

基于物种敏感性分布(Burr-III)模型预测 Cd 对水稻毒害的生态风险阈值 HC_5

孙 聪, 陈世宝*, 马义兵, 刘继芳

(中国农业科学院农业资源与农业区划研究所/国家土壤肥力与肥料效益监测站网, 北京 100081)

摘 要: Burr-III 型分布是一种灵活的分布函数模型, 对有害物质产生毒性的物种敏感性数据有很好的拟合效果。本研究采用水培实验研究了我国常见的 17 种不同水稻对 Cd 毒性的剂量-效应关系, 结合 Burr-III 物种敏感性分布模型对不同水稻 Cd 毒性的物种敏感性分布频次和基于保护 95% 水稻品种的 Cd 毒性阈值 HC_5 进行了预测。结果表明: 水培条件下, 随着 Cd 处理浓度 ($0.30 \sim 6.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的增加, 水稻对 Cd 富集系数 (BCF) 明显下降, 而转运系数 (TF) 呈现出增加的趋势, 总体而言, 杂交品种水稻对 Cd 的转运系数高于常规品种水稻。不同水稻对 Cd 胁迫的半抑制浓度阈值 (EC_{50}) 变化范围为 $0.552 \sim 24.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 不同水稻品种 EC_{50} 相差 1.18~43.49 倍, 10% 抑制浓度 (EC_{10}) 变化范围为 $0.033 \sim 1.624 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 不同水稻品种 EC_{10} 相差 1.758~49.21 倍。不同水稻对 Cd 的毒性呈现出明显的敏感性差异特征, Burr-III 分布模型预测结果表明, 基于保护 95% 的水稻品种, Cd 的 10% 抑制浓度值 ($HC_{5^{10\%}}$) 为 $0.045 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 50% 抑制浓度值 ($HC_{5^{50\%}}$) 为 $0.594 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。研究结果为我国水稻 Cd 污染防治及土壤 Cd 质量标准的修订提供了依据。

关键词: Burr-III 模型; 镉; 水稻; 生态风险阈值; 物种敏感性分布

中图分类号: X503.231

文献标志码: A

文章编号: 1672-2043(2013)12-2316-07

doi:10.11654/jaes.2013.12.002

Ecological Hazard Concentration (HC_5) of Cadmium (Cd) to Rice Cultivars Under Hydroponic Culture as Determined with Species Sensitivity Distribution Model (Burr-III)

SUN Cong, CHEN Shi-bao*, MA Yi-bing, LIU Ji-fang

(National Soil Fertility and Fertilizer Effects Long-term Monitoring Network/Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081)

Abstract: Burr type III distribution is a continuous distribution model and could best describe species sensitivity distributions (SSD) of chemical pollutants to organisms. A hydroponic culture experiment was conducted to investigate dose-responses of cadmium (Cd) to 17 different rice cultivars. Burr-III was employed to determine ecological hazard concentrations (HC_5 : protection of 95% rice species) of Cd to rice cultivars. With increasing Cd levels ($0.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to $6.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), biologic concentration factors (BCFs) of Cd to rice species generally decreased, while transfer factors (TFs) of Cd increased. Higher TFs of Cd were found in hybrid rice than in traditional rice cultivars. Effective concentration (EC_{50}) of Cd at 50% inhibition of rice responses ranged from $0.552 \sim 24.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in solution, and EC_{10} from $0.033 \sim 1.624 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The Burr-III model predicted that $HC_{5^{10\%}}$ of Cd at 10% inhibition was $0.045 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $HC_{5^{50\%}}$ was $0.594 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. These results provide useful information for ecological risk assessment of Cd to rice.

Keywords: Burr-III model; cadmium; rice cultivars; phytotoxicity; ecological hazard concentration (HC_5); species sensitivity distributions (SSD)

近年来,国内外关于土壤 Cd 污染对水稻的生态风险研究,主要集中在不同水稻对 Cd 的富集机理^[1-5]、

水稻 Cd 吸收的根际过程^[6-9]、Cd 诱导胁迫的生理生化特征等^[10-17],但利用逻辑斯蒂克(Log-logistic)分布模型在剂量-效应关系基础上,进行污染土壤中 Cd 对不同品种水稻毒性的生态风险阈值研究还鲜见报道。在土壤重金属污染防治研究中,生态风险阈值(HC_p : 即保护(100-p)%的物种不受影响时所允许的最大剂量浓度)研究是进行污染土壤生态风险评价及农产品

收稿日期: 2013-06-30

基金项目: 国家自然科学基金项目(41271490, 21077131); 农业部农业公益性行业专项(200903015)

作者简介: 孙 聪(1987—),女,在读研究生,研究方向为重金属污染土壤与生态评价。E-mail: suncong01@caas.cn

* 通信作者: 陈世宝 E-mail: chenshibao@caas.cn

污染防治研究的前提和关键。目前,我国在土壤重金属污染生态风险评价方面的理论与技术研究还相对薄弱,如重金属急性毒性数据外推获得慢性毒性数据的理论、不同毒性数据的归一化方法和原理、以生态毒理模型为基础的污染物生态风险评价方法等^[18-20]。目前,我国少数学者已开始利用国外先进的生态风险理论和方法来研究我国水环境中污染物的生态风险问题^[19,21],但针对土壤中 Cd 对水稻毒性的生态风险阈值研究还鲜见报道。

在污染物生态风险评价中,不同物种毒理学数据的物种敏感度分布(species sensitivity distributions, SSD),即通过概率分布函数将不同物种测试间的毒理数据外推,实现污染物在生物群落甚至生态系统水平上风险评价是目前研究的热点和前沿^[18,21]。物种敏感性分布(SSD)的原理是假设生态系统中不同物种对某一污染物的敏感性(EC₁₀、EC₅₀等)能够被一个分布所描述,通过来自于这个分布的生物测试获得的有限物种的毒性阈值可用于估算该分布的预测无效应浓度(PNEC)^[22]。目前,将 SSD 法用于我国土壤中 Cd 毒害的风险评价及生态毒性阈值的研究还未见报道。

本文通过水培法,研究不同品种水稻对外源添加 Cd 的毒性剂量-效应关系,利用 Burr-III 模型计算不同品种水稻对外源 Cd 毒性的敏感性分布(SSD)频次,在此基础上,推导出保护 95%水稻品种的 10%和 50%抑制的 Cd 浓度值,研究结果将为我国水稻 Cd 污染防治提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试水稻来自我国水稻主产区的 17 个不同水稻品种:湘早 45(X-45),湘早 6 号(X-6),陆两优 28(L-28),T 优 167(T-167),湘早 17 号(X-17),株两优 211(Z-211),三香优 974(S-974),T 优 15(T-15),陵两优 268(N-268),金优 899(J-899),益早 9 号(Y-9),嘉早 211(J-211),中嘉早 17(Z-17),金优 463(J-463),株两优 312,湘早 42(X-42),株两优 120(Z-120)。其中,前 12 个水稻品种为杂交水稻,后 5 个为常规水稻品种。

1.2 水培试验设计

将上述水稻种子用 1% H₂O₂ 处理 24 h,进行消毒和打破种子休眠,再用蒸馏水洗净后,放入培养皿中,保持湿润水分,置于 30 ℃发芽箱内进行催芽,等种子

胚芽露白后,播种到装有珍珠岩和 1/2 Hoagland(pH 值 5.0)营养液的花盆中进行前期培养。待水稻幼苗出现三叶一心时,小心将苗取出,用清水将根系轻轻洗净,然后选择长势一致的苗移栽至装有 1000 mL 营养液的 PVC 培养筒中,每个培养筒保留 2 株幼苗,营养液每 3 d 更换一次,试验在中国农科院控温温室进行(白天室温 25 ℃±2 ℃,夜间温度 20 ℃±2 ℃)。在培养过程中,为使营养液 pH 值和元素浓度保持稳定,每天用 40% NaOH 溶液调节一次培养液的酸度,使 pH 值保持在 5.0。

等幼苗生长 7 d 返青后,进行不同浓度 Cd 处理。本实验 Cd 以 3CdSO₄·8H₂O(GR)溶液进行添加。Cd 添加浓度为 7 个水平:0、0.3、0.6、1.2、2.4、4.8、6.0 mg·L⁻¹,同时对添加后溶液实际 Cd 的含量进行测定,以便进行剂量-效应关系测定。根据逻辑斯蒂克(Log-logistic)分布模型对污染物剂量-效应拟合曲线的要求,实验设置 2 个重复,培养 28 d 后收获。收获时,先用自来水将水稻植株完全洗净,为去除粘附在植株根表的可交换态 Cd,实验用 20 mmol·L⁻¹ EDTA-2Na 交换 20 min,然后用去离子水冲洗,将植株分成地上部和根系两部分,于烘箱 105 ℃杀青 30 min,再 80 ℃烘至恒重,分别测定地上、地下部干重及植株中 Cd 含量。

1.3 试验方法

1.3.1 生物量测定

将收获后的水稻植株分为根和茎叶两部分,在 105 ℃杀青 30 min,再 80 ℃烘至恒重,用万分之一电子天平称量根、茎叶的干物质质量。

1.3.2 植株茎叶和根部 Cd 含量测定^[23]

植株中 Cd 含量采用 HNO₃-H₂O₂ 微波消解后原子吸收光谱测定法进行测定。具体方法简单描述如下:称取样品约 0.50 g 于消解罐中,加浓硝酸(优级纯)6 mL 和 H₂O₂ 2 mL,加盖拧紧,摇匀放置过夜,上机消解,160 ℃左右赶酸至近干,5%硝酸转移定容到 25 mL 容量瓶中,利用火焰(石墨炉)原子吸收分光光度计(AAS/AFS; Varian AA 240FS+GTA)进行 Cd 含量测定。

1.3.3 剂量-效应曲线拟合^[24]

不同品种水稻 Cd 毒性的剂量-效应关系曲线采用逻辑斯蒂克分布模型(Log-logistic distribution)进行

拟合,Log-logistic 曲线:
$$y = \frac{y_0}{1 + e^{[b(x-M)]}}$$

式中:y 为各处理水平的水稻干质量(或胁迫反应程度)与对照处理的水稻干质量(或胁迫反应程度)的比

值,即水稻胁迫反应产生的百分数(%), y_0 、 b 为拟合的参数, x 为不同处理溶液中 Cd 的浓度值($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); M 为 $\text{EC}_x(x=10,50)$ 的自然对数值。

当土壤中低浓度 Cd 对植物产生刺激效应时,采用低剂量刺激效应拟合方程(Hormesis dose-response data fitting)进行毒性效应的拟合,方程如下:

$$Y = \frac{a+bX}{1 + \left[\frac{k}{100-k} + \left(\frac{100}{100-k} \right) \frac{bc}{a} \right] \exp[d \ln X/c]}$$

式中: Y 为水稻 Cd 相对含量或相对生物量(%); X 为 Cd 的浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; a 、 b 、 c 、 d 为方程参数。当 k 为 10、50 时,参数 c 定义为 EC_{10} 及 EC_{50} 。

1.3.4 水稻 Cd 毒性的物种敏感性分布(SSD)测定

在利用逻辑斯蒂克分布模型对不同品种水稻 Cd 毒性剂量-效应测定基础上,通过对不同品种水稻 Cd 毒性阈值(EC_x , 这里 $x=10,50$)进行对数变换后,利用最新的分布函数模型(Burr-III 型分布统计软件)进行不同品种水稻 Cd 毒性的敏感性分布(SSD)曲线的拟合,澳大利亚联邦科学和工业研究组织(<http://www.csiro.au/products/BurrIII.html>)提供了该方法的说明以及相关的计算软件 BurrIIZO。从 Burr-III 模型拟合得到的基于 95% 概率的不同品种水稻 Cd 毒性的敏感性分布曲线。

$$\text{Burr-III 型函数的参数方程为: } F(x) = \frac{1}{[1 + (\frac{b}{x})^k]^k}$$

x 为溶液中 Cd 的浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; b 、 c 、 k 为函数的 3 个参数。具体是采用 M. Barnes (CSIRO, Adelaide, Australia) 编制的软件进行拟合。

1.4 数据处理

所有实验数据均采用 Excel 和 SPSS 分析软件(v16.0)进行处理,利用新复极差法(Duncan 法)进行差异显著性分析(显著性水平 0.05)。

2 结果与分析

2.1 Cd 胁迫对水稻生长的影响

Cd 是植物非必需元素,Cd 胁迫对植物生长产生一定抑制作用。本实验结果表明,在水培(pH5.0)条件下,Cd 胁迫对水稻幼苗生长的毒害症状首先表现在根部,随后发展到地上部分。培养 7 d 后,与对照相比不同 Cd 处理水稻根部发黄,浓度越大则颜色越深,地上部无明显差异;14 d 后,添加浓度为 $4.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $6.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd 处理,根部由黄色逐渐变为褐色,根系短粗,植株叶尖出现发黄、干枯的症状,到 28 d 收获时,添加浓度为 $4.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理植株的叶片干枯失绿,叶尖干黄,分蘖少。对植物生物量测定结果表明,添加 $0.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 Cd 对 12 个不同品种的水稻生长(干质量)产生显著的抑制作用($P<0.05$),占所测试水稻品种的 70.6%,随着添加浓度的增加,水稻生长受抑制程度也越严重,但不同品种水稻对 Cd 胁迫的反应程度有很大差异(表 1)。当溶液 Cd 浓度达到 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,与对照相比,所有水稻地上部分干质量均显著下降;当溶液 Cd 浓度进一步升高到 $6.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,不同水稻生长受抑制程度范围(与对照相比干质量降低百分数)达到 83.3%(T-15)~26.6%(J-211)。在所测定的 17 个不同品种水稻中,其中少数品种(X-6, L-28, Z-120)在低浓度($<0.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)时,对 Cd 胁迫产生低剂量刺激效应,这 3 个不同品种产生低剂量刺激作用的最大效应分别为对照的 105.0%、106.8% 和 104.9%。

2.2 不同水稻品种对 Cd 富集、转运系数测定

生物富集系数(BCF)是描述化学物质在生物体内累积趋势的重要指标之一。本研究表明,除了生物量外,不同水稻品种对 Cd 胁迫反应的差异还表现在对 Cd 的生物富集系数(BCF:植株 Cd 浓度与溶液 Cd

表 1 不同浓度 Cd 对水稻生物量(干质量, $\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$)的影响

Table 1 Effect of Cd on rice biomass(DW, $\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$) under hydroponic culture

处理	X-45	X-6	L-28	T-167	X-17	Z-211	S-974	T-15	N-268	J-899	Y-9	J-211	ZJ-17	J-463	Z-312	X-42	Z-120
CK	0.144a	0.141a	0.439a	0.570a	0.537a	0.269a	0.567a	0.538a	0.375a	0.518a	0.138a	0.094a	0.263a	0.501a	0.642a	0.535a	0.402a
0.3	0.061c	0.143a	0.469a	0.357b	0.368b	0.191b	0.316b	0.221b	0.296c	0.315b	0.137a	0.082b	0.222b	0.500a	0.428b	0.369b	0.422a
0.6	0.097b	0.147a	0.350b	0.340b	0.203c	0.143c	0.295b	0.263b	0.336b	0.356b	0.097b	0.081b	0.255a	0.347bc	0.437b	0.348b	0.334b
1.2	0.091b	0.083bc	0.370b	0.314b	0.222c	0.148c	0.237c	0.241b	0.186d	0.232c	0.105b	0.118a	0.234ab	0.373b	0.434b	0.317b	0.338b
2.4	0.065c	0.091b	0.219c	0.226c	0.174d	0.128dc	0.220c	0.218b	0.178d	0.238c	0.095b	0.076bc	0.215b	0.408b	0.358c	0.290bc	0.352b
4.8	0.066c	0.082bc	0.146d	0.175d	0.132e	0.102d	0.141d	0.138c	0.182d	0.246c	0.104b	0.086b	0.147c	0.365bc	0.313c	0.270c	0.268c
6.0	0.064c	0.067c	0.120d	0.173d	0.126e	0.052e	0.135d	0.105c	0.137e	0.168d	0.126a	0.069c	0.118c	0.343c	0.253d	0.225d	0.237d

注:相同列的不同字母表示差异性显著($P<0.05$)

浓度之比)和转运系数(TF:植株茎叶中 Cd 浓度与根中 Cd 浓度之比)差异(表 2)。研究结果表明,除了少数几个品种在 6.0 mg·L⁻¹ 条件下 BCF 变化有差异外,其余品种随着 Cd 处理浓度的增加,BCF 值也明显下降。在低浓度(0.3 mg·L⁻¹)条件下,不同水稻对 Cd 的富集系数范围在 0.015(J-211)~0.037(T-15)之间,相差 2.47 倍。与生物富集系数不同的是,不同水稻对 Cd 的转运系数(TF)呈现出随着 Cd 胁迫浓度的增加而增加的趋势,其中,在低浓度(0.3 mg·L⁻¹)条件下,不同水稻对 Cd 的转运系数范围在 0.055(J-463)~0.358(ZJ-17)之间,相差 6.51 倍;而在高浓度(6.0 mg·L⁻¹)处理条件下,不同水稻对 Cd 的转运系数范围为 0.302(Z-120)~1.128(J-899),相差 3.74 倍。值得一提的是,在不同水稻品种中,少数几个品种(X-17,Z-211,S-974)虽然对 Cd 的富集系数(BCF)较低,但转运系数却较高,这表明,不同水稻品种对 Cd 吸收、转运机制间存在很大的差异,而这种差异性对 Cd 胁迫所产生的剂量-效应关系有重要影响。

2.3 不同品种水稻 Cd 毒性的剂量-效应曲线

通过逻辑斯蒂克分布模型(Log-logistic)对不同品种水稻中 Cd 毒性的剂量-效应关系测定结果表明(图 1),在本实验添加浓度(0~6.0 mg·L⁻¹)范围内,随着溶液中 Cd 浓度的增加,水稻的生长(生物量)受到不同程度的抑制作用,但不同水稻品种对 Cd 胁迫所产生的反应存在明显差异,其中,最为敏感的品种为 T-15,生物量降低最高达到 80.5%,而对 Cd 具有较强耐性的品种为 J-463,生物量降低最高为 31.5%。Cd 虽然是植物非必需元素,但在 Cd 低浓度(小于 0.6

mg·L⁻¹)处理条件下,少数水稻品种(X-6,L-28,Z-120)的生长却受到一定的刺激(Hormesis)效应。图 1 是不同水稻品种对 Cd 毒性胁迫反应的剂量-效应关系。从图 1 可以看出,在相同 Cd 处理浓度下,不同品种的水稻产生的胁迫效应差异很大。基于逻辑斯蒂克分布模型所测定的 17 种不同水稻 Cd 毒性的剂量-效应关系毒性阈值(EC₅₀,EC₁₀)及其 95%的置信区间见表 3。从表 3 可以看出,Cd 对以上 17 种水稻的毒性阈值(EC₅₀)变化范围为 0.552~24.01(J-463)mg·L⁻¹,毒性阈值最大的是 J-463,最小的是 T-15,不同水稻品种 EC₅₀ 之间差别为 1.18~43.49 倍;Cd 对不同水稻 10%抑制浓度(EC₁₀)变化范围为 0.033~1.624 mg·L⁻¹,不同水稻品种 EC₁₀ 之间差别为 1.758~49.212 倍。

2.4 基于 EC_x(x=10,50)的物种敏感性分布及 HC₅ 值预测

目前,在测定有毒化学物质毒性的物种敏感性分布(Species sensitivity distributions,SSD)规律研究中,常用参数拟合方法主要包括 Burr-Ⅲ、Log-triangular 以及 Log-Normal 等模型^[8],根据我们前期研究结果表明,Burr-Ⅲ型分布是一种灵活的分布函数模型,对有害物质产生毒性的物种敏感性数据拟合较好^[24-25]。本实验根据上述不同品种水稻 Cd 毒性的剂量-效应关系,计算不同水稻受 Cd 胁迫的浓度阈值(EC_x,x=10,50),对不同水稻的毒性阈值进行对数变换后,利用 Burr-Ⅲ型分布统计软件对不同水稻 Cd 毒性的敏感性分布的曲线进行拟合(图 2)。

从 Burr-Ⅲ模型拟合得到的不同品种水稻毒性的敏感性分布曲线可以看出,17 种不同水稻对 Cd 毒性

表 2 不同水稻对 Cd 的生物富集系数(BCF)及转运系数(TF)

Table 2 Biologic concentration factor(BCF) and transfer factors(TF) of Cd to rice species under hydroponic culture

	Cd 处理	X-45	X-6	L-28	T-167	X-17	Z-211	S-974	T-15	N-268	J-899	Y-9	J-211	ZJ-17	J-463	Z-312	X-42	Z-120
BCF	0.3	0.032	0.030	0.030	0.031	0.030	0.028	0.028	0.037	0.028	0.033	0.017	0.015	0.017	0.028	0.019	0.016	0.019
	0.6	0.026	0.027	0.026	0.029	0.030	0.029	0.025	0.028	0.023	0.027	0.013	0.010	0.011	0.012	0.011	0.010	0.009
	1.2	0.018	0.018	0.016	0.019	0.026	0.020	0.019	0.020	0.016	0.018	0.008	0.007	0.009	0.007	0.008	0.005	0.017
	2.4	0.008	0.008	0.008	0.008	0.009	0.012	0.010	0.010	0.010	0.011	0.006	0.006	0.006	0.006	0.006	0.006	0.007
	4.8	0.010	0.011	0.008	0.007	0.008	0.010	0.009	0.008	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.006	0.006	0.005	0.007
	6.0	0.010	0.007	0.009	0.007	0.013	0.008	0.010	0.010	0.010	0.010	0.018	0.020	0.019	0.020	0.019	0.017	0.020
	CK	0.034	0.155	0.093	0.177	0.155	0.178	0.161	0.068	0.051	0.168	0.183	0.139	0.107	0.063	0.106	0.175	0.142
TF	0.3	0.168	0.172	0.131	0.116	0.172	0.134	0.186	0.151	0.113	0.201	0.157	0.241	0.358	0.055	0.107	0.127	0.086
	0.6	0.274	0.208	0.149	0.150	0.138	0.184	0.162	0.188	0.077	0.116	0.269	0.659	0.693	0.329	0.206	0.472	0.166
	1.2	0.580	0.310	0.349	0.216	0.235	0.324	0.195	0.246	0.404	0.340	0.386	0.760	0.529	0.311	0.237	0.582	0.146
	2.4	0.725	0.375	0.612	0.303	0.587	0.354	0.426	0.383	0.538	0.519	0.846	0.763	0.480	0.498	0.339	0.643	0.437
	4.8	1.026	0.539	0.864	0.698	0.867	0.825	0.669	0.729	0.749	0.741	0.503	0.921	0.601	0.638	0.521	0.614	0.721
	6.0	1.058	0.709	0.868	0.877	0.823	0.916	1.018	0.730	0.867	1.128	0.682	0.566	0.594	0.412	0.384	0.450	0.302
	CK	0.034	0.155	0.093	0.177	0.155	0.178	0.161	0.068	0.051	0.168	0.183	0.139	0.107	0.063	0.106	0.175	0.142

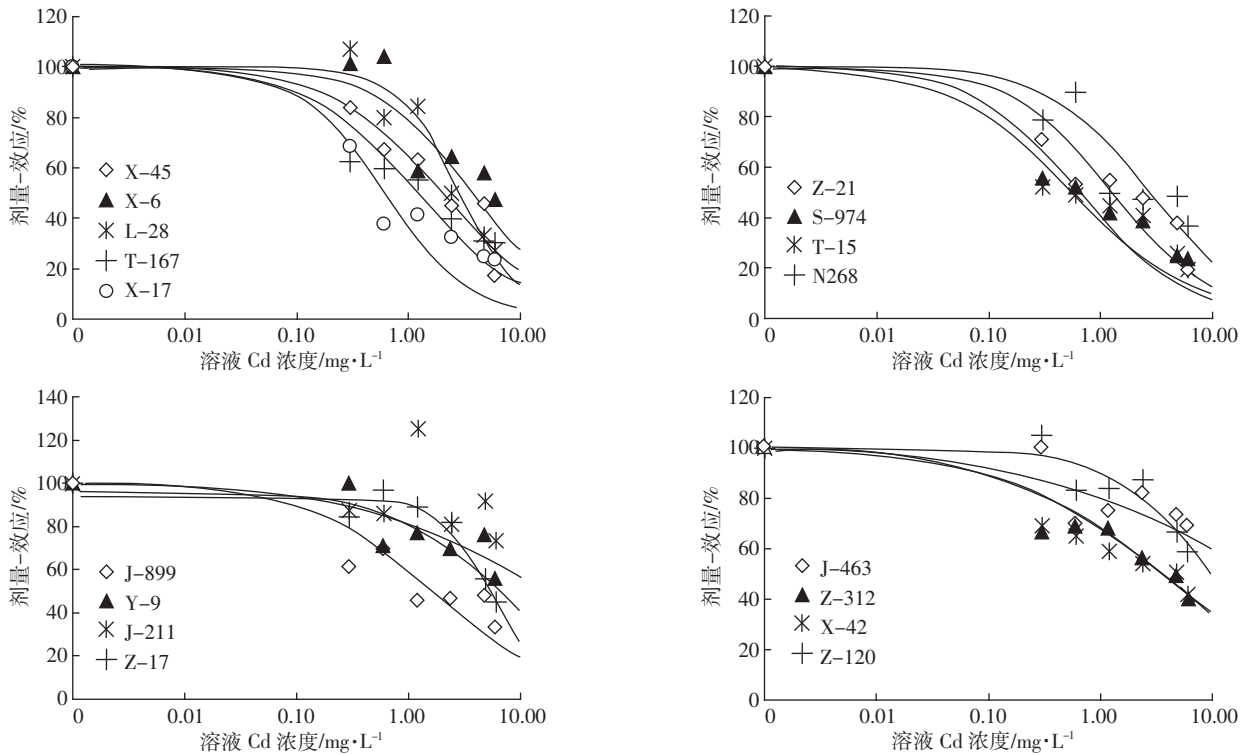


图 1 不同水稻 Cd 胁迫下的剂量-效应关系曲线(连续平滑线为预测模型数据)
Figure 1 Dose-response curves of Cd to rice cultivars under hydroponic culture

表 3 基于生物量的水稻 Cd 毒性阈值(EC_{10} , EC_{50} , $mg \cdot L^{-1}$) 及 95%置信区间				
Table 3 Toxicity thresholds of Cd to rice cultivars based on biomass response				
水稻	EC_{50}	95%置信区间	EC_{10}	95%置信区间
X-45	1.968	1.270~3.051	0.166	0.054~0.515
X-6	3.787	2.182~6.572	0.434	0.130~1.455
L-28	2.904	2.423~3.482	0.556	0.462~1.079
T-167	1.196	0.752~1.903	0.095	0.025~0.357
X-17	0.608	0.197~1.875	0.087	0.000~23.60
Z-211	1.275	0.313~5.184	0.127	0.002~6.669
S-974	0.651	0.170~2.486	0.058	0.000~4.707
T-15	0.552	0.041~7.412	0.033	0.000~13.09
N-268	2.744	1.239~6.075	0.275	0.022~3.424
J-899	1.611	0.053~48.74	0.096	0.002~67.05
Y-9	16.03	0.624~40.91	0.236	0.000~97.61
J-211	6.981	2.167~22.48	0.706	0.018~16.48
ZJ-17	5.755	4.909~6.748	0.152	1.020~2.586
J-463	24.01	8.533~67.58	1.624	0.019~1.215
Z-312	3.541	1.452~8.634	0.095	0.000~11.88
X-42	3.363	1.192~9.484	0.090	0.001~17.252
Z-120	9.825	5.548~17.39	0.985	0.213~4.557

的敏感性分布具有明显差异。基于 EC_{50} 和 EC_{10} 阈值所测得的 SSD 分布特征结果表明, T-15 对于 Cd 胁迫

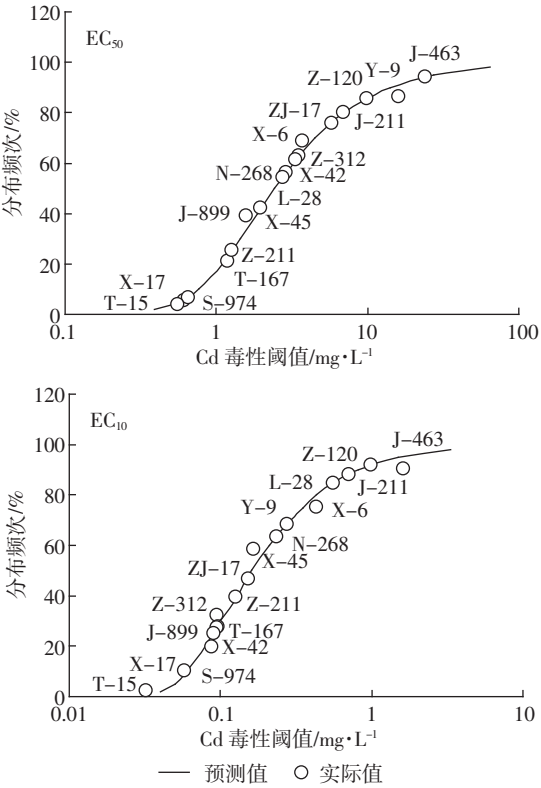


图 2 不同水稻基于 Cd 剂量-效应毒性阈值的物种敏感性分布频次曲线
Figure 2 Cumulative frequency(%) of species sensitivity distributions(SSD) of Cd to rice varieties based on the EC_x

迫最敏感,而 J-463 表现出最强的抗性;在所测定的 17 个不同品种水稻中,12 个杂交水稻总体表现出较强的 Cd 敏感性,而所测定的 5 个常规品种水稻对 Cd 的吸收、转化则表现出较强的耐性。基于 EC₅₀ 的 SSD 分布曲线中不同水稻对 Cd 胁迫的敏感性分布顺序为 T-15>X-17>S-974>T-167>Z-211>J-899>X-45>L-28>N-268>X-42>Z-312>X-6>ZJ-17>J-211>Z-120>Y-9>J-463,而这种敏感性顺序在基于 EC₁₀ 的 SSD 分布曲线中略有差异,表现为 X-6,L-28,Z-120 三个品种水稻在总体 SSD 曲线中分布频次百分位值的升高,这可能与在较低浓度条件下,上述三个不同水稻品种对 Cd 胁迫所产生的低剂量刺激作用有关,但总体敏感性分布频次顺序基本一致。

从 Burr-III 分布模型拟合结果,经过模型的计算分别得到基于保护 95%水稻品种的 Cd 不同抑制水平(10%和 50%)值及模型参数(表 4)。结果表明,在所测定的 17 个不同水稻品种中,基于保护 95%品种水稻的 10%抑制浓度值(HC₅^{10%})为 0.045 mg·L⁻¹,50%抑制浓度值(HC₅^{50%})为 0.594 mg·L⁻¹。

表 4 基于 Burr-III 拟合的保护 95%水稻品种

Cd 生态阈值(HC₅)及拟合参数

Table 4 Ecological hazard concentration(HC₅) of Cd to rice cultivars determined with Burr-III model and its parameters

抑制水平	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>k</i>	HC ₅ /mg·L ⁻¹
EC ₁₀	0.011	1.185	16.944	0.045
EC ₅₀	0.102	1.080	21.752	0.594

3 结论

本文利用逻辑斯蒂克分布(Log-logistic)模型,通过水培试验进行了 17 种不同水稻对 Cd 胁迫产生的剂量-效应关系的研究,在此基础上结合 Burr-III 模型对不同水稻 Cd 毒性的物种敏感性分布频次和基于保护 95%水稻品种的 Cd 毒性阈值 HC₅ 进行了预测,结果表明:

(1)水培条件下,不同水稻随着 Cd 处理浓度的增加,生物富集系数(BCF)明显下降,不同水稻对 Cd 的 BCF 值为 0.006~0.372;水稻对 Cd 的转运系数(TF)呈现出随着 Cd 浓度的增加而增加的趋势。总体而言,杂交品种水稻对 Cd 的转运系数高于常规品种水稻。

(2)不同水稻对 Cd 胁迫下的半抑制浓度阈值(EC₅₀)变化范围为 0.552~24.01 mg·L⁻¹,毒性阈值最大的是 J-461,最小的是 T-15,不同水稻品种 EC₅₀ 之间差别为

1.18~43.49 倍;Cd 对不同水稻 10%抑制浓度(EC₁₀)变化范围为 0.033~1.624 mg·L⁻¹,不同水稻品种 EC₁₀ 之间差别为 1.758~49.212 倍。

(3)从 Burr-III 分布模型拟合结果表明,基于保护 95%水稻品种的 10%抑制浓度值(HC₅^{10%})为 0.045 mg·L⁻¹,50%抑制浓度值(HC₅^{50%})为 0.594 mg·L⁻¹。

参考文献:

- [1] Wang M Y, Chen A K, Wong M H, et al. Cadmium accumulation in and tolerance of rice (*Oryza sativa* L.) varieties with different rates of radial oxygen loss[J]. *Environ Pollut*, 2011, 159: 1730-1736.
- [2] Yu H, Wang J L, Fang W, et al. Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice[J]. *Sci Total Environ*, 2006, 370: 302-309.
- [3] 李坤权,刘建国,陆小龙. 水稻不同品种对镉吸收及分配的差异[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5): 529-532.
- Li K Q, Liu J G, Lu X L. Uptake and redistribution of Cd by different rice cultivars[J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2003, 22(5): 529-532.
- [4] 肖美秀,林文雄,陈祥旭,等. 镉在水稻体内的分配规律与水稻镉耐性的关系[J]. 中国农学通报, 2006, 22(2): 379-381.
- Xiao M X, Lin W X, Chen X X, et al. The relation between the law of Cd distribution in rice and the Cd-tolerance[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2006, 22(2): 379-381.
- [5] 赵 雄,李福燕,张冬明. 水稻土镉污染与水稻镉含量相关性研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(11): 2236-2240.
- Zhao X, Li Y F, Zhang D M. Relationship between paddy soils cadmium pollution and cadmium content in rice[J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2009, 28(11): 2236-2240.
- [6] Yang Q W, Lan C Y, Wang H B, et al. Cadmium in soil-rice system and health risk associated with the use of untreated mining wastewater for irrigation in Lechang, China[J]. *Agr Water Manage*, 2006, 84: 147-152.
- [7] Yoshihara T, Fumiyuki G, Kazuhiro S, et al. Cross relationships of Cu, Fe, Zn, Mn, and Cd accumulations in common japonica and indica rice cultivars in Japan[J]. *Environ Exp Bot*, 2010, 68: 180-187.
- [8] Li Z Y, Tang S R, Deng X F, et al. Contrasting effects of elevated CO₂ on Cu and Cd uptake by different rice varieties grown on contaminated soils with two levels of metals: Implication for phytoextraction and food safety[J]. *J Hazard. Mater*, 2010, 177: 352-361.
- [9] 王永强,肖立中,李诗殷. 镉对水稻的毒害效应及其调控措施研究进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(3): 99-104.
- Wang Y Q, Xiao L Z, Li S Y. Advances in Cd phytotoxicity to rice and the study of remediation of Cd polluted soils[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26(3): 99-104.
- [10] 徐燕玲,陈能场,徐胜光. 低镉累积水稻品种的筛选方法研究: 品种与类型[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(7): 1346-1352.
- Xu Y L, Chen N C, Xu S G. Breeding rice cultivars with low accumulation of cadmium: Cultivars versus types[J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2009, 28(7): 1346-1352.
- [11] 李 鹏. 水分管理对不同积累特性水稻镉吸收转运的影响研究[D].

- 南京:南京农业大学, 2011.
- Li P. Effects of different water management methods on cadmium uptake and translocation by rice with different grain accumulation characteristics[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2011.
- [12] 于 辉, 杨中艺, 杨知建, 等. 不同类型镉积累水稻细胞镉化学形态及亚细胞和分子分布[J]. 应用生态学报, 2008, 19(10): 2221–2226.
- Yu H, Yang Z Y, Yang Z J, et al. Chemical forms and subcellular and molecular distribution of Cd in two Cd-accumulation rice genotypes [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(10): 2221–2226.
- [13] Cai Y, Cao F B, Wei K, et al. Genotypic dependent effect of exogenous glutathione on Cd-induced changes in proteins, ultrastructure and antioxidant defense enzymes in rice seedlings[J]. *J Hazard Mater*, 2011, 192: 1056–1066.
- [14] Mohamed A J, Chen J H, Zhen F R, et al. Effect of different N fertilizer forms on antioxidant capacity and grain yield of rice growing under Cd stress[J]. *J Hazard Mater*, 2009, 162: 1081–1085.
- [15] Hua L F, McBride M B, Cheng H, et al. Root-induced changes to cadmium speciation in the rhizosphere of two rice (*Oryza sativa* L.) genotypes[J]. *Environ Res*, 2011, 111: 356–361.
- [16] Granta C A, Clarke J M, Duguid S. Selection and breeding of plant cultivars to minimize cadmium accumulation: A review[J]. *Sci Total Environ*, 2008, 390: 301–310.
- [17] Singh B R, Narwal R P, Jeng A S, et al. Crop uptake and extractability of cadmium of cadmium in soils naturally high in metals at different pH levels[J]. *Commun Soil Sci Plan*, 2005, 26(13): 2133–2142.
- [18] 雷炳莉, 黄圣彪, 王子健. 生态风险评价理论和方法[J]. 化学进展, 2009, 21: 350–358.
- Lei B L, Huang S B, Wang Z J. Theories and methods of ecological risk assessment[J]. *Progress in Chemistry*, 2009, 21: 350–358.
- [19] 黄圣彪, 王子健, 乔 敏. 区域环境风险评价及其关键科学问题[J]. 环境科学学报, 2007, 27(5): 705–713.
- Huang S B, Wang Z J, Qiao M. Ecological risk assessment(ERA) at the regional scale[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(5): 705–713.
- [20] 王 印, 王军军, 秦 宁. 应用物种敏感性分布评估 DDT 和林丹对淡水生物的生态风险[J]. 环境科学学报, 2009, 29(11): 2407–2414.
- Wang Y, Wang J J, Qin N. Assessing ecological risks of DDT and lindane to freshwater organisms by species sensitivity distributions[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(11): 2407–2414.
- [21] Guerita I, Bocquene G, James A, et al. Environmental risk assessment: A critical approach of the European TGD in an *in situ* application[J]. *Ecotox Environ Safe*, 2008, 71: 291–300.
- [22] Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology[M]. Boca Raton: Lewis Publishers CRC Press, 2002, 3–9.
- [23] 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.
- Lu R K. Analytical methods for soils and agricultural chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [24] 魏 威, 梁东丽, 陈世宝. 土壤中外源锌对不同植物毒性的敏感性分布[J]. 生态学杂志, 2012, 31(3): 538–543.
- Wei W, Liang D L, Chen S B. Plant species sensitivity distribution to the phytotoxicity of soil exogenous zinc[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(3): 538–543.
- [25] 陈世宝, 林 蕾. 基于不同测试终点评价我国土壤中锌的毒性阈值(EC₅₀)及其预测模型[J]. 中国环境科学, 2013, 33(5): 922–930.
- Chen S B, Lin L. Comparative study of Zn-toxicity thresholds in 16 Chinese soils as determined by different bioassay endpoints and its predicted models[J]. *China Environmental Science*, 2013, 33(5): 922–930.