

金忠民,郝宇,刘丽杰,等. 扎龙湿地土壤重金属对土壤化学性质和电导率的影响[J]. 江苏农业科学,2015,43(8):333-336.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2015.08.109

扎龙湿地土壤重金属对土壤化学性质和电导率的影响

金忠民,郝宇,刘丽杰,张艳馥,朱坤,李丹

(齐齐哈尔大学生命科学与农林学院,黑龙江齐齐哈尔 161006)

摘要:为了研究扎龙湿地土壤中重金属对土壤化学性质及电导率的影响,采集扎龙湿地的 10 个土壤样本,测定了其中的重金属含量、化学性质及电导率(EC)。利用相关分析计算了重金属含量与化学性质、电导率的相关性;利用主成分分析方法提取 8 种重金属的主成分,并计算了重金属主成分与土壤化学性质、电导率之间的相关性。根据相关性分析可知,重金属对土壤化学性质及电导率具有复杂的影响,其中 Fe、Co、Cr 与 K^+ 之间存在极显著负相关;Fe、Co 与 Na^+ 存在显著负相关;Pb 与 pH 值、Fe 与 EC、Co 与 EC、Cu 与 Ca^{2+} 、Co 与 Ca^{2+} 、Cr 与 Ca^{2+} 之间有显著正相关。主成分分析消除了重金属之间的互相影响,可以更加清晰地分析各种重金属对土壤化学性质及电导率产生的真实作用。根据主成分分析可知第 1 主成分体现了 Cu、Fe、Mn、Cr、Co、Zn 的作用,它们含量升高会导致 EC 和 Ca^{2+} 指标的上升,使 Na^+ 、 K^+ 指标下降,而对 pH 值几乎无影响;第 2 主成分主要体现了 Pb 和 Cd 的作用,它主要影响土壤中 pH 值的变化。

关键词:扎龙湿地;重金属;化学性质;电导率;相关分析;主成分分析

中图分类号:X833 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2015)08-0333-03

扎龙湿地位于黑龙江省西部松嫩平原乌裕尔河下游,地理坐标为 $123^{\circ}47' \sim 124^{\circ}37'E$ 、 $46^{\circ}52' \sim 47^{\circ}32'N$ 。1992 年,拉姆萨尔公约(Ramsar Convention)将扎龙列为国际重要湿地,是亚洲十大湿地之一,在世界珍稀水禽保护和繁育中占有极其重要地位^[1]。随着经济迅速发展,人类活动的频繁等原因造成了这一地区重金属污染加剧。重金属是当今环境重要的污染物,具有难降解、易积累等特点,对环境的污染毒性最显著的重金属有 Cu、Fe、Zn、Mn、Pb、Cd、Co、Cr、Ni、As 等^[2-3]。据资料显示,重金属含量是反映土壤环境健康状况的重要参数之一,且成为环境领域的主要研究方向^[4-5],重金属的总量预示着相应地区的潜在生态风险性。研究表明,土壤的理化性质与重金属密切相关^[6],因此可以通过分析重金属含量来反映土壤理化性质的变化并对潜在威胁进行评估^[7-11]。本研究以扎龙湿地的土壤为研究对象,利用相关性分析和主成分分析,探讨土壤中重金属对土壤化学性质及电导率的影响,为今后扎龙湿地土壤的监测与保护提供试验依据。

1 材料与方法

1.1 土壤样品的采集与制备

供试土壤取自地理坐标为 $123^{\circ}47' \sim 124^{\circ}37'E$ 、 $46^{\circ}52' \sim 47^{\circ}32'N$,位于黑龙江省扎龙自然保护区,采样前要详细了解采样地区的土壤类型、污染情况和地形等因素,并采用 GPS 定位技术,在扎龙自然保护区内选取 10 个采样区域并划分为若干个采样单元定点取样。为了保证土壤样本具有代表性,每个采样单元按照“S”形设定 10 个点进行布点采样。采样

按等量、多点、随机混合原则进行。每个采样点的取土深度和宽度在 0~15 cm,采样的混合土壤按四分法进行取舍至 1 kg 左右,土壤采集后放入带有标签的封口袋,带回实验室进行自然风干、研磨并过 2 mm 筛,烘干保存。如图 1 所示,采样区域的顺序依次为 1~10,土壤类型为水底淤泥^[12]。

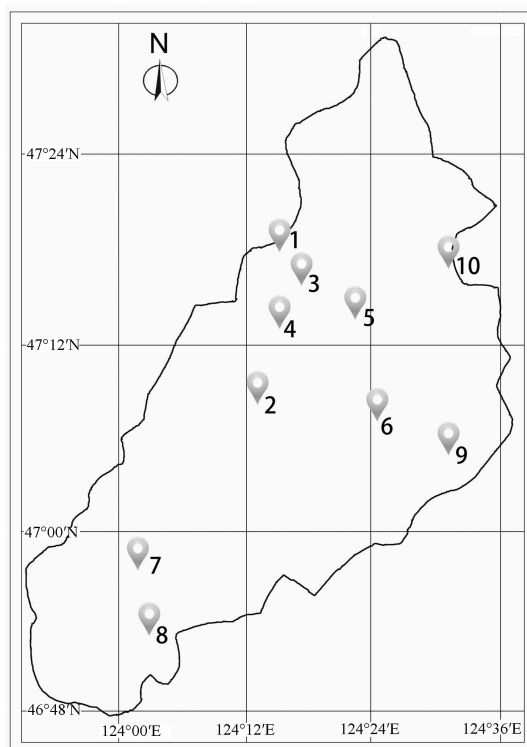


图1 扎龙土壤样品采集地点分布

1.2 重金属含量的测定

选取混合均匀的 10 个土壤样品各 0.5 g 加入到 Labtech

收稿日期:2014-08-05

基金项目:黑龙江省教育厅面上项目(编号:12531754)。

作者简介:金忠民(1968—),女,黑龙江绥化人,博士,副教授,主要从事污染生态学、植物生理及遗传多样性研究。E-mail: jinzhongmin2008@sohu.com。

电热消解仪 ED36 的消解管中,加入盐酸 10 mL,插入到消解孔内,在 95 ℃ 下加热 30 min,加入 5.0 mL HNO₃: H₂O = 1 : 1 的硝酸,盖上带管塞,在 95 ℃ 回流 10 min,取下冷却后再次加入 2.5 mL 浓硝酸,盖上管塞,放回到消解孔中,在 95 ℃ 回流 30 min。如果没被完全氧化,重复加入浓硝酸,直到氧化完全,将样品蒸发至 5 mL,关闭消解仪,冷却 30 min 后加入 1.0 mL H₂O、1.5 mL H₂O₂; 开启消解仪,继续加热到 95 ℃ 后再次加入 1.0 mL H₂O₂直到起泡退尽为止。消解液通过电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定 Cu、Fe、Zn、Mn、Pb、Cd、Co 等 7 种重金属的含量^[13-15]。

1.3 土壤化学性质及电导率的测定

1.3.1 pH 值的测定 称取过 2 mm 孔径筛的风干样品各 10 g 于 50 mL 烧杯中,加去除 CO₂ 的水 25 mL(土液比为 1: 2.5),用搅拌器搅拌 1 min,使土粒充分分散,放置 30 min 后用 pH S-25 雷磁 pH 值计进行测定^[16]。

1.3.2 K⁺、Na⁺ 的测定 K⁺、Na⁺ 的测定直接用火焰光度法(GB 7866—1987《森林土壤交换性钾和钠的测定》)^[17]。对于配制好的 K⁺、Na⁺ 标准系列混合溶液,以最大浓度定为火焰光度计上检流计的满度,然后从稀到浓依次进行测定,记录检流计读数,以检流计读数为纵坐标、K⁺ 和 Na⁺ 浓度为横坐标,绘制工作曲线。用 1 mol/L 乙酸铵溶液处理土壤的浸出液,直接在 FP640 火焰光度计上测定 K⁺ 和 Na⁺,记录检流计读数,然后从工作曲线上查得待测液的 K⁺ 和 Na⁺ 的浓度。

1.3.3 Ca²⁺、Mg²⁺ 的测定 Ca²⁺、Mg²⁺ 的测定直接用原子吸收分光光度法(GB7865-1987《森林土壤交换性钙和镁的测定》)^[18]。吸取 1 mol/L 乙酸铵溶液处理土壤的浸出液 20.00 mL 于 25 mL 容量瓶中,加 30 g/L 氯化锶溶液 2.5 mL,用 1 mol/L 乙酸铵溶液定容。定容后的溶液直接在选定工作条件的原子吸收分光光度计上,于 422.7 nm (Ca²⁺)、285.2 nm (Mg²⁺) 波长处测定吸光度。在成批样品测定过程中,按一定时间间隔用标准溶液校正仪器。先用标准系列溶液在相同条件下测定吸收值,绘制浓度-吸收值工作曲线。根据待测液中 Ca²⁺、Mg²⁺ 的吸收值,分别在工作曲线上查得 Ca²⁺、Mg²⁺ 的质量浓度。

1.3.4 电导率(EC)测定 称取过 2 mm 孔径筛的风干样品各 20 g 于 250 mL 干燥三角瓶中,加入蒸馏水 100 mL,振荡 5 min 后,过滤于干燥三角瓶中,吸取土壤浸出液 30 mL,放在 50 mL 的小烧杯中,在温度为 25 ℃ 下利用 DDS-307 的雷磁电导仪进行测定^[19]。

1.4 数据处理

通过 SPSS 17.0 统计软件进行相关性、主成分分析^[20]。

2 结果与讨论

2.1 土壤样品中重金属含量、化学性质指标、电导率测定结果

从表 1、表 2 可以看出,扎龙湿地土壤中 Fe 的含量最高,Cd 的含量最低。说明了 Fe 在碱性土壤中易被沉淀且利用率不高,因为 Fe 元素只有呈有效态时,才能被植物所利用。另外,土壤中的 Cd 远远没有达到产生污染危害的水平,一方面说明土壤对 Cd 有较强的固定和容纳能力,另一方面说明生活排污和化肥农药的流失在本地区得到了有效的控制。

表 1 扎龙湿地土壤样品中的重金属含量

样本号	重金属含量(mg/kg)							
	Cu	Fe	Mn	Pb	Cd	Co	Cr	Zn
1	0.007 7	14.816	0.345	0.034	0.000 5	0.005	0.033	0.027
2	0.009 5	15.256	0.385	0.034	0.000 6	0.006	0.027	0.024
3	0.006 2	11.566	0.274	0.028	0.000 4	0.005	0.027	0.024
4	0.003 1	6.494	0.151	0.025	0.000 4	0.002	0.008	0.017
5	0.008 7	18.006	0.443	0.033	0.000 4	0.007	0.027	0.029
6	0.004 8	11.626	0.355	0.027	0.000 3	0.005	0.018	0.042
7	0.006 6	12.236	0.330	0.028	0.000 4	0.005	0.014	0.007
8	0.008 6	11.066	0.266	0.027	0.000 6	0.004	0.018	0.006
9	0.011 0	28.256	0.392	0.025	0.000 3	0.009	0.036	0.036
10	0.003 6	9.001	0.26	0.023	0.000 3	0.003	0.011	0.006

表 2 扎龙湿地土壤样品的化学性质指标和电导率

样本号	理化性质指标					
	pH 值	EC 值 (μS/cm)	K ⁺ (mg/kg)	Ca ²⁺ (mg/kg)	Na ⁺ (mg/kg)	Mg ²⁺ (mg/kg)
1	9.85	735	13.53	1.93	19.20	0.29
2	8.9	266	14.75	5.11	14.99	0.32
3	8.49	210	15.34	3.29	18.62	0.34
4	8.28	161	17.46	0.40	17.79	0.18
5	8.24	176	13.80	2.80	13.80	0.24
6	7.88	150	17.83	1.20	17.83	0.29
7	8.68	365	16.78	0.79	16.78	0.28
8	8.45	175	16.23	0.71	16.23	0.26
9	7.99	967	11.43	3.75	11.43	0.28
10	8.25	339	15.54	1.12	15.54	0.27

在化学性质方面,土壤的 pH 值大于 7,这说明扎龙湿地的土壤呈碱性,这与北方气候干燥及曝晒天气有关,导致土壤水分蒸发量暴增、盐分聚集,使其成为了盐碱地。样本 1 和样本 9 电导率偏大,说明这 2 个地区较其他地区的含盐量高。Mg²⁺ 在叶绿素的形成中起着十分重要的作用,试验表明,该区域土壤的 Mg²⁺ 含量总体偏低,预示着植物的光合作用受到影响。

2.2 重金属含量与土壤性质指标之间的相关分析

由表 3 可以看出,土壤重金属含量与化学性质指标及电导率之间存在着不同程度的相关性,有的相关性达到了极显著的水平。如 Fe、Co、Cr 与 K⁺ 含量之间的相关系数分别达到了 -0.866、-0.771、-0.850。Pb 与 pH 值、Cr 与 Ca²⁺、Fe 与 Na⁺、Co 与 Na⁺ 之间的相关性显著。除此之外,各种重金属含量之间也存在不同程度的相关性,有的达到了极显著的正相关,如 Cu 与 Fe、Co 与 Cr、Fe 与 Co、Fe 与 Cr、Mn 与 Co 之间相关系数分别达到 0.832、0.844、0.956、0.816、0.859。这说明了重金属元素之间具有协同作用。为了消除重金属之间的互相影响,需正确确定重金属与土壤性质之间的关系,本研究利用主成分分析重金属对土壤化学性质及电导率的影响。

如表 4 所示,根据特征值大于 1,提取了重金属的 2 个主成分 F₁ 和 F₂。它们的特征值之和为 6.613,积累贡献率达到了 82.660%,基本上反映了 8 种重金属的全部信息,故可用主成分 F₁ 和 F₂ 代表重金属的含量进行讨论。由表 5 载荷矩阵可看出,第 1 主成分 F₁ 主要代表了 Cu、Fe、Mn、Co、Cr、Zn 等重金属,第 2 主成分 F₂ 则主要代表了 Cd 和 Pb。

作为新的变量指标 F₁ 和 F₂ 是互不相关的综合变量,可以通过研究这 2 个变量与各种理化指标间的相关性来研究重

表 3 土壤重金属含量与土壤性质指标之间的相关系数

类别	与重金属含量的相关系数								与理化性质的相关系数					
	Cu	Fe	Mn	Pb	Cd	Co	Cr	Zn	pH 值	EC 值	K ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺
Cu	1.000	0.832 **	0.718 *	0.489	0.398	0.844 **	0.807 **	0.288	0.182	0.505	-0.753 *	0.670 *	-0.608	0.352
Fe		1.000	0.737 *	0.202	-0.148	0.956 **	0.816 **	0.544	-0.082	0.738 *	-0.866 **	0.629	-0.747 *	0.244
Mn			1.000	0.590	0	0.859 **	0.700 *	0.548	0.062	0.328	-0.585	0.606	-0.512	0.426
Pb				1.000	0.600	0.337	0.549	0.282	0.666 *	0.007	-0.298	0.501	0.116	0.308
Cd					1.000	-0.109	0.147	-0.314	0.597	-0.193	0.008	0.205	0.181	0.134
Co						1.000	0.830 **	0.603	-0.096	0.569	-0.771 **	0.702 *	-0.679 *	0.393
Cr							1.000	0.609	0.323	0.637 *	-0.850 **	0.751 *	-0.326	0.525
Zn								1.000	-0.166	0.272	-0.338	0.470	-0.148	0.229
pH 值									1.000	0.284	-0.214	0.120	0.458	0.265
EC										1.000	-0.779 **	0.294	-0.375	0.181
K ⁺											1.000	-0.655 *	0.614	-0.246
Ca ²⁺												1.000	-0.453	0.586
Na ⁺													1.000	0.093
Mg ²⁺														1.000

注: ** 表示在 0.01 水平上具有显著性; * 表示在 0.05 水平上具有显著性。

表 4 重金属含量的主成分提取

主成分 编号	初始特征值			主成分的特征值及贡献率		
	特征值	贡献率 (%)	累积贡献率 (%)	特征值	贡献率 (%)	累积贡献率 (%)
F ₁	4.886	61.075	61.075	4.886	61.075	61.075
F ₂	1.727	21.584	82.660	1.727	21.584	82.660
F ₃	0.782	9.780	92.440			
F ₄	0.383	4.784	97.224			
F ₅	0.154	1.925	99.149			
F ₆	0.046	0.575	99.724			
F ₇	0.020	0.254	99.977			
F ₈	0.002	0.023	100.000			

表 5 主成分的载荷矩阵

重金属类别	主成分	
	F ₁	F ₂
Cu	0.885	0.264
Fe	0.901	-0.278
Mn	0.888	-0.019
Pb	0.568	0.652
Cd	0.100	0.963
Co	0.953	-0.217
Cr	0.921	0.049
Zn	0.643	-0.421

金属离子与理化指标之间的相关性。利用相关分析计算主成分与理化指标之间的相关系数,结果如表 6 所示。

表 6 主成分与土壤化学性质指标、电导率的相关系数

类别	相关系数							
	F ₁	F ₂	pH 值	EC 值	K ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺
F ₁	1.000	0.000	0.139	0.551	-0.792	0.750	-0.537	0.430
F ₂	0.000	1.000	0.687	-0.271	0.078	0.117	0.290	0.111

由表 6 可以看出,主成分 F₁ 和 F₂ 之间不具有相关性,说明这 2 个主成分是互相独立的,不存在相互影响。EC、Ca²⁺、Mg²⁺ 和主成分 F₁ 有明显的正相关,而 K⁺、Na⁺ 与主成分 F₁ 具有明显的负相关性。在 pH 值方面,F₁ 与 pH 值只有 0.139 的相关系数,可认为 F₁ 对 pH 值无影响。Cu、Fe、Mn、Cr、Co、

Zn 的含量升高会导致 EC 和 Ca²⁺ 指标的上升,而会使 Na⁺、K⁺ 指标下降,这主要是因为土壤盐分中的氯离子能与重金属形成稳定的络合物,从而使土壤中的重金属由固态向土壤溶液迁移,然而大量的 Na⁺、K⁺、Ca²⁺ 等阳离子也可以通过离子交换作用将可交换态的重金属置换到土壤溶液中来,从而导致阳离子发生变化。F₂ 主要和 pH 值相关,和其他指标关系不明显。可说明 Pb、Cd 的含量在很大程度上影响土壤中 pH 值的变化,其原因是 Pb、Cd 在发生氧化、还原、吸附、抑制和拮抗作用时,导致土壤有机质、阳离子交换量和黏粒的含量发生变化从而使得 pH 值发生改变。

3 结论

根据相关性分析可知,重金属含量与化学性质及电导率之间存在不同程度的相关性。其中 Fe、Co、Cd、K⁺ 之间存在极显著的负相关;Fe、Co 与 Na⁺ 存在显著的负相关;Pb 与 pH 值、Fe 与 EC、Co 与 EC、Cu 与 Ca²⁺、Co 与 Ca²⁺、Cr 与 Ca²⁺ 之间存在显著正相关。由于重金属含量之间彼此存在且互相影响,使得重金属与理化性质之间的相关系数存在着重叠,造成这种相关系数不能真实反映重金属对理化性质的影响,因此需要利用主成分分析消除重金属之间的彼此影响。根据主成分分析可知,第 1 主成分体现了 Cu、Fe、Mn、Cr、Co、Zn 的作用,它们含量升高会导致 EC 和 Ca²⁺ 指标的上升,使 Na⁺、K⁺ 指标下降,而对 pH 值几乎无影响;第 2 主成分主要体现了 Pb 和 Cd 的作用,它主要影响土壤中 pH 值的变化。

通过本研究可知,土壤中的重金属含量会直接影响到土壤性质,这意味着土壤中重金属含量的增加会导致湿地生态环境的变化,存在一定的恶化风险。今后在对扎龙湖泊湿地污染治理中,应对沉积物中存在一定潜在生态风险的重金属威胁有足够的重视,采取适当的方法对这种威胁予以消除或者降低,如在农业种植中要努力控制化肥和农药的流失、加强对排污的监测等。

参考文献:

[1] 叶华香,臧淑英,肖海丰,等. 扎龙湿地表层沉积物营养盐空间分布特征及评价[J]. 自然资源学报,2013,28(11):1966-1976.

唐 瑶, 杜丹丹, 彭东生, 等. 铅胁迫对日本蛭免疫相关指标及组织蓄积的影响[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(8): 336–339.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2015.08.110

铅胁迫对日本蛭免疫相关指标及组织蓄积的影响

唐 瑶, 杜丹丹, 彭东生, 阙义进, 霍 伟, 孟 霄, 陈友芹, 许星鸿

(淮海工学院海洋学院, 江苏连云港 222005)

摘要:将日本蛭暴露于不同浓度(0、0.025、0.05、0.5、1.0、2.5、5.0 mg/L)醋酸铅中,于处理后0、1、3、5、7、10、15、30 d 取血,测定其血清中超氧化物歧化酶和过氧化氢酶的活性及过氧化代谢产物丙二醛含量;并于胁迫30 d 测定鳃、肝胰腺、肌肉、卵巢中的铅含量,以研究铅胁迫对日本蛭免疫能力及组织蓄积的影响。结果表明,在铅胁迫下,日本蛭超氧化物歧化酶和过氧化氢酶活性均呈先增强后减弱趋势,且中高浓度铅胁迫对抗氧化酶活性的诱导速度比低浓度快。胁迫30 d,除0.025 mg/L 组外,各试验组2种酶活性均显著弱于对照组,且与铅胁迫质量浓度呈显著负相关($P < 0.05$)。0.025 mg/L 组丙二醛含量无明显变化,其他各试验组丙二醛含量呈2种变化趋势,即0.05、0.5、1.0 mg/L 组先升后降再升,2.5、5.0 mg/L 组持续上升。胁迫15 d,除0.025 mg/L 组外,各试验组丙二醛含量均显著高于对照组,且与铅胁迫质量浓度呈显著正相关($P < 0.05$)。铅在日本蛭体内的积累以鳃和肝胰腺较多,而卵和肌肉在5.0 mg/L 铅胁迫下仍仅有微量蓄积。鳃和肝胰腺中铅含量与胁迫浓度之间存在显著浓度效应($P < 0.05$)。可将日本蛭血清超氧化物歧化酶活性、丙二醛含量以及鳃、肝胰腺铅含量的长期变化作为铅污染的生物监测指标。

关键词:铅胁迫;日本蛭;免疫指标;组织蓄积

中图分类号: X171.5 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2015)08-0336-04

近年来,由于工农业废水的大量排放导致的重金属污染问题日益突出,对生态环境安全、人类食品安全及水产养殖业构成了较大威胁^[1-3]。铅是常见的重金属污染元素之一,其

在人和动物体内长期蓄积会引起慢性中毒、神经机能紊乱、贫血甚至诱发癌症^[4]。日本蛭(*Charybdis japonica*)广泛分布于我国各海区,营底栖生活,为经济价值较高的海水养殖蟹类^[5]。关于重金属对日本蛭的影响已有少量研究报道,如张红霞等分析了重金属离子对日本蛭血淋巴超氧化物歧化酶和谷胱甘肽过氧化物酶活性的影响^[6];王春琳等探讨了硫酸铜蓄积对日本蛭保护酶系统的影响^[7];苗利军等对秦皇岛海域野生日本蛭等9种海产品总汞含量进行了检测^[8]。本试验研究了不同浓度铅胁迫下,日本蛭血清中超氧化物歧化酶、过氧

收稿日期:2014-08-24

基金项目:江苏省高等学校水产类重点专业项目;国家级大学生创新项目(编号:5509013)。

作者简介:唐 瑶(1993—),女,江苏徐州人,研究方向为海洋生物学。

通信作者:许星鸿,硕士,教授,研究方向为海洋生物学。E-mail: xhxu119@163.com。

[2]胡 明. 潼关农田土壤重金属污染评价[J]. 中国农学通报, 2013, 29(35): 277–280.

[3]张 雷,秦延文,郑丙辉,等. 丹江口水库迁建区土壤重金属分布及污染评价[J]. 环境科学, 2013, 34(1): 108–115.

[4]Ma Y, Hu C, Jiang J, et al. Land quality evaluation of Xinjiang river basin of Jiangxi Province[J]. Scientific Journal of Earth Science, 2013, 3(1): 19–28.

[5]黄碧捷. 土壤重金属生物可利用性研究趋势展望[J]. 江汉大学学报:自然科学版, 2013, 41(6): 38–43.

[6]古一帆,何 明,李进玲,等. 上海奉贤区土壤理化性质与重金属含量的关系[J]. 上海交通大学学报:农业科学版, 2009, 28(6): 601–605, 623.

[7]牟新利,郭 佳,刘少达,等. 三峡库区农林土壤重金属形态分布与污染评价[J]. 江苏农业科学, 2013, 41(9): 314–317.

[8]郝 宇,张艳霞,刘丽杰,等. 扎龙湿地土壤重金属含量与土壤理化性质的相关性研究[J]. 北方园艺, 2013(24): 167–171.

[9]Bartoli G, Papa S, Sagnella E, et al. Heavy metal content in sediments along the Calore river: relationships with physical-chemical characteristics[J]. Journal of Environmental Management, 2012, 95(Suppl): S9–14.

[10]关共凑,魏兴琥,陈楠纬. 佛山市郊菜地土壤理化性质与重金属含量及其相关性[J]. 环境科学与管理, 2013, 38(2): 78–82.

[11]Lu Y, Yin W, Huang L B, et al. Assessment of bioaccessibility and exposure risk of arsenic and lead in urban soils of Guangzhou City, China[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2011, 33(2): 93–102.

[12]乔胜英. 土壤理化性质实验指导书[M]. 武汉:中国地质大学出版社有限责任公司, 2012: 89.

[13]张芙莱,蒋晶晶. 三种土壤消解方法的对比研究[J]. 环境科学与管理, 2008, 33(3): 132–134.

[14]孙 滨. 浅谈土壤消解方法对重金属元素的选择[J]. 环境科学导刊, 2013, 32(4): 130–134.

[15]张 纯. 土样中铅的硝酸-过氧化氢回流消解[J]. 重庆环境保护, 1985(4): 32–36.

[16]成斌斌. 土壤 pH 值的测定[J]. 化学教与学, 2014(4): 95–97.

[17]GB 7866—1987 森林土壤交换性钾和钠的测定[S].

[18]GB 7865—1987 森林土壤交换性钙和镁的测定[S].

[19]夏英辉,熊黑钢. EM38 在土壤盐分带中的运用研究[J]. 干旱区研究, 2013, 30(4): 628–633.

[20]李春喜,姜丽娜,邵 云,等. 生物统计学[M]. 3版. 北京:科学出版社, 2005: 263–269.