大于对应的 $t_{0.025}$ ，模型系数达到显著水平；第 III 组、第 IV 组只有土壤有机质的模型系数通过了 t 检验。因此，最终选取第 II 组作为深层土壤 K_s 多元非线性 PTFs 模型，其模型参数见表 4。

从检验分析可得，任何包含土壤容重作为自变量的模型，容重的参数检验均未合格，说明土壤容重在本研究中对土壤 K_s 影响不大，这与 K_s 与土壤容重的相关性低的分析结果一致。

表 4 土壤 K_s 的多元非线性传递函数模型参数表
Table 4 Parameters of multiple nonlinear transfer function models of soil K_{sat}

土层	C_0	有机质 C_1	饱和含水量 θ_s C_2	饱和含水量 θ_s^2 C_3	黏粒含量 Cl C_5	黏粒含量 Cl ² C_6
L ₁	-448.35	4.37	20.34	-0.22	-5.69	0.09
L ₂	283.10	1.64	-16.36	0.22		
L ₃	-146.71	1.35	-0.85	0.01	7.57	-0.10

将表 4 中的模型参数代入公式(1)，不同土层的土壤 K_s 多元非线性 PTFs 模型分别为：

0 ~ 10 cm:
$$K_s = -448.35 + 4.37 \exp(OM) + 20.34\theta_s - 0.22\theta_s^2 - 5.69Cl + 0.09Cl^2 (R^2 = 0.73) \quad (2)$$

10 ~ 20 cm:
$$K_s = 283.10 + 1.64 \exp(OM) - 16.36\theta_s + 0.22\theta_s^2 (R^2 = 0.76) \quad (3)$$

20 ~ 30 cm:
$$K_s = -146.71 + 1.35 \exp(OM) - 0.85\theta_s + 0.01\theta_s^2 + 7.57Cl - 0.10Cl^2 (R^2 = 0.79) \quad (4)$$

2.4.2 模型的验证 从用于模型验证的数据中各土层随机选择 3 组数据，将实测自变量数据输入函数模型，预测各土层的 K_s ，模型预测值、试验实测值以及相对误差见表 5。从表 5 可以看出，各土层 K_s 的多元非线性 PTFs 模型的预测值与实测值相当，相

对误差均在 10% 以内,表明该模型验证合格,可用于研究区的 K_s 估算。从数据对比来看,整体上透水性好的、 K_s 较大的土壤,模型的预测值较实测值小;透水性差的、 K_s 较小的土壤,模型的预测值

较实测值大,可见模型的应用更适宜大部分中等透水性土壤的 K_s 预测,对于较极端的 K_s (极大或极小),模型的预测值是不精确的,需要重新修正模型参数。

表 5 土壤 K_s 的多元非线性 PTFs 模型验证表
Table 5 Validation of multiple nonlinear PTFs models of soil K_s

项目	有机质 (g/kg)	饱和含水量 (g/kg)	黏粒 (g/kg)	K_s		
				实测值(cm/d)	预测值(cm/d)	相对误差(%)
L ₁	38.40	511.29	356.74	141.38	131.34	-7.10
	37.40	357.94	167.46	114.51	112.44	-1.81
	35.50	378.79	121.65	96.41	103.81	7.68
L ₂	32.80	352.57	159.07	24.61	23.96	-2.66
	33.77	363.38	184.26	29.71	27.80	-6.41
	37.25	463.97	365.70	69.90	66.67	-4.63
L ₃	33.53	368.91	174.45	29.83	27.46	-7.96
	28.60	371.54	73.10	17.29	18.91	9.36
	29.48	422.64	176.08	13.66	14.11	3.28

3 结论

1)土壤 K_s 在垂直深度上呈递减规律,表层 K_s 变化范围在 0.37~195.68 cm/d,中层变化范围在 0.16~76.52 cm/d,深层变化范围在 0.17~45.26 cm/d,变异系数分别为 1.37、1.39 和 1.50,具有较强的空间变异性。

2)土壤 K_s 受各理化性质的影响不同,与土壤有机质含量呈指数函数关系,相关性较高;与饱和含水量在浅层和中层土壤中呈显著的二次函数关系,在深层土壤中相关性不高;与土壤容重和土壤质地的联系不大,只与深层土壤黏粒含量有显著的二次函数关系,其他相关性不显著。

3)根据实测数据建立的浅层、中层和深层土壤 K_s 的 PTFs 模型及模型系数检验均合格,模型相关度 R^2 分别为 0.73、0.76、0.79,运用其求取的预测值与试验实测值在误差范围内,精度良好,其可用于渝东北紫色土不同土壤层次的 K_s 预测工作。

参考文献:

[1] Brussaard L, Pede R, Brown G G. Soil biodiversity for agricultural sustainability[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2007, 121(3): 233-244.

[2] Vikas K S, Sreedeeep S, Devendra N. Evaluation of various pedo-transfer functions for developing soil-water characteristic curve of a silty soil[J]. Geotechnical Testing Journal, 2007, 30(1): 25-30.

[3] Abdelbaki A M. Using automatic calibration method for optimizing the performance of pedotransfer functions of

saturated hydraulic conductivity[J]. Ain Shams Engineering Journal, 2016, 7(2): 653-662.

[4] Becker R, Gebremichael M, Marker M. Impact of soil surface and subsurface properties on soil saturated hydraulic conductivity in the semi-arid Walnut Gulch Experimental Watershed, Arizona, USA[J]. Geoderma, 2018, 322: 112-120.

[5] 姚淑霞, 赵传成, 张铜会. 科尔沁不同沙地土壤饱和导水率比较研究[J]. 土壤学报, 2013, 50(3): 469-477.

[6] 孙美, 张晓琳, 冯绍元, 等. 基于交叉验证的农田土壤饱和导水率传递函数研究[J]. 农业机械学报, 2014, 45(10): 147-152.

[7] 慈恩, 唐江, 连茂山, 等. 重庆市紫色土系统分类高级单元划分研究[J]. 土壤学报, 2018, 55(3): 569-584.

[8] 周志强, 刘琛, 杨红薇, 等. 生物质炭对磺胺类抗生素在坡耕地紫色土中吸附-解吸及淋溶过程的影响[J]. 土壤, 2018, 50(2): 353-360.

[9] 郭宏忠, 江东, 蒋光益, 等. 重庆市水土保持科技需求及重点领域[J]. 中国水土保持, 2015(1): 58-60.

[10] 汪明星, 张卫华, 靳军英, 等. 重庆秦巴山区农业用水特征分析[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2017, 39(4): 131-137.

[11] 罗友进, 韩国辉, 孙协平, 等. 三峡库区(重庆段)土壤砾分布特征及影响因素[J]. 土壤, 2018, 50(1): 131-138.

[12] 张超, 陈国建, 李春娟, 等. 基于 USLE 模型的重庆生态涵养发展区土壤侵蚀量估算[J]. 水土保持研究, 2017, 24(3): 33-38.

[13] 施枫芝, 赵成义, 叶柏松, 等. 基于 PTFs 的干旱地区土壤饱和导水率的尺度扩展[J]. 中国沙漠, 2014, 34(6): 1584-1589.

[14] 张猛. 干湿交替过程中土壤容重、水分特征曲线和热特性的动态变化特征[D]. 北京: 中国农业大学, 2017.

[15] 黄邦玮. 基于新造水田工程的物理特性研究[D]. 重庆: 西南大学, 2016.

- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [17] 汪明星. 重庆山地丘陵区紫色土饱和导水率传递函数研究[D]. 重庆: 西南大学, 2017.
- [18] 黎明扬, 刘廷玺, 罗艳云, 等. 半干旱草原型流域表层土壤饱和导水率传递函数及遥感反演研究[J]. 土壤学报, 2019, 56(1): 90–100.
- [19] 韩光中, 王德彩, 谢贤健. 中国主要土壤类型的土壤容重传递函数研究[J]. 土壤学报, 2016, 53(1): 93–102.
- [20] Yavitt J B, Harms K E, et al. Spatial heterogeneity of soil chemical properties in a lowland tropical moist forest, Panama[J]. Australian Journal of Soil Research, 2009, 47: 674–687.
- [21] 刘祖香, 陈效民, 靖彦, 等. 典型旱地红壤水力学特性及其影响因素研究[J]. 水土保持通报, 2013, 33(2): 21–25.
- [22] 贾立志, 张建辉, 王勇, 等. 耕作侵蚀对紫色土坡耕地土壤容重和有机质二维分布的影响[J]. 土壤通报, 2016, 47(6): 1461–1467.
- [23] 姜坤, 秦海龙, 卢瑛, 等. 广东省不同母质发育土壤颗粒分布的分形维数特征[J]. 水土保持学报, 2016, 30(6): 319–324.
- [24] 王冬冬, 高磊, 陈效民, 等. 红壤丘陵区坡地土壤颗粒组成的空间分布特征研究[J]. 土壤, 2016, 48(2): 361–367.
- [25] 韩勇鸿. 土壤持水参数传输函数研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2013.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.028

王鑫, 姚尧, 徐梦洁, 等. 宜兴市稻田表层土壤生物固氮量的空间分异特征. 土壤, 2020, 52(3): 618–625.

宜兴市稻田表层土壤生物固氮量的空间分异特征^①

王鑫¹, 姚尧¹, 徐梦洁^{1*}, 庄舜尧²

(1 南京农业大学公共管理学院, 南京 210095; 2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

摘要: 通过对水稻土的系统采样, 利用乙炔还原法估算宜兴市稻田土壤的生物固氮量; 采用地统计学方法, 对稻田土壤的生物固氮量空间变异特征进行分析。结果表明: 研究区单位面积生物固氮量范围为 0.75 ~ 46.85 g/m², 均值 8.04 g/m²。采用普通克里格法对采样数据进行了空间插值, 稻田土壤的生物固氮量总体呈带状分布, 高值区位于研究区西南和东南方向靠近丘陵地区, 低值区则位于研究区西北和东北方向地势平坦的区域。地统计学中的变异系数和块金值均表明稻田土壤的生物固氮量属中等空间变异, 即研究区内稻田土壤的生物固氮量受到结构性变异和随机变异的共同影响。可见, 人为经营活动与自然环境共同影响着稻田土壤的生物固氮量。

关键词: 水稻土; 生物固氮量; 空间变异特征; 地统计学方法; 普通克里格插值

中图分类号: S151.9 **文献标志码:** A

Study on Spatial Characteristics of Biological Nitrogen Fixation of Rice Paddy Soils in Yixing City

WANG Xin¹, YAO Yao¹, XU Mengjie^{1*}, ZHUANG Shunyao²

(1 College of Public Administration, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: The spatial characteristics of biological nitrogen fixation (BNF) of rice paddy soils in Yixing city was studied using the acetylene reduction method and geostatistics method. Soil samples were collected systemically with a grid of 2 km × 2 km. Results showed that BNF rate ranged from 0.75 to 46.85 g/m² with an average of 8.04 g/m². The raw data was logarithmically transformed to meet a normal distribution and then an optimized Kriging method was employed to describe the spatial distribution of BNF. BNF showed a belt distribution in the study region. The high value of BNF occurred in the southwest and southeast areas while the low value in northwest and northeast areas of the study region. The variation coefficient and nugget value showed a medium spatial variation of the BNF. Generally, BNF of paddy soils was influenced simultaneously by the artificial management and natural condition.

Key words: Rice paddy soils; Biological nitrogen fixation; Spatial characteristics; Geostatistics; Kriging method

氮是生命的核心元素, 自然界中氮主要以惰性的氮气(N₂)形式存在, 绝大部分生物不能直接利用, 必须通过固氮作用将 N₂ 转化为活性氮才能加以利用^[1]。生物固氮是主要的固氮方式, 其速率受多种因素影响, 与土壤有效氮浓度也存在着密切关系^[2]。近年来, 以化肥方式输入生态系统的氮量激增, 这些新输入氮并不能被完全利用^[3], 从而导致农业氮污染等环境问题。因此, 研究生物固氮对生态系统氮收支、农牧业应用和环境氮污染的治理都具有重要意义^[2]。目前对

生物固氮的研究主要集中在生物固氮形式、固氮菌种类、作用机理与基因等微观方面^[4-5]: 如李玉文^[6]在外来大豆根瘤菌和土著根瘤菌中筛选出固氮效果最佳的根瘤菌菌株, 以提高大豆产量和品质; 有些研究详细地介绍了自生固氮、共生固氮和联合共生固氮 3 种固氮方式的特点和适用性^[7-8]; 还有一些研究深入到生物分子层面, 如陈华清等^[9]研究发现的 *nifH* 与 *nifD* 等 6 个生物固氮系统中固氮所必需的基因。研究者在微生物固氮方式及固氮基因等方面做了大量

①基金项目: 国家科技基础性工作专项(2015FY110700)资助。

* 通讯作者(xmj@njau.edu.cn)

作者简介: 王鑫(1993—), 男, 安徽岳西人, 硕士研究生, 主要从事地理信息方面的研究。E-mail: 837335333@qq.com

的研究, 得出不少兼具理论和实践意义的成果。

但是, 对生物固氮的空间分异研究较少, 已有研究主要集中在固氮微生物的空间分布差异和固氮速率的空间差异上。王丽娜等^[10]研究发现不同种类固氮微生物在亚热带水库的空间分布存在着差异。孙秀茹^[11]指出滩涂地不同空间位置上土壤的生物固氮速率存在着差异。除此之外, 还有部分文献研究了不同土地利用方式对生物固氮量的影响^[12-13]。因此, 本研究建立在已有的研究基础上, 借助地统计学分析和空间分析方法研究和揭示生物固氮量及其空间变异特征。

江苏省宜兴市是典型的水稻种植区, 地处太湖流域西部, 地势较高, 是太湖水补给的重要流经地^[14]。宜兴市拥有发达的经济、密集的人口、较高的农耕集约化程度, 在化肥、农药上的投入也要高于全国平均水平; 市内降水丰沛, 河网密布, 易导致污染流入太湖水体^[15]。因此, 研究宜兴市稻田土壤的生物固氮可以为水稻减施氮肥提供参考, 从而降低太湖环境污染风险。本研究以宜兴市稻田土壤为研究, 采用系统网格法采集土壤样品, 并利用乙炔还原法测定生物固氮量, 结合地统计学和 GIS 分析生物固氮量的空间分异, 进而估算生物固氮总量, 研究稻田土壤生物固氮量的空间分异和规律。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

宜兴市地处 31°07' ~ 31°37'N、119°31' ~ 120°03'E。地貌形态多样, 其中 60% 为平原, 其余为丘陵和湖区, 土壤类型以水稻土、黄棕壤和潮土为主^[16]。宜兴市全年四季分明, 温暖湿润, 年平均气温 16.3 °C, 年平均降水量为 1 294 mm。水资源丰富, 北接太湖, 东临太湖。截至 2015 年宜兴市耕地面积 528.71 km², 主要作物为一年两熟制的水稻及油菜、蔬菜等。

1.2 采样点布设

参照宜兴市土壤类型分布图和 2015 年土地利用空间数据, 以 2 km × 2 km 网格在宜兴市布设采样点, 并导出采样点坐标^[17], 采样点分布如图 1 所示。根据坐标实地取样, 记录编号。采样时在每个坐标点所在 1 m × 1 m 的正方形区域内的中心点和四个角各取一份表层(0 ~ 20 cm)土样, 混合均匀后带回实验室^[16], 并且在中心点处用环刀多取一份土样, 测定其容重, 用于后续单位面积氮总量估算。

1.3 试验设计与数据采集

试验中盆栽种植水稻方法是将事先处理好的水稻

土壤样品放入试验盆(规格为 10 cm × 10 cm × 35 cm), 每个盆内放入 30 cm 深的土壤样品。在水稻移栽前进行一个星期的淹水处理, 并施一定量的复合肥作为基肥施肥总量按照当地施肥水平 N 270 kg/hm², 且 N:P₂O₅:K₂O=2:1:1, 基肥施氮量为设计施氮量的 50%, 分蘖肥和穗肥施氮量均为设计施氮量的 25%^[17]。水稻移栽时, 每个盆内移栽两株秧苗, 秧苗移栽后 1 个月内, 连续淹水管理(保持淹水层 3 ~ 5 cm), 以后间隙淹水管理(淹水-湿润管理)。

本研究采用乙炔还原法测定水稻土的生物固氮量, 乙炔还原法可以对土壤的生物固氮潜力进行估算。该方法的原理是土壤固氮酶可以将 C₂H₂ 还原成 C₂H₄, 因此可根据 C₂H₄ 产生量来确定生物固氮量^[18-21]。在水稻生长期每周从盆栽水稻盆钵中取土, 用乙炔还原法测定土壤的生物固氮速率。从盆栽水稻盆中取土时, 用小土钻取整个盆栽土壤厚度的土壤, 同时称取 1 份土壤样品测定其含水量, 测定多下来的土壤回到各自盆中, 重复 3 次。盆栽试验是与当时的田间水稻种植同步进行, 从水稻移栽后开始采样, 持续到水稻烤田期, 每周一次, 共 13 次。在烤田期后, 稻田生物固氮量较低, 试验不再测定。利用每周数据累加起来计算整个水稻生长季的生物固氮量。

1.4 空间分析方法

克里格(Kriging)法是国际上公认的空间插值方法, 也是地统计学的主要方法。该方法是基于变量相关性和变异性, 考虑被描述对象的空间相关性, 在有限区域内对区域化变量的取值进行线性无偏最优估计, 使预测结果更接近实际情况^[22]。

本研究采用了 ArcGIS 10.2、GS+9.0 软件进行了半方差函数理论模型的拟合和空间分布图绘制, 采用 SPSS 22.0 进行了统计分析。本研究的地图数据主要有研究区的 1:50 000 土壤图、1:100 000 土壤地形图、研究区行政区划图和 2015 年土地利用空间数据。其中 2015 年土地利用空间数据来源于地理国情监测云平台 and 北京数字空间科技有限公司, 该数据经过验证土地利用一级类型综合评价精度达到 94.3% 以上, 二级类型分类综合精度达 91.2% 以上, 达到研究要求。

2 结果与分析

2.1 描述性分析

采用以平均值加减 3 倍标准差为阈值的方法对 148 个原始数据进行判别后剔除了 9 个异常值, 并计算各指标的统计特征(表 1)。

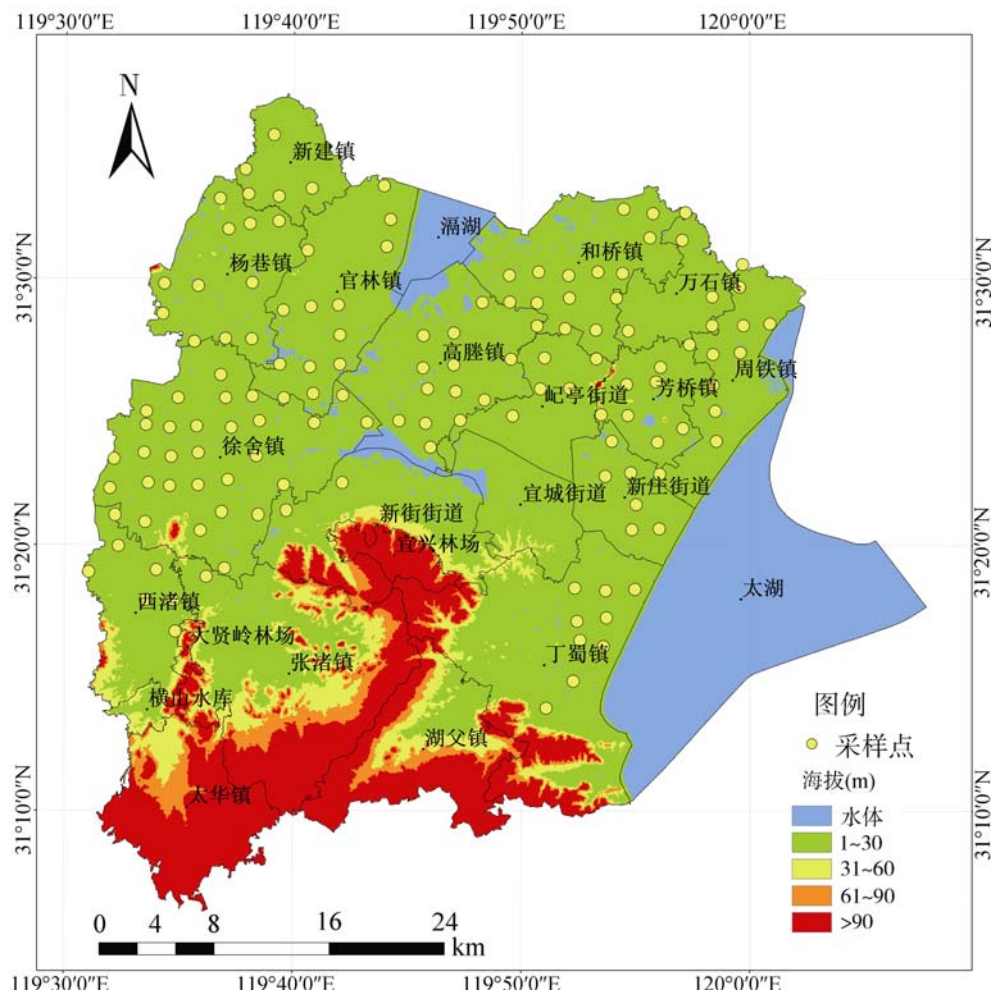


图 1 研究区域采样点分布图
Fig. 1 Distribution of sampling sites in studied area

表 1 稻田土壤生物固氮量的一般统计特征(g/m²)
Table 1 General statistics of BNF in paddy soils

样本数	平均值	最大值	最小值	中位数	标准差	CV(%)	偏度	峰度
139	7.48	20.28	0.75	5.82	5.48	73.37	0.996	0.006

稻田土壤生物固氮量最大值 20.28 g/m², 是最小值(0.75 g/m²)的 27 倍左右, 差异较大; 中位数与平均值相差显著, 表明水稻土壤生物固氮量的中心趋向分布不一致; 变异系数 CV 为 73.37% 和标准差 5.48 表明稻田土壤生物固氮量属于中等空间变异程度^[23]。

K-S 检验结果表明研究区内稻田土壤生物固氮

量数据并非正态分布, 其偏度达到 0.996。为了消除由比例效应带来的估值误差, 使得插值结果更为准确, 根据研究区内稻田土壤生物固氮量原始数据的偏斜性, 对数据进行对数转换。转换后数据的偏度降为 -0.272, 峰度为 -0.509, K-S 检验的显著性大于 0.05, 近似正态分布(表 2), 下一步可以进行地质统计学的分析。

表 2 稻田土壤生物固氮量经对数转换后的一般统计特征
Table 2 General statistics of BNF in paddy soils after logarithmic transformation

样本数	平均值	最大值	最小值	中位数	标准差	CV(%)	偏度	峰度
139	1.73	3.01	-0.29	1.76	0.80	46.08	-0.272	-0.509

首先, 借助 GS+9.0 软件计算获取普通克里格插值法中最优拟合模型^[24], 相关结果见表 3。其中决定系数

越接近 1.0, 残差越小则表示拟合的模型效果越好^[25]。指数函数为最优拟合模型, 其决定系数 R² 最高为 0.705。

表 3 稻田土壤生物固氮量的半方差函数理论模型及相关参数
Table 3 Semi-variogram function models and related parameters of BNF in paddy soils

理论模型	块金值 C_0	基台值 C_0+C	$C_0/(C_0+C)(\%)$	变程 $A(m)$	决定系数 R^2	残差 RSS
线性模型	0.444	0.643 3	69.12	24 656	0.632	0.033 9
球状模型	0.024	0.564 0	4.26	3 190	0.528	0.043 5
指数模型	0.305	0.612 6	49.92	16 920	0.705	0.028 8
高斯模型	0.076	0.564 0	13.48	2 598	0.525	0.043 8

块金系数介于 25%~75%,属于中等程度空间相关性,即生物固定量的空间变异是受到结构性变异和随机性变异同时作用而产生的结果^[26]。具体而言,研究区稻田土壤生物固氮量是受到结构性变异和随机变异的共同影响,既受到母质、水稻土类型等结构性因素影响,也受到人为因素如施肥量、耕作方式、土地利用变化等影响。研究区生物固氮量变程为 16 920 m,大于采样间距 2 000 m,表明采样方案能满足空间变异分析的要求。

其次,土壤属性的空间分布特征可以分解为由系统因素引起的固定全局趋势和随机因素引起的短距离变异。随机因素引起的小尺度变异可以通过块金效应和空间自相关距离的模型获得。因此,去除全局趋势则能更好地满足空间自相关规律。如图 2 所示,全局趋势图中,Z 轴表示稻田土壤的生物固氮量,X 轴和 Y 轴分别表示东西方向和南北方向的地理坐标,可以通过采样点的空间位置与生物固氮量高低投影到 XZ 表

示东西方向上稻田土壤生物固氮量的全局趋势,同样的,YZ 表示南北方向上的稻田土壤生物固氮量的全局趋势。总体来看,研究区稻田土壤生物固氮量在东西方向和南北方向都曲线变化较为缓慢,且形态不显著,不能直接从趋势图中判断趋势的阶数,通过变异函数拟合以及交叉验证法对 0、1、2 和 3 阶趋势依次进行去除,选取插值效果较好的趋势参数见表 4^[27]。

利用 Kriging 模型对元素进行空间插值时,必须符合一定的评判标准才能进行。通常空间预测值的平均误差 ME 和标准化平均误差越接近 0,表明模拟结果越好;平均标准误差 ASE 和均方根误差 RMSE 越接近,模拟效果越好;标准化均方根误差 RMSSE 越接近于 1,模拟效果越好^[28]。根据上述标准综合选择最佳拟合模型。最后,以指数模型为最佳拟合模型对固氮量进行普通克里格插值。10 m×10 m 的网格下绘制研究区稻田土壤生物固氮量的空间分布图(图 3)。

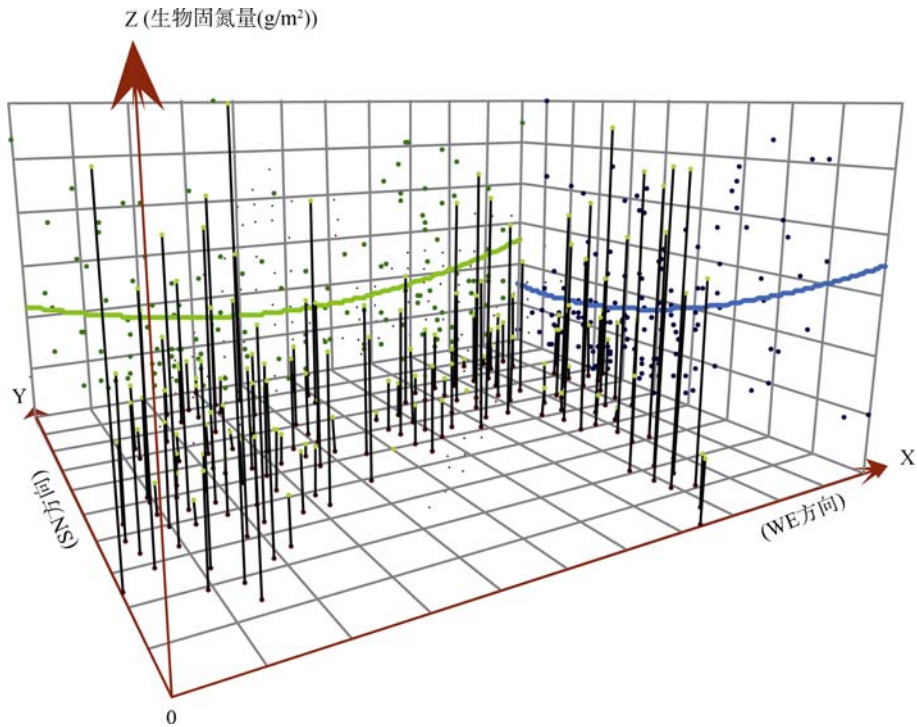


图 2 稻田土壤生物固氮量的空间趋势示意图
Fig. 2 Spatial trends of BNF of paddy soil

表 4 克里金插值模型测试结果
Table 4 Test results of Kriging interpolation model

阶数	平均误差 ME	标准化平均误差 MSE	平均标准误差 ASE	均方根误差 RMSE	标准化均方根误差 RMSSE
0	0.193 4	-0.006 2	5.993 3	4.367 0	0.843 4
1	0.334 1	-0.036 2	6.907 5	4.568 2	0.821 7
2	0.397 3	-0.034 2	7.005 8	4.628 4	0.828 6
3	0.464 6	-0.036 3	7.130 4	4.693 2	0.834 2

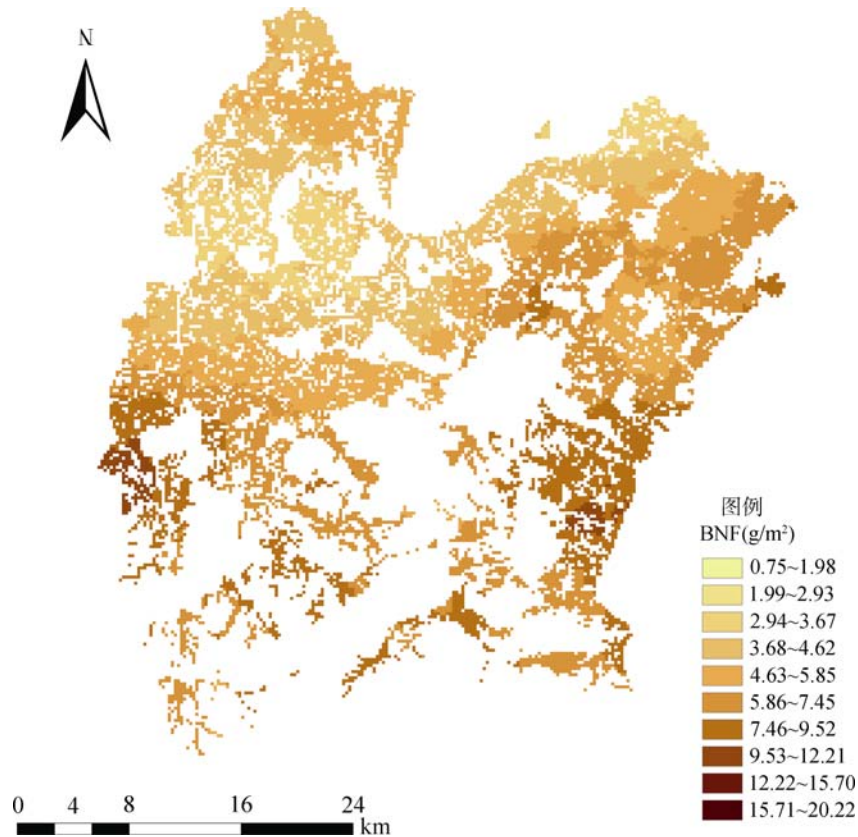


图 3 普通克里格方法估测区域稻田土壤生物固氮量的空间分布
Fig. 3 Spatial distribution of BNF in paddy soils estimated by ordinary Kriging method

稻田土壤生物固氮量总体呈带状,生物固氮量的高值区位于研究区西南和东南方向靠近丘陵地区的水稻土,低值区则位于研究区西北和东北方向地势平坦的区域。由于南高北低的地势,施氮量会影响土壤生物固氮的能力导致南面上游稻田所施部分氮肥积聚到北边下游,影响了下游稻田的生物固氮能力,造成了该种空间分布趋势。并且,普通克里格方法预测的稻田土壤生物固氮量范围都在 0.75 ~ 20.22 g/m²,比实际范围(0.75 ~ 20.28 g/m²)小,但十分接近实际范围,说明普通克里格插值方法能够很好地反映整个研究区的空间分布特征。

对研究区采样点的土壤生物固氮量的估测值与实测值之间进行 Pearson 相关系数分析,了解克里格插值方法获得的稻田土壤生物固氮量的估测值与实

测值以及方法之间的相互联系。普通克里格插值方法得到的稻田土壤生物固氮量的预测结果与实测值达到统计意义上的极显著相关水平,即普通克里格插值方法对稻田土壤生物固氮量的预测结果是有效的。

2.2 稻田土壤生物固氮总量的估算

土壤生物固氮量作为土壤属性的组成部分,其含量在空间上是连续渐变的,理论上可以突破类型界限,因此可以通过制作单位面积稻田土壤生物固氮量的空间分布图,利用 GIS 空间分析功能计算土壤生物固氮量的总量。本研究借鉴 Batjes^[29]所采用的土壤类型的研究方法,在获得单位面积稻田土壤生物固氮量的分布图后,将研究区内稻田分为不同基本面积单元,在不同基本面积单元下,对研究区稻田土壤生物固氮总量进行估算。采用普通克里格插值的结果,将

稻田分为 10 m × 10 m、100 m × 100 m、225 m × 225 m 的不同基本面积单元,估算出研究区稻田土壤生物固氮量(表 5)。

表 5 稻田土壤生物固氮量总量的计算结果
Table 5 Calculated results of total BNF in paddy soil

规格	网格单元数	平均单位面积固氮(g/m ²)	固氮总量(t)
10 m × 10 m	7 409 795	5.88	4 354.71
100 m × 100 m	74 173	5.87	4 351.88
225 m × 225 m	14 690	5.88	4 396.28

表 5 中固氮总量由每个栅格单元固氮量累加而成,平均单位面积固氮量为固氮总量除以栅格总面积。从表中可以看出在不同尺度网格单元下,平均单位面积稻田土壤生物固氮量基本一致。因为 3 种栅格尺度下固氮总量相差不大,栅格总面积差异也很小,所以平均单位面积固氮量与尺度的变化之间不存在相关性。研究区稻田土壤生物固氮总量大约在 4 351.88 ~ 4 396.28 t,有研究^[30]表明 2010 年我国农田生物固氮量达 460 万 t,研究区农田面积约占全国农田面积的 0.06%,计算得出研究区生物固氮量约为 2 794.79 t,远低于本研究估算出的稻田土壤生物固氮量,这可能是由于研究区的水稻田呈现斑块状,且土地利用变化较大,加之近几年研究区为保护太湖生态环境,减少氮肥使用,导致稻田土壤生物固氮作用增强,生物固氮总量增加。

3 讨论

稻田土壤的生物固氮能力取决于土壤中微生物固氮菌的数量与活性,而土壤微生物会受到土壤性质及环境的影响。孙冰洁等^[31]深入探究农田土壤理化性质对微生物群落的影响,发现土壤密度越小微生物群落较大,孔隙、pH 和有机质等对生物群落的规模影响较为复杂,需要结合具体的环境因素和微生物种类加以分析。车荣晓等^[2]从分子、个体和群落 3 种尺度研究了土壤有效氮与生物固氮量之间的关系。结果表明环境中的生物固氮速率与有效氮浓度表现出了负相关,而在不同的尺度下有效氮与固氮微生物的群落和结构之间关系较为复杂还需要进一步进行研究。为了研究不同的水稻土亚类对生物固氮量的影响,因此根据中国土壤发生系统(Genetic Soil Classification of China, GSCC)将宜兴市稻田土壤划分为 11 个亚类,包括潜育型水稻土、漂洗型水稻土和脱潜型水稻土等,其中潜育型水稻土和漂洗型水稻土是研究区稻田的主要土壤亚类。不同的水稻土亚类在生物固氮量

上存在一定的差异(表 6),但是亚类间差异检验结果表明水稻土亚类对生物固氮量的影响并不显著($P=0.97$, >0.05)。

表 6 不同种类稻田土壤生物固氮量的一般统计特征(g/m²)

土类	平均值	最大值	最小值
渗育型水稻土	7.38	14.11	2.15
潜育型水稻土	6.69	18.48	0.77
漂洗水稻土	6.81	17.23	0.75
潜育型水稻土	6.15	6.15	6.15
脱潜型水稻土	5.52	12.77	1.66
其他	6.32	20.22	1.08

除不同亚类外,为研究 pH 对研究区内稻田土壤的生物固氮量产生的影响,对研究区内稻田土壤生物固氮量与 pH 进行 Pearson 相关分析,两者呈显著负相关($r = -0.008$, $P < 0.01$)。依据 pH 对研究区内水稻土生物固氮量进行划分(表 7),不同的 pH 间差异不显著($P=1.00$)。就本研究而言,弱酸性(pH 5.5 ~ 6.5)水稻土总体固氮量平均值最大;中性水稻土固氮量的上限值最高(20.22 g/m²);酸性较强范围下生物固氮效果较差。土壤的其他性质可能也会对土壤生物固氮量产生影响,但具体的影响和作用机理仍需要进一步探究。

表 7 不同 pH 稻田土壤生物固氮量统计(g/m²)

pH	最大值	最小值	平均值
4.5 ~ 5.5	10.66	2.76	6.51
5.5 ~ 6.5	16.56	1.66	6.81
6.5 ~ 7.5	20.22	0.75	6.58
7.5 ~ 8.5	14.98	0.77	6.72

宜兴市稻田的人为经营方式和经营强度各不相同^[32],不同的经营方式会造成土壤物理和化学性质的差异^[33-34],该种差异最终会影响固氮微生物的生存环境^[35-36],造成生物固氮量的差异。龚冬琴^[37]以我国南方水稻种植区为研究区进行长期观测和实验,发现连续免耕在黏壤土类和黏土类 0 ~ 10 cm 表层土壤有机质表现出了相反的变化趋势,黏土类土壤总体有机质含量降低;10 ~ 20 cm 土层,两种质地土壤有机质含量均明显低于表层土壤。胡心意^[38]的研究表明,对稻田投入不同种类的有机物料和耕作不同的深度会对稻田土壤内磷脂脂肪酸含量和生物多样性产生影响,即深耕和秸秆还田显著提高了土壤真菌、革兰氏阴性菌和土壤总磷脂脂肪酸含量。综上所述,水稻

土亚类、土壤 pH 和人为经营活动的差异会影响研究区内水稻土生物固氮量,但具体影响方式与作用机理和除此之外的其他影响因素仍待探究。

4 结论

本研究利用地统计学中的普通克里格法,结合水稻盆栽试验所获取数据,分析了江苏省宜兴市 2015 年生物固氮量的空间分异和总固氮量,得到如下结论:研究区内稻田土壤生物固氮量介于 $0.75 \sim 20.28 \text{ g/m}^2$, 平均固氮量 7.48 g/m^2 , 差异明显;普通克里格预测生物固氮量范围在 $0.75 \sim 20.22 \text{ g/m}^2$, 略小于实际范围,但预测值与实测值 Pearson 系数呈极显著正相关,表明预测结果有效。研究区内生物固氮量与水稻土的空间分布特征一致,均呈条带状分布;研究区生物总固氮量估算值为 $4\,351.88 \sim 4\,396.28 \text{ t}$, 且与尺度无显著相关性。人为经营活动与自然环境共同影响着稻田土壤的生物固氮能力。

参考文献:

- [1] Cheng Q. Perspectives in biological nitrogen fixation research[J]. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2008, 50(7): 786–798.
- [2] 车荣晓, 邓永翠, 吴伊波, 等. 生物固氮与有效氮的关系:从分子到群落[J]. *生态学杂志*, 2017, 36(1): 224–232.
- [3] 李锐. 不同基础地力对水稻产量和肥料利用效率的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2011.
- [4] 张武, 杨琳, 王紫娟. 生物固氮的研究进展及发展趋势[J]. *云南农业大学学报(自然科学)*, 2015, 30(5): 810–821.
- [5] 徐鹏霞, 韩丽丽, 贺纪正, 等. 非共生生物固氮微生物分子生态学研究进展[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(10): 3440–3450.
- [6] 张欣. 大豆根瘤菌及生物固氮的研究与应用[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2011: 1–40.
- [7] 余叔文, 汤章城. 植物生理与分子生物学[M]. 北京: 科学出版社, 1998.
- [8] 王桂华. 微生物肥料浅谈[J]. *大理科技*, 2000(1): 29–32.
- [9] 陈清华, 韩云蕾, 马尧, 等. 生物固氮基因簇结构与进化研究进展[J]. *中国农业科技导报*, 2013, 15(4): 129–138.
- [10] 王丽娜, 陈辉煌, 刘乐冕, 等. 亚热带分层水库固氮微生物时空分布格局[J]. *生态学报*, 2016, 36(18): 5827–5837.
- [11] 孙秀茹. 崇明东滩湿地土壤生物固氮速率沿潮滩水淹梯度分布特征[D]. 上海: 华东师范大学, 2018.
- [12] 向蓉燕, 谢标, 秦俊, 等. 中国农业生态系统生物固氮量的时空分布[J]. *湖北农业科学*, 2013, 52(18): 4333–4336.
- [13] 葛露露, 孟庆权, 林宇, 等. 滨海沙地不同固氮树种叶片氮、磷重吸收与生物固氮的耦合关系[J]. *水土保持学报*, 2019, 33(1): 134–138, 144.
- [14] 徐辰星, 濮励杰, 朱明, 等. 基于序贯高斯条件模拟的土壤重金属含量预测与不确定性评价——以宜兴市土壤 Hg 为例[J]. *土壤学报*, 2018, 55(4): 999–1006.
- [15] 刘红江, 郭智, 郑建初, 等. 太湖地区氮肥减量对水稻产量和氮素流失的影响[J]. *生态学杂志*, 2017, 36(3): 713–718.
- [16] 沈世华, 荆玉祥. 中国生物固氮研究现状和展望[J]. *科学通报*, 2003, 48(6): 535–540.
- [17] 江苏省土壤普查办公室编著. 江苏土壤[M]. 北京: 中国农业出版社, 1995: 1–500.
- [18] 张圣民, 许明祥, 张志霞, 等. 黄土高原不同地貌类型区农田土壤有机碳采样布点方法研究[J]. *自然资源学报*, 2018, 33(4): 634–643.
- [19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [20] 李香兰, 徐华, 曹金留, 等. 水分管理对水稻生长期 CH_4 排放的影响[J]. *土壤*, 2007, 39(2): 238–242.
- [21] Hartmann A, Burris R H. Regulation of nitrogenase activity by oxygen in *Azospirillum brasilense* and *Azospirillum lipoferum*[J]. *Journal of Bacteriology*, 1987, 169(3): 944–948.
- [22] 姚拓, 龙瑞军, 王刚, 等. 兰州地区盐碱地小麦根际联合固氮菌分离及部分特性研究[J]. *土壤学报*, 2004, 41(3): 444–448.
- [23] Haahtela K, Kari K, Sundman V. Nitrogenase activity (acetylene reduction) of root-associated, cold-climate *azospirillum*, *enterobacter*, *klebsiella*, and *pseudomonas* species during growth on various carbon sources and at various partial pressures of oxygen[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1983, 45(2): 563–570.
- [24] 朱红霞, 陈效民, 杜臻杰. 基于地统计学的土壤氮素与 pH 的空间变异性研究[J]. *土壤通报*, 2010, 41(5): 1086–1090.
- [25] Robertson G P. GS+: Geostatistics for the environmental science[M]. Plainwell: Gamma Design Software, 2001.
- [26] 胡碧峰. 基于地统计学与 GIS 的区域土壤重金属污染评价与不确定性分析[D]. 杭州: 浙江大学, 2017: 1–40.
- [27] Batjes N H. Effects of mapped variation in soil conditions on estimates of soil carbon and nitrogen stocks for South America[J]. *Geoderma*, 2000, 97(1): 135–144.
- [28] 李小曼, 刘勤, 徐梦洁, 等. 苏南村镇土壤重金属空间变异性研究[J]. *土壤通报*, 2016, 47(1): 179–185.
- [29] Batjes N H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world[J]. *European Journal of Soil Science*, 1996, 47(2): 151–163.
- [30] 徐淑伟. 张宣葡萄产区生态地球化学环境评价[D]. 保定: 河北农业大学, 2009: 1–38.
- [31] 孙冰洁, 张晓平, 贾淑霞. 农田土壤理化性质对土壤微生物群落的影响[J]. *土壤与作物*, 2013, 2(3): 138–144.
- [32] 康甜甜. 基于灰靶模型的宜兴市耕地质量评价[D]. 南京: 南京农业大学, 2016: 5–35.

- [33] 方畅宇, 屠乃美, 张清壮, 等. 不同施肥模式对稻田土壤速效养分含量及水稻产量的影响[J]. 土壤, 2018, 50(3): 462–468.
- [34] 韩上, 武际, 夏伟光, 等. 耕层增减对作物产量、养分吸收和土壤养分状况的影响[J]. 土壤, 2018, 50(5): 881–887.
- [35] 董春华. 施肥及轮作对红壤稻田微生物特性的影响研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2014.
- [36] 路丹, 雷静, 韦燕燕, 等. 短期免耕和垄作对稻田土壤微生物群落及多样性指数的影响[J]. 西南农业学报, 2015, 28(4): 1670–1674.
- [37] 龚冬琴. 南方稻区连续免耕对土壤性质及流域水文水质的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2014: 1–28.
- [38] 胡心意. 有机物料和耕作深度对稻田耕层土壤生物学性状的影响[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2018: 1–40.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.029

杨振奇, 秦富仓, 李龙, 等. 砒砂岩区小流域土壤有机质的空间分布及其环境影响因素研究. 土壤, 2020, 52(3): 626–633.

砒砂岩区小流域土壤有机质的空间分布及其环境影响因素研究^①

杨振奇¹, 秦富仓^{1*}, 李 龙¹, 任小同¹, 钱秋颖¹, 韩 君²

(1 内蒙古农业大学沙漠治理学院, 呼和浩特 010018; 2 内蒙古大兴安岭重点国有林管理局, 内蒙古牙克石 022150)

摘 要: 通砒砂岩区是黄河中游粗泥沙集中来源区之一。研究砒砂岩区小流域土壤有机质空间分布特征及其与环境因子的关系, 对于科学指导植被建设, 减少入黄泥沙有重要意义。本文以砒砂岩区典型小流域为研究对象, 于流域内布设 150 个样点, 按照 0~20、20~40、40~60 cm 划分土层深度采集土壤样品, 运用通径分析和冗余分析方法进行分析, 研究结果表明: 砒砂岩区小流域不同土地利用方式土壤有机质呈乔木林>灌木林>天然草地>耕地>裸地趋势, 不同地形土壤有机质呈沟底>坡面>山脊的规律; 冗余分析的结果显示, 复合地形指数、土地利用方式、坡位以及土层厚度对砒砂岩区土壤有机质空间变异规律的解釋量最大; 通径分析的结果显示, 环境因子与土壤有机质的关系可以用多元线性方程 $Y = 1.054 + 0.099X_1 + 2.722X_2 + 0.766X_3 - 0.001X_4$ 来表示, 其中坡位和土地利用方式是影响砒砂岩区小流域土壤有机质空间变异的主导因素, 土层厚度与土壤有机质垂向变异密切相关。

关键词: 砒砂岩区; 土壤有机质; 环境解释; 冗余分析; 通径分析

中图分类号: S157 文献标志码: A

Study on Spatial Distribution of SOM and Environmental Impact Factors in Small Watershed of Feldspathic Sandstone Region

YANG Zhenqi¹, QIN Fucang^{1*}, LI Long¹, REN Xiaotong¹, QIAN Qiuying¹, HAN Jun²

(1 College of Desert Science and Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China; 2 Inner Mongolia Daxinganling Key State Forestry Administration, Yakeshi, Inner Mongolia 022150, China)

Abstract: Feldspathic sandstone region is one of the main concentrated sources of coarse sediment in the middle reach of Yellow River. Studying the relationship between environmental factors and soil organic matter (SOM) has great significance to guide vegetation construction and reduce coarse sediment in Yellow River. We collected soil samples at 0–20, 20–40 and 40–60 cm depths in 150 sampling sites in Baojiagou Watershed of Feldspathic sandstone region in Jungar Qi of Inner Mongolia, measured SOM of the samples and analyzed its relationship with environmental factors through path analysis and redundancy analysis. The results showed that SOM content followed the order of arbor > shrub > grassland > farmland > bare land in different land use types, and the order of valley floor > slope > ridge in different topography. Redundancy analysis (RDA) demonstrated that TWI (topographic wetness index, X_1), land use type (X_3), slope position (X_2) and soil thickness (X_4) could strongly explained the spatial variation of SOM. Path analysis showed that the relation between SOM and environmental factors could be presented by $Y = 1.054 + 0.099X_1 + 2.722X_2 + 0.766X_3 - 0.001X_4$. In conclusion, slope position and land use type were the dominant factors affecting the spatial variation of SOM, soil thickness was closely related to the vertical spatial variation of SOM in feldspathic sandstone region.

Key words: Feldspathic sandstone region; Soil organic matter; Environmental interpretation; Redundancy analysis; Path analysis

土壤有机质是土壤系统中结构最复杂,功能也最为多样的物质之一。土壤有机质既是驱动土壤养分持续供给的重要动力,也是改善土壤结构的关键因素^[1],常将其作为表征土壤质量的指标之一。土壤有

①基金项目: 内蒙古科技计划项目(201802106)和国家自然科学基金青年基金项目(41807079)资助。

* 通讯作者(qinfu@126.com)

作者简介: 杨振奇(1993—),男,内蒙古赤峰人,博士研究生,主要从事水土保持方面研究。E-mail: 843296578@qq.com

机质性质活跃且时空异质性明显,对气候、地形和人类活动等多种条件极为敏感,如何准确筛选出限制土壤有机质变化的环境因子并进行科学调控,是农林牧业共同的行业科技难题^[2]。特别是在干旱和半干旱地区,土壤有机质的动态变化决定了土地生产力的高低和生态恢复的方向,制约着植被建设和土壤侵蚀治理工作的顺利开展^[3-4]。因此,研究环境因素对土壤有机质的影响机制,是当前国内外土壤科学的热点问题之一^[5-6]。目前,地统计学方法是预测土壤有机质空间分布的常用手段^[7-8],但其无法定量地描述土壤有机质在多个环境梯度上的变化规律。冗余分析等约束性排序方法源于数量生态学,是研究变量与环境梯度关系的有效手段,已有部分专家学者将排序思想引入到土壤学的研究中,为进一步探索环境因素对土壤养分的影响机制奠定了基础^[9-10]。

砒砂岩区集中分布在晋陕蒙交界的三角区域,砒砂岩成岩程度低,矿物颗粒胶结强度弱,遇水成泥、遇风成砂。砒砂岩区土壤贫瘠且气候干旱,天然植被稀疏,侵蚀剧烈,治理难度大,其分布面积仅为 $1.6 \times 10^4 \text{ km}^2$,多年平均输沙量却高达 $1.61 \times 10^8 \text{ t}$,是黄河流域中游段粗泥沙的集中来源区^[11]。自20世纪80年代末期开始,该区营造了大面积的人工植被,减水减沙成效显著,水土流失趋势初步得到控制。然而,部分区域存在人工植被成活率低,长势缓慢的问题。因此,探究制约砒砂岩区土壤有机质变化的主控因素,对于科学指导植被建设,改善区域生态环境质量有重要现实意义。关于影响土壤有机质变化的环境因素的研究成果相对丰富,但砒砂岩区既具备地形破碎和气候干旱的环境背景,又独具基岩易于风化侵蚀的区域特征。以往的研究区域多集中于黄土区、黑土区和紫色土区等区域^[12-14],并未对砒砂岩区单独进行研究,影响该区土壤有机质变化的环境因素尚不明确。基于以上背景,本研究选取砒砂岩区典型小流域为研究对象,冗余分析和通径分析的理论方法,研究影响砒砂岩区小流域土壤有机质变化的环境因素,以期砒砂岩区土壤养分的空间预测提供数据支撑,为砒砂岩区生态修复工作提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区鲍家沟流域行政上隶属于内蒙古准格尔旗暖水乡($110^{\circ}31' \sim 110^{\circ}35'E$, $39^{\circ}46' \sim 39^{\circ}48'N$),海拔 $1110 \sim 1300 \text{ m}$,地形北高南低;温带大陆性气候,冬季漫长干燥,夏季短暂温热,年均气温 7.2°C ,年

降水量 400 mm ;土壤类型以栗钙土为主,土壤容重 $1.36 \sim 1.61 \text{ g/cm}^3$,土壤全氮含量 $0.10 \sim 0.82 \text{ g/kg}$,土壤粉粒含量 $47.6 \sim 179.6 \text{ g/kg}$,土壤 pH $7.5 \sim 8.3$ 。研究区自20世纪80年代末陆续开展封育禁牧并大面积营造人工植被,土地利用类型以林地、灌木林和天然草地为主,主要人工植被有:油松(*Pinus tabulaeformis*)、侧柏(*Platycladus orientalis*)、柠条(*Caragana korshinskii*)以及沙棘(*Hippophae rhamnoides*)等;草本植物主要有羊草(*Leymus chinensis*)、猪毛菜(*Salsola nitraria*)和阿尔泰狗娃花(*Heteropappus altaicus*)等。

1.2 样品采集及测定

本研究基于以研究区土地利用现状图和 $1:10\,000$ 地形图,根据研究流域地形特征和各类用地面积,布设取样点150个,样点布设见图1,样地基本情况如表1所示。野外土壤样品采集于2018年7月进行,用手持GPS采集样点坐标,并详细记录周围地形条件、基岩裸露情况、植被盖度和土层厚度信息。研究流域基岩出露面积较大,部分地区土层厚度小于 10 cm ,下伏砒砂岩,随着取样深度的延伸,岩石结构逐渐质密坚硬,取样难度极大,因而取样深度极限设置在 60 cm 。开挖土壤剖面,用环刀和铝盒采集 $0 \sim 20$ 、 $20 \sim 40$ 和 $40 \sim 60 \text{ cm}$ 土样,每层取3个重复,每一取样点随机采取3份土样,土壤样品带回室内风干、处理以供分析测定。土壤有机质的测定采用 K_2CrO_7 外加热法,土壤容重和含水量的测定采用烘干法。

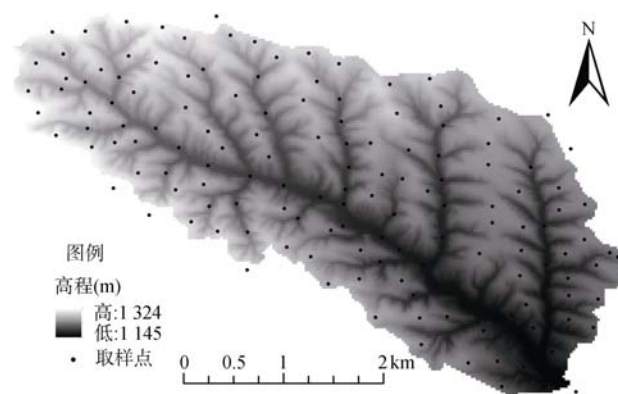


图1 样点分布图

Fig. 1 Distribution of soil sampling sites

1.3 环境因子的选取

参考前人的研究成果结合砒砂岩区小流域的区域特征^[15-16],本研究将从地形、土壤和土地利用3个属性层面选取环境因子,土壤属性选取了土壤含水量、土壤容重和土层厚度3个因子;土地利用因子1个;地形因子主要包含海拔、坡度、坡位、坡向和曲率,同时考虑到研究区地形破碎且侵蚀剧烈的特性,

加入能反映地形和径流侵蚀的地表切割深度、TWI(地形湿度指数)、SPI(汇流动力指数)和 STI(沉积物运移指数)4 个因子; 共计 13 个因子。计算公式如下:

表 1 样点基本情况
Table 1 Information of soil samples

指标	地形			土地利用				
	沟底	坡面	山脊	乔木林	灌木林	草地	耕地	裸地
面积占比(%)	18.04	64.63	17.33	20.11	40.05	25.17	6.62	8.05
样本数	27	97	26	30	60	38	10	12
土壤类型	栗钙土	栗钙土	栗钙土	栗钙土	栗钙土	栗钙土	栗钙土	栗钙土

$$TWI = \ln \frac{Ac}{\tan \alpha} \tag{1}$$

$$SPI = (Ac \times \tan \beta \times 100) \tag{2}$$

$$STI = \left| \frac{Ac}{22.13} \right|^{0.6} \times \left| \frac{\sin \beta}{0.0896} \right|^{1.3} \tag{3}$$

式中, Ac 为垂直与特定水流方向的汇流面积(m^2), β 为坡度($^\circ$)。

1.4 数据分析方法

本研究应用 Canoco 5.0 软件对土壤有机质因子进行 DCA 分析后(去趋势对应),采用 RDA(冗余分析)结合偏蒙特卡罗检验方法筛选环境变量,最终通过 PRDA(偏冗余分析)分析各环境因子的解释量。描述性统计、单因素方差分析、LSD 多重比较、相关性分析和通径分析在 SPSS 22.0 软件中完成,数据可视化在 Orgin 9.0 下完成。

2 结果与分析

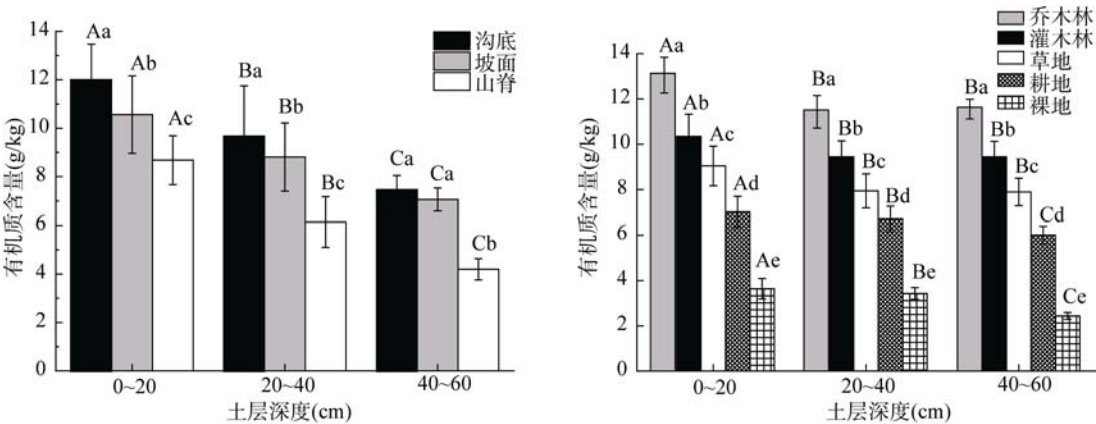
2.1 砭砂岩区小流域土壤有机质空间分布特征

研究区小流域土壤有机质含量的空间分布特征如图 2 所示,不同地貌形态下土壤有机质含量差异显

著,沟底土壤有机质含量最高,其余依次为坡面和山脊,其中山脊各层土壤的有机质含量最低分别为 8.68、6.14 和 4.21 g/kg。随土层深度的增加,不同地貌形态土壤有机质含量整体呈下降趋势,土层深度达到 40~60 cm 范围内,沟底与坡面的土壤有机质含量差异不显著。不同土地利用类型下土壤有机质含量差异显著,各层土壤有机质均呈乔木林>灌木林>草地>耕地>裸地的趋势,其中裸地各土层土壤有机质含量最低,分别为 3.64、3.43 和 2.44 g/kg。随着土层深度的增加,耕地和裸地土壤有机质含量呈明显的下降趋势,而乔木林、灌木林和草地在 20~60 cm 土层深度,其土壤有机质含量均没有显著差异。表明了地形因素和土地利用方式均对土壤有机质含量的变化有影响作用,但对于土壤有机质的垂向分布的影响相对较弱。

2.2 土壤有机质含量与环境因子的相关性

地形对地表的温度和水分起再分配的作用,通过控制局部微环境影响土壤有机质的积累和分解过程。从表 2 中可以看出,研究区土壤有机质与坡度、坡位、坡向和高程呈极显著负相关($P<0.01$),与地形湿度指数、河流动能指数以及沉积物运移指数均呈极显著正



(图中大写字母不同表示同一地貌或地类不同土层深度土壤有机质含量差异显著($P<0.05$),小写字母不同表示同一土层深度不同地貌形态或地类土壤有机质含量差异显著($P<0.05$))

图 2 不同地形和土地利用的土壤有机质基本特征

Fig. 2 General characteristics of SOM under different topography and land use types

表 2 地形因子与土壤有机质的相关性
Table 2 Correlation between topographic factors and SOM

	土壤有机质	坡度	坡位	高程	坡向	地表切割深度	平面曲率	地形湿度指数	河流动能指数	沉积物运移指数
土壤有机质	1.000									
坡度	-0.402**	1.000								
坡位	-0.328**	0.325**	1.000							
高程	-0.264**	0.123	-0.095	1.000						
坡向	-0.347**	-0.103	-0.073	0.015	1.000					
地表切割深度	-0.153	0.450**	0.245**	0.455**	-0.105	1.000				
平面曲率	-0.106	0.112	0.364**	-0.045	-0.083	0.051	1.000			
地形湿度指数	0.559**	-0.434**	-0.448**	-0.408**	-0.031	-0.374**	-0.280**	1.000		
河流动能指数	0.415**	-0.339**	-0.321**	-0.092	0.048	-0.224**	-0.110	0.544**	1.000	
沉积物运移指数	0.424**	-0.309**	-0.471**	0.027	0.091	-0.116	-0.179*	0.517**	0.889**	1.000

注：表中 * 表示相关性达到 $P<0.05$ 显著水平，**表示相关性达到 $P<0.01$ 显著水平，下表同。

相关($P<0.01$)，与地表切割深度和平面曲率没有显著的相关关系。坡度与地表切割深度、坡位呈极显著正相关($P<0.01$)，与地形湿度指数、河流动能指数以及沉积物运移指数均呈极显著正相关($P<0.01$)。充分说明了，随着坡度的增加，地表切割深度增加，地形愈加破碎，径流冲刷剧烈，土壤有机质大幅流失。相反，坡度越低，地形越平缓，径流流速缓慢，有利于土壤细颗粒的沉积和有机质的积累。因此缓坡和沟谷地带是土壤有机质高值区的聚集区，而陡坡和山脊等地貌类型区是土壤有机质低值区的聚集区。

土地利用方式和土层厚度的不同则决定了土壤

理化性质并间接地影响地表植被覆盖度和枯落物的输入量，从而限制着土壤有机质的物质来源。表 3 列出了土壤有机质含量与土壤因素和土地利用方式的相关性，可以看出土壤有机质含量与土地利用方式和土层厚度呈极显著正相关($P<0.01$)，相关系数分别高达 0.725 和 0.687。土壤有机质与土壤含水率呈显著正相关($P<0.05$)。土层厚度与土地利用方式和土壤含水率分别呈显著正相关($P<0.05$)和极显著正相关($P<0.01$)，表明土壤有机质变化受土地利用方式的影响相对土壤因素更为强烈，也说明了砒砂岩地区土层厚度显著影响着土壤的水肥特征和土地利用方式。

表 3 土地利用和土壤因子与土壤有机质的相关性
Table 3 Correlation between land use type or soil factors and SOM

	土壤有机质	土层厚度	土壤容重	土地利用方式	土壤含水率
土壤有机质	1.000				
土层厚度	0.687**	1.000			
土壤容重	-0.234	0.055	1.000		
土地利用方式	0.725**	0.544*	-0.105	1.000	
土壤含水率	0.434*	0.728**	0.348	0.489	1.000

2.3 土壤有机质与环境因子的关系

约束性排序思想是将相应变量按照一定的关系排列在特定的环境梯度上，从而揭示变量对多变环境梯度的响应机制。对研究流域样地土壤有机质含量进行去趋势对应分析，由表 4 可知典范轴梯度长度的最大值为 0.605，适宜采用冗余分析方法开展进一步分析。采用自动预选和偏蒙特卡罗检验结合方式，筛选出最优变量数为 4 个($P<0.05$)，分别为土地利用方式、地形湿度指数、坡位和土层厚度。冗余分析结果显示，第一轴和所有轴的蒙特卡罗置换检验结果 P 值均小于 0.05，说明冗余分析的结果可信($\alpha=0.05$)，

土壤有机质-环境因子与 4 个排序轴的相关度依次为 0.646、0.260、0.191、0.067，环境因子与第一轴的相关系数大小顺序为 $0.599>0.445>0.396>0.104$ ，第一轴对响应变量的解释量达到了 98.8%，前两轴对响应变量的累计解释量达到了 99%，说明前两轴能够充分反映土壤有机质含量与环境因子之间的响应关系。

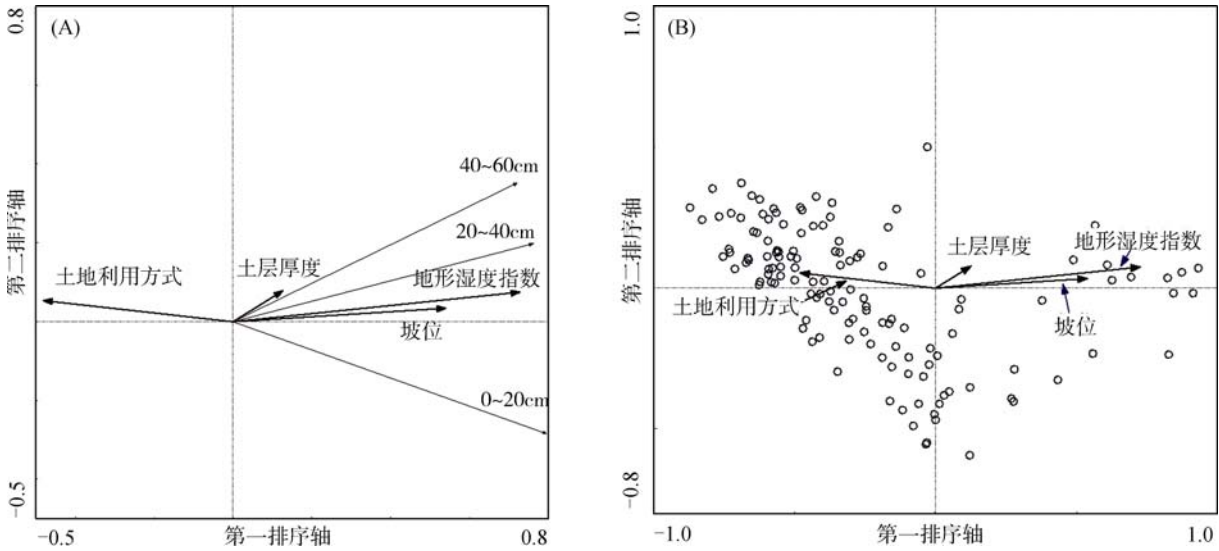
排序图 3A 直观地显示了环境因子与不同土层深度土壤有机质含量的关系，环境因子箭头的长度反映了环境因子对响应变量的解释量，环境因子解释量大小顺序依次为地形湿度指数>土地利用方式>坡位>

土层厚度;箭头的夹角可以反映出环境因子与土壤有机质含量的相关性,(夹角<90° 时两变量呈正相关关系,反之呈负相关关系)可以看出土地利用因子与各深度土壤有机质含量呈负相关关系,土层厚度因子与各土层深度土壤有机质含量均呈正相关关系,地形湿

度指数和坡位因子与 0~20 cm 深度土壤有机质呈正相关关系。图 3B 反映了环境因子与所有样地土壤有机质含量的关系,样地距离反映了各样地土壤有机质含量的相近程度,可以看出部分样地的聚集现象与土地利用因子和地形湿度指数因子有关。

表 4 土壤有机质与环境因子冗余分析结果
Table 4 Results of RDA of SOM and environmental factors

统计量		典范轴			
		第 1 轴	第 2 轴	第 3 轴	第 4 轴
相关系数	DCA 梯度长度	0.605	0.230	0.282	0.000
	变量-环境相关度	0.646	0.260	0.191	0.067
	土地利用方式	-0.396	0.057	0.115	0.031
	地形湿度指数	0.599	0.079	-0.010	0.014
	坡位	0.445	0.036	0.094	-0.035
冗余分析	土层厚度	0.104	0.082	-0.125	-0.045
	特征值	0.379	0.004	0.001	0.000
	解释量	37.9	38.3	38.3	38.4
	累积解释量(%)	98.8	99.8	100	100
置换检验	<i>F</i>	88.515		-	
	<i>P</i>	0.002		-	
	<i>F</i>		22.554		
	<i>P</i>		0.002		



(A. 不同土层深度土壤有机质与环境因子关系, B. 各样地土壤有机质含量与环境因子关系)

图 3 土壤有机质与环境因子冗余分析排序结果

Fig. 3 Ranking results of RDA of SOM and environmental factors

2.4 影响土壤有机质含量变化的环境因子通径分析

冗余分析筛选出了影响砒砂岩区小流域土壤有机质空间异质性的 4 个关键因子,主控因子的直接效应和间接效应仍需要通过进一步的通径分析来确定。将土壤有机质与地形湿度指数等 4 个因子间建立回

归分析,得到回归方程为:

$$Y=1.054+0.099X_1+2.722X_2+0.766X_3-0.001X_4 \tag{4}$$

回归方程的 *F* 检验值为 303.807, *P*<0.01 达到极显著水平, *R*² 为 0.890, 方程具有统计学意义。

表 5 为 4 个环境因子在回归方程中所起到的直接

作用和间接作用。直接通径系数反映了环境因子对土壤有机质空间异质性的直接影响作用,可以看出各因子的直接影响作用程度依次为坡位(0.603)、土地利用方式(0.336)、地形湿度指数(0.114)和土层厚度(-0.016),表明坡位因子对砒砂岩区小流域土壤有机质空间异质性的直接影响作用最为强烈。间接通径系数表示某环境因子通过其余环境因子对土壤有机质空间异质性的间接影响作用,间接影响作用的大小依次为地形湿度指数>坡位>土层厚度>土地利用方式,

说明地形湿度指数对土壤有机质空间异质性的影响作用最大,主要通过影响土地利用方式等其他因素产生的间接影响作用。决定系数是通径分析中的综合性决策指标,对各环境因子的综合影响作用进行排序,决定系数大小顺序为土地利用方式>坡位>土层厚度>地形湿度指数,因此,土地利用方式和坡位因子是影响砒砂岩区小流域土壤有机质空间异质性的主控因子,而地形湿度指数和土层厚度指数是次要因素。

表 5 环境因子通径分析结果
Table 5 Results of path analysis of environmental factors

环境因子	直接通径系数	间接通径系数					R ²
		通过 X ₁	通过 X ₂	通过 X ₃	通过 X ₄	间接效果	
地形湿度指数 X ₁	0.114	—	0.180	0.360	0.101	0.007	-0.088
坡位 X ₂	0.603	0.104	—	0.697	0.076	0.006	0.311
土地利用方式 X ₃	0.336	0.200	0.668	—	-0.068	-0.009	0.349
土层厚度 X ₄	-0.016	0.135	0.177	-0.163	—	-0.004	-0.023

3 讨论

3.1 影响砒砂岩区土壤有机质空间异质性的主导因素

土壤中有机质含量的高低取决于有机物的输入和分解过程,相关研究表明,地形因素是影响县域和流域等中小尺度区域土壤有机质空间异质性的主导性因素^[17-18],特别是小流域尺度范围,海拔、坡度和坡向等因素对地表水热资源起到了再分配的作用,从而造成了局部区域的温湿度差异,为土壤有机质的积累和分解缔造了不同的分解环境。本研究选取了 5 个反映基本地表形态的指标和 4 个综合反映地形和径流侵蚀的指标,除地表切割深度和平面曲率外,其余均与土壤有机质呈极显著的相关关系,充分说明了地形因素是影响土壤有机质空间异质性的的重要因素,本研究认为坡位是制约砒砂岩区小流域土壤有机质空间异质性的主导性因子。砒砂岩区侵蚀剧烈,山脊处坡度陡峭且基岩裸露,土壤有机质含量最低,随着雨季径流的产生土壤细颗粒由坡顶搬运至沟底滩涂地带平缓处沉积,土壤有机质随之迁移,因而沟底土壤有机质显著高于坡面和山脊处,与孟国欣等人^[19]的研究成果一致。此外,部分专家学者指出,土地利用方式与土壤有机质空间异质性密切相关^[20-21],本研究得出,砒砂岩区小流域不同土地利用方式土壤有机质含量呈乔木林>灌木林>草地>耕地>裸地的规律,这充分体现了砒砂岩区的基岩特征和气候条件。研究

表明,砒砂岩是一种成岩程度较低的岩石互层,其原生矿物主要为长石和石英,成分相对单一,矿物质营养元素来源匮乏,从而限制了风化成土过程中养分释放对土壤的补给作用^[22-23]。因而,砒砂岩区整体土壤有机质含量较低,且存在大面积基岩裸露区域,故裸露区土壤有机质含量最低。以研究区小流域为代表的砒砂岩区气候干旱,多风少雨,土地生产力低下且缺少灌溉条件,耕地质量差,人工林地是该区的主要土地利用类型。杨振奇等^[24]的研究结果显示,砒砂岩区乔木林地枯落物蓄积量显著高于灌木林地和草地,林地有着丰富的有机物输入源,因此乔木林的土壤有机质含量显著高于其他土地利用类型。

3.2 影响砒砂岩区土壤有机质空间异质性的次要因素

制约土壤有机质空间异质性的主导因素多与研究的尺度密切相关,可以反映出该尺度下土壤有机质含量的整体变化趋势,但土壤有机质在局部区域的不确定性和异质性则取决于其他辅助性因素。已有研究表明,土壤有机质的垂向分布与气象因素和土壤类型关系密切^[25],然而在气象和土壤类型一致的小尺度区域,土层厚度的差异则会显著地影响着土壤养分循环和土壤水分运动过程^[26],特别是在砒砂岩区,该区基岩大面积裸露,土层浅薄,部分地区土层厚度小于 10 cm,杨振奇等^[27]的研究结果显示,土层厚度与地表的草本植物的生物多样性和生物量密切相关,因而间接影响着枯落物的输入量。本研究 RDA 的分析

结果也证实,虽然土层厚度的整体解释量低于其他环境因子,但其与各土层的土壤有机质含量关系密切(夹角均呈锐角),说明土层厚度是影响砒砂岩区土壤有机质的垂向异质性规律的关键性因素。此外,除了地形、土地利用方式和土层厚度以外,土壤的水分特征也影响着土壤有机质的空间分布特征,流域内土壤水分的分布规律常通过坡度和汇水面积来进行模拟,地形湿度指数是同时考虑地形和土壤特性对土壤水分分布影响的综合性指标,可以量化流域内某区域的理论土壤水分含量和径流产汇能力^[28]。本研究通过对土壤有机质与环境因子进行 RDA 分析结果显示,坡位、土地利用、土层厚度和地形湿度指数对土壤有机质空间异质性的解释能力最强,进一步的通径分析结果显示,土层厚度和地形湿度的直接通径系数低于坡位和土地利用,但其通过其余环境因子的间接影响作用较大,因此可以认为土层厚度和地形湿度指数是影响砒砂岩区小流域土壤有机质空间异质性的次要因素。

4 结论

1)砒砂岩区小流域沟底土壤有机质空间分布特征是受地形和土地利用因素综合作用的结果,在该区独特的地形条件下,受土壤侵蚀的长期搬运,土壤有机质含量表现为沟底>坡面>山脊;大范围的封育禁牧和退耕还林措施有助于改善砒砂岩区土壤有机质含量,不同土地利用类型下土壤有机质含量呈现为乔木林和灌木林高于草地和耕地的趋势;部分砒砂岩出露区域,侵蚀剧烈,植被恢复困难,其土壤有机质远低于其他地类。

2)坡位、土地利用方式、地形湿度指数和土层厚度是影响砒砂岩区小流域土壤有机质空间异质性的主要因素,其中坡位和土地利用方式起主导作用,地形湿度和土层厚度起间接影响作用,土层厚度是引起土壤有机质垂向异质性的主要因素。

3)根据砒砂岩区小流域土壤有机质的空间变异规律和环境因子的影响机制,建议在砒砂岩区植被建设的实践中,对土壤养分和水分要求较高的树种应配置在沟谷或缓坡地带,坡面和沟道地带应以耐干旱贫瘠的灌木树种为主并配置径流拦蓄措施,而基岩裸露的山脊地带的植被配置应以封育措施为主。

参考文献:

[1] 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.

- [2] 王绍强,周成虎,李克让,等.中国土壤有机碳库及空间分布特征分析[J].地理学报,2000,55(5):533-544.
- [3] Schmidt M, Torn M S, Abiven S, et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property[J]. Nature, 2011, 478(7367): 49-56.
- [4] 唐梦迎,丁建丽,夏楠,等.干旱区典型绿洲土壤有机质含量分布特征及其影响因素[J].土壤学报,2017,54(3):759-766.
- [5] Buurman P, van Bergen P F, Jongmans A G, et al. Spatial and temporal variation in podzol organic matter studied by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry and micromorphology[J]. European Journal of Soil Science, 2005, 56(2): 253-270.
- [6] Roner M, D'Alpaos A, Ghinassi M, et al. Spatial variation of salt-marsh organic and inorganic deposition and organic carbon accumulation: Inferences from the Venice lagoon, Italy[J]. Advances in Water Resources, 2016, 93: 276-287.
- [7] 谢恩泽,赵永存,陆访仪,等.不同方法预测苏南农田土壤有机质空间分布对比研究[J].土壤学报,2018,55(5):1051-1061.
- [8] 黄魏,韩宗伟,罗云,等.基于地形单元的土壤有机质空间变异研究[J].农业机械学报,2015,46(4):161-167.
- [9] 龙健,廖洪凯,李娟,等.基于冗余分析的典型喀斯特山区土壤-石漠化关系研究[J].环境科学,2012,33(6):2131-2138.
- [10] 郭欣欣,付强,卢贺,等.东北黑土区农林混合利用坡面土壤水分空间异质性及主控因素[J].农业工程学报,2018,34(19):123-130.
- [11] 王愿昌,吴永红,寇权,等.砒砂岩分布范围界定与类型区划分[J].中国水土保持科学,2007,5(1):14-18.
- [12] 连纲,郭旭东,傅伯杰,等.黄土高原小流域土壤养分空间变异特征及预测[J].生态学报,2008,28(3):946-954.
- [13] 高凤杰,马泉来,韩文文,等.黑土丘陵区小流域土壤有机质空间变异及分布格局[J].环境科学,2016,37(5):1915-1922.
- [14] 张国平,郭澎涛,王正银,等.紫色土丘陵地区农田土壤养分空间分布预测[J].农业工程学报,2013,29(6):113-120,294.
- [15] 魏孝荣,邵明安,高建伦.黄土高原沟壑区小流域土壤有机碳与环境因素的关系[J].环境科学,2008,29(10):2879-2884.
- [16] 孙文义,郭胜利.黄土丘陵沟壑区小流域土壤有机碳空间分布及其影响因素[J].生态学报,2011,31(6):1604-1616.
- [17] 连纲,郭旭东,傅伯杰,等.黄土高原县域土壤养分空间变异特征及预测——以陕西省横山县为例[J].土壤学报,2008,45(4):577-584.
- [18] 李龙,秦富仓,姜丽娜,等.土地利用方式和地形对半干旱区土壤有机碳含量的影响[J].土壤,2019,51(2):406-412.
- [19] 孟国欣,查同刚,张晓霞,等.植被类型和地形对黄土区退耕地土壤有机碳垂直分布的影响[J].生态学杂志,2017,36(9):2447-2454.

- [20] 杨帆, 潘成忠, 鞠洪秀. 晋西黄土丘陵区不同土地利用类型对土壤碳氮储量的影响[J]. 水土保持研究, 2016, 23(4): 318–324.
- [21] 薛志婧, 侯晓瑞, 程曼, 等. 黄土丘陵区小流域尺度上土壤有机碳空间异质性[J]. 水土保持学报, 2011, 25(3): 160–163, 168.
- [22] 伍艳, 杨忠芳, 刘慧, 等. 砒砂岩物质组成及其对养分含量的影响[J]. 人民黄河, 2016, 38(6): 18–21, 25.
- [23] 石建省, 叶浩, 王强恒, 等. 水岩作用对内蒙古南部砒砂岩风化侵蚀的影响分析[J]. 现代地质, 2009, 23(1): 171–177.
- [24] 杨振奇, 秦富仓, 李晓琴, 等. 砒砂岩区主要造林树种枯落物及林下土壤持水特性[J]. 水土保持学报, 2017, 31(3): 118–122.
- [25] 杨敏, 杨飞, 杨仁敏, 等. 祁连山中段土壤有机碳剖面垂直分布特征及其影响因素[J]. 土壤, 2017, 49(2): 386–392.
- [26] 王志强, 刘宝元, 海春兴. 土壤厚度对天然草地植被盖度和生物量的影响[J]. 水土保持学报, 2007, 21(4): 164–167.
- [27] 杨振奇, 秦富仓, 张晓娜, 等. 砒砂岩区不同立地类型人工沙棘林下草本物种多样性环境解释[J]. 生态学报, 2018, 38(14): 5132–5140.
- [28] 张彩霞, 杨勤科, 李锐. 基于 DEM 的地形湿度指数及其应用研究进展[J]. 地理科学进展, 2005, 24(6): 116–123.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.030

查理思, 吴克宁, 鞠兵, 等. 遗址土壤的系统分类研究. 土壤, 2020, 52(3): 634–640.

遗址土壤的系统分类研究^①

查理思¹, 吴克宁^{2*}, 鞠兵³, 高晓晨⁴

(1 广东财经大学公共管理学院, 广州 510320; 2 中国地质大学(北京)土地科学技术学院, 北京 100083; 3 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 4 河北省不动产登记服务中心, 石家庄 050051)

摘要: 选取 4 个典型遗址土壤剖面为研究对象, 基于剖面形态和理化性质的分析, 根据世界土壤资源参比基础(WRB)、美国土壤系统分类(ST)、中国土壤系统分类(CST), 对供试土壤进行分类归属研究。结果表明: 目前的分类方案均不能较好地体现遗址土壤的特征, 因此建议在 CST 人为土土纲中增加技术人为土亚纲, 并先被检索出来, 下设缓透技术人为土和遗址技术人为土土类, 分别下设遗址缓透技术人为土、含磷遗址技术人为土和普通遗址技术人为土亚类。修改方案不仅可以较少地改动土壤系统分类诊断体系, 也能够较好地体现古人类影响的土壤特征和产生的技术物质融合到新增的“人为缓透或不透层次”或“人工制品”中, 作为从古至今所有人类活动和技术物质的一部分, 从而实现遗址土壤在系统分类中的归属。

关键词: 遗址土壤; 土壤系统分类; 土壤考古

中图分类号: S155 **文献标志码:** A

Study on Soil Taxonomy of Relic Soils

ZHA Lisi¹, WU Kening^{2*}, JU Bing³, GAO Xiaochen⁴

(1 School of Public Administration, Guangdong University of Finance and Economics, Guangzhou 510320, China; 2 School of Land Science and Technology, China University of Geosciences, Beijing 100083, China; 3 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 4 Real Estate Registration Service Center of Hebei Province, Shijiazhuang 050051, China)

Abstract: Soil is becoming an important object in archaeological research, yet Chinese Soil Taxonomy (CST) doesn't have any explicit diagnostic basis for characterizing relic soils. Therefore, it is essential to intensify the characteristics of relic soils in CST, which could not only promote the diagnostic features of relic soils, but also facilitate the integration of archaeology and soil science. In this paper, 4 typical cultural relic soil profiles in Henan Province were selected as the study objects, based on the morphological and physicochemical analyses, their soil types were classified in WRB, Soil Taxonomy (ST) of USDA and CST, respectively. The results showed that all of them lacked appropriate prefix or suffix to describe diagnosis of relic soils containing ancient artifacts. Then, scheme of relic soils in CST was proposed, adding a new soil suborder of technic anthroposols which contains two new soil groups of impermeable technic anthroposols and relic technic anthroposols. Three new subgroups of relic impermeable technic anthroposols, phosphorous relic technic anthroposols and normal relic technic anthroposols were added respectively. This proposal scheme alters current CST little, and can integrate the characteristics of relic soils into the new adding of “artificial slow penetration or impermeable layer” or “artifact” as a part of human activities and material technology since ancient times, thus can give relic soil a proper place in CST.

Key words: Relic soil; Soil taxonomy; Soil archaeology

土壤是人类生存与发展的物质基础及活动平台, 人类文明与繁荣既受土壤的制约, 又对土壤的形成和演变产生强烈的影响。自人类文明产生以来, 土壤的

外在形态、内在性质发生着显著的变化, 不同生产方式及区域文化特征下形成的典型土壤已进入到细化的系统分类中^[1-2], 这对认识土壤特性及发掘土壤潜

①基金项目: 国家自然科学基金项目(41907007, 4137226)和国家科技基础性工作专项项目(2008FY110600)资助。

* 通讯作者(wukening@cugb.edu.cn)

作者简介: 查理思(1988—), 男, 江西庐山人, 博士, 讲师, 研究方向为土壤分类和土壤考古。E-mail: 511611249@qq.com

力具有重要的意义。目前国外人为土壤的分类主要集中在技术土和人为土,其研究区域主要在城市和工业地区^[3-8]。国内以耕作土壤居多^[9-12],其次为城市和工矿土壤^[13-14]。国内外学者针对上述人为土壤提出了许多具体建议方案,设立了技术物质等诊断特性,封闭等土类形容词,含磷等亚类形容词,推动了耕作、城市、工矿等人为土壤的系统分类研究。

相比之下,遗址土壤的系统分类和诊断特征研究甚少,其归属尚存未确定且也存在疑问。如 Golyeva 等^[15]对莫斯科一处青铜时代的遗址土壤进行分类时发现,这些土壤既因为没有受到现代人为活动影响划分到技术土,又因为含有丰富的古人工制品和特殊土壤理化性质而不适合划分到其他土壤类型中。地处中原的河南是我国人类遗址较多的地区,在第二次全国土壤普查时,河南省将遗址土壤划分为废墟土土属,但在土壤系统分类中并没有建立该土壤的诊断标准和划分到对应的土壤类型。随着国家日益重视“文化自信”,越来越多考古遗址被发掘和保护,故对遗址土壤进行科学的系统分类将促进土壤学和考古学的结合,并指导后续的土地规划和利用^[16]。为此,本文综合国内外人为土壤的研究成果^[17-20],选取河南省 4 个典型遗址土壤,根据世界土壤资源参比基础(WRB)、美国土壤系统分类(ST)、中国土壤系统分类(CST),对供试土壤进行分类归属研究,探讨建立遗址土壤特有性质的诊断层和诊断特性,提出适用于中国的系统分类建议。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

河南省具有丰富的历史,现已发掘的文化遗址可追溯至新石器时代,并坐拥多座历史古城,如洛阳、开封等。从人类活动影响的历史进程和方式上看,保

存有完好的受古人类活动影响的土壤。因此,以河南地区为研究区,研究遗址土壤在属性、剖面形态特征和分类上的特异性,具有一定的代表性。本研究涉及的 4 个文化剖面分别采自仰韶村遗址、汉魏故城遗址、二里头遗址。

仰韶村遗址坐落于三门峡市渑池县,位于韶山南麓、黄土台地上,地处丘陵山地地带,属于暖温带季风气候,年平均气温 12.6℃,年均降水量 662 mm,年均蒸发量 1 995 mm。汉魏故城遗址坐落于洛阳市,北靠邙山,南临洛水,地处伊洛平原中心,属温带季风气候,年平均气温 14.2℃,年均降水量 578 mm,年均蒸发量 1 793 mm。二里头遗址坐落于偃师市,位于洛阳盆地东部,属于温带季风气候,年平均气温 14.2℃,年均降水量 531 mm,年均蒸发量 1 708 mm。

1.2 样品采集

利用手持 GPS 记录采样点的经纬度及海拔等信息,按照《野外土壤描述与采样手册》^[21]要求挖掘土壤剖面、修理剖面、划分土层,记录各层深度范围、颜色、质地、结构、新生体、侵入体、石灰反应和亚铁反应等信息,拍摄景观和剖面,自下而上分别采集各土层分析样品和纸盒标本。4 个遗址成土因素信息详见表 1。

1.3 试验方法

对照《中国标准土壤色卡》^[22]进行土壤颜色定量化,包括色调、明度和彩度。野外采样带回的土壤样品风干,记录直径>2 mm 粗骨物质的体积。土壤基本理化性质分析依据《土壤调查实验室分析方法》^[23]进行,包括颗粒组成(激光粒度仪法)、pH(电位法)、有机碳(重铬酸钾-硫酸氧化法)、全磷(H₂SO₄-HClO₄混合酸溶,钼锑抗比色法)和电导率(电导仪法)。其实颗粒组成转换成质量含量,以便判别质地^[24]。

表 1 供试土壤的形成环境
Table 1 Soil forming environment of studied soils

剖面号	采样地点	地理坐标	海拔 (m)	地形	土地利用类型	母质
1	仰韶遗址西	34°48'53.1" N, 111°46'36.3" E	633	丘陵	耕地	黄土
2	仰韶保护馆北	34°48'38.7" N, 111°46'38.8" E	617	丘陵	草地	黄土
3	汉魏故城遗址	34°42'58.9" N, 112°37'45.6" E	123	平原	耕地	黄土
4	二里头遗址	34°41'52.1" N, 112°41'26.0" E	119	平原	耕地	黄土

2 结果

2.1 土壤剖面特征

由表 2 可知,遗址土壤剖面干态颜色均以浊橙和

浊黄橙为主,润态颜色均以棕和亮棕为主,色调均以 7.5YR 和 10YR 为主,干态明度大部分集中在 6 和 7,润态明度绝大部分集中在 3 和 4,干态彩度集中在 2 和 3,润态彩度集中在 1。而受古人类活动干扰形成

的文化层,其干态颜色差异明显,以灰棕和淡灰为主。遗址土壤剖面的土壤结构均以块状和团块状为主,而受古人类活动干扰形成的灰烬层,其土壤结构为粒

状。遗址土壤剖面中明显有较多古人工制品或人工形成物,如石器、陶片、砖瓦、骨骼和灰烬。遗址土壤剖面均表现较强的石灰性。

表 2 供试土壤的剖面特征
Table 2 Morphological characteristics of studied soil profiles

剖面号	深度(cm)	干态颜色	润态颜色	土壤结构	侵入体(V/V, %)	石灰反应
1	0 ~ 20	浊橙(7.5YR 6/4)	棕(7.5YR 4/3)	块状		无
	20 ~ 70	淡棕(7.5YR 7/2)	棕(7.5YR 4/3)	块状		无
	70 ~ 100	灰棕(7.5YR 4/2)	暗棕(7.5YR 3/3)	粒状	15 ~ 40 石器、灰烬	极强
	100 ~ 140	浊橙(7.5YR 7/3)	暗棕(7.5YR 3/3)	块状	15 ~ 40 陶片	强度
	140 ~ 150	浊橙(7.5YR 6/4)	亮棕(7.5YR 5/6)	块状		强度
	150 ~ 220	淡棕(7.5YR 7/2)	棕(7.5YR 4/3)	块状		强度
	220 ~ 400	浊橙(7.5YR 6/4)	亮棕(7.5YR 5/6)	块状		无
2	0 ~ 40	浊黄橙(10YR 6/4)	棕(10YR 4/6)	团块状		无
	40 ~ 100	浊黄橙(10YR 7/3)	棕(10YR 4/6)	团块状		无
	100 ~ 125	浊黄橙(10Y 7/2.5)	棕(10YR 10/6)	块状		强度
	125 ~ 180	浊黄橙(10YR 7/2.5)	棕(10YR 4/6)	团块状		强度
	180 ~ 300	淡灰(10YR 7/1)	棕(10YR 4/4)	块状	15 ~ 40 陶片	强度
	300 ~ 400	淡黄橙(7.5YR 8/3)	亮棕(7.5YR 5/6)	团块状		强度
3	0 ~ 20	浊黄橙(10YR 6.5/3)	棕(10YR 4/4)	团块状	2 ~ 5 砖瓦	强度
	20 ~ 37	浊黄橙(10YR 6/3)	暗棕(10YR 3/4)	团块状		强度
	37 ~ 55	浊黄橙(10YR 6.5/3)	棕(10YR 4/4)	团块状	15 ~ 40 砖瓦	强度
	55 ~ 80	浊黄橙(10YR 6.5/3)	棕(10YR 4/4)	团块状	15 ~ 40 陶片、骨骼	强度
4	0 ~ 20	浊黄橙(10YR 6/3)	暗棕(10YR 3/4)	团块状		强度
	20 ~ 40	浊黄橙(10YR 7/2.5)	棕(10YR 4/6)	团块状		强度
	40 ~ 65	淡黄橙(7.5YR 8/3)	浊橙(7.5YR 6/4)	团块状	15 ~ 40 瓦砾、灰烬	强度
	65 ~ 105	浊橙(10YR 7/3)	棕(10YR 4/6)	棱块状		中度
	105 ~ 150	浊橙(10YR 7/2.5)	暗棕(10YR 3/4)	团块状		强度
	150 ~ 160	浊黄橙(10YR 6.5/3)	暗棕(10YR 3/4)	团块状		强度

2.2 土壤理化性质

由表 3 可知,遗址土壤剖面黏粒含量变化无规律,因古人类用火产生大量粗颗粒物(>2 mm),降低了黏粒含量,含量范围为 40.2 ~ 189.0 g/kg,平均值为 13.43 g/kg。遗址土壤剖面粗骨含量明显增多,体积含量范围为 1% ~ 30%,平均值为 5.52%。文化剖面 1 中虽然出现上覆土层黏粒含量<150 g/kg、下伏土层黏粒含量绝对增量超过 30 g/kg,但经诊断明显受到古人类活动干扰,土质土色差异明显,为古人类客土形成^[25],非土壤自然发育淀积形成。但文化剖面 3 中出现上覆土层黏粒含量<150 g/kg、下伏土层黏粒的绝对增量超过 30 g/kg,经分析判定为黏化层。

由表 4 可知,遗址土壤剖面的 pH 波动较大,因古人类用火产生大量偏碱性的草木灰物质侵入土体,改变了土壤稳定的 pH 环境,pH 变化范围为 8.11 ~ 8.96,平均值为 8.53。遗址土壤剖面的电导率波动也较大,因古人类用火产生大量草木灰可溶性盐物质,变化范围为 0.02 ~ 0.13 dS/m,平均值为 0.08 dS/m。遗址土壤剖面的有机碳含量变化无规律,且因古人类存储粮食和填埋生活垃圾,增加了土壤有机碳含量,含量变化范围为 2.10 ~ 24.12 g/kg,平均值为 8.41 g/kg。遗址土壤剖面的全磷含量变化无规律,但因古人类居住、饮食活动增加了土壤全磷含量,平均值为 3.56 g/kg。

表 3 供试土壤的物理性质
Table 3 Physical properties of studied soils

剖面号	深度(cm)	颗粒组成(g/kg)			质地	粗骨含量(V/V, %)
		2 ~ 0.05 mm	0.05 ~ 0.002 mm	<0.002 mm		
1	0 ~ 20	163	736	101	黏壤土	1
	20 ~ 70	123.4	785.8	90.8	黏壤土	1
	70 ~ 100	267.5	692.3	40.2	粉黏壤土	20
	100 ~ 140	177	760.9	62.1	黏壤土	1
	140 ~ 150	51	821.1	127.9	黏壤土	1
	150 ~ 220	130.8	797.5	71.7	黏壤土	1
	220 ~ 400	75.8	768.8	145.4	黏壤土	1
2	0 ~ 40	246	611	142	粉壤土	1
	40 ~ 100	236	618	146	粉壤土	1
	100 ~ 125	138	698	164	粉壤土	1
	125 ~ 180	147	693	160	粉壤土	5
	180 ~ 300	219	668	113	粉壤土	22
	300 ~ 400	61	718	121	粉壤土	1
3	0 ~ 20	229	630	141	粉壤土	5
	20 ~ 37	299	584	117	粉壤土	2
	37 ~ 55	204	632	165	粉壤土	15
	55 ~ 80	194	617	189	粉壤土	30
4	0 ~ 20	192	657	151	粉壤土	2
	20 ~ 40	160	659	181	粉壤土	2
	40 ~ 65	238	608	154	粉壤土	5
	65 ~ 105	233	607	160	粉壤土	5
	105 ~ 150	164	667	169	粉壤土	2
	150 ~ 160	165	658	177	粉壤土	2

表 4 供试土壤的化学性质
Table 4 Chemical properties of studied soils

剖面号	深度(cm)	有机碳(g/kg)	全磷 (g/kg)	pH	EC(dS/m)
1	0 ~ 20	11.32	3.84	8.75	0.11
	20 ~ 70	12.43	5.50	8.43	0.12
	70 ~ 100	24.12	6.95	8.44	0.13
	100 ~ 140	13.35	5.99	8.34	0.10
	140 ~ 150	10.57	9.88	8.52	0.11
	150 ~ 220	13.87	5.57	8.66	0.12
	220 ~ 400	4.87	0.55	8.52	0.09
2	0 ~ 40	11.32	1.76	8.85	0.11
	40 ~ 100	7.84	3.99	8.59	0.08
	100 ~ 125	8.24	2.48	8.24	0.08
	125 ~ 180	8.55	2.25	8.55	0.09
	180 ~ 300	8.57	4.64	8.57	0.09
	300 ~ 400	8.87	0.9	8.87	0.09
3	0 ~ 20	6.84	2.4	8.96	0.07
	20 ~ 37	5.83	1.8	8.81	0.06
	37 ~ 55	3.45	2.47	8.59	0.03
	55 ~ 80	2.66	2.66	8.59	0.03
4	0 ~ 20	7.58	2.48	8.31	0.08
	20 ~ 40	5.96	2.38	8.36	0.06
	40 ~ 65	5.95	4.01	8.29	0.06
	65 ~ 105	6.63	2.84	8.4	0.07
	105 ~ 150	2.58	4.53	8.45	0.03
	150 ~ 160	2.10	2.56	8.11	0.02

3 讨 论

3.1 供试土壤 WRB 分类

根据 WRB 分类方案^[26], 遗址土壤剖面 1~4 虽然满足技术土对人工制品的深度和含量要求, 但具有黏化层、雏形层, 从而剖面 1、2、4 可划分为雏形土(Cambosols), 剖面 3 可划分为淋溶土(Luvisols), 具体结果详见表 5。

技术土(Technosols)一级单元的前缀修饰词中表征了“薄层”“封闭”“缓渗”“城市”“工业废弃物”等人工制品的特性, 其他一级单元如剖面 2 和剖面 3 的雏形土和淋溶土的后缀修饰词中也有“技术”前缀表征人工制品的影响。WRB 设立技术土一级单元, 且在其他一级单元中也有“技术”“有毒”和“运移”等后缀修饰词, 较好地体现了土壤受人为扰动的特性, 但前缀修饰词或后缀修饰

词不能完全描述受古人类活动形成的文化剖面。

3.2 供试土壤 ST 分类

根据 ST 分类方案^[27], 遗址土壤剖面 1~4 中虽含有人工制品, 但是因剖面中有雏形层或黏化层, 剖面 1、2、4 被划分为始成土(Inceptisols), 剖面 3 被划分为淋溶土(Alfisols), 而这两个土纲只有以“水耕”为词级的亚类表征受到人为活动的影响, 具体结果详见表 6。

新成土(Entisols)均在其亚类中体现人为运移扰动特征, 且在土族命名中加入人为扰动和人为运移物质等级标准, 细化人工制品的类型和含量等, 充分体现了土壤受人类扰动的程度。然而人为运移扰动特征只在新成土中有所体现, 而其他土纲中未体现该特征, 这使得具有其他土壤特性的遗址土壤参照 ST 分类时, 只能体现自然成土特征, 而忽略人为运移扰动特征。

表 5 供试土壤 WRB 分类结果
Table 5 WRB classification of studied soils

剖面号	诊断层	诊断物质	土壤类型
1	雏形层	人工制品、石灰性物质	石灰饱和雏形土(壤质, 技术)
2	雏形层	人工制品、石灰性物质	石灰饱和雏形土(壤质, 技术)
3	黏化层	人工制品、石灰性物质	简育低活性淋溶土(壤质, 技术)
4	雏形层	人工制品、石灰性物质	石灰饱和雏形土(壤质, 技术)

表 6 供试土壤 ST 分类结果
Table 6 Soil taxonomy classification of studied soils

剖面号	诊断层	诊断物质	土壤类型
1	雏形层	人工运移物质、半干润水分状况、温性	壤质混合型高活性温性非酸性-典型弱发育半干润始成土
2	雏形层	半干润水分状况、温性	壤质混合型高活性温性非酸性-典型弱发育半干润始成土
3	黏化层	半干润水分状况、温性	壤质混合型高活性温性非酸性-典型弱发育半干润淋溶土
4	雏形层	半干润水分状况、温性	壤质混合型高活性温性非酸性-典型弱发育半干润始成土

3.3 供试土壤 CST 分类

根据 CST 分类方案^[28], 遗址土壤剖面 1、2、4 因有雏形层均被划分为雏形土(Cambosols), 剖面 3 因有黏化层被划分至淋溶土(Argosols), 具体结果详见表 7。

遗址土壤参照 CST 被划分为扰动人为新成土

(Turbi-Anthric Primosols)属最适合的类型, 但该类型土壤多指由平整土地、修筑梯田等而形成的人为土壤, “人为扰动层”的定义中并未包含人工制品等侵入体, 故不能完全描述含有古人工制品的土壤。所以目前 CST 分类方案缺乏明确的诊断依据来描述遗址土壤特征。

表 7 供试土壤 CST 分类结果
Table 7 CST classification of studied soils

剖面号	诊断层	诊断特性	土族
1	雏形层	半干润水分状况、石灰性	壤质混合型温性石灰性-普通简育干润雏形土
2	雏形层	半干润水分状况、石灰性	壤质混合型温性石灰性-普通简育干润雏形土
3	黏化层	半干润水分状况、石灰性	壤质混合型温性石灰性-普通简育干润淋溶土
4	雏形层	半干润水分状况、石灰性	壤质混合型温性石灰性-普通简育干润雏形土

3.4 遗址区遗址土壤的系统分类建议

根据本文研究结果,建议在 CST 中增加或修订以下诊断特性:①新增“人为缓透或不透层次”,即人为制造的缓透或不透胶结硬化物质,包括古人类活动形成的砖瓦、地基等构成的任何厚度的层次,其性质显著不同于自然物质,并横向覆盖土壤 95% 以上面积。②修订“人为扰动层次”。在目前 CST 中,由人类活动留下的建筑材料、建筑垃圾和生活垃圾等物质堆填而形成的土层因不满足相应的鉴定条件而不能称为“堆垫表层、堆垫现象、人为扰动层次”,故建议将“由平整土地、修筑梯田等形成的耕翻扰动层”修改为“平整土地、修筑梯田等塑造人工地貌形成的耕翻扰动或挖掘回填层”,包含新增“人为缓透或不透层次”的定义。③增加“人工制品”内涵,即人类创造或进行重大加工、改造的物质,包括古人工制品陶片、石器等。④新增磷质特性。目前 CST 中,富磷特性或富磷现象局限于含有较高含量鸟粪和珊瑚砂、贝壳碎屑的土壤,由于遗址土壤磷富集是一个显著的特征,但由于磷素不是来自鸟粪,因此不能划分为磷质湿润正常新成土,因此,建议新增磷质特性,将其在分类中体现出来,定义为土壤中具有较高含量非鸟粪来源磷的特性。

参照前人研究成果中控制层标准^[29],建议在 CST 中增加“遗址”土类限定词:土表至 200 cm 范围内,厚度大于 20 cm、含 20%(体积分数,加权平均)以上古人工制品的土壤。增加“缓透”土类限定

词:土表至 200 cm 范围内存在人为缓透或不透层次。增加“磷质”亚类限定词:土表至 200 cm 范围内,全磷(P_2O_5)含量 $<35\text{ g/kg}$ 而 $\geq 3.5\text{ g/kg}$,或 0.5 mol/L NaHCO_3 浸提磷(P_2O_5) $\geq 35\text{ mg/kg}$ 的土壤。

参照 ST,建议在 CST 中增加人工制品类别,用于遗址土壤土族和土系划分,体现古人类活动对土壤的技术侵入。根据古人工制品类型,可分为灰烬、古陶瓦、古石器、古有机垃圾、混合古人工制品。其中古有机垃圾多为古人类利用废弃的窖穴、水井或建筑取土后的凹坑倾倒生活垃圾,垃圾物包括植物残渣、动物骨骼。

如表 8 所示,按照上述方案以及土族命名方法,4 个典型遗址土壤均划分到技术人为土中,表明其受到人为作用的影响。其中,剖面 1 具备古人工制品和磷质特征,故划分为含磷遗址技术人为土;剖面 2 和 3 虽均具备古人工制品,但不具备磷质特征,故划分为普通遗址技术人为土;剖面 4 为古人类夯土而成的土墙,剖面中含有人为缓透层次,并具备古人工制品,故划分为遗址缓透技术人为土。在土族命名中,各自体现了特点,剖面 1 中含有因大量古人类用火形成的灰烬,剖面 2 中含有因古人类丢弃垃圾形成的灰坑,含有古有机垃圾,剖面 3 中因含有大量古陶瓦片,剖面 4 中古人工制品多种。该建议方案既体现土壤自然发生过程,又表征了古人类活动对土壤的影响,分类更加具体细致。

表 8 建议方案分类结果
Table 8 Classification of proposal scheme

剖面点号	诊断层	诊断特性	建议方案
1	锥形层	人工制品、石灰性、磷质特性	壤质灰烬混合型温性石灰性-含磷遗址技术人为土
2	锥形层	人工制品、石灰性	壤质古有机垃圾混合型温性石灰性-普通遗址技术人为土
3	黏化层	人工制品、石灰性	壤质古陶瓦片混合型温性石灰性-普通遗址技术人为土
4	锥形层	人为缓透或不透层次、人工制品、石灰性	壤质混合古人工制品混合型温性石灰性-遗址缓透技术人为土

4 结 论

为最小限度地改变 CST 原框架、概念和定义,本研究建议在人为土土纲中增加技术人为土亚纲,并先被检索出来,下设缓透技术人为土和遗址技术人为土土类,分别下设遗址缓透技术人为土和含磷遗址技术人为土、普通遗址技术人为土亚类。与前人相关研究相比,该方案不仅可以较少改动目前 CST 分类诊断体系,也能够较好地将古人类影响的土壤特征和产生的技术物质融合到新增“人为缓透或不透层次”“人工制品”中,作为从古到今所有人类活动和技术物质

的一部分,从而实现遗址土壤在系统分类中恰当的归属。同时在土族划分中加入古人工制品类别,具体体现了古人类活动对土壤的技术侵入。

致谢:感谢中国科学院南京土壤研究所张甘霖研究员和中国农业大学张凤荣教授对本文的指导和建议。

参考文献:

[1] 张甘霖,王秋兵,张凤荣,等.中国土壤系统分类土族和土系划分标准[J].土壤学报,2013,50(4):826-834.
[2] 龚子同,张甘霖.人为土壤形成过程及其在现代土壤学上的意义[J].生态环境,2003,12(2):184-191.

- [3] Rossiter D G. Classification of urban and industrial soils in the world reference base for soil resources (5 pp)[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2007, 7(2): 96–100.
- [4] Lehmann A. Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources)[J]. *International Agrophysics*, 2006, 20(2): 129–134.
- [5] Naethm A, Archibaldheather A, Nemirskycandace L, et al. Proposed classification for human modified soils in Canada: Anthroposolic order[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2012, 92(1): 7–18.
- [6] Burghardt W, Morel J, Zhang G L. Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA)[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2015, 61: 3–21.
- [7] Burghardt W, von Bertrab M. Dialeimmasol, urban soil of pavements[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 16(11): 2500–2513.
- [8] Charzyński P, Hulisz P, Bednarek R, et al. Edifisols—A new soil unit of technogenic soils[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(8): 1675–1686.
- [9] 徐祥明, 覃灵华, 杨慧. 西南典型水耕人为土诊断层黏土矿物特征[J]. *土壤通报*, 2014, 45(2): 265–271.
- [10] 黄佳鸣, 麻万诸, 章明奎. 闽北地区水耕人为土的发生与系统分类研究[J]. *土壤通报*, 2013, 44(4): 769–775.
- [11] 王振健, 刘孝宝, 唐永顺, 等. 水耕人为土土系划分指标选取研究——以成都平原主要水耕人为土为例[J]. *西南农业大学学报*, 2004, 26(3): 307–311.
- [12] 闫湘, 常庆瑞, 王晓强, 等. 陕西关中土垫旱耕人为土样区的基层分类研究[J]. *土壤学报*, 2005, 42(4): 537–544.
- [13] 卢瑛, 龚子同, 张甘霖. 南京城市土壤的特性及其分类的初步研究[J]. *土壤*, 2001, 33(1): 47–51.
- [14] 路晓, 王金满, 李博, 等. 矿山土壤特性及其分类研究进展[J]. *土壤*, 2017, 49(4): 670–678.
- [15] Golyeva A, Zazovskaia E, Turova I. Properties of ancient deeply transformed man-made soils (cultural layers) and their advances to classification by the example of Early Iron Age sites in Moscow Region[J]. *Catena*, 2016, 137: 605–610.
- [16] 吴克宁, 王文静, 查理思, 等. 文化遗址区古土壤特性及古环境研究进展[J]. *土壤学报*, 2014, 51(6): 1169–1182.
- [17] 何毓蓉, 徐祥明, 吴晓军, 等. 古水耕人为土诊断层的特征与形成过程——以广汉三星堆遗址水耕人为土为例[J]. *山地学报*, 2008, 26(6): 672–677.
- [18] Hartemink A E, Bockheim J G. Soil genesis and classification[J]. *Catena*, 2013, 104: 251–256.
- [19] Thurman N C, Sencindiver J C. Properties, classification, and interpretations of minesols at two sites in west Virginia 1[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1986, 50(1): 181–185.
- [20] Prokofeva T V, Gerasimova M, Bezuglova O S, et al. Inclusion of soils and soil-like bodies of urban territories into the Russian soil classification system[J]. *Eurasian Soil Science*, 2014, 47(10): 959–967.
- [21] 张甘霖, 李德成. 野外土壤描述与采样手册[M]. 北京: 科学出版社, 2017.
- [22] 中国科学院南京土壤研究所, 中国科学院西安光学精密机械研究所. 中国标准土壤色卡[M]. 南京: 南京出版社, 1999.
- [23] 张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 2012.
- [24] 杨金玲, 张甘霖, 李德成等. 激光法与湿筛吸管法测定土壤颗粒组成的转换及质地确定[J]. *土壤学报*, 2009, 46(5): 772–780.
- [25] 查理思, 吴克宁, 梁思源, 等. 河南仰韶村文化遗址的土壤指示特征研究[J]. *土壤学报*, 2017, 54(1): 23–35.
- [26] FAO. World Reference Base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps Update 2015[R]. *World Soil Resources Reports*, 106.
- [27] Soil Survey Staff. Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys[M]. 2nd Ed. 1999.
- [28] 中国科学院南京土壤研究所土壤研究所土壤系统分类课题组, 中国土壤系统分类课题研究协作组. 中国土壤系统分类检索(第三版)[M]. 合肥: 中国科技大学出版社, 2001.
- [29] 吴克宁, 高晓晨, 查理思, 等. 河南省典型含有人工制品土壤的系统分类研究[J]. *土壤学报*, 2017, 54(5): 1091–1101.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.031

张艳霞, 陈智坤, 胡文友, 等. 陕西省设施农业土壤退化现状分析. 土壤, 2020, 52(3): 641–645.

陕西省设施农业土壤退化现状分析^①

张艳霞^{1,2}, 陈智坤¹, 胡文友², 孙晓宇³, 黄 标^{2*}, 田 康²

(1 陕西省科学院土壤资源与生物技术应用重点实验室, 陕西省西安植物园(陕西省植物研究所), 西安 710061; 2 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 3 陕西省微生物研究所, 西安 710043)

摘 要: 本文以陕西省为例, 分别对陕北、关中、陕南 148 个重点设施蔬菜基地进行了大棚种植历史、轮作现状、水肥管理、病虫害现状等系统调查, 并通过土壤样品采集, 分析了土壤基本性质、养分含量和重金属含量。结果显示, 陕西省 3 个地区的设施土壤 pH 均显著低于周边大田土壤, 且随着设施种植年限增加土壤 pH 呈现持续下降趋势; 土壤次生盐渍化特征明显($EC > 500 \mu S/cm$); 土壤养分积累现象普遍, 特别是速效养分积累显著; 陕北、关中地区设施土壤部分重金属累积超过大田土壤, 表明该地区设施土壤退化现象明显。结合设施农业调查资料发现, 设施土壤退化的根本原因是利用强度过高、农用品投入过大, 这将对设施生产与生态环境造成影响, 因此, 在该地区, 开展设施土壤轮作休耕或修复工作非常必要。

关键词: 土壤退化; 养分失衡; 设施农业; 土壤修复

中图分类号: X53 **文献标志码:** A

Soil Degradation in Greenhouse Vegetable Production Systems in Shaanxi

ZHANG Yanxia^{1,2}, CHEN Zhikun¹, HU Wenyue², SUN Xiaoyu³, HUANG Biao^{2*}, TIAN Kang²

(1 Key Laboratory of Soil Resource & Biotech Applications, Shaanxi Academy of Sciences, Xi'an Botanical Garden of Shaanxi Province, Institute of Botany of Shaanxi Province, Xi'an 710061, China; 2 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3 Microbiology Institute of Botany of Shaanxi Province, Xi'an 710043, China)

Abstract: The objective of this paper is to investigate the status of plastic greenhouse (PG) soil degradation in Shaanxi Province. 148 PGs in Shaanxi were chosen to conduct the questionnaire surveys on production and management. A total of 330 soil samples in PGs and open fields were collected, and soil pH, soil organic matter (SOM), electrical conductivity (EC), cation exchange capacity (CEC), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), total potassium (TK), bioavailable phosphorus (AvP), bioavailable potassium (AvK) and heavy metals were analyzed. Results showed that the mean value of pH in PG soil was lower than the level in open field soil, and PG soil planted over 10 years had the lowest pH. The mean value of EC in PG soil was much higher than the level in open field soil. The ratios of N: P: K and AvP: AvK in PG soil were respectively higher than those levels in open field soil, showing nutrient imbalance of PG soil. Heavy metals accumulation was more serious in PG soil than in open field soil in northern Shaanxi and the middle of Shaanxi, especially Cd, Cu, and Zn. In conclusion, PG soil degradation is serious in Shaanxi Province. PG soil degradation is closely related to highly intensive agricultural input and yearly continuous cropping, thus, it is very urgent to adopt crop rotation and fallow systems to improve PG soil quality.

Key words: Soil degradation; Nutrient imbalance; Facility agriculture; Soil remediation

设施农业高强度的利用方式对土壤生产功能、污染物行为等影响突出, 导致土壤退化, 如酸化^[1]、次生盐渍化^[2-3]、养分失衡^[4]、污染物积累和有效性提高^[4-6]等, 产生连作障碍; 同时, 一些大田生产条件

下易分解的农药^[7-8]、酰胺酯^[9-10]和抗生素^[11-12]等也会在土壤中积累, 积累量可达大田土壤的数倍, 严重影响设施农业生产发展和农产品质量安全^[13]。陕西省作为我国西北地区主要的设施蔬菜生产基地之一, 近

①基金项目: 陕西省科学院重大研究专项(2016K-07)、陕西省重点研发专项重点项目(2017ZDXM-NY-049)、国家科技基础性工作专项(2015FY110400-(2))和国家青年科学基金项目(41807497)资助。

* 通讯作者(bhuang@issas.ac.cn)

作者简介: 张艳霞(1984—), 女, 山西长治人, 博士后, 主要从事环境管理与土壤污染物暴露风险等相关研究。E-mail: yxzhang@issas.ac.cn

年来,在省委、省政府对设施农业的政策扶持下,设施蔬菜总面积已从 2008 年的不足 1.3 万 hm^2 增至 2014 年的 6.7 万 hm^2 ^[14],设施蔬菜总产量占全省蔬菜总产量的 35.6%^[15]。全省设施蔬菜每公顷净收入达到 15.8 万元^[16],设施农业已成为陕西省农民增收的主导产业。然而,随之带来的设施土壤质量恶化问题也不断出现,这已成为制约陕西省设施农业可持续发展的主要矛盾。因此,本研究通过调查全省重点设施农业基地与土壤样品分析,剖析陕西省设施农业土壤退化现状特征,为下一步开展设施农业土壤轮作休耕和修复工作提供数据支撑,为当地或类似地区决策部门发展设施农业产业提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域

陕西省是我国西部地区主要的蔬菜生产基地之一,设施面积约占西部设施总面积的 15%^[14]。秦岭横贯境内,陕北、关中、陕南的区域空间差异显著,主要表现为:陕南处于秦岭以南,为北亚热带大陆性湿润季风气候;植被覆盖率高,土壤黏粒较多、pH 呈弱酸性、有机质含量高;多为山区,交通不便;温室类型以塑料大棚为主,全年蔬菜生产不停歇。关中处于秦岭以北,为暖温带半湿润大陆性季风型气候,地势平坦,是陕西主要粮食产区,土层较厚、土壤 pH 呈中偏弱碱性、有机质含量较高;塑料大棚与日光温室比重相当,基本实现全年生产。陕北北接内蒙,为温带大陆性半干旱气候;榆林多为沙土地、延安多为黄土地,植被覆盖少,土壤 pH 呈中性偏碱性、有机质含量偏低;以日光温室为主,夏季一般停歇,秋冬季进行蔬菜生产。

1.2 调查及样品采集与处理

设施蔬菜生产基地土壤调查与采样开展于 2016 年。通过对全省各县规模以上设施农业示范园筛选,最终确定 148 家(其中,陕北 47 家,关中 88 家,陕南 14 家)设施蔬菜基地开展研究,涵盖全省 10 个地级市。陕北以日光温室为主,陕南以塑料大棚为主,关中地区两种设施类型均普遍(图 1)。调查内容主要包括设施蔬菜大棚的种植历史、种植年限、农膜使用、肥料使用、灌溉历史、农药使用、病虫害情况等。

在这些设施蔬菜基地,共采集设施土壤样品 200 份,对照农田土壤样品 130 份,样点采用 GPS 定位。在每一个设施蔬菜基地的棚内采用“之”字型采样法^[17],采集 5 个表层土壤(0~20 cm),混合均匀后取约 1 kg 装入自封袋形成一个土壤样品,对照样

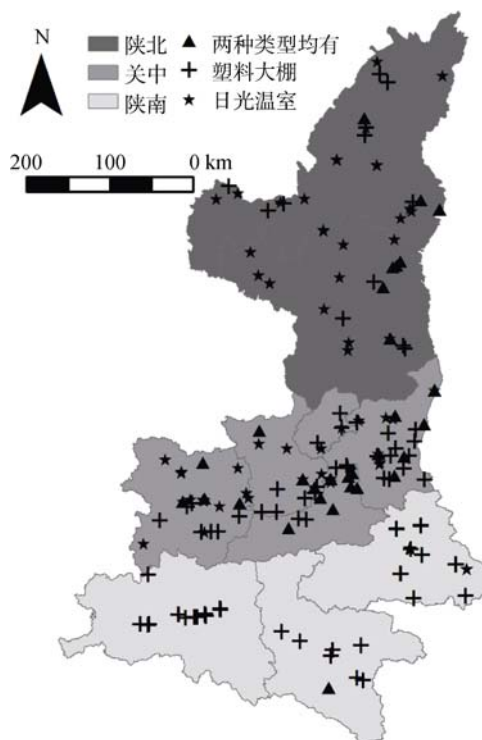


图 1 陕西省设施蔬菜基地设施大棚类型及采集点位

品取自大棚外无大棚种植历史的农田,包括小麦地、油菜地、稻田等,同样为 5 个点的混合样品。野外采集的土壤样品经风干后,剔除石块、植物根茎等杂质,研磨分别过 10 目筛用于土壤 pH、电导率(EC)、有效磷(AvP)、速效钾(AvK)测定;过 60 目筛用于阳离子交换量(CEC)、有机质(SOM)、全氮(TN)的测定;过 100 目筛用于 Cd、As、Hg 测定;过 200 目筛待全磷(TP)、全钾(TP)、Cr、Cu、Pb、Zn 等全量测定。

1.3 样品分析

土壤 pH 采用水土比 2.5 : 1 混匀,并用 PHS-3C 型酸度计进行测定;EC 采用电导率仪(DDS-307)进行测定,水土比 5 : 1;AvP 采用 NaHCO_3 提取,钼锑抗比色,分光光度计测定;AvK 测定采用 NH_4OAc 提取,火焰光度计(FP650)分析;CEC 测定采用 $\text{NH}_4\text{OAc-EDTA}$ (1 mol/L:0.005 mol/L)提取,定氮仪(DDS-307)蒸馏方法测定;SOM 采用外加加热重铬酸钾氧化容量法测定;TN 采用浓 H_2SO_4 消化,凯氏定氮法测定。以上测试方法详见《土壤农业化学分析方法》^[17]一书。土壤 Cd 采用盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸消解,电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)测定^[18],As、Hg 采用王水消解,原子荧光光谱法(AFS)测定^[19]。TP、TK、Cr、Cu、Pb、Zn 等含量测定采用 200 目土壤通过压片,X 射线荧光光谱仪(PW2440X)测定^[20]。

2 结果

2.1 设施农业土壤酸化及次生盐渍化特征

设施土壤酸化、盐化现象明显, 陕南、关中、陕北 3 个地区设施农业土壤 pH 均低于对应区域的大田土壤, 其中陕北、关中地区差异均达到 $P<0.01$ 显著水平(表 1)。尽管陕南地区设施农业土壤 pH 较大田土壤差异没有达到显著水平, 但其设施土壤的 pH 降幅最大(平均下降 0.69 个 pH 单位), 其次是陕北(0.52)、关中(0.25)。陕北设施蔬菜种植年限在 10 a 以上的土壤 pH 显著高于种植年限在 5~9 a 的设施土壤; 而关中和陕南地区则、种植年限 10 a 以上土壤 pH 低于种植 5~9 a 土壤, 差异不显著(表 2)。陕北、关中、陕南设施土壤 EC 值显著高于大田土壤, 设施土壤 50% 以上的点位 EC 值超过 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 铜川、安康等部分点位 EC 值超过 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 说明设施大棚土壤已经发生次生盐渍化。由于不同地区、不同种植年限

设施蔬菜土壤样本间 EC 的变异系数均较大, 不同地区、不同种植年限间土壤 EC 差异并不显著。

2.2 设施土壤主要养分累积状况

设施土壤养分积累现象普遍, 特别是土壤速效养分。与普通大田相比, 设施土壤 TN 和 TP 显著增加。与全国统分级标准相比, 陕北设施土壤 TN 处于 4 级, 中等水平(0.75~1.0 g/kg); 而陕南和关中地区设施土壤处于第 3 等级, 高水平(1.0~1.5 g/kg)。设施土壤 TP 积累更加明显, 3 个区域设施土壤 TP 均处于第 1 等级, 极高水平(>1.0 g/kg)。虽然普通大田土壤和设施土壤 AvP 都处于极高水平(> 40 mg/kg), 陕北、关中和陕南地区设施土壤 AvP 含量分别是对应大田土壤的 2.92 倍、3.22 倍和 2.61 倍。3 个区域设施土壤 AvK 含量都处于极高水平(> 200 mg/kg), 设施大棚 AvP:AvK 比例明显高于大田(表 3), 说明设施土壤中有有效磷和速效钾的积累量不同。

表 1 设施大棚与大田土壤 pH、CEC、EC、SOM 的比较

土壤来源	pH			EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			CEC (mmol/kg)			SOM (g/kg)		
	陕北	关中	陕南	陕北	关中	陕南	陕北	关中	陕南	陕北	关中	陕南
大田	8.72 A	8.19 A	6.86 a	127.55 B	177.17 B	143.07 B	63.39 a	175.19 a	165.45 a	6.2 B	12.8 b	15.2 b
大棚	8.20 B	7.94 B	6.17 a	482.95 A	548.80 A	669.77 A	70.57 a	174.18 a	174.17 a	10.6 A	16.9 a	19.2 a

注: 表中同列数据不同的小写和大写字母分别表示大田和大棚土壤间差异达 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 显著水平。

表 2 种植年限对设施大棚土壤 pH、CEC、EC、SOM 的影响

地区	种植年限(a)	样本量	pH	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	SOM(g/kg)	CEC (mmol/kg)
陕北	>10	27	8.33 $\pm$ 0.52 a	390.77 $\pm$ 306.40 b	7.9 $\pm$ 4.2 B	65.25 $\pm$ 24.34 b
	1~4	17	8.14 $\pm$ 0.62 ab	443.74 $\pm$ 593.53 ab	9.7 $\pm$ 5.2 B	63.56 $\pm$ 31.50 b
	5~9	11	7.81 $\pm$ 0.57 b	845.50 $\pm$ 598.74 a	15.9 $\pm$ 7.8 A	86.57 $\pm$ 22.98 a
关中	>10	50	7.89 $\pm$ 0.60 a	547.75 $\pm$ 585.05 a	15.8 $\pm$ 8.7 a	183.96 $\pm$ 58.87 a
	1~4	23	8.00 $\pm$ 0.61 a	557.36 $\pm$ 668.57 a	18.1 $\pm$ 8.7 a	147.92 $\pm$ 40.08 a
	5~9	18	7.91 $\pm$ 0.44 a	524.86 $\pm$ 417.10 a	16.2 $\pm$ 5.8 a	171.83 $\pm$ 60.36 a
陕南	>10	11	5.91 $\pm$ 1.06 a	776.55 $\pm$ 669.00 a	16.1 $\pm$ 3.3 a	158.64 $\pm$ 56.02 a
	1~4	21	6.94 $\pm$ 0.82 a	517.19 $\pm$ 504.64 a	18.4 $\pm$ 11.0 a	185.44 $\pm$ 82.08 a
	5~9	6	6.41 $\pm$ 1.12 a	438.48 $\pm$ 211.37 a	15.1 $\pm$ 4.3 a	136.08 $\pm$ 62.39 a

注: 同列数据小写字母和大写字母不同分别表示同一地区不同种植年限土壤间差异 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 显著水平。

表 3 设施大棚与大田土壤 N、P、K、AvK 和 AvP 含量

指标	陕北		关中		陕南	
	大田	大棚	大田	大棚	大田	大棚
样本量	42	56	75	93	24	51
TN (g/kg)	0.44 $\pm$ 0.27 B	0.76 $\pm$ 0.53 A	0.93 $\pm$ 0.54 B	1.24 $\pm$ 0.71 A	0.98 $\pm$ 0.42 B	1.48 $\pm$ 0.81 A
TP (g/kg)	0.77 $\pm$ 0.32 B	1.11 $\pm$ 0.51 A	1.09 $\pm$ 0.52 B	1.52 $\pm$ 0.76 A	1.10 $\pm$ 0.39 B	1.58 $\pm$ 0.80 A
TK (g/kg)	17.62 $\pm$ 1.31 a	17.56 $\pm$ 1.09 a	19.32 $\pm$ 1.09 a	19.55 $\pm$ 1.53 a	19.26 $\pm$ 2.37 b	20.65 $\pm$ 2.39 a
N:P:K	2.5:4.4:100	4.3:6.3:100	5.3:6.2:100	7.0:8.6:100	5.6:6.2:100	8.4:9.0:100
AvP (mg/kg)	41.85 $\pm$ 64.23 B	122.16 $\pm$ 107.78 A	44.40 $\pm$ 76.54 B	142.94 $\pm$ 112.36 A	59.79 $\pm$ 62.19 B	156.33 $\pm$ 98.22 A
AvK (mg/kg)	185.05 $\pm$ 104.04 B	273.66 $\pm$ 183.76 A	277.76 $\pm$ 281.14 B	422.65 $\pm$ 54.88 A	151.83 $\pm$ 65.37 B	303.61 $\pm$ 300.31 A
AvP:AvK	23:100	66:100	24:100	77:100	32:100	84:100

注: 同行数据小写字母和大写字母不同分别表示同一地区大田和大棚土壤间差异达 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 显著水平。

2.3 设施土壤重金属累积状况

本文主要考察了重金属在设施土壤中的累积情况。结果显示,陕北、关中地区设施土壤 Cd、Cu、Zn 等累积量高于普通大田土壤,陕南地区仅 Zn 在设施土壤中的累积高于大田(表 4)。与国家《温室蔬菜

产地环境质量评价标准》(2006)进行比较,设施表层土壤 Cd、Zn 等累积已出现超标样点,超标率在 0.5%~7.2%,在设施生产最强烈的关中地区较为突出。同时,部分重金属(如 Cd 和 Zn)含量随种植年限的增加有增加趋势(图 2)。

表 4 设施大棚与大田间土壤重金属含量比较(mg/kg)

重金属	陕北		关中		陕南	
	大田	大棚	大田	大棚	大田	大棚
As	9.30 ± 1.85	9.18 ± 1.65	11.65 ± 1.15	11.40 ± 1.32	10.28 ± 4.12	9.70 ± 2.09
Cd	0.12 ± 0.04	0.13 ± 0.04	0.20 ± 0.08	0.24 ± 0.16	0.37 ± 0.49	0.26 ± 0.10
Cr	45.75 ± 8.15	48.04 ± 10.37	56.05 ± 9.75	58.71 ± 13.01	90.70 ± 24.30	72.46 ± 14.81
Cu	17.78 ± 2.59	18.64 ± 3.35	23.34 ± 3.07	26.03 ± 8.86	31.98 ± 12.60	28.76 ± 7.05
Hg	0.04 ± 0.06	0.04 ± 0.03	0.08 ± 0.12	0.10 ± 0.11	0.11 ± 0.10	0.10 ± 0.07
Pb	16.55 ± 2.04	16.72 ± 2.10	24.25 ± 6.53	23.69 ± 6.05	26.76 ± 4.48	24.83 ± 5.02
Zn	57.70 ± 17.15	63.46 ± 8.36	74.42 ± 14.08	90.04 ± 36.36	98.15 ± 37.27	105.89 ± 4.35

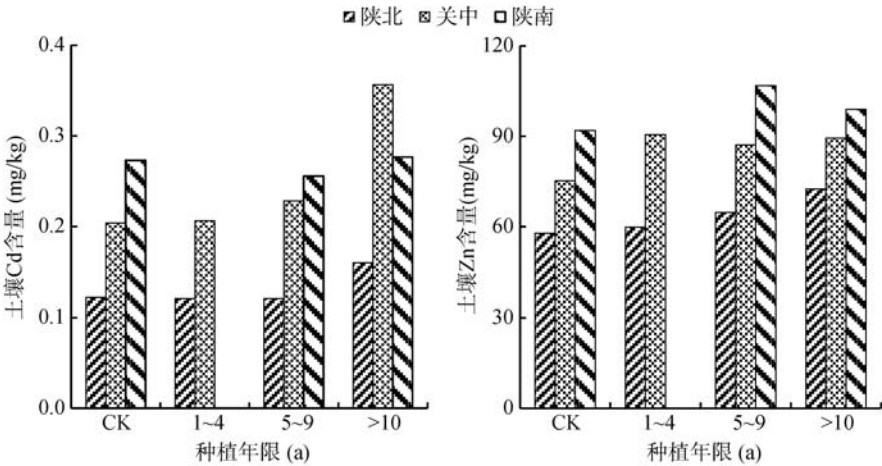


图 2 种植年限对不同区域设施土壤 Cd 和 Zn 含量的影响

3 讨论

3.1 土壤退化导致作物连作障碍与环境问题

研究结果显示,陕西设施土壤已经呈现酸化、次生盐渍化、土壤速效养分积累、部分重金属累积超标等土壤退化问题。结合现场调查结果来看,陕西省设施农业土壤的这些退化现象已普遍存在。土壤退化已对当地设施生产产生了一定的影响,集中表现在作物生长出现连作障碍。一般而言,设施土壤连作障碍主要表现在:①土传病原菌感染引起的植物病害^[21];②长期单一植物种植对某一种养分嗜好引起的养分失调;③植物自毒或化感物质积累^[22]。调查发现,这些现象在陕西省不同地区的设施大棚中均有不同程度发生,如常见的线虫病害、土壤盐渍化明显(表 1、2)、设施土壤速效磷钾比例明显失调(表 3)等。更

严重的是,部分土壤退化显著的大棚由于无法种植已被放弃,尤其在设施农业发展较早的地区,如大荔、泾阳、杨凌等地区,常见年代较老的设施大棚被弃之不用,而另寻新的土地种植,蚕食有限的土壤资源。

土壤退化可能还对设施环境产生较大的影响。主要表现在:①影响作物品质。随着土壤 pH 降低、有机质积累、盐分增加等可提高土壤中重金属的生物有效性和作物的吸收。②影响水环境质量。土壤中氮磷、农药、酞酸酯等物质累积,并会向周边环境迁移,尤其是陕西境内的设施灌溉主要取自地下水,这会增加地下水和地表水中养分或污染物超标风险,破坏水生环境^[23]。③影响大气环境质量^[24]。作为高量施肥生产的设施农业生态系统,其氮肥利用很低,调查显示设施蔬菜氮肥施用量高达每年 2 000 kg/hm²,其中作物吸收仅利用 10%~30%,约 30% 通过氨挥发和

反硝化挥发进入大气。

3.2 设施土壤质量改进措施设想

设施农业土壤退化及其生态效应形成的根本原因,是这一系统内土壤高强度单一利用、农用投入品高量使用,以及封闭的设施环境^[14]。为解决这一问题,当地种植户采取了多种措施进行防控。例如,现场调查发现,针对日光温室大棚,种植户选择在7、8月份歇棚期,进行土壤熏蒸或闷棚灭菌操作,这些措施对短期内的土壤退化有一定效果。然而,一旦土壤退化超出土壤的耐受能力,这些措施的作用将大大减弱,最终不得不改种其他作物或弃耕,影响土壤的产出效能,甚至浪费土地资源。因此,要从根本上解决设施农业土壤退化问题,需要转换思路,另辟蹊径。

土壤轮作休耕^[2, 25-26]是一种将农业生产由强度利用型转变为生态友好型的农业生产方式,即通过合理配置资源,用养结合,促进土壤资源可持续利用,实现现代农业可持续发展。现场调查发现,不少种植户采取了一些轮作措施,如蔬菜-玉米轮作、蔬菜-蘑菇轮作等,取得了好的效果。将这些经验加以总结,并结合农产品的市场价格波动峰谷期、政府补贴政策,以及设施农业规模化生产等发展趋势,可将设施土壤轮作休耕形成体系,并加以推广,最终解决设施农业土壤退化问题,实现设施农业的可持续发展。

4 结论

通过对陕西省陕北、关中、陕南3个地区的重点设施农业基地调查、土壤样品采样分析,发现陕西省设施土壤质量呈现退化趋势,主要表现在4个方面:①设施土壤酸化,其中,陕南地区设施土壤pH降幅最大;②次生盐渍化,设施土壤EC值显著高于大田土壤;③土壤养分积累,其中TP、TN累积明显;④部分地区设施土壤重金属累积超过大田土壤。结合设施大棚调查资料,我们发现设施土壤退化已导致作物生产受到影响,同时土壤退化和污染物积累也可能对设施农田的生态环境产生影响。设施土壤退化的根本原因是设施土壤的高强度单一利用和高量投入。因此,采取有效措施防止设施土壤退化非常必要,而轮作休耕是防止土壤退化的重要措施之一。

参考文献:

[1] 史静,张乃明,包立.我国设施农业土壤质量退化特征与调控研究进展[J].中国生态农业学报,2013,31(7):787-794.
[2] 施毅超,胡正义,龙为国,等.轮作对设施蔬菜大棚中次生盐渍化土壤盐分离子累积的影响[J].中国生态农业学报,2011,19(3):548-553.

[3] 余海英,李廷轩,周健民.设施土壤次生盐渍化及其对土壤性质的影响[J].土壤,2005,37(6):581-586.
[4] 蔡祖聪.我国设施栽培养分管理中待解的科学和技术问题[J].土壤学报,2019,56(1):36-43.
[5] 胡文友,黄标,马宏卫,等.南方典型设施蔬菜生产系统镉和汞累积的健康风险[J].土壤学报,2014,51(5):1045-1055.
[6] 刘兆辉,江丽华,张文君,等.山东省设施蔬菜施肥量演变及土壤养分变化规律[J].土壤学报,2008,45(2):296-303.
[7] 周威.多菌灵、百菌清、毒死蜱在大棚和露地蔬菜及其土壤中的残留特征[D].杭州:浙江大学,2013.
[8] 王少云.多菌灵、百菌清、毒死蜱在大棚黄瓜和土壤中的残留特征及其对土壤遗传毒性的影响[D].杭州:浙江大学,2015.
[9] Ma T T, Wu L H, Chen L, et al. Phthalate esters contamination in soils and vegetables of plastic film greenhouses of suburb Nanjing, China and the potential human health risk[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2015, 22, 12018-12028.
[10] Wang J, Luo Y M, Teng Y, et al. Soil contamination by phthalate esters in Chinese intensive vegetable production systems with different modes of use of plastic film[J]. Environmental Pollution, 2013, 180: 265-73.
[11] 罗凯,李文红,章海波,等.南京典型设施菜地有机肥和土壤中四环素类抗生素的污染特征调查[J].土壤,2014,46(2):330-338.
[12] Yin C Y, Luo Y M, Teng Y, et al. Pollution characteristics and accumulation of antibiotics in typical protected vegetable soils[J]. Environmental Science, 2012, 33(8): 2810-2815.
[13] 褚素贞,王莉丽,赖丽芳.蔬菜大棚土壤质量下降原因及改良方法的研究进展[J].安徽农业科学,2015,43(11):78-80.
[14] Hu W, Zhang Y, Huang B, et al. Soil environmental quality in greenhouse vegetable production systems in eastern China: Current status and management strategies[J]. Chemosphere, 2017, 170: 183-195.
[15] 中国农业研究网.陕西省蔬菜设施数量和面积不断增加[N].2015. <http://ny.chinaair.com/news/20150413/154007798.shtml>.
[16] 陕西省农业厅.设施蔬菜成陕西省效益最好的农业主导产业[N].2015. <http://news.163.com/15/0509/19/AP6RF5J000014AEE.html>.
[17] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,2000.
[18] 蔡萃杨.电感耦合等离子体质谱法测定土壤中的铜锌铅镉[J].四川地质学报,2015,3(35):452-454.
[19] 杜英秋.王水消解-原子荧光光谱法测定土中砷和汞.黑龙江农业科学[J].2013(10):100-103.
[20] 陈霄龙.X射线荧光光谱法检测土壤中重金属的研究[D].长春:长春理工大学,2014.
[21] 王海霞,王念平.大棚蔬菜连作障碍防治措施[J].现代农业科技,2007(16):98-99.
[22] 缪其松,张聪,广建芳,等.设施土壤连作障碍防控技术研究进展[J].北方园艺,2017,16:180-185.
[23] 黄标,胡文友,虞云龙,等.我国设施蔬菜产地土壤环境质量及管理对策[J].中国科学院院刊,2015,30:194-202.
[24] Wang G, Zhang R, Gomez M E, et al. Persistent sulfate formation from London Fog to Chinese haze[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2016, 113: 13630-13635.
[25] 钱晨晨,黄国勤,赵其国.中国轮作休耕制度的应用进展[J].农学学报,2017,7(3):37-41.
[26] 王志强,黄国勤,赵其国.新常态下我国轮作休耕的内涵、意义及实施要点解析[J].土壤,2017,49(4):651-657.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.032

李娟, 周立军, 等. 间作五指毛桃土壤和根主要中微量元素含量及相关性分析. 土壤, 2020, 52(3): 646–650.

间作五指毛桃土壤和根主要中微量元素含量及相关性分析^①

李娟, 周立军

(中国热带农业科学院橡胶研究所/农业部儋州热带作物科学观测试验站, 海南儋州 571737)

摘 要: 为了解在成龄胶园间作的五指毛桃根际与非根际土壤及其根中主要中、微量元素含量情况, 测定了试验区根际与非根际各 30 个土壤样品和对应五指毛桃根的 Ca、Mg、Fe、Mn、Cu 和 Zn 含量, 分析了两者的关系, 并评价了根际与非根际土壤中、微量元素丰缺状况。结果表明, 非根际土壤 Ca、Mg、Fe、Mn 含量的平均值都高于根际土壤, 而 Cu、Zn 含量的平均值都低于根际土壤。土壤 Ca、Mg 含量 80% 以上处于缺水平, 而 Fe、Mn 含量处于丰或很丰水平, Cu、Zn 含量处于适中水平。五指毛桃根际与非根际土壤中、微量元素存在空间上的广泛变异。五指毛桃根中、微量元素的平均值从大到小的排序是 $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu}$ 。土壤中、微量元素与五指毛桃根中相对应的中、微量元素相关性不强, 且表现复杂。本研究结果揭示, 在成龄胶园间作五指毛桃应当适量施用 Ca 肥、Mg 肥和喷施一些 Cu 元素叶面肥, 并实行科学施肥, 减少养分淋失。

关键词: 五指毛桃; 成龄胶园; 中、微量元素; 根; 根际土壤; 非根际土壤

中图分类号: 文献标志码: A

Contents and Correlation of Main Medium and Micro Elements in Roots and Soils of Intercropped *Ficus hirta* Vahl. In Rubber Plantation

LI Juan, ZHOU Lijun

(Rubber Research Institute, Chinese Academy of Tropical Agricultural Sciences / Danzhou Investigation & Experiment Station of Tropical Crops, Ministry of Agriculture, Danzhou, Hainan 571737, China)

Abstract: The contents, correlations and abundance or deficiency levels of medium elements (Ca and Mg) and micro elements (Fe, Mn, Cu and Zn) were determined and estimated for 30 samples of the roots, rhizosphere and non-rhizosphere soils of *Ficus hirta* Vahl. intercropped in rubber plantation. The results showed that the average contents of Ca, Mg, Fe and Mn were lower in rhizosphere soils than non-rhizosphere soils, while the average contents of Cu and Zn were higher in rhizosphere soils than in non-rhizosphere soil. 80% of soil samples (rhizosphere and non-rhizosphere) were deficient in Ca and Mg, while Fe and Mn contents were plentiful or very plentiful, Cu and Zn contents were moderate in all soil samples (rhizosphere and non-rhizosphere). There were wide spatial variations of medium and micro elements in rhizosphere and non-rhizosphere soils of *Ficus hirta* Vahl. The average contents of medium and micro elements in the roots of *Ficus hirta* Vahl. were in order of $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Significant positive correlations were found only between the contents of Mg and Mn in the roots of *Ficus hirta* Vahl. and in non-rhizosphere soils. The results of this study indicated that the Ca and Mg fertilizers and Cu leaf fertilizer should be applied properly and reasonably for the intercropped *ficus hirta* Vahl. while nutrient loss should be cared.

Key words: *Ficus hirta* Vahl.; Rubber plantation; Medium and micro elements; Root; Rhizosphere soils; Non-rhizosphere soils

五指毛桃(*Ficus hirta* Vahl.), 又名南芪, 土黄芪, 等, 是桑科榕属多年生灌木或落叶小乔木, 高 2~8 m, 以根入药, 全年均可采收, 鲜用或晒干, 既可药用, 又可煲汤用^[1-4]。现代药理学研究认为, 五指毛桃根中具有药理作用的成分, 除了氨基酸、糖类、甾类、香豆精等有机成分外, 还有人体必需的中微量元素钙

(Ca)、镁(Mg)、铁(Fe)、锰(Mn)、铜(Cu)、锌(Zn)等^[5-7], 它们含量的高低是评价五指毛桃质量优劣的重要方面。五指毛桃根中的中微量元素进入人体后, 将会对人体的健康起到非常重要的作用^[8-10]。有研究表明, 补益中药中含有微量元素的多寡直接影响其药效^[11]。植物所有的中微量元素均来自土壤矿物质。土壤矿物

①基金项目: 中国热带农业科学院基本科研业务费专项资金(1630022017012)和现代农业产业技术体系建设专项资金(CARS-33)资助。

作者简介: 李娟(1978—), 女, 湖南衡阳人, 博士, 副研究员, 主要从事胶园间作研究。E-mail: njtrs2003@163.com

质是岩石经风化作用形成的,是土壤固相的主体物质,构成了土壤的“骨骼”,占土壤固相总质量的95%~98%,但土壤中的矿物质元素绝大多数具有惰性,不能被植物吸收,只有2%~3%的矿物质元素在风化成土作用过程中发生了活化,才成为被植物吸收利用的有效营养,也是土壤自然养分的重要组成部分。因此,土壤含有的中、微量营养元素的有效浓度是土壤肥力水平的重要指标之一^[12]。五指毛桃所需要的中、微量元素主要来自土壤,因此土壤中、微量元素的有效含量的高低直接影响五指毛桃根吸收量,最终影响五指毛桃产品品质。影响土壤中、微量元素的有效含量的因素有很多,比如成土母质、植物吸收、微生物活动、土壤的理化性质、种植方式、施肥、灌溉、喷洒农药等^[13-14]。

成龄胶园具有一定的荫蔽度,适合耐阴作物生长,而五指毛桃具有一定的耐阴性,适合在成龄胶园生长。因此,在成龄胶园中间作五指毛桃既可满足五指毛桃消费日益增加的需要,又可充分利用广阔的成龄胶园林下土地资源。成龄胶园高荫蔽度条件下间作五指毛桃,土壤的中、微量元素含量状况怎样,及其对间作的五指毛桃根部的中、微量元素吸收积累的影响又是怎样的并不清楚,这将对成龄胶园中间作的五指毛桃的质量评价和间作施肥产生影响。因此本文将探讨成龄胶园间作土壤有效中、微量元素有效态含量及其对五指毛桃根的中、微量元素含量的影响,为五指毛桃的质量评价和间作施肥提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验地与材料

试验在中国热带农业科学院橡胶研究所三队成龄胶园进行,该胶园于2002年定植,品种为热研7-20-59,由中国热带农业科学院橡胶研究所提供,株行距为3 m×7 m,2010年开割,试验当年为第4割龄。供试土壤耕层0~20 cm,土壤含有机质10.92 g/kg,全氮0.46 g/kg,全磷0.32 g/kg,全钾10.59 g/kg,有效磷31.20 mg/kg,速效钾32.77 mg/kg,硝态氮8.62 mg/kg,铵态氮3.25 mg/kg,pH 4.63。

五指毛桃于2013年7月,在离橡胶树2 m远的地方开始种植,种植密度为50 cm×60 cm。供试肥料为尿素(含N 46.0%)260 kg/hm²;过磷酸钙(含P₂O₅ 18.0%)500 kg/hm²;硫酸钾(含K₂O 54.0%)278 kg/hm²。

1.2 样品采集

1.2.1 土壤采集,于2017年6月(收获前)分别采集根际、非根际土壤各30个。以“S”型采样法在采样

单元随机选取30个取样点,采集0~20 cm土层土样。根际土壤样品:采用抖土法;非根际土壤样品:除去根际土壤的其他土壤取样,并各自装入自封袋。将取回的土样摊放在洁净的报纸上,剔除石块、残根等杂物,自然风干,磨碎,过0.84 mm的尼龙筛,然后保存在自封袋中备用。

1.2.2 五指毛桃根采集,收集采集过根际土壤的植株根,装于塑料袋中,贴好标签,带回实验室。将取回的根冲洗、烘干、粉碎、过筛,然后分析其中、微量元素含量。

1.3 样品测定

采用原子吸收分光光度法^[15]测定土壤交换性Ca、交换性Mg、有效Fe、有效Mn、有效Cu、有效Zn含量和五指毛桃根Ca、Mg、Fe、Mn、Cu、Zn含量。其中采用乙酸铵+EDTA-Na浸提的是交换性Ca和交换性Mg;采用HCl浸提的是有效Fe、有效Mn、有效Cu、有效Zn;五指毛桃根Ca、Mg、Fe、Mn、Cu、Zn采用干灰化法,灰化后HCl溶解。

1.4 评价标准

依据海南省第二次土壤普查中、微量元素分级标准对供试胶园土壤中、微量元素含量进行评价^[16]。

1.5 统计分析

采用SPSS17.0进行描述性分析和相关分析。

2 结果与分析

2.1 根际与非根际土壤中、微量元素分布特征

由表1、2可知,非根际土壤交换性Ca、交换性Mg、有效Fe、有效Mn的平均值均高于根际土壤,而有效Cu、有效Zn的平均值都低于根际土壤。交换性Ca、交换性Mg在根际土壤的平均值均在很缺水平,而在非根际土壤则均在缺水平;有效Fe在根际与非根际土壤的平均值均在很丰富水平;有效Mn在根际土壤的平均值在丰富水平,而在非根际土的平均值则在很丰富水平;有效Cu、有效Zn在根际与非根际土壤的平均值均在适中水平。根际、非根际土壤有效中、微量元素的变异系数在22.06%~119.25%,均存在较大的变异,其中交换性Ca和交换性Mg的变异系数较大,其次是有效Fe和有效Mn,再次是有效Cu和有效Zn。

2.2 五指毛桃根中、微量元素分布特征

由表3可知,五指毛桃根中、微量元素的平均值从大到小的排序是Ca>Mg>Mn>Fe>Zn>Cu。五指毛桃根中各种中、微量元素的变异幅度均存在较大差异。

表 1 根际与非根际土壤中、微量元素描述性统计

元素	变幅(mg/kg)		平均值(mg/kg)		变异系数(%)		95%置信区间(mg/kg)	
	根际	非根际	根际	非根际	根际	非根际	根际	非根际
交换性 Ca	62.48 ~ 957.40	50.20 ~ 1488.92	228.16	375.93	84.17	81.66	156.45 ~ 299.87	261.30 ~ 490.57
交换性 Mg	13.73 ~ 125.76	14.23 ~ 482.40	38.02	78.83	72.18	119.25	27.77 ~ 48.27	43.73 ~ 113.94
有效 Fe	26.47 ~ 141.52	27.36 ~ 150.25	63.15	80.14	48.08	37.68	51.81 ~ 74.49	68.86 ~ 91.41
有效 Mn	12.22 ~ 45.41	17.80 ~ 61.23	22.55	33.60	40.44	32.62	19.15 ~ 25.96	29.50 ~ 37.69
有效 Cu	0.35 ~ 1.08	0.33 ~ 0.93	0.57	0.54	26.32	25.93	0.52 ~ 0.63	0.49 ~ 0.60
有效 Zn	0.33 ~ 2.01	0.40 ~ 1.01	0.74	0.68	41.89	22.06	0.62 ~ 0.85	0.62 ~ 0.74

表 2 根际与非根际土壤中、微量元素各级所占比例(%)

	很丰富		丰富		适中		缺		很缺	
	根际	非根际	根际	非根际	根际	非根际	根际	非根际	根际	非根际
交换性 Ca	—	3.33	3.33	10.00	6.67	10.00	10.00	23.33	80.00	53.33
交换性 Mg	—	3.33	—	3.33	6.67	13.33	10.00	30.00	83.33	50.00
有效 Fe	100.00	100.00	—	—	—	—	—	—	—	—
有效 Mn	16.67	60.00	60.00	40.00	23.33	—	—	—	—	—
有效 Cu	—	—	3.33	—	96.67	100.00	—	—	—	—
有效 Zn	—	—	6.67	3.33	76.67	86.67	16.67	10.00	—	—

表 3 五指毛桃根中、微量元素描述性统计

元素	变幅(mg/kg)	平均值(mg/kg)	变异系数(%)
Ca	3850.97 ~ 12949.43	7386	39.70
Mg	720.06 ~ 2489.92	1 464.87	33.09
Fe	202.87 ~ 716.98	399.93	34.81
Mn	167.81 ~ 885.82	477.44	32.77
Cn	0.81 ~ 3.90	2.37	34.60
Zn	32.51 ~ 182.11	77.29	37.53

2.3 根际和非根际土壤中、微量元素与五指毛桃根中、微量元素相关性分析

根际、非根际土壤与五指毛桃根的中、微量元素相关性分析(表 4)表明, 除非根际土壤中交换性 Mg、有效 Mn 与五指毛桃根中相对应的元素含量显著相关外, 非根际土壤中其他元素含量均与五指毛桃根中相对应的元素含量无显著的正相关关系, 有些甚至是负相关; 而根际土壤中、微量元素与五指毛桃根中相对应元素含量相关性比非根际土壤的相关性弱。

表 4 根际和非根际土壤中、微量元素与五指毛桃根中、微量元素相关系数

元素	土壤	五指毛桃根					
		Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
交换性 Ca	根际	-0.042	—	—	—	—	—
	非根际	0.216	—	—	—	—	—
交换性 Mg	根际	—	-0.027	—	—	—	—
	非根际	—	0.469**	—	—	—	—
有效 Fe	根际	—	—	0.211	—	—	—
	非根际	—	—	0.322	—	—	—
有效 Mn	根际	—	—	—	-0.060	—	—
	非根际	—	—	—	0.415*	—	—
有效 Cu	根际	—	—	—	—	-0.039	—
	非根际	—	—	—	—	-0.071	—
有效 Zn	根际	—	—	—	—	—	0.085
	非根际	—	—	—	—	—	0.121

注: *表示相关性达 $P<0.05$ 显著水平; **表示相关性达 $P<0.01$ 显著水平(双变量相关性分析方法)。

3 讨论

本研究结果表明, 五指毛桃非根际土壤交换性 Ca、交换性 Mg、有效 Fe、有效 Mn 的平均值都高于根际土壤, 而有效 Cu、有效 Zn 的平均值都低于根际土壤。

五指毛桃非根际土壤交换性 Ca、交换性 Mg 含量均高于根际土壤的原因是土壤中 Cg、Mg 缺乏, 不足以满足五指毛桃的生长发育需要, 五指毛桃根际吸收 Ca、Mg 后不能及时得到补充, 并且, 采样时为 6 月份, 五指毛桃生长比较旺盛, 对养分的需求量也比较大, 从而导致根际土壤中交换性 Ca、Mg 低于非根际土壤。有研究表明, 作物对中、微量元素的需求具有季节性和选择性^[17-19]。

五指毛桃非根际土壤有效 Fe、有效 Mn 的平均值都高于根际土壤, 这是由于成龄胶园间作土壤本身 Fe、Mn 的含量就比较高, 能满足五指毛桃的生长发育的需要, 因此五指毛桃根系对 Fe、Mn 的吸收利用起到了主要作用, 从而导致非根际土壤的有效 Fe、有效 Mn 含量高于根际土壤, 这与前人的研究结果一致^[17]。

五指毛桃非根际有效 Cu、有效 Zn 的平均值都低于根际土壤。这可能与土壤 pH 有关, 五指毛桃非根际土壤的 pH(4.62)高于根际土壤的 pH(4.25)。有研究表明土壤有效 Cu、有效 Zn 含量与土壤 pH 呈负相关^[20]。

根据土壤中有效中、微量元素丰缺标准评价五指毛桃间作土壤中有效中、微量元素丰缺状况: 土壤交换性 Ca、Mg 含量 80% 以上处于缺或很缺水平; Fe、Mn 含量处于丰富或很丰富的水平, 而有效 Cu 和 Zn 含量基本上处于适中水平。这是由于海南高温多雨, 土壤风化和淋溶作用强烈, 土壤中 Ca、Mg 随原生矿物的分解而淋失, 导致土壤 Ca、Mg 矿质元素的含量较低。另外, 成龄胶园间作区 pH 低, 普遍偏酸^[21-22]。酸性土壤也导致 Ca、Mg 淋失, 而 Fe、Mn、Cu、Zn 4 种微量元素在酸性土壤中因可溶而有效性高。这些原因导致土壤中 Ca、Mg 缺乏, Fe、Mn 富足, 而 Cu、Zn 适中。间作区土壤中有效中、微量元素存在广泛的变异, 一方面这可能与不同前茬作物的不同施肥、除草、杀虫等管理有关; 另一方面海南高温多雨, 不同地方雨水冲刷程度不同, 造成土壤中、微量元素空间分布不均匀。

五指毛桃根中 Ca、Mg、Cu 含量低, Mn、Fe 和 Zn 含量高。因为土壤中 Ca、Mg 缺乏, 不能满足五

指毛桃生长发育的需要, 所以导致根中 Ca、Mg 含量低。根中 Cu 含量低可能是由成龄胶园间作土壤偏酸引起的, 有研究表明, 土壤酸化会抑制植株对有效 Cu 的吸收^[23]。土壤中 Fe、Mn 含量高, 能满足五指毛桃生长发育的需要, 五指毛桃能充分地吸收 Fe、Mn, 导致根中 Fe、Mn 含量高。Zn 含量高的可能原因是间作降低土壤 pH, 增加 Zn 的作物有效性, 导致作物吸 Zn 量增加。

研究结果表明, 根际土壤中、微量元素与五指毛桃根中相对应元素含量相关性比非根际土壤的相关性弱。这可能是根际土壤的中、微量养分含量是动态的, 而非根际土壤相对稳定一些。土壤有效养分含量与根中养分含量相关性不强, 可能是由于海南高温多雨导致土壤有效养分容易淋失, 从而导致土壤中有效养分含量与作物的养分含量相关性不强, 且复杂, 应该进一步探讨根际与非根际土壤的全量养分含量与作物养分含量的相关性。姚智等^[16]研究认为海南土壤养分含量与果实矿质元素间的关系比较复杂, 仅用简单的相关分析很难揭示复杂的关系问题, 需要借助多元统计分析方法进一步探讨其相关性。

4 结论

本研究结果揭示, 在成龄胶园间作五指毛桃应当适量施用 Ca 肥、Mg 肥和喷施一些 Cu 元素叶面肥, 并实行科学施肥, 减少养分淋失。

参考文献:

- [1] 李南薇, 黄燕珍. 五指毛桃功能性成分抗氧化活性研究[J]. 食品工业, 2013, 34(6): 127-130.
- [2] 南京中医药大学. 中药大辞典[Z]. 上海: 上海科学技术出版社, 2014.
- [3] 林慧, 梅全喜, 曾聪彦. 五指毛桃及其制剂在临床中的应用[J]. 中国药房, 2013, 24(15): 1434-1435.
- [4] 田余祥, 王冬梅, 孙立梅, 等. 健卫颗粒对胃肠运动功能的影响[J]. 中国中西医结合外科杂志, 2003, 9(5): 388-390.
- [5] 文靖, 王晓平, 黄文巧, 等. 五指毛桃矿质元素的测定分析[J]. 时珍国医国药, 2010, 21(6): 1399-1400.
- [6] 招荣鉴, 孙亦群, 席萍. 不同产地五指毛桃药材中微量元素的测定[J]. 现代医院, 2009, 9(3): 77-78.
- [7] 刘春玲, 徐鸿华, 吴清和, 等. 五指毛桃对小鼠免疫功能影响的实验研究[J]. 中药材, 2004, 27(5): 367-368.
- [8] 孟惠平, 李冬莉, 杨延哲. 钙与人体健康[J]. 微量元素与健康研究, 2010, 27(5): 65-67.
- [9] 张忠诚, 徐祗云, 张素洁. 镁与人体健康[J]. 世界元素医学, 2006(2): 24-27.
- [10] 黄作明, 黄珣. 微量元素与人体健康[J]. 微量元素与健康研究, 2010, 27(6): 58-62.

- [11] 罗炳镛. 中药微量元素的作用[J]. 中药材, 1990, 13(2): 41-44.
- [12] 刘建明, 亓昭英, 刘善科, 等. 中微量元素与植物营养和人体健康的关系[J]. 化肥工业, 2016, 43(3): 85-90, 103.
- [13] 董晓伟. 银杏复合经营土壤微量元素特征及有效性影响因素研究[D]. 南京: 南京林业大学, 2013.
- [14] 赵翠翠, 南忠仁, 刘晓文, 等. 绿洲农田土壤主要微量元素的影响因素及分布特征研究——以张掖甘州区和临泽县为例[J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24(10): 127-132.
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [16] 姚智, 康专苗, 白亭玉, 等. 三亚芒果主产区土壤养分现状评价与叶片矿质养分相关性分析[J]. 西南农业学报, 2017, 30(4): 803-810.
- [17] 任伟, 周志宇, 詹媛媛, 等. 阿拉善荒漠灌木根际中、微量元素含量特征[J]. 生态学报, 2009, 29(7): 3759-3767.
- [18] 何宛晟, 韩忠明, 韩梅, 等. 不同年限人参根际土壤 Mg 元素动态研究[J]. 中国农业信息, 2014(13): 143.
- [19] 李成, 刘学周, 王丽思, 等. 不同参龄人参及其根际土壤中 Cu、Zn、Mn 含量研究[J]. 土壤通报, 2012, 43(3): 718-723.
- [20] 万红友, 周生路, 赵其国. 苏南典型区土壤有效态铜、锌含量影响因素及分布特征[J]. 河南农业科学, 2008(8): 68-75.
- [21] 李娟, 林位夫, 周立军. 成龄胶园间作不同薯类作物对土壤养分与土壤酶的影响[J]. 作物杂志, 2015(1): 127-132.
- [22] 李娟, 林位夫, 周立军. 成龄胶园间作不同禾本科作物对土壤养分与土壤酶的影响[J]. 热带农业科学, 2014, 34(10): 1-6, 11.
- [23] 邵建华, 黄彬, 秦征, 等. 农作物微量元素缺乏的诊断及防治[J]. 广东微量元素科学, 2001, 8(6): 1-14.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.000

胡柯鑫, 董春华, 罗尊长, 等. 不同释放速率过氧化钙对模拟潜育环境下稻田土壤理化特性的影响. 土壤, 2020, 52(3): 0–0.

不同释放速率过氧化钙对模拟潜育环境下稻田土壤理化特性的影响^①

胡柯鑫^{1,2}, 董春华^{2*}, 罗尊长^{1,2}, 谢 宜^{1,2}, 周 旋², 周孟瑜³, 洪 曦², 王玲玲^{1,2}

(1 湖南大学研究生院隆平分院, 长沙 410125; 2 湖南省土壤肥料研究所, 长沙 410125; 3 湖南省浏阳市达浒镇农业综合服务站, 湖南浏阳 410305)

摘 要: 为探索缓释过氧化钙对潜育性稻田土壤的改良效果。于网室内进行潜育化稻田环境模拟试验, 以不施、施过氧化钙粉末、施过氧化钙颗粒为对照, 从已研发的 10 种不同包膜缓释过氧化钙中, 选出 4 种, 探究其在水稻早稻分蘖期与收获期对潜育化稻田土壤中还原物质总量、活性还原性物质、还原性铁锰、有效养分等含量变化的影响, 以及对水稻整个生育期土壤 pH、氧化还原电位、活性氧浓度动态变化的影响。结果表明, 施用过氧化钙均能降低土壤还原物质含量, 提高土壤速效养分含量和土壤 pH、氧化还原电位及活性氧浓度。缓释过氧化钙的改良效果最佳, 其次为过氧化钙颗粒和过氧化钙粉末。缓释过氧化钙处理中以乙基纤维素包膜效果最好, 与不施过氧化钙处理相比, 施用乙基纤维包膜过氧化钙和过氧化钙粉末处理下还原物质总量、活性还原性物质含量和还原性铁锰含量分蘖期分别降低了 22.9%、36.0%, 20.6%、13.6%, 37.6%、29.0%和 38.7%、56.9%, 收获期分别降低了 32.4%、20.0%, 32.7%、19.5%, 34.3%、7.9%和 25.5%、38.6%; 其土壤 pH 平均分别提高 13.5% 和 8.3%, 土壤氧化还原电位与活性氧浓度平均分别依次提高 43.0%、2.2%和 58.6%、13.4%。结果可为缓释过氧化钙在实际应用中对潜育化稻田的改良提供理论依据和实践基础。

关键词: 缓释过氧化钙; 潜育环境模拟; 土壤理化特性; 改良效果

中图分类号: S156.2 **文献标志码:** A

Effects of Different Release Rates of Calcium Peroxide on Physicochemical Properties of Paddy Soil Under Simulated Gley Environment

HU Kexin^{1,2}, DONG Chunhua^{2*}, LUO Zunchang^{1,2}, XIE Yi^{1,2}, ZHOU Xuan², ZHOU Mengyu³, HONG Xi², WANG Lingling^{1,2}

(1 Long Ping Branch, Graduate School of Hunan University, Changsha 410125, China; 2 Hunan Institute of Soil and Fertilizer, Changsha 410125, China; 3 Agricultural Comprehensive Service Station of Dahu Town, Liuyang, Hunan 410305, China)

Abstract: The environmental simulation experiment of gleyed paddy field was carried out in net lab in order to explore the effect of slow-release calcium peroxide on the improvement of gleying paddy soil. Four kinds of slow-release calcium peroxide were selected from 10 kinds of coated slow-release calcium peroxide. The total content of reducing substances in the soil of gley fertile paddy field was investigated in rice tillering and harvest stages, and the changes of active reductive substances, reductive ferromanganese, effective nutrients and the dynamic changes of soil pH, redox potential and reactive oxygen concentration during the whole growth period of rice were also studied. The results showed that calcium peroxide could reduce the contents of soil reduction substances in the sampling period, and could improve the contents of available nutrients and soil pH, redox potential and reactive oxygen concentration in soil. Slow-release calcium peroxide had the best effect, followed by calcium peroxide granules and powders. The effect of ethyl cellulose coating was the best in the treatment of slow-release calcium peroxide, compared with the treatment of ethyl fiber coated calcium peroxide and calcium peroxide powder, the total content of reducing substance, the contents of active reductive substance, reductive iron and manganese were reduced by 22.9% and 36.0%, 20.6%

①基金项目: 国家“十三五”重点研发计划项目(2016YFD0200809)、国家“十二五”科技支撑计划课题项目(2015BAD23B03)、湖南省科技创新资金项目(2019LS03-1)和长财教指[2019]157号(kq1907052)资助。

* 通讯作者(dch1001@126.com)

作者简介: 胡柯鑫(1994—), 男, 安徽安庆人, 硕士研究生, 主要从事植物营养与施肥研究。E-mail: m18229864624@163.com

and 13.6%, 37.6% and 29.0%, 38.7% and 56.9% in tillering stage respectively, decreased by 32.4% and 20.0%, 32.7% and 19.5%, 34.3% and 7.9%, 25.5% and 38.6% in harvest stage respectively; soil pH increased by 13.5% and 8.3% respectively, soil redox potential and reactive oxygen concentration increased by 43.0% and 2.2%, 58.6% and 13.4% respectively. The above results can provide theoretical and practical basis for the improvement of gleying paddy fields by slow-release calcium peroxide.

Key words: Slow-release calcium peroxide; Gley environment simulate; Soil physicochemical properties; Improved effect

潜育化稻田是我国南方常见的低产田, 主要分布在湖南、江西和江苏等地^[1]。仅湖南省的潜育化稻田面积就达 49 万 hm^2 , 约占湖南省稻田总面积的 18%^[2], 增产潜力巨大。潜育化稻田由于长期处于渍水状态, 导致土壤缺氧、水土温度低以及活性还原性物质过度累积^[3-5]; 同时, 有机物的分解还原也导致土壤氧化还原电位降低, Fe、Mn 等处于还原低价状态^[6], 对水稻生长极为不利, 严重影响水稻增产^[7]。

目前, 针对潜育化稻田的改良与治理措施主要集中在开沟排水^[8-9]、水旱轮作^[10]以及优化施肥^[11]上。刘杰等^[6]研究表明起垄栽培湿润灌溉能够降低土壤活性还原物质含量与亚铁含量。李大明等^[8]研究发现工程排水有效降低了潜育化稻田土壤表层还原物质总量, 冬季晒垅和垄作处理可以显著降低土壤还原物质总量。这些措施虽能有效改善稻田土壤潜育化程度, 但投入成本大, 维护成本高, 推广障碍因素较多^[8,12]。针对还原性物质、亚铁以及二价锰等土壤潜育化改良的关键障碍因子^[13], 杨利等^[14]和余喜初等^[15]研究表明, 施用过氧化钙能提高土壤氧化还原电位, 减少土壤还原物质含量和活性还原物质含量, 促进水稻增产; 周金玲等^[16]研究 CaO_2 颗粒与粉末对潜育化稻田微生物以及有效养分时发现, CaO_2 颗粒更能促进微生物生长与土壤有效养分释放。近年来对过氧化钙改良潜育化稻田土壤改良效果的研究颇多^[17-18], 但由于过氧化钙粉末施入土壤后反应迅速, 释氧速率快, 达不到在水稻生育期内潜育性稻田有害还原物质削减要求。鉴于此, 董春华等^[19]通过对过氧化钙造粒后进行包膜处理, 研发出 10 种不同包膜材料的缓释过氧化钙。本文根据已研发的 10 种包膜过氧化钙的释氧特性, 选出其中 4 种, 通过潜育化水稻土模拟试验, 比较其和过氧化钙粉末、过氧化钙颗粒对潜育化稻田还原性物质总量、活性还原物质含量、氧化还原状况、pH、活性氧浓度以及土壤碱解氮、有效磷、速效钾含量的影响, 以期探究不同缓释过氧化钙在潜育化稻田中施用效果, 并为潜育化稻田缓释过氧化钙实际生产应用提供理论依据和实践基础。

1 材料与方法

1.1 供试地点

试验于湖南省土壤与肥料研究所试验场进行 (28°11'48.04"N, 113°04'33.42"E)。该区属亚热带季风性湿润气候。气候温和、降水充沛、雨热同期、四季分明。年平均气温 17.2 °C, 年积温为 5 457 °C, 年均降水量 1 361.6 mm。

1.2 供试材料

供试土壤: 采自湖南省浏阳市镇头镇 (28°0'21.6"N, 113°19'44.4"E) 的典型潜育化稻田。发育于板页岩的潜育化水稻土, 耕层潜育明显, 土壤呈青灰色。在试验取土前采用梅花形五点取样法取 0~20 cm 耕层土壤, 基本理化性质为 pH 5.24, 有机质 34.6 g/kg, 全氮 1.82 g/kg, 全磷 0.25 g/kg, 全钾 21.6 g/kg, 碱解氮 137 mg/kg, 有效磷 0.25 mg/kg, 速效钾 22 mg/kg, 缓效钾 37 mg/kg, 土壤含水量 495.2 g/kg。

供试过氧化钙: 采用圆盘造粒机对 60% 过氧化钙粉料进行造粒, 底喷流化床包衣机对过氧化钙颗粒进行包膜。对研制的 10 种包膜过氧化钙进行水中溶出率试验, 根据其活性氧释放规律以及 pH 变化规律选出合适的 4 种包膜过氧化钙, 与过氧化钙粉末、颗粒进行模拟潜育化稻田改良试验。4 种包膜分别为: 石蜡包膜的缓释过氧化钙^[20], 聚乙烯包膜的缓释过氧化钙^[21], 乙基纤维素包膜的缓释过氧化钙^[22], 纳米有机膨润土包膜的缓释过氧化钙^[23-24]。

1.3 试验设计

称取新鲜土样 5 kg (干土重 2.52 kg) 置于 PVC 桶内进行模拟试验, 保证耕作层 20 cm 以上。试验设 7 个处理: T1: 不施过氧化钙; T2: 过氧化钙粉末; T3: 未包膜过氧化钙颗粒; T4: 石蜡包膜的缓释过氧化钙; T5: 聚乙烯包膜的缓释过氧化钙颗粒; T6: 乙基纤维素包膜的缓释过氧化钙; T7: 纳米有机膨润土包膜的缓释过氧化钙。重复 3 次, 共 21 盆。试验过程中一直处于淹水状态, 淹水高度高于泥层 2~3 cm。

过氧化钙用量: 粉末过氧化钙 2.91 g (3 081.69 kg/ hm^2 , 过氧化钙含量 52.6%), 未包膜过氧化钙颗粒 2.98 g (3

155.82 kg/hm², 过氧化钙含量 51.3%), 石蜡包膜过氧化钙 3.07 g(3 251.13 kg/hm², 过氧化钙含量 49.9%), 聚乙烯包膜过氧化钙 3.01g(3 187.59 kg/hm², 过氧化钙含量 50.8%), 乙基纤维素包膜过氧化钙 3.02 g(3 198.18 kg/hm², 过氧化钙含量 50.7%), 纳米有机膨润土包膜过氧化钙 3.05 g(3 229.95 kg/hm², 过氧化钙含量 50.1%)。试验历时 96 d(整个早稻移栽后生育期)。

1.4 测定项目与方法

测定土壤 pH、有机质、全氮、全磷、全钾、碱解氮、有效磷和速效钾含量等:pH 采用水:土=2.5:1 (V/V) 电位法测定;全氮、全磷、全钾以及有机质分别采用半微量开氏法、氢氧化钠熔融-钼锑抗比色法、氢氧化钠熔融-火焰光度计法与重铬酸钾容量法测定;有机碳采用重铬酸钾容量法测定;土壤中的碱解氮、有效磷和速效钾分别用碱解扩散法、碳酸氢钠提取-钼锑抗比色法和乙酸铵提取-火焰光度法测定^[25]。分别于试验第 1、3、5、10、15、20、25、30、35、45、55、65、80、96 天,测定试验的 pH、氧化还原电位(Eh)和活性氧浓度(DO):pH 动态监测采用 pH 计(梅特勒 Seven2Go)测定;氧化还原电位采用梅特勒 Seven2Go + ORP 复合电极(梅特勒 LE501)测定;活性氧浓度采用便携式溶解氧测量仪(HQ30d, 美国哈希 hach 公司)测定。于水稻早稻分蘖盛期和收获期

同等时期测定相应土壤还原性物质总量、活性还原性物质含量、还原性铁锰含量以及碱解氮、有效磷与速效钾含量:土壤还原物质总量采用硫酸铝浸提-重铬酸钾氧化法测定;土壤活性还原性物质含量采用高锰酸钾滴定法测定;土壤还原性亚铁、亚锰含量采用邻啡罗啉比色法与高碘酸钾比色法测定^[25]。

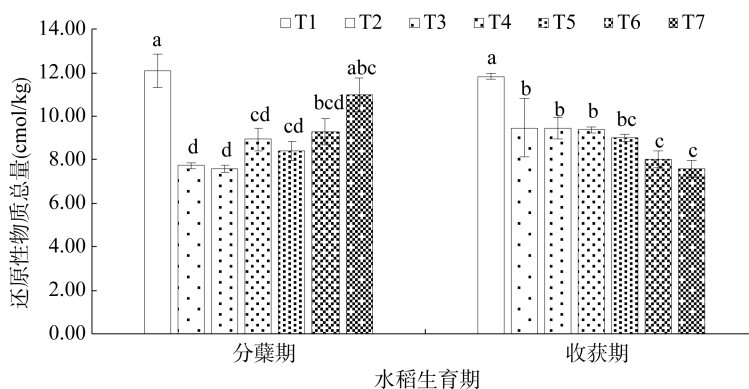
1.5 数据处理

作图和统计分析分别用 Microsoft Office Excel 2016 和 SPSS 20(IBM 公司, 美国)专业版进行。

2 结果与分析

2.1 不同缓释过氧化钙对土壤还原物质的影响

2.1.1 对土壤还原性物质总量的影响 由图 1 可以看出,收获期 T1、T6 和 T7 处理的土壤还原性物质总量低于分蘖期, T2、T3、T4 和 T5 处理高于分蘖期。分蘖期土壤还原性物质总量表现为缓释过氧化钙处理 > 过氧化钙粉末、颗粒处理,收获期土壤还原性物质总量过氧化钙粉末、颗粒处理 > 缓释过氧化钙处理,均与 T1 处理存在显著差异。从分蘖期至收获期,以 T7 处理还原性物质总量降幅最大,达到 3.41 cmol/kg; T1 处理降幅最小,为 0.23 cmol/kg; T2、T3 处理有所上升,增幅分别达到 1.74 cmol/kg 和 1.86 cmol/kg。



(图中小写字母不同表示同一生育期不同处理间差异达 $P < 0.05$ 显著水平, T1: 不施过氧化钙; T2: 过氧化钙粉末; T3: 未包膜过氧化钙颗粒; T4: 石蜡包膜的缓释过氧化钙; T5: 聚乙烯包膜的缓释过氧化钙颗粒; T6: 乙基纤维素包膜的缓释过氧化钙; T7: 纳米有机膨润土包膜的缓释过氧化钙, 下图同)

图 1 不同缓释过氧化钙处理下土壤还原性物质总量变化

2.1.2 对土壤活性还原性物质含量的影响 图 2 为不同处理土壤中活性还原性物质含量,分蘖期至收获期除 T3 处理外均表现为降低的趋势。分蘖期土壤活性还原性物质含量以 T1 处理最高, T3 与 T5 处理含量较低,均与 T1 处理存在显著差异; T2、T4、T6 和 T7 处理较 T1 处理降低 13.6%、15.2%、20.6% 和 5.4%, 差异均不显著。收获期各处理活性还原性物质

含量均显著低于 T1 处理; T7 处理收获期土壤中活性还原性物质含量较分蘖期降低 3.19 cmol/kg, 降幅最大; T6 处理次之, 降幅达到 1.79 cmol/kg。T3 处理分蘖期至收获期的变化幅度最小, 为 0.10 cmol/kg。

2.1.3 对土壤还原性铁、锰含量的影响 潜育化稻田中 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的含量直接反映土壤中的氧化还原状态。图 3 为分蘖期与收获期不同处理土壤中还原性

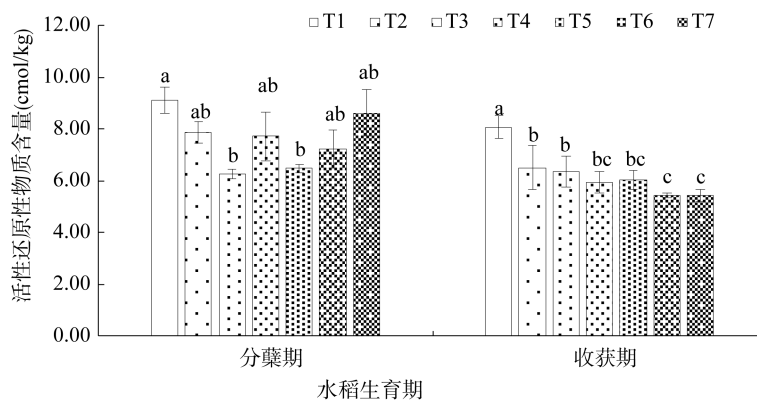


图 2 不同缓释过氧化钙处理下土壤活性还原物质含量变化

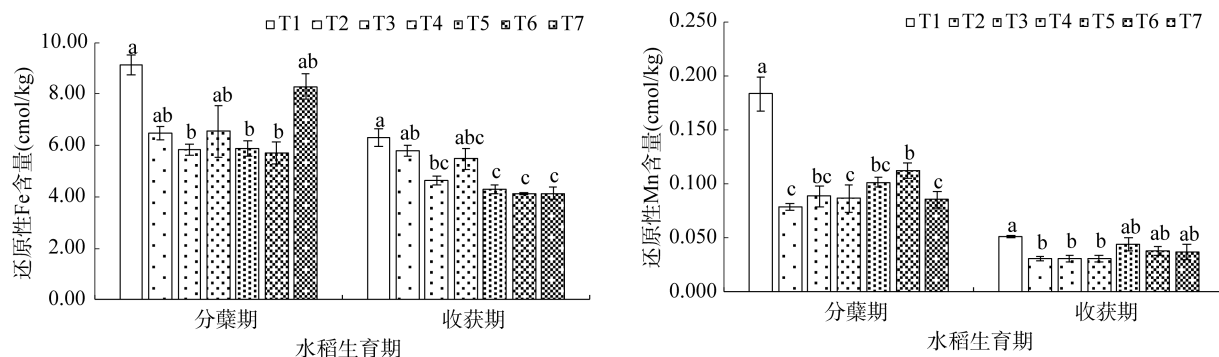


图 3 不同缓释过氧化钙处理下土壤还原性铁、锰含量变化

铁、锰含量。由图可知,分蘖期至收获期,还原性铁、锰的含量均呈下降趋势。分蘖期与收获期 T3、T5 与 T6 处理还原性铁含量均显著低于 T1 处理。分蘖期各处理 Mn^{2+} 含量显著低于 T1 处理,收获期 T5、T6 及 T7 处理与 T1 处理无显著差异。分蘖期还原性铁含量以 T6 处理最低,收获期以 T6 与 T7 处理最低;分蘖期还原性锰含量以 T2 处理最低,收获期以 T2、T3 与 T4 处理最低。T6 处理收获期还原性铁、锰含量均低于其他处理,与 T5 处理无显著差异。分蘖期至收获期, T7 处理还原性铁含量降幅最大,达到 4.15 cmol/kg; T6 处理还原性锰含量降幅最大,达到 0.074 cmol/kg; T2 处理还原性铁、锰含量的变化幅度最小,收获期较分蘖期分别降低 0.68 cmol/kg 与 0.048 cmol/kg。

2.2 不同缓释过氧化钙对土壤理化性质的影响

2.2.1 对土壤 pH 动态变化的影响 图 4 为不同缓释过氧化钙处理对土壤 pH 的变化曲线,由图可知,各处理均表现出先上升后下降的趋势,最后 pH 达到 7.0 附近。施用过氧化钙各处理土壤 pH 全生育期均高于 T1 处理。在第 1~10 天左右,各处理 pH 均呈上升趋势, T2 处理最高, T3 处理次之。第 20~65 天, T4、T5、T6 以及 T7 处理 pH 变化规律相似,达到最大值并趋于平缓。T1、T2 与 T3 均呈下降趋势,明显

低于其他处理。

2.2.2 对土壤氧化还原电位动态变化的影响 由图 5 可以看出,施用过氧化钙各处理土壤氧化还原电位均表现出先增加后降低的趋势。T1 处理土壤中氧化还原电位在 200.00 mV 左右波动, T2 处理在第 5 天左右达到峰值,之后均呈下降趋势。第 15 天, T3、T4、T5、T6 以及 T7 处理土壤氧化还原电位达到峰值,第 15~55 天趋于平缓,且氧化还原电位大致表现为 $\text{T6} > \text{T4} > \text{T7} > \text{T3} > \text{T5}$ 。T5 处理土壤中氧化还原电位在第 45 天后表现为急剧下降, T3 与 T4 处理在第 55 天后急剧下降, T6 与 T7 处理在第 55 天后缓慢下降; T2、T3 与 T4 处理最终保持在 125.00 mV 左右, T5、T6 与 T7 处理最终保持在 190.00 mV 左右。在第 10~55 天,缓释过氧化钙处理的氧化还原电位平均较 T1、T2 处理高 50.00~120.00 mV。

2.2.3 对土壤活性氧浓度动态变化的影响 图 6 表示不同缓释过氧化钙处理土壤中活性氧浓度的动态变化,由图可知,各处理的土壤活性氧浓度均表现为先上升后下降的趋势。T1 处理的土壤活性氧浓度在 3.50~5.00 mg/L 内波动, T2 处理土壤活性氧浓度在第 3 天达到峰值,第 5 天开始降低,最终活性氧浓度保持在 4.00 mg/L 左右。T3 处理活性氧浓度在第

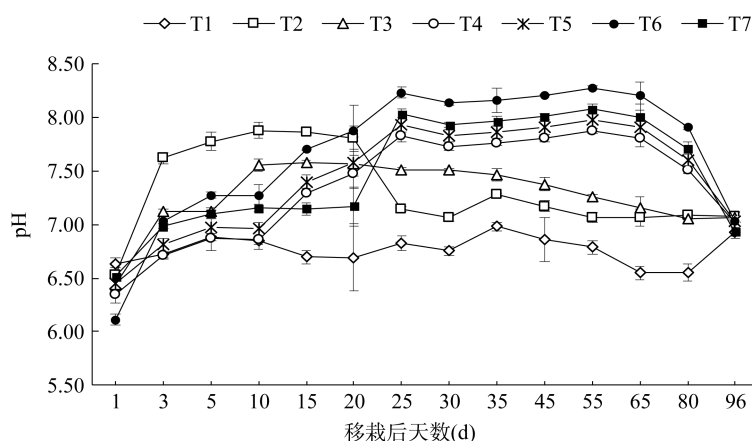


图 4 不同缓释过氧化钙处理土壤 pH 的动态变化

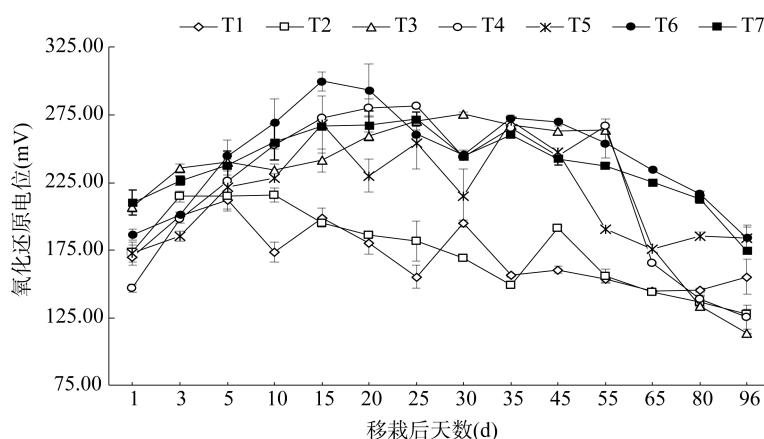


图 5 不同缓释过氧化钙处理土壤氧化还原电位动态变化

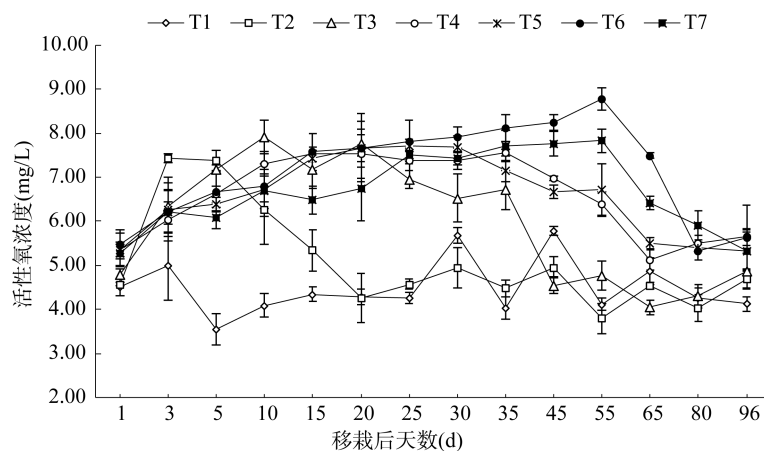


图 6 不同缓释过氧化钙处理土壤活性氧浓度动态变化

10 天达到峰值, 之后呈缓慢下降, 到第 35 天急剧下降, 最终趋于稳定。T4 与 T5 处理活性氧浓度在第 20 天左右达到最大; T6 与 T7 处理的溶解氧浓度后期表现为持续缓慢释放。第 15~80 天, 施用过氧化钙各处理土壤活性氧浓度大致表现为: T6 > T7 > T4 > T5 > T3 > T2。

2.2.4 对土壤碱解氮含量的影响 不同处理分蘖期

至收获期土壤中碱解氮含量变化如图 7 所示。缓释过氧化钙处理土壤碱解氮含量分蘖期至收获期均表现为下降趋势。分蘖期中以 T1 处理碱解氮含量最低, T2 处理碱解氮含量最高, 各处理间无显著差异; 碱解氮含量表现为过氧化钙粉末、颗粒 > 缓释过氧化钙 > 不施过氧化钙处理, 缓释过氧化钙中以 T6 处理最低。收获期各处理间无显著差异, 碱解氮含量基本一致。

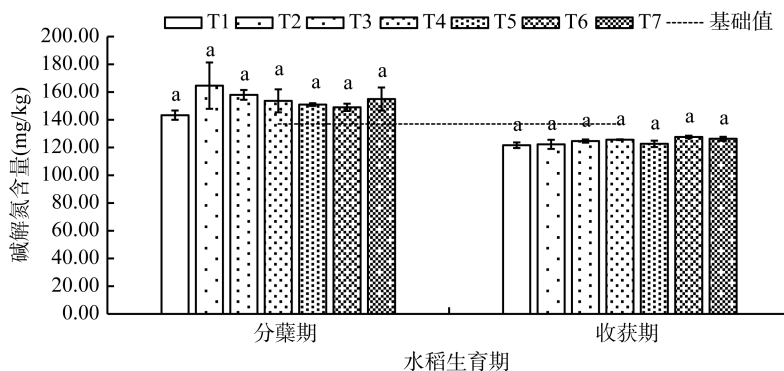


图 7 不同缓释过氧化钙处理土壤碱解氮含量变化

2.2.5 对土壤有效磷含量的影响 图 8 为不同缓释过氧化钙处理分蘖期与收获期土壤有效磷含量,可以看出,分蘖期土壤有效磷含量均低于土壤基础值,收获期土壤有效磷含量均高于分蘖期与基础值。分蘖期中以 T2 处理土壤有效磷含量最高,显著高于 T1、

T4 和 T6 处理;缓释过氧化钙各处理之间无显著差异。收获期 T6 处理有效磷含量高于其他缓释过氧化钙处理,与 T1 处理存在显著差异。收获期以 T1 处理有效磷含量最低,较其他处理平均低 25.0%,显著低于 T3 和 T6 处理。

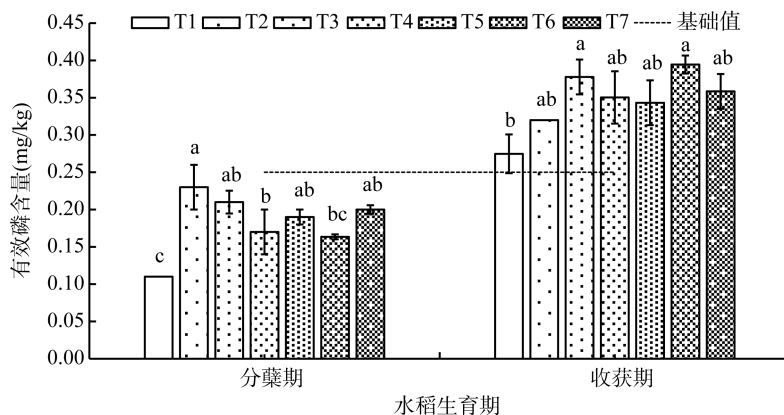


图 8 不同缓释过氧化钙处理土壤有效磷含量变化

2.2.6 对土壤速效钾含量的影响 分蘖期至收获期不同处理土壤速效磷含量表现为升高趋势(图 9)。分蘖期土壤速效钾含量以 T2 处理最高,与 T1 处理存在显著差异,与其他过氧化钙处理间无显著差异;

缓释过氧化钙处理中, T7 处理的速效钾含量最高, T6 处理最低。收获期 T6 处理的速效钾含量最高,与其他缓释过氧化钙处理无显著差异,显著高于 T1、T2 和 T3 处理。

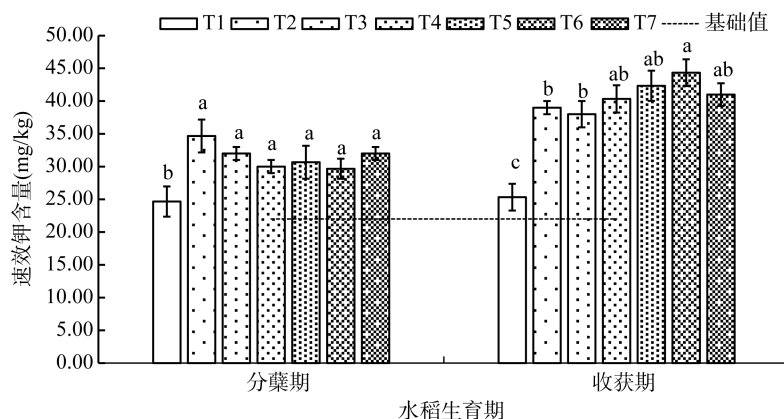


图 9 不同缓释过氧化钙处理土壤速效钾含量变化

3 相关分析

表 1 为不同统计量间相关系数,由表可知,分蘖期与收获期土壤 pH、氧化还原电位以及活性氧浓度均与还原物质的含量呈负相关,还原物质含量之间呈正相关。分蘖期氧化还原电位与还原性铁含量存在显著负相关;还原性铁含量与还原物质含量以及活性还原性物质含量呈极显著正相关,还原性锰含量与活性还原性物质含量同样呈极显著正相关。分蘖期活性还原性物质含量与土壤氧化还原电位以及还原物质总量分别呈极显著负相关和正相关;还原性铁含量与还原物质含量以及活性还原物质含量存在显著正相关。

活性氧浓度与分蘖期和收获期还原物质质量含量呈负相关(还原性锰除外)。

4 讨论

潜育性稻田土壤长期渍水,水土温度低,有害还原性物质累积,养分转化迟滞,水稻根系的生长和生理受到抑制,严重阻碍水稻高产^[26]。缓释过氧化钙施入潜育化稻田后,通过逐步产生氢氧化钙、释放活性氧、释放热能而缓慢稳定地提高土壤 pH、改善土壤缺氧环境及提高土壤氧化还原电位、提升土壤温度等,从而有效改良稻田土壤潜育环境^[15]。

表 1 统计量间相关系数

		pH	氧化还原电位	活性氧浓度	还原物质总量	活性还原性物质含量	还原性铁含量	还原性锰含量
分蘖期	还原物质总量	-0.865*	-0.515	-0.091	1			
	活性还原性物质含量	-0.638	-0.732	-0.397	0.830*	1		
	还原性铁含量	-0.844*	-0.755*	-0.459	0.892**	0.906**	1	
	还原性锰含量	-0.758*	-0.612	-0.341	0.752	0.892**	0.830*	1
收获期	还原物质总量	-0.190	-0.803*	-0.382	1			
	活性还原性物质含量	-0.293	-0.905**	-0.295	0.975**	1		
	还原性铁含量	-0.104	-0.695	-0.527	0.861*	0.830*	1	
	还原性锰含量	-0.814*	-0.357	0.687	0.327	0.433	0.081	1

注: * 表示在 $P<0.05$ 水平上显著相关, ** 表示在 $P<0.01$ 水平上显著相关。

根据过氧化钙粉末、颗粒及缓释过氧化钙的活性氧释放规律^[24]与水稻移栽后全生育期土壤的活性氧浓度变化(图 6),粉末、颗粒过氧化钙前期的释氧强度大,分别在第 3、10 天活性氧浓度达到最大值 7.42 mg/L 和 7.91 mg/L,后期则表现供氧严重不足;缓释过氧化钙活性氧释放时间要长于粉末与颗粒过氧化钙处理,整个生育期相对平缓,乙基纤维素包膜与有机膨润土包膜过氧化钙在前期活性氧稳定释放,后期释氧强度较前期更为强劲。

本研究与杨利等^[14]和胡继杰等^[27]研究结果一致,与不施过氧化钙处理(T1)相比,施用过氧化钙各处理均能降低土壤还原物质含量,提高土壤 pH 与氧化还原电位,表明潜育性稻田施用过氧化钙可有效改善土壤氧化还原状况等理化性质。各处理中以缓释过氧化钙对还原物质的消减、对土壤 pH 与氧化还原电位的提升效果最佳。分蘖期粉末、颗粒过氧化钙处理土壤还原物质含量均低于缓释过氧化钙处理,分蘖期至收获期以缓释过氧化钙处理土壤还原物质含量降幅最大,其土壤 pH、氧化还原电位及活性氧浓度均在水稻生育后期达到峰值,高于水稻生育前期及相应时期的其他处理;这与粉末、颗粒过氧化钙前期供氧

强度大,后期严重不足,而缓释过氧化钙前中期供氧平缓,后期更为强劲的供氧特性一致。分蘖期至收获期不施过氧化钙处理(T1)土壤中还原物质含量略有降低,土壤 pH、氧化还原电位及活性氧浓度上下波动均可能与季节变换、土温变化及土壤微生物与酶新陈代谢^[16,28]有关,致使土壤潜育化程度改变^[8]。分蘖期各处理还原性锰含量均显著低于不施过氧化钙处理(T1),平均低 49.7%,这可能与还原性锰含量低且作用于潜育化初期有关^[4]。综上,进一步验证表明缓释过氧化钙更能满足潜育化稻田水稻的生长发育与水稻生育期内有毒还原性物质的削减要求,减少有毒有害因子,有效降低了潜育化稻田水稻全生育期土壤还原物质含量。

本试验中,施用过氧化钙处理土壤速效养分含量均高于不施处理,分蘖期以粉末与颗粒过氧化钙处理较高,收获期以缓释过氧化钙处理较高。这与缓释过氧化钙的活性氧释放规律相符,与周金玲等^[16]人研究结果一致。分蘖期至收获期,不同过氧化钙处理土壤碱解氮含量降低可能与土壤表层水受到 pH、温度等因子的影响产生氨挥发有关;速效钾含量提高可能与缓释过氧化钙的施入使得部分非交换态钾转变为

交换态钾有关^[29]。部分潜育化稻田有效磷缺失是影响稻田生产力的一个重要因素^[30]，本试验中，缓释过氧化钙处理土壤有效磷含量较不施处理(T1)均有明显提高，有效改善这一影响因子。分蘖期至收获期土壤有效磷含量的上升则可能是因为酸性土壤中磷的释放主要表现为 Fe-P 的释放，施入过氧化钙后，分蘖期还原性降低，抑制 Fe-P 的水解释放，收获期土壤 pH 升高，导致有效磷含量增加^[29]。林海波等^[31]研究表明 Fe²⁺ 与活性还原物质是还原物质中的重要组成部分，本试验中还原性铁含量与还原物质总量以及活性还原物质含量均存在显著正相关，与其结果相符。分蘖期还原性锰含量与还原物质含量的相关性要高于收获期，这可能与还原性锰含量低，易活化还原，作用于潜育化前期有关^[4]。

综上，乙基纤维素包膜与有机膨润土包膜过氧化钙在前期活性氧稳定释放，提高土壤 pH 与氧化还原电位，改善土壤环境，可促进水稻分蘖；后期释氧强度较前期更为强劲，有效提高土壤碱解氮、有效磷与速效钾含量，提高土壤养分，壮大水稻群体结构，从而提高产量。盆栽试验的结果有待进一步验证。

5 结论

本试验中，施用过氧化钙均对潜育化稻田具有改良效果，过氧化钙粉末与颗粒的释放较快，水稻生育前期便释氧完全，缓释过氧化钙较慢，更加适合水稻全生育期的土壤需氧特性。缓释过氧化钙处理还原物质总量、活性还原性物质含量和还原性铁、锰含量分蘖期较不施过氧化钙处理平均降低 22.0%、17.5%、27.8%、47.4%，收获期较不施过氧化钙处理平均降低 28.3%、29.3%、28.3%、26.3%；与过氧化钙颗粒处理相比，其土壤 pH 平均提高 3.0%，土壤氧化还原电位与活性氧浓度平均提高 1.4% 和 12.5%；其收获期碱解氮含量均较分蘖期平均降低 17.5%，速效钾与有效磷含量平均提高 37.3% 和 100%。本试验条件下，缓释过氧化钙处理中以乙基纤维素包膜效果更加合适，其次为纳米有机膨润土包膜。本研究结果，为缓释过氧化钙在实际大田中的应用效果研究提供理论依据与实践基础。

参考文献：

[1] 龚子同, 张效朴, 韦启璠. 我国潜育性水稻土的形成、特性及增产潜力[J]. 中国农业科学, 1990, 23(1): 45-52.

- [2] 龚次元, 曾希柏, 肖时运, 等. 湖南省潜育性稻田氮钾肥料效应函数模式研究[J]. 植物营养与肥料学报, 1997, 3(3): 284-287.
- [3] Pan S Z. Characterization of gleyization of paddy soils in the middle reaches of the Yangtze River[J]. Pedosphere, 1996, 6(2): 111-119.
- [4] 潘淑贞. 不同潜育化土壤中还原物质的变化[J]. 土壤通报, 1996: 158-161.
- [5] 刘杰, 罗尊长, 肖小平, 等. 土壤调理剂对冷浸田土壤特性及水稻生长的影响[J]. 土壤, 2016, 48(3): 529-533.
- [6] 刘杰, 罗尊长, 肖小平, 等. 不同栽培和灌溉方式对冷浸稻田还原性物质及水稻生长的影响[J]. 作物研究, 2014, 28(5): 451-454.
- [7] 钟帅. 生物质炭对潜育性稻田水稻营养的影响[D]. 重庆: 西南大学, 2013.
- [8] 李大明, 余喜初, 柳开楼, 等. 工程排水和农业措施改良鄱阳湖区潜育化稻田的效果[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(3): 684-693.
- [9] 徐培智, 解开治, 刘光荣, 等. 冷浸田开沟排水技术规范[J]. 广东农业科学, 2012, 39(21): 91-92.
- [10] 王飞, 李清华, 林诚, 等. 冷浸田水旱轮作对作物生产及土壤特性的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(5): 1469-1476.
- [11] 张赓, 李小坤, 鲁剑巍, 等. 不同措施对冷浸田土壤还原性物质含量及水稻产量的影响[J]. 中国农学通报, 2014, 30(27): 153-157.
- [12] 王成瑗, 张文香, 赫崇岩, 等. 过氧化钙种子包衣剂对直播水稻生育及产量的影响[J]. 现代化农业, 1993(7): 7-8.
- [13] 林海波. 冷浸田主要还原性物质对水稻产量的影响[D]. 贵阳: 贵州大学, 2016.
- [14] 杨利, 姚其华, 范先鹏, 等. 鄂东南棕红壤丘陵区冷浸田施用过氧化钙效果[J]. 湖北农业科学, 1997: 37-39.
- [15] 余喜初, 李大明, 黄庆海, 等. 过氧化钙及硅钙肥改良潜育化稻田土壤的效果研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(1): 138-146.
- [16] 周金玲, 郑小东, 田应兵, 等. 氧化剂对潜育性稻田土壤微生物生物量及有效养分的影响[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(14): 227-231.
- [17] Westcott M P, Mikkelsen D S. The response of rice seedlings to O₂ released from CaO₂ in flooded soils[J]. Plant and Soil, 1983, 74(1): 31-39.
- [18] 侯红乾, 冀建华, 刘秀梅, 等. 土壤改良剂对鄱阳湖区潜育性稻田的改良作用研究[J]. 土壤通报, 2016, 47(6): 1448-1454.
- [19] 董春华, 苏以荣, 罗尊长, 等. 一种以过氧化钙为基质桐油为包膜的缓释氧化剂及制备方法: CN105860990A[P]. 2016-08-17.
- [20] 董春华, 苏以荣, 罗尊长, 等. 一种以过氧化钙为基质石蜡为包膜的缓释氧化剂及制备方法: CN105802634A[P]. 2016-07-27.
- [21] 董春华, 苏以荣, 罗尊长, 等. 一种以过氧化钙为基质聚乙烯为包膜的缓释氧化剂及制备方法: CN105860980A[P]. 2016-08-17.

- [22] 董春华, 罗尊长, 苏以荣, 等. 一种以过氧化钙为基质乙基纤维素为包膜的缓释氧化剂及制备方法: CN 105925267A[P]. 2016-09-07.
- [23] 董春华, 罗尊长, 苏以荣, 等. 一种以过氧化钙为基质纳米有机膨润土为包膜的缓释氧化剂及制备方法: CN 105907400A[P]. 2016-08-31.
- [24] 董春华. 缓释过氧化钙的研制及其活性氧释放规律研究[D]. 长沙: 中国科学院亚热带农业生态研究所&湖南省农业科学院, 2016.
- [25] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [26] 董春华, 罗尊长, 苏以荣, 等. 一种以过氧化钙为基质环氧树脂为包膜的缓释氧化剂及制备方法: CN 105885861A[P]. 2016-08-24.
- [27] 胡继杰, 朱练峰, 胡志华, 等. 土壤增氧方式对其氮素转化和水稻氮素利用及产量的影响[J]. 农业工程学报, 2017, 33(1): 167-174.
- [28] 袁颖红, 张文锋, 周际海, 等. 改良剂对旱地红壤活性有机碳及土壤酶活性的影响[J]. 土壤, 2017, 49(5): 909-918.
- [29] 沈其荣. 土壤肥料学通论[M]. 北京: 高等教育出版社, 2001.
- [30] 柴娟娟, 廖敏, 徐培智, 等. 我国主要低产水稻冷浸田养分障碍因子特征分析[J]. 水土保持学报, 2012, 26(2): 284-288.
- [31] 林海波, 朱青, 陈正刚, 等. 冷浸田亚铁对水稻毒害作用及改良措施[J]. 山地农业生物学报, 2015, 34(2): 82-86.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.000

黄思怡, 周旋, 田昌, 等. 控释尿素减施对双季稻光合特性和经济效益的影响. 土壤, 2020, 52(3): 0–0.

控释尿素减施对双季稻光合特性和经济效益的影响^①

黄思怡¹, 周旋², 田昌^{1*}, 徐泽³, 袁浩凌¹, 刘强¹, 谢桂先¹, 彭建伟¹

(1 湖南农业大学资源环境学院, 土壤肥料资源高效利用国家工程实验室, 长沙 410128; 2 湖南省农业科学院土壤肥料研究所, 长沙 410125; 3 湖南省长沙县农业农村局, 长沙 410100)

摘要: 通过研究控释尿素减施对双季稻产量、经济效益及光合特性的影响, 并探讨各构成因素间及其与水稻产量的相互关系, 筛选出最佳双季稻连作施用量, 为双季稻节本增效提供依据。定位试验结果表明: 与常规施肥处理相比, 2015—2016 年控释尿素处理早晚稻产量分别提高 2.6%~8.1% 和 6.7%~22.3%, 早稻控释尿素减 N 10% 处理经济效益、总颖花数和总实粒数分别提高 3.00%、0.02% 和 6.34%, 晚稻控释尿素减 N 20% 处理分别提高 12.18%、5.09% 和 6.53%, 且晚稻施用控释尿素的增产增收效果较早稻好。控释尿素处理随着施 N 量的减少其净光合速率先增加后降低。相关性分析表明: 早、晚稻籽粒产量与总颖花数和总实粒数呈显著正相关。综合水稻产量和经济效益评估认为, 在双季稻区习惯施 N 水平基础上, 通过适当降低控释尿素 N 用量, 利于形成有效穗数, 提高水稻功能叶净光合速率, 有效扩充籽粒库容, 促进水稻增产节肥增效, 且早、晚稻分别以控释尿素减 N 10% 和减 N 20% 处理效果最佳。

关键词: 双季稻; 控释尿素; 减氮; 产量; 经济效益; 光合特性

中图分类号: S143.5 **文献标志码:** A

Effects of Reducing Controlled-release Urea Application on Photosynthetic Characteristics and Economic Benefit of Double-rice Cropping System

HUANG Siyi¹, ZHOU Xuan², TIAN Chang^{1*}, XU Ze³, YUAN Haoling¹, LIU Qiang¹, XIE Guixian¹, PENG Jianwei¹

(1 National Engineering Laboratory for Efficient Utilization of Soil and Fertilizer Resources, College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2 Soil and Fertilizer Institute of Hunan Province, Changsha 410125, China; 3 Agricultural and Rural Bureau of Changsha County, Changsha 410100, China)

Abstract: A long-term field experiment was conducted to study the effect of reducing controlled-release urea (CRU) on yield, economic benefit and photosynthetic characteristics, and the relationship between yield components and yield of double-cropping rice in order to find out the optimal application rate of CRU for saving cost and improving efficiency. The results showed that compared with conventional fertilization treatment, for early rice, CRU treatments increased early and late grain yield (2015—2016) by 2.6%–8.1% and 6.7%–22.3%, and economic benefit, total spikelet number and total grain number increased by 3.00%, 0.02% and 6.34% of reducing N 10% for early rice, for late rice, reducing N 20% treatment increased by 12.18%, 5.09% and 6.53%, respectively. The above increasing effects were better for late rice than early rice. With reducing N application rate, the net photosynthetic rate in CRU treatments was first increased and then decreased. Correlation analysis showed that the grain yields were significantly positively correlated with the total number of spikelet and total number of grains of early- and late- rice. By considering the rice yield and economic benefit, it is concluded that on the basis of the conventional N application level, proper reducing N application rate in CRU in double-cropping rice region is conducive to the formation of the effective spikes, improve the net photosynthetic rate of rice function leaves, effectively expand the grain storage capacity, and thus promote the saving cost and improving yield and efficiency in double-cropping rice system. Reducing 10% N is optimum for early rice while reducing 20% N optimal for late rice.

Key words: Double-cropping rice; Controlled-release urea; Reducing N; Grain yield; Economic benefit; Photosynthetic characteristics

①基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFD0800500)、国家自然科学基金区域创新发展联合基金项目(U19A2050)、湖南省自然科学基金项目(2019JJ50233)和湖南农业大学“双一流”建设项目(SYL201802004)资助。

* 通讯作者(chtian12@126.com)

作者简介: 黄思怡(1995—), 女, 湖南长沙人, 硕士研究生, 主要从事农业面源污染防治研究。E-mail: 920942452@qq.com

化肥是农业持续发展的物质保证,是粮食增产的重要基础^[1]。目前,我国是世界上最大的化肥生产国和消费国^[2]。化肥大量使用保证了水稻持续稳定增产,但存在肥料利用率低、养分流失严重、人工投入成本高等问题。我国施肥过量的现象普遍存在,单季水稻氮肥平均用量 193.5 kg/hm^2 ,比世界氮肥单位面积平均用量(113 kg/hm^2)高 70% 左右^[3]。传统速效肥料肥效期短,生产上必须分次追肥才能满足水稻生长需求,存在施肥次数多、费工费时、农民不易掌握其技术要点等局限性^[4],随着农村劳动力日益紧缺,追肥时损失量较大,难以提高肥料利用效率^[5]。因此,在稳定稻谷产量的同时,如何提高肥料利用效率、减少肥料投入与降低生产成本日益受到重视。

面对我国耕地面积的不断减少而粮食需求不断增长的局面,稳定和增加双季稻种植面积、提高双季稻单产是提高水稻和粮食总产的重要途径^[6]。长江中下游地区具备种植双季稻的土壤和气候条件,是我国最重要的水稻生产区域^[7]。

缓/控释肥料养分释放缓慢,肥效期长,在作物整个生长期可持续提供养分,简化了施肥技术,可节省人工成本,减少肥料流失^[8-9],但包膜控释尿素价格高,严重制约其推广应用^[10-11]。

因此,探索适宜的施用技术,提高产量和肥料利用效率的同时又能降低成本,是缓控释肥应用研究的重要方向。研究发现,氮肥减量施用能增加水稻产量,节本增效明显。鉴于控释氮肥的高肥力和长肥效作用,有研究认为减量施用控释氮肥依然可稳产甚至高产,这对于成本控制具有现实意义^[12]。目前,国内关于稻田施用缓控释肥料的研究报道主要集中在缓控释材料的筛选、养分释放和吸收利用方面,而关于缓控释肥对水稻产量形成、经济效益及光合特性方面的协同减施效应报道较少。为进一步研究缓控释肥在双季稻生产上的应用效果,以长江中游双季稻区为试验对象,研究缓控释尿素减施对双季稻产量、经济效益和光合特性的影响,并明确其适宜减施量及施用方法,旨在为南方双季稻区包膜控释肥料的推广应用及实现化肥减量减排、节本增效的目标提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 供试地点

长期定位试验于 2013 年在湖南省浏阳市原种场沿溪镇花园村($28^{\circ}19'N$, $113^{\circ}49'E$)开始进行(2013—2016 年每小区的施肥方式一致)。供试土壤为河流冲

积物发育的潮沙泥,0~20 cm 耕层的基本理化性质:有机质、全氮、全磷、全钾含量分别为 16.62、1.21、0.54、11.51 g/kg,碱解氮、有效磷、速效钾含量分别为 48.93、21.25、155.68 mg/kg, pH 为 5.61。

1.2 供试材料

2015 年和 2016 年供试早稻、晚稻品种均为中早 39 和泰优 390。供试氮肥为普通尿素(含 N 46%),控释尿素(山东金正大生态工程股份有限公司生产,树脂包膜,含 N 42%,控释期 3 个月);磷肥为过磷酸钙(含 P_2O_5 12%);钾肥为氯化钾(含 K_2O 60%)。

1.3 试验设计

采用田间小区试验,共设置 6 个处理:①不施氮肥(CK);②普通尿素(UREA);③等 N 量控释尿素(CRU1);④控释尿素减 N 10%(CRU2);⑤控释尿素减 N 20%(CRU3);⑥控释尿素减 N 30%(CRU4)。小区面积 20 m^2 ($4 \text{ m} \times 5 \text{ m}$),随机区组排列,重复 3 次。小区间用水泥田埂(宽 20 cm,高 20~25 cm)隔开,以防串水串肥。

早稻栽插株行距为 $16.7 \text{ cm} \times 20.0 \text{ cm}$,每穴 2 苗;CK、UREA、CRU1、CRU2、CRU3、CRU4 处理 N 用量分别为 0、150、150、135、120、105 kg/hm^2 , P_2O_5 、 K_2O 用量均为 72、90 kg/hm^2 。晚稻栽插株行距为 $20.0 \text{ cm} \times 20.0 \text{ cm}$,每穴 2 苗;CK、UREA、CRU1、CRU2、CRU3、CRU4 处理 N 用量分别为 0、180、180、162、144、126 kg/hm^2 , P_2O_5 、 K_2O 用量均为 60、105 kg/hm^2 。所有磷肥全部作基肥(土层混施)一次性施用,氮肥、钾肥作基肥(60%)(土层混施)和分蘖肥(40%)(表层撒施)施用。早稻施肥移栽、追肥、收获的时间分别为 2015 年 4 月 25 日、5 月 5 日和 7 月 17 日,2016 年 4 月 28 日、5 月 10 日和 7 月 23 日;晚稻施肥移栽、追肥、收获的时间分别为 2015 年 7 月 23 日、8 月 2 日和 11 月 1 日,2016 年 7 月 27 日、8 月 6 日、11 月 5 日。插秧后适当保持几天浅水,以后保持灌溉,促进分蘖,达到所需有效穗苗数的 90% 时开始晒田,培育壮秆;在孕穗期和灌浆期以湿润和浅水相间灌溉,乳熟期后自然落干直至收获。整个生育期按常规田间管理进行。

1.4 测定项目与分析方法

于水稻齐穗期,用美国产 LI-6400XT 便携式光合作用测量系统(LI-COR, 美国),于晴天 9:00—11:00 分别测定剑叶净光合速率(P_n)、气孔导度(G_s)、胞间 CO_2 浓度(C_i)和蒸腾速率(T_r)。控制条件如下: CO_2 浓度 $400 \mu\text{mol/mol}$,温度 30°C ,光照 $1000 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。

3 次重复，求其平均值。各小区测定 5 片代表性的主茎剑叶的中部，每叶重复测定 3 次。

水稻成熟后，按小区收获脱粒风干后按含水量 14% 测实产。每小区采水稻地上部 5 穴进行室内考种，分别测定其株高、穗长、有效穗数、每穗粒数、结实率和千粒重等。

经济效益(元/hm²)=水稻产量×单价-肥料成本-人工费用^[13]。

谷草比=籽粒产量/秸秆产量。

1.5 数据处理

采用 Microsoft Excel 2003 和 SPSS 17.0 软件进行数据处理和分析,处理间差异显著性分析采用最小显

著差异法(LSD)。

2 结果与分析

2.1 双季稻产量

由表 1 可知, 2015 年和 2016 年早、晚稻平均产量均以 CK 最低, 分别以 CRU2、CRU1 最高。说明双季稻田施用氮肥能显著增加籽粒产量。早、晚稻成熟期施 N 处理两年平均产量较 CK 处理增幅分别为 29.8% ~ 40.3% 和 36.8% ~ 67.4%。与 UREA 处理相比, CRU1、CRU2、CRU3 和 CRU4 处理早稻两年平均产量分别提高 5.42%、8.14%、3.70% 和 2.56%, 晚稻分别提高 22.35%、21.78%、15.57%

表 1 不同施肥处理下双季稻产量及其构成因素(2015—2016 年平均)
Table 1 Yield and its components of double-cropping rice under different fertilization treatments

稻季	处理	株高(cm)	穗长(cm)	有效穗数(10 ⁴ /hm ²)	每穗粒数	每穗实粒数	结实率(%)
早稻	CK	69.5 a	18.9 ab	271.9 c	74.5 a	63.2 a	85.7 a
	UREA	72.3 a	19.2 ab	342.0 a	74.4 a	59.4 a	79.8 b
	CRU1	69.0 a	19.0 ab	332.3 ab	75.3 a	64.4 a	85.5 a
	CRU2	69.0 a	19.8 a	338.0 a	75.6 a	64.4 a	85.0 a
	CRU3	68.9 a	18.9 ab	320.8 ab	75.0 a	63.6 a	84.6 ab
	CRU4	68.4 a	18.3 b	299.0 bc	74.5 a	63.3 a	84.8 ab
	平均值	69.5	19.0	317.3	74.9	63.1	84.2
晚稻	CK	70.6 b	20.3 a	270.0 b	76.6 b	62.8 b	81.9 b
	UREA	73.2 ab	20.7 a	343.8 a	82.7 ab	69.6 ab	83.7 ab
	CRU1	76.6 ab	21.4 a	362.3 a	89.2 a	77.6 a	87.0 a
	CRU2	78.2 a	21.4 a	363.3 a	86.1 ab	74.7 a	86.3 ab
	CRU3	74.5 ab	20.9 a	356.7 a	84.3 ab	72.1 a	85.2 ab
	CRU4	74.8 ab	21.0 a	330.3 ab	83.8 ab	71.5 a	84.5 ab
	平均值	74.7	20.9	337.7	83.8	71.4	84.7
稻季	处理	总颖花数(×10 ⁷ /hm ²)	总实粒数(×10 ⁷ /hm ²)	千粒重(g)	谷草比	理论产量(t/hm ²)	实际产量(t/hm ²)
早稻	CK	20.1 a	17.1 a	27.2 a	1.14 a	4.5 b	4.1 c
	UREA	25.4 a	20.4 a	26.5 a	1.14 a	5.3 ab	5.3 b
	CRU1	25.0 a	21.4 a	27.1 a	1.11 a	5.7 a	5.6 ab
	CRU2	25.4 a	21.7 a	27.4 a	1.16 a	5.9 a	5.8 a
	CRU3	24.0 a	20.4 a	27.0 a	1.12 a	5.4 ab	5.5 ab
	CRU4	22.3 a	18.9 a	26.8 a	1.16 a	5.0 ab	5.5 ab
	平均值	23.7	20.0	27.0	1.14	5.3	5.3
晚稻	CK	20.5 b	16.7 c	24.8 a	1.19 b	4.2 d	4.3 e
	UREA	28.2 a	23.7 ab	25.5 a	1.13 b	6.0 bc	5.8 d
	CRU1	32.1 a	28.0 a	25.4 a	1.13 b	7.1 a	7.1 a
	CRU2	30.9 a	26.6 ab	26.2 a	1.13 b	6.9 ab	7.1 a
	CRU3	29.7 a	25.2 ab	25.6 a	1.26 a	6.4 abc	6.7 b
	CRU4	27.3 a	23.2 b	25.3 a	1.18 b	5.7 c	6.2 c
	平均值	28.1	23.9	25.5	1.20	6.0	6.2

注：同列数据小写字母不同表示各稻季不同处理间差异达 P<0.05 显著水平，下表同。

和 6.69%。说明控释尿素养分释放缓慢,利于作物吸收,从而实现高产。相关性分析表明,早、晚稻产量与施肥量呈线性正相关(早稻: $y = 0.0111x + 4.1679$, $R^2 = 0.9574$; 晚稻: $y = 0.0166x + 4.2563$, $R^2 = 0.9893$)。控释尿素处理间两年平均产量随着施 N 量的增加而增加。说明控释尿素减施能有效提高双季稻产量,实现高产稳产,而过量减 N 施用增产效果低。

2.3 双季稻产量构成因素

由表 1 可知,早、晚稻施 N 处理两年平均总颖花数较 CK 处理增幅分别为 10.8%~26.2% 和 32.7%~56.4%; 两年平均总实粒数增幅分别为 10.7%~26.8% 和 38.5%~67.6%。与 UREA 处理相比,早稻两年平均总颖花数 CRU2 处理提高 0.02%, CRU1、CRU3 和 CRU4 处理分别降低 1.55%、5.49%、12.20%; 总实粒数 CRU1、CRU2、CRU3 处理分别提高 5.16%、6.34%、0.05%, CRU4 处理则降低 7.11%。晚稻两年平均总颖花数和总实粒数 CRU1、CRU2、CRU3 处理分别提高 13.80%、9.55%、5.09% 和 18.25%、12.37%、6.53%, CRU4 处理分别降低 3.46% 和 2.29%。说明控释尿素能有效提高双季稻总颖花数及

总实粒数,为高产稳产奠定基础,而过量减 N 施用会导致总颖花数及总实粒数降低,影响产量构成。

早、晚稻两年平均株高、穗长处理间差异不显著。早稻两年平均千粒重的处理间无显著差异,而早稻控释尿素处理高于 UREA 处理,晚稻施 N 处理高于 CK 处理。早稻两年的平均结实率各控释尿素处理与 CK 处理之间无明显差异,但均显著高于 UREA 处理。说明控释尿素减施处理对水稻株高、穗长、结实率及千粒重无明显的影响。

2.3 早、晚稻各产量构成因素的相关性分析

各产量构成因素及其与水稻产量的相关性分析(表 2)显示,2 种施肥模式间存在较大差异。早稻施肥中总颖花数和总实粒数与产量呈显著正相关,其余性状与产量相关性不显著,而株高、千粒重、结实率、谷草比与产量呈负相关;分次施肥中水稻各产量构成因素与产量呈极显著正相关(千粒重除外),而谷草比与产量呈负相关。不同施肥处理下水稻各相关性状间的相关规律也存在差异。说明控释尿素减量条件下,要尽量协调有效穗数和每穗实粒数的关系,即在保证一定数量的有效穗数基础上,尽量稳定每穗实粒数。

表 2 不同施肥处理下水稻产量构成因素与产量间的相关系数
Table 2 Correlation coefficients between rice yield components and yield under different fertilization treatments

	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11
X1		0.937**	0.944**	0.960**	0.957**	0.795	0.969**	0.970**	0.975**	0.978**	-0.178
X2	-0.172		0.981**	0.853*	0.892*	0.845*	0.939**	0.918**	0.882*	0.894*	-0.373
X3	0.242	0.288		0.849*	0.947**	0.738	0.973**	0.965**	0.902*	0.919**	-0.393
X4	0.803	0.364	0.583		0.917**	0.821*	0.894*	0.918**	0.987**	0.978**	-0.214
X5	0.589	-0.450	0.639	0.506		0.647	0.975**	0.998**	0.967**	0.979**	-0.335
X6	-0.052	-0.642	0.441	-0.186	0.727		0.706	0.677	0.769	0.756	-0.263
X7	-0.120	-0.917*	-0.158	-0.502	0.453	0.809		0.986**	0.944**	0.959**	-0.271
X8	0.183	-0.921**	0.039	-0.197	0.703	0.850*	0.944**		0.966**	0.978**	-0.319
X9	0.826*	0.310	0.582	0.998**	0.550	-0.143	-0.450	-0.139		0.999**	-0.274
X10	0.879*	0.045	0.587	0.941**	0.748	0.096	-0.180	0.146	0.959**		-0.291
X11	-0.018	0.048	0.250	-0.114	-0.094	0.102	-0.118	-0.135	-0.127	-0.171	

注: X1: 产量, X2: 株高, X3: 穗长, X4: 有效穗数, X5: 每穗粒数, X6: 千粒重, X7: 结实率, X8: 每穗实粒数, X9: 总颖花数, X10: 总实粒数, X11: 谷草比。下三角(左下部分数据)表示早稻的相关系数; 上三角(右上部分数据)为晚稻的相关系数; *和**分别表示相关性达 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 显著水平。

2.4 双季稻经济效益

由表 3 可知,早、晚稻施 N 处理经济效益较 CK 处理增幅为 26.0%~31.5% 和 32.6%~56.1%。与 UREA 处理相比, CRU2 处理早稻经济效益提高 3.00%、CRU1、CRU3 和 CRU4 处理分别降低 1.37%、0.75%、0.75%, 晚稻经济效益分别提高 17.03%、17.79%、12.18%、3.56%。说明施用控释尿素省工、

省时、高效,能有效提高双季稻经济效益,为农户增收奠定基础,而过量减 N 施用会导致经济产值降低,影响经济效益。

说明一定范围内控释尿素减施其水稻产值不减,超过合理减施量则水稻产值较常规尿素低。虽然控释尿素成本较普通尿素高,但其一次性基施降低了人工追肥成本。

表 3 不同施肥处理下双季稻的经济效益(2015—2016 年平均)
Table 3 Economic profits of double-cropping rice under different fertilization treatments

稻季	处理	经济产值(元/hm ²)	肥料成本(元/hm ²)	经济效益(元/hm ²)	较 CK 增收(%)
早稻	CK	10 687.8 c	960.0	9 727.8 b	—
	UREA	13 869.2 b	1 612.2	12 257.0 a	26.0
	CRU1	14 620.7 ab	2 531.4	12 089.2 a	24.3
	CRU2	14 998.4 a	2 374.3	12 624.1 a	29.8
	CRU3	14 382.0 ab	2 217.1	12 164.9 a	25.1
	CRU4	14 224.5 ab	2 060.0	12 164.5 a	25.0
	平均值	13 797.1	1 959.2	11 837.9	
晚稻	CK	11 082.6 e	960.0	10 122.6 d	—
	UREA	15 161.2 d	1 742.6	13 418.6 c	32.6
	CRU1	18 549.1 a	2 845.7	15 703.4 ab	55.1
	CRU2	18 462.6 a	2 657.1	15 805.5 a	56.1
	CRU3	17 521.3 b	2 468.6	15 052.7 b	48.7
	CRU4	16 176.3 c	2 280.0	13 896.3 c	37.3
	平均值	16 158.9	2 159.0	13 999.9	

注：肥料价格(2015—2016 年)：普通尿素为 2.00 元/kg、树脂包膜尿素 4.40 元/kg、氯化钾为 3.20 元/kg、过磷酸钙为 0.80 元/kg。早、晚稻籽粒价格为 2.6 元/kg。经济效益(元/hm²)= 水稻产量×单价—肥料成本。

2.5 双季稻光合特性

由表 4 所示，早、晚稻施 N 处理两年净光合速率较 CK 处理增幅为 0.02%~9.12% 和 0.07%~25.77%。与 UREA 处理相比,CRU1、CRU2 和 CRU3 处理早稻两年净光合速率分别提高 2.27%、3.68%、1.41%，CRU4 处理降低 3.18%；晚稻两年净光合速率分别提高 5.81%、18.08%、15.77%、0.53%。说明施用控释尿素有利于提高水稻生育中后期叶片的净

光合速率。胞间 CO₂ 浓度的变化趋势与净光合速率相反。表明控释尿素减施水稻叶片同化利用 CO₂ 能力减弱。提高水稻功能叶净光合速率，促进叶肉细胞的羧化效率，提高 CO₂ 的同化速率。控释尿素合理减施能够提高水稻叶片蒸腾速率和气孔导度，降低胞间 CO₂ 浓度，表明在一定浓度范围内，控释尿素合理减施能够提高叶片蒸腾速率，调节气孔开闭，增强 CO₂ 同化能力，提高光合速率。

表 4 不同处理下双季稻齐穗期剑叶的光合特征参数(2016 年)
Table 2 Photosynthetic parameters of flat leaves of double-cropping rice at full heading stage under different treatments

稻季	处理	净光合速率 $Pn(\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s}))$	气孔导度 $Gs(\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s}))$	胞间 CO ₂ 浓度 $Ci(\mu\text{mol}/\text{mol})$	蒸腾速率 $Tr(\text{mmol}/(\text{m}^2\cdot\text{s}))$
早稻	CK	18.3 a	0.310 a	249.94 a	7.39 a
	UREA	19.2 a	0.333 a	247.95 a	7.73 a
	CRU1	19.7 a	0.343 a	243.88 a	7.75 a
	CRU2	19.9 a	0.330 a	248.44 a	7.91 a
	CRU3	19.5 a	0.320 a	248.77 a	7.50 a
	CRU4	18.6 a	0.317 a	250.84 a	7.48 a
	平均值	19.19	0.33	248.30	7.63
晚稻	CK	12.0 b	0.287 a	295.94 a	5.80 a
	UREA	12.8 ab	0.307 a	288.92 a	6.30 a
	CRU1	13.5 ab	0.323 a	290.76 a	6.62 a
	CRU2	15.1 a	0.347 a	289.94 a	6.55 a
	CRU3	14.8 a	0.350 a	299.50 a	6.50 a
	CRU4	12.8 ab	0.310 a	301.30 a	6.32 a
	平均值	13.49	0.32	294.39	6.35

3 讨论

3.1 控释尿素减施对双季稻产量及其构成因素的影响

施用缓/控释肥能显著提高水稻地上部生物量和吸氮量,提高土壤氮素残留,减少氮素损失,提高氮素的利用率^[14]。徐明岗等^[15]发现,等量控释氮肥处理较普通尿素处理早、晚稻产量分别增加 3.61% 和 9.30%。与本研究结果一致,CRU 处理较 UREA 处理早、晚稻两年平均产量分别提高 5.42% 和 22.35%(表 1),且晚稻较早稻增产效果好。主要由于双季早稻生育期短,控释尿素前期养分不能及时释放造成有效穗下降,加上生长后期控释尿素养分释放减慢,每穗实粒数下降,导致产量明显下降。

魏海燕等^[16]指出,缓控释肥基施后分蘖期施用尿素处理能有效增加植株茎蘖数,提高成穗率和最终穗数,扩大叶面积指数,增强光合势,增加干物质和氮素的积累,获得高产。鲁艳红等^[17]认为,株高、每穗实粒数、结实率和千粒重的增加是早、晚稻增产的主要原因。相关性分析表明(表 3),早、晚稻总颖花数、总实粒数与产量之间呈显著正相关(早稻: $r_{\text{总颖花数}}=0.826^*$, $r_{\text{总实粒数}}=0.879^*$; 晚稻: $r_{\text{总颖花数}}=0.975^{**}$, $r_{\text{总实粒数}}=0.978^{**}$)。控释氮肥增产原因在于作物生育中后期控释氮肥能够保证 N 素持续供应,为作物灌浆孕穗提供充足的 N 素营养,利于籽粒产量建成^[17]。郭晨等^[18]发现,控释肥处理单位面积颖花量和实际产量之间呈极显著正相关关系。王强等^[19]发现,树脂包膜型掺混控释肥较传统分次施肥具有增产作用主要是其在保证有效穗数、结实率及千粒重的基础上增加穗粒数。与本研究结果一致,控释尿素能在确保千粒重及结实率的基础上,提高或保持足够的有效穗数和穗粒数来提高产量。

相关研究表明:控释尿素养分释放呈“S”型曲线,一次性基施控释肥减少氮肥用量会导致水稻生长后期由于供肥不足而减产^[20]。鲁艳红等^[21]发现,两种土壤上施用控释肥后早、晚稻产量较 UREA 处理明显提高,特别是河沙泥中,稻谷总产量以减 N 30% 处理最高,较 UREA 处理增产 4.95%。本研究中,早稻施用控释尿素在一定用量范围内,双季稻产量随施 N 水平的提高而增加,但是超过一定水平后,氮肥施用会降低单位面积有效穗数,同时造成水稻营养生长过剩而抑制生殖生长,导致每穗粒数和结实率下降而影响产量^[22-23];晚稻产量随着施氮量的减少而显著降低。李敏等^[24]发现,控释尿素减施 20% 较普通

尿素显著提高水稻产量,增幅达 4.7%,超过此减施量水稻产量显著降低。

3.2 控释尿素减施对双季稻经济效益的影响

缓控释肥能否在水稻生产中大面积推广主要取决于施肥的效果和成本。施用控释氮肥适当降低 N 用量,能促进双季水稻增产、增加 N 素利用效率、维持或提高土壤 N 素肥力和可持续生产力,控释氮肥养分释放规律的差异是导致其作用效应不同的主要原因^[17]。本研究中,减少氮肥用量,一定程度上降低肥料成本,但主要因树脂包膜尿素比普通尿素能提高水稻产量,获得较高的稻谷产值,所以树脂包膜尿素减少 N 用量提高水稻经济效益。

陈远利等^[25]发现,2009—2011 年大区定位对比,水稻施用控释复合肥具有明显的增产节肥效果,较常规施肥增产 7%~25%,节肥 10%~20%,667 m² 节省施肥用工 1~2 工。马昕等^[11]发现,控释尿素(控释期 50 d 和 60 d)虽然肥料投入稍有增加,但每公顷增收 3 000 元以上,且施用释放期长的控释肥增收效果更好。李敏等^[24]发现,经济效益以控释尿素减施 20% 处理最高,较普通尿素处理产值增加 4.7%,纯收入增加 5.7%,控释尿素减量施用各处理较普通尿素均能有效提高水稻产投比。本研究中早稻净收入以 CRU1 处理最高,控释尿素减量施用各处理的净收入则小于 UREA 处理。晚稻净收入各控释尿素处理均高于 UREA 处理,且以 CRU2 处理效果最高。双季稻控释尿素施 N 量可降低 20%~30%,水稻增产显著,纯收益增加。生产企业应进一步改进缓控释肥的生产工艺流程,降低生产成本,提高其市场竞争力。通过多方面努力来降低缓控释肥的生产成本,使之与常规肥料的成本投入相当或减少,可以较快地促进缓控释肥被农户接受和应用。

3.3 控释尿素减施对双季稻光合特性的影响

聂军等^[26]发现,施用控释尿素较普通尿素更能有效提高水稻生育中后期叶片叶绿素含量和净光合速率,延长生育后期功能叶的光合功能,延缓叶片衰老,提高产量。李敏等^[4]发现,与普通尿素一次性基施相比,90 d 硫膜和树脂膜控释尿素均能显著提高盆栽水稻籽粒产量,增幅分别达 15.1%~51.4%,显著提高水稻生育中后期叶片净光合速率及 SPAD 值,可延缓叶片衰老。本试验研究结果与此一致,水稻进入抽穗期后,施用控释尿素的水稻叶片净光合速率显著高于普通尿素,与控释尿素供 N 特征有关。

郭智等^[27]发现,氮肥减施对水稻叶片色素含量及净光合速率影响较大。减施 15% 氮肥处理较常规

施肥处理灌浆前期水稻叶片 Chl a、Chl a+b 含量及叶片净光合速率均未显著降低。随氮肥减施幅度的增大和处理时间的延长, 叶片色素含量及 Pn 显著下降。本研究中, 氮肥减施(减施 30% 氮肥)显著降低水稻叶片色素含量及净光合速率, 且随生育进程进一步降低。氮肥减施 30% 条件下, 水稻对光能的利用量显著下降。适宜减量施用水稻胞间 CO_2 浓度较低, 能促进叶肉细胞的羧化效率, 提高 CO_2 同化速率, 明显提高水稻生育后期剑叶的光合速率, 并延长叶片光合功能期和截光时间。

4 结论

控释肥技术工效高, 劳动强度低, 符合国家“一控、两减、三基本”中减少农药化肥使用量的目标要求, 易于在农业生产中大面积使用。控释尿素减量施用能有效提高库容量, 增强光合作用效率, 保证水稻稳产、高产, 节支效果明显。其中, 以控释尿素减 N 10%~20% 处理效果最佳, 且晚稻中施用效果更好。

参考文献:

- [1] 闫湘, 金继运, 何萍, 等. 提高肥料利用率技术研究进展[J]. 中国农业科学, 2008, 41(2): 450-459.
- [2] 李红莉, 张卫峰, 张福锁, 等. 中国主要粮食作物化肥施用量与效率变化分析[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(5): 1136-1143.
- [3] 闫湘, 金继运, 梁鸣早. 我国主要粮食作物化肥增产效应与肥料利用效率[J]. 土壤, 2017, 49(6): 1067-1077.
- [4] 李敏, 郭熙盛, 叶舒娅, 等. 硫膜和树脂膜控释尿素对水稻产量、光合特性及氮肥利用率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(4): 808-815.
- [5] 张小翠, 戴其根, 胡星星, 等. 不同质地土壤下缓释尿素与常规尿素配施对水稻产量及其生长发育的影响[J]. 作物学报, 2012, 38(8): 1494-1503.
- [6] 朱德峰, 陈惠哲, 徐一成, 等. 我国双季稻生产机械化制约因子与发展对策[J]. 中国稻米, 2013, 19(4): 1-4.
- [7] 邹应斌. 长江流域双季稻栽培技术发展[J]. 中国农业科学, 2011, 44(2): 254-262.
- [8] 樊小林, 刘芳, 廖照源, 等. 我国控释肥料研究的现状和展望[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(2): 463-473.
- [9] 俞映惊, 薛利红, 杨林章. 不同氮肥管理模式对太湖流域稻田土壤氮素渗漏的影响[J]. 土壤学报, 2011, 48(5): 988-995.
- [10] 袁嫚嫚, 叶舒娅, 刘枫, 等. 树脂包膜尿素对水稻产量和氮肥利用率的影响[J]. 中国农业气象, 2011, 32(S1): 83-87.
- [11] 马昕, 杨艳明, 刘智蕾, 等. 机械侧深施控释掺混肥提高寒地水稻的产量和效益[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(4): 1095-1103.
- [12] 侯红乾, 黄永兰, 冀建华, 等. 缓/控释肥对双季稻产量和氮素利用率的影响[J]. 中国水稻科学, 2016, 30(4): 389-396.
- [13] 周旋, 吴良欢, 戴锋. 生化抑制剂组合与施肥模式对黄泥田水稻产量和经济效益的影响[J]. 生态学杂志, 2017, 36(12): 3517-3525.
- [14] 侯红乾, 冀建华, 刘益仁, 等. 缓/控释肥对双季稻产量、氮素吸收和平衡的影响[J]. 土壤, 2018, 50(1): 43-50.
- [15] 徐明岗, 李菊梅, 李冬初, 等. 控释氮肥对双季水稻生长及氮肥利用率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(5): 1010-1015.
- [16] 魏海燕, 李宏亮, 程金秋, 等. 缓释肥类型与运筹对不同穗型水稻产量的影响[J]. 作物学报, 2017, 43(5): 730-740.
- [17] 鲁艳红, 聂军, 廖育林, 等. 不同控释氮肥减量施用对双季水稻产量和氮素利用的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(2): 155-161, 174.
- [18] 郭晨, 徐正伟, 李小坤, 等. 不同施氮处理对水稻产量、氮素吸收及利用率的影响[J]. 土壤, 2014, 46(4): 618-622.
- [19] 王强, 姜丽娜, 潘建清, 等. 长江下游单季稻一次性施肥产量效应及影响因子研究[J]. 浙江农业学报, 2017, 29(11): 1875-1881.
- [20] 张海军, 武志杰, 梁文举, 等. 包膜肥料养分控释机理研究进展[J]. 应用生态学报, 2003, 14(12): 2337-2341.
- [21] 鲁艳红, 纪雄辉, 郑圣先, 等. 施用控释氮肥对减少稻田氮素径流损失和提高水稻氮素利用率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2008, 14(3): 490-495.
- [22] 韦正宝. 不同控释氮肥用量对早稻生长性状及产量的影响[J]. 南方农业学报, 2011, 42(4): 388-390.
- [23] 龙继锐, 马国辉, 周静, 等. 缓释尿素对超级杂交稻 Y 两优 1 号生长发育及氮肥利用率的影响[J]. 杂交水稻, 2007, 22(6): 48-51.
- [24] 李敏, 郑仁兵, 韩上, 等. 控释尿素减量施用的水稻产量效应研究[J]. 安徽农业科学, 2017, 45(22): 83-84, 100.
- [25] 陈远利, 吴良欢, 董作珍, 等. 水稻施用控释复合肥效果初报[J]. 浙江农业科学, 2012, 53(8): 1095-1097.
- [26] 聂军, 郑圣先, 戴平安, 等. 控释氮肥调控水稻光合功能和叶片衰老的生理基础[J]. 中国水稻科学, 2005, 19(3): 255-261.
- [27] 郭智, 刘红江, 张岳芳, 等. 氮磷减施对水稻剑叶光合特性、产量及氮素利用率的影响[J]. 西南农业学报, 2017, 30(10): 2263-2269.

蚯蚓粪对作物连作障碍抑制作用研究进展^①

孙喜军¹, 吕爽^{1*}, 高莹², 蔡苗¹, 王小荣¹

(1 西安市农业技术推广中心, 西安 710061; 2 咸阳职业技术学院, 陕西咸阳 712000)

摘要: 随着集约化生产的进一步发展, 连作障碍已成为制约我国一些地区种植业可持续发展的瓶颈问题。蚯蚓粪是一种优质的有机肥, 目前已成功应用于连作障碍防治, 并取得了一定的研究成果。本文简要介绍了蚯蚓粪的理化性质和生物学性质, 综述概括了其在抑制连作障碍方面的研究进展, 并对以后的研究提出了展望, 以期能为作物连作障碍综合防治提供一定的参考。

关键词: 蚯蚓粪; 连作障碍; 抑制作用

中图分类号: S141 **文献标志码:** A

Research Progresses on Inhibition Effect of Vermicompost to Continuous Cropping Obstacles

SUN Xijun¹, LV Shuang^{1*}, GAO Ying², Cai Miao¹, Wang Xiaorong¹

(1 Xi'an Agricultural Technology Extension Center, Xi'an 710061, China; 2 Xianyang Vocational Technical College, Xianyang, Shaanxi 712000, China)

Abstract: With the further development of intensive production, continuous cropping obstacles have become a bottleneck of the sustainable development of planting in some regions of China. As a favorable organic fertilizer, currently the vermicompost has been successfully applied to the prevention and control of continuous cropping obstacles, and also achieved some research achievements. In this paper, the physicochemical and biological properties of vermicompost were introduced, some research progresses on the inhibition effect of vermicompost to the continuous cropping obstacles were summarized, and also the future research was prospected. It's hoped that this paper could provide a certain reference for the comprehensive control of continuous cropping obstacles.

Key words: Vermicompost; Continuous cropping obstacles; Inhibition

连作障碍, 即同种作物或近缘作物在同一块土地上连续种植两茬以上后, 即使采用常规栽培管理措施也会出现作物生长环境恶化和生长发育异常的现象^[1-2]。作物连作障碍问题由来已久, 空间分布极为广泛, 涉及作物众多, 且产生危害较为严重。从时间上看, 古希腊植物学家 Theophrastus 早在公元前 300 年就已记录了连作障碍, 而我国于公元 540 年成书的《齐民要术》也涉及了连作障碍内容^[3]; 从空间上看, 连作障碍在世界各国普遍发生, 我国称这类问题为“重茬问题”, 欧美国家称其为“再植病害”或“再植问题”^[4], 日本则称之为“连作障碍”或“忌地现象”^[5]; 从涉及作物种类上看, 连作障碍广泛发生于经济作物、药用作物、粮食作物和林(果)木等的

生产中, 尤以经济作物和药用作物连作障碍发生最为严重和普遍; 从产生的危害来看, 连作常会导致土壤板结和次生盐渍化、作物生理病害加重、植株生长发育异常、果实品质变劣和产量下降等^[1-2]。

作物连作障碍产生原因极为复杂, 其是由土壤、作物等诸多因素综合作用产生的结果。关于连作障碍产生机制, Plenk^[6]于 1795 年提出了“毒素”学说, Molish^[7]于 1937 年提出了作物“相生相克”学说, 1983 年日本的泷岛^[5]又归纳提出“五大成因”学说。近年来, 国内外学者分别从土壤肥科学、微生物学和栽培学等多个学科入手, 对作物连作障碍产生机制进行了深入研究。总体看来, 连作障碍产生机制可归结为以下 5 种学说: ①“土壤理化性质恶化”学说^[1]。

①基金项目: 陕西省重点研发计划项目(2018ZDCXL-N-19-1)、西安市科技局设施农业新技术研究项目(NC1504)、西安市科技局软科学研究项目(2017145SF/WM036)和咸阳职业技术学院大学生科技创新研究项目(2017XS-3)资助。

* 通讯作者(gracelv79@163.com)

作者简介: 孙喜军(1985—), 男, 甘肃庆阳人, 硕士, 农艺师, 主要从事耕地质量保护与提升方面的研究。E-mail: jlusxj@126.com

该学说认为长期连作导致土壤出现板结、酸化和次生盐渍化等问题,通气透水性变差,直接负面影响作物生长。②“土壤养分比例失衡”学说^[8]。该学说认为作物长期连作条件下,因作物根系对营养元素的选择性单一吸收,导致土壤营养元素比例失衡,进而对作物的生长产生不利影响。③“土壤生物学环境恶化”学说^[5,9-11]。该学说认为长期连作导致土壤酶活性降低、土壤微生物区系失衡及土传病虫害加深等,从而对作物生长产生不利影响。④“化感作用”学说^[12]。目前有两种认识:一种认为根系分泌物(如酚酸类物质)是连作障碍的直接“罪魁祸首”^[5],且根系分泌物之间存在增效作用(单一物质不起作用,两者以上才能表现出作用)和拮抗作用(单一物质起作用,两种以上作用弱化)^[13-14]。另一种认为,作物根系分泌的化感物质仅仅是连作障碍的前提条件,化感物质进一步诱导调控土壤微生物区系发生改变才是连作障碍的“元凶”^[2-3]。如:Li 等^[2]的研究指出,连作花生根系持续分泌的化感物质并不直接产生毒害作用,而是通过改变土壤微生物区系间接来实现的,连作年限越长,土壤中的酚酸量越多,土壤微生物中真菌数量增多,而细菌和放线菌数量明显减少,土壤微生物区系发生改变。Qu 和 Wang^[15]也指出,连作过程中由于酚酸物质积累,导致土壤微生物区系发生改变,进而对连作地黄种植生长产生影响。⑤“根际微生态失衡”学说^[16]。该理论认为根际作为植物、土壤和微生物相互作用的重要界面,是物质和能量交换的节点。连作引起的土壤理化性质改变及作物根系分泌物和残茬引起的根际土壤微生态变化均可导致连作障碍发生^[16]。

连作障碍是长期困扰国内外农业生产的复杂问题之一,寻求克服或缓解连作障碍措施已成为亟待解决的问题。纵观连作障碍机制研究历史,目前研究已经从传统的单因子拓展到多因子,但由于作物连作障碍影响因子众多,形成机理复杂,克服连作障碍技术体系的建立、完善尚需进一步研究。目前生产上解决连作障碍的对策主要包括改善土壤理化性状、轮作换茬、间作套种、土壤消毒灭菌、抗性品种选育和生物防治等方法^[1],其中轮作换茬是最为简单经济和行之有效的措施之一。然而伴随现代种植业的快速发展,在经济利益驱动以及农户种植习惯、耕地资源、气候条件等因素的共同影响下,农业生产中的连作(尤其是经济作物的设施栽培)趋势日益严重,已经成为制约部分地区种植业可持续发展的瓶颈问题。据报道,我国部分植棉区棉花的

连作面积高达 60% ~ 70%,最长连作年限甚至达到 30 a,连作障碍导致的棉花产量和品质下降已经成为当地棉花产业的一大制约因素^[17]。近年来,经过学者的不懈探索和研究,以有机肥为代表的有机改良剂已成为防治作物连作障碍的重要措施。蚯蚓粪由于其在改善土壤物理、化学和生物学性质等方面的优势以及较强的实际可操作性,目前已将其成功应用于作物连作障碍防治并取得了一定的研究成果。本文简要介绍了蚯蚓粪的性质,综述概括了其在抑制连作障碍方面的研究进展,并对以后的研究提出了展望,以期能为作物连作障碍综合防治提供一定的参考。

2 蚯蚓粪性质

2.1 蚯蚓粪生产过程

蚯蚓粪是蚯蚓对有机废弃物进行生物降解的产物。农业生产中,蚯蚓粪又是一种将植物营养、生物活性激素和植物保护融为一体的优质高效有机肥料和土壤改良剂。目前市场上利用自动化连续生物反应器来规模化高效生产蚯蚓粪;蚓种选择以赤子爱胜蚓等表层种蚯蚓为主;饵料来源包括畜禽粪便、农作物秸秆、城市垃圾与生活垃圾、有机污泥等有机废弃物,尤以畜禽粪便(牛粪)最为常见。蚯蚓粪的理化性质和生物学性质在很大程度上由蚯蚓性质、饵料性质及蚯蚓消化程度等因素所决定^[18],其营养物质含量主要取决于饵料。

2.2 蚯蚓粪性质

蚯蚓粪是一种质地均一且具有自然泥土气味的黑(灰)色细碎类物质,团粒结构和毛管孔隙发育良好,通气、排水和保水性俱佳,比表面积较大^[19-21]。蚯蚓粪趋于中性,可溶性盐含量、阳离子交换量和腐殖酸含量较高^[22],且具有较高的稳定性、较强的吸附性能和缓冲能力以及较好的保肥供肥性能。蚯蚓粪富含细菌、真菌和放线菌等大量微生物和氨基酸、多糖、维生素等大量生物活性物质^[18],同时蚯蚓粪中还含有过氧化物酶、蛋白酶、脱氢酶等活性酶^[23]和赤霉素、生长素、细胞分裂素等植物激素^[24],可加速营养物质的转化,高效促进作物生长。

3 蚯蚓粪对作物连作障碍抑制作用研究进展

蚯蚓粪具有特殊的理化性质和生物学性质,施入土壤后能优化普通土壤理化性质和生物学性质,促进作物生长,改善品质和降低病虫害发病率,且在连作环境下仍具有这种功效。

3.1 对连作土壤性质的改良

3.1.1 对连作土壤理化性质的改良 蚯蚓粪能改良连作土壤物理性质和农化性质。相关研究表明,连作土壤施用适量蚯蚓粪,不仅能降低土壤容重,增加土壤总孔隙度和微团聚体数量,优化土壤的通气性能,解决土壤板结等问题^[25],而且还能显著增加连作土壤中有机质、全氮和氮磷钾有效养分以及中微量元素含量,调节土壤酸碱度,降低总盐分和电导率^[26-29],一定程度上缓解土壤酸化、盐渍化及养分比例失衡等问题,抑制连作障碍发生发展。蚯蚓粪能改良土壤物理性质和农化性质,这源于其富含的有机物质、土壤酶和有益微生物。有机质不仅是保持土壤良好理化性状和生物学性状的必要条件,而且是作物营养的重要来源^[30]。蚯蚓粪富含有机质^[20],且有机质中含有大量的氮、磷、钾和多种微量元素。当蚯蚓粪施入土壤后,伴随有机质的逐步矿化,其中的养分以一定的速率不断释放出来,可直接为作物提供全面丰富的养分。而且有机质在分解转化过程中产生的多种有机酸对土壤矿质部分也有一定的溶解能力,可以促进矿化作用,释放和增加土壤有效养分。蚯蚓粪还含有大量的腐殖质^[22],其在土壤中遇到钙离子就会和黏土粒凝聚成稳定的团粒结构,极大改善土壤的透水性、蓄水性、通气性以及根系的生长环境。此外,腐殖质中的有机无机复合体还是消除许多作物化感自毒物质(如酚酸类物质)的自然装置^[31]。腐殖质中主要活性部分为腐殖酸,腐殖酸在提高土壤腐殖物质含量的同时还提高了其对酸碱度变化的缓冲性能。同时,蚯蚓粪中富含淀粉酶、纤维素酶、脂肪酶等多种酶,而且都具有较高的活性,这些酶在土壤养分转化利用过程中起着十分重要的作用^[23]。蚯蚓粪中的微生物在养分循环利用中也起着十分重要的作用。例如,蚯蚓粪中的固氮菌能固定空气中的氮,合成蛋白质,在土壤中积累大量氮素,从而被作物吸收利用;好气菌能分解腐殖质也可供作物吸收利用;硝化细菌对腐生菌有辅助和配合作用,把腐生菌分解有机肥料时产生的氨转化成对作物有效的硝酸盐,大大提高作物养分利用率。

3.1.2 对连作土壤生物学性质的改善 蚯蚓粪能改善连作土壤微生物区系和酶活性。当蚯蚓粪施入土壤后,土壤微生物区系发生变化,真菌数量与细菌数量的比值呈现下降趋势,土壤由“真菌型”向“细菌型”转变,连作障碍有所缓解^[32]。赵凤艳等人^[33]研究发现,蚯蚓粪施入设施番茄连作土壤后,土壤真菌门级优势菌(如担子菌门)相对丰度比空白对照降低

了18%。另外,蚯蚓粪施入连作土壤后还能不同程度提高连作土壤中的多酚氧化酶、蔗糖酶、脱氢酶、过氧化氢酶和尿酶的活性^[34-35],进而促进养分循环,提高土壤肥力。Zhao 等人^[24]研究指出,在温室黄瓜连作条件下,施用蚯蚓粪基肥可以提高黄瓜产量和品质,并减少有益真菌和致病真菌的相对丰度,但这对根际土壤微生物群落有着积极的影响。蚯蚓粪能改善土壤微生物区系,这与其自身含有的拮抗微生物密切相关^[18]。Li 等人^[11]通过大田试验发现,长期的花生连作会改变土壤生物群落组成,病原真菌的增加是以牺牲土壤中一些拮抗性有益菌群为代价的。而当蚯蚓粪施入土壤后,其中的拮抗微生物可通过营养竞争、抗生、寄生(捕食)等方式,直接调节土壤中的微生物种群和数量^[18],抑制连作障碍的发生。同时,蚯蚓粪富含多种酶,一方面可直接提高土壤酶的活性,另一方面蚯蚓粪中富含的淀粉酶、脂肪酶和纤维素酶还能促进土壤中有机物质的分解和养分循环,进而提高土壤脱氢酶、酸性磷酸酶、碱性磷酸酶和尿酶等一些重要土壤酶的活性^[36]。田给林等^[34]指出,蚯蚓粪含有能降解连作根际土壤酚酸含量的微生物可能是其促进土壤尿酶等酶活性增加的原因之一。综合看来,蚯蚓粪对连作土壤生物学性质的改善主要通过3种途径实现:第一种为利用自带的多种微生物直接参与土壤生物学性质改善活动;第二种为通过调控土壤中的微生物区系来间接改善土壤微生物学性质;第三种为利用自带的土壤酶等生物活性物质,通过调控一系列生化过程来达到改善土壤生物学性质的目的。

3.2 对连作作物生长的促进和果实品质的改善

连作土壤施用适量蚯蚓粪对作物生长有着积极的影响。连作土壤施用适量蚯蚓粪:可提高作物出苗率,促进根、茎、叶等的生长,增加地上部和地下部生物量,显著提高作物农艺性状指标^[37-40];可提高果实维生素C和可溶性糖含量,降低硝酸盐含量及总酸度,增大糖酸比,明显改善品质^[37-39];可增加果实鲜重与干重以及果实数量,提高产量^[41]。蚯蚓粪对作物的促生作用不仅与自身富含的营养物质有关,而且与其自身“携带”的大量生物活性物质有关。蚯蚓粪自身“肥得流油”,其中作物生长所需的大量元素(氮、磷、钾等)和微量元素(铁、锰、锌、铜、硼等)不仅在蚯蚓粪中都有,而且含量较高^[42-43],例如:全氮、有效磷、速效钾含量分别高出一般土壤含量的1倍~14倍、10倍~17倍和8倍~11倍。当蚯蚓粪施入土壤后,其首先充当作物生长的“营养源”。蚯蚓粪富含腐殖酸,其被证明是一类生理活性物质^[40]。

Atiyeh 等^[44]的研究表明,将从蚯蚓粪中浸提的腐殖酸加入到栽培基质中,可显著增加西红柿和黄瓜的株高、叶面积和根干重等指标。García 等^[45]的研究也发现,蚯蚓粪中的腐殖酸可促进水稻根系生长。蚯蚓粪中含有的植物激素^[46-47]包括赤霉素、生长素、细胞分裂素等,目前已经有研究证实蚯蚓粪提取液中的植物激素可以显著促进作物生长^[48-49]。同时,蚯蚓粪中还含有维生素和 16 种氨基酸^[50],这些活性物质在作物新陈代谢中发挥着重要作用,直接影响着作物的生长、产量和品质。另外,蚯蚓粪中的有益微生物大量繁殖后产生多糖,多糖与作物分泌的黏液及矿物胶体、有机胶体相结合后,可在幼龄、尚未木栓化的根表面形成不连续的膜,保护根系免受病原微生物的入侵,提高抗病性^[18, 30]。总体来看,蚯蚓粪对作物生长和果实品质的改善,主要是通过 3 种途径实现:一是其作为“营养源”直接提供营养,促进作物生长和品质改善;二是通过自身含有的腐殖酸、植物激素以及氨基酸等活性物质调控作物新陈代谢,达到促生的目的;三是通过自有的微生物发挥作用。

3.3 对连作土壤土传病虫害的抑制

绝大部分连作障碍是由土传病害引起的^[5],研究表明,蚯蚓粪对连作障碍中的土传病害具有较好的抑制作用。Szczech 等^[51]指出,添加蚯蚓粪可抑制镰刀菌属病原菌对西红柿的感染。Yasir 等人^[52]研究发现,蚯蚓粪浸提液能有效抑制镰刀菌孢子的萌发。蚯蚓粪还可以用来缓解(抑制)番茄的枯萎病和紫色甘蓝的根腐病^[51],小麦的丝核菌根腐烂病^[53],黄瓜的网斑病、枯萎病、立枯病和炭疽病^[54-56],西瓜的枯萎病^[57]等土传病害。蚯蚓粪对土传病害的抑制作用与其中含有的拮抗微生物关系密切^[56]。胡艳霞等^[56, 58]从新鲜蚯蚓粪中成功分离到两株拮抗活性强、抗菌性广的放线菌——球孢链霉菌(*Streptomyces globisporus*)和丁香苷链霉菌(*Streptomyces syringini*),抑菌试验表明,两株拮抗菌在蚯蚓粪对蔬菜苗期病害的控制中起重要作用,并解释蚯蚓粪中的拮抗微生物通过启动黄瓜体内的防御酶系,诱导黄瓜产生炭疽病系统抗性,从而控制病害发生。刘丽和张艳菊^[59]以及王莹^[60]也从新鲜蚯蚓粪中分离得到对黄瓜枯萎病有拮抗活性的洋葱伯克霍尔德菌(*Burkholderia cenocepacia*),并通过盆栽试验说明此拮抗菌对黄瓜枯萎病防治具有良好的效果。另外,刘雪连等^[61]利用 SL 培养基从蚯蚓粪中分离得到 54 株具有产酸性能的菌株,其中 6 个菌株对大肠杆菌具有拮抗作用;汪学军等^[62]采用琼脂法初步研究了蚯蚓粪中放线菌的抗菌活性,发现教

酒链霉菌(*Streptomyces chartreusis*)和吸水链霉菌奥萨霉菌素亚种(*S. ossamyceticus*)对藤黄八叠球菌(*Micrococcus luteus*)有较强的拮抗作用,灭癌素链霉菌(*S. gancidicus*)对枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*)具有较强的拮抗作用。这些研究都为以后分离抗菌物质用于防治病害奠定了一定的理论基础。目前学者认为蚯蚓粪抑制土传病害的机理主要包括“一般性抑制”和“特殊性抑制”两种机制^[18]。“一般性抑制”又称间接抑制,是指引起土传病害的微生物属于营养依赖型病原菌,当蚯蚓粪施入土壤后会迅速对土壤中有机营养物质的活性进行调控,病原菌的繁殖体由于得不到足够的营养而不能生长繁殖,从而抑制病原菌对连作作物根系的伤害。这种类型的抑制通常不会完全控制病害的发生,但能使病害程度降到最低限度。“特殊性抑制”也称直接抑制,这种抑制作用与蚯蚓粪中含有的拮抗微生物密切相关。例如已经鉴定的拮抗微生物有球孢链霉菌和丁香苷链霉菌^[56],链霉菌能产生抗生素及其他次生代谢物,并利用可溶性有机质产生胞外水解酶,通过渗入介质中的菌丝将所分泌的水解酶集结为很高的浓度,使其自身在土壤中具有很强的竞争力,从而抑制其他病害菌的繁殖,丰富土壤中拮抗微生物,减少土传病害发生。一般而言,两种机制在蚯蚓粪对病害的控制中均起作用^[18]。

连作障碍的土传虫害主要表现为线虫危害,尤其是根结线虫的危害。Edwards 和 Arancon^[63]、Arancon 等^[64]、Sarma 等^[65]的研究表明,添加适量蚯蚓粪可以显著减少作物寄生线虫的数量,降低作物的感染率。申飞等人^[66]在设施番茄地土壤线虫群落的研究中发现,与单施化肥相比,单施蚯蚓粪显著降低了食细菌线虫的比例。同时, Xiao 等^[67]研究指出,蚯蚓粪主要通过调节土壤性质和提高作物抗病性两种方式来抑制根结线虫对番茄植株的危害。

3.4 对作物化感自毒作用的调控

酚酸类化感物质被公认为一些作物根系分泌物中的主要化感因子,其能在一定程度上诱导黄瓜等作物连作障碍的发生^[68-69],从而影响作物健康生长。总体来看,目前蚯蚓粪对化感作用调控方面的研究并不是特别多,具体机制尚不清楚。许永利^[57]探讨了连作环境中蚯蚓粪与酚酸物质的相互作用,指出外源酚酸添加到新鲜蚯蚓粪后,酚酸(丁香酸、香豆酸)降解效果明显,且不同酚酸比例发生变化,并将这种结果归因为蚯蚓粪对酚酸的降解和吸附。田给林等^[37,70]的研究表明,放殖蚯蚓能显著降低作物残体腐解产生的酚酸类化感物质浓度,从而缓解化感自毒作用;在

草莓连作土壤中施用蚯蚓粪,既可降解根际土壤酚酸,又能促进作物根系生长,从而达到抑制连作障碍的目的;蚯蚓粪可降解根际土壤酚酸,这可能源于蚯蚓粪中含有的能促进酚酸降解的微生物。分析认为,蚯蚓粪对酚酸类化感物质的调控,一方面可能是通过自身含有的腐殖质等物质的强大吸附作用来实现的;另一方面,由于蚯蚓粪中含有大量微生物,蚯蚓粪降解酚酸主要是通过某些特殊的微生物来实现的。总之,蚯蚓粪在缓解作物根系中化感自毒作用的潜力已经初步显现出来,但具体的调控机制尚需进一步的研究才能证实。

3.5 联合其他措施共同防治连作障碍的效果研究

田给林等^[37,70]的研究表明,土壤灭菌后施用蚯蚓粪能有效缓解连作障碍中的酚酸化感效应,促进草莓植株生长。Parle^[54]指出,与单独使用杀真菌剂相比,蚯蚓粪和杀菌剂一起施用能明显降低黄瓜的网斑病发生。许永利^[57]指出,蚯蚓粪+生防菌调控连作障碍的作用是协调的,但这种作用需长期多次使用后方能体现。总体看来,施用蚯蚓粪与灭菌等措施同时进行在一定程度上对连作障碍的防治功效具有同步性。另外,申飞等^[66]的研究表明,与单施蚯蚓粪或化肥或化肥配施益生菌相比,蚯蚓粪配施益生菌能够减缓植食性线虫增长,保持土壤环境健康和线虫群落稳定。同时,毛凯伦等^[71-72]的研究表明,与单施蚯蚓粪或单施腐殖酸相比,蚯蚓粪与腐殖酸混施(蚯蚓粪 1 800 kg/hm²和腐殖酸 600 kg/hm²)对改良烟田连作土壤性状和提高烤烟产质量效果较好,同时发现蚯蚓粪与酒糟混施(蚯蚓粪 1 800 kg/hm²+酒糟 600 kg/hm²)相比两者单施改良效果更好。尹恩等^[73]研究表明,蚯蚓粪(50%)与丛枝菌根真菌混施能有效降低生姜连作病害,提高生姜产量。另外,植株定植前还可利用蚯蚓粪复合基质培育抗病性较强的健康壮苗,从而抑制连作障碍的发生。有研究表明^[38,74],利用蚯蚓粪复合基质培育出的早期幼苗长势较好,农艺性状指标均显著提高,且移栽于连作土壤后,植株死亡率低,品质显著高于其他处理。

3.6 蚯蚓粪施用方法研究

蚯蚓粪对连作障碍的防治程度与其用量存在一定关系。Szczech^[75]研究表明,泥炭土生长介质中加入不同量蚯蚓粪后,番茄以及紫色甘蓝的土传真菌病害受到不同程度抑制,且抑制病害程度随蚯蚓粪加入量的增加而增大。Kashem 等^[76]的研究表明,随着蚯蚓粪施用量增加,番茄的产量和品质也逐步上升。但大量研究表明,随着蚯蚓粪用量的增加,连作障碍抑

制效果并不是持续上升,而是呈现先上升后下降的“马鞍形”变化,且较低比例的蚯蚓粪抑制连作障碍效果更为明显,但这一最佳比例会随作物种类发生变化,目前尚无统一意见。胡艳霞等^[55]的研究表明,当蚯蚓粪体积浓度为 20% 时,控制黄瓜病害的程度最大,防效达 96.1%;而张永平等^[39]则认为 6% 的蚯蚓粪浓度能更好缓解花生连作障碍;尹恩等^[25]在研究生姜连作障碍时发现,当蚯蚓粪浓度为 50% 时,姜瘟病发病率最低,病情指数最小,生姜生长指标最好,产量最高。

蚯蚓粪不宜保存过久,否则肥效下降明显。施用蚯蚓粪时,应尽可能使用新鲜的,而且最好是经过短期发酵的。发酵可使其中不够腐熟的粪料彻底熟化,使有益微生物增殖更多,肥效也会更高。蚯蚓粪一般经过简单的风干过筛处理即可施用,也可将蚯蚓粪制成粒肥或者水溶肥施用^[77],更有研究报道将蚯蚓粪浸提液作为浸种剂^[78]或者将浸提液直接加入土壤中以防止根结线虫^[79]。蚯蚓粪施用方法与一般有机肥和化肥大同小异,常用的方法有底施法、沟施法和地面撒施法。滕明姣等人^[80]的研究结果表明,蚯蚓粪集中施用更能发挥其功效。大田种植时,一般将蚯蚓粪作为基肥一次性施入土壤。同时注意,蚯蚓粪是一种缓释性肥料,必须酌情添加氮、磷、钾等速效肥料^[81]。研究发现,连作烟区施用基肥时用蚯蚓粪替代 30% 化肥的处理能有效改良植烟连作土壤,提升烟叶品质并实现化肥减施增效^[82]。

3.7 蚯蚓粪的生态安全问题

蚯蚓粪本身成分复杂,例如,不同饵料蚯蚓粪可能含有一些特殊成分,如有机污泥含有重金属离子,长期不当使用以有机污泥为来源的蚯蚓粪势必会造成土壤中重金属积累,进而危害作物生长和人类健康。蚯蚓粪中含有多种微生物,既有大量有益微生物,也有大量有害微生物,而目前对蚯蚓粪中微生物的研究并不是特别多,造成其中的有害微生物对土壤及作物的影响并不是特别清楚,存在一定的安全风险。蚯蚓粪中含有多种有机酸,如丁酸、丙酸等,已有研究表明,有机酸能抑制种子萌发,伤害作物幼根,影响植株生长^[83]。蚯蚓粪不仅成分较为复杂,且性质易受堆制过程中的环境因素和蚓种等的影响,但国内蚯蚓粪行业至今尚无统一标准,不同企业生产的蚯蚓粪性质差别较大,整体市场有待进一步规范。

设施农业连作过程中土壤硝酸盐含量会明显增加,导致土壤盐渍化问题突出。Atiyeh 等^[84]、Doan 等^[85]的研究表明,随着蚯蚓粪用量的增加,土壤中

NO₃ 含量呈线性增加; 陈小锦^[86]在红壤中添加不同用量的蚯蚓粪时也发现, NO₃ 含量随蚯蚓添加量显著升高。这说明蚯蚓粪有加重连作土壤硝酸盐的潜在风险。分析原因, 一方面蚯蚓粪本身含有硝酸盐; 另一方面, 蚯蚓粪会促进土壤中的硝化作用, 最终将使土壤中 NO₃ 含量增加。土壤中适量的 NO₃ 会有利于植物根系营养吸收, 但过量的 NO₃ 将会抑制植物根系营养吸收, 导致土壤的电导率升高, 加重连作障碍。所以在具体生产过程中, 务必注意蚯蚓粪不合理施用所引起的 NO₃ 含量增加的问题。

针对蚯蚓粪对土壤酸碱性的影响, 前人开展过系列研究, 但结果并不一致。张聪俐等^[87]的研究表明, 蚯蚓粪施入土壤后土壤 pH 升高; 但 Manivannan 等^[88]的研究表明, 蚯蚓粪施入土壤后, 土壤 pH 随蚯蚓粪用量增加而下降。而 Fernández 等^[89]的研究表明, 施用蚯蚓粪可以使碱性土壤和酸性土壤的 pH 趋于中性。Mitchell 和 Alter^[90]则指出蚯蚓粪可以减少土壤的交换态铝, 调节酸性土壤的 pH, 从而达到改良酸性土壤的作用。分析认为, 蚯蚓粪对土壤 pH 的影响, 一方面取决于饵料及自身性质, 另一方面还取决于土壤酸碱度和性质。在农业生产中, 针对不同连作土壤和作物, 为取得良好效果, 应对不同饵料的蚯蚓粪有所区分。

4 总结与展望

蚯蚓粪作为一种高效有机肥, 最大的特点是将有机物、微生物、生长因子三者合理结合起来, 更好改善土壤生态环境, 最终达到增肥、抗病、养土的目的, 使作物病更少、果更香、瓜更甜。蚯蚓粪在抑制作物连作障碍方面, 尤其是在抑制土传病害方面的独特良好功效, 使其具备在农业生产中大面积推广应用的可能。但目前研究还存在以下问题: ①蚯蚓粪对连作障碍的抑制作用研究目前主要局限于土壤生态系统、作物生长发育和病虫害等方面, 尚停留在零散地解释连作障碍的外在表象, 缺乏内部系统性机理探究; ②研究表明, 连作条件下施用蚯蚓粪可调控作物化感自毒物质, 但蚯蚓粪对作物释放的化感物质的具体影响及调控机制研究尚不清楚; ③过高的粪(蚯蚓粪)土比会抑制作物生长, 但不同地区、不同作物连作种植条件下蚯蚓粪的最适用量尚不明确; ④蚯蚓粪作为一种有机肥, 肥效缓慢, 为有效抑制连作障碍, 必须配施速效性化肥, 但目前对连作条件下蚯蚓粪和化肥最适配比探讨还很少; ⑤目前绝大部分试验仅限于盆栽, 缺乏长期的大田定位试验数据积累。只有进一步做好以

上工作, 才可能使蚯蚓粪在连作障碍综合防治中得到更好的实际应用。

参考文献:

- [1] 喻景权, 杜尧舜. 蔬菜设施栽培可持续发展中的连作障碍问题[J]. 沈阳农业大学学报, 2000, 31(1): 124-126.
- [2] Li X G, Ding C F, Hua K, et al. Soil sickness of peanuts is attributable to modifications in soil microbes induced by peanut root exudates rather than to direct allelopathy[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2014, 78: 149-159.
- [3] 李孝刚, 张桃林, 王兴祥. 花生连作土壤障碍机制研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(2): 266-271.
- [4] Utkhede R S. Soil sickness, replant problem or replant disease and its integrated control[J]. Allelopathy Journal, 2006, 18(1): 23-38.
- [5] 泷岛. 防治连作障碍的措施[J]. 日本土壤肥料学杂志, 1983, 26(2): 170-178.
- [6] Plenk J J. Physiologie und pathologie der pflanzen[M]. Wien: Wappler, 1795: 1474-1475.
- [7] Molish H B. Der einfluss einer pflanze auf die andere-allelopathie[M]. Jena: Verlag von Gustav Fischer, 1937: 13-20.
- [8] 侯慧, 董坤, 杨智仙, 等. 连作障碍发生机理研究进展[J]. 土壤, 2016, 48(6): 1068-1076.
- [9] 尹承苗, 王玫, 王嘉艳, 等. 苹果连作障碍研究进展[J]. 园艺学报, 2017, 44(11): 2215-2230.
- [10] Li X G, Ding C F, Zhang T L, et al. Fungal pathogen accumulation at the expense of plant-beneficial fungi as a consequence of consecutive peanut monoculturing[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2014, 72: 11-18.
- [11] Li C G, Li X M, Kong W D, et al. Effect of monoculture soybean on soil microbial community in the Northeast China[J]. Plant and Soil, 2010, 330(1): 423-433.
- [12] 王飞, 李世贵, 徐凤花, 等. 连作障碍发生机理研究进展[J]. 中国土壤与肥料, 2013(5): 6-13.
- [13] Rimando A M, Olofsdotter M, Dayan F E, et al. Searching for rice allelochemicals[J]. Agronomy Journal, 2001, 93(1): 16-20.
- [14] 谢星光, 陈晏, 卜元卿, 等. 酚酸类物质的化感作用研究进展[J]. 生态学报, 2014, 34(22): 6417-6428.
- [15] Qu X, Wang J G. Effect of amendments with different phenolic acids on soil microbial biomass, activity, and community diversity[J]. Applied Soil Ecology, 2008, 39(2): 172-179.
- [16] 滕应, 任文杰, 李振高, 等. 花生连作障碍发生机理研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(2): 259-265.
- [17] 顾美英, 徐万里, 茆军, 等. 新疆绿洲农田不同连作年限棉花根际土壤微生物群落多样性[J]. 生态学报, 2012, 32(10): 3031-3040.
- [18] 胡艳霞, 孙振钧, 程文玲. 蚯蚓养殖及蚓粪对植物土传病害抑制作用的研究进展[J]. 应用生态学报, 2003, 14(2): 296-300.
- [19] Jongmans A G, Pulleman M M, Balabane M, et al. Soil structure and characteristics of organic matter in two

- orchards differing in earthworm activity[J]. *Applied Soil Ecology*, 2003, 24(3): 219–232.
- [20] 周军. 一种清洁、环保的天然生态有机肥—蚯蚓粪[J]. *西北园艺*, 2004(4): U001.
- [21] Lim S L, Wu T Y, Lim P N, et al. The use of vermicompost in organic farming: overview, effects on soil and economics[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2015, 95(6): 1143–1156.
- [22] Elvira C, Goicoechea M, Sampedro L, et al. Bioconversion of solid paper-pulp mill sludge by earthworms[J]. *Bioresource Technology*, 1996, 57(2): 173–177.
- [23] Lavelle P. Biology and ecology of earthworms[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1997, 64(1): 78–79.
- [24] Zhao H T, Li T P, Zhang Y, et al. Effects of vermicompost amendment as a basal fertilizer on soil properties and cucumber yield and quality under continuous cropping conditions in a greenhouse[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(12): 2718–2730.
- [25] 尹恩, 吴丽丽, 陈毛华, 等. 不同比例蚯蚓粪对生姜连作障碍的影响[J]. *信阳农林学院学报*, 2017, 27(2): 99–102, 106.
- [26] 王胜, 郑仕军, 沈丽, 等. 蚯蚓粪对油菜根肿病的控制效果评价[J]. *西南农业学报*, 2010, 23(6): 1910–1913.
- [27] 王永和, 高亚娟, 李建龙, 等. 蚯蚓粪土壤改良剂克服草莓连作障碍的效果[J]. *江苏农业学报*, 2013, 29(5): 1039–1042.
- [28] 王佩雯, 朱金峰, 任志广, 等. 不同土壤改良剂处理下连作植烟土壤化学性质及土壤酶活性的耦合分析[J]. *中国农业科技导报*, 2017, 19(4): 82–91.
- [29] Gutierrezmiceli F A, Santiagoborraz J, Molina J M, et al. Vermicompost as a soil supplement to improve growth, yield and fruit quality of tomato (*Lycopersicum esculentum*)[J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(15): 2781–2786.
- [30] 黄昌勇, 徐建明. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2010.
- [31] Rice E L. Allelopathy[M]. 2nd ed. New York: Academic Press Inc, 1984: 309–315.
- [32] 张俊英, 许永利, 刘志强. 蚯蚓粪缓解大棚黄瓜连作障碍的研究[J]. *北方园艺*, 2010(4): 58–60.
- [33] 赵凤艳, 吴盼盼, 李天来, 等. 蚓粪对设施番茄连作土壤真菌群落结构的影响[J]. *生态学杂志*, 2016, 35(12): 3329–3334.
- [34] 田给林, 严婷婷, 毕艳孟, 等. 草莓连作土壤灭菌与施用有机肥对根际土壤酚酸及土壤酶活性的影响[J]. *园艺学报*, 2015, 42(10): 2039–2048.
- [35] 熊孝楠. 蚓粪用量对设施内番茄连作土壤酶活性的调节[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2016: 20–24.
- [36] Chaoui H I, Zibilske L M, Ohno T. Effects of earthworm casts and compost on soil microbial activity and plant nutrient availability[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35(2): 295–302.
- [37] 田给林, 张潞生. 蚯蚓粪缓解草莓连作土壤障碍的作用[J]. *植物营养与肥科学报*, 2016, 22(3): 759–767.
- [38] 柏彦超, 周雄飞, 赵学辉, 等. 蚓粪基质克服西瓜连作障碍的应用效果研究[J]. *中国农学通报*, 2011, 27(8): 212–216.
- [39] 张永平, 乔永旭, 赵绪明, 等. 蚯蚓粪作基肥对夏播花生生长与产量的影响[J]. *江苏农业科学*, 2014, 42(8): 97–99.
- [40] Muscolo A, Sidari M, Pizzeghello D, et al. Effects of humic substances isolated from earthworm faeces[J]. *Dynamic Soil Dynamic Plant*, 2009, 32(4): 45–52.
- [41] 吴盼盼, 杨丽娟. 蚓粪对不同连作年限设施番茄生长、品质及产量的影响[J]. *江苏农业科学*, 2017, 45(7): 104–107.
- [42] Hosseinzadeh S R, Amiri H, Ismaili A. Effect of vermicompost fertilizer on photosynthetic characteristics of chickpea (*Cicer arietinum* L.) under drought stress[J]. *Photosynthetica*, 2016, 54(1): 87–92.
- [43] Hosseinzadeh S R, Amiri H, Ismaili A. Evaluation of photosynthesis, physiological, and biochemical responses of chickpea (*Cicer arietinum* L. cv. Pirouz) under water deficit stress and use of vermicompost fertilizer[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2018, 17(11): 2426–2437.
- [44] Atiyeh R M, Lee S, Edwards C A, et al. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth[J]. *Bioresource Technology*, 2002, 84(1): 7–14.
- [45] García A C, Santos L A, de Souza L G A, et al. Vermicompost humic acids modulate the accumulation and metabolism of ROS in rice plants[J]. *Journal of Plant Physiology*, 2016, 192: 56–63.
- [46] Tomati U, Grappelli A, Galli E. The hormone-like effect of earthworm casts on plant growth[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1988, 5(4): 288–294.
- [47] Hemati A, Alikhani H A, Marandi G B, et al. Assessment of the possibility of humic acid extraction from vermicompost with urea// Xu J M, Wu J J, He Y. Functions of natural organic matter in changing environment[C]. Hangzhou: Zhejiang University Press, 2012: 225–228.
- [48] 胡佩, 刘德辉, 胡锋, 等. 蚓粪中的植物激素及其对绿豆插条不定根发生的促进作用[J]. *生态学报*, 2002, 22(8): 1211–1214.
- [49] Muscolo A, Sidari M, Attinà E, et al. Biological activity of humic substances is related to their chemical structure[J].

- Soil Science Society of America Journal, 2007, 71(1): 75–85.
- [50] 陈宝书, 陈本建, 张惠霞, 等. 蚯蚓粪营养成分的研究[J]. 四川草原, 1998(3): 22–24.
- [51] Szczech M, Rondonański W, Brzeski M W, et al. Suppressive effect of a commercial earthworm compost on some root infecting pathogens of cabbage and tomato[J]. Biological Agriculture & Horticulture, 1993, 10(1): 47–52.
- [52] Yasir M, Aslam Z, Kim S W, et al. Bacterial community composition and chitinase gene diversity of vermicompost with antifungal activity[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(19): 4396–4403.
- [53] Stephens P M, Davoren C W, Ryder M H, et al. Field evidence for reduced severity of Rhizoctonia bare-patch disease of wheat, due to the presence of the earthworms *Aporrectodea Rosea* and *Aporrectodea Trapezoides*[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1994, 26(11): 1495–1500.
- [54] Parle J N. Micro-organisms in the intestines of earthworms[J]. Journal of General Microbiology, 1963, 31(1): 1–11.
- [55] 胡艳霞, 孙振钧, 周法永, 等. 蚯蚓粪对黄瓜苗期土传病害的抑制作用[J]. 生态学报, 2002, 22(7): 1106–1115.
- [56] 胡艳霞, 孙振钧, 孙永明, 等. 蚯蚓粪对黄瓜炭疽病的系统诱导抗性作用[J]. 应用生态学报, 2004, 15(8): 1358–1362.
- [57] 许永利. 蚯蚓粪解除西瓜连作障碍的效果及机理初探[D]. 北京: 中国农业大学, 2006: 18–43.
- [58] 胡艳霞, 孙振钧, 王东辉, 等. 蚯蚓粪中拮抗微生物分析[J]. 应用与环境生物学报, 2004, 10(1): 99–103.
- [59] 刘丽, 张艳菊. 蚯蚓粪中黄瓜枯萎病菌拮抗细菌的筛选及鉴定[J]. 东北农业科学, 2016, 41(3): 57–61.
- [60] 王莹. 蚯蚓粪中黄瓜枯萎病菌拮抗细菌的筛选、发酵条件优化及防治效果[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2015: 20–36.
- [61] 刘雪连, 张宁, 崔东良, 等. 蚯蚓粪中乳酸菌的分离及其在大肠杆菌 O157:H7 中的抗菌活性[J]. 基因组学与应用生物学, 2011, 30(1): 1–6.
- [62] 汪学军, 闫双林, 闵长莉, 等. 蚯蚓粪中放线菌分离及其抗菌活性研究[J]. 中国中药杂志, 2015, 40(4): 614–618.
- [63] Edwards C A, Arancon N Q. Vermicomposts suppress plant pest and disease attacks[J]. Biocycle Journal of Composting & Recycling, 2004, 45(3): 51–54.
- [64] Arancon N, Galvis P, Edwards C, et al. The trophic diversity of nematode communities in soils treated with vermicompost The 7th international symposium on earthworm ecology. Cardiff. Wales. 2002[J]. Pedobiologia, 2003, 47(5–6): 736–740.
- [65] Sarma B K, Singh P, Pandey S K, et al. Vermicompost as modulator of plant growth and disease suppression[J]. Dynamic Soil Dynamic Plant, 2010, 4: 58–66.
- [66] 申飞, 郭瑞, 朱同彬, 等. 蚓粪和益生菌配施对设施番茄地土壤线虫群落的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(4): 1015–1026.
- [67] Xiao Z G, Liu M Q, Jiang L H, et al. Vermicompost increases defense against root-knot nematode (*Meloidogyne incognita*) in tomato plants[J]. Applied Soil Ecology, 2016, 105: 177–186.
- [68] Yu J Q, Matsui Y. Phytotoxic substances in root exudates of cucumber (*Cucumis sativus* L.)[J]. Journal of Chemical Ecology, 1994, 20(1): 21–31.
- [69] Ye S F, Yu J Q, Peng Y Y, et al. Incidence of Fusarium wilt in *Cucumis sativus* L. is promoted by cinnamic acid, an autotoxin in root exudates[J]. Plant and Soil, 2004, 263(1): 143–150.
- [70] 田给林. 连作草莓土壤酚酸类物质的化感作用及其生物调控研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2015: 71–75.
- [71] 毛凯伦, 李司童, 李晓娜, 等. 蚯蚓粪与腐殖酸混施对植烟土壤质量及烟叶品质的影响[J]. 土壤通报, 2018, 49(4): 911–918.
- [72] 毛凯伦, 郑璞帆, 李司童, 等. 不同配比蚯蚓粪与酒糟对烤烟生长和品质的影响[J]. 华北农学报, 2017, 32(1): 215–219.
- [73] 尹恩, 王明跃, 武际, 等. 蚯蚓粪+AMF 对连作生姜的影响[J]. 韶关学院学报, 2017, 38(9): 65–70.
- [74] 杨玉凯, 林碧英, 李彩霞, 等. 蚯蚓粪复合基质对番茄幼苗生长及光合特性的影响[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(14): 137–139.
- [75] Szczech M M. Suppressiveness of vermicompost against fusarium wilt of tomato[J]. Journal of Phytopathology, 1999, 147(3): 155–161.
- [76] Kashem M A, Sarker A, Hossain I, et al. Comparison of the effect of vermicompost and inorganic fertilizers on vegetative growth and fruit production of tomato (*Solanum lycopersicum* L.)[J]. Open Journal of Soil Science, 2015, 5(2): 53–58.
- [77] 张杏艳, 龚胜, 黄光云, 等. 蚯蚓粪制粒对植物生长的影响及其网络市场前景[J]. 天津农业科学, 2017, 23(6): 27–29, 39.
- [78] Kaur A, Singh B, Ohri P, et al. Organic cultivation of Ashwagandha with improved biomass and high content of active Withanolides: Use of Vermicompost[J]. PLoS One, 2018, 13(4): e0194314. DOI:10.1371/journal.pone.019-4314.
- [79] 刘大伟, 韩文昊, 张艳菊, 等. 蚯蚓粪及浸提液对番茄根结线虫的防治效果[J]. 中国生物防治学报, 2017, 33(5): 686–691.

- [80] 滕明姣, 万兵兵, 王东升, 等. 蚓粪施用方式对不同品种番茄生长和土壤肥力的影响[J]. 土壤, 2017, 49(4): 712–718.
- [81] 杨明彰. 利用蚯蚓粪预防蔬菜土传病害发生[J]. 长江蔬菜, 2008(17): 21–22.
- [82] 李司童. 蚯蚓粪替代部分化肥对土壤性状及烤烟生长与品质的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2018.
- [83] 樊羿. 有机肥资源利用现状调查与施用有机肥对土壤环境的影响[D]. 郑州: 河南农业大学, 2006.
- [84] Atiyeh R M, Edwards C A, Subler S, et al. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth[J]. Bioresource Technology, 2001, 78(1): 11–20.
- [85] Doan T T, Ngo P, Rumpel C, et al. Interactions between compost, vermicompost and earthworms influence plant growth and yield: a one-year greenhouse experiment[J]. Scientia Horticulturae, 2013, 160: 148–154.
- [86] 陈小锦. 基于蚯蚓消解牛粪后的蚯蚓粪改良红壤的效果研究[D]. 扬州: 扬州大学, 2016.
- [87] 张聪俐, 戴军, 周波, 等. 不同比例蚓粪对玉米生长以及土壤肥力特性的影响[J]. 华南农业大学学报, 2013, 34(2): 137–143.
- [88] Manivannan S, Balamurugan M, Parthasarathi K, et al. Effect of vermicompost on soil fertility and crop productivity - beans (*Phaseolus vulgaris*)[J]. Journal of Environmental Biology, 2009, 30(2): 275–281.
- [89] Fernández-Bayo J D, Nogales R, Romero E. Assessment of three vermicomposts as organic amendments used to enhance diuron sorption in soils with low organic carbon content[J]. European Journal of Soil Science, 2009, 60(6): 935–944.
- [90] Mitchell A, Alter D. Suppression of labile aluminium in acidic soils by the use of vermicompost extract[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1993, 24(11–12): 1171–1181.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.000

陶健宇, 杨劲松, 姚荣江, 等. 河套灌区土壤盐分对化肥氮素转化过程的影响研究. 土壤, 2020, 52(3): 0–0.

河套灌区土壤盐分对化肥氮素转化过程的影响研究^①

陶健宇^{1,2}, 杨劲松^{1*}, 姚荣江¹, 王相平¹, 刘广明¹, 陈 强³

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049; 3 杭锦后旗农牧业技术推广中心, 内蒙古陕坝 015400)

摘 要: 土壤盐渍化严重影响土壤养分利用与生产力提升, 为阐明土壤盐渍化对河套灌区农田土壤肥料氮素转化关键过程的影响。以内蒙古河套灌区不同含盐量土壤为试验材料, 通过室内恒温培养试验, 分析了不同盐分梯度下土壤中氮素转化的水解和硝化过程。试验共设置了低盐($EC_{5.1}=1.46$ dS/m)、中盐($EC_{5.1}=2.19$ dS/m)、高盐($EC_{5.1}=3.43$ dS/m)3 种盐分梯度, 分别施用尿素和磷酸二铵两种化学氮肥。研究结果表明: ①土壤盐分升高抑制了尿素的水解作用, 高盐处理尿素的净水解量较中盐和低盐处理分别降低 19.4% 和 27.1%, 而土壤盐分在中盐时对磷酸二铵的水解表现出促进效应, 中盐处理磷酸二铵净水解量较低盐、高盐处理分别提高 33.6% 和 4.3%。②土壤高盐分会抑制硝化反应的开始, 高盐处理相较于低盐、中盐处理推迟 3 d 左右; 土壤盐分升高对两种氮肥净硝化量的影响均表现为先促进后抑制的作用, 中盐处理尿素的净硝化量, 较低盐、高盐处理分别提高了 8.6% 和 9.1%, 中盐处理磷酸二铵的净硝化量, 较低盐、高盐处理分别提高了 19.1% 和 5.1%。③在等氮输入条件下, 各土壤盐分梯度下磷酸二铵处理转化产生的铵态氮、硝态氮、无机氮均高于尿素处理。土壤盐分含量对化肥氮转化影响显著, 不同肥料种类其影响存在差别; 土壤盐分升高对肥料养分的释放存在抑制, 适量的土壤盐分会促进硝化作用, 这增加氮素淋溶损失的风险。

关键词: 内蒙古河套灌区; 土壤盐分; 土壤氮素; 氮肥转化

中图分类号: S156.4+4 **文献标志码:** A

Effects of Soil Salinity on Nitrogen Transformation in Hetao Irrigation District of Inner Mongolia, China

TAO Jianyu^{1,2}, YANG Jingsong^{1*}, YAO Rongjiang¹, WANG Xiangping¹, LIU Guangming¹, CHEN Qiang³

(1 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*; 2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*; 3 *Inner Mongolia Hangjinhouqi Centre of Agricultural Technology Extension, Shanba, Inner Mongolia 015400, China*)

Abstract: Soil salination seriously affects the availability of soil nutrients, which restricts the development of agricultural productivity. The objective of this study is to elucidate the effects of soil salinity on nitrogen transformation of fertilizers applied conventionally in Hetao irrigation district of Inner Mongolia, China. Soils of different electrical conductivity [$EC_{5.1}$, 1.46 dS/m (L), 2.19 dS/m (M) and 3.43 dS/m (H)] and added two chemical nitrogen fertilizers (urea and diammonium phosphate) were used to conduct the indoor thermostatic incubation experiment, and then the hydrolysis and nitrification of soils were determined. The results showed that, 1) inhibiting effect was found on the hydrolysis of urea when soil salinity increased, the net hydrolysis amount of treatment H decreased by 19.4% and 27.1% respectively compared with those of medium and low salt treatments. While medium salt showed a promoting effect on the hydrolysis of diammonium phosphate, and the net hydrolysis amount of treatment M increased by 33.6% and 4.3% respectively compared with those of low and high salt treatments; 2) high soil salinity postponed the beginning of nitrification, the nitrification of treatment H was delayed for about 3 days compared with L and M treatments. The effects of increasing soil salinity on the net nitrification amount of two nitrogen fertilizers were identical, first was promoted and then suppressed. The net nitrification amount of urea of treatment M was 8.6% and 9.1% higher than those of treatment L and H, respectively, while the net nitrification amount of diammonium phosphate of treatment M was 19.1% and

①基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0501300、2016YFD0200303), 中国科学院重点部署项目子课题(KFZD-SW-112-03-02), 巴彦淖尔市博士科研工作站项目(BKZ2017)和巴彦淖尔市五万亩“改盐增草(饲)兴牧”试验示范项目资助。

* 通讯作者(jsyang@issas.ac.cn)

作者简介: 陶健宇(1994—), 男, 江苏南京人, 硕士研究生, 主要研究方向为盐碱障碍消减与盐碱土壤资源利用管理。E-mail: jytao@issas.ac.cn

5.1% higher than those of L and H treatments, respectively; 3) in all soil salinities, diammonium phosphate was transferred more to mineral nitrogen than urea under the condition of equal amount of nitrogen input. In conclusion, soil salinity has a great impact on the transformation of nitrogen fertilizers, but the effects are different to different fertilizers. Increasing soil salinity can inhibit the release of fertilizer nutrients; However, appropriate amount of soil salinity may stimulate nitrification, and then can increase the risk of nitrogen leaching loss.

Key words: Hetao irrigation district of Inner Mongolia; Soil salinity; Soil nitrogen; Nitrogen fertilizer transformation

盐渍土在我国分布十分广泛, 总面积约为 $3.6 \times 10^7 \text{ hm}^2$, 占全国可利用土地面积的 4.88%^[1]。内蒙古河套灌区是我国三大灌区之一, 灌溉面积为 $5\,743 \text{ km}^2$ (约为 $5.7 \times 10^5 \text{ hm}^2$)^[2], 是我国重要的粮食生产区, 该灌区位于黄河流域上游, 是我国受盐渍化影响的典型区之一, 全区受盐渍化影响面积达 $3.9 \times 10^5 \text{ hm}^2$, 占土地总面积的近 69%^[3]。由于大水漫灌、排水不畅等原因, 导致原生与次生盐渍化并存^[4], 河套灌区盐渍化面积逐年扩大, 大面积的耕地不得不弃耕成为盐荒地, 严重制约着该地区农业的发展^[5]。

河套灌区作为我国重要粮食产区必然离不开化肥的支撑, 而氮肥是农业生产中必不可少的化肥, 其施用不当不仅没有效果还会造成环境污染^[6]。在氮肥与土壤氮素研究方面, 氮肥施入土壤后氮素的去向问题越来越受到人们的重视^[7]。近年来, 许多学者在内蒙古自治区开展了相关研究, 戴庆林等^[8]通过调查研究发现 20 世纪 50 年代中期内蒙古农田土壤氮肥利用率平均为 52.6%, 到了 90 年代中期下降到 27.5%, 1999 年时仅为 21.6%; 曾文治等^[9]通过田间试验, 分析了土壤盐分与施氮量的交互作用, 结果表明随着土壤盐分的升高, 葵花氮肥利用率降低, 当盐分大于 10 g/kg 时氮肥利用率只有 10%; 张君等^[10]的研究表明施氮量为 $193 \sim 291 \text{ kg/hm}^2$ 时玉米氮肥利用率为 21%~26%。由此可知, 河套地区氮肥利用效率低下, 这不仅是资源的严重浪费, 而且会造成农业面源污染。冯兆忠等^[11]研究发现, 在当前的灌溉与种植制度下, 河套灌区每年可损失约 $2.6 \times 10^7 \text{ kg N}$, 相当于当年施氮量的 20.3%。郭嘉等^[12]和于瑞宏等^[13]研究表明河套灌区农业退水引入的大量氮素是乌梁素海水体富营养化的重要原因。目前, 为了提高氮肥利用效率, 减少农业面源污染, 国内外学者提出了一系列的解决措施。郭宇等^[14]通过改进施肥技术, 采用穴施的方式来提高向日葵产量和氮肥利用效率, 赵春晓等^[15]利用添加生物质炭等改良剂有效提高氮肥利用率, 刘德平等^[16]通过合理配施磷肥的方式, 在保证作物产量前提下, 适量减少氮、磷肥料的用量, 提高肥料利用率, 减少农业面源污染。

前人对河套地区氮肥利用效率及其带来的农业面源污染问题已经开展相关研究, 并提出了一些解决方法, 而对肥料氮素在土壤中转化的过程研究相对较少。众所周知, 肥料氮素在土壤中的转化过程主要有水解过程、硝化及反硝化过程, 又夹杂着土壤有机氮的矿化, 这导致土壤氮素转化过程并不是单一的过程, 而是一个多过程交织的综合过程, 使得土壤氮素转化的研究工作十分复杂。张金波和宋长春^[17]研究发现, 最适宜微生物活动的土壤含水量介于土壤最大持水量的 60%~80%, 温度介于 $0 \sim 35 \text{ }^\circ\text{C}$, Cassman 和 Munns^[18]研究表明: 土壤水分和温度对氮矿化的影响存在交互作用。事实上, 温度与水分对所有土壤内部发生的转化反应都存在影响, 周旋等^[19]研究表明随着土壤温度升高, 尿素水解与硝化作用增强; 随着土壤含水量降低, 尿素水解与硝化作用也随之减弱, 李世清和李生秀^[20]研究发现尿素水解速率在土壤质量含水量在 20%~30% 时基本稳定, 当含水率降至 15% 时水解速率较 20%~30% 时下降 32.5%, 表明土壤含水率降低会导致尿素水解速率下降; 张树兰等^[21]的研究表明不同类型的土壤在各种含水率条件下硝化作用差异明显, 但是当土壤含水率为田间持水量的 60% 时, 不同土壤的最大硝化速率与硝化量均最高, 同时, 温度对土壤硝化作用的影响也十分巨大, 土壤硝化作用在 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 时硝化率最高。

综上所述, 前人的研究多集中在温度、水分等环境条件对土壤氮素转化的影响, 但是针对盐渍化条件下土壤氮素转化的研究并不充分。为深入探究河套灌区化学氮肥施入盐渍化土壤后的转化过程, 本文选取河套地区农业种植常用的基肥磷酸二铵和追肥尿素作为供试肥料, 通过室内通气恒温培养的方法, 研究不同土壤盐分梯度对施入化学氮肥水解和硝化过程的影响, 以期为河套灌区精量施肥、减少氮素养分流失以及其潜在的面源污染风险提供基础理论支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

供试土壤采自内蒙古自治区巴彦淖尔市杭锦后旗

三道桥镇(40°49'42.7"N, 106°54'28.5"E), 试验区位于河套平原, 地貌主要由冲击平原、洪积平原和河漫滩 3 种地形构成; 地势西南高, 东北低, 海拔 1 032~1 050 m; 该地区属温带大陆性气候: 干燥、日照时间长、昼夜温差大, 年平均气温 7.9 °C, 夏季日平均气温 22.3 °C; 年均降雨量 136.5 mm, 无霜期 152 d 左右, 年均日照 3 200 h。表层土壤(0~20 cm)质地为粉砂壤土, 深层土壤多为黏壤土; 灌区采用一年一熟制, 常年种植食葵; 试验区每年春秋两季采用大水漫灌压盐, 受灌水影响地下水埋深波动较大, 地下水介于 0.35~2.21 m, 全

年平均地下水埋深 90.2 cm, 5 月初和 10 月初地下水埋深最深, 5 月中下旬和 10 月下旬灌水后最浅; 地下水矿化度平均为 3.25 g/L, 属微咸水。

1.2 样品采集

根据前一年作物长势、产量与实测土壤电导率值(EC_{5:1}, 水:土= 5:1)选取盐分梯度差异明显的 3 处采样点取土, 分别记做低盐(L)、中盐(M)和高盐(H)3 个供试组, 试验用土取自前期确定的 3 处采样点处的表层土壤(0~20 cm), 取土后风干、研磨并过 2 mm 筛备用; 土壤样品基础养分指标如表 1。

表 1 土壤样品基础养分指标
Table 1 Information of basic nutrients of tested soils

土壤	EC _{5:1} (dS/m)	pH	有机质(g/kg)	全氮(g/kg)	有效磷(mg/kg)	铵态氮(mg/kg)	硝态氮(mg/kg)	无机氮(mg/kg)
低盐(L)	1.46	8.18	18.6	1.22	39.47	19.64	20.54	40.18
中盐(M)	2.19	8.04	17.3	0.85	20.36	13.92	41.22	55.14
高盐(H)	3.43	8.23	15.3	0.75	28.24	14.63	48.13	62.76

1.3 试验处理

本研究采用室内通气恒温培养的方法, 研究两种肥料(尿素, 磷酸二铵)施入不同盐分土壤氮素转化的规律。试验为 3(盐分)× 3(氮肥含对照)完全随机试验设计, 试验设置 3 个盐分梯度: 低盐(L, 1.46 dS/m)、中盐(M, 2.19 dS/m)和高盐(H, 3.43 dS/m), 选取两种肥料: 尿素(以 CN 表示)和磷酸二铵(以 NP 表示), 同时以不施肥(以 CK 表示)为对照; 共 9 个处理: 分别记为 L-CN、M-CN、H-CN、L-NP、M-NP、H-NP、L-CK、M-CK、H-CK; 氮肥用量为 0.1 g/kg 纯氮, 以水溶液的形式添加, 每个处理设置 3 个重复。

各处理取相当于干土质量 100 g 的风干土装填入 350 ml 的圆柱形玻璃瓶, 由于当地蒸发强烈, 为防止培养期间土壤水分过低影响试验, 故将处理含水量设置稍高, 调整土壤质量含水率至 30%(相当于最大土壤持水量的 75% 左右), 瓶口上部用保鲜膜封口, 并在保鲜膜上均匀扎 20 个小孔通气, 后放入 28 °C 恒温培养箱(天津泰斯特 SPX-250BIII)遮光培养, 培养期间定期补水(2~3 d)保持各处理水分含量相对稳定, 由于取样属于破坏性取样, 因此根据采样次数设置平行试验, 7(采样次数)× 9(处理数)× 3(重复数)=189, 共 189 瓶, 分别于培养开始第 1、3、7、14、21、28、35 天取土样测定硝态氮和铵态氮含量, 各处理加水至质量含水率 30% 放置两小时水肥均匀后, 采样作为各盐分梯度的初始铵态氮、硝态氮和无机氮含量。

1.4 测定方法与计算

土壤 EC 和 pH 测定采用电位法测定(水:土, 5:1;

Five Easy Plus Conductivity/pH, 梅特勒-托利多); 土壤铵态氮(NH₄⁺-N)含量测定采用 2 mol/L KCl 浸提-靛酚兰比色法^[22]; 土壤硝态氮(NO₃⁻-N)含量测定采用双波长紫外分光光度计法^[23]; 土壤有机质测定采用重铬酸钾容量法-外加热法^[22]; 土壤全氮含量测定采用半微量开氏法; 土壤有效磷的测定采用 0.5 mol/L NaHCO₃ 法。

文中所用各指标计算公式如下^[24-25]:

土壤无机氮含量(mg/kg)=NH₄⁺-N_t+NO₃⁻-N_t

水解速率(mg/(kg·d))=(trtNH₄⁺-N_{t+1}-trtNH₄⁺-N_t)/(t_{t+1}-t_t)

硝化速率(mg/(kg·d))=(trtNO₃⁻-N_{t+1}-trtNO₃⁻-N_t)/(t_{t+1}-t_t)

净水解速率(mg/(kg·d))=[trt(NH₄⁺-N_{t+1}-NH₄⁺-N_t)-ck(NH₄⁺-N_{t+1}-NH₄⁺-N_t)]/(t_{t+1}-t_t)

净水解量(mg/kg)=trt(NH₄⁺-N_{t+1}-NH₄⁺-N_t)-ck(NH₄⁺-N_{t+1}-NH₄⁺-N_t)

净硝化速率(mg/(kg·d))=[trt(NO₃⁻-N_{t+1}-NO₃⁻-N_t)-ck(NO₃⁻-N_{t+1}-NO₃⁻-N_t)]/(t_{t+1}-t_t)

净硝化量(mg/kg)=trt(NO₃⁻-N_{t+1}-NO₃⁻-N_t)-ck(NO₃⁻-N_{t+1}-NO₃⁻-N_t)

无机氮转化量(mg/kg)=净硝化量(mg/kg)+净水解量(mg/kg)

式中: NH₄⁺-N 表示土壤铵态氮含量, NO₃⁻-N 表示土壤硝态氮含量; trt 表示土壤盐分、施肥处理, CK 表示不施肥对照; t_{t+1} 表示后一次取样, t_t 表示前一次取样。

1.5 数据处理

采用 Microsoft Excel 2016 和 SAS 9.4 进行数据计算与统计分析, 处理间显著性差异采用 Duncan 新

复极差检验法($\alpha = 0.05, 0.01$), SigmaPlot 12.5 软件绘图。

2 结果与分析

2.1 土壤盐分对氮肥水解过程的影响

各处理肥料水解速率和净水解速率结果列于表 2, 由表 2 可知, 各土壤盐分梯度下, 尿素与二铵的表观水解速率与净水解速率均于培养第 1 天达到峰值, 并且在达到峰值后随即快速下降, 此时肥料净水解速率在数值上即为净水解量。对比不同盐分梯度下两种肥料第 1 天的水解速率发现: 尿素处理的表观水解速率在不同盐分梯度下差异不明显, 均在 $60 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 左右, 但不同土壤盐分梯度下的净水解速率差距较大,

分别为 $81.08 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (L-CN)、 $73.39 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (M-CN)、 $59.13 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (H-CN), 当土壤盐分从中盐上升到高盐时, 净水解速率降低了 24%; 磷酸二铵处理的表观水解速率和净水解速率随着土壤盐分升高, 总体都呈现出增大的趋势, 其中 M-NP 的净水解速率为 $91.12 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 高于 H-NP 的 $87.32 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 二者远高于 L-NP 的 $68.22 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 。

以上结果表明: 随着土壤盐分升高, 尿素净水解速率降低, 且盐分越高降低效果越明显, 而土壤盐分升高对磷酸二铵处理净水解速率的影响表现为先促进后抑制, 但高盐处理水解速率仍高于低盐处理。土壤盐分相同时, 低盐处理下尿素水解作用要强于磷酸二铵, 而中盐、高盐处理下磷酸二铵则要强于尿素。

表 2 不同盐分处理肥料水解速率 ($\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$)
Table 2 Hydrolysis rates of fertilizers under different soil salinities

指标	培养时间(d)	L-CN	M-CN	H-CN	L-NP	M-NP	H-NP
表观水解速率	1	65.55	61.57	60.24	52.68	79.30	88.43
	3	-40.31	-32.61	-1.03	-15.76	-26.77	-11.70
	7	-0.52	-2.06	-17.22	-9.19	-8.94	-17.36
	14	-0.10	0.00	0.05	0.04	-0.10	-0.97
净水解速率	1	81.08	73.39	59.13	68.22	91.12	87.32
	3	-19.60	-16.24	2.66	-7.32	-13.32	-2.67
	7	-0.14	-0.54	-4.26	-2.30	-2.26	-4.30
	14	-0.01	0.01	0.02	0.01	0.00	-0.13

注: L-CN、M-CN 和 H-CN 分别表示施用尿素的低盐、中盐和高盐处理; L-NP、M-NP 和 H-NP 分别表示施用磷酸二铵的低盐、中盐和高盐处理; 下表同。

2.2 土壤盐分对氮素硝化过程的影响

硝化速率的大小可以直观反映土壤硝化作用的强度, 表 3 中列出了各处理的表观硝化速率与净硝化速率。由表 3 可知, 低盐、中盐处理中尿素与磷酸二铵的净硝化速率在培养第 7 天时均达到峰值, 分别为 $12.54 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (L-CN)、 $11.52 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (M-CN)、 $17.27 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (L-NP)、 $17.82 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (M-NP), 培养第 14 天时分别为 $2.24 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (L-CN)、 $3.27 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (M-CN)、 $3.46 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (L-NP)、 $1.40 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ (M-NP), 相较培养第 7 天分别降低了 82%、72%、80%、92%, 这表明培养进行到 14 d 时硝化反应基本完成; 而高盐处理前 3 d 净硝化速率非常低, 有些甚至出现了负值, 表明此时反硝化作用占据主导地位, 土壤硝化反应非常微弱, 然而此时表观硝化速率依旧为正值, 原因可能是土壤中原有易矿化氮矿化产生的铵态氮被硝化导致了表观上土壤硝态氮的增加。在培养 3 d 后, 高盐处理净硝化速率明显提高, 在培养第 7 天时尿素和二铵的净硝化速率分别为 $7.27 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$

和 $9.40 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 在培养第 14 天时尿素与二铵的净硝化速率分别为 $8.16 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 和 $8.83 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 依旧维持较高水平, 培养第 21 天时高盐处理的净硝化速率大大降低, 尿素处理硝化速率降至 $0.33 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 而磷酸二铵处理则降至 $1.38 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 此时土壤硝化反应基本完成。

对比相同盐分梯度下的土壤净硝化速率发现: 低盐、中盐处理中, 尿素处理的硝化作用在培养第 1 天就已经开始, 而磷酸二铵处理在培养第 1 天净硝化速率为负值, 此时硝化作用仍未开始, 上述现象表明在土壤盐分较低的情况下, 尿素的硝化作用总是先于磷酸二铵发生, 但尿素净硝化速率的峰值均低于磷酸二铵处理, 而高盐处理中尿素与磷酸二铵的硝化作用几乎同时发生, 净硝化速率峰值尿素依旧低于磷酸二铵处理, 以上结果表明: 在等氮条件下, 尿素比二铵更易被硝化, 而二铵在土壤中的硝化作用要强于尿素。

2.3 不同盐分梯度下土壤氮素含量变化规律

本次试验旨在研究氮肥施入后, 土壤盐分对肥料

表 3 不同盐分处理土壤硝化速率 (mg/(kg·d))
Table 3 Nitrification rates under different soil salinities

指标	培养时间(d)	L-CN	M-CN	H-CN	L-NP	M-NP	H-NP
表观硝化速率	1	16.91	20.27	9.55	14.43	15.53	13.70
	3	23.48	24.83	12.71	21.16	24.12	11.39
	7	20.09	14.53	12.7	22.43	19.05	13.62
	14	3.96	4.37	8.65	5.18	2.5	9.32
	21	1.49	1.20	0.76	-0.14	2.09	1.82
净硝化速率	1	0.79	4.29	-3.47	-1.68	-0.46	0.68
	3	7.13	6.57	0.37	4.82	9.62	-0.96
	7	12.54	11.52	7.27	17.27	17.82	9.40
	14	2.24	3.27	8.16	3.46	1.40	8.83
	21	0.76	1.03	0.33	-0.87	1.93	1.38

氮素转化的影响,土壤无机氮素含量的动态变化能够反映肥料在土壤中转化轨迹。图 1、图 2、图 3 分别为培养期间各盐分梯度下不同施肥处理土壤铵态氮、硝态氮、无机氮含量的变化。由图 1 可知,尿素和磷酸二铵施入土壤后迅速转化成为铵态氮,各盐分处理土壤铵态氮含量均于第 1 天出现峰值,分别为 85.2 mg/kg(L-CN)、75.5 mg/kg(M-CN)、74.9 mg/kg(H-CN)、72.3 mg/kg(L-NP)、93.2 mg/kg(M-NP)、103.1 mg/kg(H-NP)。低盐与中盐处理中,尿素与磷酸二铵处理土壤铵态氮达到峰值后迅速下降,其中尿素处理第 3 天基本降至最低与对照处理无显著差异,磷酸二铵处理第 3 天时土壤铵态氮含量降至峰值的 50% 左右;

高盐处理两种肥料峰值也出现在第 1 天,但达到峰值后铵态氮降低速率缓慢,培养第 3 天两种肥料处理的土壤铵态氮含量在 70 mg/kg 以上仍处于较高水平,到培养第 7 天时,所有处理土壤铵态氮含量基本降至最低与对照处理土壤铵态氮含量相近。总体而言,低盐处理与中盐处理的变化趋势较为一致,高盐处理土壤铵态氮在土壤中维持较高含量时间相较低盐、中盐处理更长,但也在培养 7 d 后降至最低;低盐处理中尿素处理的土壤铵态氮含量峰值高于磷酸二铵处理,中盐与高盐处理的磷酸二铵峰值均高于尿素;在 3 种盐分梯度下磷酸二铵水解产生的铵态氮与尿素相比在土壤中存在的时间更长,更具持续性。

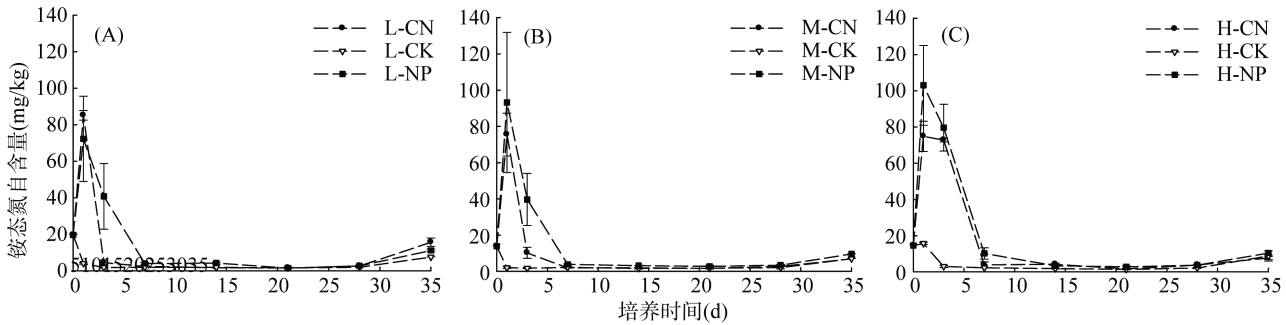


图 1 培养期间土壤铵态氮含量变化

Fig.1 Changes in soil ammonium nitrogen contents during incubation

如图 2 所示,施肥处理土壤硝态氮含量在各个土壤盐分梯度下的变化规律一致:土壤硝态氮含量随着培养时间增加而增加,增速随时间降低,7 d 内土壤硝态氮含量基本呈线性增长,14 d 以后略有增加但基本保持稳定;上文对硝化速率的分析结果显示:低盐、中盐处理在 14 d 内硝化作用基本完成,而高盐处理 21 d 时硝化作用基本完成,这一结果与图 2 曲线变化规律相一致。考察图 2 散点间直线斜率可以发现低、

中盐处理斜率明显要大于高盐处理,这直观地反映出盐分升高降低土壤硝化速率。各个盐分梯度下磷酸二铵的曲线多处于尿素处理的上方,说明了尿素的硝化作用要弱于磷酸二铵,这与上文计算所得结果相一致。

施肥处理土壤无机氮含量在各土壤盐分梯度下总体呈现出随着培养时间增加而增加的趋势,但如图 3 所示,添加肥料后各盐分梯度处理土壤无机氮含量

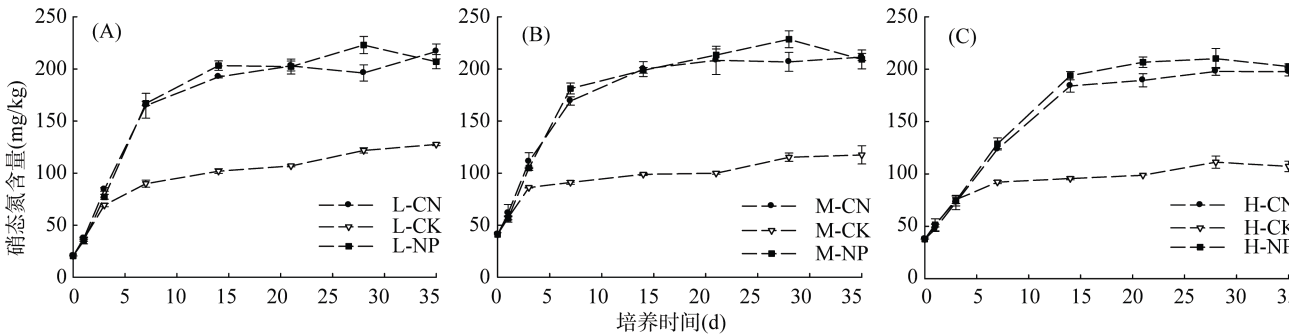


图 2 培养期间土壤硝态氮含量变化
Fig. 2 Changes in soil nitrate nitrogen contents during incubation

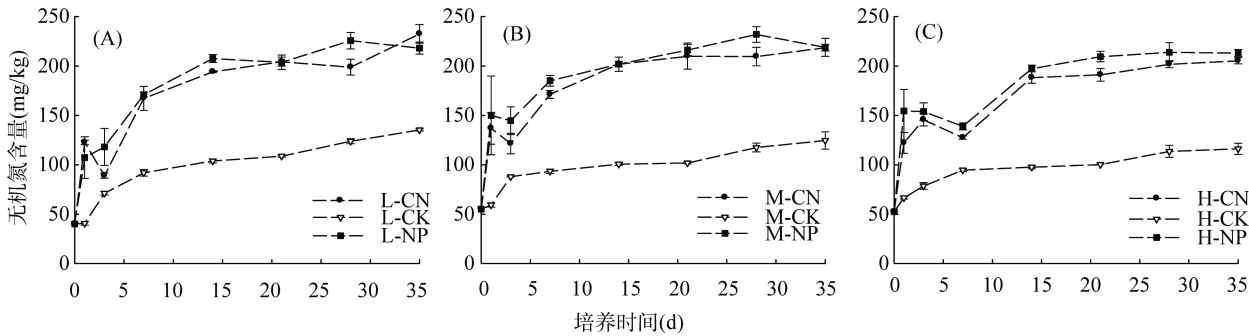


图 3 培养期间土壤无机氮含量变化
Fig.3 Changes in soil inorganic nitrogen contents during incubation

变化曲线均出现了不同程度的向内凹陷,导致曲线不单调增加,低盐和中盐处理曲线内陷均出现在第 3 天,高盐处理出现在第 7 天。尿素与磷酸二铵处理都出现了这种现象,且同一土壤盐分梯度下出现的时间一致,但各土壤盐分不施肥处理的土壤无机氮含量随时间增加而单调增加并未出现这种现象,这说明出现这种现象的原因是施肥。对比土壤铵态氮含量变化(图 1),可以发现,无机氮曲线内陷的时间与土壤铵态氮快速下降的时间一致,比较施肥组与对照组土壤硝态氮含量变化(图 2),不难发现无机氮曲线内陷出现的时间与施肥组和对照组土壤硝态氮含量曲线开始分离的时间也一致。

肥料类型与土壤盐分对氮素含量影响的方差分析结果列于表 4、表 5,结果表明:肥料种类对土壤硝态氮、铵态氮含量的变化并无显著差异($P>0.05$),而土壤无机氮含量的变化上,磷酸二铵显著高于尿素,差异达了极显著水平($P<0.01$),这可能是由于磷酸二铵中含有磷酸根,带入土壤的磷元素促进了氮素的矿化,从而增加了无机氮的积累,Reed 等人^[26]的研究亦表明磷添加会提高土壤无机氮浓度。土壤盐分对土壤铵态氮含量变化影响比较复杂:高盐处理显著高于中盐处理($P<0.05$),低盐处理介于二者之间差异并不显著;土壤硝态氮含量变化受土壤盐分影响结果

则有所不同,中盐处理高于高盐处理且差异极为显著,同时又显著高于低盐处理,而低盐处理与高盐处理差异并不显著;无机氮含量的变化结果较为一致,中盐处理显著高于低盐、高盐处理。

表 4 肥料种类对不同氮素形态影响的显著性检验
Table 4 Significance tests of effects of fertilizers on different forms of soil nitrogen

	铵态氮含量	硝态氮含量	无机氮含量
对照	5.16 bB	85.53 bB	90.70 cC
尿素(CN)	18.03 aA	140.67 aA	158.69 bB
磷酸二铵(NP)	23.12 aA	144.81 aA	167.93 aA

注:同列数据小写字母和大写字母不同分别表示处理间土壤氮素含量变化达到 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 显著水平下表同。

表 5 土壤盐分对氮素形态影响的显著性检验
Table 5 Significance tests of effects of soil salinities on different forms of soil nitrogen

	铵态氮含量	硝态氮含量	无机氮含量
低盐(L)	13.79 abA	121.92 bAB	135.72 bA
中盐(M)	13.27 bA	131.31 aA	144.58 aA
高盐(H)	19.25 aA	117.78 bB	137.03 bA

3 讨论

3.1 土壤盐分对氮肥水解作用的影响

本试验研究结果表明,土壤盐分含量对两种肥料

的转化规律影响存在一致性,尿素与磷酸二铵两种肥料施入土壤后,土壤铵态氮含量均于第1天达到峰值,随后开始下降,这可能是因为本试验将肥料以水溶液的形式加入到培养体系中,不存在土壤湿润肥料颗粒使其有效成分溶解再进入土壤的过程,因此本试验水解速率较高。低盐、中盐处理净水解速率从培养试验的第3天开始都为负值,表明此时土壤铵态氮量开始减少,此时的净水解速率实际表征的是土壤铵态氮的消耗速率,而在高盐条件下,两种氮肥水解产生的铵态氮在培养第3天后才开始大量转化,相较于低盐、中盐处理推迟了2d,这说明较高的土壤盐分会抑制铵态氮的转化,导致铵态氮在土壤中滞留一段时间。通过对不同肥料净水解速率的研究,我们发现土壤盐分升高会明显抑制尿素水解,Awad等^[27]通过室内试验证明当盐分从40 meq/L升高到200 meq/L时尿素水解速率呈现下降趋势,本试验结果与此一致。土壤盐分越低尿素水解产生的铵态氮越多、转化得越快,这说明土壤盐分对尿素的水解作用和水解产物的转化都存在抑制作用;而土壤盐分升高对磷酸二铵的水解表现为先促进后抑制的规律,中盐水解速率最高、转化最快,低盐处理转化量较高盐处理低,但消耗速率高于高盐处理。李寿田等^[28]通过培养试验研究了氯化钾和磷酸二氢钙添加对氯化铵氮转化的影响,发现添加氯化钾会增加土壤铵态氮含量并抑制硝化作用,而氯化钾既是钾肥也是盐,其添加会使得土壤盐分升高,本试验结果与此也一致;本次试验中各土壤盐分条件下磷酸二铵处理铵态氮含量普遍高于尿素,这可能是加入的磷酸根会延缓土壤铵态氮转化所致。低盐处理磷酸二铵水解产生的铵态氮较中、高盐处理低的原因,可能是低盐土有机质丰富、吸附能力强^[29],磷酸二铵通过水溶液加入土体后铵根离子随水下渗时被土壤吸附。

3.2 土壤盐分对硝化作用的影响

研究表明:硝化作用分两个阶段完成,即铵态氮氧化为亚硝态氮的氨氧化过程和亚硝态氮氧化为硝态氮的亚硝酸盐氧化过程^[30]。本试验中高盐处理净硝化速率升高出现时间相较低盐、中盐处理推迟,综合图1、图2和表2各盐分处理肥料水解速率,可以推测产生这种延迟现象的原因可能是,高盐处理土壤铵态氮在第3天时只有少部分发生转化,大量铵态氮滞留在土壤中,土壤无机氮主要以铵态氮为主,此时硝化反应的第一步氨氧化反应只有部分进行,而氨氧化反应是硝化反应的限速步骤,氨氧化反应不充分使得亚硝酸盐氧化反应由于缺乏底物无法进行,造成了

净硝化速率一直保持很低的水平,培养第7天时土壤铵态氮基本与对照无异,此时氨氧化反应基本完成,亚硝酸盐氧化反应得以进行,此时净硝化速率升高,这解释了图3中土壤无机氮回落出现的原因,即氮肥添加引入的土壤铵态氮的氨氧化消耗速率高于亚硝酸盐氧化速率,导致土壤铵态氮损失大于硝态氮的增加,张国桢等^[31]的研究也印证了这一观点。Fernando等^[32]培养试验的结果显示:在盐渍土中施入铵态氮肥后,土壤铵态氮含量在施入后随即快速下降,同时亚硝态氮含量激增,土壤硝态氮在培养7d后才开始增加,本次试验高盐处理的结果与此一致。较高的土壤盐分会抑制氨氧化反应,造成不同盐分梯度处理的亚硝酸盐氧化反应的起始时间并不一致,故同一时段各盐分梯度下净硝化速率大小不能完全反映各处理对硝化作用的影响,且高盐处理净硝化速率峰值出现较中盐与低盐处理亦迟,由于本次试验采样间隔不均,前7d采样相对密集,导致高盐处理净硝化速率峰值数值上较中盐、低盐处理偏低,故直接比较亦不科学。通过考察肥料净硝化量可知,低盐、中盐和高盐处理尿素净硝化积累量分别为:86.21、93.61、85.78 mg/kg,其中中盐处理土壤净硝化量最大,低盐、高盐处理净硝化量基本相等;磷酸二铵在低盐、中盐和高盐处理下的净硝化积累量分别为95.17、113.37、107.83 mg/kg,中盐处理的净硝化量依然最大,但磷酸二铵在高盐处理下净硝化量高于低盐处理,这表明土壤盐分升高,尿素和磷酸二铵处理的硝化过程均表现出先促进后抑制的作用。有学者试验结果表明硝化作用对土壤盐分含量十分敏感,随着土壤含盐量的增加,硝化作用受到抑制^[33]。然而有研究表明:低盐分能刺激氮的硝化和矿化作用^[34],Sudarno等^[35]采用固定床反应器动态研究了盐分等条件对硝化作用的影响,结果表明:盐分变化对氨氧化速率影响表现为:盐分小于35 g/kg时氨氧化速率基本稳定,当盐分大于35 g/kg时,氨氧化速率直线下降;亚硝酸盐氧化速率随盐分升高先增加后降低,35 g/kg时最大,即硝化速率随盐分升高先上升后下降。Nejidat^[36]通过添加氯化钠研究盐分对不同土壤硝化过程的影响,试验研究了12种不同环境下的土壤,结果表明:盐胁迫对不同土壤硝化作用的影响并不一致,这是由于不同环境下的硝化细菌种群不同,盐胁迫的耐受性也不尽相同。这说明土壤盐分对氮素转化的影响不能一概而论,需要根据当前区域的微生物群落进行具体分析。本次试验结果表明土壤盐分一定程度上可促进河套地区农田土壤的硝化作用,并不完全

表现出抑制作用。

3.3 氮肥种类对氮素转化的影响

氮肥种类对其氮素转化过程亦存在重要影响,本次试验统计分析结果表明:在等氮输入条件下,磷酸二铵施入土壤转化形成的铵态氮、硝态氮和无机氮含量均高于尿素处理,这主要是因为磷酸二铵中含有磷元素,额外加入的磷元素会促进氮素的转化。前人通过田间试验研究了氮磷相互作用的影响,结果表明施用磷肥可以提高氮肥利用率,促进氮的转化^[37]。李金燕^[38]通过培养试验研究了含水率与磷肥施用量对尿素氮转化的影响,结果表明,含水率相同的条件下,铵态氮含量随施磷量的增加而增加,本次试验结果与此相一致;硝态氮浓度变化则与磷添加无关。而 Mori 等^[39]的研究结果表明,磷添加不仅能够缓解土壤磷短缺,而且加速异养微生物活动消耗土壤氧气形成厌氧环境,导致反硝化作用增强,反硝化作用的增强会消耗土壤硝态氮导致其含量降低。本试验结果与此并不一致,这可能是因为本试验中土壤盐分抑制了反硝化细菌活性使得硝态氮含量降低不明显。磷酸二铵常被作为基肥使用,人们对其氮素转化过程关注较少,对其盐胁迫下氮素转化的关注更少,本次试验结果表明等氮条件下其转化产生的各形态氮素量高于尿素,说明其施用不当产生的环境污染可能比尿素还严重,这需要引起更多的重视。

4 结论

河套灌区土壤盐度对肥料氮素转化有很大影响:

①土壤盐分升高明显抑制尿素水解,却促进磷酸二铵的水解,高土壤盐分会抑制铵态氮的转化,使其在土壤中短暂滞留;②土壤盐分升高对尿素与磷酸二铵硝化作用的影响均表现为先促进后抑制,最大硝化量均出现在中盐处理(2.19 dS/m);③在等氮输入条件下,磷酸二铵施用后转化产生的无机氮总体高于尿素处理;④各处理无机氮含量变化曲线均出现短期下降并不单调上升,其原因是土壤铵态氮的消耗速率高于硝化作用产生硝态氮的速率。

参考文献:

- [1] 杨劲松. 中国盐渍土研究的发展历程与展望[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 837-845.
- [2] 王文达, 兰敬芳. 内蒙古河套灌区耕地与盐荒地盐分变化规律研究[J]. 现代农业科技, 2017(3): 156-158.
- [3] 黄权中, 徐旭, 吕玲娇, 等. 基于遥感反演河套灌区土壤盐分分布及对作物生长的影响[J]. 农业工程学报, 2018, 34(1): 102-109.

- [4] 杨劲松, 姚荣江, 王相平, 等. 河套平原盐碱地生态治理和生态产业发展模式[J]. 生态学报, 2016, 36(22): 7059-7063.
- [5] 景宇鹏, 段玉, 妥德宝, 等. 河套平原弃耕地土壤盐碱化特征[J]. 土壤学报, 2016, 53(6): 1410-1420.
- [6] 朱兆良. 稻田土壤中氮素的转化与氮肥的合理施用[J]. 化学通报, 1994(9): 15-17, 22.
- [7] 朱兆良. 我国土壤供氮和化肥氮去向研究的进展[J]. 土壤, 1985, 17(1): 2-9.
- [8] 戴庆林, 郑海春, 王芬棠, 等. 内蒙古地区化肥施用与肥分利用现状[J]. 内蒙古农业科技, 2000, 28(3): 3-6.
- [9] 曾文治, 徐驰, 黄介生, 等. 土壤盐分与施氮量交互作用对葵花生长的影响[J]. 农业工程学报, 2014, 30(3): 86-94.
- [10] 张君, 赵沛义, 潘志华, 等. 基于产量及环境友好的玉米氮肥投入阈值确定[J]. 农业工程学报, 2016, 32(12): 136-143.
- [11] 冯兆忠, 王效科, 冯宗炜, 等. 河套灌区秋浇对不同类型农田土壤氮素淋失的影响[J]. 生态学报, 2003, 23(10): 2027-2032.
- [12] 郭嘉, 韦玮, 于一雷, 等. 乌梁素海湿地富营养化研究进展[J]. 生态学杂志, 2015, 34(11): 3244-3252.
- [13] 于瑞宏, 刘廷玺, 许有鹏, 等. 人类活动对乌梁素海湿地环境演变的影响分析[J]. 湖泊科学, 2007, 19(4): 465-472.
- [14] 郭宇, 李仙岳, 丁宗江, 等. 不同施氮方式对向日葵氮肥利用效率的影响[J]. 灌溉排水学报, 2018, 37(7): 20-27.
- [15] 赵春晓, 郑海春, 邵翻身, 等. 不同处理对河套灌区玉米土壤硝态氮和铵态氮动态及氮肥利用率的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2017(6): 99-104.
- [16] 刘德平, 杨树青, 史海滨, 等. 氮磷配施条件下作物产量及水肥利用效率[J]. 生态学杂志, 2014, 33(4): 902-909.
- [17] 张金波, 宋长春. 土壤氮素转化研究进展[J]. 吉林农业科学, 2004, 29(1): 38-43, 46.
- [18] Cassman K G, Munns D N. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth[J]. Soil Science Society of America Journal, 1980, 44(6): 1233-1237.
- [19] 周旋, 吴良欢, 戴锋. 土壤温度和含水量互作对抑制剂抑制氮素转化效果的影响[J]. 农业工程学报, 2017, 33(20): 106-115.
- [20] 李世清, 李生秀. 影响土壤尿素水解速率的一些因子[J]. 植物营养与肥料学报, 1999, 5(2): 156.
- [21] 张树兰, 杨学云, 吕殿青, 等. 温度、水分及不同氮源对土壤硝化作用的影响[J]. 生态学报, 2002, 22(12): 2147-2153.
- [22] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [23] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 土壤硝态氮的测定 紫外分光光度法: GB/T 32737—2016[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.

- [24] Zhang M Y, Wang W J, Wang D J, et al. Short-term responses of soil nitrogen mineralization, nitrification and denitrification to prescribed burning in a suburban forest ecosystem of subtropical Australia[J]. *Science of The Total Environment*, 2018, 642: 879–886.
- [25] 石博文, 赖欣, 李洁, 等. 尿素与有机肥配施对棕红壤氮素转化的影响[J]. *核农学报*, 2017, 31(5): 938–945.
- [26] Reed S C, Seastedt T R, Mann C M, et al. Phosphorus fertilization stimulates nitrogen fixation and increases inorganic nitrogen concentrations in a restored prairie[J]. *Applied Soil Ecology*, 2007, 36(2): 238–242.
- [27] Awad Elkarim A H, Elmahi Y G. Effect of soil salinity and sodicity on urea hydrolysis in three soil orders[J]. *University of Kharotum Journal of Agricultural Sciences*, 1995.
- [28] 李寿田, 周健民, 王火焰, 等. 磷酸二氢钙和氯化钾对氯化铵处理黄泥土水溶性铵态氮和硝态氮的影响[J]. *土壤*, 2012, 44(6): 941–946.
- [29] 任子航, 马秀兰, 王而力, 等. 不同腐殖质组分有机矿物质复合体对铵态氮的富集特征[J]. *生态与农村环境学报*, 2015, 31(1): 106–111.
- [30] 贺纪正, 张丽梅. 土壤氮素转化的关键微生物过程及机制[J]. *微生物学通报*, 2013, 40(1): 98–108.
- [31] 张国楨, 李世清. 三种氨态氮肥在石灰性土壤中硝化作用的模拟研究[J]. *干旱地区农业研究*, 2007, 25(6): 177–182, 211.
- [32] López-Valdez F, Fernández-Luqueño F, Luna-Guido M L, et al. Microorganisms in sewage sludge added to an extreme alkaline saline soil affect carbon and nitrogen dynamics[J]. *Applied Soil Ecology*, 2010, 45(3): 225–231.
- [33] 徐万里, 刘骅, 张云舒. 新疆盐渍化土壤氮素矿化和硝化作用特征[J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2007, 35(11): 141–145.
- [34] 李建兵, 黄冠华. 盐分对粉壤土氮转化的影响[J]. *环境科学研究*, 2008, 21(5): 98–103.
- [35] Sudarno U, Winter J, Gallert C. Effect of varying salinity, temperature, ammonia and nitrous acid concentrations on nitrification of saline wastewater in fixed-bed reactors[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(10): 5665–5673.
- [36] Nejdat A. Nitrification and occurrence of salt-tolerant nitrifying bacteria in the Negev desert soils[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2005, 52(1): 21–29.
- [37] 邢丹, 李淑文, 夏博, 等. 磷肥施用对冬小麦产量及土壤氮素利用的影响[J]. *应用生态学报*, 2015, 26(2): 437–442.
- [38] 李金燕. 磷影响尿素氮转化的生物化学过程研究[D]. 长春: 吉林农业大学, 2008.
- [39] Mori T, Ohta S, Ishizuka S, et al. Effects of phosphorus addition with and without ammonium, nitrate, or glucose on N₂O and NO emissions from soil sampled under Acacia mangium plantation and incubated at 100% of the water-filled pore space[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49(1): 13–21.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.000

王东升, 王蓓, 孙菲菲, 等. 氨基酸水溶肥料和 EM 微生物菌剂对设施莴笋生长和品质的影响. 土壤, 2020, 52(3): 0–0.

氨基酸水溶肥料和 EM 微生物菌剂对设施莴笋生长和品质的影响^①

王东升^{1,2}, 王 蓓¹, 孙菲菲¹, 李伟明¹, 吴旭东¹, 刘庆叶¹, 陈莉莉¹, 周晓平¹, 陈奎礼¹, 黄忠阳^{1*}

(1 南京市蔬菜科学研究所, 南京 211155; 2 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘 要: 以莴笋为供试材料, 研究在莴笋叶面喷施、根部灌施 EM 微生物菌剂和氨基酸水溶肥料对其植株生长、光合特性、产量和果实品质的影响。本试验设 4 个处理: 不施用任何肥料(CK)、常规施肥处理(T1)、喷施+灌施 EM 微生物菌剂(T2)、喷施+灌施氨基酸水溶肥料(T3)。试验结果表明: 与对照 CK 相比, 喷施+灌施 EM 微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料能显著提高莴笋的株高和茎粗, 有效促进作物的生长; 从光合特性看, T3 处理的光合速率、气孔导度、胞间 CO₂ 浓度和蒸腾速率均显著优于对照 CK, 和常规施肥 T1 相比也有明显提高, 说明喷施+灌施氨基酸水溶肥料能提高莴笋的光合作用。产量上, T3>T2>T1>CK, T1、T2 和 T3 的产量相较于 CK 的增长幅度分别为 20.17%、26.05%、31.65%, T2 和 T3 相较于 T1 的增长幅度分别达到 4.90% 和 9.99%, T3 相较于 T2 的增长幅度为 4.44%, 表明 EM 微生物菌剂和氨基酸水溶肥料均能提高莴笋的产量, 而氨基酸水溶肥料的效果更佳。

关键词: 氨基酸水溶肥料; EM 微生物菌剂; 莴笋; 喷施; 灌施

中图分类号: S145.2 文献标志码: A

Effects of Amino Acids Water Soluble Fertilizer and EM Microbial Agents on Growth and Quality of Facility Lettuce

WANG Dongsheng^{1,2}, WANG Bei¹, SUN Feifei¹, LI Weiming¹, WU Xudong¹, LIU Qingye¹, CHEN Lili¹, ZHOU Xiaoping¹, CHEN Kuili¹, HUANG Zhongyang^{1*}

(1 *Nanjing Institute of Vegetable Science, Nanjing 210042, China*; 2 *College of Resources and Environment sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China*)

Abstract: The effects of leaf spraying and root irrigation with amino acids water soluble fertilizer and EM microbial agents on the growth, photosynthetic characteristics, yield and quality of lettuce were studied. 4 treatments were designed in the experiment: CK, no fertilizer was applied; T1, conventional fertilizer; T2, EM microbial agent; and T3, amino acids water soluble fertilizer. The results showed that compared with CK, spraying + irrigating EM microbial agents and spraying + irrigating amino acids water-soluble fertilizer could significantly increase the plant height and stem diameter of lettuce, and effectively promote the growth of lettuce. Compared with T1, the photosynthesis of lettuce was also significantly improved by spraying and irrigating amino acids water-soluble fertilizer. Lettuce yield was in order of T3>T2>T1>CK, T1, T2 and T3 increased lettuce yield by 20.17%, 26.05% and 31.65%, respectively; T2 and T3 increased lettuce yield by 4.90% and 9.99%, respectively compared with T1, and T3 increased lettuce yield by 4.44% compared with T2, which indicated that amino acids water soluble fertilizer and EM microbial agents could increase lettuce yield, and the effect of amino acids water soluble fertilizer is better.

Key words: Amino acids water soluble fertilizer; EM microbial agents; Lettuce; Spraying; Fertigation

氨基酸水溶肥料主要是指以游离氨基酸为主体, 根据适合植物生长过程中所需要的营养元素比例, 添加适量的 Ca、Cu、Fe、Mn、Zn、B、Mo 等元素而

制成的液体或固体水溶肥料^[1-2]。氨基酸水溶肥料施用方便, 功能广泛, 它能够改良土壤的理化性状, 促进土壤团粒结构形成; 能够促进作物生长, 使植株健

①基金项目: 江苏省重点实验室开放基金项目(BM201101301)和南京市农业科技产学研合作示范项目(2018RHJD08)资助。

* 通讯作者(83630996@qq.com)

作者简介: 王东升(1980—), 男, 山西阳泉人, 硕士, 高级农艺师, 主要从事茄果类蔬菜研究。E-mail: wdsh000@126.com

壮;同时能够增强作物叶片的光合作用,提高植株的抗病性和抗病虫害能力;而且在增强植株抵抗盐渍、干旱等环境胁迫的能力方面也是颇有成效;最重要的是,氨基酸水溶肥料还能够有效地提高作物的产量和品质^[3-6],提高经济效益。EM 菌剂是由日本比嘉照夫教授发明的一种新型微生物菌剂^[7],它是由光和细菌、乳酸菌群和革兰氏阳性放线菌群等 10 个属 80 多种微生物构成的复合菌群制剂,其主要以光合细菌和嗜菌性乳杆菌为主导,通过其合成能力支撑其他微生物活动。EM 菌剂拥有质量稳定、使用广泛和效果明显等特点,能促进有机肥发酵,提高作物的光合作用和产量,而且还能抑制有害微生物繁殖,减少动物病害^[8],现如今发现其已被广泛应用于环保业、种植业和养殖业^[9-11]。大量研究试验表明,氨基酸水溶肥料和 EM 微生物菌剂均有促进作物生长、改善作物品质的作用。

莴笋又称为莴苣、青笋、千金菜等,属植物界被子植物门双子叶植物纲菊科莴苣属莴苣种,是一、二年生的草本植物。莴笋具有适应性强、营养价值高、生长期短等特点,可春秋两季或越冬栽培,主要以春季栽培为主,夏季收获,是我国南方地区广泛栽培和食用的绿色蔬菜之一,因其鲜嫩可口而备受消费者的青睐^[12]。

为了实现农业的可持续发展,减少化肥过量施用带来的各种危害,本试验通过测定莴笋的植株长势、光合特性、果实品质和产量等各项指标,研究 EM 微生物菌剂和氨基酸水溶肥料的肥效,部分替代化肥,为设施蔬菜的优质高效栽培提供实践指导。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试作物:莴笋,品种为种都青。

供试肥料:氨基酸水溶肥料,由江阴市联业生物科技有限公司生产,氨基酸含量 ≥ 100 g/L,微量元素(Fe+Mn+Cu+Zn+B+Mo) ≥ 20 g/L,该肥料由屠宰场下脚料猪毛经高温酸解后,螯合微量元素制成^[13]。EM 微生物菌剂,由江苏沃纳生物科技有限公司生产,是一种由光和细菌、乳酸菌群和革兰氏阳性放线菌群等 10 个属 80 多种微生物构成的复合菌群制剂。

基肥:有机肥由南通惠农生物有机肥有限公司提供,总养分 $\geq 5\%$,有机质 $\geq 45\%$ 。复合肥由安徽省司尔特肥业股份有限公司生产, $N+P_2O_5+K_2O \geq 45\%$,3 种养分等量。

供试土壤为南京市蔬菜花卉科学研究所设施大

棚土壤。土壤基本性质如下:pH 6.35,有机质 21.56 g/kg,速效氮 196.36 mg/kg,有效磷 137.67 mg/kg,速效钾 289.43 mg/kg。

1.2 试验时间与地点

喷施和根部灌施氨基酸水溶肥料和 EM 微生物菌剂均于 2017 年 10—11 月进行。具体喷施时间为 10 月 10 日,10 月 20 日,10 月 30 日,11 月 10 日,根部灌施时间为 10 月 9 日,10 月 19 日,10 月 29 日,11 月 9 日,田间试验地点在南京市江宁区横溪街道南京市蔬菜科技园内。

1.3 试验设计

试验共设 4 个处理:①不施用任何肥料(CK)。②常规施肥处理(T1)。基肥:普通商品有机肥施用量为 $6\,000\text{ kg/hm}^2 + 45\%$ 复合肥(15-15-15)施用量 450 kg/hm^2 (莴笋小区面积 18 m^2 ,有机肥量 10.8 kg,45%复合肥 0.81 kg)。③EM 微生物菌剂(T2)。基肥施用量同处理②,EM 菌剂使用(喷施 EM 菌剂母液稀释 500 倍,灌施 EM 菌剂母液稀释 500 倍),每株 500 ml,定植后,喷施每 10 d 一次,灌施每 10 d 一次,先灌施后喷施。④氨基酸水溶肥料(T3)。基肥施用量同处理②,氨基酸水溶性肥料施用(喷施氨基酸水溶肥稀释 500 倍,灌施氨基酸水溶肥母液稀释 500 倍),每株 500 ml,定植后,喷施每 10 d 一次,灌施每 10 d 一次,先灌施后喷施。

在作物的整个生育期连续喷施、灌施 4 次,每个处理设 3 次重复,共 12 个小区,随机区组设计,小区规格为 $9\text{ m} \times 2\text{ m}$ 。喷施时间为晴天无风的早上、傍晚或者阴天进行。

1.4 测试项目及方法

1.4.1 生物学性状及产量的测定 分别测定莴笋的株高、茎粗和单果重。株高和茎粗分别选用直尺和得威斯游标卡尺进行测定。所有指标每小区随机取 10 株植株进行测定,取平均值。果实成熟,对整个生育期的产量进行统计。

1.4.2 果实品质的测定 每个小区选择长势基本一致的 6 个植株,采集果实带回实验室后,立即进行样品处理,分别测定果实中可溶性糖、蛋白质、硝酸盐和 Vc 的含量,可溶性糖、蛋白质含量分别用斐林试剂法和考马斯亮蓝法测定,硝酸盐和 Vc 的含量用高效液相色谱法测定^[14-17]。

1.4.3 植株光合测定 在坐果前期采用 Li-6400 便携式光合仪在每个小区随机选择 3 株莴笋植株对其自上而下第 3 片功能叶进行测定,方法采用非控制环境条件测定流程(不加 CO_2 钢瓶)。

1.5 数据分析

测定数据采用 SPSS 22.0 软件进行分析, 差异显著性采用单因素方差分析评价, 显著性水平设为 0.05, 多重比较采用最小显著极差法(LSD)。数据整理和平均值、标准差等计算以及图形的绘制均使用 Excel 2007 软件。

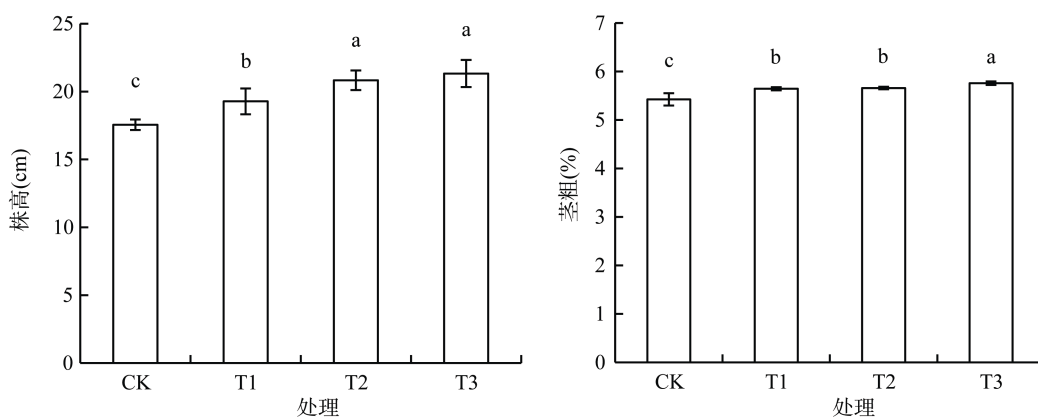
2 结果与分析

2.1 氨基酸水溶肥料和 EM 微生物菌剂对莴笋生长的影响

2.1.1 不同处理对莴笋生物学性状的影响 图 1 表明, 与对照 CK 相比, 常规施肥(T1)、喷施+灌施

EM 微生物菌剂(T2)和喷施+灌施氨基酸水溶肥料(T3)处理均显著提高了莴笋的株高和茎粗; 与 T1 相比, T2 和 T3 显著提高莴笋的株高, T2 和 T3 处理间无显著差异; 在茎粗上, T3 显著高于 T1 和 T2, T1 和 T2 相比差异不显著。说明喷施+灌施 EM 微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料对莴笋有明显的促生效果。

由图 2 可知, 处理 T3 的单株重显著高于对照 CK; CK 与 T1、T2 相比, 有一定的差异, 但差异不显著; T2 与 T3 相比无明显差异。说明处理喷施+灌施氨基酸水溶肥料对于提高莴笋的单株重有一定效果。



(图中小写字母不同表示处理间差异达 $P < 0.05$ 显著水平, 下同图)

图 1 不同处理对莴笋株高和茎粗的影响

Fig.1 Lettuce heights and stem diameters under different treatments

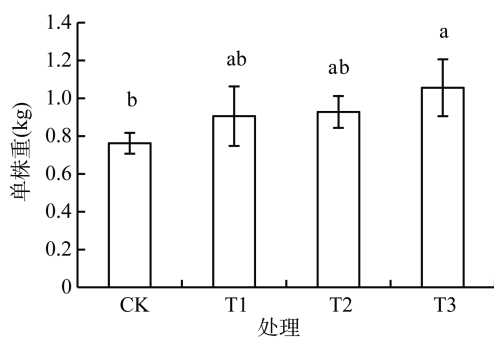


图 2 不同处理对莴笋单株重的影响

Fig.2 Lettuce weights under different treatments

2.1.2 不同处理对莴笋光合特性的影响 光合特性能够反映出植株生长活力的大小, 主要包括光合速率(P_n)、气孔导度(G_s)、胞间 CO_2 浓度(C_i)以及蒸腾速率(T_r)。由表 1 可知, 与对照 CK 相比, 处理 T1、T2 和 T3 的光合速率均显著高于 CK, 而 T3 处理则显著高于 T1, T1 和 T2、T2 和 T3 相比, 有一定的差异, 但差异不显著; 在气孔导度上, 处理 T3 显著高于 CK、T1 和 T2, CK、T1 和 T2 三者之间无显著差异; 在胞

间 CO_2 浓度上, T1、T2 和 T3 处理显著高于对照 CK, 而 T2 和 T3 则显著高于 T1, T2 和 T3 两者无显著差异; T1、T2 和 T3 处理蒸腾速率显著高于对照 CK, 而 T2 的蒸腾速率显著高于 T1, T1 和 T3、T2 和 T3 相比, 有一定的差异, 但差异不显著。说明喷施+灌施 EM 微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料均能有效改变莴笋的光合特性, 促进植物的光合作用。

2.1.3 不同处理对莴笋产量的影响 表 2 表明, 在莴笋产量上, T1 处理比对照 CK 增产 7 666.67 kg/hm^2 , 增产幅度达到 20.17%, T1 处理与对照 CK 相比有一定差异, 但差异不显著; T2、T3 处理比对照 CK 分别增产 9 902.78 kg/hm^2 和 12 032.41, 增产幅度分别达到 26.05%和 31.65%, 均达到显著差异水平。T2、T3 处理分别比 T1 处理增产 2 236.11 和 4 565.74 kg/hm^2 , 增产幅度 4.90%和 9.99%, 均未达到显著差异水平; T3 处理比 T2 增产 2 129.63 kg/hm^2 , 增产幅度 4.44%, 两个处理之间无显著差异。说明喷施+灌施 EM 微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料能提高莴笋的产量, 而喷施+灌施氨基酸水溶肥料的提高效果显著。

表 1 不同处理对莴笋光合特性的影响
Table 1 Lettuce photosynthetic characteristics under different treatments

处理	光合速率 $P_n(\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s}))$	气孔导度 $G_s(\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s}))$	胞间 CO_2 浓度 $C_i(\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s}))$	蒸腾速率 $T_r(\text{mmol}/(\text{m}^2\cdot\text{s}))$
CK	$24.85 \pm 1.02 \text{ c}$	$0.29 \pm 0.03 \text{ b}$	$217.80 \pm 12.54 \text{ c}$	$6.14 \pm 0.07 \text{ c}$
T1	$26.98 \pm 0.29 \text{ b}$	$0.32 \pm 0.01 \text{ b}$	$237.83 \pm 2.71 \text{ b}$	$6.50 \pm 0.17 \text{ b}$
T2	$28.27 \pm 0.93 \text{ ab}$	$0.33 \pm 0.04 \text{ b}$	$255.51 \pm 9.74 \text{ a}$	$6.81 \pm 0.22 \text{ a}$
T3	$28.93 \pm 1.00 \text{ a}$	$0.40 \pm 0.03 \text{ a}$	$260.03 \pm 8.97 \text{ a}$	$6.72 \pm 0.06 \text{ ab}$

注：表中同列数据小写字母不同表示处理间差异达 $P<0.05$ 显著水平，下表同。

表 2 不同处理对莴笋产量的影响
Table 2 Lettuce yields under different treatments

处理	产量平均值(kg/hm^2)	与 CK 比较		与 T1 比较		比 T2 比较	
		增产量(kg/hm^2)	增产率(%)	增产量(kg/hm^2)	增产率(%)	增产量(kg/hm^2)	增产率(%)
CK	$38\,013.89 \pm 6\,670.20 \text{ b}$						
T1	$45\,680.56 \pm 1\,690.34 \text{ ab}$	7 666.67	20.17				
T2	$47\,916.67 \pm 4\,640.20 \text{ a}$	9 902.78	26.05	2 236.11	4.90		
T3	$50\,046.30 \pm 5\,609.26 \text{ a}$	12 032.41	31.65	4 565.74	9.99	2129.63	4.44

2.2 不同处理对莴笋品质的影响

不同处理对莴笋品质的影响如表 3 所示。在可溶性糖含量和蛋白含量上，对照 CK 与各处理之间无显著性差异；在硝酸盐含量上，CK、T2 和 T3 处理显

著低于 T1；在 Vc 含量上，T2 和 T3 显著高于 CK 和 T1。说明喷施+灌施 EM 微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料能降低莴笋的硝酸盐含量和提高莴笋的 Vc 含量，对于改善莴笋的品质有明显的效果。

表 3 不同处理对莴笋品质的影响
Table 3 Lettuce qualities under different treatments

处理	可溶性糖含量(mg/g)	蛋白含量(mg/g)	硝酸盐含量(mg/kg)	Vc 含量(mg/kg)
CK	$1.45 \pm 0.14 \text{ a}$	$9.1 \pm 0.8 \text{ a}$	$354.69 \pm 27.46 \text{ b}$	$316.30 \pm 33.02 \text{ b}$
T1	$1.53 \pm 0.11 \text{ a}$	$10.6 \pm 0.6 \text{ a}$	$428.39 \pm 25.61 \text{ a}$	$316.90 \pm 28.93 \text{ b}$
T2	$1.53 \pm 0.15 \text{ a}$	$9.6 \pm 0.7 \text{ a}$	$360.70 \pm 8.07 \text{ b}$	$388.10 \pm 18.58 \text{ a}$
T3	$1.52 \pm 0.10 \text{ a}$	$10.7 \pm 0.4 \text{ a}$	$364.93 \pm 50.48 \text{ b}$	$409.10 \pm 36.89 \text{ a}$

3 讨论

液体肥料富含作物生长过程中所需的各种营养元素，能在短时间内满足植物对某些特定稀缺的营养元素的需求，迅速缓解作物的缺素状况，使肥料发挥出最大效益^[18-19]。液体肥施用方式一般分为叶面喷施和根部灌施，叶面施肥具有速效性，且养分全面、针对性强、养分利用率高、用量少、见效快，叶面施肥可以补充根际施肥不能完全满足作物优质高产的需求，通过叶面补充作物养分、调控作物生长来增加作物产量、改善作物品质^[20]；灌施肥则具有省时省工、节约水肥、肥料利用率高和肥料使用均匀等特点，与机械施肥和叶面喷施相比，灌施肥操作简单，能有效降低生产力成本，在节约水和肥料的同时，还节约了劳动力。无论喷施还是灌施，液体肥对于减少化肥投入、降低地下水硝酸盐污染的风险、缓解农业生态环

境压力而言意义重大。

有研究证实，植物可以直接吸收利用土壤中的小分子有机氮，如氨基酸、核酸等。Fischer 等人^[21]研究发现，氨基酸可以在植物体内不同器官间运输，通过植物木质部和韧皮部进行。现有的研究已证实，植物能够吸收分子态的氨基酸，氨基酸含有碳、氮等元素，它们不仅可以为植物提供氮素养分，还能作为碳骨架参与体内的能量代谢，因此，氨基酸对植物生长发育及提高作物产量和品质都具有重要的促进作用。EM 微生物菌剂通过光合菌群、乳酸菌群等有益微生物相互作用，产生大量易为植物吸收的各种物质，如氨基酸、有机酸、各种生化酶，从而促进植物生长。本试验研究结果表明，喷施+灌施 EM 微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料能有效促进莴笋的生长，而且能显著提高设施莴笋的产量，与常规施肥相比，增长幅度更是分别达到 4.90% 和 9.99%。有研究证

实,使用EM菌稀释液浸种、叶面喷洒、蘸根等,可明显促进种子发芽和幼苗生长^[22]。杨峰等人^[23]研究表明,EM菌肥能显著促进玉米生长,提高玉米的产量。有研究表明,氨基酸水溶肥料能够有效促进番茄叶绿素的增加,提高番茄的单果重^[24]。李后凤^[25]研究发现,氨基酸水溶肥料能显著提高番茄、芹菜的产量。氨基酸液肥可以明显改变莴笋的生物学经济形状,尤其是莴笋的株高、茎粗,增产增收效果较显著^[26]。以上研究均与本试验得到的研究结果相一致,说明EM微生物菌剂和氨基酸水溶肥料对于促进作物生长,提高作物产量方面的确有一定的作用。

植物光合作用是植物叶片利用CO₂和H₂O合成有机物的过程,通过提高光合作用强度来促进植物生物量的累积^[27],植物利用光能把无机物(水、CO₂)转化为有机物,最终转化为生命活动所必需的氧气^[28]。植物生长过程中的光合特性通常以光合速率(P_n)、气孔导度(G_s)、胞间CO₂浓度(C_i)和蒸腾速率(T_r)等指标来反映^[29]。 G_s 反映外界环境CO₂通过气孔进入到叶肉细胞叶绿体羧化部位的限制程度,是决定 P_n 高低的一个重要因素^[30],而 P_n 是影响植物同化能力和产量的关键因素^[31],其变化与光质、光强、光照时间等因素密切相关^[32]。本试验认为,氨基酸水溶肥料能有效促进莴笋叶片的光合作用,同时能改善莴笋的口感品质。而大量氨基酸肥料施用试验证明,氨基酸肥料可以促进草莓^[33]、番茄^[34]、黄瓜^[35]、生菜^[36]等植物叶片光合作用,提高植物抗氧化酶活性,促进光合产物积累^[37],增强植株抵抗环境胁迫的能力,改善其品质。孙新娥等^[38]报道了氨基酸水溶性肥料对日光温室中芸豆叶片光合和产量的影响,证明氨基酸肥料可以提高叶片效率,减少光合午休程度,提高产量并改善品质。本试验得出的结论与这些研究一致,说明氨基酸水溶肥料对于促进作物光合和改善作物品质有一定的效果。

4 结论

1)喷施+灌施EM微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料均能显著提高莴笋的株高和茎粗,对莴笋有明显的促生效果。

2)喷施+灌施氨基酸水溶肥料能提高莴笋的单株重。喷施+灌施EM微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料能提高莴笋的产量,而喷施+灌施氨基酸水溶肥料的提高效果显著,对于莴笋增产有明显效果。

3)喷施+灌施EM微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料均能有效改变莴笋的光合特性,促进植物

的光合作用,喷施+灌施氨基酸水溶肥料的效果更加显著。

4)喷施+灌施EM微生物菌剂和喷施+灌施氨基酸水溶肥料能降低莴笋的硝酸盐含量和提高莴笋的Vc含量,对于改善莴笋的品质有明显的效果。

参考文献:

- [1] 张亚平. 套种大豆喷施含氨基酸水溶肥料肥效研究[J]. 现代农业科技, 2008(9): 120, 122.
- [2] 王学君, 韩广津, 董晓霞, 等. 含氨基酸水溶肥料对黄爪产量和经济效益的影响[J]. 山东农业科学, 2011, 43(5): 64-65.
- [3] 陈红娟, 樊继刚, 李涌, 等. 含氨基酸水溶肥料在辣椒上的肥效试验[J]. 上海蔬菜, 2014(5): 60-61.
- [4] 邓保华. 浅析含氨基酸水溶肥料在蔬菜上的应用[J]. 大科技, 2013(5): 239-240.
- [5] Wang J L, Liu Z M, Wang Y, et al. Production of a water-soluble fertilizer containing amino acids by solid-state fermentation of soybean meal and evaluation of its efficacy on the rapeseed growth[J]. Journal of Biotechnology, 2014, 187: 34-42.
- [6] 王军, 关新元, 陈云, 等. 含氨基酸水溶肥料在茄子上的施用效果[J]. 新疆农垦科技, 2014, 37(12): 35-36.
- [7] 李维炯, 倪永珍. EM技术研究与应[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1996.
- [8] 王强. 菌糠与EM菌配施对玉米品质、产量及土壤理化性状的影响[D]. 太谷: 山西农业大学, 2016.
- [9] 刘景德. 浅析微生物肥料的特点及存在的问题[J]. 中国科技纵横, 2010(19): 141.
- [10] 王伟. 有效微生物群(EM)及其在国外农业上的应用[J]. 上海农业科技, 1995(3): 47-48.
- [11] 张瑛, 王晓云. EM微生物技术在畜禽饲养业中的应用[J]. 吉林畜牧兽医, 1996, 17(6): 21.
- [12] 杜新民, 张永清, 吴忠红, 等. 氮钾配施对莴笋产量和品质的影响[J]. 土壤通报, 2007, 38(5): 924-927.
- [13] 王蓓. 含氨基酸水溶肥料在设施辣椒和豇豆上的应用效果研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2016.
- [14] Bradford M M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding[J]. Analytical Biochemistry, 1976, 72(12): 248-254.
- [15] Ouchemoukh S, Schweitzer P, Bey M B, et al. HPLC sugar profiles of Algerian honeys[J]. Food Chemistry, 2010, 121(2): 561-568.
- [16] 杨林娥, 彭晓光, 杨庆文, 等. 斐林试剂法测定还原糖方法的改进[J]. 中国酿造, 2010, 29(5): 160-161.
- [17] Filson P B, Dawson-Andoh B E. Characterization of sugars from model and enzyme-mediated pulp hydrolyzates using high-performance liquid chromatography coupled to evaporative light scattering detection[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(24): 6661-6664.
- [18] 曹小艳, 李小进. 微量元素对农产品品质的影响[J]. 安徽农学通报, 2007, 13(17): 212, 194.

- [19] 黄红弟, 郑岩松, 张华, 等. 大神农叶面肥对菜心产量及品质的影响[J]. 长江蔬菜, 2008(10): 69–70.
- [20] 何永梅, 罗光耀. 水溶肥料的特点及其在农业生产上的应用[J]. 科学种养, 2012(1): 6–7.
- [21] Fischer W, Andre B, Rentsch D, et al. Amino acid transport in plants[J]. Trends in Plant Science, 1998, 3(5): 188–195.
- [22] 张葳葳, 王玺, 于明艳. EM 包衣对玉米苗期防治丝黑穗病效果研究[J]. 玉米科学, 2009, 17(3): 83–86.
- [23] 杨峰, 杨荣, 李峰, 等. 喷施 EM 菌肥对夏玉米产量的影响[J]. 农学学报, 2012, 2(9): 5–7, 17.
- [24] 徐同珊, 樊继刚, 胡英强. 新型肥料在番茄上的应用肥效试验报告[J]. 现代农业, 2014(6): 19–21.
- [25] 李后凤. 含氨基酸水溶肥料番茄田间试验研究[J]. 安徽农学通报, 2012, 18(15): 87–88.
- [26] 吉中贵, 邓相秋, 李峰元. 莴笋施用氨基酸液肥对生物学经济性状及产量的影响[J]. 安徽农学通报, 2009, 15(13): 112, 52.
- [27] 梁振娟, 马浪浪, 陈玉章, 等. 马铃薯叶片光合特性研究进展[J]. 农业科技通讯, 2015(3): 41–45.
- [28] Xu D Q. Progress in photosynthesis research: From molecular mechanisms to green revolution[J]. Acta Phytophysiologica Sinica, 2001, 27(2): 97–108.
- [29] 郑盛华. 水分胁迫对玉米生理生态特性影响的研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2007.
- [30] 刘建福. 澳洲坚果叶片光合速率和叶绿素荧光参数日变化[J]. 西南农业大学学报(自然科学版), 2006, 28(2): 271–274.
- [31] Berry J A, Downton W J S. Environmental Regulation of Photosynthesis/Photosynthesis[M]. America: Academic Press, 1982.
- [32] 张振贤, 艾希珍, 张福墀. 蔬菜作物光合作用研究进展[J]. 园艺学报, 2001, 28(S1): 627–632.
- [33] 刘卫琴, 康琅, 汪良驹. ALA 对草莓光合作用的影响及其与抗氧化酶的关系[J]. 西北植物学报, 2006, 26(1): 57–62.
- [34] 徐铭, 徐福利. 5-氨基乙酰丙酸对日光温室番茄生长发育和产量品质的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2008, 36(9): 128–132.
- [35] 刘玉梅, 艾希珍, 于贤昌. 5-氨基乙酰丙酸对亚适宜温光条件下黄瓜幼苗光合特性的影响[J]. 园艺学报, 2010, 37(1): 65–71.
- [36] 祁向玲, 邹志荣, 杨蕊. 外源 ALA 对 NaCl 胁迫下生菜植株的缓解效应[J]. 西北农业学报, 2008, 17(2): 202–206.
- [37] 康琅, 程云, 汪良驹. 5-氨基乙酰丙酸对秋冬季大棚西瓜叶片光合作用及抗氧化酶活性的影响[J]. 西北植物学报, 2006, 26(11): 2297–2301.
- [38] 孙新娥, 申明, 王中华, 等. 两种叶面肥对日光温室芸豆叶片光合作用和果实品质的影响[J]. 南京农业大学学报, 2011, 34(3): 37–42.

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.000

郑梅迎, 林伟, 徐茜, 等. 基于 CNKI 数据库的土壤酸化文献计量分析. 土壤, 2020, 52(3): 0–0.

基于 CNKI 数据库的土壤酸化文献计量分析^①

郑梅迎¹, 林伟², 徐茜², 彭玉龙³, 刘明宏³, 龚鹏飞⁴, 刘跃东¹, 孔凡玉¹, 张继光^{1*}

(1 中国农业科学院烟草研究所, 山东青岛 266101; 2 福建省烟草公司南平分公司, 福建南平 266109; 3 贵州省烟草公司遵义市公司, 贵州遵义 563000; 4 陕西省烟草公司延安市公司, 陕西延安 716000)

摘要: 为探索近年来国内土壤酸化研究的热点与发展趋势, 以 CNKI 数据库为基础, 采用统计与聚类分析方法, 借助 CiteSpace 信息可视化软件及文献计量学知识, 统计并绘制有关国内土壤酸化研究文献的机构、关键词、文献被引频次等信息图表, 挖掘土壤酸化研究的整体发展趋势、高产机构、高频关键词等信息。研究发现我国土壤酸化研究的主题从森林土壤逐渐转移至农田土壤, 酸沉降及土壤化学在土壤酸化研究中一直属于重点关注对象。研究机构主要集中在高校和科研院所, 同时高频关键词显示国内土壤酸化研究主要集中在酸沉降、施肥管理、土壤结构、作物生长、酸化成因及改良、连作障碍及土壤污染等方面。该研究有助于全面了解国内土壤酸化研究现状及进展, 为农田土壤酸化改良方面的研究及应用提供重要参考。

关键词: 土壤酸化; CNKI; 知识图谱; 文献计量

中图分类号: S126; G255 **文献标志码:** A

Bibliometric Analysis of Soil Acidification Research Based on CNKI Database

ZHENG Meiying¹, LIN Wei², XU Qian², PENG Yulong³, LIU Minghong³, GONG Pengfei⁴, LIU Yuedong¹, KONG Fanyu¹, ZHANG Jiguang^{1*}

(1 Institute of Tobacco Research of CAAS, Qingdao, Shandong 266101, China; 2 Nanping Branch of Fujian Provincial Tobacco Company, Nanping, Fujian 266109, China; 3 Zunyi Branch of Guizhou Provincial Tobacco Company, Zunyi, Guizhou 563000, China; 4 Yan'an Branch of Shanxi Provincial Tobacco Company, Shanxi, Yan'an 716000, China)

Abstract: In order to explore the hotspots and development trends of domestic soil acidification research in recent years, the statistics and mapping of domestic soil acidification research literatures, including institutions, keywords, literature citations and other information charts were made, and the development trend of soil acidification research, high-yield institutions, high-frequency keywords and other information were explored based on the CNKI database by using the statistical analysis, clustering and CiteSpace information visualization software and bibliometric method. The results indicated that the theme of soil acidification research in China had gradually shifted from forest soil to farmland soil. Acid deposition and soil chemistry had been the focus of attention in soil acidification research. Research institutions were mainly concentrated in universities and research institutes. At the same time, high-frequency keywords showed that domestic soil acidification research mainly focused on acid deposition, fertilization management, soil structure, crop growth, acidification causes and improvement, continuous cropping obstacles and soil pollution. This study can not only help to fully understand the status and progress of domestic soil acidification research, but also provide an important reference for the research and application of farmland soil acidification improvement.

Key words: Soil acidification; CNKI; Knowledge map; Bibliometrics

土壤酸化即在自然和人为条件下土壤 pH 降低的现象, 是交换性盐基阳离子淋失的过程^[1], 这种过程是土壤退化的一种重要表现形式。土壤 pH 对土壤环

境及植物生长至关重要, 土壤酸化后对农业生产及生态环境具有严重的影响, 一方面土壤酸化会直接影响土壤养分的有效性进而影响土壤生产力^[2], 另一方面

①基金项目: 中国农业科学院科技创新工程项目(ASTIP-TRIC06)、福建省烟草公司南平市公司科技项目(MYK2017-01-04)、贵州省烟草公司遵义市公司科技项目(201707)和湖北省烟草公司科技项目(027Y2019-017)资助。

* 通讯作者(zhangjiguang@caas.cn)

作者简介: 郑梅迎(1992–), 女, 河南偃师人, 硕士研究生, 主要研究方向为烟田土壤改良与调控。E-mail: 641634611@qq.com

土壤酸化会改变整个土壤微环境,导致土壤微生物微生态环境及群落结构失衡,极易造成农作物土传病害的发生^[3]。土壤酸化还会影响土壤中的重金属活性,有数据显示,土壤 pH 每下降一个单位,重金属 Cd 的活性就会提升 100 倍^[4],这会对农产品质量安全产生重要影响,对人类健康构成严重的潜在威胁。因而土壤酸化已成为土壤、生态环境等学科领域广泛关注的重大问题。

我国土壤酸化现象形势严峻,据统计 1980—2000 年间,中国农田的酸化趋势明显,pH 平均下降了 0.13~0.8 个 pH 单位^[5],这可能与氮肥的大量不合理施用及酸沉降等因素有关^[6-7]。酸沉降的形成是大气物理和大气化学现象相结合的产物,主要受工业、汽车尾气等人类活动的影响^[8-10]。酸沉降包括干、湿沉降。干沉降是指通过气体扩散与固体物形成气溶胶降落的沉降,湿沉降是指 pH 低于 5.6 的降雨、酸雾、酸雪等,酸雨是其最常见的形式^[11]。大量研究表明^[12-15],在酸雨条件下,土壤中的盐基离子易被 H^+ 交换淋失,产生交换性酸导致土壤酸化。而长期氮肥过量施用被认为是导致农田土壤酸化的最主要原因^[5]。据统计,由人为施用氮肥导致土壤酸化比酸雨引发的土壤酸化程度高^[5]。施用氮肥导致土壤酸化的机制十分复杂,其中 NH_4^+ 的硝化过程引起的酸化作用最大^[16]。徐仁扣等^[14]研究表明铵态氮肥用量达 80 kg/hm^2 时会加速土壤酸化。一般来讲,1 mol 的 NH_4^+ 硝化后释放 2 mol $[H^+]$,若 NO_3^- 被植物吸收,土壤中将会产生 1 mol $[H^+]$,但若 NO_3^- 淋失,土壤中将会有 2 mol $[H^+]$ 产生^[17]。而 NO_3^- 极易淋失,导致了土壤中产生了大量 $[H^+]$,从而导致土壤的酸化^[18]。

近年来,伴随着我国农田酸化进程加快和面积不断扩大,土壤酸化问题已成为土壤环境领域的研究重点和热点,相关科研文献也越来越多。为全面了解国内土壤酸化的研究热点与发展趋势,本文采用文献计量学方法,运用 Excel 及数据可视化分析工具 CiteSpace,对国内土壤酸化研究文献进行计量及可视化分析,挖掘土壤酸化的研究热点及发展趋势,以期为我国土壤酸化基础研究及改良技术方面提供重要的科学依据与参考。

1 材料与方法

1.1 数据来源

文献检索的数据来源在很大程度上直接决定了文献计量分析时的有效性和准确性。CNKI 是国内最

大的文献数据平台之一,收录的文献在质量和数量上最为全面。本文以 CNKI 数据库作为主要数据来源,高级检索中输入主题词“土壤酸化”,文献类型选择期刊论文、学位论文和会议论文,时间跨度从 1958 年截止到 2017 年 12 月 31 日,共检索到 1 324 条文献记录,剔除 2017 年发表、2018 年见刊的 4 篇文章,共检索到 1 320 条文献记录。分批次以“XXX_download.txt”为文件名下载并储存为“Refworks”格式。

1.2 分析方法

通过 CiteSpace 数据可视化分析工具对 1 320 篇文献研究机构的科学合作网络、关键词的共现网络及突发性进行检测分析。同时运用 Excel 对年度发文量、研究机构、高被引文献等进行计量分析。通过对图谱及计量结果分析得出土壤酸化领域的高产机构、研究现状与前沿热点。

2 结果与分析

2.1 年度发文量分析

2.1.1 发文量趋势分析 某一学术领域的年度发文量在一定程度上可以代表该领域近年来的被关注趋势。图 1 为土壤酸化研究各年度发文数量的变化趋势。从图中可以看出,土壤酸化研究的论文数量在整体呈上升态势,并且大致可以划分为 3 个阶段。1958—1986 年为第一阶段,这一阶段的发文量较少,1958 年出现第一篇与土壤酸化研究有关的论文,29 a 间仅有 10 篇关于土壤酸化的论文见刊。我国学者开始关注土壤酸化问题,相关研究方面尚处于萌发阶段。1990—2003 年称之为第二阶段,这一阶段的发文量处于缓慢增长阶段,人们开始意识到土壤酸化的问题,学术研究处于初级的探索研究阶段。2004—2017 年为第三阶段,此阶段的发文量呈指数型递增,其中 2015 年达到最高为 183 篇。新世纪以来对土壤酸化的研究报道大量出现^[19-21],土壤酸化问题成为广大农业科技工作者的研究热点,发文量的递增反映出该研究主题的热度,但从侧面也反映出土壤酸化现象的日益严重。

2.1.2 不同发文阶段主题词统计分析 通过对第二、三阶段的主题词进行统计,列出了每个阶段的高频主题词(表 1)。第二阶段关于土壤酸化的研究主题主要集中在酸性降水、土壤化学、森林土壤等方面,酸性降水及土壤化学等方面研究一直处于不断探索发展中,有关模拟酸雨及盐基离子等的研究方法也不断改进和完善。第三阶段的研究主题主要集中在土壤

酸碱度、农业用地、酸性降水、改良措施等方面。特别是近些年来,酸化研究主题逐步从森林土壤过渡到农田土壤,研究人员通过对比土壤普查数据、开展长期施肥及淋溶试验等,进一步阐明农田土壤酸化的演变规律、土壤酸化机理及危害,充分认识到当前我国农田酸化的严峻性和改良研究的紧迫性。

2.2 高产发文机构及专利申请分析

2.2.1 高产发文机构计量分析 表 2 总结了土壤酸化研究发文量大于 20 篇的前 10 所机构。通过对这些机构进行统计分析发现,发文量第一的为中国科学院南京土壤研究所共 62 篇,其次是南京农业大学 46 篇和湖南农业大学 41 篇,3 家研究结构的发文量占前 10 所研究结构发文总量的 46.56%,在土壤酸化研究领域占据主导地位。同时从各研究机构分布来看,除中科院系统的南京土壤研究所外,其余 9 个机构均为各大涉农高校,9 所高校的发文量占总量前 10 所机

构 80.63%,表明涉农高校成为开展土壤酸化研究的主要力量。此外在研究机构的地域分布中,属我国北方的涉农高校(吉林农业大学和山东农业大学)发文量占比仅为 17.19%,其余 8 家单位均分布在我国南方地区,这与我国南方地区土壤酸化较为严重的现实相吻合。

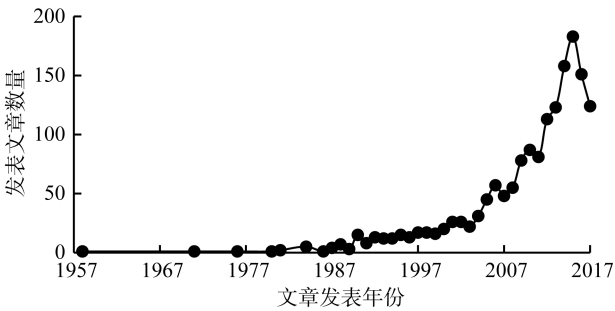


图 1 1958—2017 年国内土壤酸化研究文献数量变化趋势图
Fig. 1 Changes in domestic literature number of soil acidification research from 1958 to 2017

表 1 不同发文阶段高频主题词统计
Table 1 Statistics of high-frequency keywords in different post periods

第二阶段			第三阶段		
排名	主题词	频次	排名	主题词	频次
1	土壤酸化	143	1	土壤酸化	580
2	酸性降水	86	2	酸性土壤	176
3	土壤化学	56	3	土壤酸碱度	165
4	森林土壤	23	4	农业用地	152
5	茶园土壤	23	5	酸性降水	131
6	园艺作物	11	6	土壤化学	105
7	热带土壤	9	7	改良措施	68
8	岩成土	7	8	茶园土壤	60
9	紫色土	7	9	土壤调(普)查	56
10	土壤肥力	6	10	热带土壤	33

表 2 1958—2017 年土壤酸化研究发文量前 10 所机构
Table 2 Top 10 research institutions in soil acidification literatures published in 1958-2017

排名	机构	发文量(篇)
1	中国科学院南京土壤研究所	62
2	南京农业大学	46
3	湖南农业大学	41
4	浙江大学	30
5	吉林农业大学	28
6	山东农业大学	27
7	华中农业大学	24
8	西南大学	22
9	华南农业大学	20
10	西南农业大学	20

2.2.2 国内机构申请专利计量分析 为进一步了

解相关研究机构对土壤酸化研究及改良方面的应用热点,利用 CNKI 数据库结合国家知识产权专利局网站对国内近年有关土壤酸化的发明专利进行了检索,并对各专利申请机构进行整理分类。以专利申请日统计,截至 2017 年 12 月 31 日有关土壤酸化的发明专利共有 337 项。其中专利申请排名前 10 的机构中有 7 家为涉农高校或科研院所,3 家为企事业单位(表 3),凸显出全社会对土壤酸化及其改良问题的高度关注。农业部 2015 年下发了《耕地质量保护与提升行动方案》,其中土壤酸化改良是一项重要技术内容,随后各省市区别制定印发了当地的耕地质量保护与提升实施方案,2015 年湖北恩施州还专门针对土壤酸化下发《恩施州耕地土壤酸化治理推进方案》等文件。可见,土壤酸化问题的研究及治理已成为促

进耕地质量提升、保障农业可持续发展的重要基础。

表 3 国内土壤酸化研究的申请专利机构信息表
Table 3 Patent numbers of soil acidification and applicants

序号	机构	申请专利数量(项)
1	山东省招远市农业技术推广站	12
2	成都点石创想科技有限公司	12
3	中国科学院南京土壤研究所	6
4	江苏省农业科学院	6
5	浙江省农业科学院	6
6	福建省农业科学院土壤肥料研究所	6
7	中国科学院沈阳应用生态研究所	5
8	山东聊城鲁西化工第五化肥有限公司	5
9	华南农业大学	5
10	浙江大学	5

2.2.3 发文机构图谱分析 土壤酸化研究发文机构图谱如图 2 所示,图谱呈现出明显的离散型分布,连线数量较少,表明各研究机构之间的合作并不紧密,中科院南京土壤研究所、中科院华南植物园、中科院大学及沈阳农业大学等各自开展的研究均相对独立。由图谱也可看出,高校和科研院所所在土壤酸化研究中发挥着重要作用。当前处于信息化时代,不同学科知识交互渗透和融合发展往往是解决一个问题的关键。因此,土壤酸化研究的各科研单位间应加强交流合作,寻求全方位多角度的知识融合途径和资源优势互补,在土壤酸化的研究及治理过程中不断发展并寻求新的突破。

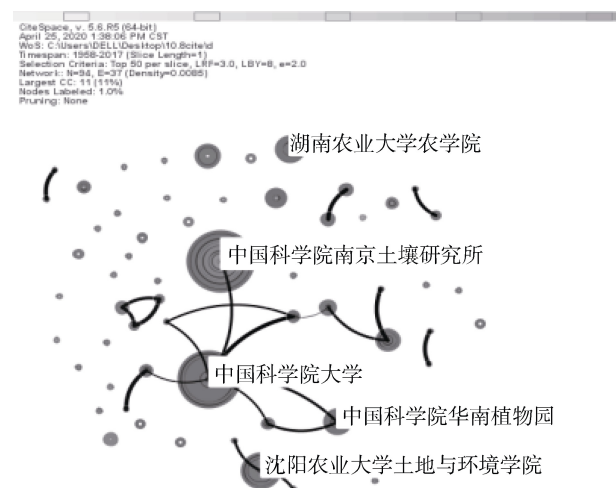


图 2 土壤酸化研究高产机构可视化图谱
Fig. 2 Visualization of high-yield institutions in soil acidification research

2.3 关键词分析

2.3.1 关键词共现聚类分析 关键词是一篇论文的核心观点,对某一领域的关键词进行共现聚类分析

有助于挖掘某一研究领域的研究热点^[22]。聚类共词图谱共形成了 15 个主要聚类,代表 1958—2017 年国内土壤酸化的主要研究领域,表 4 总结了 15 个聚类主要的研究热点。其中最大的聚类有 7 个,代表了土壤酸化研究的热点。

其中聚类 0 土壤环境、聚类 4 耕地和聚类 5 土壤结构,这三类聚类涉及的对象主要有保护地、耕地及设施蔬菜等。保护地土壤是一种集约程度高的农业类型,环境封闭,不会受到酸沉降等造成的酸化影响,氮肥的大量施用是其土壤酸化的最大因素。有研究表明保护地中土壤与普通农田相比有明显酸化和盐渍化现象^[23]。农田养分过度投入及高强度利用易使土壤酸化,并且造成耕作层变浅、有机质降低、重金属活化、有害微生物如寄生真菌增加等一系列问题。有机质作为土壤环境和结构的重要组成部分,土壤有机质及结合态胡敏酸对土壤酸度及外来酸根离子具有很好的缓冲作用^[24-26],并且可以明显克制铝毒,但土壤腐殖质组成和数量对土壤酸化的缓冲机制还有待进一步研究。

聚类 1 生长、聚类 2 交换性酸和聚类 3 危害,这三类涉及到酸化的评价及作物危害等。土壤交换性酸是评价土壤酸度的一个重要指标。越来越多的研究用交换性酸来评价土壤的酸化状况。对于聚类标签生长,当前研究较多的是土壤酸化背景下,氮磷元素利用对作物生长的影响。如土壤酸化影响核桃幼苗对磷元素的吸收利用,易导致体内缺磷^[27],苹果植株对氮素利用率随土壤 pH 的降低而降低^[28]。对酸化危害研究较为关注的有铝毒、重金属活化等。土壤酸化显著活化土壤中可溶性铝、锰等,对植物造成铝毒和锰毒害,影响作物根系生长^[29]。酸化同时也会活化土壤中重金属元素,增强植物有效性。土壤酸化还会加剧土壤养分的损失,降低养分有效性等,这些危害最终都表现为影响作物的生长。

聚类 6 酸雨。酸雨被认为是引起土壤酸化的重要自然因素,但形成酸雨的来源有自然和人为两部分。当土壤中可溶性物质随酸雨沿土壤剖面向下迁移,盐基离子很容易被淋溶出土体,造成土壤酸化^[30]。目前对酸雨的研究手段一般为模拟酸雨及淋溶试验,该方法因可控性强被广泛利用,但实际操作过程中因填土不均匀,土壤原有结构被破坏等原因,使模拟效果与田间实际淋溶效果差别较大^[31]。基于原状土的大尺寸土柱被引入模拟试验中^[32],但该方法无法连续取样,应用效率低,后续要在原位、动态及智能化的方法上加强研发。

表 4 可视化图谱中前 15 个聚类标签的部分信息表
Table 4 Partial information of top 15 cluster labels in visual map

标签	聚类名称	关键词
0	土壤环境	保护地土壤；农业土壤；黄瓜；有机质；黑土；机理；活性铝；设施；土壤盐渍化；耕地；耕种用地；农业用地；广昌县；硝酸盐；地理环境；面源污染；武进市；挪威云杉；预警；长期定位试验；工业“三废”；不合理使用；人为因素
1	生长	酸化土壤；磷素营养；水力学特性；盐基离子；马尾松；连作障碍；氮肥；病土；禽畜粪便；生物炭；红壤；光合特性；硝化作用；吸收速率；设施蔬菜；干旱胁迫
2	交换性酸	设施栽培；甜樱桃；改良试验；茶园；施肥；团聚体；竹园；酸碱缓冲能力；CEC；菜园土；交换性能；尿素；硝态氮；稳定性；修复效应；活性酸
3	危害	原因；酸雨；治理；雨；影响；土壤退化；高山蔬菜；防治；酸化(碱化)；土壤改良剂；模拟试验；玉米；调查报告；治理措施
4	耕地	耕种用地；农业用地；农业部；土壤调查；土壤普查；酸性土；高标准农田；化肥用量；棚室蔬菜；利川市；棚室；酸性土壤；土壤类型；测土配方施肥项目
5	土壤结构	蔬菜；土壤重金属；氮、磷、钾；无机污染物；缓冲能力；园艺作物；佛山地区；“宜施壮”旱田土壤调理剂；石灰改良；施用量；pH 值；重金属污染
6	酸雨	酸性降水；酸雨；森林；土壤酸度；土壤胶体；离子；设施土壤；淋溶；土壤化学；阴电荷；负电荷；毫克当量；土壤溶液
7	农作物	活性酸度；氢离子；都江堰市；有效酸度；作物；土壤成分；土壤养分；土壤肥力；土壤 pH；有机肥；连山区；土壤障碍因素；大棚土壤；产量；耕种用地；农业用地
8	果园	果树；褐土；施肥指导；镁肥；褐色土；森林土；产量水平；招远市；硅钙镁肥；钙镁磷肥；作物科学；烤烟；石灰性土壤
9	产量	水稻；耐酸性；第二次土壤普查；空间变化；旱地；晚稻；氮利用；膜下滴灌，缺铁黄化；有效养分含量；净硝化速率；调理剂；酸性土壤改良
10	养分	长期施肥；变化；酸碱缓冲容量；连作；辣椒；模拟酸沉降；秸秆还田；水稻土；重金属；生理代谢；辽宁；变化趋势；改良剂；酸碱度
11	土壤有机质含量	保水保肥；稻田土壤；永久基本农田；藏粮于地；影响因素；技术路径；等高种植；生物防蚀；国家粮食安全；地力等级；质量；基础地力；茶叶；次生盐碱化
12	酸化土壤	肥料；土地利用；植烟土壤；氮素利用效率；根系生理特性；耕地质量；改良技术；土类；分布特征；酸化趋势；临安市；农地土壤；生物有效性
13	土壤污染	土地污染；镉米；镉污染米；排毒；重金属；粮食安全；辽宁；土壤修复；污灌；污水灌溉；污染源；柴河铅锌矿
14	盐渍化	设施土壤；次生盐渍化；寿光；酸化；设施菜地；形成机理；调研；山东莱芜；酸化评估；盐分积累；氮肥利用；测定；矫正技术

2.3.2 高频关键词突发性检测 表 5 显示了 1958—2017 年出现最强突发性的前 20 个高频关键词。自 1988 年以来关键词发生变化，当年关于酸雨、酸性降水的研究开始大量出现，突发性强度指数达到 41.44，是至今为止突发性最强的关键词，表明人们将土壤酸化的研究重点转向酸雨方面。结合年度发文量的阶段划分，第一阶段高频关键词主要是酸雨，从第二阶段开始高频关键词出现多样化，包括园艺作物、盐基离子、红壤等。第三阶段高频关键词主要有防治措施、交换性酸、耕地、产量等，开始倾向于酸

化对农田作物影响及其酸化改良措施方面。

2.4 高被引文献分析

文献被引用次数常被用来作为文献学术水平和影响力的评价指标，被引用次数越多，说明该论文的科学知识生产质量越高，原始创新的成分越多^[33-34]，研究结果被同行在文献中直接引用是文献影响力最重要的表现形式之一。当然，也存在一些综述性文章或者反映热点问题的文章被引频次较高的情况。表 6 为 1958—2017 年土壤酸化研究文献被引频次最高的前 10 篇文献的信息。被引频次最高的为易杰祥发表

在《华南热带农业大学学报》上的“土壤酸化和酸性土壤改良研究”综述文章,被引 318 次;徐仁扣发表在《农业环境保护》上的“某些农业措施对土壤酸化的影响”研究文章,被引 317 次,其次是赵其国发表在《土壤》上的“我国红壤的退化问题”的文章,被引用 263 次。同时被引频次较高的研究文献中在 CNKI 数据库中的下载量也较高,说明受到研究人员的关注程度较高。

3 讨论

就发文时间而言,我国对土壤酸化研究的关注时间相对较早,1958 年发表第一篇相关文献,但早期受关注度低,这与我国当时特定的历史阶段及电力、化肥等的工业发展状况有一定关系。现阶段的研究表明土壤酸化的成因主要有两个:肥料特别是氮肥的过度使用及酸沉降。关于酸沉降的认识有一个历史过程,直到 20 世纪 70 年代末 80 年代初,酸沉降才被确定为一个潜在环境问题^[35-36]。2005 年,我国开始控制工业污染源排放问题,特别是二氧化硫的排放^[37]。而我国的化肥工业发展始于 20 世纪 30 年代,到 20 世纪 70、80 年代才发展到技术国产化,才开始大量施用氮肥^[38]。此后伴随集约化农业的发展及化肥大量施用,土壤酸化问题及其相关研究越来越

受到关注。

表 5 1958—2017 年突发性最强的前 20 个关键词
Table 5 Top 20 keywords with strongest citation bursts from 1958 to 2017

关键词	突发强度	突发开始年份	突发结束年份
降雨	5.28	1988	1991
酸性降水	5.33	1988	1991
酸雨	30.83	1988	2008
土壤酸化	23.98	1989	2003
园艺作物	3.55	1998	2007
盐基离子	4.01	2001	2008
红壤	3.71	2002	2006
土壤	3.83	2003	2010
防治措施	3.73	2006	2009
果园	2.71	2009	2011
土壤盐渍化	3.41	2009	2012
黑土	2.63	2010	2013
茶园土壤	3.34	2011	2012
作物	2.47	2012	2014
交换性酸	3.83	2012	2013
生长	2.55	2013	2014
土壤 pH	3.00	2013	2017
耕地	3.05	2014	2017
产量	4.58	2014	2017
水稻	4.38	2015	2017

表 6 1958—2017 年土壤酸化研究文献被引频次前 10 位排序
Table 6 Top cited literatures of soil acidification from 1958 to 2017

排名	第一作者	题名	来源	被引	下载量
1	易杰祥	土壤酸化和酸性土壤改良研究	《华南热带农业大学学报》	318	4 341
2	徐仁扣	某些农业措施对土壤酸化的影响	《农业环境保护》	317	1 245
3	赵其国	我国红壤的退化问题	《土壤》	263	997
4	杨昂	中国酸雨的分布、成因及其对土壤环境的影响	《土壤》	249	1 782
5	肖辉林	大气氮沉降对森林土壤酸化的影响	《林业科学》	208	1 136
6	张永春	长期不同施肥对太湖地区典型土壤酸化的影响	《土壤学报》	167	1 451
7	张桃林	高度集约农业利用导致的土壤退化及其生态环境效应	《土壤学报》	163	1 361
8	田仁生	酸化土壤中铝及其植物毒性	《环境科学》	151	489
9	马祥庆	人工林地力衰退研究综述	《南京林业大学学报》	150	594
10	曾希柏	山东寿光不同种植年限设施土壤的酸化与盐渍化	《生态学报》	149	1 172

国内土壤酸化文献近年来呈不断增长趋势,土壤酸化的研究方向也在不断转换,研究对象呈现出多样性,研究内容的广度和深度不断得到拓展和加深,不同土壤的酸化机理、机制、危害及改良技术等方面研究内容不断深化^[39-41],一些诸如纳米 X 射线 CT 系统、同位素质谱仪、核磁共振、定位联网监测等相关研究手段和方法也在不断发展和更新。早期对土壤酸化的研究集中在酸雨方面,目前土壤酸化及其机理的研究

涉及长期施肥、连作、缓冲性能、设施栽培等方面,并延伸出长期土壤酸化模型(LTSAM)^[42]、区域尺度土壤酸化定量研究模型^[39]、土壤酸化空间信息模型^[43]等基于土壤养分运移、电荷及物质平衡等原理的模型来预测土壤酸化趋势。研究对象也涉及作物、耕地、土壤结构、微生物、连作障碍、土壤污染等诸多方面。与国外同类研究相比,国内土壤酸化研究起步较晚,与欧美国家仍存在一定差距^[17,44]。鉴于我国农田一直

处于高强度利用阶段,关于现代农田土壤酸化研究理论与方法体系还需要进一步发展完善。

土壤酸化是一个基础与应用相兼顾的学科领域,特别是在酸化改良技术研发方面,还需要针对不同作物或农田、不同产业体系开展科技攻关,目前在农田、茶园、烟田等的改良领域已经开展了许多研究与应用,但主要是关于生石灰、白云石粉、土壤调理剂及秸秆还田等方面的应用,效果不一^[45],如施用生石灰改良酸性土,短期的效果较好,但长期大量施用会破坏土壤结构,造成土壤板结。开发无副作用且能较好调理土壤的改良剂是当前研究工作的一个重点。目前秸秆生物炭、碱性肥料及复合综合调理是人们关注的热点,对其的研究还处于试用阶段^[46],后续的研究工作应集中在改良剂选择、操作技术、改良标准与评价、集成应用等方面。

4 结论

1)1958—2017 年间,我国关于土壤酸化研究的发文量呈现出逐年上升的趋势,尤其在 2004 年之后,年度发文量呈现指数递增趋势。

2)高校和科研院所所在土壤酸化研究中发挥着重要作用,但各机构之间交流合作不紧密。

3)国内土壤酸化研究主要集中在酸沉降、施肥管理、土壤结构、作物生长、酸化成因及改良、连作障碍及土壤污染等方面,土壤酸化研究的主题从森林土壤逐渐转移至农田土壤,酸沉降及土壤化学在土壤酸化研究中一直属于重点关注对象。

参考文献:

- [1] 于天仁. 我国农业持续发展和生态环境中重大土壤问题的化学机理研究建议[J]. 土壤, 2001, 33(3): 119-122.
- [2] 王金满, 杨睿璇, 白中科. 草原区露天煤矿排土场复垦土壤质量演替规律与模型[J]. 农业工程学报, 2012, 28(14): 229-235.
- [3] 谷端银, 高俊杰, 焦娟, 等. 设施土壤酸化研究现状、产生机理及防治措施[J]. 化工管理, 2016(34): 84-86.
- [4] El-Falaky A A, Abouloos S A, Lindsay W L. Measurement of cadmium activities in slightly acidic to alkaline soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1991, 55(4): 974-979.
- [5] Guo J, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. Science, 2010, 327(5968): 1008-1010.
- [6] Schroder J L, Zhang H L, Girma K, et al. Soil acidification from long-term use of nitrogen fertilizers on winter wheat[J]. Soil Science Society of America Journal, 2011, 75(3): 957-964.
- [7] 刘颖. 浅析黑龙江省农田黑土酸化的原因及对策[J]. 黑龙江农业科学, 2010(5): 49-52.
- [8] 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: 14-19.
- [9] 徐义刚, 周光益, 吴仲民, 等. 广州市典型森林区酸雨的化学组成、季节变化及其成因探讨[J]. 生态学报, 2001, 21(11): 1775-1781.
- [10] 段浩, 苏智先, 李成柱, 等. 南充市酸雨的时空分布及其形成机制的初步探讨[J]. 中国环境监测, 2008, 24(3): 79-83.
- [11] Adriano D C, Johnson A H. Acidic precipitation[M]. Springer Science & Business Media, 1989.
- [12] 刘俐, 周友亚, 宋存义, 等. 模拟酸雨淋溶下红壤中盐基离子释放及缓冲机制研究[J]. 环境科学研究, 2008, 21(2): 49-55.
- [13] 李佳, 李巍, 侯锦湘, 等. 贵州地区酸雨作用下典型森林植被冠层淋溶规律研究[J]. 中国环境科学, 2010, 30(10): 1297-1302.
- [14] 徐仁扣. 土壤酸化及其调控研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(2): 238-244.
- [15] Delhaize E, Ryan P R. Aluminum toxicity and tolerance in plants[J]. Plant Physiology, 1995, 107(2): 315-321.
- [16] 许中坚, 刘广深, 俞佳栋. 氮循环的人为干扰与土壤酸化[J]. 地质地球化学, 2002, 30(2): 74-78.
- [17] de Vries W, Breeuwsma A. The relation between soil acidification and element cycling[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 1987, 35(3): 293-310.
- [18] Tong D L, Xu R K. Effects of urea and $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ on nitrification and acidification of Ultisols from Southern China[J]. Journal of Environmental Sciences-China, 2012, 24(4): 682-689.
- [19] 王伟妮, 鲁剑巍, 鲁明星, 等. 水田土壤肥力现状及变化规律分析——以湖北省为例[J]. 土壤学报, 2012, 49(2): 319-330.
- [20] 文星, 李明德, 涂先德, 等. 湖南省耕地土壤的酸化问题及其改良对策[J]. 湖南农业科学, 2013(1): 56-60.
- [21] 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.
- [22] 黄英君, 刘敏. 海外农业保险研究的新发展——基于 CiteSpace III 的文献计量分析[J]. 保险研究, 2016(11): 116-127.
- [23] 王辉, 董元华, 安琼, 等. 高度集约化利用下蔬菜地土壤酸化及次生盐渍化研究——以南京市南郊为例[J]. 土壤, 2005, 37(5): 530-533.
- [24] 夏卿. 吉林玉米带黑土酸度性质研究[D]. 长春: 吉林农业大学, 2007.
- [25] 陈兰, 唐晓红, 魏朝富. 土壤腐殖质结构的光谱学研究进展[J]. 中国农学通报, 2007, 23(8): 233-239.
- [26] 李阳, 王继红. 长期施肥土壤腐殖质变化及其与土壤酸度变化的关系[J]. 南京农业大学学报, 2016, 39(1): 114-119.
- [27] 张翠萍, 孟平, 李建中, 等. 磷元素和土壤酸化交互作用对核桃幼苗光合特性的影响[J]. 植物生态学报, 2014, 38(12): 1345-1355.

- [28] 葛顺峰, 季萌萌, 许海港, 等. 土壤 pH 对富士苹果生长及碳氮利用特性的影响[J]. 园艺学报, 2013, 40(10): 1969–1975.
- [29] 周海燕. 胶东集约化农田土壤酸化效应及改良调控途径[D]. 北京: 中国农业大学, 2015.
- [30] 朱齐超. 区域尺度中国土壤酸化定量研究及模型分析[D]. 北京: 中国农业大学, 2017.
- [31] 刘莉, 杨丽军, 白颖艳, 等. 土壤酸化的研究进展[J]. 贵州农业科学, 2017, 45(10): 83–87.
- [32] 吴璇, 郑子成, 李廷轩, 等. 设施栽培下原状土与扰动土水分特性的试验研究[J]. 水土保持通报, 2013, 33(6): 99–102.
- [33] 刘则渊, 陈悦, 侯海燕. 科学知识图谱: 方法与应用[M]. 北京: 人民出版社, 2008.
- [34] 周辉, 张光红, 蔡晖, 等. 原创性研究成果的 SCI 引用分析[J]. 中国科学基金, 2002, 16(2): 85–87.
- [35] Zhao D, Xiong J. Acidification in South western China// Rodhe H, Herra R. Acidification in tropical countries[C]. SCOPE, John Wiley & Sons, 1988: 317–346.
- [36] Ding G A, Xu X B, Fang X M, et al. Current status and future of acid rain in China[J]. Chinese Science Bulletin, 1997, 42(24): 2076–2081.
- [37] 李青青. 如何减缓中国的土壤酸化问题[J]. 中国环境科学, 2010, 30(3): 295.
- [38] 王明明, 王虎. 我国化肥产业发展趋势[J]. 化工技术经济, 2004, 22(11): 17–20.
- [39] 徐福祥. 基于 GIS 技术的福建省耕地土壤酸化研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2015.
- [40] 杨金玲, 张甘霖, 黄来明. 典型亚热带花岗岩地区森林流域岩石风化和土壤形成速率研究[J]. 土壤学报, 2013, 50(2): 253–259.
- [41] 段艳玲. 一种营养缓释型酸性土壤改良剂及其制备方法: CN108218582A[P]. 2018-06-29.
- [42] 安俊岭, 黄美元, 陶树旺, 等. 长期土壤酸化模型 (LTSAM)[J]. 环境科学学报, 1999, 19(3): 284–291.
- [43] 杨胜天, 盛浩然, 宋文龙, 等. 土壤酸化空间信息模型构建及其在贵州龙里实验区的应用[J]. 环境科学学报, 2010, 30(1): 24–33.
- [44] 易杰祥, 吕亮雪, 刘国道. 土壤酸化和酸性土壤改良研究[J]. 华南热带农业大学学报, 2006(1): 23–28.
- [45] 徐仁扣. 秸秆生物质炭对红壤酸度的改良作用: 回顾与展望[J]. 农业资源与环境学报, 2016, 33(4): 303–309.
- [46] 樊小林, 李进. 碱性肥料调节香蕉园土壤酸度及防控香蕉枯萎病的效果[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(4): 938–946.