

滩涂土壤淋洗过程中盐分变化及其对重金属的影响

刘亚男, 李取生*, 杜烨锋, 崔志红, 李莎

(暨南大学环境工程系, 水土环境毒害性污染物防治与生物修复广东省高校重点实验室, 广州 510632)

摘要:通过对滩涂土壤的淋洗实验, 对在不同脱盐阶段, 土壤孔隙水的盐分离子与土壤中各重金属含量及各重金属不同形态的含量进行监测与分析. 结果表明, 不同脱盐阶段的土壤孔隙水, 淋洗后较淋洗前各盐分离子的下降率分别为: Na^+ 80.3%、 K^+ 73.5%、 Mg^{2+} 86.6%、 Ca^{2+} 90%、 Cl^- 81.8%、 SO_4^{2-} 98.2%, 盐分总量下降了 81.6%, 但是在淋洗过程中孔隙水的化学类型一直是以氯化钠型为主; 土壤孔隙水的 pH 值随着淋洗时间的增加整体呈上升的趋势. 土壤中各重金属的含量淋洗后较淋洗前的下降率分别是 Cd 26.6%、Pb 22.8%、Cu 16.9%、Cr 7.9%、Zn 9.1%; 淋洗前后各重金属的形态分析显示, 碳酸盐结合态的重金属离子下降率分别为: Pb 77.8%、Cr 61.7%、Cu 68.4%、Zn 67.1%、Cd 7.1%, 铁锰氧化物结合态的 Cd 和 Pb 下降率分别是 49.1% 和 23.5%. 土壤孔隙水中各盐分离子在淋洗过程中迁移能力不同, 导致各盐分离子占总盐分含量的比例发生变化, 同时淋洗过程中土壤的氧化还原电位发生改变, 这些变化导致土壤重金属的化学形态发生改变, 从而影响重金属在土壤中的迁移状况.

关键词:淋洗; 滩涂土壤; 孔隙水; 盐分; 重金属

中图分类号: X131.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)07-2087-05

Salinity Change and Its Impact on Heavy Metals During Beach Soil Leaching and Desalination

LIU Ya-nan, LI Qu-sheng, DU Ye-feng, CUI Zhi-hong, LI Sha

(Key Laboratory of Water/Soil Toxic Pollutants Control and Bioremediation, Department of Education of Guangdong Province, Department of Environmental Engineering, Jinan University, Guangzhou 510632, China)

Abstract: The salinity ion in soil pore water and the heavy metal content in soil as well as the heavy metal speciation were investigated in various stages of desalination during an experiment of leaching beach soil. Results show that salinity ion including Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- and SO_4^{2-} decreased by 80.3%, 73.5%, 86.6%, 90%, 81.8%, 98.2% respectively compared to pre-leaching. The amount of total salt decreased by 81.6%. However, the main chemical compound in pore water was NaCl throughout the leaching experiment. The pH value of pore water increased with leaching time. Besides, the reductions of heavy metals after leaching were: Cd 26.6%, Pb 22.8%, Cu 16.9%, Cr 7.9%, Zn 9.1%. The concentrations of Pb, Cr, Cu, Zn and Cd in carbonate bound form decreased by 77.8%, 61.7%, 68.4%, 67.1% and 7.1% respectively. The contents of Cd and Pb bound to Fe-Mn oxide decreased by 49.1%, 23.5% respectively. The different mobility of salinity ions in the pore water resulted in the proportion change of each ion. Meanwhile the Eh value of the soil changed in the leaching process. All these factors resulted in the change of heavy metal speciation and the removal of heavy metals in the soil.

Key words: leaching; beach soil; pore water; salinity; heavy metal

滩涂围垦一直是沿海地区补充耕地面积的主要途径之一, 如珠三角地区 1981 年以来共围垦 4.1 万 hm^2 , 滩涂围垦成为该区后备耕地资源的主要来源^[1,2]. 由于滩涂土壤含盐量较高, 不适合农作物生长, 因此, 滩涂围垦必须经过淡水淋洗脱盐过程才能将滩涂土壤转变成可耕种的低盐分土壤. 随着珠三角及珠江上游地区经济的快速发展, 每年大量重金属污染物排入珠江口海域, 如 2003 年从珠江东 4 口门排放 8 293 t, 2004 年 5 844 t^[3,4], 其中相当部分重金属累积在滩涂土壤中, 严重影响了滩涂土壤的开发和利用.

大量研究表明土壤盐分中的 Cl^- 能与土壤中的

Cd、Pb 等重金属离子形成较为稳定的复合物, 从而使土壤中的重金属由固态向土壤溶液迁移^[5~7], 促进土壤吸附态重金属的解析; 大量的 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 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^[8], 因此, 围垦淋洗脱盐过程中的盐分离子变化, 也会影响到土壤中重金属的迁移转化. 目前, 围垦脱盐过程中盐分

收稿日期: 2010-08-25; 修订日期: 2010-12-20

基金项目: 国家自然科学基金项目 (40871154, U0833002); 广东省自然科学基金项目 (07005931)

作者简介: 刘亚男 (1985 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为环境生态与土壤环境, E-mail: lynan1985@126.com

* 通讯联系人, E-mail: liqusheng@21cn.com

的变化对滩涂土壤重金属的化学形态、迁移状况影响的研究还鲜见报道. 本研究通过设计不同脱盐阶段的淋洗实验, 监测不同脱盐阶段孔隙水中盐分离子的含量, 研究这些盐分离子的变化与重金属在土壤中的化学形态和迁移状况的关系, 以期对重金属污染的滩涂土壤的开发与利用提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 供试土壤与实验装置

实验所用土壤是 2007 年 12 月份采集于珠江口淇澳岛的滩涂土壤. 由于土壤中重金属和盐分含量分布不均, 为了保证不同脱盐处理的初始条件完全一致, 故将采集深度为 0~20 cm 的土壤, 去除碎石、垃圾后, 进行充分混匀搅拌, 直到所有土壤电导率测定值完全一致. 然后装入内径为 19 cm、高度为 1 m 的实验用有机玻璃管中, 制成 24 根淋洗土柱, 土柱底部设有收集淋洗液的容器, 土柱上端用塑料袋盖住, 防止水分蒸发.

1.2 实验设计

实验设计 8 个脱盐梯度处理, 采用监测土壤电导率的方法控制每个土柱的脱盐程度. 所用的淋洗用水为蒸馏水, 以避免淋洗水中其它离子对土壤重金属变化的干扰. 淋洗前, 在每个土柱的土壤表层 10 cm 处插入一个电导电极, 定期监测淋洗过程中每个土柱表层土壤电导率的变化, 当土壤电导率逐渐下降、并达到目标电导率时, 即停止加水淋洗. 8 个处理的目标电导率分别是: 8 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (处理 1)、7 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (处理 2)、6 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (处理 3)、5 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (处理 4)、4 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (处理 5)、3 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (处理 6)、2 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (处理 7)、1 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (处理 8), 每个处理设置 3 个重复. 从处理 1~8, 淋洗时间分别持续 65~224 d, 淋洗用水分别为 77~342 mm.

实验结束后, 将有机玻璃管内的土柱从上到下按 0~10 cm、10~20 cm、20~35 cm、35~50 cm、50~65 cm 分层取出, 各层搅拌均匀. 按文献[9]的方法采集土壤孔隙水, 即取部分土壤在转速为 4000 r/min 条件下离心 5 min, 离心液即为土壤孔隙水. 另一部分土样经自然风干后过 0.125 mm 的筛, 测定土壤重金属含量及形态.

1.3 土壤重金属及孔隙水中盐分的测定

重金属元素全量分析是将上述过筛的土样用 $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4 + \text{HF}^{[10]}$ 消化, 重金属元素形态分析是将上述过筛的土样采用 Tessier 连续提取法^[11], 元素的含量用火焰原子吸收分光光度计测定; 采用原子吸收光谱法^[12, 13] 测定孔隙水中 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 的浓度; 采用离子色谱法测定孔隙水中的 Cl^- 、 SO_4^{2-} 的浓度^[14]; 测定过程中采用标准加入法对样品测定进行质量控制, 每一批样品的加标回收率都达到 90% 以上; 采用酸碱自动滴定法测其中 CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 的浓度并测定其 pH 值; 盐分总浓度的计算即为所测得孔隙水中 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 的浓度之和.

2 结果与讨论

2.1 不同脱盐梯度下土壤孔隙水中盐分总浓度及各离子浓度的变化

如表 1 所示, 随着淋洗时间的增加, Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 和 Cl^- 、 SO_4^{2-} 的浓度较淋洗之前分别下降了 80.3%、73.5%、90%、86.6%、81.8%、98.2%; CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 的浓度有所增加, 但是离子总浓度呈减少的趋势, 从淋洗前的 31 016.8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到处 理 8 的 5 714.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 总离子被淋洗掉了 81.6%. 开始盐分下降得很快, 说明含盐量越高, 淋洗的效果越明显. 可见, 淋洗可以很好地去除滩涂土

表 1 土壤孔隙水中盐分离子组成及浓度变化(0~65 cm 平均值)/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 1 Salinity ion composition and the changes of salinity contents in the pore water(0-65 cm average value)/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

处理	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	CO_3^{2-}	HCO_3^-	SO_4^{2-}	阴阳离子总和	pH 值
淋洗前	8 537.7	547.0	1 081.6	93.2	17 093.8	0.0	109.8	3 553.7	31 016.8	7.71
处理 1	5 746.5	326.8	406.3	63.9	9 691.3	30.7	303.7	1 273.2	17 842.2	8.46
处理 2	4 322.7	327.4	410.3	10.8	9 009.9	39.0	329.4	527.9	14 977.4	8.61
处理 3	4 053.4	311.5	386.4	10.1	8 251.0	47.0	308.7	646.5	14 014.6	8.71
处理 4	3 459.5	261.4	263.7	15.6	6 990.9	55.6	339.6	515.9	11 902.2	8.79
处理 5	3 151.4	256.1	287.1	3.9	6 455.0	61.3	397.8	407.0	11 019.7	8.85
处理 6	2 994.3	235.8	259.8	3.6	6 244.6	69.4	484.6	150.3	10 442.3	8.74
处理 7	2 220.9	175.5	180.4	3.5	4 605.4	108.4	536.5	69.2	7 899.7	9.03
处理 8	1 685.3	145.2	144.4	8.5	3 104.9	92.6	471.7	62.2	5 714.7	8.81

壤中的盐分,从而促进滩涂土壤的开发和利用.

由表 1 还可以看出,随着淋洗时间的不断增加,土壤孔隙水的 pH 值整体呈上升的趋势, HCO_3^- 的浓度在不断增加, Ca^{2+} 的浓度呈下降趋势,说明 pH 值和 HCO_3^- 浓度的增加主要与淋洗脱盐过程中土壤溶液中一定量的 Ca^{2+} 被淋洗掉有关. 土壤脱盐时溶液中的 Ca^{2+} 减少了,因受容度积的支配作用: $\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$, 土壤中的 CaCO_3 产生部分溶解,随着 Ca^{2+} 被淋洗掉,相应提高了溶液中 HCO_3^- 的浓度,所以土壤孔隙水的 pH 值会升高^[15~18].

2.2 土壤孔隙水各盐分离子的比例变化

从表 2 可以看出,淋洗过程中 Na^+ 占离子总量的比例淋洗之后较淋洗之前变化不明显, K^+ 所占的比例淋洗之后较淋洗之前有上升的趋势, Mg^{2+} 所占

的比例基本趋于平稳, Ca^{2+} 所占的比例是先降低之后趋于平稳,由于脱盐过程中各种阴阳离子在土壤中的迁移能力不同,以至引起盐分离子组成的变化^[15],但 Cl^- 所占比例一直处于 54% ~ 60% 之间,占有明显优势,说明淋洗过程中孔隙水的化学类型一直是氯化钠型. CO_3^{2-} 由开始含量为 0 增加到占总离子比例的 1.6%, HCO_3^- 所占比例呈上升趋势,主要是由于滩涂土壤本身氧化还原电位较低,淋洗开始后缺乏搅动,处于还原条件下,土壤中的厌氧微生物分解土壤有机物产生乙酸、甲酸等有机酸,从而促进碳酸盐溶解,所以 CO_3^{2-} 的浓度会增加;同时随着阳离子被淋洗掉, CO_3^{2-} 有一部分转化成 HCO_3^- ,所以 HCO_3^- 所占的比例呈上升趋势. SO_4^{2-} 所占的比例整体呈下降趋势,下降速率比其它离子更快,占总盐分离子比例由淋洗前的 11.5% 下降到处理 8 的 1.1%.

表 2 土壤孔隙水中各盐分离子质量分数的变化(0~65 cm 平均值)/%

Table 2 Changes of the each salinity ion proportion in the pore water of the soil(0-65 cm average value)/%

处理	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	合计
淋洗前	27.5	1.8	3.5	0.3	55.1	0.0	0.4	11.5	100.0
处理 1	32.2	1.8	2.3	0.4	54.3	0.2	1.7	7.1	100.0
处理 2	28.9	2.2	2.7	0.1	60.2	0.3	2.2	3.5	100.0
处理 3	28.9	2.2	2.8	0.1	58.9	0.3	2.2	4.6	100.0
处理 4	29.1	2.2	2.2	0.1	58.7	0.5	2.9	4.3	100.0
处理 5	28.6	2.3	2.6	0.0	58.6	0.6	3.6	3.7	100.0
处理 6	28.7	2.3	2.5	0.0	59.8	0.7	4.6	1.4	100.0
处理 7	28.1	2.2	2.3	0.0	58.3	1.4	6.8	0.9	100.0
处理 8	29.5	2.5	2.5	0.1	54.3	1.6	8.3	1.1	100.0

2.3 淋洗前后土壤中各重金属含量的变化及其与土壤孔隙水中盐分浓度变化的关系

滩涂土壤淋洗过程改变了土壤的氧化还原电位、盐分离子浓度及其组成比例,这些变化共同改变了重金属在土壤中的化学形态,进而影响到重金属在土壤中的迁移状况. 从表 3 可以看出,土壤中 Cd、Pb、Cr、Cu、Zn 各种重金属的总量淋洗后较淋洗前明

显降低,其中 Cd 和 Pb 的下降幅度较大,Cr 和 Zn 的下降率比较小. 其中可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态的重金属含量,淋洗后较淋洗前都有所降低.

可交换态重金属离子含量,淋洗后较淋洗前 Cd、Pb、Zn 的下降率分别是 38.5%、63.4%、69.7%,由于盐分中阴离子的络合作用^[6,7]、阳离子

表 3 淋洗前后土壤中各形态重金属的含量/mg·kg⁻¹

Table 3 Contents of heavy metal fraction in the soil before and after leaching/mg·kg⁻¹

重金属	项目	可交换态	碳酸盐结态	铁锰氧化态	有机结合态	残渣态	总和	回收率/%
Cd	淋洗前	0.301	0.028	0.293	0.318	0.397	1.337	93.5
	淋洗后	0.185	0.026	0.149	0.234	0.388	0.982	91.4
Pb	淋洗前	6.713	9.94	25.14	11.02	25.06	77.88	97.5
	淋洗后	2.458	2.21	19.22	10.67	25.58	60.13	111.8
Cr	淋洗前	0	2.69	12.49	6.73	55.25	77.16	95.9
	淋洗后	0	1.03	11.13	5.87	53.08	71.1	98.5
Cu	淋洗前	0.345	3.95	12.51	21.44	30.7	68.94	92.3
	淋洗后	0.421	1.25	11.73	16.93	26.98	57.31	87.1
Zn	淋洗前	2.328	11.99	78.13	21.66	124.94	239.05	95.4
	淋洗后	0.705	3.94	67.8	21.09	123.72	217.25	102.5

的交换作用,使土壤中重金属的化学形态发生改变进而被淡水淋洗掉。由表 1 可以看出:淋洗前土壤孔隙水中的盐离子 Na^+ 、 Mg^{2+} 和 Cl^- 浓度都很高,分别达到 8 537.7、1 081.6 和 17 093.8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,其中土壤盐分中的 Cl^- 能与土壤中的 Cd、Zn 等重金属离子形成较为稳定的复合物,如镉-氯复合物 $[\text{CdCl}_3]^{-1}$ ($\lg K = 6.9$) 比镉-富敏酸复合物 ($\lg K = 4.5$) 更稳定,从而使土壤中的 Cd、Zn 等重金属由固态向土壤溶液迁移^[5,19,20],使 Cd、Zn 等重金属的可交换态比例增加^[21,22],促进土壤吸附态 Cd、Zn 的解析,从而可以促使重金属离子由吸附态转化为可交换态;土壤中的阳离子也会与土壤重金属离子产生竞争性吸附,对 Zn 和 Cd 尤为如此^[23],如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等二价离子可以与 Cd^{2+} 竞争土壤中黏土矿物、氧化物及有机质上的阳离子交换吸附点位^[24,25],从而促进 Cd 由固态向液态转化,进而被淡水淋洗掉。

碳酸盐结合态重金属含量淋洗后较淋洗前 Cd、Pb、Cr、Cu、Zn 分别下降 7.1%、77.8%、61.7%、68.4%、67.1%,只有 Cd 下降幅度比较小,其他 4 种重金属离子下降率都达到 60% 以上。一是由于在淋洗脱盐过程中,土壤溶液中的 Ca^{2+} 不断被淋洗掉,因受容度积的支配作用,土壤中的碳酸盐产生部分溶解^[15],致使一部分碳酸盐结合态的重金属离子被释放;二是由于滩涂土壤本身氧化还原电位较低,淋洗开始后缺乏搅动,处于还原条件下,一些厌氧微生物分解土壤中的有机物,产生乙酸、甲酸等有机酸,促进碳酸盐的溶解和碳酸盐结合态重金属离子的释放。

铁锰氧化物结合态重金属含量淋洗后较淋洗前 Cd、Pb、Cr、Cu、Zn 分别下降 49.1%、23.5%、10.9%、6.2%、13.2%,其中 Cd 下降幅度最大,达到 49.1%,其次是 Pb,下降率为 23.5%,主要是由于淋洗过程中土壤氧化还原电位的变化和盐分离子浓度及比例的变化。实验滩涂土壤本身氧化还原电位较高,为 $-133.6 \text{ mV} \pm 9.3 \text{ mV}$,淋洗开始后,土壤由于缺乏搅动,其 Eh 值在淋洗初期下降到 $-250 \sim -300 \text{ mV}$ (图 1),使得滩涂土壤中 Fe/Mn 氧化物被还原,部分铁锰氧化物结合态重金属离子被释放。同时土壤中 SO_4^{2-} 被淡水淋洗掉,占总盐分离子比例由淋洗前的 11.5% 下降到处理 8 的 1.1% (表 2), SO_4^{2-} 很少有机会被还原成 S^{2-} ,使从 Fe/Mn 氧化物被还原释放出来的重金属不能再生成硫化物沉淀,而是直接被淡水淋洗出土体。

有机态重金属含量淋洗后较淋洗前没有显著性

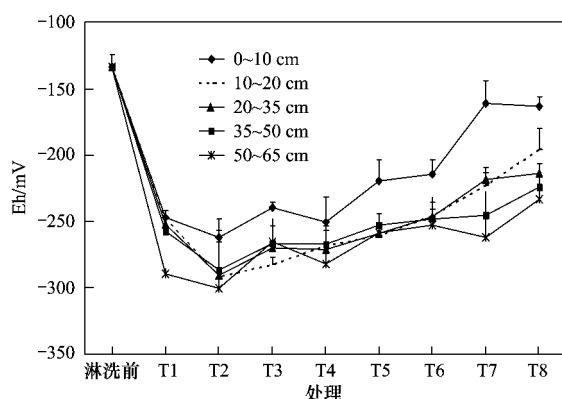


图 1 淋洗过程中不同脱盐梯度土柱的 Eh 值

Fig. 1 Eh value of the soil column in different stages of soil desalination

降低,只有 Cu 变化较大。残渣态重金属含量淋洗前后变化不大,因为它主要来源于天然矿物,一般存在于硅酸盐、原生和次生矿物等土壤晶格中,是自然地质风化的结果^[26],不容易受土壤理化性质及盐分变化的影响而释放重金属离子。

3 结论

(1) 在滩涂土壤淋洗脱盐的不同阶段,土壤孔隙水中 Na^+ 、 Cl^- 在盐分离子总量中的比例一直占优势,所以土壤孔隙水的化学类型一直是以氯化钠型为主; HCO_3^- 的浓度呈上升趋势,导致孔隙水的 pH 值也呈上升趋势。

(2) 土壤孔隙水中各盐分离子在淋洗过程中迁移能力不同,导致各盐分离子占总盐分含量的比例发生变化,其中 SO_4^{2-} 浓度减少的速率更快,这样能够促进铁锰氧化物结合态的重金属离子被淡水尽快淋洗掉。同时淋洗过程中土壤的氧化还原电位发生改变,这些变化导致土壤重金属的化学形态发生改变,从而影响重金属在土壤中的迁移状况。

参考文献:

- [1] 崔伟中. 珠江河口滩涂湿地的问题及其保护研究[J]. 湿地科学, 2004, 2(1): 26-30.
- [2] 刘岳峰, 韩慕康, 郭伦, 等. 珠江三角洲口门区近期演变与围垦远景分析[J]. 地理学报, 1998, 53(6): 492-500.
- [3] 广州市海洋与渔业局. 2003 广州市海洋环境公报[EB/OL]. <http://www.gzocean.com>, 2004.
- [4] 广州市海洋与渔业局. 2004 广州市海洋环境公报[EB/OL]. <http://www.gzocean.com>, 2005.
- [5] Williams T P, Bubb J M, Lester J N. Metal accumulation within salt marsh environment: a review[J]. Marine Pollution Bulletin, 1994, 28(5): 277-290.
- [6] 刘平, 徐明岗, 宋正国. 伴随阴离子对土壤中铅和镉吸附-解吸

的影响[J]. 农业环境科学学报,2007,26(1):252-256.

[7] 刘平. 钾肥伴随阴离子对土壤铅和镉有效性的影响及其机制 [D]. 北京:中国农业科学院,2006.

[8] Chip A, Lena M. Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils[J]. Journal of Environmental Quality, 2002, 31 (2): 581-589.

[9] Bufflap S E, Allen H. Comparison of pore water sampling techniques for trace metals[J]. Water Research, 1995, 29(9): 2051-2054.

[10] 陈怀满. 环境土壤学[M]. 北京:科学出版社, 2005.219-221.

[11] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals [J]. Analytical Chemistry, 1979,51:844-851.

[12] 中国环境监测总站. 土壤元素的近代分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1992.

[13] 城乡建设环境保护部环境保护局. 环境监测分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1983.

[14] GB/T 13580.5-1992. 大气降水中氟、氯、亚硝酸盐、硝酸盐、硫酸盐的测定,离子色谱[S].

[15] 陈巍,陈邦本,方明. 辽东半岛滨海盐土脱盐过程中 pH 上升及碱化问题探讨[J]. 南京农业大学学报, 1998,21(2):59-64.

[16] 殷仪华,陈邦本. 江苏省滨海盐土脱盐过程 PH 值上升原因的探讨[J]. 土壤通报, 1991, 22(1):5-7.

[17] 陈邦本,方明,胡蓉卿,等. 江苏滨海盐土碱化可能性的探讨[J]. 南京农业大学学报, 1987,(2):76-81.

[18] 胡纪常,祝寿泉. 滨海盐渍土的碱化问题[J]. 土壤学报, 1981,18(3):281-288.

[19] Norvell W A, Wu J, Hopkins D G, *et al.* Association of cadmium in durum wheat grain with soil chloride and chelate-extractable soil cadmium [J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64: 2162-2168.

[20] Usman A R A, Kuzyakov Y, Stahr K. Effect of immobilizing substances and salinity on heavy metals availability to wheat grown on sewage sludge-contaminated soil[J]. Soil & Sediment Contamination, 2005, 14:329-344.

[21] Li Q S, Wu Z F, Chu B, *et al.* Heavy metals in coastal wetland sediments of the Pearl River Estuary, China [J]. Environmental Pollution, 2007, 149(2):158-164.

[22] Weggler K, McLaughlin M J, Graham R D, *et al.* Effect of Chloride in soil solution on the plant availability of biosolid-borne Cadmium[J]. Journal of Environmental Quality, 2004, 33:496-504.

[23] Du L G, De V R, Vandecasteele B, *et al.* Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary [J]. Coastal and Shelf Science, 2008, 77(4): 589-602.

[24] Mustafa G, Singh B, Kookana R S. Cadmium adsorption and desorption behaviour on goethite at low equilibrium concentrations: effect of pH and index cations [J]. Chemosphere, 2004, 57(10):1325-1333.

[25] Wangstrand H, Eriksson J, Oborn I. Cadmium concentration in winter wheat as affected by nitrogen fertilization [J]. European Journal of Agronomy, 2007, 26: 209-214.

[26] 李宇庆,陈玲,仇雁翎,等. 上海化学工业区土壤重金属元素形态分析[J]. 生态环境,2004,13(2):154-155.