

土壤理化性质和微生物活性对水田改果园的动态响应

杨东伟^{1,2,3}, 章明奎¹, 刘千千², 张鹏启², 李雪², 董静², 黄笑²

(1. 浙江大学 环境与资源学院, 浙江 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, 广西 南宁 530004)

摘要: [目的] 探讨土壤微生物特性及环境因子对水田改果园的动态响应规律, 为进一步研究土地利用变化对土壤生态环境的影响, 预测水田改果园后土壤质量的长期变化趋势提供科学依据。[方法] 在浙江省范围内选择 1 个代表性的水田改果园土壤系列, 采用后切时间序列法, 分析水田改果园后土壤理化性质、土壤微生物生物量及酶活性等指标的动态响应规律。[结果] 水田改果园后, 土壤含水率、 >0.25 mm 水稳定性团聚体、pH 值、有机质、盐基饱和度、全氮、碱解氮含量显著 ($p < 0.01$) 下降, 全钾、有效钾、全磷和有效磷含量分别增加了 21.9%, 54.7%, 42.0% 和 6.65 倍, 并且这些指标都与植树年限呈极显著 ($p < 0.01$) 相关。改果园后, 土壤微生物生物量碳和氮平均含量分别下降了 74.4% 和 73.3%, 土壤脲酶和酸性磷酸酶活性平均值分别增加了 40.0% 和 41.8%, 土壤过氧化氢酶活性平均值下降 69.3%, 并都与植树年限呈极显著相关 ($p < 0.01$)。[结论] 水田改果园后土壤环境因子发生阶段性变化, 且土地利用方式的影响要大于利用年限的影响。水田改果园后土壤综合肥力下降, 并对生态环境和土地可持续利用带来不利影响。

关键词: 土地利用; 水田; 土壤环境因子; 酶活性; 演替

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2019)02-0048-08

中图分类号: S154

文献参数: 杨东伟, 章明奎, 刘千千, 等. 土壤理化性质和微生物活性对水田改果园的动态响应[J]. 水土保持通报, 2019, 39(2): 48-55. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2019.02.008; Yang Dongwei, Zhang Mingkui, Liu Qianqian, et al. Response of soil physicochemical properties and microbial activity on land-use conversion from paddy field to orchard farm[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2019, 39(2): 48-55.

Response of Soil Physicochemical Properties and Microbial Activity on Land-use Conversion from Paddy Field to Orchard Farm

Yang Dongwei^{1,2,3}, Zhang Mingkui¹, Liu Qianqian², Zhang Pengqi², Li Xue², Dong Jing², Huang Xiao²

(1. College of Environment and Resources, Zhejiang University, Hangzhou,

Zhejiang 310058, China; 2. College of Tourism, He'nan Normal University, Xinxiang,

He'nan 453007, China; 3. Business College, Guangxi University, Nanning, Guangxi 530004, China)

Abstract: [Objective] The dynamic response of soil microbial characteristics and environmental factors to the change of paddy fields into orchards was discussed in order to provide a scientific basis for further study of the impact of land use change on soil ecological environment and prediction of the long-term change trend of soil quality after the change of paddy fields to orchards. [Methods] One representative soil series of land-use change from paddy to orchard were chosen in Zhejiang Province, furthermore, the law of dynamic response of soil physicochemical properties, enzyme activity and soil microbial biomass to land-use change was analyzed using the post-cut time series method. [Results] Soil moisture, >0.25 mm water stable aggregate, pH value, organic matter, base saturation, total nitrogen and alkali-hydrolyzable nitrogen fell down significantly

收稿日期: 2018-08-17

修回日期: 2018-09-17

资助项目: 国家自然科学基金项目“水耕人为土诊断层/诊断特性的空间分布规律与田间识别模式研究”(41571207); 河南师范大学博士启动项目(qd15152); 河南师范大学青年科学项目(2016QK33)

第一作者: 杨东伟(1980—), 男(汉族), 河南省商丘市人, 博士, 讲师, 主要从事土地利用与土壤生态环境研究。E-mail: yangdongwei@htu.edu.cn.

通讯作者: 章明奎(1964—), 男(汉族), 浙江省绍兴市人, 博士, 教授, 主要从事土壤地理和土壤环境方面研究。E-mail: mkzhang@zju.edu.cn.

($p < 0.01$), however, total phosphorus, available phosphorus and available potassium increased by 21.9%, 54.7%, 42.0% and 6.65 times, respectively, and these indexes were correlated with years of planting trees significantly ($p < 0.01$). After the land-use change, the average of soil microbial biomass carbon and nitrogen decreased by 74.4% and 73.3%, respectively. The average of soil urease and acid phosphatase activity increased by 40.0% and 41.8%, respectively. However, the mean value of soil catalase activity decreased by 69.3%, and they were significantly ($p < 0.01$) correlated with the time of planting trees. [Conclusion] After the land-use conversion from the paddy field to orchard farm, soil environmental factors changed periodically, and the influence of land-use pattern was greater than that of land-use history. Moreover, soil comprehensive fertility decreased, and the ecological environment and sustainability of land use were adversely affected.

Keywords: land use; paddy field; soil environmental factors; enzymatic activity; succession

土地利用方式的改变是全球环境变化的主要原因之一,并对生态系统服务造成重要影响^[1]。水稻田是承载着中华文明的人工湿地生态系统,在维持我国粮食安全和环境健康方面具有积极意义和重要的生态服务价值。近 30 a 来,随着我国农业产业结构调整,一些地区大面积水田改种果树、苗木等经济林木。水田改果园后,土地耕作制度改变,土壤水分状况和通气性发生明显变化,从而引起土壤环境因子和土壤微生物性质的变化。土壤微生物作为生命元素循环的驱动者,是陆地生态系统中最活跃的成分,被称为地球关键元素循环过程的引擎^[2],在土壤有机质分解和生态系统养分循环过程中发挥着关键作用,影响植被的发育和演替^[3],进而影响景观和生态系统的变化^[4-5]。土壤微生物对其生存环境的质量状况具有重要的指示作用,能够快速对土壤系统过程中的环境改变做出反应,是土壤生态系统变化的预警及敏感指标^[2,6]。以往一些学者对水田改旱作后土壤基本理化性质的演变进行了研究,表明水田改旱作后土壤 pH 值、有机质、微生物生物量下降^[7-11],而有关水田改为果园后土壤理化性质及微生物活性的动态响应规律,以及土壤环境因子之间关联性研究还比较缺乏。本文以浙江省水网平原为研究区,采用时空互代法,建立后切型时间序列,探讨土壤微生物特性及环境因子对水田改果园的动态响应规律,以期为进一步研究土地利用变化对土壤生态环境的影响,预测水田改果园后土壤质量的长期变化趋势提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

研究区域位于浙江省宁波市余姚市黄家埠镇上塘村,地理坐标位于 30°7'13"—30°7'25"N 和 120°56'25"—120°56'40"E 之间,属于中北亚热带季风气候过渡带,平均气温为 15.0~18.1 °C,多年平均降水量在 1 060~2 000 mm 之间,雨日 150~190 d,成土母质为浅海沉积物,采样点海拔在 3~4 m 之间^[12]。

1.2 土样采集

根据野外土地利用现状和分布数量,确定不同类型土壤样本的采集数量;共采集 18 个耕层土壤样本(0—12 cm),对应 18 个田地,其中水田样本 3 个,果园土壤样本 15 个(种植果树年限详见表 3),采集的果园土壤在植树之前均为水田。依据第二次土壤普查资料,目前种植水稻的土壤在发生分类中属于潴育型水稻土亚类,粉泥田土属,粉泥田土种^[12]。水田与果园位置相邻,果园土壤目前种植梨树(梨树种植年限在 4~20 a 之间),供试土壤黏粒含量在 219.63~241.31 mg/kg 之间。每个样地设置 5 个重复进行观察与取样,采用多点混合取样法采集土壤样品。采集的土样分为两部分:一部分带回实验室风干处理,分别过 2, 0.25 和 0.15 mm 土筛,用于土壤理化指标和土壤酶活性测定;另一份置于冰盒中带回实验室,放入 4 °C 冰箱,一周内完成土壤微生物生物量和土壤含水率等的测定。土地利用方式及土壤施肥量等信息详见表 1。

表 1 水田和果园土壤施肥量

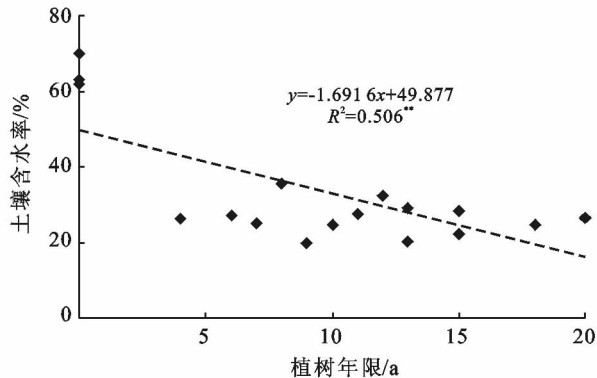
| 土壤类型 | 利用方式 | 植被 | 尿素/ (kg · hm ⁻²) | 过磷酸钙/ (kg · hm ⁻²) | 氯化钾/ (kg · hm ⁻²) | 复合肥/ (kg · hm ⁻²) | 鸡粪/ (10 ³ kg · hm ⁻²) |
|---------|------|-----|---------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------------------|
| 粉泥田 | 水田 | 双季稻 | 300~525 | 600~825 | 300~375 | 300~525 | 0 |
| 改旱前为粉泥田 | 果园 | 梨树 | 375~525 | 750~900 | 375~525 | 900~1200 | 27.0~37.5 |

1.3 测定项目与方法

土壤含水率、pH 值、 >0.25 mm 水稳性团聚体、盐基饱和度、土壤颗粒组成、有机质、全氮、碱解氮、全磷、有效磷、全钾、速效钾等基本理化性质采用土壤标准测定方法进行,具体测定步骤见参考文献^[13]。土壤微生物生物量碳氮采用氯仿熏蒸— K_2SO_4 浸提法,土壤脲酶活性测定采用苯酚钠比色法,土壤酸性磷酸酶活性测定采用磷酸苯二钠比色法,土壤过氧化氢酶活性测定采用滴定法^[14]。

1.4 数据分析与计算方法

采用 Excel 和 Origin 8.0 制图,SPSS 10.0 进行相关性分析。



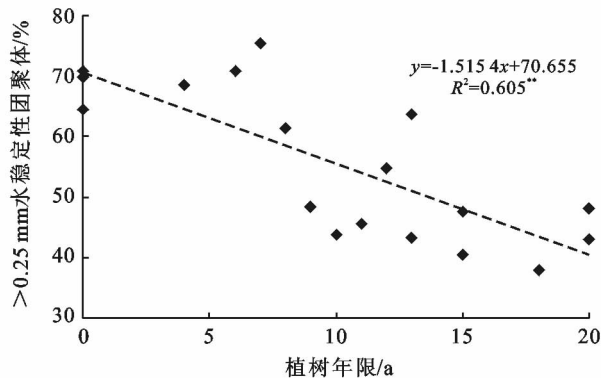
土壤微生物熵 = $1.724 \times$ 土壤微生物生物量碳 / 土壤有机质

2 结果与分析

2.1 水田改果园对土壤物理性质的影响

水田改果园后土壤含水率明显下降,并与植树年限呈极显著 ($p < 0.01$) 负相关(图 1)。

水田改果园后土壤 >0.25 mm 水稳性团聚体明显下降,水田土壤中土壤 >0.25 mm 水稳性团聚体平均含量为 68.3%,改果园后下降到 52.8%,降幅达到 22.7%,并与植树年限呈极显著 ($p < 0.01$) 负相关(图 1)。



注: * 表示显著相关 ($p < 0.05$); ** 表示极显著相关 ($p < 0.01$)。下同。

图 1 土壤含水率和 >0.25 mm 水稳性团聚体随时间的变化

2.2 水田改果园对土壤基本化学性质的影响

水田改果园后,土壤明显酸化,水田土壤 pH 平均值为 5.51,改果园后 pH 值平均值下降到 4.45,并与植树年限呈极显著 ($p < 0.01$) 负相关(图 2)。随着植树年限的延长土壤盐基饱和度呈现出下降趋势,并与植

树年限呈极显著 ($p < 0.01$) 负相关(图 2)。改果园后,随着植树时间的延长土壤有机质含量呈下降的趋势,水田土壤中土壤有机质平均含量为 34.2 g/kg,改果园后平均含量下降到 20.8 g/kg,降幅达到 39.1%,并与植树年限呈极显著 ($p < 0.01$) 负相关(图 2)。

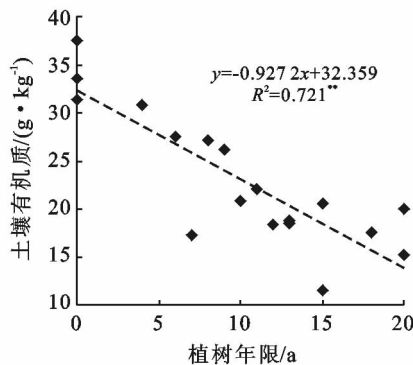
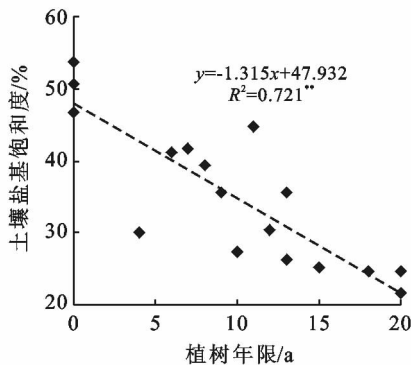
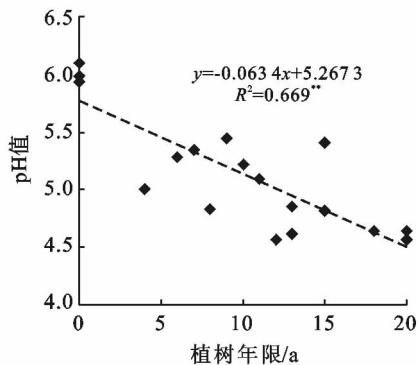


图 2 土壤 pH 值、盐基饱和度和有机质随时间的变化

2.3 水田改果园对土壤养分的影响

土壤养分对土地利用方式由水田改为果园响应较敏感,水田土壤中全氮和碱解氮等高于改果园土壤,磷素和钾素含量低于果园土壤。水田土壤中全氮

和碱解氮平均含量分别为 2.38 g/kg, 220.2 mg/kg, 改果园后平均含量分别下降到 1.08 g/kg 和 143.6 mg/kg,降幅分别为 54.6% 和 34.8%,并与植树年限呈极显著 ($p < 0.01$) 负相关(图 3)。水田土壤中全磷

和有效磷平均含量分别为 0.81 g/kg 和 42.7 mg/kg,改果园后分别增加到 1.15 g/kg 和 326.6 mg/kg,分别增加了 42.0%和 6.65 倍,并与植树年限呈极显著($p<0.01$)正相关(图 4)。水田土壤中全钾和

有效钾平均含量分别为 16.0 g/kg 和 111.7 mg/kg,改果园后分别增加到 19.5 g/kg 和 172.8 mg/kg,增幅分别为 21.9%和 54.7%,并与植树年限呈极显著($p<0.01$)正相关(图 5)。

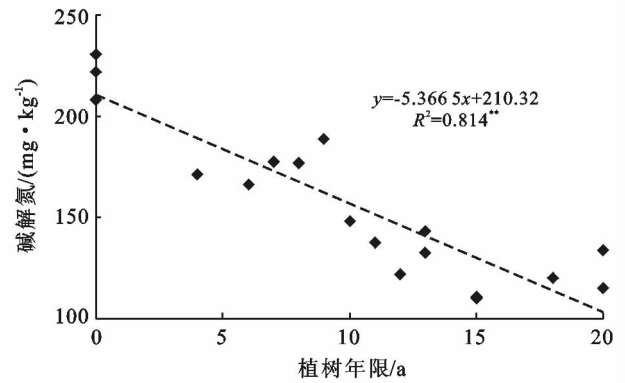
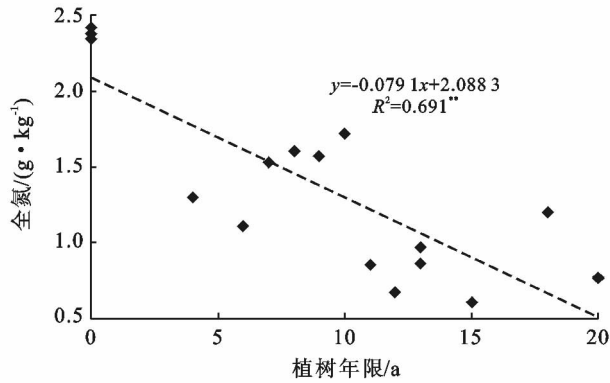


图 3 土壤全氮和碱解氮随时间的变化

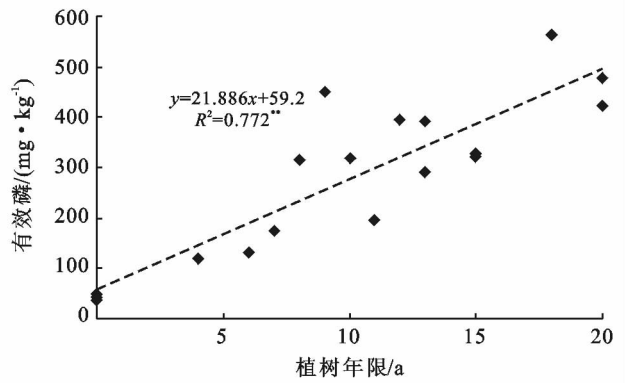
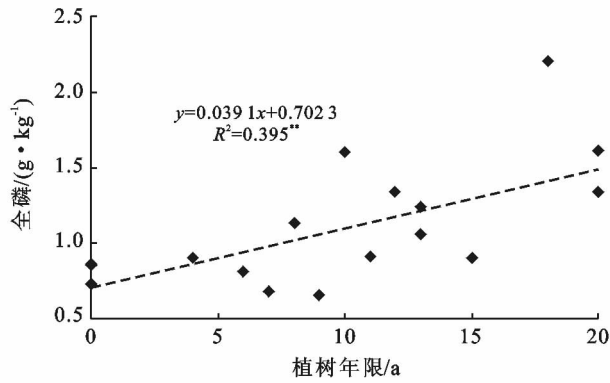


图 4 土壤全磷和有效磷随时间的变化

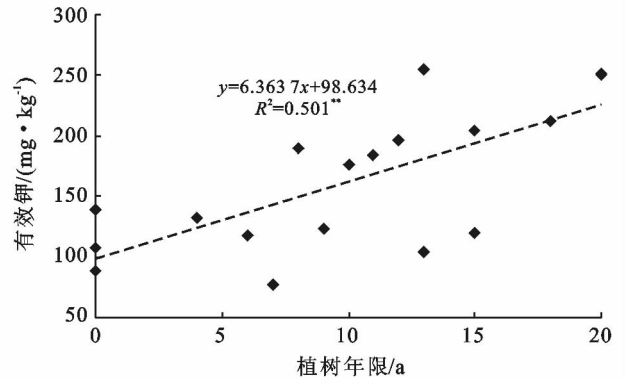
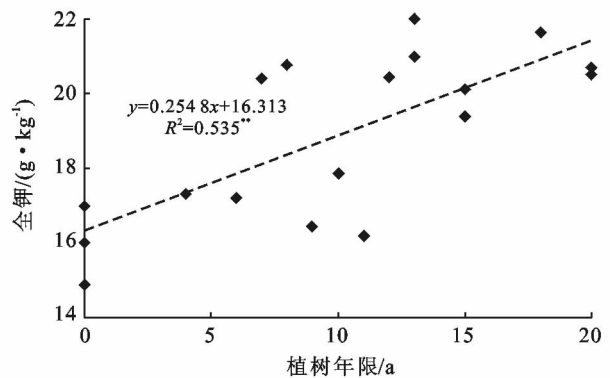


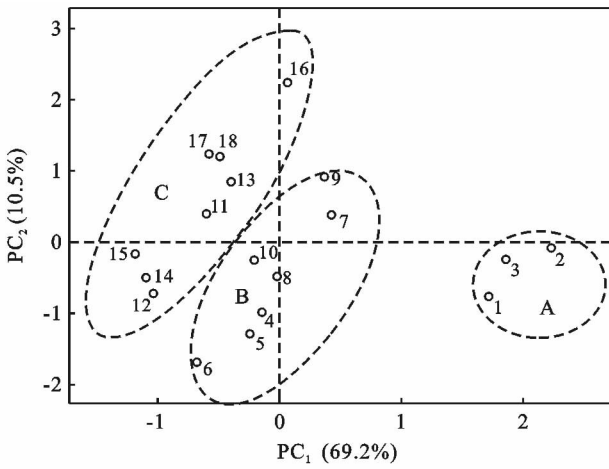
图 5 土壤全钾和有效钾随时间的变化

2.4 土壤理化指标主成分分析

为进一步了解土壤理化性质与土地利用方式及利用年限之间关系,对水田和果园土壤 11 个土壤理化指标进行了主成分分析(principal component analysis, PCA)。主成分 PC₁, PC₂, PC₃ 和 PC₄ 分别解释了水田改果园后 69.2%, 10.5%, 5.8% 和 4.1% 的土

壤理化性质的变异,累积贡献率为 89.6%。第 1 主成分与自然含水率、>0.25 mm 水稳定性团聚体、pH 值、有机质、盐饱和度、全氮、碱解氮呈极显著($p<0.01$)正相关,与全磷、有效磷、全钾和有效钾呈极显著($p<0.01$)显著负相关(表 2)。这与土壤环境因子与植树年限的相关性一致,表明主成分 1 主要受土地利用

年限的影响,土地利用年限是促使土壤环境变化的主要因素。研究表明,分布在 A 区域的 3 个土壤样本均为水田土壤样本,在这些土壤样本中,自然含水率、 >0.25 mm 水稳性团聚体、pH 值、盐基饱和度、有机质、全氮、碱解氮等含量明显高于其它土壤,而全磷、有效磷、全钾、有效钾等指标明显低于其它土壤。分布在 B 区域的 7 个土壤样本均为植树年限不超过 11 a 的果园土壤样本,其土壤理化指标的数值大小总体上介于 A 区域和 C 区域土壤样本理化指标的数值之间。依据土壤理化性质主成分分析的结果(图 6),改果园土壤可以分为短期果园土壤(S_4-S_{10} , ≤ 11 a)和长期果园土壤($S_{11}-S_{18}$, > 11 a)两个阶段。区域 A 与 B 的距离,大于区域 B 与 C 的距离,表明土地利用方式对土壤理化性质的影响要大于利用年限的影响。



注:图中数字表示样品编号

图 6 土壤理化性质的主成分得分值分布

2.5 水田改果园对土壤微生物生物量和微生物熵的影响

水田土壤微生物生物量碳(microbial biomass

carbon, MBC)平均含量为 1 026.33 g/kg,改果园后土壤 MBC 平均含量降低到 262.51 mg/kg,降幅达到 74.4%(图 7),并与植树年限呈极显著负相关($p < 0.01$)。水田土壤微生物生物量氮(microbial biomass nitrogen, MBN)平均含量为 104.94 mg/kg,改林地后土壤 MBN 平均含量降低到 28.00 mg/kg,降幅达到 73.3%,并且与植树年限呈极显著负相关($p < 0.01$)(图 7)。MBC 主要取决于输入有机物质的数量和性质,在一定条件下,有机质输入越多,MBC 就越高^[15-16]。相关分析表明,改果园后,土壤微生物生物量碳氮与土壤自然含水率、 >0.25 mm 水稳性团聚体、pH 值、盐基饱和度、有机质、全氮、碱解氮含量呈显著($p < 0.05$)或极显著($p < 0.01$)正相关(表 4),与土壤有效磷、全钾和有效钾呈显著($p < 0.05$)或极显著($p < 0.01$)负相关(表 4)。

表 2 土壤理化性质与主成分的相关系数

| 指标 | 主成分 1 | 主成分 2 |
|-------------------|---------|-------|
| 自然含水率 | 0.78** | 0.44 |
| >0.25 mm 水稳性团聚体 | 0.79** | -0.27 |
| pH 值 | 0.90** | 0.04 |
| 盐基饱和度 | 0.87** | 0.11 |
| 有机质 | 0.87** | 0.23 |
| 全氮 | 0.86** | 0.39 |
| 碱解氮 | 0.94** | 0.16 |
| 全磷 | -0.68** | 0.63 |
| 有效磷 | -0.89** | 0.19 |
| 全钾 | -0.79** | 0.02 |
| 有效钾 | -0.74** | 0.46 |

自然含水率、 >0.25 mm 水稳性团聚体、pH、有机质、盐基饱和度、全氮、碱解氮、全磷、有效磷、全钾、有效钾

指标综合

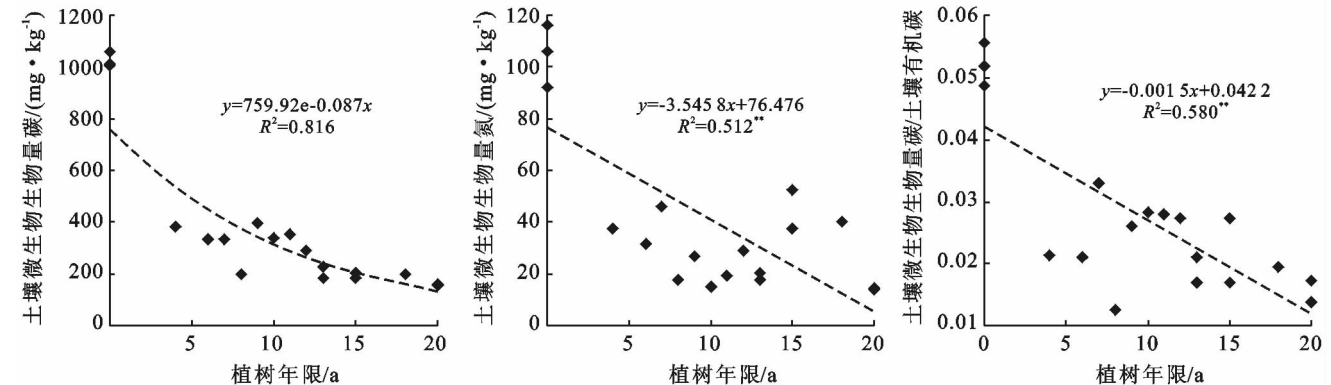


图 7 土壤微生物生物量碳、土壤微生物生物量氮和土壤微生物熵随时间的变化

土壤微生物熵(microbial biomass carbon/total organic carbon, MBC/TOC)的变化反映了土壤中输

入的有机质向微生物生物量碳的转化效率^[17]。土壤被过度使用时,土壤生物生物量碳库会以较快速率下

降,最终引起土壤有机质和微生物熵降低^[18]。水田改果园后,土壤微生物熵随着植树年限的延长而下降,并与植树年限呈极显著负相关($p < 0.01$)(图 7),表明水田改果园后土壤微生物生物量碳比土壤有机碳降低更加迅速,土壤出现过度使用的情况,也说明水田在积累有机碳的同时,有利于土壤微生物生物量的提高。

2.6 水田改果园对土壤酶活性的影响

水田土壤中脲酶活性平均值为 0.20 mg/g(以 24 h 内土壤中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 计),改林地后土壤脲酶活性平均值增加到 0.28 mg/g(表 3),增幅为 40.0%,并与改林地年限呈极显著正相关,相关性系数为 $r = 0.78^{**}$ ($n = 18$)。水田土壤酸性磷酸酶活性平均值为 2.15 mg/g(以 24 h 内土壤中的酚计),改林地后土壤酸性磷酸酶活性平均值增加到 3.05 mg/g(表 3),增幅为 41.8%,与改林地年限呈极显著正相关,相关性为 $r = 0.82^{**}$ ($n = 18$);并与土壤 pH 值呈极显著 ($p < 0.01$)负相关,与土壤有效磷含量呈极显著 ($p < 0.01$)正相关(表 4)。水田土壤过氧化氢酶活性平均值为 7.98 ml(以 1 g 干土 1 h 内分解的 H_2O_2 对应的 0.01 mol/L KMnO_4 体积计),改林地后平均值降低到 2.45 ml(表 3),下降了 69.3%,并与改林地年限呈极显著负相关,相关性系数为 $r = -0.79^{**}$ ($n =$

18)。此外,土壤过氧化氢酶活性与土壤 pH 值以及有机质都呈极显著 ($p < 0.01$)正相关(表 4)。

表 3 水田和果园土壤酶活性

| 样号 | 植树年限/a | 脲酶/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) | 酸性磷酸酶/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) | 过氧化氢酶/ml |
|-----------------|--------|--------------------------------------------|-----------------------------------------------|----------|
| S ₁ | 0 | 0.21 | 2.16 | 7.60 |
| S ₂ | 0 | 0.19 | 2.25 | 8.80 |
| S ₃ | 0 | 0.20 | 2.05 | 7.55 |
| S ₄ | 4 | 0.22 | 2.27 | 2.65 |
| S ₅ | 6 | 0.28 | 2.20 | 2.80 |
| S ₆ | 7 | 0.19 | 1.62 | 2.45 |
| S ₇ | 8 | 0.25 | 2.62 | 1.95 |
| S ₈ | 9 | 0.26 | 2.58 | 3.63 |
| S ₉ | 10 | 0.29 | 3.01 | 3.58 |
| S ₁₀ | 11 | 0.22 | 3.85 | 3.50 |
| S ₁₁ | 12 | 0.27 | 2.56 | 1.90 |
| S ₁₂ | 13 | 0.29 | 3.25 | 2.20 |
| S ₁₃ | 13 | 0.22 | 2.29 | 2.38 |
| S ₁₄ | 15 | 0.28 | 3.02 | 2.10 |
| S ₁₅ | 15 | 0.24 | 3.51 | 2.60 |
| S ₁₆ | 18 | 0.42 | 3.77 | 1.68 |
| S ₁₇ | 20 | 0.35 | 4.49 | 1.85 |
| S ₁₈ | 20 | 0.39 | 4.68 | 1.55 |

注:脲酶活性以 24 h 内土壤中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/g)计,酸性磷酸酶活性以 24 h 内土壤中的酚(mg/g)计,过氧化氢酶活性以 1 g 干土 1 h 内分解的 H_2O_2 对应的 0.01 mol/L KMnO_4 体积(ml)计,一表示“无”。

表 4 土壤微生物指标与土壤理化性质相关系数

| 指标 | 自然含水率 | >0.25 mm 水稳定性团聚体 | 盐基饱和度 | pH 值 | 有机质 | 全氮 | 碱解氮 | 全磷 | 有效磷 | 全钾 | 有效钾 |
|-------|--------|------------------|---------|---------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|--------|
| MBC | 0.92** | 0.54* | 0.72** | 0.88** | 0.81** | 0.87** | 0.85** | -0.42 | -0.76** | -0.74** | -0.57* |
| MBN | 0.86** | 0.48* | 0.67** | 0.80** | 0.66** | 0.72** | 0.67** | -0.37 | -0.66** | -0.49* | -0.54* |
| 脲酶 | -0.44 | -0.60** | -0.74** | -0.62** | -0.47* | -0.46 | -0.59** | 0.79** | 0.77** | 0.51* | 0.54* |
| 磷酸酶 | -0.36 | -0.70** | -0.65** | -0.61** | -0.54* | -0.57* | -0.66** | 0.57* | 0.63** | 0.35 | 0.67** |
| 过氧化氢酶 | 0.91** | 0.45 | 0.79** | 0.88** | 0.77** | 0.85** | 0.82** | -0.42 | -0.73** | -0.74** | -0.48* |

3 讨论

3.1 水田改果园后土壤理化指标的响应规律

水稻土中氧化还原过程不断交替,水田改果园后耕作层被灌溉水饱和的土壤水分状况不复存在,元素的还原淋溶和氧化淀积过程明显减弱,由此引起土壤性态的改变。土壤水分和温度等成土条件的变化,还显著影响土壤有机质的分解与合成,土壤中各种养分元素的转变。水田改果园后,由于酸性化肥施用量增加(表 1),土壤透气性改善后土壤中大量离子 Mn^{2+} , Fe^{2+} , NO_2^- , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 等被氧化,有机态氮矿化,会释放出氢离子等因素的影响,引起土壤酸化^[19]。受水田改果园后 pH 值下降等因素的影响,致酸离子 H^+ 等

离子增多,随着植树时间的延长土壤盐基饱和度呈现出下降趋势。水田土壤中有大量根系和秸秆等植物残体,改果园后蚯蚓等土壤动物数量略有增加,而土壤中植物茎叶、根系等残体明显减少,加之微生物对土壤有机质的分解加快,有机质化学氧化速率加快等因素影响,致使土壤有机质显著下降,土壤固碳能力减弱。改果园后,由于土壤有机质等胶结物质的减少,土壤中 >0.25 mm 水稳定性团聚体含量下降,土壤结构变差。

有机氮是土壤氮的主要形态,占土壤全氮的 98% 以上^[20],改果园后随着土壤有机质的下降,土壤全氮也明显下降。水田在渍水嫌气条件下,土壤有机态氮的矿化过程主要停留在氨化阶段,以铵态氮形态积

累,改果园后土壤硝化作用增强, NH_4^+ 由于被消耗而下降。改果园后,由于化肥施用量增加,使得土壤磷素和钾素含量增加,改果园 20 a 后,土壤有效磷增加了 6.65 倍,引起土壤养分失衡,增加了磷素等养分的流失风险,并增大了水体富营养化的风险。

3.2 水田改果园后土壤微生物特性的响应规律

土壤微生物生物量碳是土壤有机碳中活性较高的部分,它对环境因子变化非常敏感^[21-22]。土壤微生物生物量氮是土壤有效氮活性库的主要部分,其含量能够反映土壤肥力状况和土壤的供氮能力^[23]。水田改果园后土壤微生物生物量显著下降($p < 0.01$),变化的主要原因是稻田土壤为微生物提供了相对充足的有机碳源、氮源和水分等主要营养物质,使得稻田土壤微生物的生长旺盛,土壤微生物生物量相对较高;另一方面,水田改果园后土壤酸化,抑制了土壤微生物活性,特别是占土壤微生物多数的细菌的活性,此外,土壤微生物生物量与大于 0.25 mm 的水稳定性团聚体呈显著($p < 0.05$)正相关(表 4),表明水田中较多的水稳定性团聚体有利于土壤水分和土壤空气的消长平衡,为微生物生长提供了良好的生境^[24]。

脲酶是土壤酶系中唯一催化尿素水解的酶,其活性反映了土壤酰胺态氮的转化能力和供应无机态氮的能力,通常情况下,它与土壤有机质和微生物数量有很大关系^[23]。土壤 pH 值较高时土壤有机-无机胶体、土壤脲酶和尿素三者的结合体较稳定,从而使脲酶发生“钝化”^[25-26]。水田改果园后,土壤 pH 值下降,脲酶活性增强,表明土壤中全氮和碱解氮含量降低,与脲酶活性增强有一定关系。

磷酸酶是土壤酶系中唯一催化有机磷脂水解成可供植物吸收的无机磷酸的酶,其活性的高低直接影响着土壤中有机磷的分解转化和生物有效性,对有机磷的矿化作用非常明显^[23]。水田改果园后,土壤酸性磷酸酶活性增强,并与土壤有效磷含量呈极显著($p < 0.01$)正相关(表 4),这与改果园后土壤磷肥施用量增加,残留在土壤中可供微生物利用的磷素(底物)增多,微生物受到底物刺激,分泌的磷酸酶增多有关;并与土壤有效磷含量增加、诱导作用增强,致使土壤磷酸酶活性增强等因素有关^[27-28]。此外,土壤酸性磷酸酶的最适 pH 值为 4.0~5.0^[29],改果园后土壤 pH 值逐渐降低也是酸性磷酸酶活性增强的重要原因。

过氧化氢酶主要来源于细菌、真菌以及植物根系分泌物,是参与土壤物质和能量转化的一种重要的氧化还原酶,土壤过氧化氢酶能够促进过氧化氢的分解有利于防止对生物体的毒害作用,其活性能反映土壤生物氧化过程的强弱,与有机质积累程度有

关^[14,23,30]。当 pH 值在 5.0 以下时过氧化氢酶的活性几乎完全消失^[31]。水田改果园后,土壤过氧化氢酶活性降低,并与土壤 pH 值和有机质含量呈极显著($p < 0.01$)正相关(表 4),表明土壤 pH 值和有机质下降是土壤过氧化氢酶活性降低的重要原因。水田中还原性物质较果园多,水田大量的还原性物质被氧化过程中,需要大量电子受体,过氧化氢酶活性增强,促进过氧化氢快速分解,分解产物氧分子可以将土壤中的还原性物质氧化,因而水田中过氧化氢酶活性较强。

4 结论

水田改果园后,土壤酸化,土壤结构变差,碳汇作用减弱,土壤综合肥力下降。改果园后全氮和碱解氮下降,而全磷、有效磷、全钾和有效钾明显增加,引起土壤养分失衡,并对土壤生态环境造成影响,增加了因养分流失而导致水体富营养化的风险。结果表明,水田改果园后土壤环境因子发生阶段性变化,土地利用年限是促使土壤环境因子变化的主要因素,土地利用方式的影响要大于利用年限的影响。研究表明,水田改果园后土壤环境因子的改变对土壤微生物生物量及酶活性产生重要影响,土壤生态功能减弱,对土地的可持续利用产生不利影响。

[参 考 文 献]

- [1] 王军, 顿耀龙. 土地利用变化对生态系统服务的影响研究综述[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(5): 798-808.
- [2] 朱永官, 沈仁芳, 贺纪正, 等. 中国土壤微生物组: 进展与展望[J]. 中国科学院院刊, 2017, 32(6): 554-565.
- [3] 邵颖, 刘长海. 土壤微生物与植被、温度及水分关系的研究进展[J]. 延安大学学报: 自然科学版, 2017, 36(4): 43-48.
- [4] 李鹏, 濮俊杰, 章锦河. 旅游活动对土壤环境影响的国内研究进展[J]. 地理科学进展, 2012, 31(8): 1097-1105.
- [5] 杨丽. 旅游活动下罗浮山格木种群和土壤性质的变化[J]. 西南农业学报, 2016, 29(7): 1672-1677.
- [6] Muleski G E, Jr C C, Kinsey J S. Particulate emissions from construction activities[J]. Journal of the Air and Waste Management Association, 2005, 55(6): 772-783.
- [7] 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.
- [8] 尹睿, 张华勇, 黄锦法, 等. 保护地菜田与稻麦轮作田土壤微生物学特征的比较[J]. 植物营养与肥料, 2004, 10(1): 57-62.
- [9] 张健, 陈凤, 濮俊杰, 等. 经济快速增长区土地利用变化对土壤质量影响研究[J]. 环境科学研究, 2007, 20(5): 99-104.

- [10] 王晋,庄舜尧,朱兆良. 不同种植年限水田与果园土壤有机氮组分变化[J]. 土壤学报,2014,51(2):286-294.
- [11] 孔樟良,季淑枫,章明奎,等. 水田长期改种蔬菜土壤化学性状变化特征[J]. 中国农学通报,2015,31(23):147-152.
- [12] 麻万诸,章明奎. 中国土系志(浙江卷)[M]. 北京:科学技术出版社,2017:1-350.
- [13] 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.
- [14] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京:农业出版社,1986:14-333.
- [15] Lin Q, Brookes P C. An evaluation of the substrate-induced respiration method [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999,31(14):1969-1983.
- [16] 文倩,赵小蓉,陈焕伟,等. 半干旱地区不同土壤团聚体中微生物量碳的分布特征[J]. 中国农业科学,2004, 37(10):1504-1509.
- [17] 张金波,宋长春. 土地利用方式对土壤碳库影响的敏感性评价指标. 生态环境[J],2003,12(4):500-504.
- [18] Sparling G P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter[J]. *Australia Journal of Soil Research*, 1992, 30(2): 195-207.
- [19] 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]//面向未来的土壤科学(上册):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科学术交流研讨会论文集. 四川 成都:电子科技大学出版社,2012.
- [20] 韩书成,濮俊杰,陈凤,等. 长江三角洲典型地区土壤性质对土地利用变化的响应:以江苏省锡山市为例[J]. 土壤学报,2007,44(4):612-619.
- [21] 徐阳春,沈其荣. 长期免耕与施用有机肥对土壤微生物生物量碳,氮,磷的影响[J]. 土壤学报,2002,39(1):89-96.
- [22] 唐玉妹,魏朝富,颜廷梅,等. 土壤质量生物学指标研究进展[J]. 土壤,2007,39(2):157-163.
- [23] 刘善江,夏雪,陈桂梅,等. 土壤酶的研究进展[J]. 中国农学通报,2011,27(21):1-7.
- [24] 田慧,谭周进,屠乃美,等. 少免耕土壤生态学效应研究进展[J]. 耕作与栽培,2006(5):10-12.
- [25] 冉炜,沈其荣. 尿素浓度、培养时间和温度对 3 种土壤尿素水解过程的影响[J]. 南京农业大学学报,2000,23(2):43-46.
- [26] Cabrera M L, Kissel D E, Bock B R. Urea hydrolysis in soil: effects of urea concentration and soil pH[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, 23(12): 1121-1124.
- [27] 张华勇,尹睿,黄锦法,等. 稻麦轮作田改为菜地后生化指标的变化[J]. 土壤,2005,37(2):182-186.
- [28] 颜慧,钟文辉,李忠佩,等. 长期施肥对红壤水稻土磷脂脂肪酸特性和酶活性的影响[J]. 应用生态学报,2008, 19(1):71-75.
- [29] 万忠梅,吴景贵. 土壤酶活性影响因子研究进展[J]. 西北农林科技大学学报:自然科学版,2005,33(6):87-92.
- [30] 王丽,梁智. 南疆棉花连作对土壤酶活性的影响:以新疆生产建设兵团农一师 10 团为例[J]. 新疆农业大学学报,2008,31(6):50-53.
- [31] 梅守荣. 土壤酶活性及其测定[J]. 上海农业科技,1985(1):17-18.

(上接第 47 页)

- [23] 张倩,陈宗娟,彭昌盛,等. 大港工业区土壤重金属污染及生态风险评价[J]. 环境科学,2015,36(11):4232-4240.
- [24] 陈宗娟,张倩,张强,等. 天津东南部某区域不同土地利用方式下土壤重金属的累积特征[J]. 生态与农村环境学报,2015,31(2):166-173.
- [25] Wang Jinman, Liu Weihong, Yang Ruixuan, et al. Assessment of the potential ecological risk of heavy metals in reclaimed soils at an opencast coal mine[J]. *Disaster Advance*, 2013,6(S3):366-77.
- [26] 董璟琦,张红振,吴舜泽,等. 西部某机械加工企业酸洗场地环境调查与污染特征分析[J]. 环境工程学报,2016,10(9):5222-5230.
- [27] 范俊楠,贺小敏,陆泗进,等. 湖北省重点行业企业周边土壤重金属污染现状及潜在生态危害评价[J]. 华中农
- 业大学学报,2018,37(5):74-80.
- [28] 王莹,董霁红. 徐州矿区充填复垦地重金属污染的潜在生态风险评价[J]. 煤炭学报,2009,34(5):650-655.
- [29] Yao Duo-xi, Meng Jun, Zhang Zhi-guo. Heavy metal pollution and potential ecological risk in reclaimed soils in Huainan mining area[J]. *Journal of Coal Science and Engineering*, 2010,16(3):316-319.
- [30] 葛元英,崔旭,冯两蕊,等. 山西典型工业发展区土壤重金属潜在生态风险评价[J]. 山西农业科学,2016,44(5):635-639.
- [31] 焦位雄,杨虎德,冯丹妮,等. Cd, Hg, Pb 胁迫下不同作物可食部分重金属含量及累积特征研究[J]. 农业环境科学学报,2017,36(9):1726-1733.
- [32] 韩峰,高雪,陈海燕. 不同种类蔬菜对土壤重金属的富集差异[J]. 贵州农业科学,2014,42(6):129-132.