



刘少军, 中国工程院院士, 湖南师范大学教授, 博导, 省部共建淡水鱼类发育生物学国家重点实验室主任; 《Reproduction and Breeding》主编, 《水产学报》编委; 国家杰出青年科学基金获得者、全国五一劳动奖章获得者、全国优秀教师、全国优秀科技工作者、国家大宗淡水鱼产业技术体系-育种技术与方法岗位科学家。他领导团队长期从事鱼类遗传育种研究, 并在鱼类远缘杂交研究领域的理论-技术-产品方面做出了创新成绩; 攻克了种间生殖隔离难关, 探索出鱼类远缘杂交的主要遗传和繁殖规律; 建立了一步法和多步法鱼类杂交关键育种技术; 创建了一批源于远缘杂交的四倍体和二倍体鱼可育品系和优质鱼类, 研制出5个优质鱼类新品种; 倡导鱼类良种良养良销体系的建立及应用。获授权发明专利34项; 出版学术专著《Fish Distant Hybridization》和《鱼类远缘杂交》; 在Genome Research、PNAS、BMC Biology等期刊发表论文200余篇。以第一完成人获国家科技进步二等奖(2项)、全国创新争先奖等多个国家级奖励, 为我国水产事业做出了重要贡献。

## 稻-鱼种养减控镉及米、鱼性状研究

顾钱洪<sup>1</sup>, 曾倩倩<sup>1</sup>, 李占鑫<sup>1</sup>, 王欣<sup>2</sup>, 彭渤<sup>2</sup>, 饶科<sup>1</sup>,  
沈中源<sup>1</sup>, 吴昌<sup>1</sup>, 覃钦博<sup>1</sup>, 罗凯坤<sup>1</sup>, 刘少军<sup>1\*</sup>

(1. 湖南师范大学生命科学学院, 省部共建淡水鱼类发育生物学国家重点实验室, 湖南长沙 410081;

2. 湖南师范大学地理科学学院, 湖南长沙 410081)

**摘要:** 如何在重金属镉(Cd)超标的土壤中生产出质量达标米已成为亟需解决的问题。为探讨稻-鱼种养对大米Cd积累的减控效果, 本研究建立了稻(喜两优超占)-鱼(合方鲫2号)种养系统, 比较了稻-鱼共作系统和水稻单作系统中环境介质、米、鱼等Cd含量, 以及米、鱼的生物学性状。结果显示, 稻-鱼共作合方鲫2号平均体重为331.7 g, 相比鱼种增重1.7倍。不同种养系统大米的营养品质无显著差异。稻田土壤总Cd平均含量为0.472 mg/kg (pH=5.5), 略高于污染临界值0.40 mg/kg (5.5≤pH≤6.5), 不同种养系统土壤总Cd含量与土壤pH无显著差异。合方鲫2号内脏虽有少量Cd积累[(0.060±0.032)mg/kg], 但肌肉Cd含量很低(<0.003 mg/kg)。水稻单作大米Cd平均含量为0.311 mg/kg, 达到国家粮食安全标准限定值的1.6倍。稻-鱼共作大米Cd平均含量仅0.034 mg/kg, 较水稻单作大米Cd含量下降89.1%, 水稻单作大米Cd含量与土壤总Cd含量呈极显著正相关( $r=0.802$ ), 而稻-鱼共作系统则无该显著相关性。研究表明, 合方鲫2号是适合稻-鱼种养的好品种, 以此为养殖品种可以建立完善的稻-鱼综合种养模式, 该种模式能有效抑制土壤Cd的生物活性, 对大米Cd积累有显著的减控效能, 且经济效益显著。本研究为稻-鱼等生态种养综合生产模式的推广应用提供了重要数据支撑和参考。

**关键词:** 合方鲫2号; 稻-鱼共作; 水稻单作; 稻米品质; 镉积累; 土壤pH; 减控效能

**中图分类号:** X 171.5; S 964.2

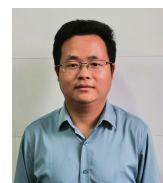
**文献标志码:** A

收稿日期: 2023-03-02 修回日期: 2023-04-08

资助项目: 湖南师范大学资助交叉科学研究创新团队专项(2022JC103); 湖南省发育生物学与生物育种优势特色学科群交叉研究项目(2022XKQ0101, 2022XKQ0207)

第一作者: 顾钱洪(照片), 从事鱼类生态养殖研究, E-mail: gqh@hunnu.edu.cn

通信作者: 刘少军, 从事鱼类遗传育种研究, E-mail: lsj@hunnu.edu.cn



我国稻田养鱼已有两千多年的历史<sup>[1]</sup>。稻田养鱼既利用了空间, 又能提升米和鱼的品质, 是有效的种养相结合的实用技术之一。鲫 (*Carassius auratus*) 新品种“合方鲫 2 号 (WR-II)” { [白鲫 (*C. cuvieri*, ♀) × 红鲫 (*C. auratus* var. *red*, ♂)] (♀) × 白鲫 (*C. cuvieri*, ♂) } (登记号: GS-02-001-2022) 在稻田浅水环境中生长良好, 具有很强的耐低氧、抗应激等优点。本研究以 WR-II 为例, 进一步探讨稻-鱼种养系统的效益, 以及对降低米镉积累、提升米品质的作用效果。

湖南省既是“鱼米之乡”, 又是著名的“有色金属之乡”。有色金属矿产的开采利用导致农业耕地存在严重的重金属污染<sup>[2]</sup>, 尤以镉 (Cd) 污染最为突出。又由于水稻吸镉能力强<sup>[3]</sup>, 故而在一些地方出现镉米的严重环境问题。陈基旺等<sup>[4]</sup>在综合分析了湖南省土壤和米 Cd 污染状况的基础上, 认为湖南米 Cd 超标现象普遍且较为严重。因此, 预防稻田 Cd 污染, 减控米 Cd 积累, 是湖南农业生产面临的重要问题, 很多学者对此开展了大量研究。本研究试图探讨稻-鱼种养技术对米降镉提质的可行性及其效果。

水稻生长发育过程中, 对土壤 Cd 的吸收受多种因素的影响。而影响米 Cd 积累的重要因子之一是土壤 Cd 的生物活性<sup>[5]</sup>。在酸性土壤环境下, 土壤 Cd 的生物活性较高, 而碱性土壤其生物活性时常偏低。有研究发现, 添加石灰、生物炭、硅等碱性物料能降低米 Cd 的积累<sup>[5-6]</sup>。此外, 土壤 Cd 的生物活性随着土壤氧化-还原状态改变而发生变化。淹水状态下, 土壤中微生物碳呼吸导致溶解氧快速消耗, 土壤氧化还原电位 (Eh) 迅速下降, 土壤中的硫化物等与 Cd 形成难溶的化合物 (如硫镉矿), 从而降低土壤 Cd 的生物活性<sup>[7]</sup>; 而

排水晒田阶段, 稻田土壤暴露在空气中, 硫化镉等氧化后重新释放出 Cd, 导致土壤溶解 Cd 含量迅速上升<sup>[8]</sup>。因此, 传统稻田种植方式中存在氧化-还原交替的水分变化规律, 进而影响土壤 Cd 的生物活性。据报道, 稻田在严格全生育期淹水条件下, 相比常规水稻种植方式具有一定的降 Cd 效应<sup>[9]</sup>, 但米降 Cd 幅度有限。稻-鱼种养模式为获得一定的鱼产量, 要确保一定的水位, 该模式是否能起到更好的降低米 Cd 积累的作用有待进一步考证。本研究即报道该方面的初步成果。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域样点布置及稻、鱼种养管理

武冈市玉屏村地处雪峰山下, 赤塘村位于云山下, 均以水稻种植为主, 两村分别设置了 6 个和 2 个样点 (表 1)。稻田种植相同的杂交稻品种 (喜两优超占), 采样点远离机动车道, 水源主要来自降雨和山泉水 (前期检测水体 Cd 浓度 < 0.003 mg/L)。两村的水稻田承包个体户按相同方式栽种和管理水稻, 在插秧和鱼种投放前一次性施足单位面积等量的化肥 (尿素 90~120 kg/hm<sup>2</sup>), 稻-鱼共作期间未再施肥和喷洒农药。稻-鱼共作投放的鱼种为鲫新品种“WR-II” (100~180 g), 放养密度为 300 kg/hm<sup>2</sup>, 鱼种投放时间为 2022 年 5 月插秧之后, 养殖过程中均不投喂饲料, 稻田水位控制在 10~15 cm (图 1)。采样时间为 2022 年 9 月底水稻收割之前, WR-II 平均体重达 331.4 g (表 2)。

### 1.2 采样方法

每块稻田采集 3 个土壤样本 (中间 1 个, 边角 2 个), 每个样本至少采土 3 次混匀 (约 1.5 kg), 取样深度 0~20 cm, 并除去表层 1 cm 左右的表土;

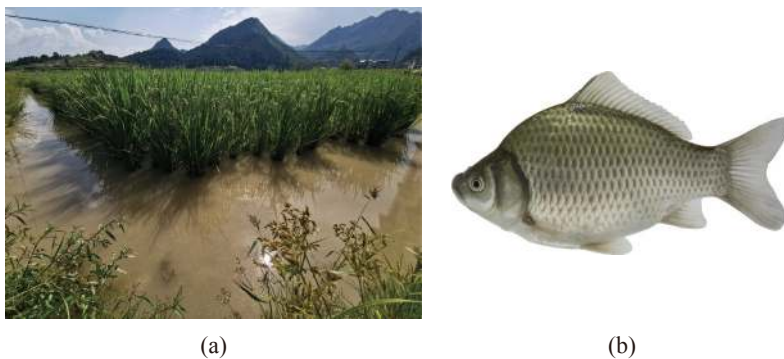


图 1 稻-鱼综合种养 (a) 与合方鲫 2 号 (b)

Fig. 1 Rice-fish coculture system (a) and WR-II (b)

表 1 黄冈市玉屏村和赤塘村调查样点分布

Tab. 1 Sampling sites in Yuping Village and Chitang Village, Wugang City

采样区 sampling area	样点编号 sampling sites no.	种养体系 culture system	纬度 latitude	经度 longitude
玉屏村 Yuping Village	1#	稻-鱼共作 rice-fish coculture	26°47'13.99"N	110°32'56.98"E
	2#	稻-鱼共作 rice-fish coculture	26°47'11.90"N	110°32'54.02"E
	3#	稻-鱼共作 rice-fish coculture	26°47'12.23"N	110°33'01.40"E
	4#	稻-鱼共作 rice-fish coculture	26°47'14.78"N	110°33'04.64"E
	5#	水稻单作 rice monoculture	26°47'11.36"N	110°32'30.80"E
	6#	水稻单作 rice monoculture	26°47'11.65"N	110°32'56.04"E
赤塘村 Chitang Village	7#	稻-鱼共作 rice-fish coculture	26°41'35.95"N	110°35'19.75"E
	8#	水稻单作 rice monoculture	26°41'29.54"N	110°35'12.95"E

表 2 稻-鱼共作系统 WR-II 鱼种和成鱼形态性状比较

Tab. 2 Morphological characteristics of fingerling and adult fish of WR-II in rice-fish coculture system

合方鲫2号 WR-II	BW/g	WL/mm	BL/mm	BH/mm	HL/mm	BL/HL	BL/BH
鱼种 fingerling	133.1±22.4	189.55±8.33	152.34±7.89	69.56±4.24	43.4±5.13	3.64±0.29	2.19±0.08
成鱼 adult fish	331.4±74.3	249.26±30.82	203.59±24.35	97.46±11.77	52.06±4.34	3.90±0.26*	2.09±0.07*

注: BW. 体重, WL. 总长, BL. 体长, BH. 体高, HL. 头长, \*. 差异极显著,  $P < 0.01$ 。

Notes: BW. body weight, WL. whole length, BL. body length, BH. body height, HL. head length, \*. significant difference at 0.01 level.

水样采集 1 L, 稻-鱼共作每块稻田采集 3 个样本。WR-II 随机选取 30 尾, 用电子天平测量 BW, 游标卡尺测量 WL、BL、BH 和 HL。稻谷样本采集 500 g, 每块稻田采集 3 个样本(与土壤样本对应), 避免采集空穗、病虫害、长势差的稻谷。所有采集的样品(土壤、稻谷)装入样品袋密封保存, 在实验室进行风干。鱼样品分别取新鲜肌肉 10 g 和内脏 10 g, 立即在 $-80^{\circ}\text{C}$  保存; 水样加硝酸固定,  $4^{\circ}\text{C}$  保存。此外, 水稻单作只采集土壤和稻谷(采样时稻田水已放干), 样品按照采样顺序编号(表 1)。鱼样品严格按照国家实验动物研究咨询委员会《实验动物护理和使用指南》的建议进行。用 100 mg/L MS-222 (Sigma-Aldrich, 美国) 对合方鲫 2 号进行麻醉, 取其肌肉和内脏, 并分别经液氮快速冷冻后储存在 $-80^{\circ}\text{C}$  冰箱备用。

### 1.3 样品处理与测定

土壤样品风干后, 取一部分混匀的风干土样过筛(1 mm 孔径), 测定土壤 pH。另取一部分混匀的风干土样过筛(0.149 mm 孔径), 测定土壤总 Cd 含量<sup>[10]</sup>。稻谷样品在  $70^{\circ}\text{C}$  烘箱中 48 h 杀青烘干, 取出后脱壳粉碎, 制成糙米样品, 用于测定米 Cd 含量和品质。土壤 pH 按照《NY/T 1121.2—2006》<sup>[11]</sup> 采用电位法进行测定(土液重量比为 1:2.5), 土壤、水、鱼和米 Cd 含量送广电计量

(湖南)有限公司检测, 采用原子吸收光谱法测定各样本 Cd 含量。米品质送湖南省农产品加工研究所检测, 米品质性状测定指标包括精米率、蛋白质、水分、灰分、脂肪、淀粉、氨基酸、矿物质元素等。糙米样品中 100 g 用于测定精米率《GB/T 18810—2002》<sup>[12]</sup>, 其他营养成分和矿物质元素参照朱展才<sup>[13]</sup> 的方法进行测定。

### 1.4 数据分析

采用 Microsoft Excel 2010 软件对数据进行整理, 所有统计分析和制图在 STATISTICA v.10.0 软件包中进行。数据经过方差齐性和正态性检验后, 采用单因素方差分析(One-Way ANOVA)和 Duncan 氏法进行多重比较(显著水平为 0.05, 极显著水平为 0.01)。采用简单和多元线性回归方法分析米 Cd 与土壤 Cd 及土壤 pH 的相关性, 图表中数据为平均值±标准差。

## 2 结果

### 2.1 稻-鱼共作系统合方鲫 2 号鱼种和成鱼形态性状

稻田养殖 WR-II 经 5—9 月的生长, 从鱼种(100~180 g) 增重至成鱼(200~400 g), 平均产量达  $675\text{ kg}/\text{hm}^2$ 。鱼种与成鱼性状指标见表 2, 成鱼相

比鱼种平均增重达 1.7 倍, 鱼种和成鱼的比例性状 (BL/HL, BL/BH) 存在极显著差异 ( $P<0.01$ )。成鱼和鱼种的体重与体长线性关系的相关系数  $R$  分别为 0.96 和 0.82。

### 2.2 稻-鱼共作和水稻单作系统米品质的性状

据初步统计, 水稻单作稻谷产量为 11 250 kg/hm<sup>2</sup>, 稻-鱼共作稻谷产量为 6 375 kg/hm<sup>2</sup>。1#、2#、5#、6#、7#和 8#米用于品质测定。结果显示, 稻-鱼共作和水稻单作米的平均精米率分别为 68.0% 和 66.6%, 无显著差异 (表 3)。米的蛋白质、脂肪、灰分、水分、淀粉、还原糖的含量均无显著差异。稻-鱼共作米的矿物质元素含量略高于水稻单作, 除了硒的含量存在极显著差异 ( $P<0.01$ ) 外, 其他均无显著差异 (图 2)。米的 17 种氨基酸含量均无显著差异, 除了 Ile 和 Try, 其他氨基酸的含量在稻-鱼共作系统中略高 (图 3)。

### 2.3 稻-鱼共作和水稻单作系统土壤 pH 及 Cd 的特征

土壤 pH 为 5.1~6.0, 变异系数为 4.2%, 为低等程度变异。土壤总 Cd 含量为 0.390~0.590 mg/kg, 变异系数为 13.7%, 为中等程度变异。稻-鱼共作米 Cd 含量为 0.008~0.141 mg/kg, 变异系数为 142.8%, 变异程度较高。水稻单作米 Cd 含量为 0.239~0.381 mg/kg, 变异系数为 16.4%, 为中等程度变异。鱼肌肉 Cd 含量未达到检测最低限 (0.003 mg/kg), 鱼内脏 Cd 含量范围 0.047~0.120 mg/kg, 变异系数为 31.6%, 为中等程度变异。水体 Cd 浓度很低, 变化范围 0.083~0.357 μg/L (表 4)。

### 2.4 不同系统土壤 pH, 土壤、米和鱼内脏 Cd 含量的变异特征

除了少数样点间 (1#和 5#、2#和 3#、2#和 4#、

表 3 稻-鱼共作与水稻单作系统米品质的比较

Tab. 3 Comparison in rice grain quality between rice-fish coculture and rice monoculture systems

种养体系 systems	蛋白质/(g/kg) protein	脂肪/(g/kg) lipid	灰分/(g/kg) ash	水分/% moisture	淀粉/(g/kg) amyllum	还原糖/(g/kg) reducing sugar	精米率/% milled rice rate
稻-鱼共作 rice-fish coculture	63.15±1.72	9.01±0.00	6.60±0.31	9.9±0.3	860.32±26.05	5.80±1.91	68.0±0.6
水稻单作 rice monoculture	58.92±2.44	8.10±0.90	6.61±0.10	10.3±1.1	854.08±10.82	7.10±0.21	66.6±0.9

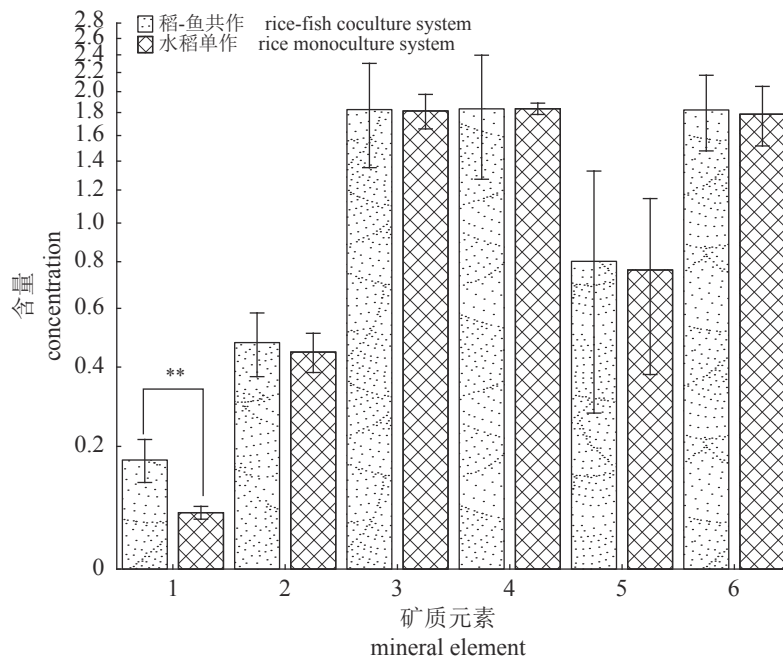


图 2 稻-鱼共作与水稻单作米矿物质元素含量的比较

\*\*  $P<0.01$ , 图 5 同。

Fig. 2 Comparison in mineral elements in rice between rice-fish coculture and rice monoculture systems

\*\*  $P<0.01$ , the same as Fig. 5. 1. Se, mg/kg; 2. Mg, mg/g; 3. P, mg/g; 4. Ca, mg/100 g; 5. Fe, mg/100 g; 6. Zn, mg/100 g

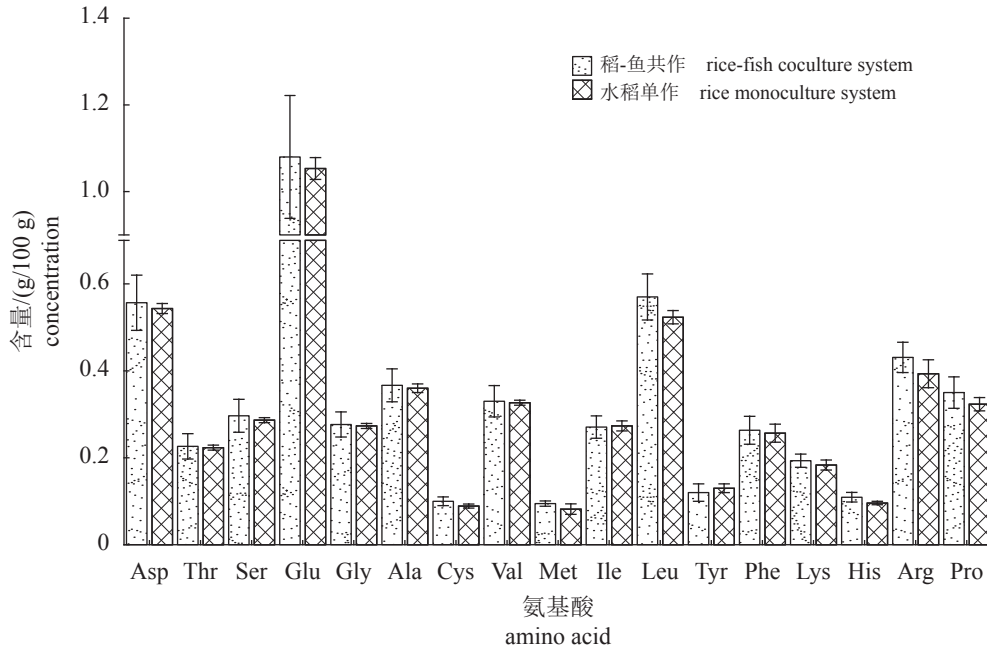


图3 稻-鱼共作与水稻单作米氨基酸含量比较

Fig. 3 Comparison in amino acid content in rice grains between rice-fish coculture and rice monoculture systems

表4 土壤 pH, 土壤、米、鱼及水体 Cd 含量统计结果

Tab. 4 Descriptive statistics of the soil pH and Cd concentration in rice grains, fish, water and soil

项目 item	样本数 sample number	平均值 mean value	最小值 minimal value	最大值 maximum value	标准差 standard deviation	变异系数 variable coefficient
土壤pH soil pH	24	5.5	5.1	6.0	0.2	4.2%
土壤(mg/kg) soil Cd	24	0.472	0.390	0.590	0.065	13.7%
水稻单作米Cd(mg/kg) Cd in rice of rice monoculture system	9	0.311	0.239	0.381	0.051	16.4%
稻-鱼共作米Cd(mg/kg) Cd in rice of rice-fish coculture system	15	0.034	0.007	0.141	0.049	142.8%
水体Cd(μg/L) Cd in water	15	0.170	0.083	0.357	0.129	76.0%
鱼肌肉Cd(mg/kg) Cd in fish muscle	15	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
鱼内脏Cd(mg/kg) Cd in fish viscera	15	0.076	0.047	0.120	0.024	31.6%

注: N.D.表示低于检测限值0.003 mg/kg.

Notes: N.D. means the value is lower than the minimum detection limit value 0.003 mg/kg.

2#和 8#、2#和 6#、3#和 4#、6#和 7#), 不同稻田土壤总 Cd 含量存在显著差异 ( $P < 0.05$ ) (图 4)。米 Cd 含量在稻-鱼共作系统之间 (除 2#) 无显著差异 (图 4), 但在水稻单作系统之间差异显著 ( $P < 0.05$ , 图 4)。稻-鱼共作米 Cd 含量显著低于水稻单作米 Cd 含量 ( $P < 0.01$ ) (表 4, 图 5)。水稻单作米 Cd 平均含量达到国家粮食安全标准限定值的 1.6 倍。WR-II 的内脏存在少量 Cd 积累, 均低于 0.2 mg/kg (图 5)。不同种养系统土壤总 Cd 含量和土壤 pH 值均无显著差异。

### 2.5 米 Cd 与土壤总 Cd 含量及 pH 值相关性

水稻单作系统米 Cd 含量与土壤总 Cd 含量呈

极显著正相关 ( $P < 0.01$ ), 相关系数  $r$  为 0.802 (图 6), 二者的简单线性回归方程见表 5。米 Cd 含量与土壤 pH 值之间无显著相关性 ( $P > 0.05$ ),  $r$  为 0.5。将土壤总 Cd 含量与土壤 pH 值相结合应用多元回归分析, 米 Cd 含量的预测方程见表 5。稻-鱼共作米 Cd 含量与土壤总 Cd 含量及土壤 pH 之间均无显著相关性, 相关系数  $r$  分别为 -0.262 和 0.007。

## 3 讨论

### 3.1 稻-鱼共作与水稻单作米 Cd 积累的比较

由于工业污染、污水灌溉、施肥、农药滥用

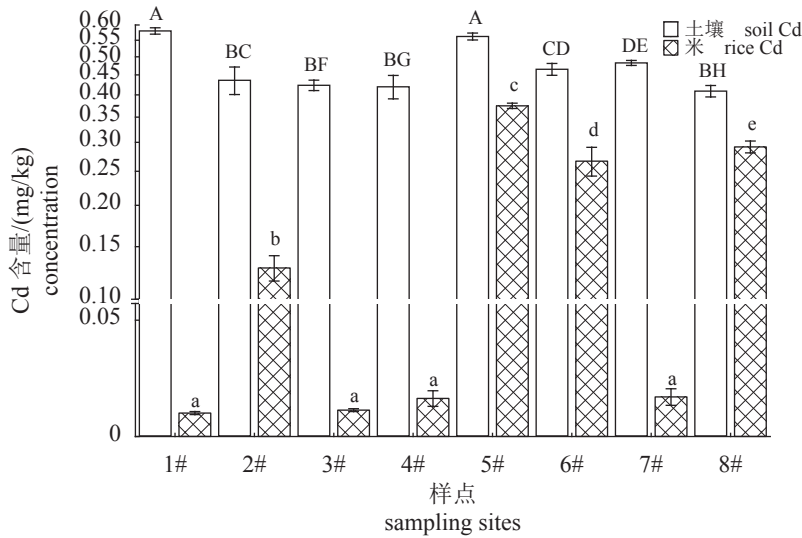


图 4 不同样点土壤和米 Cd 含量的比较

不同小写字母表示不同样点米 Cd 含量差异显著 ( $P < 0.05$ ), 不同大写字母表示不同样点土壤总 Cd 含量差异显著 ( $P < 0.05$ )。

Fig. 4 Comparison in Cd concentration in rice and soil at different sampling sites

Different small letters mean significant differences at 0.05 level in rice Cd, and different capital letters mean significant differences at 0.05 level in soil Cd between different sampling sites.

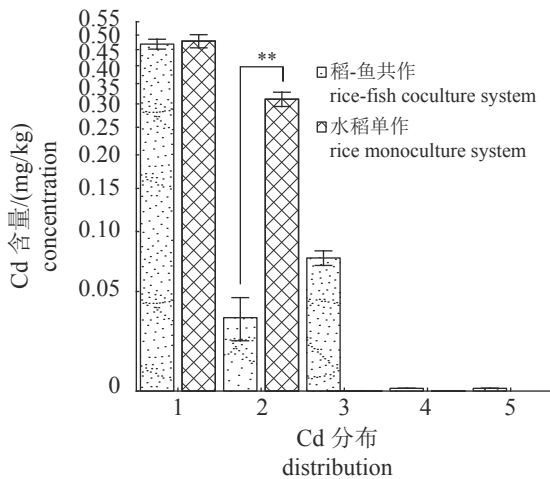


图 5 不同系统土壤、米、鱼、水体 Cd 含量的比较

1. 土壤, 2. 稻米, 3. 鱼内脏, 4. 鱼肌肉, 5. 水体。

Fig. 5 Comparison in Cd content in soil, rice grains, fish and water under different cultivation systems

1. soil, 2. rice grains, 3. fish viscera, 4. fish muscle, 5. water.

和采矿冶炼等原因, 我国农田土壤重金属污染, 特别是 Cd 污染尤为严重<sup>[14]</sup>。水稻作为人类重要的粮食作物之一, 有很强的吸 Cd 能力, 对 Cd 污染稻田修复和控制米 Cd 积累是粮食安全生产和保护人类健康亟需解决的问题<sup>[15]</sup>。近年来, 湖南省 Cd 污染的环境问题突出, 主要与有色金属开采和冶炼有关<sup>[16]</sup>。Peng 等<sup>[17]</sup>发现长期的采矿活动和道路建设等使岩石和矿渣暴露地表, 导致 Cd 的淋滤析出加速, 使稻田土壤 (pH=6.8) Cd 富集程度超过污染

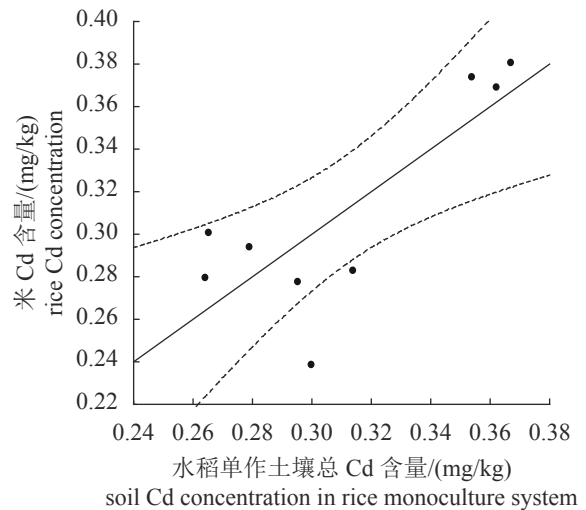


图 6 水稻单作系统米 Cd 含量与土壤总 Cd 含量的相关性

Fig. 6 Correlation between Cd concentration in rice and soil under rice monoculture system in rice monoculture system

临界值 0.6 mg/kg ( $6.5 < \text{pH} < 7.5$ , GB 15618—2018)。本研究区域稻田土壤 pH 均小于 6.0, 土壤总 Cd 含量平均值 0.472 mg/kg, 超过了我国稻田土壤 Cd 污染风险筛选值 0.40 mg/kg ( $5.5 \leq \text{pH} \leq 6.5$ ), 以及 0.30 mg/kg ( $\text{pH} \leq 5.5$ )。研究区域土壤总 Cd 含量与目前湖南省土壤 Cd 背景值平均含量 0.5~0.6 mg/kg 相近<sup>[5]</sup>, 相比 1990 年的 0.08 mg/kg<sup>[18]</sup>增加了近 6 倍。

表 5 米 Cd 含量预测模型

Tab. 5 Models predicting Cd content in rice

组合 combination	种养系统 systems	预测方程 prediction equation	相关系数 correlation coefficient <i>r</i>	显著性 <i>P</i> 值 significance <i>P</i> value
1	水稻单作 rice monoculture	$Y = 0.024\ 31 + 0.598\ 90X_1$	0.802**	0.009
2		$Y = -0.193\ 7 + 0.090\ 60X_2$	0.500	0.125
3	稻-鱼共作 rice-fish coculture	$Y = 0.613\ 832 + 1.271\ 006X_1 - 0.163\ 564X_2$	0.905**	0.006
4		$Y = 0.033\ 09 + 0.000\ 21X_1$	-0.262	0.346
5		$Y = 0.333\ 43 + 0.024\ 63X_2$	0.007	0.998
6		$Y = 0.099\ 062 - 0.197\ 869X_1 + 0.005\ 083X_2$	0.263	0.069

注: *Y* 表示米 Cd 含量;  $X_1$  表示土壤总 Cd 含量;  $X_2$  表示土壤 pH 值, \*\*  $P < 0.01$ 。

Notes: *Y* meant rice Cd content,  $X_1$  meant soil Cd content,  $X_2$  meant soil pH, \*\*  $P < 0.01$ .

土壤重金属是米重金属的主要来源, 是影响米安全性的重要因素。在田间小区实验和盆栽实验中, 米 Cd 含量与土壤总 Cd 含量呈较高的相关性<sup>[19]</sup>。然而, 由于重金属在土壤-农作物系统中的迁移和转运受土壤 pH 和 Eh 等多种因素影响, 土壤与米 Cd 含量之间的线性关系不显著<sup>[8]</sup>。本研究区域水稻单作系统米 Cd 含量与土壤总 Cd 含量呈极显著正相关(图 6), 米平均 Cd 含量达到国家粮食安全标准限定值 (0.2 mg/kg) 的 1.6 倍, 反映武冈市玉屏村和赤塘村存在米 Cd 超标的现状, 其土壤总 Cd 含量较高是造成米 Cd 含量超标的主要原因。但相比水稻单作系统, 稻-鱼共作米 Cd 含量显著下降 89.1%, 且与土壤总 Cd 含量无显著相关性。因此, 土壤总 Cd 含量无显著差异, 在相同的地质背景和水稻栽培技术下, 不同种养系统可能导致了米 Cd 含量产生显著差异(图 5), 稻-鱼共作系统对米 Cd 积累可能具有显著的减控效能, 但其减控机制有待深入研究。

农作物对土壤重金属的吸收受土壤 pH 和 Eh 的影响<sup>[5]</sup>。土壤酸化不仅能增强土壤重金属活性及其迁移和扩散能力, 且能减弱土壤-植物系统重金属的迁移屏障<sup>[20-21]</sup>。但含 Cd 矿物的溶解度常随着 pH 增加而减少, 因此, 碱性土壤 Cd 的生物有效性通常较低<sup>[22-23]</sup>。Yang 等<sup>[24]</sup> 调查显示, 当稻田土壤 pH < 5.5, 其米 Cd 含量超标率高达 89.4%, 而 pH > 6.0 时, 米 Cd 含量超标率降至 32%。本研究区域稻田土壤呈弱酸性(表 4), 虽然水稻单作系统米 Cd 含量与土壤 pH 无显著相关性, 但加入土壤 pH 后的多元方程控制着 90.5% 的模型变异, 相比简单回归模型的预测能力提高了 10.3% (表 5)。稻-鱼共作系统米 Cd 含量显著低于水稻单作系统米 Cd 含量, 结合米 Cd 与土壤总 Cd 的相关性,

说明稻-鱼共作系统中土壤 Cd 的生物活性更低。研究表明, 在淹水状态下土壤 pH 会逐渐升高至偏中性<sup>[23]</sup>。本研究中稻-鱼共作系统长期处于淹水状态, 但其土壤 pH 值偏弱酸性 (5.3~5.8), 且与水稻单作系统土壤 pH 值无显著差异, 可能与 WR-II 的呼吸和代谢活动有关。在稻-鱼共作系统中, 鱼类等水产动物的扰动、排泄物和分泌物可以增加土壤全氮、全钾以及全磷含量, 起到不间断施肥的作用, 并且能显著降低 pH 值<sup>[25-27]</sup>。因此, WR-II 的田间活动和排泄物可能抑制了稻-鱼共作系统土壤 pH 的升高, 对米 Cd 积累的减控作用不明显。稻-鱼共作系统长期保持较深水位, WR-II 的呼吸消耗水中溶解氧, 产生 CO<sub>2</sub>, 土壤-水界面处于低氧或无氧状态, 加之微生物呼吸会导致土壤中氧气迅速耗尽, Eh 随之降低, 土壤中氧化物、硫酸根离子 (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) 和 CO<sub>2</sub> 等作为电子受体相继被还原, 导致 Cd 与 HS<sup>-</sup>、S<sup>2-</sup> 形成不溶的 CdS 沉淀, 或与 Fe 和 Zn 等形成难溶性的硫化矿物沉淀<sup>[7]</sup>。因此, 稻-鱼共作系统中土壤 Cd 的生物有效性因 Eh 降低而被抑制<sup>[28]</sup>。相反, 在水稻单作系统中, 水稻分蘖期的灌浆、以及收割之前要排水晒田提高产量, 氧气的进入会迅速改变土壤的氧化还原状态, 从而提高土壤 Cd 的生物有效性, 进而促进米积累 Cd。因此, 稻-鱼共作系统长期淹水, 加之 WR-II 的呼吸耗氧, 其土壤 Eh 降低, 在减控米 Cd 积累中可能起到了关键作用。

此外, 鱼主要通过鳃呼吸、体表与水体的渗透压交换、摄食这 3 种方式积累重金属<sup>[29]</sup>。WR-II 的肌肉 Cd 含量很低 (<0.003 mg/kg), 但在其内脏中有少量 Cd 积累(图 5)。根据水体 Cd 浓度(表 4), 说明 WR-II 内脏 Cd 可能主要通过摄食而积累。WR-II 与鲫的食性相同, 主要摄食有机碎

屑、水草、植物种子以及摇蚊幼虫等。在 WR-II 的肠道解剖中发现了大量的淤泥样成分, 稻田土壤中 Cd 可以通过肠道被吸收而在鱼内脏中积累, 但不会转移到鱼体肌肉。WR-II 在田间摄食积累 Cd 是否有减控米 Cd 积累的作用有待进一步研究。

### 3.2 稻-鱼共作和水稻单作系统的效益分析

随着人们生活水平的提升和健康意识的加强, 水稻的种植和鱼类养殖目标从产量为主转变为产量和品质并重。现代技术和传统农业的结合推动了渔业的发展和产业升级, 理论研究和实践证实稻-鱼综合种养可有效提升鱼肉品质以及米品质<sup>[26,30]</sup>。然而, 稻田综合种养对水稻品质的影响存在争议, 如稻-鳅模式能显著提高米的蛋白质含量<sup>[31]</sup>; 长江中下游地区稻-鱼共作的整精米率极显著高于水稻单作模式, 但米蛋白质含量显著下降 8.37%<sup>[32]</sup>。本研究中稻-鱼共作相比水稻单作, 米的氨基酸组成无显著差异, 精米率、蛋白质、脂肪和淀粉含量分别提高了 2.07%、0.74%、11.23% 和 7.13%, 灰分、水分和还原糖分别降低了 0.15%、4.17% 和 28.45%, 但均无显著差异(表 3, 图 3)。除米中硒含量存在显著差异外, 其他矿质元素含量无显著差异(图 2)。但由于稻-鱼共作系统水稻的害虫明显减少, 为避免伤害 WR-II, 水稻种植过程中没有喷洒农药, 且稻-鱼共作系统生产的米为低 Cd 品种, 极显著低于水稻单作米 Cd 含量(图 5)。因此, 在土壤 Cd 背景值较高的情况下, 稻-鱼共作系统有效解决了米 Cd 超标的问题。据统计, 本研究区域 5.3 hm<sup>2</sup> 稻-鱼共作系统的水稻平均产量约为 6375 kg/hm<sup>2</sup>, 相比水稻单作系统的产量(11250 kg/hm<sup>2</sup>) 较低, 可能与稻田开挖的鱼沟面积较大(占比超过了约 20%) 有关。从经济效益来看, 稻-鱼共作稻谷为水稻单作稻谷售价的 3 倍(12 元/kg), WR-II 平均产量达 675 kg/hm<sup>2</sup>, 根据当地售价(50 元/kg), 综合收益 110250 元/hm<sup>2</sup>, 远高于水稻单作收益 45000 元, 经济效益显著。稻田养殖 WR-II 成鱼相比鱼种增重 1.7 倍, 成鱼的 BL/HL 和 BL/BH 与池塘养殖 WR-II 的很相似, 表明 WR-II 的形态特征明显且稳定, 且这两个比例性状极显著小于鲫、白鲫和红鲫<sup>[33]</sup>, WR-II 头部比例小和背高明显的特征表明其具有更高的食用价值。本研究结果进一步表明 WR-II 是适合稻-鱼种养的好品种, WR-II 养殖与水稻种植结合建立了完善的综合种养模式, 其生产的低 Cd 米可能与 WR-II

的呼吸、摄食和代谢存在密切关系, 其减控米 Cd 积累效应的机制有待深入研究。

## 4 结论

本研究对比分析了稻-鱼(WR-II)共作和水稻单作系统中米重金属 Cd 的分布及其特征。研究表明, 稻-鱼共作与水稻单作米的营养品质无显著差异, 但水稻单作米 Cd 含量超过了国家粮食安全标准限定值, 且与土壤总 Cd 含量呈极显著正相关。稻-鱼共作米 Cd 的含量明显偏低, 为低 Cd 米。稻-鱼共作生产的 WR-II 虽然内脏中存在少量 Cd 积累, 但肌肉 Cd 含量很低。稻-鱼共作与水稻单作系统土壤总 Cd 含量和 pH 均无显著差异, WR-II 是适合稻-鱼种养的好品种, 在水稻降 Cd 提质方面起到了积极作用, 其生态机制有待深入研究。

(作者声明本文无实际或潜在的利益冲突)

### 参考文献 (References):

- [1] 陈欣, 唐建军, 胡亮亮, 等. 青田稻鱼共生系统生态学基础及保护与利用[M]. 北京: 科学出版社, 2021: 1-12, 145-176.  
Chen X, Tang J J, Hu L L, *et al.* Rice-fish system in Qingtian ecology, conservation & utilization[M]. Beijing: Science Press, 2021: 1-12, 145-176 (in Chinese).
- [2] 黄伯军, 陈克云, 纪雄辉, 等. 基于风险的农田镉污染综合管理实践与思考[J]. 湖南农业科学, 2022(7): 98-102.  
Huang B J, Chen K Y, Ji X H, *et al.* Thinking and practice of integrated management of farmland cadmium pollution risk[J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2022(7): 98-102 (in Chinese).
- [3] Chaney R L, Reeves P G, Ryan J A, *et al.* An improved understanding of soil Cd risk to humans and low cost methods to phytoextract Cd from contaminated soils to prevent soil Cd risks[J]. *BioMetals*, 2004, 17(5): 549-553.
- [4] 陈基旺, 屠乃美, 易镇邪, 等. 湖南镉污染稻区再生稻发展需解决的重点问题[J]. 农学学报, 2020, 10(1): 32-36.  
Chen J W, Tu N M, Yi Z X, *et al.* Rice areas contaminated by cadmium in Hunan: key issues to be addressed in  
中国水产学会主办 sponsored by China Society of Fisheries



- Ratoon rice development[J]. *Journal of Agriculture*, 2020, 10(1): 32-36 (in Chinese).
- [ 5 ] 汪鹏, 王静, 陈宏坪, 等. 我国稻田系统镉污染风险与阻控[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(7): 1409-1417.  
Wang P, Wang J, Chen H P, *et al.* Cadmium risk and mitigation in paddy systems in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(7): 1409-1417 (in Chinese).
- [ 6 ] 戴宏博, 陈克云, 杨京民, 等. 富硅稻壳灰施用对土壤镉活性和不同品种水稻镉积累的影响[J]. *农业工程学报*, 2023, 39(4): 200-207.  
Dai H B, Chen K Y, Yang J M, *et al.* Effects of silica-rich rice husk ash on soil Cd activity and Cd accumulation in different varieties of rice[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2023, 39(4): 200-207 (in Chinese).
- [ 7 ] 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.
- [ 8 ] 汪鹏, 赵方杰. 土壤-水稻系统中镉迁移与阻控[J]. *南京农业大学学报*, 2022, 45(5): 990-1000.  
Wang P, Zhao F J. The transfer and control of cadmium in the soil-rice systems[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2022, 45(5): 990-1000 (in Chinese).
- [ 9 ] 范滢, 刘畅汝, 黄佳龙, 等. 稻渔综合种养稻田对稻谷镉污染的控效作用[J]. *河南农业*, 2022, 2(2): 12-13.  
Fan Y, Liu C R, Huang J L, *et al.* Control effect of rice-fish integrated cultivation on cadmium pollution in rice[J]. *Henan Nongye*, 2022, 2(2): 12-13 (in Chinese).
- [10] 郑顺安, 刘代丽, 章明奎, 等. 水稻镉积累特点及影响因素研究——潜育水稻土与潴育水稻土的比较[J]. *中国农学通报*, 2020, 36(30): 62-67.  
Zheng S A, Liu D L, Zhang M K, *et al.* Characteristics and influencing factors of cadmium accumulation in rice: gleyed paddy soil and hydrogic paddy soil[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2020, 36(30): 62-67 (in Chinese).
- [11] 中华人民共和国农业行业标准. NY/T1121.2—2006 土壤 pH 的测定 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.  
People's Republic of China Agricultural Industry Standard. NY/T1121.2-2006 Soil Testing Part 2: Method for determination of soil pH[S]. Beijing: Standards Press of China, 2006 (in Chinese).
- [12] 中华人民共和国国家标准. GB/T 18810—2002-糙米 [J]. 中国稻米, 2003, 3: 44-45.  
National Standards of People's Republic of China. GB/T 18810-2002 Husked rice[J]. *China Rice*, 2003, 3: 44-45 (in Chinese).
- [13] 朱展才. 稻麦质量分析 [M]. 北京: 中国食品出版社, 1988: 85-220.  
Zhu Z C. Quality analysis of rice and wheat[M]. Beijing: China Food Press, 1988: 85-220 (in Chinese).
- [14] Qian G R, Chen W, Lim T T, *et al.* In-situ stabilization of Pb, Zn, Cu, Cd and Ni in the multi-contaminated sediments with ferrihydrite and apatite composite additives[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 170(2-3): 1093-1100.
- [15] 潘伯桂, 莫汉乾, 王维, 等. 硅素对水稻幼苗镉积累及抗胁迫应答的调节效应[J]. *应用生态学报*, 2021, 32(3): 1096-1104.  
Pan B G, Mo H Q, Wang W, *et al.* Regulating effects of silicon on Cd-accumulation and stress-resistant responding in rice seedling[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32(3): 1096-1104 (in Chinese).
- [16] Williams P N, Lei M, Sun G X, *et al.* Occurrence and partitioning of cadmium, arsenic and lead in mine impacted paddy rice: Hunan, China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(3): 637-642.
- [17] Peng B, Rate A, Song Z L, *et al.* Geochemistry of major and trace elements and Pb-Sr isotopes of a weathering profile developed on the Lower Cambrian black shales in central Hunan, China[J]. *Applied Geochemistry*, 2014, 51: 191-203.
- [18] 国家环境保护局, 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 331-337.  
State Environmental Protection Administration of China, Total Station of China Environment Monitoring. Chinese soil element background values[M]. Beijing: China Environment Science Press, 1990, 331-337 (in Chinese).
- [19] 王梦梦, 何梦媛, 苏德纯. 稻田土壤性质与稻米镉含量的定量关系[J]. *环境科学*, 2018, 39(4): 1918-1925.  
Wang M M, He M Y, Su D C. Quantitative relationship between paddy soil properties and cadmium content in rice grains[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(4): 1918-1925 (in Chinese).
- [20] Wang C, Li W, Yang Z F, *et al.* An invisible soil acid-

- fication: critical role of soil carbonate and its impact on heavy metal bioavailability[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 12735.
- [21] Hu Y A, Cheng H F, Tao S. The challenges and solutions for cadmium-contaminated rice in China: a critical review[J]. *Environment International*, 2016, 92-93: 515-532.
- [22] Alloway B J. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability[M]. Dordrecht: Springer, 2013: 283-311.
- [23] 朱丹妹, 刘岩, 张丽, 等. 不同类型土壤淹水对pH、Eh、Fe及有效态Cd含量的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(8): 1508-1517.
- Zhu D M, Liu Y, Zhang L, *et al.* Effects of pH, Eh, Fe, and flooded time on available-Cd content after flooding of different kinds of soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(8): 1508-1517 (in Chinese).
- [24] Yang Y, Wang M E, Chen W P, *et al.* Cadmium accumulation risk in vegetables and rice in southern China: insights from solid-solution partitioning and plant uptake factor[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2017(65): 5463-5469.
- [25] 秦琳, 刘耀斌, 李凤博, 等. 稻鱼共作对养殖池塘沉积物-水界面微观剖面理化性质的影响[J]. *中国水稻科学*, 2016, 30(6): 647-652.
- Qin L, Liu Y B, Li F B, *et al.* Impacts of rice-fish Co-culture on the physical and chemical variables of the microprofiles at sediments-water interface in an intensive-culture pond[J]. *Chinese Journal of Rice Science*, 2016, 30(6): 647-652 (in Chinese).
- [26] 封功成, 侯谄然, 李冰, 等. 基于脂肪酸探究青虾扰动作用对沉积物中有机质降解的影响[J]. *淡水渔业*, 2020, 50(3): 99-105.
- Feng G C, Hou Y R, Li B, *et al.* Effects of the *Macrobrachium nipponense* bioturbation on organic matter degradation based on fatty acid composition[J]. *Freshwater Fisheries*, 2020, 50(3): 99-105 (in Chinese).
- [27] 丁姣龙, 陈璐, 王忍, 等. 鱼排泄物与分泌物对水稻土壤酶活性及土壤养分的影响[J]. *湖南师范大学自然科学学报*, 2021, 44(2): 74-79.
- Ding J L, Chen L, Wang R, *et al.* Effects of fish excrement on the soil environment of paddy fields[J]. *Journal of Natural Science of Hunan Normal University*, 2021, 44(2): 74-79 (in Chinese).
- [28] Yao B M, Wang S Q, Xie S T, *et al.* Optimal soil Eh, pH for simultaneous decrease of bioavailable Cd, As in co-contaminated paddy soil under water management strategies[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 806: 151342.
- [29] Malik R N, Hashmi M Z, Huma Y. Heavy metal accumulation in edible fish species from Rawal Lake Reservoir, Pakistan[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21(2): 1188-1196.
- [30] 唐建军, 李巍, 吕修涛, 等. 中国稻渔综合种养产业的发展现状与若干思考[J]. *中国稻米*, 2020, 26(5): 1-10.
- Tang J J, Li W, Lü X T, *et al.* Development status and rethinking of the integrated rice-fish system in China[J]. *China Rice*, 2020, 26(5): 1-10 (in Chinese).
- [31] Wan N F, Li S X, Li T, *et al.* Ecological intensification of rice production through rice-fish co-culture[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 234: 1002-1012.
- [32] 彭翔, 戴林秀, 李京咏, 等. 稻田综合种养对长江中下游地区水稻产量和稻米品质影响的文献研究[J]. *中国稻米*, 2022, 28(4): 55-60.
- Peng X, Dai L X, Li J Y, *et al.* Effects of comprehensive planting-breeding in paddy fields on yield and quality of rice in the middle and lower reaches of the Yangtze River[J]. *China Rice*, 2022, 28(4): 55-60 (in Chinese).
- [33] Liu Q F, Liu J M, Liang Q L, *et al.* A hybrid lineage derived from hybridization of *Carassius cuvieri* and *Carassius auratus red* var. and a new type of improved fish obtained by back-crossing[J]. *Aquaculture*, 2019, 505: 173-182.

## Effects on rice grains cadmium reduction and the characteristics of rice and fish in rice-fish coculture system

GU Qianhong<sup>1</sup>, ZENG Qianqian<sup>1</sup>, LI Zhanxin<sup>1</sup>, WANG Xin<sup>2</sup>, PENG Bo<sup>2</sup>, RAO Ke<sup>1</sup>,  
SHEN Zhongyuan<sup>1</sup>, WU Chang<sup>1</sup>, QIN Qinbo<sup>1</sup>, LUO Kaikun<sup>1</sup>, LIU Shaojun<sup>1\*</sup>

(1. State Key Laboratory of Developmental Biology of Freshwater Fish, College of Life Sciences,

Hunan Normal University, Changsha 410081, China;

2. School of Geographic Sciences, Hunan Normal University, Changsha 410081, China)

**Abstract:** It is urgently necessary to produce low-cadmium (Cd) rice in Cd-polluted paddy soil. Integrated rice-fishing culture is an efficient complex ecological agricultural production mode, which combines the culture of rice with culture of economic aquatic animals, owning both economical and ecological benefit. In order to investigate the control efficiency on Cd accumulation in rice in the rice-fish coculture system, the newly hybrid crucian carp WR-II { [*Carassius cuvieri* (♀) × *C. auratus* var. *red* (♂)] (♀) × *C. cuvieri* (♂) } was used as an example in the rice-fish coculture system, and the cadmium (Cd) concentration in rice grains, WR-II and environmental medium were compared between the rice-fish coculture system and the rice monoculture system, as well as the quality traits of rice grains and the characteristics of WR-II were analyzed. The results showed that the average weight of WR-II (331.4±74.3) g in the rice-fish coculture system increased by 1.7 times compared to the fingerling (133.1±22.4) g; there existed no significant difference in the nutrient quality traits of rice grains between the two culture systems; the average value of total soil Cd concentration (0.472 mg/kg, pH=5.5) was a little higher than the pollution threshold (0.40 mg/kg, 5.5≤pH≤6.5), and there was no significant difference observed in the total Cd concentration in paddy soil and in the soil pH between the two culture systems; a low level of Cd accumulation (0.060±0.032) mg/kg was found in viscera of the WR-II, while this value in fish muscle was lower than the minimum detection limit value (0.003) mg/kg for Cd; the average Cd concentration in rice grains in the rice monoculture system was 0.311 mg/kg (0.239-0.381) mg/kg, reaching 1.6 times of National Food Safety Standards Limits of Cd for Foods in China (0.2) mg/kg; while this value (0.034) mg/kg in rice grains in the rice-fish coculture system was much lower than 0.2 mg/kg, and was down 89.1% compared to that in rice monoculture system; there was significantly positive correlation ( $P<0.01$ ,  $r=0.802$ ) between the Cd concentration in rice grains and total soil Cd concentration in rice monoculture system, but not in rice-fish coculture system. Our results indicated that the WR-II was a great species for rice-fish coculture system, which can inhibit the biological activity of Cd in soil, and in turn effectively reduced the rice in Cd uptake in this system, yielding low Cd and quality rice grains and fish, as well as outstanding economic benefits. The results of this study provide useful guidance and important data on Cd accumulation in rice for the promotion and development of integrated farming of rice and fish.

**Key words:** [*Carassius cuvieri* (♀) × *C. auratus* var. *red* (♂)] (♀) × *C. cuvieri* (♂); rice-fish coculture system; rice monoculture system; rice quality; cadmium accumulation; soil pH; control efficiency

**Corresponding author:** LIU Shaojun. E-mail: lsj@hunnu.edu.cn

**Funding projects:** Innovation Team of Interdisciplinary Science from Hunan Normal University (2022JC103); Key Project of Developmental Biology and Breeding from Hunan Province (2022XKQ0101, 2022XKQ0207)