

长三角典型城郊农田土壤-浙贝母 重金属迁移特征研究

李守娟^{1, 2} 杨磊¹ 陈利顶^{1, 2} 赵方凯^{1, 2} 孙龙¹¹

(1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085;

2. 中国科学院大学, 北京 100049)

【摘要】: 城郊生态系统中土壤重金属分布及其在土壤—植物系统的迁移和富集特征是城乡共生体土壤安全研究的热点问题。以典型经济作物浙贝母(*Fritillaria thunbergii*)为例, 基于野外采样和实验分析, 对长三角代表性城郊农田中土壤—植物系统重金属的分布、富集和迁移特征开展研究。结果表明: 受人类活动的影响, 城郊农田土壤中重金属除 Cr 外, Cu、Zn、As、Cd 和 Pb 的平均含量超过土壤背景值, 并且不同重金属在空间分布上表现较高的空间异质性。除 Cd 和 Cr 外, 浙贝母植株不同部位重金属含量表现为叶、茎显著高于鳞茎, 叶中重金属含量可达到鳞茎的 5~10 倍, 表明叶比鳞茎更易富集重金属。重金属迁移系数分析表明, Cr、Cu、Zn、As、Cd 和 Pb 主要富集在浙贝母植株的地上部分, 且不同重金属在植株中的迁移和富集能力具有较大的差异。浙贝母地上部分对 Cr、As 和 Pb 的富集能力较低, 对 Cu、Zn 和 Cd 的富集能力相对较强。相比而言, 鳞茎对不同重金属的富集能力均较弱, 综合污染评价也表明, 浙贝母鳞茎中重金属含量并未超过污染标准。

【关键词】: 城郊 土壤-植物 重金属 富集 迁移

【中图分类号】: X53; X825 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2019)12-3003-11

城郊是城市生产、生活材料的重要供给区, 也是城市废弃物的主要容纳转化场所, 城市和农业/自然生态系统的双重压力使得城郊土壤安全受到严重影响^[1, 2]。随着城市化和人类活动的加强, 城郊在城乡共生体的物质循环和资源可持续利用中愈来愈重要。快速城镇化加剧了城市生产、生活废弃物在城郊的堆放, 城郊在为城市提供蔬菜、水果等经济作物的同时, 也加剧了农药、化肥等的不合理利用^[2], 使得城郊生态系统土壤重金属污染日益严重^[3~5], 对城郊土壤造成了诸多不可逆的影响^[6~8]。另一方面, 土壤是植物中重金属的主要来源, 土壤重金属的种类以及含量的高低都直接或间接地影响植物的生长、产量和品质^[9~11], 植物中的重金属还会进一步通过食物链进入人体, 威胁人类健康。

浙贝母(*Fritillaria thunbergii*)是长三角地区具有区域特色的经济作物之一, 随着长三角地区城市化的快速发展, 浙贝母的土壤环境越发受到重视。例如, 钱华等^[12]研究发现, 浙贝母等经济作物主产地土壤已受到轻度到中度重金属污染。Shi 等^[13]对浙贝母不同产地的土壤性质研究发现, Cd 含量范围为 0.51~6mg/kg, 超过国家标准。也有研究对浙贝母主产地土壤的采样分析发现, 浙贝母种植地土壤中重金属 Cd、Zn、Cu 和 Pb 有明显累积现象, 部分样点 Cr 也有累积^[14]。并且, 在土壤与浙贝母鳞茎之间, 不同

作者简介: 李守娟(1987-), 女, 博士研究生, 主要研究方向为景观生态学。E-mail: shoujuan1988@126.com; 杨磊 E-mail: leiyang@rcees.ac.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41571130064); 中国科学院青年科技创新促进会(2018057)。

的元素之间,都或多或少存在一定的相关性,有的呈现出协同作用,还有些呈现出拮抗作用^[15]。

当前对浙贝母这一重要经济作物的研究主要集中在种植土壤的重金属含量和浙贝母的重金属含量,而对浙贝母重金属的富集和迁移特征研究较少。在城郊地区开展土壤—植物系统中重金属的迁移和富集特征研究对于城郊生态系统土壤的保护与可持续利用、保障农产品安全具有重要意义。长三角地区是我国城镇化发展最快的地区之一,城郊土壤受城市化和高强度农业耕作影响显著。本研究以位于长三角地区的宁波城郊樟溪流域为例,以浙贝母为研究对象,基于野外采样和分析,应用污染评估等方法,研究了土壤—浙贝母重金属的分布、迁移和富集特征,为解析城郊生态系统土壤重金属的分布特征、维护快速城市化地区土壤安全与食品安全提供科学指导。

1 材料与方法

1.1 实验设计与土壤、植物样品采集

研究区位于浙江省宁波市海曙区樟溪流域(图1)。研究区属亚热带季风气候,每年4~9月多东或东南风,温热多雨,6月前后为梅雨期。多年平均气温16.3℃,年日照时数1800h,无霜期228d。研究区主要土地利用为林地、园地、农地、水域、城镇和村庄建设用地,主要土壤类型为水稻土、黄壤和黄红壤。农地受地形条件限制面积较小,主要分布在山间冲洪积平原,主要种植浙贝母、花生、蔬菜等经济作物。研究区内分布数个小型工厂,分布在冲洪积平原村镇周边,主要为五金加工、模具制造、食品生产等小型加工企业。

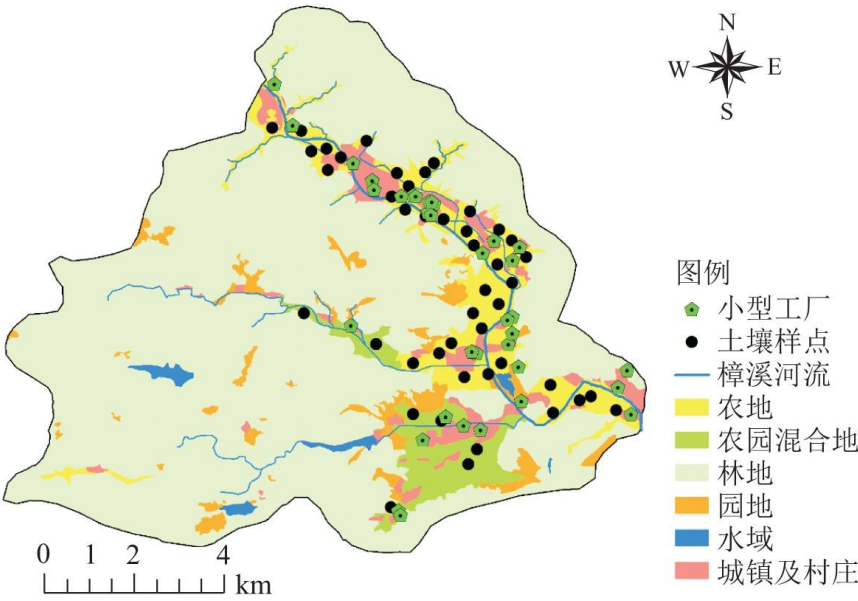


图1 研究区土地利用及土壤样点

在对研究区农田分布及作物种植情况详细调查的基础上,根据均匀布点法在研究区内农田布设45个样点,在每个样点采用5点采样法采集0~20cm土壤样品,均匀混合后装入塑料袋。并于2017年4月下旬,在浙贝母收获期采用5点采样法在相同的样点采集浙贝母植物样品,将植物样品分为鳞茎、茎和叶3部分,同一个样点中每一部分不同采样混合后带回实验室分析。

1.2 样品处理与分析

采集的土壤样品置于干燥通风处自然晾干后,过 20 目筛用于土壤基本理化性质测定(表 1),过 100 目筛用于土壤重金属含量测定。浙贝母鳞茎样品先用自来水冲洗干净,再用去离子水淋洗 3 次,然后用滤纸吸干表面多余水分,用打样机打碎。浙贝母植株的茎和叶片样品在 105℃杀青,然后 65℃烘 48h,取部分样品剪切后用玛瑙研钵研碎,过 40 目尼龙筛。土壤和植物样品分析测试的重金属包括铬(Cr)、铜(Cu)、锌(Zn)、砷(As)、镉(Cd)、铅(Pb)等 6 种常见重金属元素,实验处理方法参照邹耀华等^[16],重金属含量测定采用电感耦合等离子体质谱法。土壤样品分析过程中用国家标准土壤样品 GBW07405(GSS-5)进行质量控制,植物样品分析过程中用国家标准菠菜样品 GBW10015(GSB-6)进行质量控制。土壤重金属回收率为 85.08%~106.23%,植物重金属回收率为 91.23%~110.60%(表 2)。

表 1 研究区土壤理化性质

土壤性质	pH	有机质 (g/kg) (SOC)	速效氮 (mg/kg) (AN)	速效磷 (mg/kg) (AP)	速效钾 (g/kg) (AK)	总氮 (g/kg) (TN)	总磷 (g/kg) (TP)	总钾 (g/kg) (TK)	土壤质地		
									粘粒 (%)	粉粒 (%)	砂粒 (%)
最大值	6.68	38.93	185.97	217.81	9.36	3.72	5.38	35.66	8.55	80.98	80.36
最小值	3.37	11.36	2.77	3.36	0.56	0.82	0.13	13.29	0.53	18.66	16.88
平均值	5.24	21.77	65	128.98	4.36	1.64	2.37	23.49	2.94	48.02	49.05

表 2 重金属的回收率(%)

类型	铬 Cr	铜 Cu	锌 Zn	砷 As	镉 Cd	铅 Pb
土壤	91.94	98.67	94.21	100.47	106.23	85.08
植物	93.32	108.35	110.60	91.23	108.02	101.92

1.3 重金属污染评价

植物中重金属污染评价方法采用单因子污染指数法和综合污染指数法^[17]。其中单因子污染指数法计算公式:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i}$$

式中: P_i 为单因子污染指数; C_i 为植物中重金属含量,以干重计,mg/kg; S_i 为重金属污染物限量标准,mg/kg,每种重金属的限量标准参照《药用植物及制剂进出口绿色行业标准》。

综合污染指数法计算公式：

$$P_{\text{综合}} = \sqrt{\frac{\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\text{max}}^2 + \left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\text{ave}}^2}{2}} \quad (2)$$

式中： $P_{\text{综合}}$ 为重金属污染综合指数； $\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\text{max}}$ 为单因子污染指数最大的值； $\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\text{ave}}$ 为各单因子污染指数的平均值。

参照《药用植物及制剂进出口绿色行业标准》，单因子污染指数法的判定标准为：当 $P_i < 1$ 时，表示植物未受污染； $P_i > 1$ 时，表示植物受到污染。综合污染指数法的判定标准为： $P_{\text{综合}} < 0.7$ 为安全等级， $0.7 < P_{\text{综合}} < 1.0$ 为警戒线， $1.0 < P_{\text{综合}} < 2.0$ 为轻度污染， $2.0 < P_{\text{综合}} < 3.0$ 为中度污染， $P_{\text{综合}} > 3.0$ 为重度污染。

1.4 土壤-植物系统重金属迁移与积累评价

植物地上部分重金属含量 ($M_{\text{地上部}}$) ($M_{\text{地上部}}$) 和植物地下部分重金属含量 ($M_{\text{地下部}}$) ($M_{\text{地下部}}$) 计算公式分别为^[18]：

$$(M_{\text{地上部}}) = (M_{\text{地上部}}) = \text{地上部各部分重金属含量之和} / \text{地上部重量} \quad (3)$$

$$(M_{\text{地下部}}) = (M_{\text{地下部}}) = \text{地下部各部分重金属含量之和} / \text{地下部重量} \quad (4)$$

迁移系数 (TF) 可以体现植物从根部向地上部运输重金属的能力。富集系数 (EC) 表示植物某一部分重金属含量占土壤重金属含量的比例，是植物富集重金属的重要指标之一。迁移系数和富集系数的计算公式为^[19]：

$$TF = \frac{M_{\text{地上部}}}{M_{\text{地下部}}} \quad (5)$$

$$EC = \frac{M_{\text{地上部}}}{M_{\text{土壤}}} \quad (6)$$

本文采用 SPSS22.0 进行统计分析，采用 Origin9.0 进行制图。

2 结果与讨论

2.1 农田土壤中重金属含量分布

土壤重金属含量的基本统计显示，研究区农田土壤中 Cu、Zn、Cr、As、Cd、Pb 等 6 种重金属均服从对数正态分布 (表 3)。研究区农田土壤中不同重金属平均含量 (mg/kg) 为：Zn (104.75)、Pb (57.27)、Cu (30.12)、Cr (17.18)、As (5.09)、Cd (0.31)。研究区农田土壤中 Cu、Zn、Cd、Pb 平均值均高于区域背景值，超过区域背景值的样点分别达到 73.33%、66.67%、88.89%、95.56%，Cr、As 平均值则均低于背景值，超过背景值的样点分别为 2.22% 和 51.11%。这表明城郊农田土壤中存在多种重金属累积，尤其是 Cu、Zn、Cd、Pb 和 As 累积较高。由表 3 变异系数可以看出，土壤中不同重金属存在较大的空间变异。其中，土壤中 Cr 和 As 含量空间

差异性较大, 变异系数分别达到 79. 65%、75. 11%, 其他 4 种重金属变异系数则介于 21. 45%~57. 56%, Pb (21. 45%) 的空间异质性相对较低。

表 3 农田土壤中重金属含量 (mg/kg)

类型	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
最小值 Min	4. 35	5. 08	23. 83	0. 31	0. 12	0. 00
最大值 Max	104. 46	105. 55	465. 06	29. 31	0. 90	100. 00
中值 Mid	13. 96	27. 57	87. 56	5. 88	0. 34	53. 70
几何平均值	17. 18	30. 12	104. 75	5. 09	0. 31	57. 27
25%分位点	10. 94	20. 19	73. 94	3. 91	0. 24	47. 58
75%分位点	13. 96	27. 57	87. 56	5. 88	0. 34	53. 70
90%分位点	20. 57	40. 10	145. 29	11. 94	0. 53	70. 51
标准差	2. 55	3. 00	9. 86	0. 75	0. 02	1. 87
变异系数 CV (%)	79. 65	57. 56	56. 46	75. 11	43. 84	21. 45
宁波土壤背景值	56. 10	23. 10	86. 60	5. 75	0. 161	36. 20

2. 2 农田土壤重金属的空间分布及来源分析

不同类型土壤重金属含量在空间分布上的差异较大, 城镇附近农田重金属含量相对较高, 远离城镇的样点土壤中重金属含量则相对较低 (图 2)。从表 4 不同重金属元素间的相关系数可以看出, As 与其他 5 种重金属均无显著的相关关系, Pb 与除 Cu 外的其他重金属无显著相关性, Cr、Cu、Zn、Cd 4 种重金属两两间均为显著正相关。土壤中 Cr、Cu、Zn 和 Cd 含量相关性高且 Cu、Zn 和 Cd 的平均值高于区域背景值, 可以推测研究区 Cr、Cu、Zn 和 Cd 具有相同来源^[20], 而 As 和 Pb 可能分别具有与其他重金属不同的来源。通过重金属与土壤养分的相关分析看出, Cr 与 SOC、AP、AK 和 TP 呈显著正相关, Cu、Zn 与 SOC、TP 呈显著正相关, Pb 与 AP、TP 呈显著正相关, As、Cd 与土壤养分指标无显著相关关系。这一结果表明 Cr、Cu、Zn 和 Cd 与农业活动关系较为密切。

农田土壤重金属主成分分析结果见表 5, 根据特征值大于 1 的原则, 通过最大方差法进行正交旋转后, 筛选出 3 个成分, 共解释了 77. 223% 的变异信息。由表 6 和图 3 可知, 旋转后的第一主成分 (F1) 的累积贡献率为 40. 054%, 在 Cr、Cu、Zn、Cd 的含量上载荷较高, 主要反映了 Cr、Cu、Zn、Cd 的富集信息。其中, Cu、Zn、Cd 的平均值均超过土壤背景值 (表 3), 部分样点的 Cr 含量超过背景值, 并且 Cr、Cu、Zn、Cd 间相互呈显著相关, 推测这 4 种重金属可能具有相同污染源。第二主成分 (F2) 贡献率为 20. 101%, 在 Pb 的含量上载荷较高, 主要反映了 Pb 的富集信息, 土壤 Pb 平均值超过背景值, 并与其他重金属无显著相关 (Cu 除外)。Cu 除了在 F1 上有较高的载荷 ($r=0. 646$) 外, 在 F2 上也有较高的载荷 ($r=0. 512$), 并且图 3 中显示出 Cu 与 Cr、Zn、Cd 距离相对较远, 推测 Cu 可能具有双重来源。第三主成分 (F3) 贡献率为 17. 069%, 在 As 的含量上载荷较高, 主要反映了 As 的富集信息。As 的变异系数较低, 平均值超过背景值, 并且 As 与其他重金属没有显著相关, 但与土壤养分指标呈不显著正相关。研究区农田面积有限, 为提高土壤肥力和作物产量, 每年施用大量有机肥和化肥。研究区有机肥施用量最高可达 15000kg/ha, 氮肥、磷肥、钾肥和复合肥施用量平均可达 478. 97、292. 56、167. 83 和 239. 50kg/ha, 同时定期喷洒农药, 平均施用量 10. 59kg/ha, 而长期施肥和施用农药等则会导致土壤中重金属的累积^[21, 22]。如磷肥中含有较高含量的 Cd 和 As, 农药、除草剂等含有较高的 As 等^[23, 24]。汽车轮胎和与地面

磨损产生的颗粒物含有 Cu、Zn、Ni^[25], 最终通过干沉降进入土壤。已有研究表明, 该区域郊土壤中 Pb 主要来源于人为气溶胶、煤和石油燃烧的粉尘、冶金粉尘和水泥等, 并且这类大气沉降也促进了土壤中 As 和 Cu 的富集^[26]。

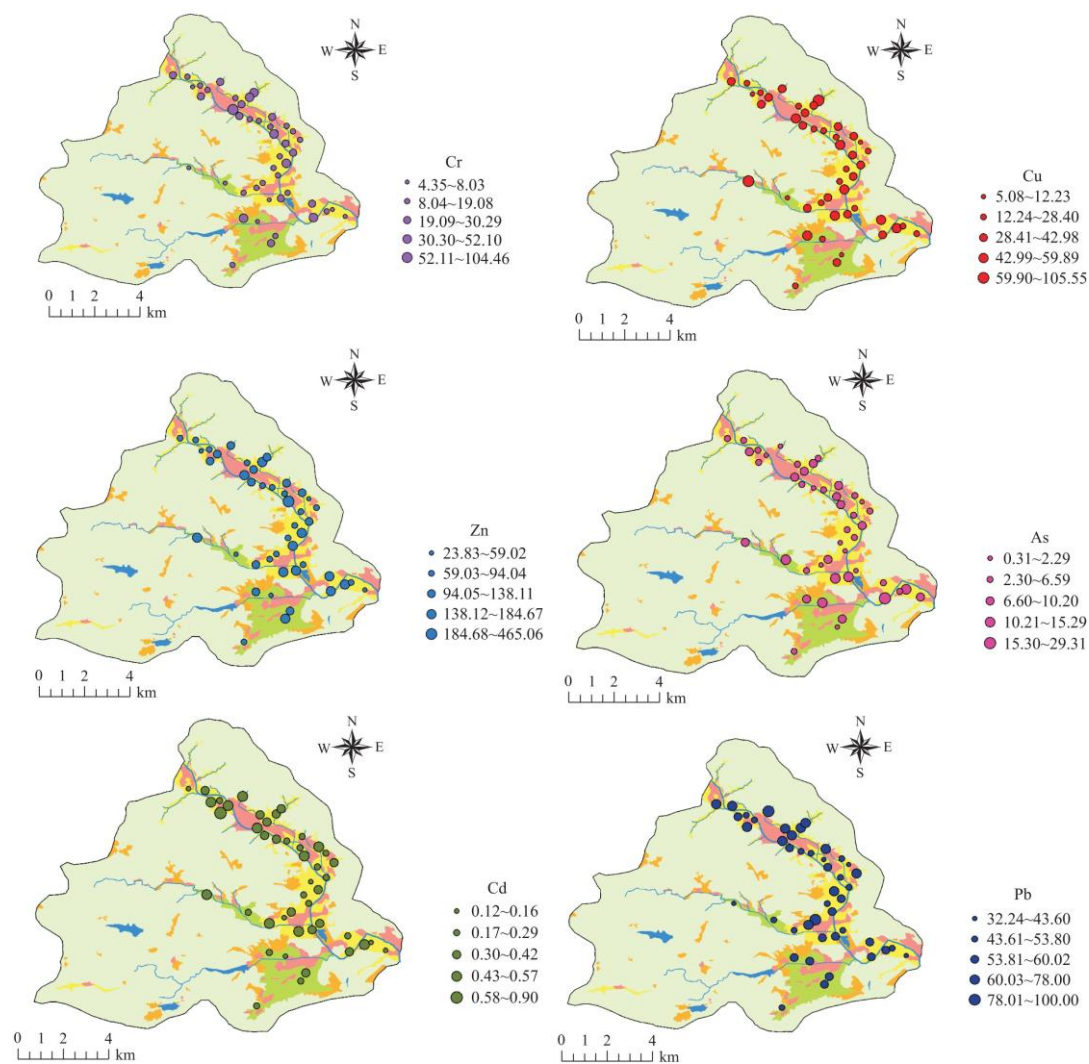


图 2 不同土壤重金属的空间分布 (mg/kg)

表 4 土壤中不同重金属含量及其与土壤养分的相关分析

元素	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb	SOC	AN	AP	AK	TN	TP
Cr	1.00						0.48**	-0.44**	0.42**	0.34*	-0.17	0.58**
Cu	0.44**	1.00					0.51**	-0.36*	0.21	-0.24	-0.38*	0.33*
Zn	0.80**	0.63**	1.00				0.54**	-0.44**	0.22	0.22	-0.14	0.45**
As	0.08	0.00	0.07	1.00			0.18	0.09	0.26	0.28	0.13	0.12
Cd	0.32*	0.38*	0.428**	-0.04	1.00		0.09	0.08	0.14	-0.06	-0.08	0.21

Pb	0.21	0.40**	0.21	0.00	0.18	1.00	0.17	-0.31*	0.33*	-0.12	-0.37*	0.42**
----	------	--------	------	------	------	------	------	--------	-------	-------	--------	--------

表 5 研究区域土壤重金属含量的主成分分析

成分	初始特征值			提取载荷平方和			旋转载荷平方和		
	总计	解释方差 (%)	累积方差 (%)	特征值	解释方差 (%)	累积方差 (%)	特征值	解释方差 (%)	累积方差 (%)
1	2.680	44.660	44.660	2.680	44.660	44.660	2.403	40.054	40.054
2	1.033	17.212	61.872	1.033	17.212	61.872	1.206	20.101	60.155
3	0.921	15.351	77.223	0.921	15.351	77.223	1.024	17.069	77.223
4	0.721	12.016	89.239						
5	0.490	8.159	97.399						
6	0.156	2.601	100.000						

表 6 研究区域土壤重金属含量主成分分析成分矩阵

重金属	初始因子载荷			旋转后因子载荷		
	第一主成分 F1	第二主成分 F2	第三主成分 F3	第一主成分 F1	第二主成分 F2	第三主成分 F3
Cr	0.809	0.201	-0.254	0.859	0.038	0.142
Cu	0.794	-0.123	0.186	0.646	0.512	-0.026
Zn	0.896	0.137	-0.241	0.928	0.103	0.088
As	0.062	0.921	0.309	0.021	0.011	0.973
Cd	0.608	-0.193	-0.193	0.615	0.132	-0.220
Pb	0.468	-0.271	0.794	0.098	0.956	0.012
方差贡献率 (%)	44.660	17.212	15.351	40.054	20.101	17.069
累积方差贡献率 (%)	44.660	61.872	77.223	40.054	60.155	77.223

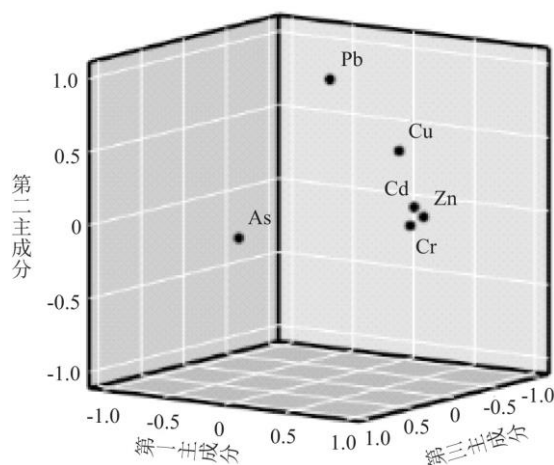


图 3 土壤重金属元素主成分载荷

2.3 植物组织中重金属的含量分布

与《药用植物及制剂进出口绿色行业标准》相比,浙贝母茎、叶和鳞茎中 Cu、As、Cd 和 Pb 含量均在限量标准范围内(表 7),说明浙贝母植株不同组织均尚未受到这几种重金属的显著影响。浙贝母不同组织内重金属含量变异系数较大,表明不同样点浙贝母植株重金属含量存在较大的空间异质性。值得注意的是,鳞茎中重金属含量平均值依次为 $Zn > Cu > Cr > Pb > Cd > As$,但土壤中却为 $Zn > Pb > Cu > Cr > As > Cd$,鳞茎中重金属的富集与土壤中重金属的含量并不一致。有研究认为土壤中重金属含量越高,可被植物吸收利用的有效态含量也可能越高,植物体内重金属含量就相应较高^[27],但本研究结果表明,鳞茎中不同重金属的含量特征与土壤中并不一致。这可能与不同重金属在土壤—植物系统中的迁移特征有关^[28],另一方面,植物本身会对某些元素主动吸收,或因土壤环境因素的改变而对某些元素被动吸收^[29]。另外,灌溉、施肥以及大气污染等也是植物重金属的主要来源,均能够影响植物重金属的含量^[30~32]。

浙贝母不同部位重金属含量存在显著的差异性(表 7)。除 Cd 和 Cr 外,重金属在不同组织间的分布总体表现为:叶>茎>鳞茎,叶中重金属含量可达到鳞茎中的 5~10 倍,表明浙贝母的叶比茎和鳞茎更易富集重金属。这与已有研究结果相似,块茎中重金属的含量要小于茎和叶^[33]。这一分布特征不仅反映了植物本身的特性,也反映了不同重金属在植物体内的迁移能力。土壤中的重金属进入植物根部后,部分重金属会结合在茎中的导管上,其余通过茎依次运输到叶和果实中^[34]。

表 7 植物不同部位重金属的含量 (mg/kg)

类型	组织	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
重金属含量	鳞茎	0.37±0.04a	1.55±0.13a	21.71±1.08a	0.04±0.003a	0.14±0.01a	0.33±0.02a
	茎	9.88±0.82b	4.17±0.27b	113.64±11.60b	0.11±0.01b	1.40±0.18b	0.96±0.06b
	叶	8.37±0.70b	5.85±0.50c	198.90±19.84c	0.19±0.02c	0.83±0.11c	1.36±0.09c
变异系数 (%) CV	鳞茎	65.02	54.87	33.39	56.97	55.35	49.41
	茎	55.56	42.61	68.50	50.21	86.80	42.10
	叶	56.23	57.09	66.90	57.66	86.58	46.53

药用植物限量标准		/	20.00	/	2.00	0.30	5.00
----------	--	---	-------	---	------	------	------

土壤中重金属与植物组织中的重金属有的表现为协同作用,如鳞茎中的 Cd 与土壤中的 Cr、Zn 和 Cd,叶中的 Cr 与土壤中的 Cr 和 Pb,茎中的 Cr 与土壤中的 Cr、Cu 和 Pb 呈显著正相关;有的表现为拮抗作用,如鳞茎中的 Cr 与土壤中的 Cu 为显著负相关(表 8)。这与袁小凤等^[15]的研究结果相似,植物中的某些元素的存在能促进或抑制植物对其他元素的吸收,从而影响植物的生长。植物组织中的重金属虽然主要来源于土壤,但能影响植物吸收重金属的因素很多,如植物生长状况、生长阶段等植物生理因素;另一方面,植物本身对元素的吸收具有选择性,植物对土壤元素的吸收除了生理吸收(主动吸收)外,根系与土壤之间的离子交换还存在被动交换,植物非必需元素的被动交换可影响植物根系和地上部分的生长,从而影响植物对其他元素的吸收^[35]。这些都是造成植物不同组织重金属含量与土壤中重金属含量之间存在差异的原因。

表 8 土壤重金属与浙贝母不同组织中重金属元素的相关分析

土壤	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
鳞茎						
Cr	-0.06	0.01	0.06	-0.10	0.33*	-0.07
Cu	-0.35*	-0.02	-0.11	0.09	0.06	-0.05
Zn	-0.19	0.16	0.21	-0.19	0.40**	0.11
As	-0.20	-0.06	-0.14	-0.23	-0.05	0.07
Cd	0.13	0.09	0.20	-0.06	0.46**	-0.12
Pb	-0.15	0.02	0.03	0.06	0.17	0.04
叶						
Cr	0.32*	-0.15	0.02	-0.05	0.13	0.06
Cu	0.19	0.13	0.17	0.24	0.19	0.26
Zn	0.03	-0.04	-0.01	0.18	0.11	0.41**
As	-0.31*	0.00	-0.09	-0.10	-0.13	-0.14
Cd	0.17	-0.24	0.11	0.08	0.15	0.05
Pb	0.39**	-0.04	-0.07	-0.01	0.05	0.25
茎						
Cr	0.44**	-0.10	0.08	0.22	0.23	0.32*
Cu	0.31*	0.04	0.08	0.18	0.17	0.15
Zn	0.10	-0.01	0.16	0.14	0.36*	0.13

As	0.08	-0.04	0.02	0.40**	-0.06	-0.01
Cd	0.11	-0.08	0.22	0.16	0.27	0.25
Pb	0.37*	-0.14	-0.07	0.06	0.10	0.34*

2.4 土壤-植物系统重金属的迁移与富集特征

浙贝母作为经济作物,其鳞茎为主要的使用部分,本研究重点对鳞茎的重金属污染进行评价。从图 4 鳞茎的重金属污染评价可以看出,不同重金属单因子污染指数不同,对于同种重金属而言,不同样点的单因子污染评价指数也不同。这是由于土壤污染状况和植物本身的吸收能力差异共同决定的。单因子污染指数表明浙贝母鳞茎中 Cu、As、Cd 和 Pb 并未超过污染标准,综合污染指数(P_{综合})评价也表明所有样点的浙贝母鳞茎均未超过综合污染标准。

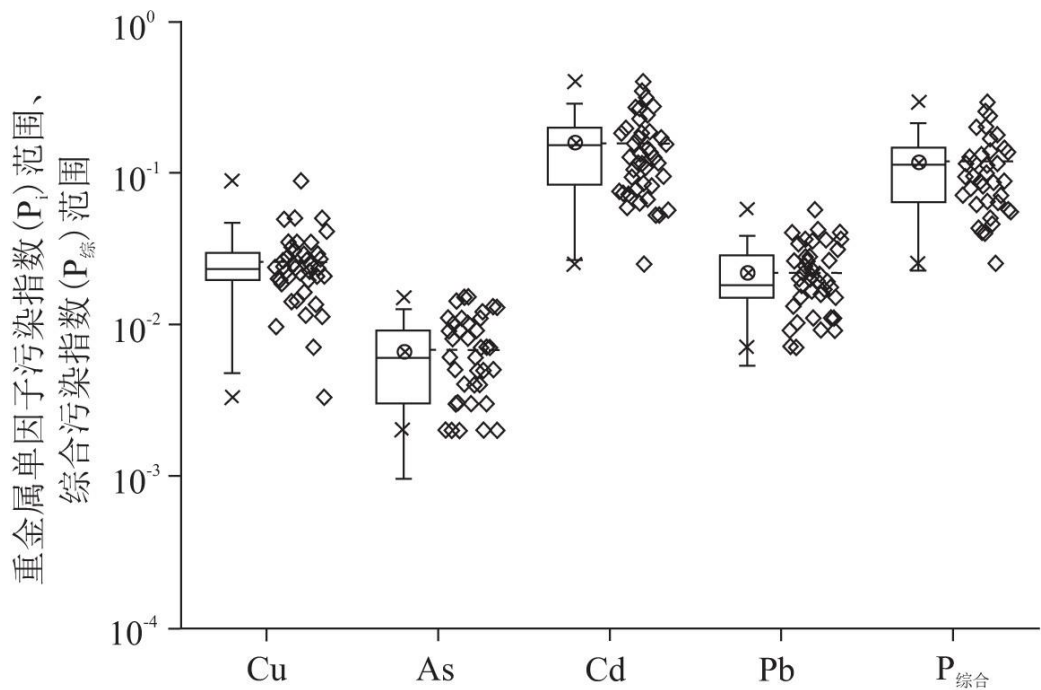


图 4 鳞茎重金属污染评价结果

注:×代表最大值和最小值,⊗代表平均值,┘代表 1.5 倍标准差,——代表均值线,箱体中——由下至上分别代表 25%、50%、75%分位数。

迁移系数分析表明,Cr、Cu、Zn、As、Cd 和 Pb 均表现出 TF>1(图 5a),说明 6 类重金属主要富集在浙贝母的地上部分,不同种类重金属的迁移系数不同,依次为 Cd>Cu>Pb>As>Cr>Zn。由图 5b 可见,浙贝母地上部对不同重金属的富集能力存在较大的差异。在所有样点中,Cr、As 和 Pb 的 EC<1,说明浙贝母对这 3 种重金属的富集能力较低;分别有 64.4%、68.9%和 82.2%的样点中 Cu、Zn 和 Cd 的 EC>1,说明大部分样点的浙贝母对 Cu、Zn 和 Cd 的富集能力较强。浙贝母地上部分对不同重金属的富集能力表现为: Cd>Zn>Cu>Cr>As>Pb,这与浙贝母已有的研究结果一致^[36]。

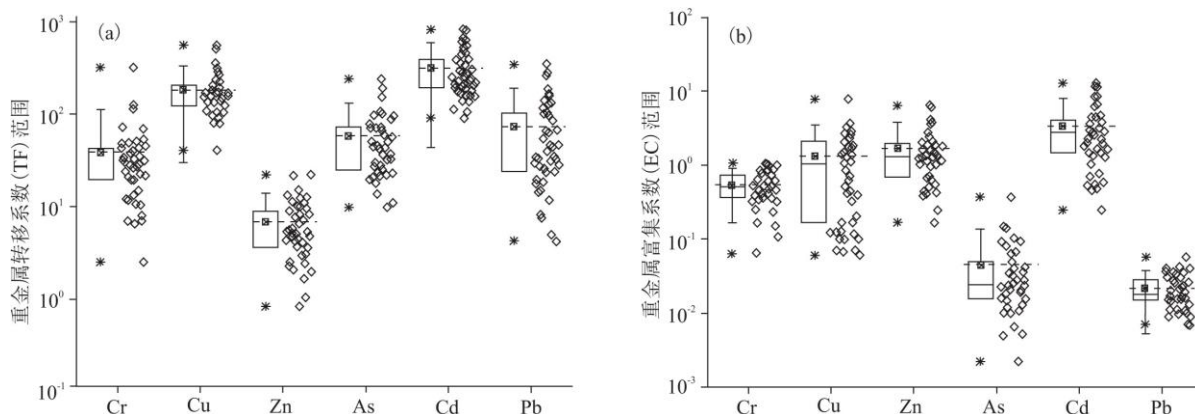


图 5 植物对不同重金属的迁移系数(a)和富集系数(b)

浙贝母不同组织对重金属的富集表现出显著的差异性。表 9 表明, 鳞茎对每种重金属的 $EC < 1$, 说明鳞茎对重金属的富集能力很弱。而茎和叶对 Cu、Zn 和 Cd 的 $EC > 1$, 说明茎和叶对这 3 种重金属的富集能力较强。浙贝母不同部分对重金属的富集能力大小表现为叶或茎 $>$ 鳞茎, 表明浙贝母茎和叶对重金属的富集能力要高于鳞茎。

由以上结果可以看出, 土壤中重金属含量较高但茎、叶和鳞茎中相应的重金属含量并不高, 这说明浙贝母对某种元素的吸收可能存在一个最佳范围, 在这个范围内土壤中某一元素含量的提高可能会提高浙贝对相应元素的富集能力, 反之不一定促进其吸收^[15, 37]。本研究中, Cr、Cd 的迁移系数与 pH 值呈显著负相关(表 10), 说明较低的 pH 值能够促进 Cr、Cd 的迁移, 这与 Wu 等^[38]的研究结果类似, 土壤中较低的 pH 和较高的 Zn 含量可以促进 Cd 从土壤转移到植物体中。施肥可通过改变土壤 pH 值而改变重金属的形态, 从而影响重金属的迁移^[39]。浙贝母各部分 Cd 的富集系数与 pH 值呈显著负相关, 这与殷汉琴等^[36]的研究结果一致, pH 值升高使土壤中 Cd 得以释放, 由不可被植物吸收的残渣态和有机结合态等形态转化为可吸收的水溶态和离子交换态等形态。

表 9 植物迁移系数和各部位的富集系数

项目	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
迁移系数	38.72	180.88	6.86	58.43	314.99	73.80
鳞茎富集系数	0.03 ^a	0.06 ^a	0.23 ^a	0.01 ^a	0.44 ^a	0.01 ^a
茎富集系数	0.58 ^b	4.81 ^b	0.53 ^a	0.95 ^b	4.30 ^b	0.02 ^a
叶富集系数	0.51 ^b	0.22 ^a	2.02 ^b	0.05 ^a	2.82 ^c	0.42 ^b

表 10 浙贝母迁移系数和富集系数与土壤养分的相关系数

项目	元素	pH	SOC	AN	AP	AK	TN	TP
迁移系数	Cr	-0.327*	0.389**	-0.238	0.176	0.04	-0.079	0.333*
	Cu	0.154	0.089	-0.148	0.000	0.216	0.248	0.252

	Zn	-0.081	0.126	-0.045	0.108	0.066	0.024	0.059
	As	0.063	-0.007	-0.082	0.084	0.135	0.061	-0.105
	Cd	-0.380*	0.288	-0.116	0.156	-0.001	-0.056	0.137
	Pb	-0.195	0.179	-0.251	0.075	-0.025	-0.169	0.335*
鳞茎富集系数	Cr	0.258	-0.346*	0.352*	-0.007	0.128	0.218	-0.365*
	Cu	-0.109	-0.404**	0.463**	-0.258	-0.318*	0.100	-0.448**
	Zn	-0.018	-0.518**	0.472**	-0.163	-0.358*	-0.045	-0.449**
	As	0.083	-0.157	-0.113	-0.202	-0.126	-0.214	-0.074
	Cd	-0.361*	-0.135	0.081	-0.091	-0.259	-0.037	-0.261
	Pb	0.229	0.012	0.035	0.001	0.297*	0.362*	-0.334*
茎富集系数	Cr	0.297*	-0.270	0.093	-0.14	0.041	0.206	-0.11
	Cu	0.269	-0.265	0.056	-0.370*	-0.055	0.390**	-0.316*
	Zn	-0.005	-0.292	0.076	-0.039	-0.192	0.051	-0.234
	As	0.175	-0.152	-0.147	-0.262	-0.095	-0.14	-0.118
	Cd	-0.335*	0.068	-0.103	0.008	-0.02	0.036	-0.151
	Pb	0.272	0.067	-0.162	-0.141	0.184	0.253	-0.086
叶富集系数	Cr	0.314*	-0.217	0.098	-0.122	0.159	0.286	0.042
	Cu	0.164	-0.405**	0.447**	-0.417**	-0.225	0.164	-0.420**
	Zn	-0.136	-0.426**	0.469**	-0.118	-0.304*	-0.174	-0.326*
	As	0.14	-0.232	-0.092	-0.187	-0.171	-0.224	-0.134
	Cd	-0.476**	0.008	0.138	-0.055	-0.180	-0.153	-0.145
	Pb	0.01	-0.156	0.071	-0.064	-0.078	0.033	-0.078

鳞茎中 Cr、Cu、Zn 的富集系数、叶中 Cu、Zn 的富集系数与 SOC、TP 呈显著负相关。有研究表明添加有机质可显著增强土壤胶体对重金属离子的专性吸附,极大地降低重金属离子的浓度和活性,从而减少植物可吸收的重金属量^[40,41]。另外,施肥能够明显影响土壤的理化性质和根际环境,一般增加土壤中氮的含量能增加土壤中重金属的植物活性,有利于植物对土壤中重金属的吸收^[41],而土壤中磷含量增加能够抑制植物对其他元素的吸收^[15]。

3 结论

通过对长三角典型城郊农田土壤—植物系统中重金属的分析表明研究区土壤重金属含量存在较大的空间差异,除 Cr 外,其他

土壤重金属平均含量均超过区域背景值。土壤中重金属含量与土壤养分关系密切, 农业活动可能是城郊农田土壤重金属的主要来源。除 Cd 和 Cr 外, 重金属在不同组织间的分布总体表现为: 叶>茎>鳞茎, 叶比茎和鳞茎更容易富集重金属。迁移系数分析表明浙贝母地上部分对重金属具有较强的富集能力, 尤其对 Cu、Zn 和 Cd 的富集较强。单因子分析和综合评价表明, 浙贝母鳞茎对重金属的富集能力较低, 均未超过重金属污染标准, 处于安全水平。

参考文献:

- [1] ZHU Y G, REID B J, MEHARG A A, et al. Optimizing periurban ecosystems (pure) to recouple urban - rural symbiosis [J]. Science of the Total Environment, 2017, 586:1085-1090.
- [2] 赵方凯, 杨磊, 陈利顶, 等. 城郊生态系统土壤安全: 问题与挑战[J]. 生态学报, 2018, 38(12):4109-4120.
- [3] NICHOLSON F A, SMITH S R, ALLOWAY B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales[J]. Science of the Total Environment, 2003, 311:205-219.
- [4] MIC C, RECATAL L, PERIS M, et al. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis[J]. Chemosphere, 2006, 65(5):863-872.
- [5] SINGH S, KUMAR M. Heavy metal load of soil, water and vegetables in peri-urban Delhi[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, 120:79-91.
- [6] ZHAO Y F, SHI X Z, HUANG B, et al. Spatial distribution of heavy metals in agricultural soils of an industry-based peri-urban area in Wuxi, China[J]. Pedosphere, 2007, 17(1):44-51.
- [7] BRUS D J, JANSEN M J W. Heavy metal in the environment uncertainty and sensitivity analysis of predictions of heavy metal wheat[J]. Environmental Quality, 2004, 33:882-890.
- [8] KIM K H, DU Young K. Heavy metal pollution in agricultural soils: Measurements in the proximity of abandoned mine land sites (AMLS) [J]. Journal of Environmental Science and Health Part A, 2008, 31(4):783-795.
- [9] ANDERSON T A, GUTHRIE E A, WALTON B T. Bioremediation in the rhizosphere[J]. Environmental Science Technology, 1993, 27(13):2630-2636.
- [10] PENCE N S, LARSEN P B, EBBS S D, et al. The molecular physiology of heavy metal transport in the Zn /Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2000, 97(9):4956-4960.
- [11] 顾继光, 林秋奇, 胡韧, 等. 土壤-植物系统中重金属污染的治理途径及其研究展望[J]. 土壤通报, 2005, 36(1):128-133.
- [12] 钱华, 柴振林, 王衍彬, 等. “浙八味”主产地土壤重金属含量分析与评价[J]. 中国现代中药, 2006, 8(8):23-26.
- [13] SHI J Y, YUAN X F, LIN H R, et al. Differences in soil properties and bacterial communities between the rhizosphere and bulk soil and among different production areas of the medicinal plant *Fritillaria thunbergii*[J].

International Journal of Molecular Sciences, 2011, 12(12):3770-3785.

[14] 唐力, 夏静芬, 芦晨, 等. 宁波市浙贝母主产地土壤重金属形态分析及污染评价[J]. 安全与环境学报, 2017, 17(3):1171-1176.

[15] 袁小凤, 彭三妹, 李晓红, 等. 浙贝鳞茎及根际土中元素含量在不同产区和物候期的差异及相关性分析[J]. 浙江中医药大学学报, 2014, 38(1):5-12.

[16] 邹耀华, 吴加伦. “浙八味”中药材及其土壤中有害重金属污染调查分析[J]. 中成药, 2011, 33(10):1826-1828.

[17] 李如忠, 潘成荣, 徐晶晶, 等. 典型有色金属矿业城市零星菜地蔬菜重金属污染及健康风险评估[J]. 环境科学, 2013, 34(3):1076-1085.

[18] NEILSON S, RAJAKARUNA N. Phytoremediation of agricultural soils: using plants to clean metal contaminated arable lands, In: Ansari A, Gill S, Gill R, Lanza G, Newman L (eds), Phytoremediation: Management of environmental contaminants [M]. Germany: Springer, 2014, 159-168.

[19] 王莹, 赵全利, 胡莹, 等. 上虞某铅锌矿区周边土壤植物重金属含量及其污染评价[J]. 环境化学, 2011, 30(7):1354-1360.

[20] SUN Y, ZHOU Q, XIE X, et al. Spatial, source and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 174(1):455-462.

[21] ATAFAR Z, MESDAGHINIA A, NOURI J, et al. Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2010, 160:83-89.

[22] 王美, 李书田, 马义兵, 等. 长期不同施肥措施对土壤和作物重金属累积的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(1):63-74.

[23] 郑袁明, 罗金发, 陈同斌, 等. 北京市不同土地利用类型的土壤镉含量特征[J]. 地理研究, 2005, 24(4):542-548.

[24] SIMASUWANNARONG B, SATAPANAJARU T, KHUNTONG S, et al. Spatial distribution and risk assessment of As, Cd, Cu, Pb, and Zn in topsoil at Rayong Province, Thailand[J]. Water, Air and Soil Pollution, 2012, 223(5):1931-1943.

[25] LAGERWERFF J V, SPECHT A W. Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead, and zinc[J]. Environmental Science and Technology, 1970, 4(7):583-586.

[26] SUN L, CAREY M, YANG L, et al. Source identification of trace elements in peri-urban soils in eastern China[J]. Exposure and Health, 2019, 11(3):195-207.

[27] 雷梅, 岳庆玲, 陈同斌, 等. 湖南柿竹园矿区土壤重金属含量及植物吸收特征[J]. 生态学报, 2005, 25(5):1146-1151.

[28] 顾继光, 林秋奇, 胡韧, 等. 土壤-植物系统中重金属污染的治理途径及其研究展望[J]. 土壤通报, 2005, 36(1):128-133.

-
- [29]田均良,刘普灵,李雅琦,等. 西藏高原土壤-植物系统元素分布特征研究[J]. 环境科学学报, 1996, 16(1):37-43.
- [30]刘志民. 大气污染对野生药用植物重金属含量及植物形态的影响[J]. 中国现代中药, 2001, 3(2):19-22.
- [31]王美,李书田. 肥料重金属含量状况及施肥对土壤和作物重金属富集的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(2):466-480.
- [32]ARORA M, KIRAN B, RANI S, et al. Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources[J]. Food Chemistry, 2008, 111(4):811-815.
- [33]WANG H, SUN X. Studies on heavy metal pollution in soilplant system: A review[J]. Forest Ecosystems, 2003, 5(1):55-62.
- [34]王沛裴,郑顺林,何彩莲,等. 液体有机肥对铅、镉污染下马铃薯重金属吸收及干物质积累的研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(3):425-431.
- [35]柳检,罗立强. As、Cd 和 Pb 植物根系吸收途径和影响因素研究现状与进展[J]. 岩矿测试, 2015, 34(3):269-277.
- [36]殷汉琴,简中华,徐明星,等. 金华典型中药材产地环境地球化学研究[J]. 生态与农村环境学报, 2013, 29(6):700-704.
- [37]丁平,刘硕,刘瑾,等. 巴戟天中微量元素与土壤中矿质元素的相关性分析[J]. 华西药理学杂志, 2010, 25(6):727-729.
- [38]WU J, ZOU Y, ZHAN X, et al. Survey of heavy metal pollution in four Chinese crude drugs and their cultivated soils[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2008, 81(6):571-573.
- [39]KENDIR E, KENTEL E, SANIN F D. Evaluation of heavy metals and associated health risks in a metropolitan wastewater treatment plant' s sludge for its land application[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2015, 21(6):1631-1643 .
- [40]LIM J E, AHMAD M, LEE S S, et al. Effects of Lime-based waste materials on immobilization and phytoavailability of Cadmium and Lead in contaminated soil[J]. Clean-Soil, Air, Water, 2013, 41(12):1235-1241 .
- [41]赵云杰,马智杰,张晓霞,等. 土壤-植物系统中重金属迁移性的影响因素及其生物有效性评价方法[J]. 中国水利水电科学研究院学报, 2015, 13(3):177-183.