

Cd、Pb 和 Zn 在土壤–紫茎泽兰–泽兰实蝇系统中的生物富集效应研究*

王吉秀¹ 高 熹² 马 沙² 吴国星^{2**}

(1. 云南农业大学资源与环境学院 昆明 650201; 2. 云南农业大学植物保护学院 昆明 650201)

摘 要 泽兰实蝇(*Procecidochares utilis* Stone)是目前入侵杂草紫茎泽兰(*Eupatorium adenophorum* Spreng)的一种重要天敌,但在重金属污染的矿区泽兰实蝇对紫茎泽兰的植株寄生率明显降低。故利用同心圆采样法在云南兰坪金顶铅锌矿区 5 km 范围内采集土壤、紫茎泽兰及泽兰实蝇并测定重金属含量,以研究重金属在土壤–紫茎泽兰–泽兰实蝇系统中的生物富集效应,探讨重金属胁迫影响泽兰实蝇控制效果的机制。结果表明:土壤–紫茎泽兰–泽兰实蝇系统中 Pb、Zn 和 Cd 含量随着距矿中心距离的增加而极显著下降,Cd、Pb 和 Zn 在土壤–紫茎泽兰系统中的富集系数分别为 0.205~0.614、0.058~0.079 和 0.222~0.398,平均值分别为 0.453、0.067 和 0.315,在紫茎泽兰–泽兰实蝇系统中的富集系数分别为 1.06~7.69、9.68~20.13 和 1.13~1.56,平均值分别为 2.47、12.83 和 1.42。Cd 和 Zn 属于强聚集,Pb 属于很强聚集的元素。本研究结果证明,Pb、Zn 和 Cd 可以在土壤–紫茎泽兰–泽兰实蝇系统逐级传递富集,并初步阐明了重金属 Cd、Pb 和 Zn 在土壤–紫茎泽兰–泽兰实蝇系统中的传递规律。这丰富了重金属污染的生态毒理学效应,为进一步研究重金属胁迫影响泽兰实蝇控制效果的机制奠定了基础。

关键词 Pb Zn Cd 土壤 紫茎泽兰 泽兰实蝇 生物富集

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 1671-3990(2013)07-0877-06

Bioconcentration effects of Cd, Pb and Zn in soil-*Eupatorium adenophorum* Spreng-*Procecidochares utilis* Stone system

WANG Ji-Xiu¹, GAO Xi², MA Sha², WU Guo-Xing²

(1. College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China;

2. College of Plant Protection, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

Abstract *Procecidochares utilis* Stone is an obligatory parasitic natural enemy widely used to control the highly invasive *Eupatorium adenophorum* Spreng plant. However, parasitic rate of *P. utilis* in *E. adenophorum* has significantly decreased in mining areas polluted with heavy metals. To study bioconcentration effects of Cd, Pb and Zn in soil-*E. adenophorum*-*P. utilis* system, soil, *E. adenophorum* and *P. utilis* samples were collected at the Lanping Lead-Zinc Mine in Yunnan Province using the concentric circles method. The samples were then analyzed for Cd, Pb and Zn contents. The results showed that Cd, Pb and Zn contents in soil-*E. adenophorum*-*P. utilis* system significantly declined from the center outwards. The ranges of bioconcentration factors of Cd, Pb and Zn in the soil-*E. adenophorum* system were 0.205~0.614, 0.058~0.079 and 0.222~0.398 with corresponding averages of 0.453, 0.067 and 0.315, respectively. The bioconcentration factors of Cd, Pb and Zn in the *E. adenophorum*-*P. utilis* were 1.06~7.69, 9.68~20.13 and 1.13~1.56 with corresponding averages of 2.47, 12.83 and 1.42, respectively. Pb was more easily absorbed than Cd and Zn. The results confirmed that Cd, Pb and Zn could be transferred and bioaccumulated in soil-*E. adenophorum*-*P. utilis* system. This mainly expanded the mode and trend of heavy metal transfer from soil to *E. adenophorum* to *P. utili*. This finding was also helpful in enriching the eco-toxicological effects of heavy metal pollution. It further strengthened the basis for future studies of the mechanism

* 国家自然科学基金项目(30960221)、云南省森林灾害预警与控制重点实验室开放基金项目(ZK10A305)和云南省教育厅基金项目(2010C245)资助

** 通讯作者: 吴国星(1975—), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为昆虫毒理学。E-mail: chonchon@ynau.edu.cn

王吉秀(1975—), 女, 硕士, 讲师, 主要从事土壤重金属污染和环境生态学研究。E-mail: hdkwjx1208925@yahoo.cn

收稿日期: 2012-10-08 接受日期: 2013-04-02

of heavy metal stress control effects on *P. utilis*.

Key words Lead, Zinc, Cadmium, Soil, *Eupatorium adenophorum* Spreng, *Procecidochares utilis* Stone, Bioconcentration (Received Oct. 8, 2012; accepted Apr. 2, 2013)

紫茎泽兰(*Eupatorium adenophorum* Spreng)于 20 世纪 40 年代从缅甸、印度和越南等国边境传入我国云南地区。目前在云南紫茎泽兰的发生面积达到 2 480 万 hm^2 , 遍及 100 多个县市, 占全省总面积的 67%^[1]。紫茎泽兰一旦传入新的生境并定居下来, 很快就会后来居上, 排挤当地植物而形成大片单优群落, 导致耕地退化、经济作物严重减产和牧场退化^[2], 给入侵地的农业、生态、经济造成巨大的损失。云南省因紫茎泽兰灾害引起的农业损失每年高达 7 亿多元, 牧业损失每年 7 000 万元, 间接损失不可计数^[3]。因此, 对其进行防治和有效控制已势在必行。

泽兰实蝇(*Procecidochares utilis* Stone)是紫茎泽兰重要的专食性天敌, 能抑制紫茎泽兰的种子产量、萌芽率、分枝数和株高, 并抑制其光合作用、生物量的增加及分配, 使其节间缩短^[4], 甚至导致很高的死亡率^[5], 从而有效地抑制紫茎泽兰蔓延危害。我国于 20 世纪 80 年代开始研究泽兰实蝇的生物学特性、安全性测试及繁殖释放, 1984 年率先从西藏聂拉木县樟木区将泽兰实蝇引入云南部分地区用于控制紫茎泽兰, 之后又被引入四川、贵州等地, 用于紫茎泽兰的生物防治^[6-7]。目前已有重金属污染胁迫改变植物生化特性, 从而间接影响昆虫的报道^[8]。受重金属胁迫后, 紫茎泽兰的形态结构、生长特性、生化特性等可能会出现改变, 导致泽兰实蝇减少产卵, 或是某些物质抑制了卵的发育、幼虫的取食, 以及后续的化蛹、羽化等过程^[9]。此外泽兰实蝇在找寻寄主植物的过程中, 紫茎泽兰挥发物是引导泽兰实蝇定位的信息化合物。这些化合物的引导作用是泽兰实蝇能否成功寄生于寄主植物的关键。重金属在紫茎泽兰中的积累, 可能会引起这些信息化合物在组成或比例上发生改变, 从而造成泽兰实蝇不能有效地对寄主植物进行定位, 降低其在寄主植物上的寄生率, 以至降低其应有的防治效果。目前重金属在昆虫体内的富集及其对昆虫致毒机制研究相对较少, 野外自然条件下重金属污染胁迫下土壤-植物-昆虫体内的累积效应研究报道较少。

本文以云南兰坪金顶铅锌矿区及周边非矿区为采样区, 研究重金属在土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中的传递规律, 研究结果将有助于阐明重金属胁迫影响泽兰实蝇控制效果的机制, 为提高矿区泽兰实蝇生物防治效果提供理论指导。

1 材料与方法

1.1 采样地点及样品处理

采样方法为同心圆采样, 以云南兰坪金顶铅锌矿区为中心 5 km 范围内, 间隔 500 m 设置采样点, 采样点距矿区的距离分别为: 0~0.5 km、1.0 km、1.5 km、2.0 km、2.5 km、3.0 km、3.5 km、4.0 km、4.5 km、5.0 km, 选取泽兰实蝇寄生状况良好的调查点, 随机选取紫茎泽兰茎、同龄幼虫的泽兰实蝇和根层土壤(0~20 cm)样品, 每个圆周长上采样 5 个重复, 每个重复 3 个平行。

1.2 重金属测定

植物样品的分析: 参照汪文云等^[10]和 Zu 等^[11]的方法, 采用自来水冲洗紫茎泽兰, 再用去离子水漂洗干净, 去除紫茎泽兰的根和叶, 留下茎按要求烘干、粉碎、研磨、硝酸-高氯酸消化, 用 TAS-990 原子吸收分光光度计测定样品中的 Pb、Zn 和 Cd 含量。

土壤样品分析: 参照 Zu 等^[11]的方法, 将土壤自然风干, 研磨, 王水-高氯酸消化, 用 TAS-990 原子吸收分光光度计测定样品中的 Pb、Zn 和 Cd 含量。

昆虫样品: 参照 Wu 等^[12]的方法, 取同龄幼虫或蛹均为 30 头, 冻干称干重后, 用混酸硝化, 再用 TAS-990 原子吸收分光光度计测定 Pb、Zn 和 Cd 含量。

1.3 数据处理

富集系数(bioconcentration factor)是用来反映植物(生物)对重金属富集和摄食的一个重要指标。土壤-紫茎泽兰系统的富集系数=紫茎泽兰茎中重金属含量/土壤中重金属含量; 紫茎泽兰-泽兰实蝇系统富集系数=泽兰实蝇体内重金属含量/紫茎泽兰茎中重金属含量。

数据统计采用 Excel 2007 软件进行分析, 设定 5% 的显著性水平和 1% 的极显著水平, 差异显著性运用单因素随机排列方差分析, 采用 Duncan's 新复极差法进行平均值间的多重比较。数据处理均在 DPS(3.0)中进行。

2 结果与分析

2.1 土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中 Cd 含量的生物富集

在土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中 Cd 含量的生物富集如表 1 所示。土壤、紫茎泽兰茎和泽兰实

蝇中 Cd 含量随着采样点距铅锌矿区中心距离的增加而逐渐降低。土壤中 Cd 含量范围为 4.57~139.40 mg·kg⁻¹, 与国家环境保护总局颁布的《土壤环境质量标准(GB15618—1995)》中一级标准(0.20 mg·kg⁻¹)相比, 100%采样点超标, 距矿中心 5 km 处都超标 21.85 倍, 说明该矿区土壤中 Cd 富集污染受采矿影响比较大。紫茎泽兰茎中 Cd 含量范围为 2.70~81.79 mg·kg⁻¹, 与无公害蔬菜国家标准中重金属的限量标准(0.05 mg·kg⁻¹)相比, 紫茎泽兰茎中 Cd 含量最低超标 53 倍。泽兰实蝇体内 Cd 含量范围为 20.45~118.01 mg·kg⁻¹, 泽兰实蝇体内 Cd 含量在 5 km 处与铅锌矿区中心相比下降 82.67%。

土壤-紫茎泽兰系统的 Cd 富集系数范围为 0.205~0.614, 采样范围 5 km 内的平均值为 0.453;

紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中泽兰实蝇摄食紫茎泽兰茎在体内富集 Cd 含量的系数范围为 1.06~7.69, 平均值为 2.47, 随着采样点远离矿区富集系数逐渐增大, 在 5 km 处最大, 达到 7.69 左右。

2.2 土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中 Pb 含量的生物富集

在土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中 Pb 含量的生物富集如表 2 所示。土壤、紫茎泽兰茎和泽兰实蝇中 Pb 含量随着采样点距铅锌矿区中心距离的增加而逐渐降低。土壤中 Pb 含量范围 473.72~2 386.94 mg·kg⁻¹, 与国家环境保护总局颁布的《土壤环境质量标准(GB156182—1995)》中一级标准(35 mg·kg⁻¹)相比较, 采样点 100%超标, 距矿中心 5 km 处超标 12.53 倍, 说明该矿区土壤中 Pb 污染受采矿影响比

表1 土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中Cd含量及其生物富集

Table 1 Contents and bioaccumulation of Cd along a soil-*Eupatorium adenophorum* Spreng-*Procecidochares utilis* Stone food chain

距铅锌矿区距离 Distance from lead-zinc mine (km)	Cd 含量 Cd content (mg·kg ⁻¹)			生物富集系数 Bioconcentration factor	
	土壤 Soil	紫茎泽兰茎 Stem of <i>E. adenophorum</i>	泽兰实蝇 <i>P. utilis</i>	紫茎泽兰茎/土壤 Stem of <i>E. adenophorum</i> /soil	泽兰实蝇/紫茎泽兰茎 <i>P. utilis</i> /stem of <i>E. adenophorum</i>
0~0.5	139.40±3.85A	81.79±0.28A	118.01±22.06A	0.587±0.02A	1.44±0.27C
1.0	109.02±1.07B	61.79±1.62B	95.36±6.88AB	0.567±0.01A	1.54±0.08BC
1.5	103.93±0.54B	57.03±4.25BC	80.28±9.98B	0.549±0.04AB	1.41±0.19C
2.0	95.95±4.64C	53.04±1.41C	56.14±11.49C	0.553±0.03AB	1.06±0.23C
2.5	89.53±4.53CD	24.72±0.56D	44.23±5.67CD	0.276±0.01C	1.79±0.26BC
3.0	86.72±4.91D	21.90±1.82D	40.83±9.89CD	0.253±0.01C	1.89±0.59BC
3.5	33.94±0.81E	11.50±1.53E	28.90±2.94D	0.339±0.04BC	2.52±0.15BC
4.0	51.00±0.85F	10.46±0.33E	24.08±2.91D	0.205±0.01C	2.31±0.73BC
4.5	13.17±0.98G	8.08±2.65EF	24.03±4.42D	0.614±0.05A	3.01±0.77B
5.0	4.57±0.75H	2.70±0.79F	20.45±3.49D	0.592±0.26A	7.69±1.29A

同列不同大写字母表示数据间存在极显著差异($P<0.01$), 下同。Values followed by different capital letters in the same column were significantly different at 0.01 level. The same below.

表2 土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中Pb含量及其生物富集

Table 2 Content and bioaccumulation of Pb along a soil-*Eupatorium adenophorum* Spreng-*Procecidochares utilis* Stone food chain

距铅锌矿区距离 Distance from lead-zinc mine (km)	Pb 含量 Pb content (mg·kg ⁻¹)			生物富集系数 Bioconcentration factor	
	土壤 Soil	紫茎泽兰茎 Stem of <i>E. adenophorum</i>	泽兰实蝇 <i>P. utilis</i>	紫茎泽兰茎/土壤 Stem of <i>E. adenophorum</i> /soil	泽兰实蝇/紫茎泽兰茎 <i>P. utilis</i> /stem of <i>E. adenophorum</i>
0~0.5	2 386.94±227.38A	154.04±4.76A	2 623.78±597.06A	0.065±0.004ab	16.96±3.38ab
1.0	1 833.63±37.61B	106.25±51.20B	1 833.73±751.97AB	0.058±0.027b	20.13±12.54a
1.5	1 462.98±24.24C	102.25±3.72B	1 217.21±413.36BC	0.070±0.003ab	12.01±4.55ab
2.0	1 377.50±44.73C	83.72±1.97BC	1 008.44±207.43BC	0.061±0.003ab	12.06±2.56ab
2.5	1 297.61±54.73CD	80.71±8.48BC	867.05±115.8C	0.062±0.005ab	10.79±1.46b
3.0	1 110.27±77.75D	79.11±1.60BC	927.90±92.49C	0.071±0.005ab	11.72±1.05ab
3.5	862.44±22.68E	67.91±0.55BCD	715.92±115.79C	0.079±0.002a	10.55±1.77b
4.0	845.06±35.04E	53.55±1.41CD	680.01±97.25C	0.063±0.004ab	12.69±1.69ab
4.5	613.60±58.93F	42.18±1.45CD	494.01±97.25C	0.069±0.004ab	11.67±1.99ab
5.0	473.72±12.60F	35.08±3.59D	335.70±61.67C	0.074±0.006ab	9.68±2.40b

同列不同小写字母表示数据间存在显著差异($P<0.05$), 下同。Values followed by different small letters in the same column were significantly different at 0.05 level. The same below.

较大。紫茎泽兰茎中 Pb 含量范围 35.08~154.04 mg·kg⁻¹, 与无公害蔬菜国家标准中重金属的限量标准(0.4 mg·kg⁻¹)相比较, 紫茎泽兰茎中 Pb 含量最低超标 86.7 倍。泽兰实蝇体内 Pb 含量范围 335.70~2 623.78 mg·kg⁻¹, 泽兰实蝇体内 Pb 含量在 5 km 处与铅锌矿区中心相比下降 87.20%。

土壤-紫茎泽兰系统的 Pb 富集系数范围为 0.058~0.079, 采样范围 5 km 内的平均值为 0.067; 泽兰实蝇摄食紫茎泽兰茎在体内富集 Pb 含量的系数范围为 9.68~20.13, 平均值为 12.83, 泽兰实蝇摄食系数与矿区距离无明显的相关性。

2.3 土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中 Zn 含量的生物富集

在土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中 Zn 含量的生物富集如表 3 所示。土壤、紫茎泽兰茎和泽兰实蝇中 Zn 含量随着采样点距铅锌矿区中心距离的增加而逐渐降低, 土壤中 Zn 含量范围 493.79~1 617.16 mg·kg⁻¹, 与国家环境保护总局颁布的《土壤环境质量标准(GB156182-1995)》中一级标准(100 mg·kg⁻¹)相比较, 采样点 100%超标, 距矿中心 5 km 处超标 3.94 倍, 说明该矿区土壤中 Zn 富集污染受采矿影响比较大。紫茎泽兰茎中 Zn 含量范围 185.88~402.26 mg·kg⁻¹, 泽兰实蝇体内 Zn 含量范围 218.12~615.32 mg·kg⁻¹, 泽兰实蝇体内 Zn 含量在 5 km 处与铅锌矿区中心相比下降 64.55%。

土壤-紫茎泽兰系统 Zn 富集系数范围为 0.222~0.398, 采样范围 5 km 内的平均值为 0.315; 泽兰实蝇摄食紫茎泽兰茎在体内富集 Zn 含量的系数范围为 1.13~1.56, 平均值为 1.42, 泽兰实蝇摄食系数与矿区距离相关性不显著。

3 讨论

金属矿山的采矿、选矿和冶炼等综合性生产过程中, 重金属元素在土壤中不断累积, 通过土壤-作物生态系统危害人类及动物、昆虫的健康, 导致矿区可生存的昆虫和动植物种类极其稀少, 土壤重金属污染的治理是矿区植被重建和植被修复的关键^[12]。不少学者提出大量生存在矿区的重金属富集植物和重金属耐性植物可起到有效吸收土壤重金属的作用^[13]。已有研究表明紫茎泽兰是我国外来入侵物种中危害最为严重的植物之一, 它传播速度快, 侵占能力强, 能累积大量的重金属^[14]。汪文云等^[10]对贵州水银洞金矿紫茎泽兰重金属元素测定分析表明, 紫茎泽兰植株对 Cd、Pb 和 Zn 的富集系数分别为 0.962、0.047 和 0.235。本文对云南兰坪金顶铅锌矿区分析可知, 紫茎泽兰茎对 Cd、Pb 和 Zn 的富集系数分别为 0.453、0.067 和 0.315, 说明紫茎泽兰对铅锌矿区土壤中的重金属具有一定的富集作用。

泽兰实蝇专性寄生紫茎泽兰, 对其他植物安全, 泽兰实蝇繁殖能力强, 扩散速度快(每年扩散 10~25 km), 天敌少, 寄生率 13.88%~48.5%, 对紫茎泽兰控制作用明显^[4]。泽兰实蝇在云南省 5 000 多平方千米范围内逐步进行定殖、扩散, 形成自然种群, 20 世纪 90 年代初已收到了一定的生物防治效果^[13]。但是泽兰实蝇在环境中经常受到威胁, 据调查发现, 在云南兰坪金顶铅锌矿(中国最大的铅锌矿)附近区域(500 m 处)泽兰实蝇的防治效果与较远(4 000 m 处)非矿区相比呈现出较大的反差, 泽兰实蝇的寄生率仅为非矿区的 47.5%。有研究表明, 重金属污染的矿区, 紫茎泽兰植株内的重金属积累量很高^[14], 造成重金属随食物链的传递而到达泽兰实蝇体内, 从而

表3 土壤-紫茎泽兰-泽兰实蝇系统中Zn含量的生物富集

Table 3 The bioaccumulation of Zn along a soil-*Eupatorium adenophorum* Spreng-*Procecidochares utilis* Stone food chain

距铅锌矿区距离 Distance from lead-zinc mine (km)	Zn 含量 Zn content (mg·kg ⁻¹)			生物富集系数 Bioconcentration factor	
	土壤 Soil	紫茎泽兰茎 Stem of <i>E. adenophorum</i>	泽兰实蝇 <i>P. utilis</i>	紫茎泽兰茎/土壤 Stem of <i>E. adenophorum</i> /soil	泽兰实蝇/紫茎泽兰茎 <i>P. utilis</i> / stem of <i>E. adenophorum</i>
0~0.5	1 617.16±30.54A	402.26±25.66A	615.32±37.26A	0.249±0.01DE	1.53±0.01a
1.0	1 550.15±50.12A	381.52±3.87AB	597.42±67.56AB	0.246±0.01DE	1.56±0.16a
1.5	1 531.86±36.49A	339.87±3.43BC	514.99±17.03BC	0.222±0.003E	1.51±0.06a
2.0	1 189.78±21.61B	340.42±32.81BC	495.46±26.88C	0.286±0.02CDE	1.46±0.07ab
2.5	1 049.92±28.73C	319.73±19.67CD	466.68±38.87CD	0.305±0.03BCD	1.47±0.20ab
3.0	882.89±57.24D	310.31±28.74CD	471.07±30.48CD	0.351±0.03ABC	1.53±0.25a
3.5	827.87±57.41D	279.82±2.67DE	374.36±38.07DE	0.338±0.03ABC	1.34±0.15abc
4.0	681.91±58.73E	259.32±3.62E	376.31±51.41D	0.380±0.03A	1.45±0.18ab
4.5	601.47±58.21E	239.45±17.21E	272.16±47.41E	0.398±0.07A	1.13±0.18c
5.0	493.79±5.32F	185.88±3.08F	218.12±33.14E	0.376±0.01AB	1.17±0.16bc

导致泽兰实蝇体内各项生理指标的下降,最终使其生存能力降低以及种群下降,从而失去对紫茎泽兰应有的生物防治功效^[15-18]。另外,研究还表明,环境中的重金属可影响昆虫发育历期改变,化蛹率、体重、繁殖力、产卵量、卵孵化率等降低,死亡率升高,种群数量下降等^[19-20]。本研究中泽兰实蝇体内 Cd、Pb 和 Zn 的含量范围分别为 20.45~118.01 mg·kg⁻¹、335.70~2623.78 mg·kg⁻¹ 和 218.12~615.32 mg·kg⁻¹,并且泽兰实蝇体内 Cd、Pb 和 Zn 的含量与矿区距离远近密切相关,矿中心泽兰实蝇体内 Cd、Pb 和 Zn 的含量分别是 5 km 处的 5.77 倍、7.82 倍和 2.82 倍。重金属 Cd、Pb 和 Zn 的含量相对较高,Cd 和 Pb 又是昆虫体内有毒的元素,这与前人研究在重金属污染区泽兰实蝇寄生率下降有一定的联系^[21]。

按照昆虫对元素的摄食程度(富集系数)划分为 5 个吸收序列^[22]: 弱摄取和很弱摄取($n \times 10^{-2} \sim n \times 10^{-1}$)、弱摄取($n \times 10^{-1}$)、弱累积和中等摄取($n \times 10^{-1} \sim n \times 10^0$)、强聚集类($n \times 10^0 \sim n \times 10^1$)、很强聚集的元素($n \times 10^1 \sim n \times 10^2$),泽兰实蝇对 Cd、Pb 和 Zn 的平均富集系数分别为 2.47、12.83 和 1.42, Cd 和 Zn 属于强聚集, Pb 属于很强聚集的元素,通过不同途径进入泽兰实蝇体内,可影响泽兰实蝇体内碳水化合物、脂类和蛋白质的代谢以及细胞的正常生理功能。

4 结论

云南兰坪金顶铅锌矿区土壤存在着严重的 Cd、Pb 和 Zn 污染, Cd、Pb 和 Zn 含量均随着采样点距铅锌矿区中心距离的增加而逐渐降低, Cd、Pb 和 Zn 含量范围分别为 4.57~139.40 mg·kg⁻¹、473.72~2 386.94 mg·kg⁻¹ 和 493.79~1 617.16 mg·kg⁻¹,最低值都分别超过《土壤环境质量标准(GB156182—1995)》21.85 倍、12.53 倍和 3.94 倍。

紫茎泽兰茎中 Cd、Pb 和 Zn 含量随着采样点距铅锌矿区中心距离的增加而逐渐降低,紫茎泽兰茎对 Cd、Pb 和 Zn 的富集系数分别为 0.453、0.067 和 0.315。

泽兰实蝇体内 Cd、Pb 和 Zn 的含量范围分别为 20.45~118.01 mg·kg⁻¹、335.70~2 623.78 mg·kg⁻¹ 和 218.12~615.32 mg·kg⁻¹,并且泽兰实蝇体内 Cd、Pb 和 Zn 的含量与矿区距离远近密切相关,矿中心泽兰实蝇体内 Cd、Pb 和 Zn 的含量分别是 5 km 处的 5.77 倍、7.82 倍和 2.82 倍, Cd、Pb 和 Zn 的富集系数平均分别为 2.47、12.83 和 1.42。

土壤中的 Cd、Pb 和 Zn 可以通过紫茎泽兰进入到泽兰实蝇体内,抑制泽兰实蝇对入侵植物紫茎泽

兰的防治。

参考文献

- [1] 鲁萍, 桑卫国, 马克平. 外来入侵种紫茎泽兰研究进展与展望[J]. 植物生态学报, 2005, 29(6): 1029-1037
Lu P, Sang W G, Ma K P. Progress and prospects in research of an exotic invasive species, *Eupatorium adenophorum*[J]. Acta Phytocologica Sinica, 2005, 29(6): 1029-1037
- [2] 达平馥, 洪焰泉. 紫茎泽兰的危害特性及研究利用近况[J]. 林业调查规划, 2003, 28(1): 95-99
Da P F, Hong Y Q. Damage characteristics of *Eupatorium adenophorum* and its recent development of research and utilization[J]. Forest Inventory and Planning, 2003, 28(1): 95-99
- [3] 段惠, 强胜, 吴海荣, 等. 紫茎泽兰(*Eupatorium adenophorum* Spreng)[J]. 杂草科学, 2003(2): 36-38
Duan H, Qiang S, Wu H R, et al. *Eupatorium adenophorum* Spreng[J]. Weed Science, 2003(2): 36-38
- [4] 陈旭东, 何大愚. 利用泽兰实蝇控制紫茎泽兰的生防策略研究[J]. 应用生态学报, 1990, 1(4): 315-321
Chen X D, He D Y. Study on the strategy of biological control of *Eupatorium adenophorum* by using *Procecidochares utilis*[J]. Journal of Applied Ecology, 1990, 1(4): 315-321
- [5] Bennett P H, van Staden J. Gall formation in crofton weed, *Eupatorium adenophorum* Spreng (syn. *Ageratina adenophora*) by the *Eupatorium* gall fly *Procecidochares utilis* Stone (Diptera: Trypetidae)[J]. Australia Journal of Botany, 1986, 34(4): 473-480
- [6] 刘文耀, 刘伦辉, 和爱军. 泽兰实蝇对紫茎泽兰生长发育及生物量分配影响的研究[J]. 生态学报, 1991, 11(3): 291-292
Liu W Y, Liu L H, He A J. The effect of *Procecidochares utilis* on growth and development, distribution of biomass of *Eupatorium adenophorum*[J]. Acta Ecologica Sinica, 1991, 11(3): 291-292
- [7] Devkota B, Schmidt G H. Life span and fecundity of *Aiolopus thalassinus* exposed to dietary heavy metals (Hg, Cd, Pb)[J]. Boll Zool Agr Bachic Serie II, 2000, 32(2): 119-134
- [8] 王志飞, 李保平. 本土寄生蜂对移殖天敌昆虫泽兰实蝇的寄生[J]. 中国生物防治, 2007, 23(2): 115-118
Wang Z F, Li B P. Parasitism of native parasitoids on *Procecidochares utilis* Stone (Tephritidae, Diptera), a biocontrol agent against the invasive exotic weed *Eupatorium adenophorum* Spreng (Compositae) in Southwest China[J]. Chinese Journal of Biological Control, 2007, 23(2): 115-118
- [9] 郑征, 唐继武. 泽兰实蝇对紫茎泽兰生长及光合作用影响的研究[J]. 杂草学报, 1989, 3(2): 21-24
Zheng Z, Tang J W. Study on effect of *Procecidochares utilis* upon growth and photosynthesis *Eupatorium adenophorum*[J]. Journal of Weed Science, 1989, 3(2): 21-24
- [10] 汪文云, 张朝晖. 贵州水银洞金矿紫茎泽兰重金属元素测定与分析[J]. 植物研究, 2008, 28(6): 760-763
Wang W Y, Zhang Z H. Mensuration and analysis of heavy metals in *Eupatorium adenophorum* from Shuiyindong gold deposit in Guizhou[J]. Bulletin of Botanical Research, 2008, 28(6): 760-763

- [11] Zu Y Q, Li Y, Chen J J, et al. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China[J]. *Environment International*, 2005, 31(5): 755–762
- [12] Wu G X, Ye G Y, Hu C, et al. Accumulation of cadmium and its impacts on growth and development as well as biochemical compositions in the hemolymph of the fleshfly larvae, *Boettcherisca peregrina* (Diptera: Sarcophagidae)[J]. *Insect Science*, 2006, 13: 31–39
- [13] 于瑞莲, 胡恭任. 采矿区土壤重金属污染生态修复研究进展[J]. *中国矿业*, 2008, 17(2): 40–43
- Yu R L, Hu G R. Current situation of soil heavy metal pollution and ecoremediation in mining area[J]. *China Mining Magazine*, 2008, 17(2): 40–43
- [14] Xia Q, Sun H X, Hu X J, et al. Apoptosis of *Spodoptera litura* larval hemocytes induced by heavy metal zinc[J]. *Chin Sci Bull*, 2005, 50(24): 2856–2860
- [15] 李冰, 张朝晖. 烂泥沟金矿区紫茎泽兰对重金属的富集特性及生态修复分析[J]. *黄金*, 2008, 29(8): 47–50
- Li B, Zhang Z H. Accumulation of heavy metals research in *Eupatorium adenophorum* and analysis of ecological restore potential in Lannigou Gold Deposit of Guizhou Province[J]. *Gold*, 2008, 29(8): 47–50
- [16] Rahman O, Agarwal M L. Biological control of croton weed (*Eupatorium adenophorum* Sprengel) by a fruit fly *Procecidochares utilis* Stone in eastern Himalayas[J]. *Indian Journal of Weed Science*, 1991, 22(1/2): 98–101
- [17] Green I D, Merrington G, Tibbet M. Transfer of cadmium and zinc from sewage sludge amended soil through a plant-aphid system to newly emerged adult ladybirds (*Coccinella septempunctata*)[J]. *Agric Ecosyst Environ*, 2003, 99(1/3): 171–178
- [18] Tylko G, Banach Z, Borowska J, et al. Elemental changes in the brain, muscle, and gut cells of the housefly, *Musca domestica*, exposed to heavy metals[J]. *Microsc Res Tech*, 2005, 66(5): 239–247
- [19] Wu G X, Ye G Y, Hu C, et al. Accumulation of cadmium and its effects on growth, development and hemolymph biochemical compositions in *Boettcherisca peregrina* larvae (Diptera: Sarcophagidae)[J]. *Insect Science*, 2006, 13(1): 31–39
- [20] 刘雪梅, 李丽君, 郭亚平, 等. 土壤-作物-昆虫系统中镉在中华稻蝗体内的累积[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(2): 301–304
- Liu X M, Li L J, Guo Y P, et al. Cadmium accumulation in *Oxya Chinensis* in the ecosystem of soil-plant-insect[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(2): 301–304
- [21] van Ooik T, Pausio S, Rantala M J. Direct effects of heavy metal pollution on the immune function of a geometrid moth, *Epirrita autumnata*[J]. *Chemosphere*, 2008, 71(10): 1840–1844
- [22] 张仲胜, 王起超, 郑冬梅, 等. 葫芦岛地区汞在土壤-植物-昆虫系统中的生物地球化学迁移[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(10): 2118–2124
- Zhang Z S, Wang Q C, Zheng D M, et al. Mercury biogeochemistry in the soil-plant-insect system in Huludao City[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(10): 2118–2124