

王亚婷, 党媛, 杜焰玲, 等. 成都平原典型稻作土壤重金属镉有效性及主要驱动机制[J]. 江苏农业科学, 2020, 48(1): 225–231.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.01.042

# 成都平原典型稻作土壤重金属镉有效性及主要驱动机制

王亚婷<sup>1</sup>, 党媛<sup>1</sup>, 杜焰玲<sup>1</sup>, 余江<sup>2</sup>, 何玉亭<sup>3</sup>, 沈杰<sup>4</sup>, 邓思维<sup>2</sup>, 陶红群<sup>1</sup>

(1. 成都市环境保护科学研究院, 四川成都 610072; 2. 四川大学建筑与环境学院, 四川成都 610065;

3. 成都市农业技术推广总站, 四川成都 610041; 4. 四川农业大学资源学院, 四川成都 611130)

**摘要:**通过对不同污染源稻作土壤理化性质、水稻镉(Cd)富集系数及其相互关系的比较研究, 探明成都平原典型土壤-水稻系统Cd的有效性及其主要驱动因子。结果表明, 工业源产区土壤平均Cd含量为1.21%, 达国家标准(GB 15618—2009《国家环境土壤质量标准》)中0.3%的4倍, 且显著高于农业磷肥源(APS)和有机肥源(AOS)产区; 水稻分蘖期、成熟期各部位Cd富集量均表现为IS>APS>AOS, 且IS与AOS差异显著; Cd富集系数与土壤有机质含量、电导率和沙粒含量正相关, 而与土壤pH值、粉粒含量和黏粒含量负相关, 低pH值、轻质地土壤Cd吸附能力低, 总体生物有效性较高; Cd富集系数与土壤水溶态、交换态及碳酸盐结合态Cd总体表现显著正相关; 主成分分析结果显示, 土壤pH值、电导率、有机质含量、土壤质地和土壤中水溶态、交换态及碳酸盐结合态是影响研究区Cd有效性的主要驱动因子。

**关键词:**水稻土; 镉; 污染来源; 土壤理化性质; 富集系数

**中图分类号:** S511.061 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2020)01-0225-06

近年来, 随着工农业的快速发展, 工业点源和以农业畜禽粪便、肥料、农药等为主的面源土壤重金属污染不断加剧, 其中, 镉(Cd)超标问题最为普遍和突出<sup>[1-3]</sup>。土壤-水稻生态系统因土壤淹水和频繁的农业活动, 具有对重金属Cd易吸附、易迁移、难修复的特性, 长此以往导致Cd含量超标, 对人类健康产生极大的威胁<sup>[4]</sup>。研究表明, 工业排放、农业中施用含Cd有机肥及磷肥是稻田生态系统Cd的主要来源, 有必要对不同污染源产区土壤-水稻系统Cd富集特征进行比较研究。

土壤中Cd毒性不仅取决于其总量, 更大程度上取决于其不同形态所表现的生物有效性<sup>[5]</sup>。然而, 土壤中不同形态Cd的分配比例主要受pH值、有机质含量、质地、电导率等土壤理化性质的影响, 其生物有效性高低又与植物不同部位的吸收、分配息息相关<sup>[6-7]</sup>。因此, 不同污染源稻作土壤理化性

质的差异直接影响Cd在土壤中的赋存形态及比例, 进而影响其在水稻各部位的生物有效性。

本研究通过比较研究成都平原典型污染源(工业源、农业磷肥源、农业有机肥源)稻作土壤理化性质、水稻各部位镉富集特征, 探究Cd富集与土壤理化性质、Cd形态的相互关系, 以期明确成都平原典型稻作系统Cd的有效性及其主要驱动因子。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

四川省成都市青白江区为平原内传统农耕区(稻-麦/油菜轮作区), 位于成都市东北部, 坐标为104°9′37″~104°29′31″E, 30°39′33″~30°55′0″N, 属内陆亚热带湿润季风气候, 四季分明, 降水量充沛, 农业施肥习惯为长期施用有机肥, 定义为有机肥源地(AOS)。

邛崃市位于成都平原西南边缘, 地理坐标为103°04′~103°45′E, 30°12′~30°33′N, 属亚热带湿润季风气候区, 具有冬无严寒、夏无酷热、气候温和、降水量充沛、四季分明的特点。农业施肥习惯为长期施用磷肥、复合肥, 定义为磷肥源地(APS)。

崇州市位于四川省岷江中上游川西平原西部,

收稿日期: 2018-10-12

基金项目: 成都市环境保护局项目(编号: 3666040008)。

作者简介: 王亚婷(1981—), 女, 甘肃武威人, 博士, 高级工程师, 主要从事土壤生态环境污染与防治研究。E-mail: fancywyt@126.com。

通信作者: 陶红群, 硕士, 高级工程师, 主要从事土壤污染与防治研究。E-mail: lifeissmile@163.com。

坐落于 103°07′ ~ 103°49′E、30°30′ ~ 30°53′N,属四川盆地亚热带湿润性季风气候,四季分明,春秋短,冬夏长,降水量充沛,日照偏少,无霜期较长,区内典型工农交错覆盖区在工业园区周边,定义为工业源地(IS)。

1.2 样品采集

结合研究地块的选择依据及现场调查结果,选取青白江、邛崃和崇州 3 个研究区域共 9 个研究地块,青白江区域的 3 个研究地块位于青白江祥福镇;邛崃区域的 3 个研究地块位于邛崃市临邛镇;崇州区域的 3 个研究地块位于崇州市燎原乡。

2017 年 3 月在每个污染源类型研究区域选取 3 个具有代表性的土壤,采用五点式采样法,采集耕作层(0 ~ 20 cm 土层)土壤,等质量混合均匀后作为该区代表样。土壤样品带回实验室后室温下风干,磨碎,分别过 2.000、0.149 mm 尼龙筛备用。

1.3 测定项目及方法

土壤 pH 值按照水土比 1 g : 2.5 mL,采用酸度计法测定;土壤电导率采用溶液浸提电导率仪测定;有机质含量采用重铬酸钾外加热法测定;土壤机械组成采用比重计法<sup>[8]</sup>测定。

Cd 赋存形态采用欧洲共同体标准物质局(BCR)连续提取法,(1)酸溶态(主要为交换态和碳酸盐结合态):40 mL 0.11 mol/L 醋酸提取;(2)可还原态(铁锰氧化结合态):40 mL 0.5 mol/L 盐酸羟氨(pH 值 = 1.5)提取;(3)可氧化态(有机质与硫化物结合态):20 mL 8.8 mol/L 过氧化氢(pH 值为 2 ~ 3),50 mL 醋酸铵(pH 值为 2)提取;(4)残渣态:浓硝酸(HNO<sub>3</sub>)与氟化氢(HF)体积比 3 : 1<sup>[9]</sup>提取。

称取 1.00 g 过 100 目的水稻样品,采用浓硝

酸、氢氟酸、高氯酸三酸消解后定容,上多通道接收电感耦合等离子体质谱仪(ICP - MC)测定水稻根、茎叶和糙米的 Cd 含量<sup>[8]</sup>。

富集系数<sup>[10]</sup>计算公式:

$$BCF = \frac{C_{crop}}{C_{soil}}。$$

式中:C<sub>soil</sub>代表研究地块土壤中 Cd 的含量,mg/kg;C<sub>crop</sub>代表水稻根、茎叶和糙米中 Cd 的含量,mg/kg。

1.5 数据分析与处理

试验数据采用 SPSS 20.0 进行处理及统计学分析,表格和图形绘制均采用 Excel 2016 完成。

2 结果与分析

2.1 成都平原典型稻作土壤理化性状分析

表 2 为成都平原不同污染源产区稻作土壤基本理化性质,工业污染产区(IS)土壤总 Cd 含量显著高于农业污染产区(AOS、APS),平均含量达 1.21%,达 GB 15618—2009《国家环境土壤质量标准》中 0.3% 的 4 倍,AOS、APS 产区土壤平均总 Cd 含量为 0.82%,接近环境标准值的 3 倍;研究表明,工业污染源是其周围农田重金属 Cd 含量超标的主要原因,周边污染面积占比可达 21%<sup>[11]</sup>。因此,本研究选取的 3 类稻作土壤均为典型镉污染试验地。3 类产区间土壤 pH 值、电导率、机械组成、全氮含量、速效磷含量有不同程度差异,其中 IS 产区土壤 pH 值、粉粒和黏粒含量显著低于 AOS 产区,其电导率、沙粒含量显著高于 AOS 产区。土壤理化性质是影响土壤 Cd 吸附与解析的重要因素,直接影响重金属在土壤中的有效性,结果表明,低 pH 值、轻质地产区土壤 Cd 含量高。

表 2 成都平原典型污染源稻作土壤基本理化性质

产区类型	总 Cd 含量 (%)	pH 值	全氮含量 (g/kg)	速效磷含量 (mg/kg)	电导率 (mS/cm)	有机质含量 (g/kg)	沙粒含量 (%)	粉粒含量 (%)	黏粒含量 (%)
AOS	0.78 ± 0.12b	5.59 ± 0.21a	1.76 ± 0.35b	13.18 ± 0.82b	0.25 ± 0.03b	29.10 ± 2.98a	40.08 ± 7.60b	26.45 ± 3.37a	33.46 ± 5.20a
APS	0.85 ± 0.04b	5.34 ± 0.50ab	1.66 ± 0.30b	17.07 ± 2.02a	0.15 ± 0.04c	29.93 ± 2.10a	53.96 ± 8.26ab	14.33 ± 3.29b	31.69 ± 6.03a
IS	1.21 ± 0.23a	4.84 ± 0.42b	2.01 ± 0.02a	14.12 ± 1.33ab	0.35 ± 0.06a	28.36 ± 0.97a	67.44 ± 5.21a	10.74 ± 1.57b	21.81 ± 2.84b

注:同列数据后不同小写字母表示相同理化指标在不同污染源地间差异显著(P < 0.05)。

2.2 成都平原典型稻作土壤水稻 Cd 各部位富集特征

不同产区水稻生育期各部位 Cd 富集表现有所不同。由图 1 可知,分蘖期各部位 Cd 富集量均表现为 IS > APS > AOS,其中 IS 与 AOS 差异显著,IS 水稻分蘖期根、茎叶平均 Cd 富集量分别达 1.431 2、

0.544 4 mg/kg,AOS 水稻分蘖期根、茎叶平均 Cd 富集量分别为 0.718 8、0.145 4 mg/kg;此外,不同产区间分蘖期茎叶 Cd 富集量均存在显著性差异。

抽穗期各部位 Cd 含量在不同产区间无显著差异。进入成熟期后,水稻根、茎叶和糙米中的 Cd 富集量在不同产区间差异明显,均表现为 IS > APS >

AOS。其中,成熟期根部中 IS 平均 Cd 富集量达 1.702 7 mg/kg,显著高于 AOS(0.694 9 mg/kg);茎叶中 Cd 富集量在不同产区间均达显著差异水平,此时,IS 水稻茎叶 Cd 富集量达 2.879 1 mg/kg,APS 达 1.682 1 mg/kg,AOS 达 0.580 4 mg/kg;IS、APS 糙米中 Cd 富集量平均达 0.274 5 mg/kg,显著高于 AOS(0.127 6 mg/kg)。

2.3 成都平原典型稻作系统 Cd 富集系数与理化性质的关系

对研究区域水稻各部位 Cd 富集系数与土壤理化性质进行相关分析,获得 Pearson 相关系数,Pearson 相关系数值越大,表示相关性越好。由表 2 可知,Cd 富集系数与土壤有机质含量、电导率和沙粒含量均为正相关,而与土壤 pH 值、粉粒和黏粒含量均为负相关。表明土壤有机质含量、电导率和沙粒含量越高,重金属 Cd 富集系数越大,也就是说重金属在土壤-水稻系统中的迁移能力越强;与之相反,土壤 pH 值、粉粒和黏粒含量越高,重金属富集系数越小,换言之,重金属的生物有效性随着 pH 值、粉粒和黏粒含量的提高而降低。

由表 2 可知,水稻各部位富集系数与 pH 值负相关,特别是茎叶在抽穗期与 pH 值达显著负相关水平(相关系数为 -0.704)。说明降低土壤 pH 值能显著增加水稻对重金属的吸收;水稻各个部位 Cd 的富集系数与土壤质地也表现出较强的相关性,在水稻成熟期根部 Cd 的富集系数与沙粒、粉粒含量的相关系数分别为 0.723 和 -0.728,在置信度为 0.05 时,显著相关,糙米中 Cd 富集系数与沙粒、粉粒含量的相关系数分别为 0.747 和 -0.913,分别在置信度为 0.05、0.01 时显著相关;成熟期水稻根部

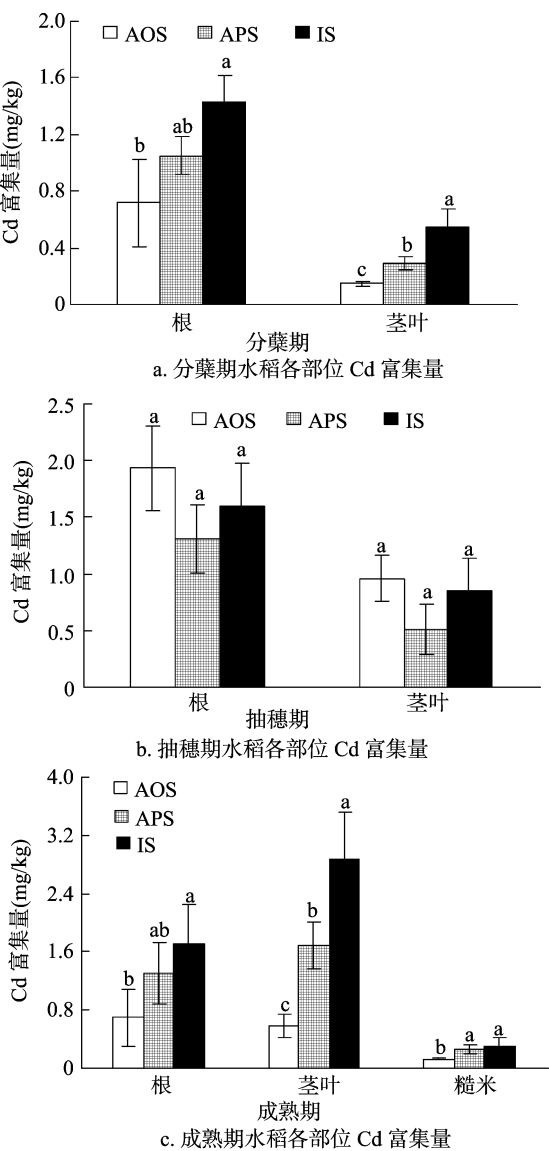


图1 不同产区水稻生育期各部位 Cd 富集特征  
Cd 的富集系数与总磷含量相关系数达到 -0.829, 在置信度为 0.01 时相关性达到显著水平。

表 2 Cd 富集系数与土壤性质之间的相关系数

不同部位 Cd 富集系数	相关系数							
	pH 值	电导率	有机质含量	沙粒含量	粉粒含量	黏粒含量	全氮含量	总磷含量
分蘖期根	-0.419	0.599	0.581	0.598	-0.677 *	-0.411	0.004	-0.653
抽穗期根	-0.478	0.769 *	0.412	0.502	-0.436	-0.386	-0.196	-0.479
成熟期根	-0.485	0.480	0.519	0.723 *	-0.728 *	-0.577	0.074	-0.829 **
分蘖期茎叶	-0.416	0.641	0.591	0.409	-0.693	-0.615	-0.187	-0.636
抽穗期茎叶	-0.704 *	0.498	0.402	0.529	-0.690	-0.482	-0.013	-0.373
成熟期茎叶	-0.406	0.648	0.403	0.553	-0.690	-0.090	0.064	0.401
糙米	-0.481	0.304	0.544	0.747 *	-0.913 **	-0.453	-0.271	-0.226

注: \*、\*\* 表示在置信度(双测)为 0.05、0.01 时,显著相关。表 3 同。

2.4 成都平原典型稻作系统 Cd 富集系数与土壤 Cd 形态的关系

对水稻不同部位 Cd 富集系数与土壤 Cd 形态

分布进行相关分析,由表 3 可知,水稻 Cd 富集系数与土壤 Cd 形态相关性基本表现为水溶态、交换态及碳酸盐结合态/有机物及硫化物结合态 > 铁锰氧

化物结合态>残渣态(抽穗期根、茎叶除外)。分蘖期水稻根部、成熟期水稻根部 Cd 富集系数与土壤水溶态、交换态及碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态 Cd 和有机物及硫化物结合态 Cd 均具有一定的正相关关系,其中与水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 和有机物及硫化物结合态 Cd 达到了显著相关性水平,其相关系数分别为 0.767、0.764 和 0.708、0.749,残渣态 Cd 与其相关性不明显;抽穗期水稻根部 Cd 富集系数与土壤 Cd 各个形态之间的相关性均不显著;分蘖期水稻茎叶 Cd 富集系数与土壤水溶态、交换态及碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物及硫化物结合态 Cd 均具有显著或

极显著正相关关系,相关系数分别为 0.944、0.722、0.911;抽穗期水稻茎叶 Cd 富集系数与铁锰氧化物结合态 Cd 极显著相关,与水溶态、交换态及碳酸盐结合态、有机物及硫化物结合态、残渣态 Cd 有一定的相关性,但相关性不强,特别是残渣态;成熟期茎叶 Cd 富集系数与水溶态、交换态及碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物及硫化物结合态 Cd 均具有显著或极显著正相关关系,相关系数分别为 0.838、0.794、0.854;糙米中 Cd 富集系数与土壤水溶态、交换态及碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物及硫化物结合态 Cd 均具有显著相关性,相关系数分别为 0.763、0.721、0.768。

表 3 水稻不同部位 Cd 富集系数与土壤 Cd 形态相关系数

土壤 Cd 形态	相关系数						
	分蘖期根 Cd 富集系数	抽穗期根 Cd 富集系数	成熟期根 Cd 富集系数	分蘖期茎叶 Cd 富集系数	抽穗期茎叶 Cd 富集系数	成熟期茎叶 Cd 富集系数	糙米 Cd 富集系数
水溶态、交换态及碳酸盐结合态	0.767 *	-0.165	0.708 **	0.944 **	0.410	0.838 **	0.763 *
铁锰氧化物结合态	0.620	0.312	0.593	0.722 *	0.812 **	0.794 *	0.721 *
有机物及硫化物结合态	0.764 *	-0.063	0.749 *	0.911 **	0.591	0.854 **	0.768 *
残渣态	0.264	0.172	0.396	0.458	0.153	0.476	0.410

2.5 成都平原典型稻作系统 Cd 有效性关键驱动因子

为进一步明确关键影响因子,本研究通过主成分分析,分析水稻不同部位 Cd 富集系数与土壤重金属形态、pH 值、有机质含量、电导率、沙粒含量、粉粒含量和黏粒含量的相关关系,并提取方差贡献率较大的主成分。由于研究区重金属含量存在空间变异性,导致各重金属形态含量也具有空间异质性,难以比较样点重金属生物有效性的 大小,为使其具有统一的比较标准,采用形态含量占重金属全量的比例来表示土壤重金属形态含量。

表 4 为土壤环境因子主成分分析因子的载荷矩阵。Cd 各部位特征值大于 1 的主成分均有 4 个。根部 Cd 富集的 4 个主成分的方差贡献率分别为 36.76%、21.62%、14.68% 和 14.17%,茎叶 Cd 富集的 4 个主成分的方差贡献率分别为 38.66%、21.17%、15.71% 和 12.13%,根部 Cd、茎叶 Cd 和糙米 Cd 富集的累积贡献率分别达 87.22%、87.67% 和 87.64%。可见,水稻各部位 Cd 富集主成分分析的累积贡献率均较高,因此,本研究所提取的主成分基本能够反映土壤-水稻系统重金属 Cd 富集系数和产区土壤环境因子的变异信息。

根部 Cd 富集的第 1 主成分主要包括残渣态 Cd

含量、沙粒含量、黏粒含量、总磷含量、粉粒含量和水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 含量;第 2 主成分主要包括铁锰氧化物结合态、全氮含量、pH 值以及水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 含量、有机质含量和富集系数;第 3 主成分包括有机质含量、pH 值、有机物及硫化物结合态 Cd 含量、全氮含量、黏粒含量和总磷含量;第 4 主成分主要包括粉粒含量、有机物及硫化物结合态 Cd 含量、富集系数、沙粒含量、电导率、总磷含量、残渣态 Cd 含量和有机质含量。说明水稻根部 Cd 富集系数与土壤 Cd 形态含量、pH 值、沙粒含量、有机质含量和电导率有关。茎叶 Cd 富集的第 1 主成分主要包括残渣态 Cd 含量、沙粒含量、总磷含量和黏粒含量;第 2 主成分主要包括铁锰氧化物结合态 Cd 含量、全氮含量、有机质含量、pH 值和水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 含量;第 3 主成分主要包括有机物及硫化物结合态 Cd 含量、pH 值、电导率以及水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 含量、富集系数、有机质含量和黏粒含量;第 4 主成分主要包括粉粒含量、pH 值、总磷含量、有机质含量、沙粒含量、铁锰氧化物结合态 Cd 含量和全氮含量。说明茎叶 Cd 富集系数主要与土壤 pH 值、电导率、有机质含量、黏粒含量、Cd 有机物及硫化物结合态 Cd 含量和水溶态、交换态及碳酸盐结

表 4 土壤环境因子主成分分析结果

项目	根 Cd 富集				茎叶 Cd 富集				糙米 Cd 富集			
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC1	PC2	PC3	PC4	PC1	PC2	PC3	PC4
水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 含量	0.15	-0.21	0.13	0.06	0.14	-0.19	0.19	-0.12	0.14	-0.18	0.20	-0.14
铁锰氧化物结合态 Cd 含量	0.09	0.30	-0.01	0.13	0.09	0.29	-0.01	0.23	0.10	0.29	-0.03	0.22
有机物及硫化物结合态 Cd 含量	0.12	-0.03	0.26	0.32	0.10	-0.01	0.35	0.18	0.10	0.02	0.32	0.12
残渣态 Cd 含量	-0.18	-0.10	-0.10	-0.17	-0.17	-0.11	-0.15	-0.13	-0.18	-0.12	-0.14	-0.10
pH 值	0.03	0.24	-0.30	0.02	0.04	0.20	-0.29	0.31	0.05	0.17	-0.26	0.34
电导率	0.10	-0.05	0.05	0.24	0.08	-0.03	0.26	0.12	0.09	-0.03	0.21	0.09
有机质含量	-0.03	0.19	0.39	-0.15	-0.05	0.26	0.19	-0.25	-0.04	0.28	0.09	-0.29
沙粒含量	0.18	0.03	-0.11	-0.25	0.17	0.04	-0.15	-0.24	0.18	0.00	-0.15	-0.21
粉粒含量	-0.15	0.07	-0.03	0.35	-0.14	0.04	0.09	0.41	-0.15	0.06	0.09	0.39
黏粒含量	-0.16	-0.11	0.22	0.11	-0.16	-0.10	0.18	0.04	-0.18	-0.06	0.17	0.01
全氮含量	0.06	0.25	0.26	-0.07	0.05	0.28	0.15	-0.23	0.06	0.29	0.08	-0.25
总磷含量	0.16	-0.11	-0.20	0.21	0.16	-0.14	0.00	0.25	0.16	-0.15	0.06	0.27
富集系数	0.11	-0.15	0.15	-0.26	0.15	-0.11	-0.19	-0.02	0.10	-0.13	-0.27	-0.05
解释方差(%)	36.76	21.62	14.68	14.17	38.66	21.17	15.71	12.13	36.56	21.04	17.82	12.22
累积解释方差(%)	36.76	58.38	73.05	87.22	38.66	59.83	75.53	87.67	36.56	57.60	75.42	87.64

注:PC1、PC2、PC3 和 PC4 分别代表第 1 主成分、第 2 主成分、第 3 主成分和第 4 主成分。

合态 Cd 含量有关。糙米 Cd 富集的第 1 主成分主要包括沙粒含量、残渣态 Cd 含量、黏粒含量和总磷含量;第 2 主成分主要包括全氮含量、铁锰氧化物结合态 Cd 含量、有机质含量和水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 含量、pH 值;第 3 主成分主要包括有机物及硫化物结合态 Cd 含量、富集系数、pH 值、电导率和水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 含量、黏粒含量;第 4 主成分主要包括粉粒含量、pH 值、有机质含量、总磷含量、全氮含量、铁锰氧化物结合态 Cd 含量和沙粒含量。由此可见,糙米 Cd 富集系数与土壤中 pH 值、电导率以及水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 含量、黏粒含量、有机物含量、硫化物结合态 Cd 含量有关。

3 结论与讨论

研究表明,工业污染源是其周围农田重金属 Cd 超标的主要原因,周边污染面积占比可达 21%<sup>[11]</sup>。本研究中,工业源产区(IS)土壤总 Cd 含量显著高于农业源产区(AOS、APS),平均含量为 1.21%,达 GB 15618—2009《国家环境土壤质量标准》中 0.3% 的 4 倍。此外,研究认为,低 pH 值、轻质地土壤对镉吸附能力较低,更易受污染<sup>[12]</sup>,这与本研究结果相似,即 IS(低 pH 值、轻质地)产区镉含量显著高于 AOS、APS 产区。然而,AOS 和 APS 作为传统农耕区,其土壤中 Cd 可能主要来源于有机肥、磷肥、农药的大

量使用<sup>[14]</sup>。研究表明,不同 Cd 含量的磷矿石是磷肥的重要加工原料,且 Cd 在成品磷肥中留存率可以达到 60% ~ 80%<sup>[13]</sup>。此外,我国鸡粪、牛粪等有机肥的 Cd 超标率也达到了 10.3% ~ 69.0%<sup>[14]</sup>。因此,长期磷肥、有机肥投入引起的农田 Cd 污染也应该得以重视。

分蘖期、成熟期水稻各部位 Cd 富集量均表现为 IS(工业产区) > APS(农业磷肥源地) > AOS(农业有机肥源地),且 IS 与 AOS 差异显著。大量研究表明,水稻吸收土壤中的 Cd 主要集中在抽穗前的营养生长阶段,其吸收占比达到整个生育期的 91%<sup>[15-16]</sup>。而分蘖期为营养生长阶段的重要时期,该阶段对重金属 Cd 的富集不仅会造成植株体内 Cd 的积累,而且对水稻后期籽粒形成影响很大。

土壤 pH 值作为土壤重要的理化性质之一,被认为是影响植物对土壤重金属吸收的最主要因素。土壤 pH 值会直接影响土壤重金属氢氧化物、碳酸盐、磷酸盐的溶解度以及重金属的水解、有机物质的溶解、土壤表面电荷的性质,因而对土壤重金属吸附过程起着主导作用。本研究表明,水稻各部位 Cd 富集系数与 pH 值负相关,说明降低土壤 pH 值能够增加水稻对重金属的吸收,这可能是由于在低 pH 值条件下,一些固相盐类的溶解度增加,而土壤溶液中 Fe<sup>2+</sup>、Mn<sup>2+</sup>、Zn<sup>2+</sup>、H<sup>+</sup> 含量的增加又可以与重金属元素在土壤中竞争交换位,从而使得土壤对

重金属元素的吸附减少,进而增加重金属元素的有效性;土壤 pH 值的升高,可引起重金属氢氧化物、硫化物、磷酸盐和碳酸盐发生沉淀反应,使有机质和土壤表面胶体对重金属的吸附量增加,降低重金属的有效性<sup>[17]</sup>。

水稻各部位 Cd 的富集系数与土壤质地表现出较强的相关性,在水稻成熟期水稻根部 Cd 的富集系数与沙粒和粉粒含量达到显著相关水平,糙米中 Cd 富集系数与沙粒和粉粒含量达到显著或极显著相关。研究表明,土壤质地越黏重,对重金属持留量越大,其原因在于一方面黏土矿物的晶格中含有 K、Na、Ca、Mg 等常规无机离子,而重金属能够通过取代反应替换常规离子进入晶格内部;另一方面,土壤矿物特别是黏粒含量是影响土壤氧化还原电位(CEC)的主要因素,而 CEC 代表了土壤胶体的负电荷量,其数值越高,土壤负电荷量越高,通过静电吸附的重金属离子量也越多。夏增禄发现,在冲积土上处理浓度为 300 mg/kg 高浓度重金属溶液时,水稻开始减产,而在火山灰土处理浓度达到 300 mg/kg 时,对水稻生产几乎没有影响<sup>[18]</sup>。因此,土壤黏粒含量也是影响植物对土壤重金属吸收的重要理化性质。

此外,土壤盐分、含磷量等其他土壤理化性质也对重金属的有效性具有一定影响<sup>[19-20]</sup>。含磷量对水稻 Cd 的富集具有一定影响,本研究中成熟期水稻根部 Cd 的富集系数与总磷含量达到极显著负相关水平,而磷是植物必需的营养元素,也是农业生产中最常用的肥料,这些肥料进入土壤后会与土壤发生反应或产生自身形态转化,并在施肥点及其肥料扩散半径内影响土壤理化性质。因此,施用磷肥会影响作物对 Cd 的吸收。有关磷肥对植物吸收镉的影响有不同的报道,一部分认为,磷酸盐可以抑制植物对镉的吸收,与本研究的结果相似,但也有不少试验结果表明,磷肥的施用促进了植物对镉的吸收<sup>[21]</sup>。

本研究结果表明,不同 Cd 形态与水稻 Cd 富集系数相关程度存在差异,其中水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 的水稻生物有效性总体最高,这可能由于重金属交换态是最先溶于水的形态,被认为是最易被植物吸收的组分,且相关研究证实了重金属交换态是具有潜在生物有效性的形态。结合水稻中各部位 Cd 富集系数与土壤理化性质及 Cd 形态分布的相关性分析结果表明,水稻中 Cd 生物有

效性的主要驱动因子为土壤 pH 值、电导率、有机质含量、土壤质地和土壤中水溶态、交换态及碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物及硫化物结合态 Cd 的分布,且水溶态、交换态及碳酸盐结合态 Cd 的影响最大。

#### 参考文献:

- [1] 阎波杰,史文娇,王宗,等. 基于多指标融合的福建省农用地畜禽粪便环境污染风险评价[J]. 环境科学学报,2017,37(3): 1146-1152.
- [2] 吴建敏,曹铁怀,曹雪林,等. 影响畜禽粪便污染物的饲料因子分析[J]. 江苏农业科学,2009(4): 273-275.
- [3] 朱恩,王寓群,林天杰,等. 上海地区畜禽粪便重金属污染特征研究[J]. 农业环境与发展,2013,30(1): 90-93.
- [4] 唐豆豆,袁旭音,汪宜敏,等. 地质高背景农田土壤中水稻对重金属的富集特征及风险预测[J]. 农业环境科学学报,2018,37(1): 18-26.
- [5] 安梅,董丽,张磊,等. 不同种类生物炭对土壤重金属镉铅形态分布的影响[J]. 农业环境科学学报,2018,37(5): 892-898.
- [6] 汪玉瑛,计海洋,吕豪豪,等. 羊栖菜生物炭对镉污染土壤性质及镉形态的影响[J]. 农业环境科学学报,2018,37(6): 1132-1140.
- [7] 李张伟. 粤东凤凰山茶区土壤镉赋存形态特征及茶叶有效性[J]. 水土保持通报,2013,33(4): 237-241.
- [8] 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.
- [9] Jia Y L, Xiao T F, Zhou G Z, et al. Thallium at the interface of soil and green cabbage (*Brassica oleracea* L. var. capitata L.): soil-plant transfer and influencing factors[J]. Science of the Total Environment, 2013, 450(1): 140-147.
- [10] 王硕,罗杰,蔡立梅,等. 土壤-水稻系统中重金属的富集特征及对土壤元素标准限的判定[J]. 环境化学,2018(7): 1508-1514.
- [14] 刘荣乐,李书田,王秀斌,等. 我国商品有机肥料和有机废弃物中重金属的含量状况与分析[J]. 农业环境科学学报,2005,24(2): 392-397.
- [11] 宋文恩,陈世宝,唐杰伟. 稻田生态系统中镉污染及环境风险管理[J]. 农业环境科学学报,2014,33(9): 1669-1678.
- [12] 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.
- [13] 陈宝玉,王洪君,曹铁华,等. 不同磷肥浓度下土壤-水稻系统重金属的时空累积特征[J]. 农业环境科学学报,2010,29(12): 2274-2280.
- [15] 王英,李正文,贺紫荆. 不同水稻品种积累镉的差异及其动态变化[J]. 广西农业生物科学,2007,26(增刊1): 82-85.
- [16] 林肖,任艳芳,张艳超,等. 镉污染对水稻分蘖期植株生长及镉积累的影响[J]. 浙江农业科学,2017,58(5): 743-746.
- [17] 陈楠,张昊,杨慧敏,等. 土壤 pH 值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.

黎 慧, 万夕和, 贲成恺, 等. 南黄海辐射沙脊群海域浮游植物群落结构特征及主要环境影响因子[J]. 江苏农业科学, 2020, 48(1): 231–235. doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.01.043

# 南黄海辐射沙脊群海域浮游植物群落结构特征 及主要环境影响因子

黎 慧, 万夕和, 贲成恺, 王李宝, 沈 辉, 史文军, 乔 毅, 张朝晖

(江苏省海洋水产研究所, 江苏南通 226007)

**摘要:**根据 2011 年 5、8、10 月及 2012 年 2 月对南黄海辐射沙脊群海域 4 个航次的调查, 获取了全年浮游植物的种类、数量和优势种等数据。结果显示, 辐射沙脊群海域在全年调查中共鉴定出浮游植物 60 种, 其中硅藻门 52 种, 占绝对优势。中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)、加氏星杆藻(*Asterionella kariana*)和有翼圆筛藻(*Coscinodiscus bipartitus*) 在 4 个季节均为优势种; 不同季节藻类丰富度差异明显, 以秋季最多, 为 40 种, 多样性和均匀度指数差异不明显。通过分析该海区浮游植物群落结构与环境因子间关系发现, 相同属种类在典型对应分析(CCA)坐标中占据相似的生态位, 且相对位置较近; 与环境因子的关系也相似。

**关键词:**环境因子; 浮游植物群落结构; 南黄海; 辐射沙脊群

**中图分类号:** X834; S181 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2020)01-0231-05

浮游植物是海洋生态系统的重要组成部分, 其种群分布和结构特征直接影响海洋的整个生态系统<sup>[1-3]</sup>。浮游植物的种类、数量及群落结构与海水环境因子密切相关<sup>[4-5]</sup>, 因此探究浮游植物分布特征及海洋环境状况具有重要的生态学意义<sup>[6-7]</sup>。目前, 已有多统计方法应用于生物群落结构与环境关系的研究, 如相关性分析、典型对应分析等, 在分析浮游植物群落与环境的关系方面逐渐得到广泛运用<sup>[8-9]</sup>。

南黄海辐射沙脊群位于江苏省岸外海域, 面积约为 2.8 万 km<sup>2</sup>, 由 70 多条沙脊和沙脊间潮流通道

组成, 呈褶扇状向海辐射, 是世界上最大的潮间带辐射状水下沙脊<sup>[10-12]</sup>。南黄海辐射沙脊群是优越的“海洋牧场”, 丰富的海洋生物资源交织成复杂的海洋生物网。近年来, 关于南黄海辐射沙脊群附近海域的水文动力及地质地貌等方面的研究报道较多<sup>[13-14]</sup>, 但对本海域的浮游植物群落组成及水质环境状况鲜有报道。本研究通过对该海域浮游植物群落组成和环境因子的调查, 对其进行典型的对应分析, 确定影响浮游植物组成的重要环境因子, 为南黄海辐射沙脊群的开发提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 调查站位及时间

根据南黄海辐射沙脊群的地理位置及海洋环境资料<sup>[2-5]</sup>, 本调查在“东沙”和“高泥”人工岛工程海域(32°20′~33°30′N、120°40′E~岸线)设置 5 条调查断面, 共 15 个站位。调查时间为 2011 年 5 月(春季)、8 月(夏季)、11 月(秋季)及 2012 年 2 月(冬季), 站位分布见图 1。

收稿日期: 2018-09-30

基金项目: 江苏省重点研发计划-现代农业(编号: BE2017384); 江苏省南通市科技项目-应用基础研究(编号: MS12015076); 江苏省渔业科技类项目(编号: Y2017-20)。

作者简介: 黎 慧(1985—), 女, 山东泰安人, 硕士, 高级工程师, 主要从事海洋环境与生物学研究。Tel: (0513) 85223630; E-mail: xh0922@163.com。

通信作者: 张朝晖, 博士, 研究员, 主要从事海洋生态学研究。E-mail: zzh6495@sohu.com。

[18] 夏增禄. 土壤环境容量研究[M]. 北京: 气象出版社, 1986.

[19] Haldar M, Mandal L N. Effect of phosphorus and zinc on the growth and phosphorus, zinc, copper, iron and manganese nutrition of rice [J]. Plant and Soil, 1981, 59(3): 415–425.

[20] McLaughlin M J, Palmer L T, Tiller K G, et al. Increased soil salinity cause elevated cadmium concentrations in field-grown

potato tuber[J]. Journal of Environmental Quality, 1994, 23(5): 1013–1018.

[21] Morishita T, Fumoto N, Yoshizawa T, et al. Varietal differences in cadmium levels of rice grains of Japonica, Indica, Javanica and hybrid varieties produced in the same plot of a field [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2016, 33(4): 629–637.