

利用破坏草修复矿业废弃地砷污染土壤的研究

覃勇荣*, 韦若阳*, 陆素芬, 解文惠, 韦丽婷, 刘旭辉#

河池学院化学与生物工程学院, 广西 宜州

收稿日期: 2021年11月16日; 录用日期: 2021年12月20日; 发布日期: 2021年12月27日

摘要

为利用破坏草进行砷污染土壤的植物修复, 通过实地调查和水培试验, 对其As吸收能力进行实验研究, 利用原子吸收光谱仪、原子荧光光谱仪、ICP-MS对破坏草根际土壤及其根、茎、叶的重金属含量进行测定, 并对其重金属富集系数和转运系数进行比较分析。结果表明: 1) 破坏草对多种重金属元素具有较强的耐性, 并具有一定的吸收能力; 2) 在野外采集的破坏草样品中, 其根际土壤的砷含量高达44209.61 mg/kg, 根部的砷含量高达168.92 mg/kg, 根茎叶对砷的平均富集系数为0.0127, 地上部分的重金属转运系数小于1; 3) 在水培试验中, 破坏草根部的砷含量达到665.20 mg/kg, 但转移到地上部分的砷数量较少, 说明其对砷具有一定的吸收能力, 吸收的砷主要累积在根部。由此可见, 破坏草不是砷的超累积植物, 但其生物量大, 对重金属的耐性较强, 适应性强, 并且具有一定的砷累积能力, 因此, 可应用于砷污染土壤的植物修复。

关键词

破坏草, 重金属, 土壤砷污染, 植物修复

Study on Remediation of Arsenic Contaminated Soil in Mining Wasteland by *Ageratina adenophora*

Yongrong Qin*, Ruoyang Wei*, Sufen Lu, Wenhui Xie, Liting Wei, Xuhui Liu#

School of Chemistry and Bio-Engineering, Hechi University, Yizhou Guangxi

Received: Nov. 16th, 2021; accepted: Dec. 20th, 2021; published: Dec. 27th, 2021

Abstract

In order to used *A. adenophora* for phytoremediation of arsenic-contaminated soils, through field

*共一作者。

#通讯作者。

文章引用: 覃勇荣, 韦若阳, 陆素芬, 解文惠, 韦丽婷, 刘旭辉. 利用破坏草修复矿业废弃地砷污染土壤的研究[J]. 环境保护前沿, 2021, 11(6): 1207-1223. DOI: 10.12677/aep.2021.116146

investigations and hydroponic experiments, atomic absorption spectrometer, atomic fluorescence spectrometer, ICP-MS were used to determine the content of heavy metals in *A. adenophora* rhizosphere soil and its roots, stems and leaves, and the heavy metal enrichment coefficients and transport coefficients were compared and analyzed. The results showed that: 1) *A. adenophora* has strong tolerance to multiple heavy metal elements and has a certain absorption capacity; 2) In *A. adenophora* samples collected in the field, the arsenic content in its rhizosphere soil is as high as 44209.61 mg/kg, the arsenic content in the roots is as high as 168.92 mg/kg. The average enrichment coefficient of arsenic in roots, stems and leaves is 0.0127, and the heavy metal transport coefficient of the aerial parts is less than 1; 3) In the hydroponic experiment, the arsenic content in the roots of the *A. adenophora* reached 665.20 mg/kg, but the amount of arsenic transferred to the above-ground part is small, indicating that it has a certain absorption capacity for arsenic, and the absorbed arsenic mainly accumulates in the roots. It can be seen that *A. adenophora* is not a super-accumulating plant of arsenic, but its biomass is large, and it has strong tolerance to heavy metals, strong adaptability, and has a certain ability to accumulate arsenic. Therefore, it can be applied to phytoremediation of arsenic-contaminated soil.

Keywords

Ageratina adenophora, Heavy Metal, Arsenic Contaminated Soil, Phytoremediation

Copyright © 2021 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

土壤重金属污染是人们关注的热点问题, 由于矿物的无序开采、金属冶炼加工及粗放经营管理, 导致大量重金属通过各种途径进入大气、江河水体及土壤环境中, 致使环境质量恶化, 厂矿周边出现不同程度的重金属污染[1], 对我国生态安全及人民生命健康构成严重威胁[2]。我国主要耕地与矿业废弃地重金属污染问题突出, 污染物以镉、汞、砷、铜、铅、铬、锌、镍 8 种元素为主, 有色金属矿区周边土壤镉、砷、铅等污染较为严重, 其中砷高居第二位[3]。土壤重金属污染治理有物理、化学及生物等多种方法, 每种方法各有其优缺点, 生物修复因其技术简单、成本低廉、环境友好而备受青睐[4] [5]。

在众多土壤污染修复技术中, 植物修复因其廉价有效、方便快捷而被认为是最具发展潜力的绿色修复技术之一[6]。据调查, 目前已知重金属元素积累量在 0.1% 以上的植物品种已超过 700 种[7]。但由于污染问题的日益复杂化及修复地域的特殊性, 已知物种已不能很好地解决当前遇到的各种复杂问题, 因此, 进一步寻找能在多种重金属复合胁迫严峻环境下正常生长且重金属积累能力较强的物种, 是植物修复亟需解决的问题。

国内外对土壤砷污染问题进行了大量的研究, 并进行了一些人工修复实验。目前, 土壤砷污染修复技术主要有固化/稳定化修复、土壤淋洗修复、电动修复、微生物修复、植物修复和农业生态修复等。基于诸多因素考虑, 生物修复仍然是人们关注的热点[8] [9] [10] [11]。

破坏草(*Ageratina adenophora*), 又名紫茎泽兰, 是一种多年生草本或半灌木状植物, 生物量大, 适应性广, 抗逆性强, 传播速度快, 2003 年被国家环保总局和中国科学院列入首批入侵我国的 16 种外来物种之首[12]。目前, 关于破坏草的研究, 主要集中在生物学特性、入侵机制及物种分布、植物化学成分分析、化感作用、危害控制、根际及内生细菌群落多样性、资源化综合利用等方面[13]-[20]。部分学者对破坏草在土壤重金属污染修复的作用进行了一些调查研究[21], 发现其对 Pb、Cd、Zn、Cu、Cr、As 有

一定的富集能力和较强的耐性,可作为土壤重金属污染生物修复的物种用于环境治理[22]-[31]。因此,深入研究重金属复合胁迫背景下破坏草对重金属的吸收和转运问题,不仅可以丰富土壤重金属污染植物修复的内容,还可为土壤砷污染的修复提供新的思路和技术支持。

2. 材料与方法

2.1. 样品采集及处理

2019年8月中旬,分别到桂西北YZ、HJ、FS及ND等地进行野外调研,按照常规的采样方法,采集了调查区域部分废弃砷霜厂周围自然生长的破坏草及其0~20 cm根际土壤样品[32],做好标记及相关记录,将样品装入聚乙烯塑料自封袋中,尽快带回实验室处理。采样点的分布及编号见图1。

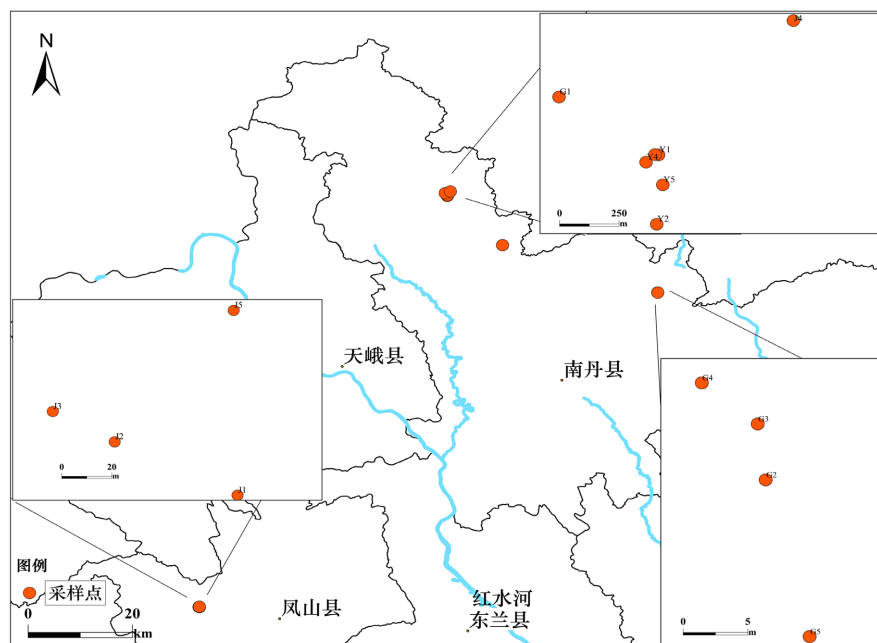


Figure 1. Distribution of *A. adenophora* sampling sites in mining wasteland of Hechi non-ferrous metal mining area, Guangxi
图 1. 广西河池有色金属矿区矿业废弃地破坏草采样点分布

土壤样品自然风干后,用木棒敲碎,分别过100目和20目尼龙筛,装入聚乙烯塑料自封袋,阴凉干燥处保存,备用;每个破坏草样品则分为根、茎、叶三部分,先用清水洗涤干净,然后将其置于超声波清洗仪中超声清洗15 m,再用去离子水洗涤3次,沥干水分后,将样品置于60℃电热恒温鼓风干燥箱中烘干,用微型植物样品粉碎机粉碎,过100目的尼龙筛,装入聚乙烯塑料自封袋中,阴凉干燥处保存,备用。

盆栽试验所用的植物材料(破坏草),通过网络购自云南省玉溪市江川区江城镇三百亩村。将购买回来的破坏草用自来水冲洗,去除其根部附着的泥土,然后再进行水培试验。水培试验结束后,植物材料的处理方法与野外采集的植物材料处理方法一致。

2.2. 实验方法

2.2.1. 盆栽试验

为了验证破坏草对砷的吸收和富集能力,利用改良霍格兰氏营养液对其进行室内水培试验。在容积为2.5 L的塑料盆中,先让破坏草在营养液中培养7 d,待其逐步适应水培环境后,再将其分别转移到不

同浓度梯度 As^{5+} (0、2.5、5、7.5、10 mg/L)的改良霍格兰氏营养液中进行水培试验, As^{5+} 的浓度以砷酸氢二钠中的砷离子进行计算。每种处理设置 3 个平行, 每盆均放入 4 株大小一致的破坏草(株高约 40 cm), 每日充氧 1 h, 每隔 7 d 更换一次培养液[33], 培养时间共计 45 d。

2.2.2. 样品测定

土壤样品 pH 测定用电位法, 水分含量测定用重量法[34], 植物样品及土壤样品重金属全量测定, 用 ICP-MS 法[35] [36], 土壤重金属有效态的测定, 分别用 EDTA-2Na 浸提—原子吸收光谱法和原子荧光光谱法[2] [37] [38] [39]。

2.2.3. 数据处理

每个样品的测定均做 3 个重复, 结果取平均值。数据处理分析分别用 Excel 2010 和 SPSS 22.0 进行, 图形的绘制分别用 Arc GIS 10.2 和 Origin 9.1 进行。

3. 结果与分析

3.1. 土壤样品含水量及 pH

风干土壤样品水分含量及 pH 测定结果见表 1。由此可知, 大部分土壤样品的含水量较低, 且不同采样点破坏草根际土壤水分含量有较大的差异; 不同采样点破坏草根际土壤样品 pH 有一定的差异, 其数值介于 5.59~8.09 之间; 即使同一个采样点, 不同植株的根际土壤水分及 pH 也有差异, 说明其生长环境存在较大的空间差异。

Table 1. Water content and pH of soil samples of *A. adenophora* rhizosphere at different sampling points

表 1. 不同采样点破坏草根际土壤样品的含水量和 pH

样点编号	含水量/%	pH	样点编号	含水量/%	pH
Y1	5.58 ± 0.14	7.35	Z1	9.84 ± 0.13	7.70
Y2	4.04 ± 1.12	6.57	Z2	4.92 ± 0.05	7.76
Y3	2.68 ± 0.06	5.59	Z3	5.92 ± 0.02	8.09
Y4	4.45 ± 0.17	5.88	J1	1.15 ± 0.003	7.60
Y5	2.82 ± 0.07	5.75	J2	1.42 ± 0.05	7.49
G1	3.06 ± 0.05	7.94	J3	1.30 ± 0.03	7.77
G2	3.09 ± 0.04	7.83	J4	1.17 ± 0.02	7.73
G3	3.19 ± 0.11	7.92	J5	1.21 ± 0.02	7.59
G4	3.62 ± 0.01	7.96	Q	0.67 ± 0.06	6.75
G5	2.34 ± 0.02	7.77			

说明: ① 土壤含水量用风干土测定; ② 编号 Y、G、Z、J、Q 分别为采样点中的雅垄、戈扎、者乐、金牙和鱼泉洞。

3.2. 土壤样品的重金属含量

破坏草根际土壤样品重金属含量的测定结果见图 2 和图 3。不同采样点破坏草根际土壤样品的重金属含量有较大的差异, 其变化情况见表 2。由此可见, 在本研究采集的土壤样品中, 不同重金属元素 As、Cu、Mn、Pb、Zn 的有效态含量仅占其全量的 1.52~8.79%, 17.81~47.30%, 20.49~44.55%, 11.26~14.36%,

20.32~27.96%。在所测定的土壤样品中,不同重金属元素含量的高低排序为 $As > Pb > Zn > Mn > Cu > Cd$,相应的重金属有效态高低排序为 $As > Pb > Mn > Zn > Cu > Cd$ 。两者排序基本相同,但稍有区别。

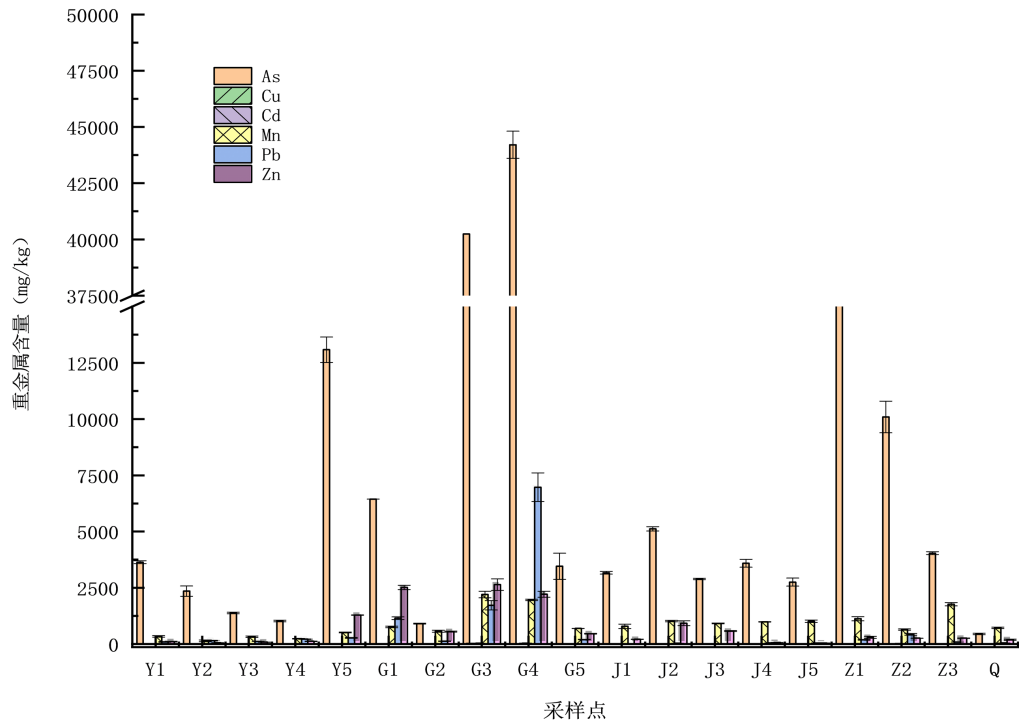


Figure 2. Heavy metal content of *A. adenophora* rhizosphere soil at different sampling points
图 2. 不同采样点破坏草根际土壤的重金属含量

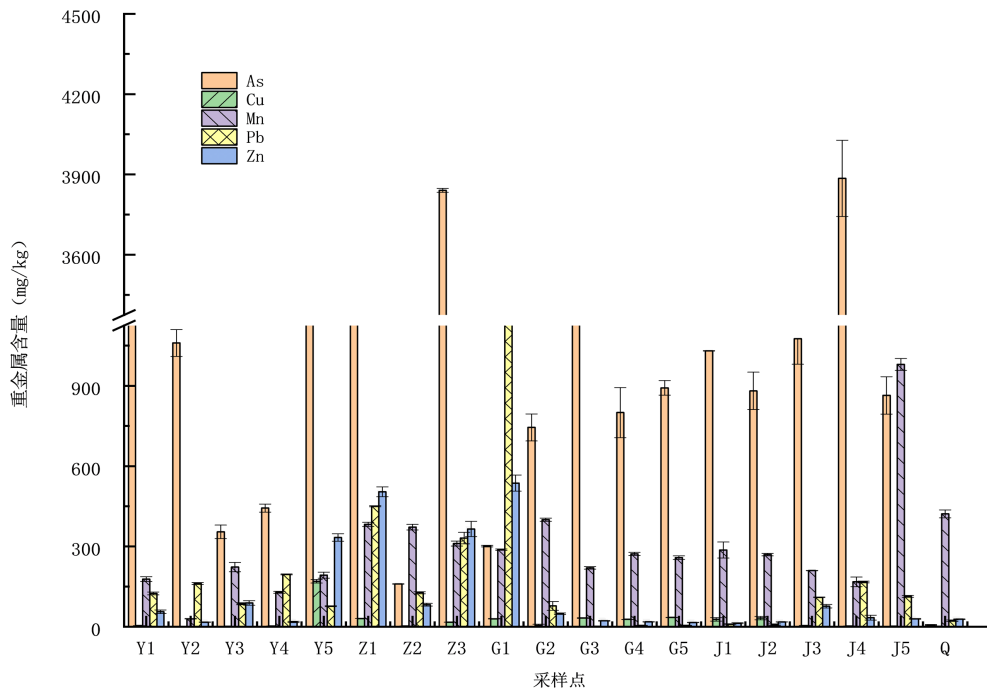


Figure 3. Effective contents of heavy metals in soil of *A. adenophora* rhizosphere at different sampling points
图 3. 不同采样点破坏草根际土壤重金属的有效态含量

Table 2. Comparison of heavy metal content and available state content in soil of *A. adenophora* rhizosphere at different sampling points (Unit: mg/kg)**表 2.** 不同采样点破坏草根际土壤重金属含量及有效态的比较(单位: mg/kg)

测定元素	As	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
最大值	44209.61 ± 602.39 3885.26 ± 142.24	39.92 ± 2.24 --	359.15 ± 7.28 169.90 ± 6.70	2199.20 ± 146.80 979.82 ± 22.09	6971.30 ± 633.71 1000.85 ± 31.46	2641.56 ± 256.76 536.72 ± 30.19
最小值	448.00 ± 32.53 6.79 ± 1.44	0.27 ± 0.06 --	6.85 ± 0.54 1.22 ± 0.04	145.00 ± 41.01 29.71 ± 1.06	13.76 ± 3.75 1.53 ± 0.01	46.50 ± 6.36 13.00 ± 2.02
中位值	3590.87 ± 173.52 892.52 ± 27.62	2.45 ± 0.60 --	24.02 ± 1.16 4.93 ± 4.28	759.11 ± 36.89 269.47 ± 4.92	126.26 ± 11.47 85.71 ± 3.96	260.58 ± 6.19 33.89 ± 8.93

说明: ① 在每列数值中, 第二行数据为相应元素的有效态; ② “--”表示因样品中镉的有效态含量较低而未能检出。

参照最新颁布的土壤质量标准(GB-15618-2018) [40], 在破坏草的根际土壤样品中, As、Cu、Cd、Pb、Zn 的最大超标倍数分别为 1768.38、7.18、66.53、41.01 和 8.81, 说明本研究区域的土壤重金属污染比较严重, 其中 As 污染最严重, Cd 污染次之。因为国家暂未制定 Mn 污染的相关标准, 故其污染情况无法判断。

3.3. 植物样品的重金属含量

破坏草不同部位的重金属含量测定结果见表 3 和图 4。由此可见, 在测定的六种重金属元素中, Mn、Zn、As 的含量相对较高, Cd、Cu、Pb 含量相对较低。不同重金属元素在破坏草根、茎、叶中的累积情况不同。其中, As 含量均为根 > 叶 > 茎, 大部分破坏草的 Cu 和 Pb 含量为根 > 叶 > 茎; 在 19 个采样点中, 16 个点(84.21%)的破坏草 Zn 含量为根和叶高于茎, 其中 12 个点(63.16%)的破坏草 Zn 含量为叶 > 根 > 茎, 2 个采样点(10.52%)的破坏草 Zn 含量为根 > 茎 > 叶, 1 个采样点(5.26%)的破坏草 Zn 含量为叶 > 茎 > 根; 在破坏草的根茎叶组织中, Cd 的累积没有明显规律; 破坏草 Mn 的累积情况比较复杂, 7 个点(36.84%)为根 > 叶 > 茎, 6 个点(31.58%)为叶 > 根 > 茎, 2 个点(10.53%)为根 > 茎 > 叶, 3 个点(15.79%)为叶 > 茎 > 根, 1 个点(5.26%)为茎 > 叶 > 根。

Table 3. Heavy metal content of *A. adenophora* roots, stems and leaves at different sampling points (Unit: mg/kg)**表 3.** 不同采样点破坏草根、茎、叶的重金属含量(单位: mg/kg)

样点编号	植物组织	测定元素					
		As	Cu	Cd	Mn	Pb	Zn
Y1	根	45.94 ± 6.12	8.76 ± 1.03	6.27 ± 1.77	192.27 ± 29.32	6.90 ± 1.31	54.85 ± 1.63
	茎	7.86 ± 0.98	4.64 ± 1.03	0.65 ± 0.10	85.33 ± 10.57	1.72 ± 0.73	39.97 ± 3.97
	叶	14.38 ± 2.14	7.36 ± 0.99	1.08 ± 0.25	82.88 ± 4.84	6.08 ± 0.22	26.07 ± 1.51
Y2	根	114.13 ± 5.83	8.47 ± 0.63	1.39 ± 0.05	159.34 ± 5.67	5.91 ± 0.50	44.93 ± 4.20
	茎	14.90 ± 0.71	3.74 ± 0.36	0.84 ± 0.04	50.85 ± 7.15	1.71 ± 0.42	26.63 ± 2.09
	叶	17.00 ± 2.41	7.40 ± 0.67	0.83 ± 0.21	143.00 ± 8.49	3.71 ± 0.16	62.25 ± 3.18
Y3	根	61.79 ± 4.50	20.29 ± 1.71	1.24 ± 0.48	122.52 ± 33.28	20.99 ± 5.12	70.94 ± 3.03
	茎	7.98 ± 0.98	2.99 ± 1.27	2.10 ± 1.18	115.83 ± 22.72	2.99 ± 1.35	53.56 ± 7.56
	叶	39.83 ± 2.02	8.46 ± 0.46	1.14 ± 0.46	408.11 ± 24.27	6.42 ± 2.65	57.14 ± 5.14

Continued

Y4	根	31.04 ± 3.25	10.75 ± 0.83	1.15 ± 0.42	66.47 ± 21.57	32.88 ± 5.26	52.03 ± 8.99
	茎	4.55 ± 0.06	3.23 ± 1.28	1.58 ± 0.47	96.86 ± 27.15	3.21 ± 2.49	41.45 ± 2.04
	叶	12.65 ± 1.64	5.67 ± 0.04	1.31 ± 0.60	270.92 ± 37.08	7.25 ± 2.34	60.36 ± 7.36
Y5	根	168.92 ± 8.00	20.83 ± 2.93	0.95 ± 0.33	196.66 ± 0.93	18.35 ± 1.85	60.98 ± 4.28
	茎	10.59 ± 1.61	4.11 ± 0.01	1.73 ± 0.29	19.29 ± 0.86	4.20 ± 2.34	39.27 ± 4.62
	叶	58.93 ± 7.03	9.58 ± 0.88	1.63 ± 0.46	172.44 ± 24.83	7.88 ± 1.23	87.55 ± 0.77
G1	根	72.4 ± 0.28	6.76 ± 1.28	2.43 ± 0.61	47.56 ± 10.10	7.34 ± 0.64	36.11 ± 2.98
	茎	8.83 ± 0.57	8.85 ± 1.13	1.87 ± 0.16	18.61 ± 0.58	2.51 ± 0.44	31.46 ± 3.48
	叶	33.55 ± 1.01	4.66 ± 0.55	2.67 ± 0.55	62.11 ± 9.19	4.48 ± 0.30	55.06 ± 4.32
G2	根	30.07 ± 4.06	5.97 ± 0.60	1.93 ± 0.23	139.26 ± 38.54	8.45 ± 3.45	82.24 ± 14.38
	茎	6.26 ± 1.36	4.52 ± 0.10	1.94 ± 1.30	55.35 ± 12.87	15.61 ± 4.65	39.77 ± 3.91
	叶	11.16 ± 0.90	9.34 ± 1.39	1.43 ± 0.76	83.57 ± 5.93	16.62 ± 3.81	31.67 ± 0.47
G3	根	38.43 ± 8.73	7.06 ± 0.47	1.30 ± 0.35	96.10 ± 14.01	5.26 ± 0.28	56.65 ± 6.57
	茎	6.29 ± 0.76	4.46 ± 0.25	5.18 ± 0.76	70.55 ± 11.67	1.43 ± 0.48	122.84 ± 17.84
	叶	25.12 ± 6.19	13.76 ± 1.33	4.94 ± 1.09	59.30 ± 8.77	3.11 ± 0.28	124.33 ± 20.26
G4	根	125.89 ± 18.54	13.91 ± 0.56	1.32 ± 0.08	56.66 ± 7.27	11.5 ± 0.0	80.26 ± 6.17
	茎	9.83 ± 0.38	3.25 ± 0.47	0.84 ± 0.04	20.51 ± 1.12	1.34 ± 0.39	38.53 ± 0.81
	叶	19.42 ± 1.11	6.41 ± 0.67	0.42 ± 0.07	47.08 ± 4.83	2.16 ± 0.28	62.65 ± 2.35
G5	根	29.76 ± 5.42	18.78 ± 5.09	1.11 ± 0.78	127.30 ± 7.70	5.71 ± 1.59	52.71 ± 8.08
	茎	6.43 ± 0.49	2.52 ± 1.14	1.28 ± 0.62	26.28 ± 6.56	2.28 ± 0.82	31.60 ± 0.29
	叶	20.27 ± 1.04	8.41 ± 0.21	4.64 ± 0.39	59.37 ± 14.50	5.27 ± 1.36	40.12 ± 6.13
J1	根	104.43 ± 18.69	14.01 ± 1.41	1.90 ± 0.78	71.60 ± 17.64	4.78 ± 2.08	48.74 ± 14.26
	茎	16.26 ± 0.65	10.4 ± 4.5	0.11 ± 0.09	42.48 ± 9.03	1.75 ± 0.21	47.74 ± 17.26
	叶	76.87 ± 15.48	11.00 ± 0.45	0.13 ± 0.13	102.42 ± 31.82	3.49 ± 0.69	62.81 ± 0.93
J2	根	79.77 ± 10.28	17.73 ± 2.41	0.55 ± 0.18	68.78 ± 1.66	2.42 ± 0.73	35.22 ± 5.23
	茎	17.71 ± 5.45	6.10 ± 1.58	0.70 ± 0.28	56.56 ± 7.49	1.71 ± 0.39	32.72 ± 6.72
	叶	25.46 ± 3.10	6.91 ± 0.31	0.47 ± 0.20	98.62 ± 5.38	3.34 ± 0.71	40.22 ± 5.97
J3	根	105.04 ± 4.19	12.23 ± 0.41	0.27 ± 0.04	39.48 ± 0.03	3.10 ± 1.44	60.52 ± 1.95
	茎	14.88 ± 0.54	9.18 ± 3.47	0.24 ± 0.00	48.38 ± 8.46	0.82 ± 0.05	33.75 ± 2.90
	叶	52.63 ± 8.53	8.38 ± 1.86	0.20 ± 0.05	54.40 ± 9.80	2.52 ± 0.75	53.58 ± 4.38
J4	根	90.64 ± 8.07	27.62 ± 2.78	0.45 ± 0.25	41.07 ± 7.32	0.93 ± 0.65	32.90 ± 5.90
	茎	29.82 ± 1.44	8.72 ± 0.42	0.50 ± 0.36	41.40 ± 11.03	2.87 ± 1.64	29.63 ± 6.55
	叶	71.66 ± 7.18	19.98 ± 9.22	0.41 ± 0.23	125.77 ± 13.23	2.25 ± 0.38	55.47 ± 3.43

Continued

J4	根	97.03 ± 14.97	21.90 ± 6.10	0.16 ± 0.09	93.06 ± 10.77	2.70 ± 1.77	41.13 ± 5.13
	茎	24.89 ± 1.87	6.99 ± 0.95	0.17 ± 0.01	29.53 ± 0.11	2.06 ± 1.46	30.95 ± 1.34
	叶	41.28 ± 4.55	6.19 ± 0.08	0.25 ± 0.04	44.18 ± 4.56	1.88 ± 0.71	48.88 ± 0.31
Z1	根	36.87 ± 0.19	9.89 ± 0.16	3.45 ± 0.51	37.98 ± 2.94	5.35 ± 0.59	54.77 ± 0.61
	茎	8.83 ± 0.83	4.94 ± 0.91	4.09 ± 0.73	32.04 ± 1.36	2.22 ± 0.33	42.45 ± 4.17
	叶	26.10 ± 1.16	5.17 ± 0.19	2.95 ± 0.33	65.81 ± 4.29	4.40 ± 0.20	64.58 ± 5.55
Z2	根	79.39 ± 4.82	6.83 ± 0.29	5.47 ± 0.46	45.67 ± 9.73	8.64 ± 1.98	46.85 ± 6.66
	茎	49.46 ± 4.80	4.27 ± 0.02	5.14 ± 0.97	28.01 ± 1.55	6.48 ± 1.56	35.13 ± 0.11
	叶	56.86 ± 11.82	6.55 ± 0.87	1.13 ± 0.38	51.03 ± 4.74	8.67 ± 2.73	56.88 ± 0.36
Z3	根	107.95 ± 19.46	15.26 ± 1.63	3.91 ± 0.47	87.15 ± 21.86	4.50 ± 0.15	50.51 ± 10.59
	茎	13.18 ± 4.31	3.02 ± 1.13	3.15 ± 0.21	49.13 ± 10.49	2.20 ± 0.84	32.87 ± 12.13
	叶	44.47 ± 4.67	10.60 ± 2.26	0.56 ± 0.17	55.24 ± 13.74	7.80 ± 0.71	66.77 ± 5.77
Q	根	21.97 ± 2.45	3.02 ± 0.52	2.91 ± 0.16	182.00 ± 1.41	19.65 ± 7.75	49.50 ± 2.12
	茎	3.29 ± 0.11	3.30 ± 0.28	1.47 ± 0.39	207.10 ± 1.27	3.43 ± 0.04	38.95 ± 8.56
	叶	4.69 ± 0.68	2.93 ± 0.83	3.25 ± 0.90	188.25 ± 2.76	18.8 ± 5.80	52.00 ± 2.83

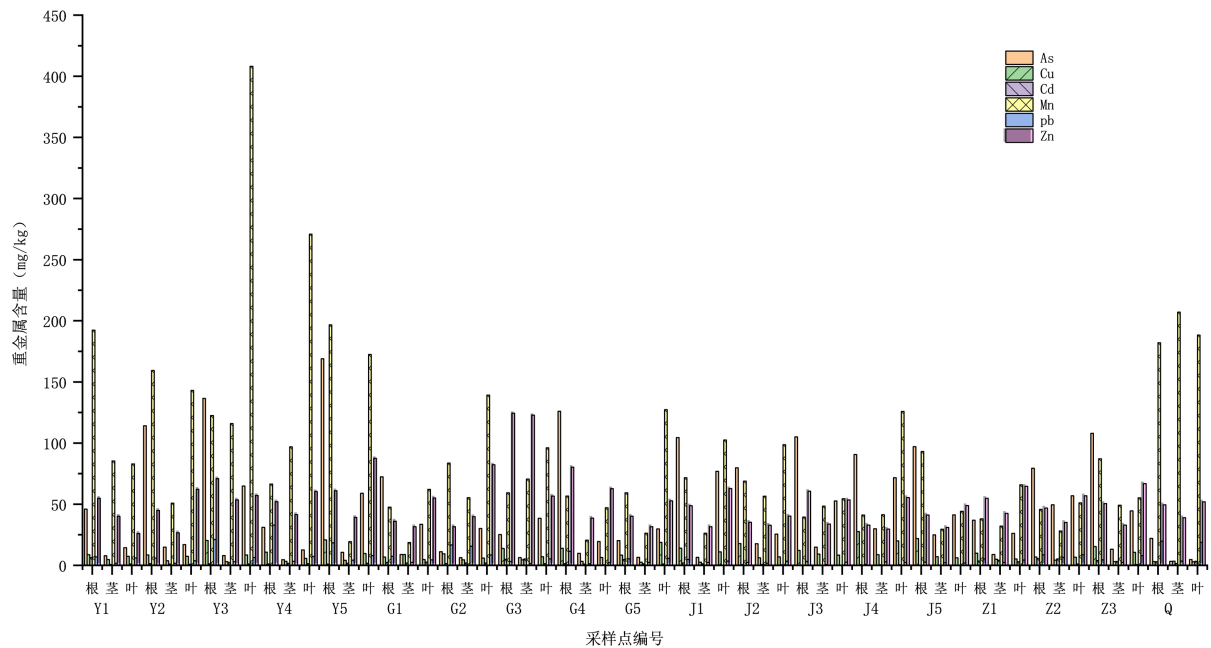


Figure 4. Heavy metal content in *A. adenophora* roots, stems and leaves at different sampling points
图 4. 不同采样点破坏草根茎叶中的重金属含量

3.4. 破坏草的重金属富集系数

根据破坏草根茎叶不同部位及其根际土壤的重金属含量, 可计算其相应部位的重金属富集系数, 结果见表 4。由此可知, 破坏草对不同重金属元素的富集能力不同, 其不同部位对同一重金属元素的富集

能力也有差异; 如果从重金属富集系数的平均值来看, 破坏草对不同重金属元素的富集系数大小排序为: Cd > Cu > Zn > Mn > Pb > As。

Table 4. Comparison of heavy metal enrichment coefficients in different parts of *A. adenophora*

表 4. 破坏草不同部位重金属富集系数的比较

样点编号	检测部位	重金属元素					
		As	Cu	Cd	Mn	Pb	Zn
Y1	根	0.0126	0.7871	1.4684	0.5643	0.0718	0.4966
	茎	0.0022	0.4169	0.1522	0.2504	0.0179	0.3619
	叶	0.0040	0.6613	0.2529	0.2432	0.0633	0.2360
Y2	根	0.0485	0.5461	1.0414	1.0989	0.0376	0.7426
	茎	0.0063	0.2410	0.6278	0.3507	0.0109	0.4401
	叶	0.0072	0.4771	0.6203	0.9862	0.0236	1.0289
Y3	根	0.0447	1.6429	0.4901	0.5116	0.1786	0.8385
	茎	0.0058	0.2421	0.8300	0.4836	0.0254	0.6331
	叶	0.0469	0.6846	0.4506	1.7040	0.0546	0.6754
Y4	根	0.0303	1.5686	0.7495	0.2775	0.1502	0.4291
	茎	0.0044	0.4710	1.0294	0.4044	0.0147	0.3418
	叶	0.0124	0.8270	0.8540	1.1312	0.0331	0.4978
Y5	根	0.0129	0.0580	0.0974	0.3821	0.0666	0.0474
	茎	0.0008	0.0114	0.1780	0.0375	0.0153	0.0305
	叶	0.0045	0.0267	0.1675	0.3351	0.0286	0.0680
G1	根	0.0112	0.0690	0.1813	0.0627	0.0064	0.0144
	茎	0.0014	0.0904	0.1392	0.0245	0.0022	0.0125
	叶	0.0052	0.0476	0.1993	0.0818	0.0039	0.0219
G2	根	0.0330	0.4588	0.7878	0.2451	0.0669	0.1482
	茎	0.0069	0.3477	0.7918	0.0974	0.1236	0.0716
	叶	0.0122	0.7182	0.5837	0.1471	0.1316	0.0571
G3	根	0.0006	0.0625	0.1309	0.0270	0.0018	0.0471
	茎	0.0002	0.0203	0.1372	0.0321	0.0008	0.0465
	叶	0.0006	0.0625	0.1309	0.0270	0.0018	0.00471
G4	根	0.0028	0.0684	0.0329	0.0288	0.0016	0.0362
	茎	0.0002	0.0160	0.0209	0.0104	0.0002	0.0174
	叶	0.0004	0.0315	0.0105	0.0240	0.0003	0.0283
G5	根	0.0086	0.7820	0.4664	0.1836	0.0287	0.1136
	茎	0.0019	0.1051	0.5378	0.0379	0.0115	0.0681
	叶	0.0059	0.3499	1.9475	0.0856	0.0265	0.0865

Continued

J1	根	0.0330	0.3966	1.0243	0.0907	0.3155	0.2321
	茎	0.0051	0.2945	0.0613	0.0538	0.1155	0.2273
	叶	0.0243	0.3114	0.0703	0.1297	0.2300	0.2990
J2	根	0.0156	0.5780	1.0900	0.0676	0.0693	0.0381
	茎	0.0035	0.1988	1.4000	0.0566	0.0489	0.0354
	叶	0.0050	0.2252	0.9400	0.0969	0.0958	0.0435
J3	根	0.0363	0.2636	0.2573	0.0430	0.2253	0.1045
	茎	0.0051	0.1979	0.2330	0.0527	0.0598	0.0583
	叶	0.0182	0.1806	0.1909	0.0593	0.1831	0.0925
J4	根	0.0252	1.0336	1.6667	0.0416	0.0100	0.4476
	茎	0.0083	0.3262	1.8519	0.0419	0.0309	0.4031
	叶	0.0200	0.7478	1.5062	0.1273	0.0242	0.7545
J5	根	0.0352	0.4384	0.6200	0.0919	0.0656	0.8829
	茎	0.0090	0.1398	0.6800	0.0291	0.0502	0.6644
	叶	0.0150	0.1238	0.9800	0.0436	0.0457	1.0494
Z1	根	0.0014	0.6508	0.9299	0.0338	0.0283	0.1816
	茎	0.0003	0.3249	1.1011	0.0285	0.0117	0.1407
	叶	0.0010	0.3400	0.7951	0.0586	0.0233	0.2141
Z2	根	0.0079	0.2904	0.2592	0.0709	0.0201	0.1798
	茎	0.0049	0.1815	0.2435	0.0435	0.0151	0.1348
	叶	0.0056	0.2786	0.0536	0.0792	0.0202	0.2183
Z3	根	0.0267	1.1610	0.4851	0.0492	0.0493	0.1945
	茎	0.0033	0.2298	0.3908	0.0277	0.0241	0.1266
	叶	0.0110	0.8064	0.0695	0.0312	0.0856	0.2571
Q	根	0.0490	0.3053	1.4126	0.2526	0.3807	0.2519
	茎	0.0073	0.3340	0.7112	0.2874	0.0664	0.1982
	叶	0.0105	0.2962	1.5777	0.2613	0.3642	0.2647
	平均值	0.0127	0.3956	0.6265	0.2127	0.0677	0.2698

注: ① 重金属富集系数是指植物某一部位的元素含量与土壤中相应元素含量之比; ② 该平均值为破坏草根茎叶重金属富集系数的算术平均值。

3.5. 破坏草对不同重金属的转运系数

植物对重金属元素的转运能力可以用转运系数来说明。由表 5 可知, 破坏草对不同的重金属元素的转运能力有较大差异, 其不同部位对重金属元素的转运能力也不同; 破坏草茎部对 As、Cu、Cd、Mn、Pb、Zn 的转运系数分别为 0.0616~0.6230、0.1343~1.3101、0.1037~3.9846、0.0981~1.4571、0.0976~3.0786、0.4800~2.1686, 平均值分别为 0.18805、0.4741、1.1396、0.6449、0.5844、0.7826, 不同重金属转运系数

平均值大小排序为 $Cd > Zn > Mn > Pb > Cu > As$; 破坏草叶子对 As 、 Cu 、 Cd 、 Mn 、 Pb 、 Zn 的转运系数分别为 0.1489~0.7907、0.2824~1.9504、0.0686~4.1757、0.4311~4.0758、0.1878~2.4107、0.3851~2.1948, 平均值分别为 0.4741、0.7496、1.1137、1.3542、0.9102、1.1507, 不同重金属转运系数平均值大小排序为 $Mn > Zn > Cd > Pb > Cu > As$ 。由此可见, 破坏草叶片对重金属的转运能力比其茎部相对更强一些。

Table 5. Heavy metal transport coefficients in aboveground parts of *A. adenophora*

表 5. 破坏草地上部分的重金属转运系数

样点编号	植物器官	重金属元素					
		As	Cu	Cd	Mn	Pb	Zn
Y1	茎	0.1711	0.5297	0.1037	0.4438	0.2495	0.7288
	叶	0.3129	0.8402	0.1722	0.4311	0.8811	0.4752
Y2	茎	0.1306	0.4412	0.6029	0.3191	0.2896	0.5926
	叶	0.1489	0.8736	0.5957	0.8975	0.6274	1.3855
Y3	茎	0.1291	0.1474	1.6935	0.9454	0.1424	0.7550
	叶	0.6446	0.4167	0.9194	3.3311	0.3057	0.8055
Y4	茎	0.1464	0.3003	1.3735	1.4571	0.0976	0.7966
	叶	0.4075	0.5272	1.1395	4.0758	0.2205	1.1600
Y5	茎	0.0627	0.1973	1.8272	0.0981	0.2290	0.6440
	叶	0.3489	0.4597	1.7196	0.8768	0.4293	1.4358
G1	茎	0.1220	1.3101	0.7675	0.3913	0.3420	0.8712
	叶	0.4633	0.6899	1.0988	1.3058	0.6104	1.5246
G2	茎	0.2082	0.7571	1.0052	0.3975	1.8473	0.4835
	叶	0.3710	1.5639	0.7409	0.6001	1.9663	0.3851
G3	茎	0.1637	0.6322	3.9846	0.7342	0.2719	2.1686
	叶	0.6537	1.95 04	3.8000	0.6171	0.5903	2.1948
G4	茎	0.0781	0.23 37	0.6350	0.3619	0.1161	0.4800
	叶	0.1542	0.4607	0.3194	0.8309	0.1878	0.7806
G5	茎	0.2160	0.1343	1.1532	0.2064	0.3993	0.5994
	叶	0.6809	0.4475	4.1757	0.4664	0.9221	0.7612
J1	茎	0.0616	0.1802	0.6755	0.3670	0.4770	0.6482
	叶	0.7360	0.7851	0.0686	1.4304	0.7291	1.2885
J2	茎	0.2220	0.3440	1.2844	0.8224	0.7060	0.9288
	叶	0.3191	0.3897	0.8624	1.4340	1.3830	1.1419
J3	茎	0.1417	0.7506	0.9057	1.2255	0.2655	0.5577
	叶	0.5010	0.6852	0.7421	1.3779	0.8129	0.8853

Continued

J4	茎	0.3290	0.3156	1.1111	1.0082	3.0786	0.9006
	叶	0.7907	0.7235	0.9037	3.0627	2.4107	1.6859
J5	茎	0.2565	0.3189	1.0968	0.3173	0.7651	0.7526
	叶	0.4254	0.2824	1.5806	0.4747	0.6972	1.1886
Z1	茎	0.2395	0.4992	1.1841	0.8436	0.4144	0.7751
	叶	0.7080	0.5225	0.8551	1.7328	0.8232	1.1790
Z2	茎	0.6230	0.6249	0.9393	0.6132	0.7500	0.7497
	叶	0.7162	0.9592	0.2067	1.1174	1.0039	1.2139
Z3	茎	0.1221	0.1980	0.8056	0.5638	0.4883	0.6508
	叶	0.4120	0.6946	0.1432	0.6339	1.7353	1.3219
Q	茎	0.1498	1.0939	0.5034	1.1379	0.1746	0.7869
	叶	0.2135	0.9702	1.1168	1.0343	0.9567	1.0505

注: 生物转运系数 = 地上部分的重金属含量/地下部分的重金属含量。

3.6. 相关性分析

为说明破坏草不同部位(根茎叶)重金属含量与根际土壤重金属含量的关系, 可对其相关性进行分析, 结果见表 6、表 7 和表 8。由此可知, 破坏草根部的砷含量与其根际土壤中的铜含量呈显著正相关; 茎部的镉含量和锌含量分别与根际土壤中的镉含量和锌含量呈显著正相关; 叶片中的锰含量与根际土壤中的锰含量呈显著负相关, 叶片中的锌含量与根际土壤中的锌含量呈显著正相关; 破坏草中其他重金属元素与其根际土壤中的相应元素有一定的相关性, 但不显著。

Table 6. Correlation between the content of heavy metals in the roots of *A. adenophora* and the content of heavy metals in rhizosphere soil

表 6. 破坏草根部分重金属含量与根际土壤重金属含量的相关性

	As _±	Cu _±	Cd _±	Mn _±	Pb _±	Zn _±
As _根	0.1125	0.5315*	0.1390	0.1199	0.2418	0.1355
Cu _根		0.1429	-0.2553	0.0414	-0.0717	-0.2095
Cd _根			0.1198	-0.0924	-0.0865	-0.1697
Mn _根				-0.4024	-0.2179	-0.1714
Pb _根					0.0529	-0.0742
Zn _根						0.1634

Table 7. Correlation between heavy metal content in *A. adenophora* stems and heavy metal content in rhizosphere soil

表 7. 破坏草茎部分重金属含量与根际土壤重金属含量的相关性

	As _±	Cu _±	Cd _±	Mn _±	Pb _±	Zn _±
As _茎	-0.0819	0.086	0.0666	-0.0107	-0.0976	-0.2231
Cu _茎		-0.01	-0.1466	0.0500	-0.1344	0.1822

Continued

Cd _茎	0.4949*	0.3431	0.0053	0.2480
Mn _茎		-0.2139	-0.2172	-0.2727
Pb _茎			-0.1581	-0.1183
Zn _茎				0.5143*

Table 8. Correlation between the content of heavy metals in *A. adenophora* leaves and the content of heavy metals in rhizosphere soil

表 8. 破坏草叶部重金属含量与根际土壤重金属含量的相关性

	As _±	Cu _±	Cd _±	Mn _±	Pb _±	Zn _±
As _叶	-0.1150	0.1708	-0.0787	0.0652	-0.1942	-0.1163
Cu _叶		0.1531	0.0554	0.2785	-0.0907	0.0072
Cd _叶			0.2770	0.1768	-0.0115	0.3889
Mn _叶				-0.5098*	-0.2237	-0.3076
Pb _叶					-0.2418	-0.2205
Zn _叶						0.5251*

皮尔森(Pearson)相关: **.相关性在 0.01 层上显著(双尾)。*.相关性在 0.05 层上显著(双尾)。

3.7. 水培实验

3.7.1. 破坏草对砷吸收及转运

在水培试验中, 破坏草不同部位(根茎叶)砷含量的测定结果见表 9 和图 5。由此可知, ① 破坏草地上部分对 As 的转运系数比较小(As 主要累积在根部), 其茎叶对 As 的转运系数分别为 0.0242~0.2052 和 0.0060~0.2416; ② 破坏草不同部位的 As 含量差异显著, 其高低排序为根>茎>叶; ③ 当水培液中的 As⁵⁺浓度较低(<5 mg/L)时, 破坏草根部的 As 含量随溶液中的 As⁵⁺浓度增大而明显增加; 当水培液中的 As⁵⁺浓度较高(>5 mg/L)时, 破坏草根部的 As 含量虽有一定程度的增加, 但差异不显著; ④ 从破坏草其余部位 As 的累积量来看, 其茎部的 As 含量随水培液中的 As⁵⁺浓度增大而明显增加; 而叶中 As 的累积情况比较复杂, 累积量呈现先升高后降低的变化趋势。

Table 9. As content and transport coefficient of *A. adenophora* in hydroponic experiment (Unit: mg/kg)

表 9. 水培试验中破坏草的 As 含量及转运系数(单位: mg/kg)

As ⁵⁺ 浓度(mg/L)	As 含量(mg/kg)		
	根	茎	叶
0	3.85 ± 1.96 ^c	0.79 ± 0.13 ^e /0.2052	0.93 ± 0.11 ^d /0.2416
2.5	153.76 ± 9.81 ^b	12.41 ± 4.42 ^d /0.0807	5.79 ± 4.29 ^b /0.0377
5.0	635.51 ± 85.12 ^a	15.36 ± 4.33 ^c /0.0242	5.31 ± 1.13 ^b /0.0084
7.5	643.48 ± 11.47 ^a	27.70 ± 10.15 ^b /0.0430	18.70 ± 3.77 ^a /0.0291
10.0	665.20 ± 52.16 ^a	82.79 ± 12.00 ^a /0.1245	3.97 ± 0.52 ^c /0.0060

注: ① 同一列数据中的不同字母表示差异显著($p < 0.05$); ② 茎叶栏中“/”后的数据为相应的转运系数。

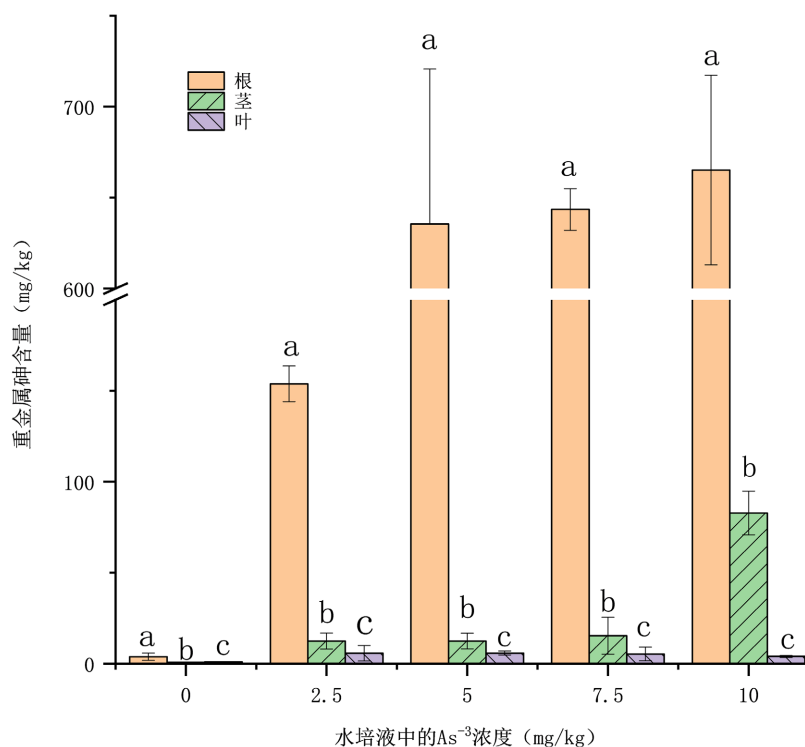


Figure 5. The content of arsenic in different parts of the *A. adenophora* in the hydroponic experiment
图 5. 水培试验中破坏草不同部位的砷含量

3.7.2. 相关性分析

水培试验中, 破坏草不同部位的砷含量与水培液中砷离子浓度的相关性分析结果见表 10。由此可见, 破坏草根中的砷含量与水培液中的砷离子浓度呈显著正相关; 其不同部位的砷含量, 以及不同部位与溶液中 As^{5+} 含量呈正相关, 但不显著。

Table 10. Correlation between arsenic content in different parts of *A. adenophora* and arsenic ion concentration in hydroponic culture solution

表 10. 破坏草不同部位的含砷量与水培液砷离子浓度的相关性

比较项目	As _根	As _茎	As _叶	As ⁵⁺
As _根	1	0.7141	0.3079	0.9332*
As _茎		1	0.0566	0.8018
As _叶			1	0.4307
As ⁵⁺				1

说明: ① 表中 $As_{根}$ 、 $As_{茎}$ 、 $As_{叶}$ 、 As^{5+} 分别为破坏草根茎叶中的砷含量及水培液中的砷离子浓度; ② “*” 表示相关性显著 ($p < 0.05$)。

4. 讨论

4.1. 破坏草在重金属污染治理中的应用

在多种重金属复合胁迫下, 破坏草不仅具有较强的耐性, 还具有一定的吸收和转运能力, 该结果与汪文云等人的相关研究结果相似[21]-[26]。判断植物对某种重金属胁迫的耐性, 不仅要看其根际土壤中该

重金属元素的含量,更重要的是要看其根际土壤中该重金属元素有效态的含量,后者对植物生长的影响更大。在本研究测定的6种不同重金属元素中,破坏草对As、Pb、Mn、Zn的耐性相对较强,对Cu、Cd的耐性相对较弱。从矿业废弃地实地调查采集的破坏草样品重金属含量测定结果来看,其对Mn、Zn、As的吸收量相对较大,对Cd、Cu、Pb的吸收量相对较小;虽然破坏草体内的重金属含量并不高,重金属富集系数和转运系数较小,达不到超累积植物的认定标准,但其生态幅比较宽,生命力强,对生境没有特殊要求,而且生物量比较大(株高可达2m左右),因此其吸收的重金属总量并不少。

植物对重金属的解毒作用,通常有避性机制和耐性机制等多种方式[41][42]。破坏草能在多种重金属复合胁迫的严酷环境中正常生长发育,说明其具有良好的重金属耐受机制。据报道,贵州烂泥沟金矿和水银洞金矿的破坏草对Cr和Cd具有较强富集作用,其根茎叶对Cr和Cd的富集系数均大于1,整个植株对Pb、Zn、Cr具有较强的吸收和转运能力,对其他重金属元素也具有不同程度的吸收和转运能力[22][23]。虽然,破坏草对重金属的耐受机制还不清楚,但是,其在重金属污染环境治理中的开发潜力值得关注。破坏草(紫茎泽兰)是一种危害极大的外来物种,以往的不少研究工作,也是基于这种认识来展开。虽然,生物入侵种的防治关系重大,但是,破坏草对多种重金属具有较强的耐性,对部分重金属具有较强的吸收能力,如能深入研究其对重金属耐受的机理,并合理利用,则可将其变废为宝,为外来入侵植物的资源化利用开辟一条新的路径[22][25]

4.2. 破坏草对重金属的吸收和富集具有选择性

不同植物对重金属的吸收能力存在较大差异,同一植物对不同重金属的吸收和转运能力也有差异[7]。在一些相关研究中,不同调查地域之间,破坏草对重金属的吸收和转运能力差异显著,也就是说,破坏草对重金属的吸收和富集具有一定的选择性[43],本研究所得结果与之相似。由此可见,植物对重金属元素的吸收、富集和转运是一个非常复杂的过程,涉及诸多问题,一方面可能与其生物学特性有关,另一方面可能与其生长基质的重金属背景有关。在多种重金属共存的复杂体系中,重金属元素与各种环境因子之间的相互耦合,可能会影响植物对重金属元素的吸收、富集和转运。此外,植物对重金属的吸收和转运,不仅反映其吸收重金属能力的差异,也可能与其解毒方式有关。

在本研究采集的土壤样品中,As、Pb、Mn、Zn的含量比较高,但破坏草对Pb的吸收能力和转运能力都比较弱,从土壤中吸收的Pb主要累积在根部,转移到地上部分的数量比较少。此外,不同采样点的所有破坏草样品的As含量均为根>叶>茎,大部分样品的Cu和Pb含量为根>叶>茎,该结果与部分学者的研究结果不完全一致[23]。破坏草是落叶草本植物,从根部吸收的重金属通过茎转运到叶片之后,随着叶片的枯萎和全部脱落,可将其体内的重金属排除体外,从而减少重金属的毒害,这可能是其抵御重金属毒害的一种有效策略,具体问题有待研究。

在As⁵⁺胁迫的水培试验中,破坏草对As⁵⁺的吸收量明显高于野外采集的样品,一方面这是单一的重金属胁迫试验,不存在其他重金属离子的干扰和影响;另一方面,在水溶液中,破坏草根部与As⁵⁺有更密切的接触,从而提高其对As⁵⁺的吸收能力;三是水培试验的破坏草购自云南,而野外采集的样品来自广西,二者可能属于不同的生态型,不同生态型的破坏草对重金属吸收和转运能力是否存在差异,有待进一步研究。另外,在水培试验中,破坏草体内As含量的高低排序为根>茎>叶,而野外采集的破坏草样品As含量高低排序为根>叶>茎,二者不一致,也与部分学者的研究结果有差异,可能是因为破坏草水培的时间较短(45d),其根部吸收的As还没有充分转运到叶片的缘故。

5. 结论

根据以上实验结果及分析讨论,可以初步得到以下结论:

1) 破坏草对砷具有较强的耐性, 但富集系数和转运系数较小, 其吸收的砷主要累积在根部; 2) 破坏草对重金属元素的吸收具有一定的选择性, 其对 Pb、Zn、Cu、Cd、Mn 等重金属的吸收和转运能力有较大的差异; 3) 破坏草的生物量大, 适应性强, 可以在多种重金属复合胁迫条件下正常生长, 如能合理开发利用, 或者与其他物种科学配置, 可用于矿业废弃地砷污染及其他重金属污染土壤的植物修复。

基金项目

桂西北地方资源保护与利用工程中心(桂教科研[2012] 9 号), 河池学院高层次人才科研启动费项目(XJ2018GKQ015、XJ2018GKQ016), 广西高校大学生创新创业计划训练项目(202010605057)。

参考文献

- [1] 曾晓娜, 贺秋华, 吕世豪, 等. 典型冶炼企业集中区土壤重金属污染分析及风险评价[J]. 有色金属(冶炼部分), 2021(12): 98-104.
- [2] 余涛, 蒋天宇, 刘旭, 等. 土壤重金属污染现状及检测分析技术研究进展[J]. 中国地质, 2021, 48(2): 460-476.
- [3] 陈能场, 郑煜基, 何晓峰, 等. 《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(9): 1689-1692.
- [4] 周际海, 黄荣霞, 樊后保, 等. 污染土壤修复技术研究进展[J]. 水土保持研究, 2016, 23(3): 366-372.
- [5] 史广宇, 余志强, 施维林. 植物修复土壤重金属污染中外源物质的影响机制和应用研究进展[J]. 生态环境学报, 2021, 30(3): 655-666.
- [6] 郭思宇, 王海娟, 王宏镔. 重金属污染土壤间作修复的研究进展[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(5): 890-902.
- [7] Guo, G., Zhou, Q. and Ma, L.Q. (2006) Availability and Assessment of Fixing Additives for the *in Situ* Remediation of Heavy Metal Contaminated Soils: A Review. *Environmental Monitoring and Assessment*, **116**, 513-528. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7668-4>
- [8] 龙良俊, 宋雪婷, 潘宝宇, 等. 砷污染土壤修复技术综述[J]. 应用化工, 2020, 49(10): 2649-2653.
- [9] 纪冬丽, 孟凡生, 薛浩, 等. 国内外土壤砷污染及其修复技术现状与展望[J]. 环境工程技术学报, 2016, 6(1): 90-99.
- [10] 丁琮, 陈志良, 李核. 化学萃取修复砷污染土壤的研究进展[J]. 土壤通报, 2013, 44(1): 252-256.
- [11] 李圣发, 王宏镔. 土壤砷污染及其修复技术的研究进展[J]. 水土保持研究, 2011, 18(4): 248-253.
- [12] 肖正清, 周冠华, 权文婷. 恶性外来入侵植物紫茎泽兰在云南的分布格局[J]. 自然灾害学报, 2009, 18(5): 82-87.
- [13] 周启武, 于龙凤, 王绍梅, 等. 入侵植物紫茎泽兰的危害及综合防控与利用[J]. 动物医学进展, 2014, 35(5): 108-113.
- [14] 王霞达, 李葵, 李君, 等. 种龄、种内竞争及环境因子对紫茎泽兰种子萌发影响的研究[J]. 生态环境学报, 2013, 22(9): 1471-1475.
- [15] 李余钊. 外来入侵植物紫茎泽兰的化学成分研究[D]: [硕士学位论文]. 南宁: 南宁师范大学, 2019.
- [16] 李霞霞, 张钦弟, 朱珣之. 近十年入侵植物紫茎泽兰研究进展[J]. 草业科学, 2017, 34(2): 283-392.
- [17] 马金虎, 杨文秀, 孙亮亮, 等. 紫茎泽兰提取物对 3 种杂草的化感胁迫作用[J]. 生态学报, 2018, 38(10): 3514-3523. <https://doi.org/10.5846/stxb201702160262>
- [18] 朱文达, 曹坳程, 颜冬冬, 等. 除草剂对紫茎泽兰防治效果及开花结实的影响[J]. 生态环境学报, 2013, 22(5): 820-825.
- [19] 陈诚. 攀枝花矿区 4 种常见植物内生菌群落结构及多样性研究[D]: [硕士学位论文]. 雅安: 四川农业大学, 2015.
- [20] 柳旭, 孔令杰, 杨康, 等. 紫茎泽兰不同入侵区域土壤细菌群落多样性比较研究[J]. 生物安全学报, 2019, 28(1): 49-58.
- [21] 赵小英. 紫茎泽兰在 Cd、Zn、Pb 和 Cu 胁迫下的耐性和富集特征研究[D]: [硕士学位论文]. 雅安: 四川农业大学, 2013.
- [22] 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.
- [23] 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): 760-760.
- [24] 刘月莉, 伍钧, 唐亚, 等. 四川甘洛铅锌矿区优势植物的重金属含量[J]. 生态学报, 2009, 29(4): 2020-2026.

- [25] 王厚杰. 马关县矿区土壤重金属污染及植物修复特性的研究——以小白河流域为例[D]: [硕士学位论文]. 成都: 成都理工大学, 2012.
- [26] 谭晓娟. 攀枝花钒钛矿区植被群落调查及植物金属含量分析研究[D]: [硕士学位论文]. 雅安: 四川农业大学, 2009.
- [27] 蔡红红. 重金属镉污染对外来入侵植物及其抗病性的影响[D]: [硕士学位论文]. 镇江: 江苏大学, 2016.
- [28] 杨凯钧. 紫茎泽兰(*Eupatorium coelestinum* L.)对废水中 Cd^{2+} 的吸附特性研究[D]: [硕士学位论文]. 雅安: 四川农业大学, 2015.
- [29] 隋宗明. 紫茎泽兰堆肥对土壤、种子萌发生长和葡萄产质量的影响[D]: [硕士学位论文]. 重庆: 西南大学, 2019.
- [30] 刘小文, 齐成媚, 欧阳灿斌, 等. Pb、Cd 胁迫对紫茎泽兰 N、P、K 吸收的影响[J]. 植物保护, 2015, 41(4): 84-89.
- [31] 刘潮, 宋培兵, 张亚萍, 等. 不同氮素水平对重金属胁迫下紫茎泽兰生长及重金属吸收的影响[J]. 热带作物学报 2018, 39(2): 217-223.
- [32] 苗淼, 马延龙. 涉重金属污染地块调查样品采集方法初探[J]. 中国金属通报, 2021(17): 156-158.
- [33] 和淑娟, 王宏宾, 王海娟, 等. 砷胁迫下 3-吡啶乙酸对不同砷富集能力植物根系形态和生理的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(5): 878-885.
- [34] 鲍士旦, 江荣风, 杨超光, 等. 土壤农化分析[M]. 第 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 22-24.
- [35] 吕善胜, 陈晴林, 赖宣汉, 等. 微波消解-电感耦合等离子体质谱法同时测定铝土矿中 11 种金属元素[J]. 理化检验(化学分册), 2021, 57(7): 654-659.
- [36] 王倩, 直俊强, 石奥, 等. 微波消解-电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)法同时测定土壤中 11 种金属元素[J]. 中国无机分析化学, 2021, 11(1): 7-11.
- [37] 易磊, 张增强, 沈锋, 等. 浸提条件和浸提剂类型对土壤重金属浸提效率的影响[J]. 西北农业学报, 2012, 21(1): 156-160.
- [38] 陶文靖, 程丽娅, 聂全新, 等. 土壤中重金属有效态分析方法研究[J]. 安徽地质, 2014, 24(4): 300-303
- [39] 杨静. 土壤中砷含量的测定实验研究[J]. 中国金属通报, 2020(4): 181-182.
- [40] 生态环境部南京环境科学研究所, 中国科学院南京土壤研究所, 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 等. GB 15618-2018 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行) [S]. 北京: 生态环境部 国家市场监督管理总局, 2018.
- [41] 傅晓萍, 豆长明, 胡少平, 等. 有机酸在植物对重金属耐性和解毒机制中的作用[J]. 植物生态学报, 2010, 34(11): 1354-1358.
- [42] 陈镛, 谭淑端, 董方旭, 等. 重金属对植物的毒害及植物对其毒害的解毒机制[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(4): 34-38.
- [43] 周启武, 杨国琴, 张国昌, 等. 入侵植物紫茎泽兰对其根际重金属的富集作用研究[J]. 安徽农业科学, 2020, 48(24): 87-90, 93.