

# 生物炭对镉污染土壤环境质量的影响

叶 菁<sup>1,2</sup>, 邹秀凤<sup>1,2</sup>, 王义祥<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>福建省农业科学院农业生态研究所, 福建 福州

<sup>2</sup>福建省红壤山地农业生态过程重点实验室, 福建 福州

收稿日期: 2023年11月15日; 录用日期: 2023年12月14日; 发布日期: 2023年12月20日

## 摘 要

目的: 探究生物炭对镉污染土壤环境质量的影响, 为有效实施土壤镉污染治理与修复提供参考与借鉴。  
方法: 本研究以花生壳生物炭为试验材料, 通过盆栽控制试验研究3种不同镉水平下不同生物炭施用量对土壤养分含量和酶活性的影响。结果: 不同试验处理土壤铵态氮、硝态氮、速效磷和可溶性有机碳的含量随时间延长呈下降趋势。与第28 d相比, 第90 d时三种Cd水平下土壤可溶性有机碳含量分别下降了63.42%、64.54%和49.86%; 速效磷含量分别降低了48.99%、61.1%和59.85%; 随着生物炭添加量的增加, 3种Cd水平下土壤有效养分含量呈增加的趋势, 其中生物炭添加量最大的O(4)处理、L(4)处理和H(4)处理的增幅最大。生物炭施用对土壤酶活性的影响显著。3种Cd水平下, 生物炭添加量较高时, 土壤脲酶活性、过氧化氢酶活性和碱性磷酸酶活性均高于生物炭用量较低的处理。但当生物炭添加量达到4%后, 土壤中三种酶的活性受到抑制, 活性均低于未添加生物炭的土壤酶活性水平。结论: 生物炭添加可以增加土壤中可溶性有机碳、速效磷、硝态氮和铵态氮的含量; 一定的生物炭添加量有助于提高土壤酶活性, 而过量的生物炭添加则会抑制土壤酶活性。

## 关键词

生物炭, 镉, 土壤养分, 土壤酶

# The Effect of Biochar on the Environmental Quality of Cadmium-Contaminated Soil

Jing Ye<sup>1,2</sup>, Xiufeng Zou<sup>1,2</sup>, Yixiang Wang<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Agricultural Ecology Institute, Fujian Academy of Agricultural Science, Fuzhou Fujian

<sup>2</sup>Fujian Province Key Laboratory of Agro-Ecological Processes in Hilly Red Soil, Fuzhou Fujian

Received: Nov. 15<sup>th</sup>, 2023; accepted: Dec. 14<sup>th</sup>, 2023; published: Dec. 20<sup>th</sup>, 2023

文章引用: 叶菁, 邹秀凤, 王义祥. 生物炭对镉污染土壤环境质量的影响[J]. 农业科学, 2023, 13(12): 1138-1149.  
DOI: 10.12677/hjas.2023.1312155

## Abstract

**Objective:** To explore the effect of biochar on the environmental quality of cadmium-contaminated soil, providing a reference for effective implementation of soil cadmium pollution control and remediation. **Method:** This study used peanut shell biochar as the experimental material to study the effects of different biochar application rates on soil nutrient content and enzyme activity under three different cadmium levels through a pot-controlled experiment. **Results:** The content of ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, available phosphorus, and soluble organic carbon in soil under different experimental treatments showed a decreasing trend over time. Compared with the 28th day, the soil soluble organic carbon content decreased by 63.42%, 64.54%, and 49.86% at the three Cd levels on the 90th day, respectively; the content of available phosphorus decreased by 48.99%, 61.1%, and 59.85%, respectively; with the increase of biochar addition, the soil effective nutrient content showed an increasing trend at three Cd levels, among which the O(4) treatment with the highest biochar addition, the L(4) treatment, and the H(4) treatment showed the greatest increase. The application of biochar has a significant impact on soil enzyme activity. Under the three Cd levels, the soil urease activity, catalase activity, and alkaline phosphatase activity were higher when the amount of biochar added was higher than when the amount of biochar was lower. But when the amount of biochar added reaches 4%, the activity of the three enzymes in the soil is inhibited, and the activity is lower than the level of soil enzyme activity without biochar added. **Conclusion:** The addition of biochar can increase the content of soluble organic carbon, available phosphorus, nitrate nitrogen, and ammonium nitrogen in the soil; a certain amount of biochar addition helps to improve soil enzyme activity, while excessive biochar addition inhibits soil enzyme activity.

## Keywords

Biochar, Cadmium, Soil Nutrients, Soil Enzymes

Copyright © 2023 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

## 1. 引言

我国作为农业大国, 土壤环境直接关系到人民群众的粮食安全与食品安全[1] [2] [3] [4] [5]。然而, 2014年我国原环境保护部[1]调查公报显示, 我国的土壤环境状况不容乐观, 土壤中重金属超标点位占总点位的 82.8%。研究表明, 我国受 Cd 污染的耕地已超过 13 万 km<sup>2</sup>, 涉及 11 个省市, 25 个地区[2]。生物炭是以生物质为原料, 进行限氧高温热解制成的一种炭黑材料, 具有微孔结构, 有良好的吸附性能和稳定性[6]。近年来, 生物炭被广泛应用于农业、环境和能源等领域[7]。在农业领域中, 生物炭也被应用于重金属污染土壤修复[8] [9] [10]。但深入探讨生物炭应用与土壤镉污染修复之间的内在关系及其治理效应研究较少, 本研究围绕生物炭对镉污染土壤环境质量的影响展开研究, 探讨其镉污染土壤修复效果, 为有效实施土壤镉污染治理与修复提供参与借鉴。

## 2. 材料与方法

### 2.1. 试验材料

试验地点位于福建省福州市渔溪镇现代农业示范园, 供试土壤属黄赤土, pH 值为 4.94, 总镉含量为

0.05 mg/kg, 有效态镉含量未检出。猪粪有机肥 pH 为 7.23, 总镉含量为 0.41 mg/kg, C/N 为 16.91。花生壳生物炭 pH 为 9.31, 总镉含量为 0.49 mg/kg, C/N 为 55.5。

## 2.2. 试验设计

设计 2 种镉污染水平, 4 种花生壳生物炭添加量; 同时设置原土样和未添加生物炭的处理, 以作对照。每个处理添加了 2% 的猪粪堆制的有机肥作为基肥, 每个处理做四个重复。具体各处理的设计和生物炭、猪粪有机肥添加比例如表 1 所示。

Table 1. Test treatments

表 1. 试验处理

编号	模拟的土壤镉含量(mg/kg)	花生壳生物炭添加(g/kg)
CK-O	0	0
O(1)	0	5
O(2)	0	10
O(3)	0	20
O(4)	0	40
CK-L	2.5	0
L(1)	2.5	5
L(2)	2.5	10
L(3)	2.5	20
L(4)	2.5	40
CK-H	5	0
H(1)	5	5
H(2)	5	10
H(3)	5	20
H(4)	5	40

## 2.3. 测定内容与方法

### 2.3.1. 脲酶测定

称取 5 g 鲜土置于 50 mL 塑料瓶中, 往塑料瓶中加入 1 mL 甲苯, 注意通风。静置 10 min 后, 加入柠檬酸缓冲液(pH 6.7) 20 mL、10% 尿素溶液 10 mL。摇匀后, 将样品放入培养箱中, 调温至 37℃ 进行培养。24 h 后, 对样品进行过滤。吸取 1 mL 滤液并移液至 25 mL 比色管并加 10 mL 蒸馏水, 充分摇匀。依次精确加入苯酚钠溶液 2 mL、次氯酸溶液 1.5 mL, 注意通风, 定容后充分摇匀, 静置 20 min 以待样品显色。正常情况下, 溶液呈蓝色。显色后的样品用紫外分光光度计于 578 nm 波长处进行吸光值测定, 测定需在 1 h 内完成。每个土样设置一个无基质对照和一个无土对照。无基质对照以等体积(10 mL)的柠檬酸缓冲液(pH 6.7)代替 10% 尿素溶液, 其他操作与实验相同。本测定方法参考关松荫的《土壤酶及其研究方法》[11]。

### 2.3.2. 过氧化氢酶测定

称取 2 g 风干土样置于 50 mL 塑料瓶中, 依次加入去离子水 40 mL、0.3% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 溶液 5 mL 后, 放入恒温振荡机内进行震荡。20 min 后取下并迅速加入饱和铝钾矾 1 mL, 摇匀, 迅速过滤于盛有 5 mL 1.5 mol/L H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 溶液的三角瓶中, 过滤后制得母液。将母液直接用紫外分光光度计于 240 nm 处用石英比色皿测定吸光度。每个土样设置无基质对照和一个无土对照。无基质对照以等体积(5 mL)的去离子水代替 0.3% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 溶液, 其他操作与样品处理相同。本测定方法参考杨兰芳的《紫外分光光度法测定土壤过氧化氢酶活性》[12]。

### 2.3.3. 碱式磷酸酶测定

称取 5 g 风干土样于 50 mL 塑料瓶中, 往塑料瓶中加入 1 mL 甲苯, 注意通风。静置 15 min 后, 依次加入苯磷酸二钠溶液、硼酸缓冲液(pH 10.0)各 5 mL。摇匀, 培养 12 h 于 37℃ 恒温箱中。取出后, 加蒸馏水使甲苯浮于 50 mL 刻度线处, 摇匀后, 用三层滤纸过滤。取 1 毫升滤液于 100 mL 容量瓶中, 依次加入 5 mL 硼酸缓冲液(pH 9.0), 3 mL 2.5% 的铁氰化钾溶液和 3 mL 0.5% 的 4 - 氨基安替吡啉溶液。定容后充分摇匀, 静置 20 min 以待样品显色, 正常情况下, 溶液呈粉色。显色后的样品用紫外分光光度计 570 nm 波长处测定吸光度, 测定需在 1 h 内完成。每个土样设置一个无机质对照和一个无土对照。无基质对照以等体积(5 mL)的蒸馏水代替苯磷酸二钠溶液, 其他操作与实验相同。本测定参考赵兰坡的《土壤磷酸酶活性测定方法的探讨》[13]。

## 2.4. 数据统计与分析

应用 Microsoft Excel 2013 进行数据处理; 用 Origin 8.5 进行图表绘制; 用 SPSS Statistics 18.5 进行相关性分析和单因素方差分析, 显著水平  $P < 0.05$ 。

## 3. 结果与分析

### 3.1. 生物炭对 Cd 污染土壤养分含量的影响

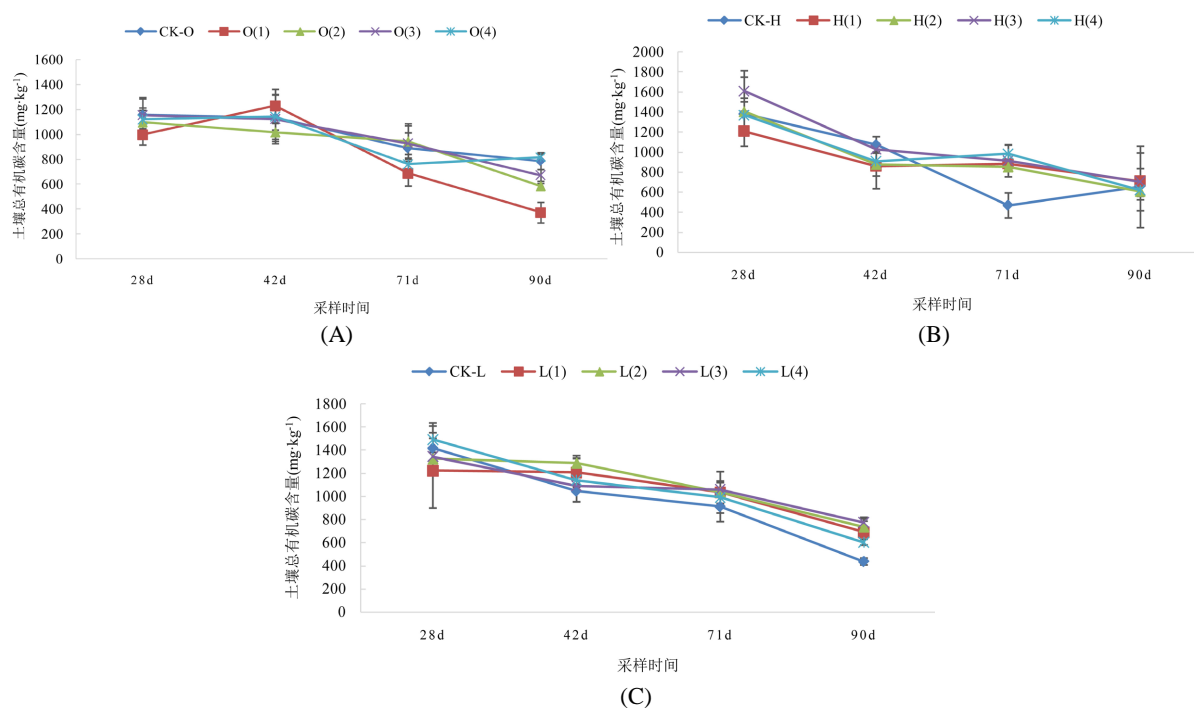
#### 3.1.1. 不同处理对 Cd 污染土壤可溶性有机碳的影响

由图 1 可知, 三种 Cd 浓度土壤水平中, 土壤中可溶性有机碳含量变化趋势大致相同, 在整个种植期间, 土壤可溶性有机碳含量均呈现不同程度的缓慢下降趋势。第 90 d 时, 未添加 Cd 的土壤中可溶性有机碳含量的降幅为 63.42%~31.13%, 2.5 mg/kg Cd 污染土壤降幅为 64.45%~41.54%, 5.0 mg/kg Cd 污染土壤降幅为 48.70%~55.82%。

不同生物炭添加量的处理对土壤可溶性有机碳含量有明显的影响。在未添加 Cd 水平下, 与 CK-O 处理相比, O(1)处理的可溶性有机碳含量上升了 9.99%~57.51%, O(2)处理的可溶性有机碳含量上升了 11.44%~80.45%, O(3)处理的可溶性有机碳含量上升了 12.29%~111.38%, O(4)处理的可溶性有机碳含量上升了 16.09%~119.44%, 且它们与 CK-O 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

在 2.5 mg/kg Cd 水平下, 与 CK-L 处理相比, L(1)处理的可溶性有机碳含量上升了 4.49%~38.53%, L(2)处理的可溶性有机碳含量上升了 8.30%~58.89%, L(3)处理的可溶性有机碳含量上升了 13.55%~69.47%, L(4)处理的可溶性有机碳含量上升了 13.55%~100.67%, 且它们与 CK-L 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

在 5.0 mg/kg Cd 水平下, 与 CK-H 处理相比, H(1)处理的可溶性有机碳含量上升了 1.79%~27.58%, H(2)处理的可溶性有机碳含量上升了 7.62%~32.11%, H(3)处理的可溶性有机碳含量上升了 13.34%~47.41%, H(4)处理的可溶性有机碳含量上升了 28.52%~36.99%, 且它们与 CK-H 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。



(A): 未添加 Cd 水平土壤; (B): 2.5 mg/kg Cd 水平土壤; (C): 5.0 mg/kg Cd 水平土壤。

注: 图(A)中, CK-O、O(1)、O(2)、O(3)和O(4)分别表示未添加生物炭处理、添加 5 g/kg 生物炭处理、添加 10 g/kg 生物炭处理、添加 20 g/kg 生物炭处理和添加 40 g/kg 生物炭处理。图(B)中 CK-L、L(1)、L(2)、L(3)和L(4)分别表示 2.5 mg/kg Cd 水平下未添加生物炭处理、添加 5 g/kg 生物炭处理、添加 10 g/kg 生物炭处理、添加 20 g/kg 生物炭处理和添加 40 g/kg 生物炭处理。图(C)中 CK-H、H(1)、H(2)、H(3)和H(4)分别表示 5.0 mg/kg Cd 水平下未添加生物炭处理、添加 5 g/kg 生物炭处理、添加 10 g/kg 生物炭处理、添加 20 g/kg 生物炭处理和添加 40 g/kg 生物炭处理。28 d、42 d、71 d 和 90 d 分别表示小白菜定苗后第 28 d、42 d、71 d 和 90 d。下同。

**Figure 1.** Soluble organic carbon content in soil at three Cd pollution levels under different biochar treatments

**图 1.** 不同生物炭处理下 3 种 Cd 污染水平土壤可溶性有机碳含量

### 3.1.2. 不同处理对 Cd 污染土壤速效磷的影响

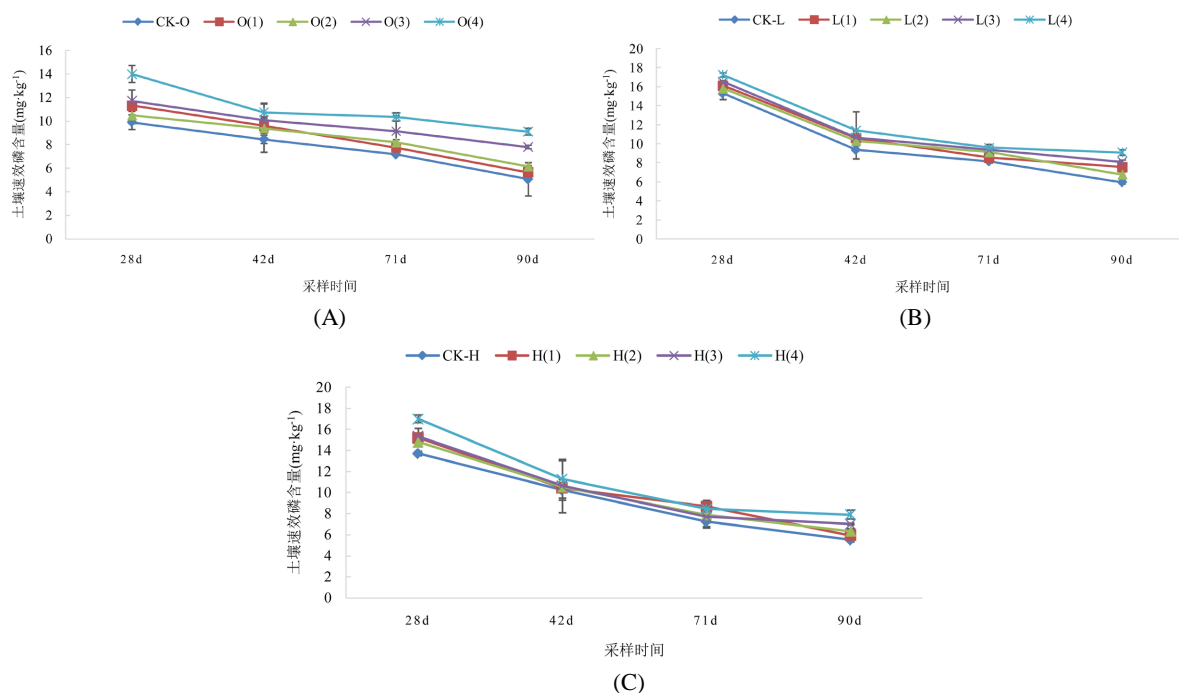
三种 Cd 浓度土壤中速效磷含量变化如图 2 所示。

三种 Cd 浓度土壤水平中, 土壤中速效磷含量变化趋势大致相同, 在整个种植期间, 土壤速效磷含量均呈现不同程度的缓慢下降趋势。第 90 d 时, 与第 28 d 相比较, 未添加 Cd 的土壤中速效磷含量总体的降幅 33.52%~50.15%, 2.5 mg/kg Cd 污染土壤速效磷含量降幅为 47.25%~61.11%, 5.0 mg/kg Cd 污染土壤速效磷含量降幅为 53.53%~60.86%。

在未添加 Cd 水平下, 与 CK-O 处理相比, O(1)处理的土壤速效磷含量上升了 8.39%~14.48%, O(2)处理的土壤速效磷含量上升了 6.06%~21.78%, O(3)处理的土壤速效磷含量上升了 18.52%~54.46%, O(4)处理的土壤速效磷含量上升了 27.22%~80.20%, 且它们与 CK-O 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

在 2.5 mg/kg Cd 水平下, 与 CK-L 处理相比, L(1)处理的土壤速效磷含量上升了 4.91%~26.89%, L(2)处理的土壤速效磷含量上升了 3.27%~13.45%, L(3)处理的土壤速效磷含量上升了 7.84%~36.13%, L(4)处理的土壤速效磷含量上升了 12.75%~52.94%, 且它们与 CK-L 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

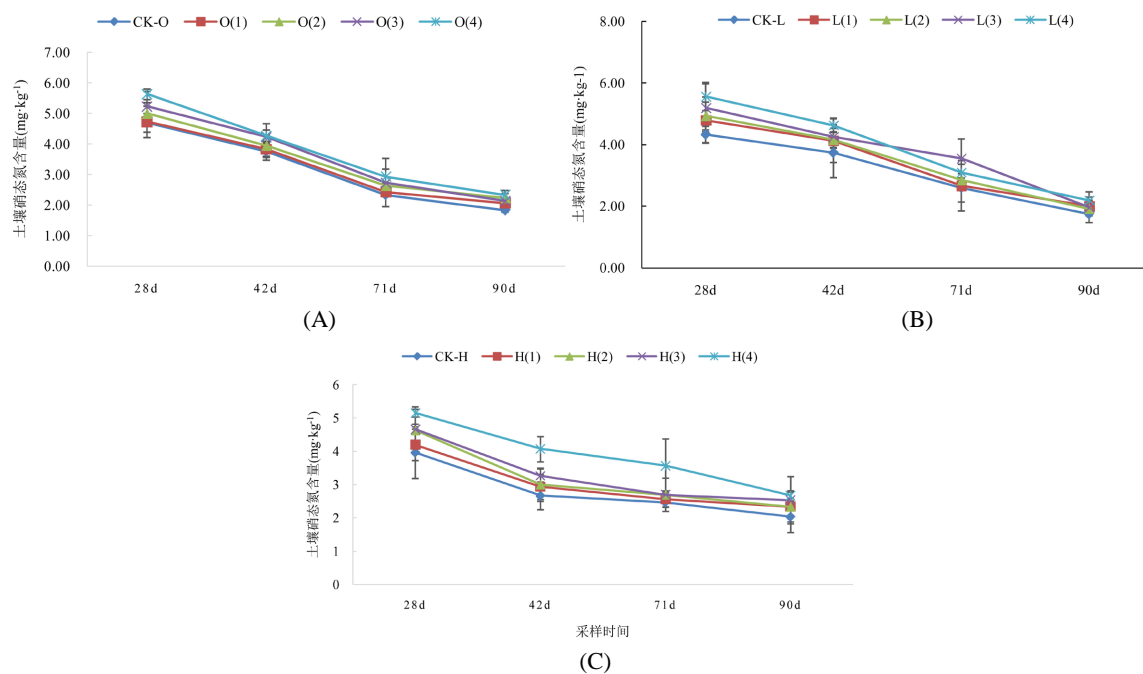
在 5.0 mg/kg Cd 水平下, 与 CK-H 处理相比, H(1)处理土壤速效磷含量上升了 4.91%~26.89%, H(2)处理的土壤速效磷含量上升了 3.27%~13.45%, H(3)处理土壤速效磷含量上升了 7.84%~36.13%, H(4)处理的土壤速效磷含量上升了 12.75%~52.94%, 且它们与 CK-H 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。



(A): 未添加 Cd 水平土壤; (B): 2.5 mg/kg Cd 水平土壤; (C): 5.0 mg/kg Cd 水平土壤。

**Figure 2.** Available phosphorus content in soil at three Cd pollution levels under different biochar treatments  
**图 2.** 不同生物炭处理下 3 种 Cd 污染水平土壤速效磷含量

### 3.1.3. 不同处理对 Cd 污染土壤硝态氮的影响



(A): 未添加 Cd 水平土壤; (B): 2.5 mg/kg Cd 水平土壤; (C): 5.0 mg/kg Cd 水平土壤。

**Figure 3.** Nitrate nitrogen content in soil at three Cd pollution levels under different biochar treatments  
**图 3.** 不同生物炭处理下 3 种 Cd 污染水平土壤硝态氮含量

三种 Cd 浓度水平土壤的硝态氮含量变化如图 3 所示。

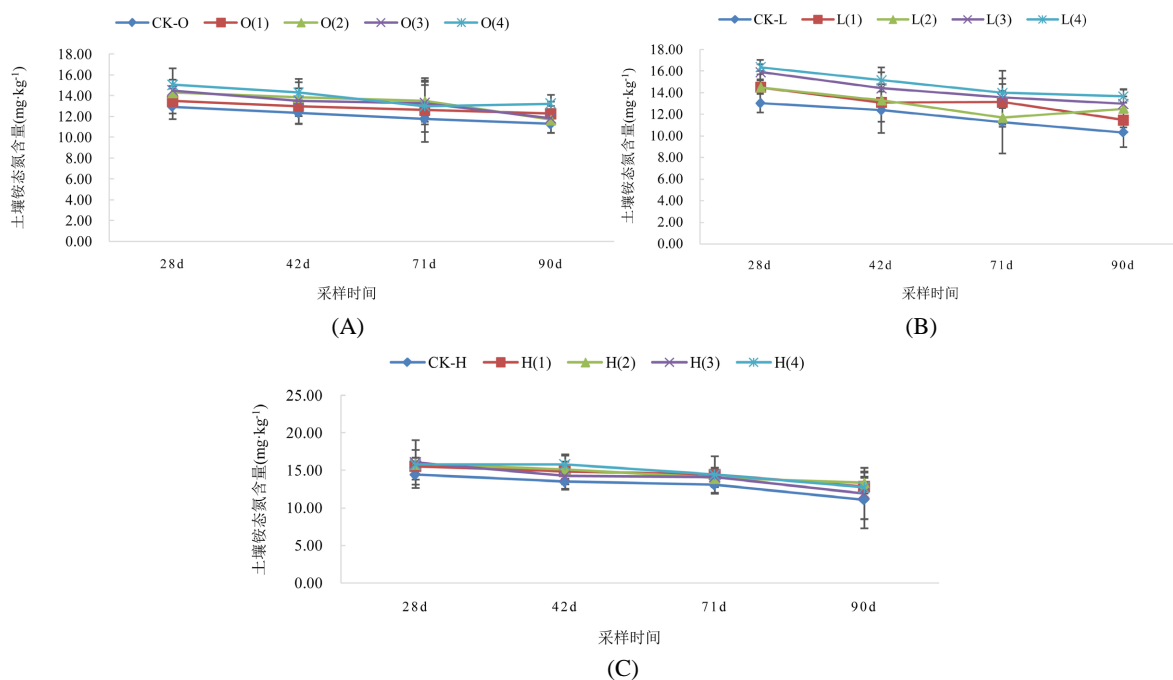
三种 Cd 浓度土壤水平中, 土壤硝态氮含量变化趋势大致相同, 在整个种植期间, 土壤硝态氮含量均呈现不同程度的缓慢下降趋势。第 90 d 时, 与第 28 d 相比较, 未添加 Cd 的土壤中硝态氮含量总体的降幅 55.33%~60.99%, 2.5 mg/kg Cd 污染土壤硝态氮含量降幅为 56.92%~65.38%, 5.0 mg/kg Cd 污染土壤硝态氮含量降幅为 44.44%~49.64%。

在未添加 Cd 水平下, 与 CK-O 处理相比, O(1)处理的土壤速效磷含量上升了 0.64%~12.73%, O(2)处理的土壤硝态氮含量上升了 4.87%~21.82%, O(3)处理的土壤硝态氮含量上升了 11.35%~17.14%, O(4)处理的土壤硝态氮含量上升了 13.27%~27.27%, 且它们与 CK-O 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

在 2.5 mg/kg Cd 水平下, 与 CK-L 处理相比, L(1)处理的土壤硝态氮含量上升了 2.56%~14.50%, L(2)处理的土壤硝态氮含量上升了 9.62%~13.85%, L(3)处理的土壤硝态氮含量上升了 12.79%~36.54%, L(4)处理的土壤速效磷含量上升了 19.23%~28.46%, 且它们与 CK-L 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

在 5.0 mg/kg Cd 水平下, 与 CK-H 处理相比, H(1)处理土壤硝态氮含量上升了 4.05%~14.75%, H(2)处理的土壤硝态氮含量上升了 9.46%~16.81%, H(3)处理土壤硝态氮含量上升了 9.46%~24.59%, H(4)处理的土壤硝态氮含量上升了 29.83%~52.50%, 且它们与 CK-H 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

### 3.1.4. 不同处理对 Cd 污染土壤铵态氮的影响



(A): 未添加 Cd 水平土壤; (B): 2.5 mg/kg Cd 水平土壤; (C): 5.0 mg/kg Cd 水平土壤。

**Figure 4.** Ammonium nitrogen content in soil at three Cd pollution levels under different biochar treatments  
**图 4.** 不同生物炭处理下 3 种 Cd 污染水平土壤铵态氮含量

三种 Cd 浓度水平土壤的铵态氮含量变化如图 4 所示。

三种 Cd 浓度土壤水平中, 土壤铵态氮含量变化趋势大致相同, 在整个种植期间, 土壤铵态氮含量均呈现不同程度的缓慢下降趋势。其中至试验第 90 d 时, 与第 28 d 相比较, 未添加 Cd 的土壤中铵态氮含量总体的降幅 9.14%~18.39%, 2.5 mg/kg Cd 污染土壤铵态氮含量降幅为 13.56%~20.97%, 5.0 mg/kg Cd

污染土壤铵态氮含量降幅为 15.97%~25.73%。

在未添加 Cd 水平下,与 CK-O 处理相比,O(1)处理的土壤铵态氮含量上升了 4.38%~8.88%,O(2)处理的土壤铵态氮含量上升了 3.58%~14.45%,O(3)处理的土壤铵态氮含量上升了 5.03%~13.03%,O(4)处理的土壤铵态氮含量上升了 10.48%~17.43%,且它们与 CK-O 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

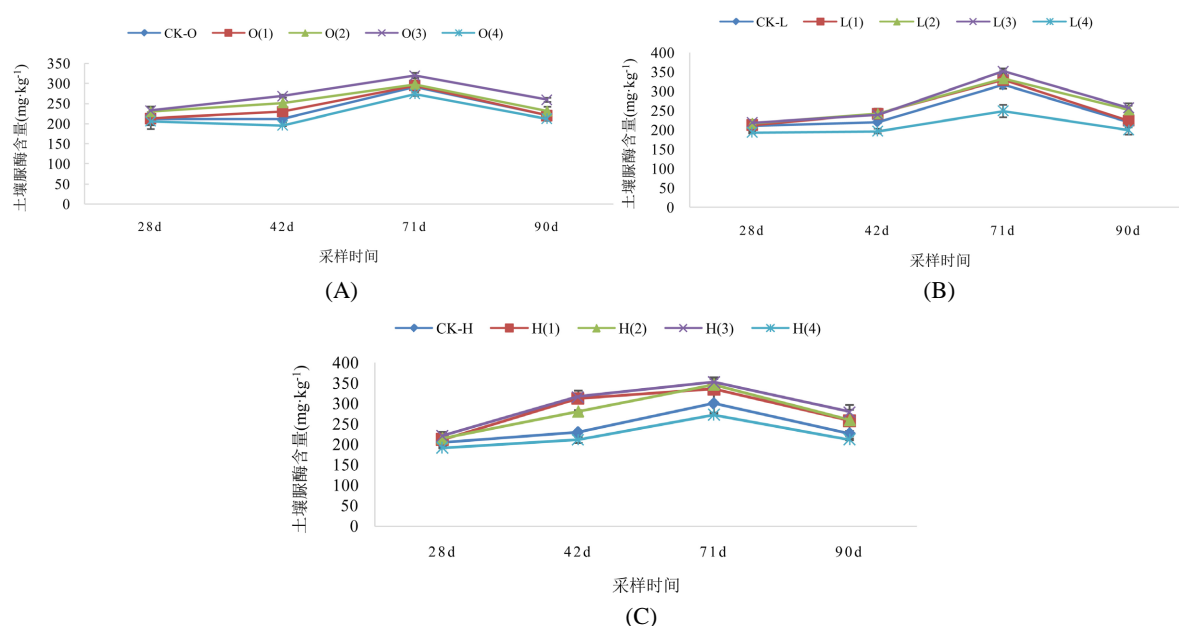
在 2.5 mg/kg Cd 水平下,与 CK-L 处理相比,L(1)处理的土壤铵态氮含量上升了 5.90%~16.54%,L(2)处理的土壤铵态氮含量上升了 3.85%~21.68%,L(3)处理的土壤铵态氮含量上升了 16.68%~25.89%,L(4)处理的土壤铵态氮含量上升了 22.61%~32.69%,且它们与 CK-L 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

在 5.0 mg/kg Cd 水平下,与 CK-H 处理相比,H(1)处理土壤铵态氮含量上升了 7.60%~15.96%,H(2)处理的土壤铵态氮含量上升了 6.87%~20.48%,H(3)处理土壤铵态氮含量上升了 5.68%~11.06%,H(4)处理的土壤铵态氮含量上升了 8.99%~16.67%,且它们与 CK-H 处理间的差异达显著性水平( $P < 0.05$ )。

生物炭添加量较高的 O(4)处理、L(4)处理和 H(4)处理的土壤铵态氮含量均比其他处理的土壤铵态氮含量高。

## 3.2. 生物炭对 Cd 污染土壤酶活性的影响

### 3.2.1. 生物炭对 Cd 污染土壤脲酶活性与变化的影响



(A): 未添加 Cd 水平土壤; (B): 2.5 mg/kg Cd 水平土壤; (C): 5.0 mg/kg Cd 水平土壤。

**Figure 5.** Urease activity in soil at three Cd pollution levels under different biochar treatments  
**图 5.** 不同生物炭处理下 3 种 Cd 污染水平土壤脲酶活性

不同采样时间各处理土壤脲酶活性变化如图 5 所示。

在三种 Cd 水平下,生物炭添加量对 O(4)、L(4)和 H(4)处理的土壤脲酶活性均低于其他处理。而其余三个生物炭处理与未添加的生物炭处理相比,土壤脲酶活性均有不同程度的提高。在未添加 Cd 水平下,与 CK-O 处理相比,O(1)、O(2)、O(3)处理的土壤脲酶活性分别提高了 0.11%~8.74%、2.45%~19.23%和 9.64%~27.09%。

在 2.5 mg/kg Cd 水平下,与 CK-L 处理相比,L(1)、L(2)、L(3)处理的土壤脲酶活性分别提高了



1.08%~10.08%、3.07%~10.08%和 4.17%~17.38%。

在 5.0 mg/kg Cd 水平下, 与 CK-H 处理相比, H(1)、H(2)、H(3)处理的土壤脲酶活性分别提高了 3.52%~35.91%、5.27%~22.02%和 8.11%~37.66%。其中, 以生物炭添加量为 2%处理最高。

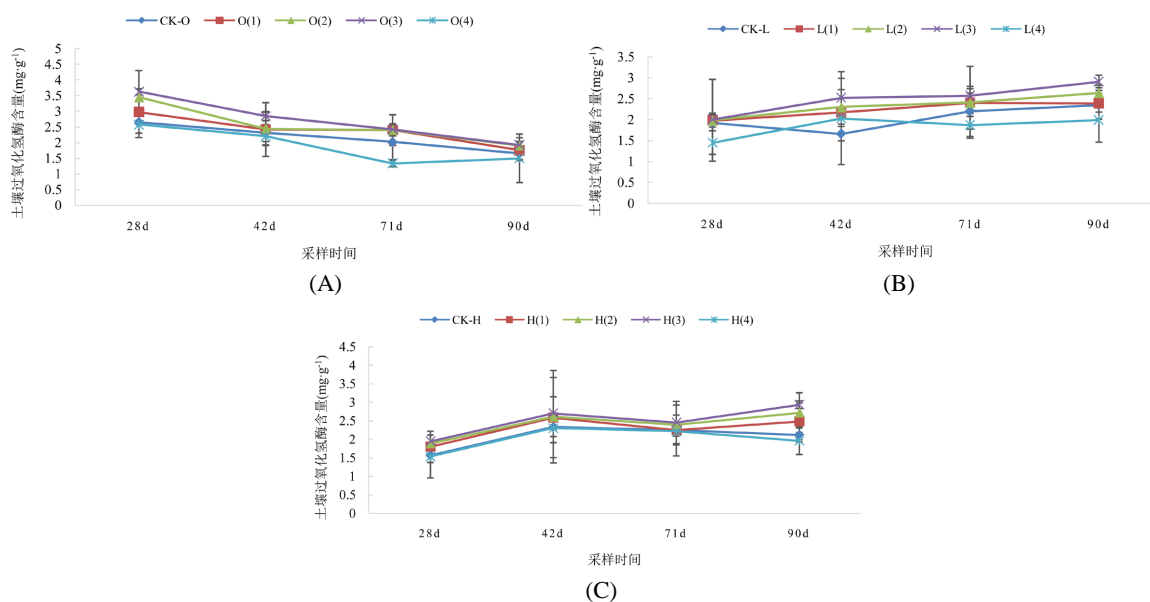
### 3.2.2. 生物炭对 Cd 污染土壤过氧化氢酶活性的影响

不同采样时间各处理土壤过氧化氢酶活性变化如图 6 所示。

在未添加 Cd 水平下, 整个种植过程的土壤过氧化氢酶活性呈下降趋势。在 2.5 mg/kg Cd 水平下, 过氧化氢酶活性在整个种植过程中呈现逐渐增加的趋势。在 5.0 mg/kg Cd 水平下, 过氧化氢酶活性呈现先增后减再增的变化趋势。除生物炭添加量最高的 O(4)、L(4)和 H(4)处理外, 其他添加生物炭的处理与未添加生物炭的处理相比, 在未添加 Cd 水平下, O(1)、O(2)、O(3)处理的土壤过氧化氢酶活性分别提高了 4.95%~19.40%、5.99%~30.35%和 17.15%~37.06%。

在 2.5 mg/kg Cd 水平下, 与 CK-L 处理相比, L(1)、L(2)、L(3)处理的土壤过氧化氢酶活性分别提高了 1.79%~31.17%、2.80%~38.38%和 3.56%~51.71%。

在 5.0 mg/kg Cd 水平下, 与 CK-H 处理相比, H(1)、H(2)、H(3)处理的土壤过氧化氢酶活性分别提高了 0.54%~17.28%、6.97%~28.33%和 9.65%~38.53%, 表现为随着生物炭添加量的增加土壤过氧化氢酶活性增加的趋势。



(A): 未添加 Cd 水平土壤; (B): 2.5 mg/kg Cd 水平土壤; (C): 5.0 mg/kg Cd 水平土壤。

**Figure 6.** Catalase activity in soil at three Cd pollution levels under different biochar treatments

**图 6.** 不同生物炭处理下 3 种 Cd 污染水平土壤过氧化氢酶活性

### 3.2.3. 生物炭对 Cd 污染土壤碱性磷酸酶活性的影响

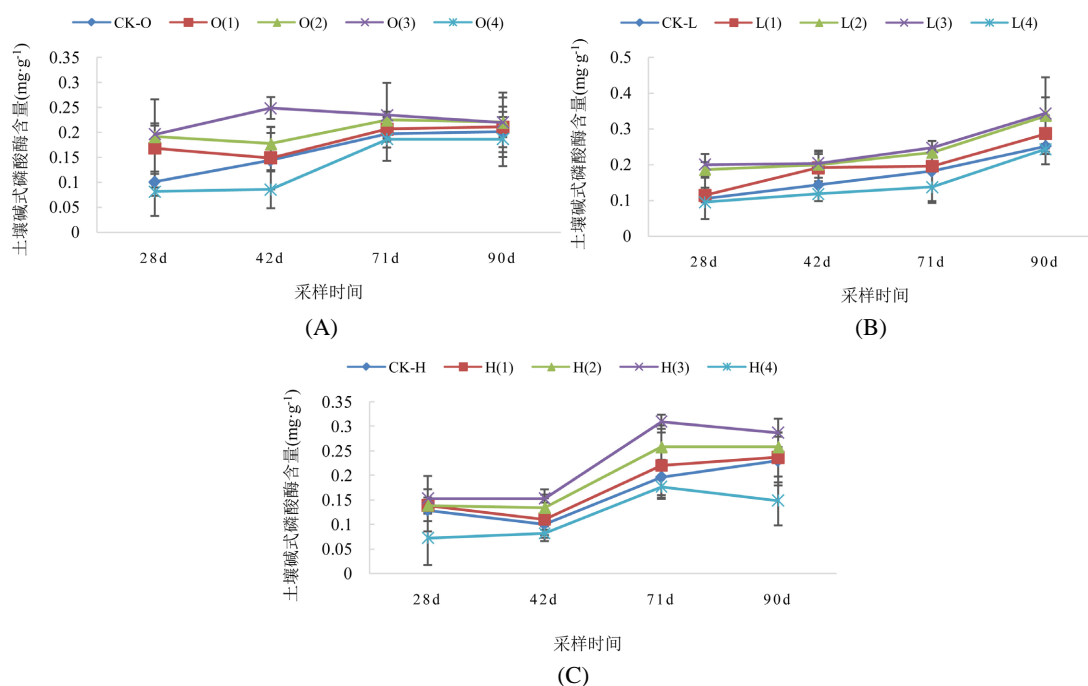
不同采样时间各处理土壤碱性磷酸酶活性变化如图 7 所示。

在未添加 Cd 水平下(如图 7(A)所示), 生物炭添加量为 2%的 O(3)处理与其他处理相比, 碱性磷酸酶活性一直维持在较高水平。而生物炭添加量最高的 O(4)处理的碱性磷酸酶活性则低于其他处理, 在 42 d 与其余处理达显著差异( $P < 0.05$ )。

2.5 mg/kg 水平 Cd 水平下的土壤碱性磷酸酶活性变化如图 7(B)所示, 在整个种植过程中, 土壤的碱

性磷酸酶呈现出缓慢上升的趋势。其中,与未添加生物炭的 CK-L 处理相比较, L(1)、L(2)和 L(3)处理的碱性磷酸酶活性均有不同程度的上升,上升幅度分别为 7.89%~33.33%、26.83%~70.83%、27.66%~51.28%。

5.0 mg/kg 水平 Cd 水平下的土壤碱性磷酸酶活性变化如图 7(C)所示,在整个种植过程中,土壤的碱性磷酸酶变化总体呈上升趋势。H(4)处理在整个种植周期内的土壤磷酸酶活性显著低于其他处理。与未添加生物炭的 CK-H 处理相比较, H(1)的上升幅度为 3.12%~12.20%; H(2)的上升幅度为 6.90%~30.43%; H(3)的上升幅度为 17.24%~43.98%。



(A): 未添加 Cd 水平土壤; (B): 2.5 mg/kg Cd 水平土壤; (C): 5.0 mg/kg Cd 水平土壤。

**Figure 7.** Alkaline phosphatase activity in soil at three Cd pollution levels under different biochar treatments  
**图 7.** 不同生物炭处理下 3 种 Cd 污染水平土壤碱性磷酸酶活性

## 4. 讨论

本研究中随着种植时间的延长,不同 Cd 水平下土壤可溶性有机碳含量、速效磷含量、硝态氮和铵态氮含量均出现不同程度的下降。其中,土壤铵态氮含量下降的幅度低于土壤可溶性有机碳、土壤速效磷和土壤硝态氮。衡量土壤肥力水平的指标有很多,其中土壤可溶性有机碳作为土壤有机碳中变化相对大的部分就是其中之一[14]。与此同时,土壤可溶性有机碳也在土壤生态系统中扮演着至关重要的角色[15] [16]。本研究的结果显示,随生物炭添加量的增加,土壤中可溶性有机碳含量表现出上升趋势。有研究表明,施用生物炭可以显著提高土壤有机质质量分数[17] [18],而宋大利等在研究秸秆生物炭对冬小麦的过程中也发现了相同的特点。与此同时,Beesley 等也做过类似的研究,研究结果也表明添加生物炭能提高土壤中可溶性有机碳的含量[19]。随生物炭添加量增加,土壤中速效磷含量、硝态氮和铵态氮含量也呈现一定的上升趋势。2017 年,刘悦等人的研究表明,生物炭的添加能不同程度增加退化草地盐碱地土壤中有效养分的含量[20]。生物炭具有多孔经结构的特征可有效增加土壤的持水能力,当生物炭被施加到土壤后,提高了土壤的持水能力,有效养分如速效磷、可溶性有机碳等会被溶解到土壤中,一方面避免了被淋失到土壤外部,另一方面也有助于养分的缓慢释放。

土壤酶是土壤微生物活动、动植物残体产生的一类相对稳定且具有生物活性的蛋白质，在土壤物质循环和能量转化中起着重要作用[21]。土壤过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶对重金属污染敏感，可以作为评价土壤重金属污染和生态环境质量的重要生物指标[22]。重金属影响酶活性的机理，抑制了酶的活性[23]。当土壤中重金属达到一定质量分数时，微生物出现大面积死亡，会导致土壤酶活性降低。高大翔等对 Hg、Cd 单一胁迫和复合胁迫环境下的土壤酶活性进行探究发现，土壤脲酶和脱氢酶活性均不同程度受到 Hg 和 Cd 的抑制，并随土壤重金属 Hg 和 Cd 浓度的增加而活性降低[24]。而在 Cd 污染条件下，施加生物炭能降低土壤重金属有效性，同时提高土壤中酶活性。在本研究中，生物炭添加能够对土壤脲酶活性、土壤过氧化氢酶活性和土壤碱性磷酸酶活性产生影响。随生物炭添加量增加，土壤酶活性有明显的提高。土壤酶活性提高的原因有可能是生物炭的多孔径特点为土壤中微生物提供生长空间，同时生物炭的持水保肥特性为微生物生长提供了充足的养分，促进土壤微生物的生长、发育和代谢。也可能是由于生物炭对土壤中有效态重金属产生了钝化作用，从而降低了重金属对土壤酶的毒害。郭文娟用生物炭和氮磷钾复合肥以及发酵鸡粪复配施入 Cd 污染土壤后，发现土壤酶活性均有不同程度的提高[25]。然而，当土壤中生物炭含量超过一定限度时，土壤的酶活性出现了显著的降低。酶活性降低有可能是由于过量的土壤生物炭含量提高了土壤 pH，较高的土壤 pH 对土壤微生物有抑制作用，最终导致了土壤酶活性的降低[26]。

## 5. 结论

生物炭作为一个相对低成本的化学钝化修复剂，是近期研究中的热点之一，但深入探讨生物炭应用与土壤镉污染修复之间的内在关系及其治理效应的研究较少，本研究发现：1) 随着种植时间的延长，土壤中可溶性有机碳、速效磷、硝态氮和铵态氮的含量总体呈下降趋势。生物炭添加可以增加土壤中可溶性有机碳、速效磷、硝态氮和铵态氮的含量，其中以 40 g/kg 生物炭添加处理最高。2) 在三种 Cd 水平土壤中，一定的生物炭添加量有助于提高土壤酶活性，而过量的生物炭添加则会抑制土壤酶活性。

## 基金项目

福建省农业科学院自由探索科技创新项目(ZYTS202220)和福建省农科院协同创新工程(XTCXGC2021010)。

## 参考文献

- [1] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[EB/OL]. <https://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/W020140417558995804588.pdf>, 2014-04-17.
- [2] 林欣颖, 谭祎, 厉红波. 稻米镉积累的影响因素与阻控措施[J]. 环境化学, 2020, 39(6): 1530-1543.
- [3] Song, W., Chen, S., Liu, J., et al. (2015) Variation of Cd Concentration in Various Rice Cultivars and Derivation of Cadmium Toxicity Thresholds for Paddy Soil by Species- Sensitivity Distribution. *Journal of Integrative Agriculture*, **14**, 1845-1854. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(14\)60926-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(14)60926-6)
- [4] 方琳娜, 方正, 钟豫. 土壤重金属镉污染状况及其防治措施——以湖南省为例[J]. 现代农业科技, 2016(7): 212-213, 219.
- [5] 唐世琪, 万能, 曾明中, 等. 恩施地区土壤与农作物硒镉地球化学特征[J]. 物探与化探, 2020, 44(3): 607-614.
- [6] Liu, W.J., Jiang, H. and Yu, H.Q. (2015) Development of Biochar-Based Functional Materials: Toward a Sustainable Platform Carbon Material. *Chemical Reviews*, **115**, 12251-12285. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.5b00195>
- [7] Osman, A.I., Fawzy, S., Farghali, M., et al. (2022) Biochar for Agronomy, Animal Farming, Anaerobic Digestion, Composting, Watertreatment, Soil Remediation, Construction, Energy Storage, and Carbon Sequestration: A Review. *Environmental Chemistry Letters*, **20**, 2385-2485. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01424-x>
- [8] Shang, A.J., Yang, K.L., Lu, Y.L., et al. (2022) A Novel Slow-Release Fertilizer Derived from Itaconic Acid-Modified Biochar: Synthesis, Characteristics, and Applications in Cucumber Seedlings. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, **22**, 4616-4626. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00941-6>

- [9] 孟艳, 沈亚文, 孟维伟, 等. 生物炭施用对农田土壤团聚体及有机碳影响的整合分析[J/OL]. 环境科学, 2023: 1-13. <https://doi.org/10.13227/j.hjlx.202210300>
- [10] 魏思洁, 王寿兵. 生物炭制备技术及生物炭在生态环境领域的应用新进展[J]. 复旦学报(自然科学版), 2022, 61(3): 365-374.
- [11] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986.
- [12] 杨兰芳, 曾巧, 李海波, 等. 紫外分光光度法测定土壤过氧化氢酶活性[J]. 土壤通报, 2011, 42(1): 207-210.
- [13] 赵兰坡, 姜岩. 土壤磷酸酶活性测定方法的探讨[J]. 土壤通报, 1986(3): 138-141.
- [14] 陶真鹏, 徐宗恒, 丁俊楠, 等. 基于不同方法的林下土壤有机质含量测定[J]. 科学技术与工程, 2022, 22(10): 3892-3901.
- [15] 李太魁, 郭战玲, 寇长林, 等. 提取方法对土壤可溶性有机碳测定结果的影响[J]. 生态环境学报, 2017, 26(11): 1878-1883.
- [16] 王清奎, 汪思龙, 冯宗炜, 等. 土壤活性有机质及其与土壤质量的关系[J]. 生态学报, 2005, 25(3): 513-519.
- [17] Jing, T., Wang, J., *et al.* (2016) Biochar Affects Soil Organic Matter Cycling and Microbial Functions But Does Not Alter Microbial Community Structure in a Paddy Soil. *Science of the Total Environment*, **556**, 89-97. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.010>
- [18] Yin, Y., He, X., Gao, R., *et al.* (2014) Effects of Rice Straw and Its Biochar Addition on Labile Carbon and Soil Organic Carbon. *Journal of Integrative Agriculture*, **13**, 491-498. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(13\)60704-2](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60704-2)
- [19] Beesley, L. and Dickinson, N. (2011) Carbon and Trace Element Fluxes in the Pore Water of an Urban Soil following Greenwaste Compost, Woody and Biochar Amendments, Inoculated with the Earthworm *Lumbricus terrestris*. *Soil Biology & Biochemistry*, **43**, 188-196. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.035>
- [20] 刘悦, 黎子涵, 邹博, 等. 生物炭影响作物生长及其与化肥混施的增效机制研究进展[J]. 应用生态学报, 2017(3): 1030-1038.
- [21] 姜勇, 梁文举, 闻大中. 免耕对农田土壤生物学特性的影响[J]. 土壤通报, 2004, 35(3): 347-351.
- [22] 周显勇, 刘鸿雁, 刘艳萍, 等. 植物修复重金属和抗生素复合污染土壤微生物数量和酶活性的变化[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(6): 1248-1255.
- [23] 蒲生彦, 王宇, 陈文英, 等. 植物根际土壤酶对重金属污染的响应机制研究综述[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(4): 11-20.
- [24] 高大翔, 郝建朝, 金建华, 等. 重金属汞、镉单一胁迫及复合胁迫对土壤酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3): 903-908.
- [25] 郭文娟. 生物炭对镉污染土壤的修复效应及其环境影响行为[D]: [硕士学位论文]. 北京: 中国农业科学院, 2013..
- [26] 周震峰, 王建超, 饶潇潇. 添加生物炭对土壤酶活性的影响[J]. 江西农业学报, 2015(6): 110-112.