植物营养与肥料学报 2002,8(3):355～359
Plant Nutrition and Fertilizer Science

江苏省几种低硒土壤中硒的形态分布及生物有效性

张艳玲[1]，潘根兴[1*]，胡秋辉[1]，邱多生[2]，储秋华[2]
(1 南京农业大学资源环境科学学院，江苏南京 210095；2 江苏省吴江市金家坝镇农业公司，江苏吴江 220000)

摘要：利用连续浸提技术研究了江苏省低 Se 地区 3 种土壤(旱作土和太湖地区水稻土)的 Se 含量及其形态分布。结果表明，3 种土壤 Se 含量均偏低，尤其是长江沉积物发育的砂土属于贫 Se 土壤。对土壤 Se 形态分析表明有机物-硫化物结合及元素态 Se 是这些土壤中 Se 的主要存在形态，其次是残渣态，二者之和约占土壤总 Se 含量的 70%～80%。5 种形态中，除盐酸可提态 Se 趋向于向犁底层富集外，其他几种形态均为耕作层接近或高于犁底层。可溶态 Se 含量受其他形态 Se 影响较小，受土壤 pH 值的影响较大；可交换态 Se 则相反，与除可溶态 Se 外的其他形态和土壤全 Se 含量均有显著正相关关系，但与土壤 pH 值和土壤有机质无关。5 种有效 Se 浸提剂中，0.5 mol/L $NaHCO_3$浸提的 Se 与植株含 Se 量有极显著正相关关系，可作为低 Se 土壤的有效 Se 浸提剂。

关键词：土壤；Se；形态分级；生物有效性
中图分类号：S153.6　　**文献标识码**：A　　**文章编号**：1008-505X(2002)03-0355-05

Selenium fractionation and bio-availability in some low-Se soils of central Jiangsu Province

ZHANG Yan-ling[1], PAN Gen-xing[1], HU Qiu-hui[1], QUI Duo-sheng[2], CHU Qiu-hua[2]
(*1 College of Resour. and Envir. Sci., Nanjing Agric. Univ., Nanjing 210095, China;*
2 Agric. Service Station of Jinjiaba, Wujiang Manucipality, Jiangsu, 220000, China)

Abstract: Three types of soils in central Jiangsu Province was studied using seuential extraction techniques. The results showed that Se concentration of the tested soils is relatively low and the soils derived from sediments of Yangtze River fall in category of that for low-Se soils. Se extracted by 5% $K_2S_2O_8$-1:1HNO_3 is the predominated Se fraction in these soils, followed by residue Se, making a total contribution of 70%～80% of soil Se. Generally, Se is richer in the topsoil than in the plowpan except for Se exractaed by 2.5mol/L HCl. Water soluble Se concentration is shown to be affected by soil pH, while exchangeable Se is strongly positively related to other fractions except for to water soluble Se. Among the five extractants, only Se extracted by 0.5 mol/L $NaHCO_3$ is in close relation to shoot Se content. Thus 0.5 mol/L $NaHCO_3$ can be used as indicator of bio-available Se in these low-Se soils. The sum of Se extracted by 0.25 mol/L KCl and 0.7 mol/L KH_2PO_4 can also be used as indicator of bio-available Se in these low-Se soils.

Key words: low- Se soils; selenium fractionation; Se bio-availability

Se 是重要的生命元素，缺乏和过量都会引起许多疾病。除动物白肌病、人类克山病和大骨节病与低 Se 环境直接有关外，一些癌症、地方性甲状腺障碍等也与低 Se 环境密切相关[1]。世界上共有 40 多个国家和地区缺 Se，我国也有 3/4 以上的国土面积缺 Se，Se 摄取不足的人口达 1 亿以上[2]。食物链(food chain)中的 Se 主要来源于土壤，对我国克山病和大骨节病的防治实践和我国低 Se 带成因的研究发现，土壤有效 Se 而非全 Se 是决定食物链中 Se 水平的关键因素[3]。土壤中 Se 的生物有效性与其

收稿日期：2001-06-22
基金项目：科技部 973 项目(G1999011808-3)；江苏省科委项目(BE-99315)资助。
作者简介：张艳玲(1972—)，女，河南安阳人，博士研究生，主要从事硒生物地球化学与作物硒营养研究。　*通讯作者

存在形态密切相关,因此,研究低 Se 土壤中 Se 的形态及其分布对评价土壤 Se 的状况,改善低 Se 生态环境和食物链 Se 水平,增强人畜健康具有重要意义。

连续浸提技术是评价土壤中微量元素的地球化学行为和矿质营养有效性的常规方法之一,利用该技术对不同土壤中 Se 的形态与有效性研究已有了较多报道[4~6]。迄今为止,对低 Se 土壤 Se 的形态分布及其生物有效性还缺乏了解,而这是我国大面积缺 Se 地区改善食物链 Se 营养水平的基础科学问题。为此,选取江苏省低 Se 地区的 3 种土壤(旱作土和太湖地区水稻土)进行土壤 Se 的形态分布研究,以了解这些土壤中 Se 的形态分布及生物有效性,为正确评价土壤中 Se 的状况,有效改善食物链中 Se 的水平提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤和作物

选取江苏省低 Se 地区的两个低 Se 土壤—夹砂土和高砂土(分别采自启东市永和乡和大兴乡、如皋市常青乡)和一个太湖地区的黄泥土样本(采自吴江市金家坝镇),每个样点在选定区域范围按蛇形取样,均采集耕作层和犁底层 2 个层次的土壤进行分析。土壤基本性质见表 1。另外,分别采集高砂土 7 块土壤耕作层(0~20cm)样品和植株(包括大豆和花生)样品,以探讨土壤 Se 的生物有效性。

表 1 供试土壤的基本性质

Table 1 Basic properties of selected soils

土壤 Soil	深度 Depth (cm)	PH (H_2O)	有机碳 Org.C (g/kg)	粘粒含量 (<2μm) Clay (%)
夹砂土	0~20	8.28	7.60	16.2
(大豆、花生-小麦)	20~40	8.41	5.92	15.9
高砂土	0~15	7.38	10.44	8.4
(大豆、花生-小麦)	15~30	7.35	8.00	7.8
黄泥土	0~15	5.90	14.04	29.9
(水稻-油菜)	15~30	7.02	8.29	35.3

1.2 分析方法

1.2.1 Se 形态分级 参照瞿建国等推荐[7]的逐级连续化学浸提技术进行。将土壤中的 Se 分为 5 种结合态:

水溶态 Se: 0.25mol/L KCl 提取,室温(25℃)连续震荡 1h;

可交换态及碳酸盐结合态 Se: 0.7mol/L KH_2PO_4 提取,室温(25℃)连续震荡 4h;

铁锰氧化物结合态 Se:2.5 mol/L HCl 提取,90℃水浴中间隙震荡 50min;

有机物硫化物结合及元素态 Se: 5% $K_2S_2O_8$ 和 1:1HNO_3 按体积比 4:1 提取,95℃水浴中间隙震荡 3h;

残渣态 Se: 测定方法同总 Se。

土壤经风干后,过 0.15mm 筛,按水土比(w/v)10:1 的比例加入浸提液,震荡后 4000r/min 离心 10min,所得上清液作 Se 含量测定。其残渣供下一形态提取。

1.2.2 Se 的测定 提取液消化:参照瞿建国等[8]进行,对 KCl 和 HCl 提取态浸提液,在 45℃水浴中浓缩后再消化测定;全 Se 和残渣态 Se 消化:用硝酸:高氯酸:氢氟酸(10:1:8)于 165~175℃砂浴消化。消化后的待测液中全 Se 用 AF610 原子荧光光谱仪测定,以国家地球化学标准样品(GWB7401)作内标。

2 结果与讨论

2.1 土壤中 Se 的含量与分布

图 1 可知,长江沉积物发育的高沙土耕作层土壤全 Se 含量为 174.79μg/kg,黄泥土耕作层土壤 Se 含量为 258.04 μg/kg。据全国的资料分析,我国表层土壤 Se 含量算术平均值为 0.29 μg/g[9],低 Se 带表层土壤中 Se 的平均含量 0.170μg /g 左右[3]。可见,供试土壤 Se 含量均处于较低水平,尤其是长江沉积物发育的沙土属于低 Se 土壤。

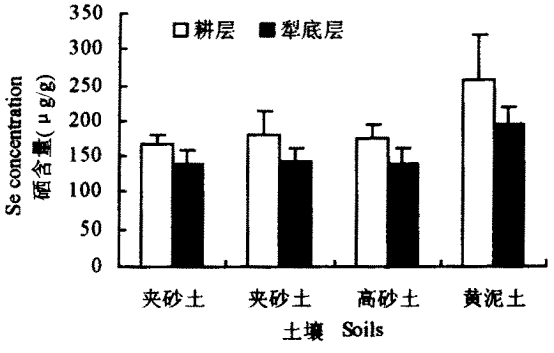

图 1 不同土壤中 Se 含量

Fig. 1 Se concentration in different soils

土壤剖面 Se 的分布在一定程度上反映了土壤发育和生物学过程对土壤中 Se 的平衡的影响。图 1 可以看出,供试土壤耕作层全 Se 含量显著高于犁底层($p<0.01$),这与何振立、杨志辉等对浙江嵊县和稻田土壤 Se 的研究结果[10,11]相一致。土壤全 Se 含量与有机质含量呈极显著正相关($R^2=0.5367$, $n=18$),与何振立等[12]对中国湿润半湿润地区几种土壤的研究结果相似。这说明土壤有机质也是影响这些低 Se 土壤全 Se 含量的重要因素之一。在成土过程中,由于根系吸收和生物积累,Se 有一定的表聚作

用。因而，低 Se 土壤中适当培肥可补充 土壤 Se 库。

2.2 土壤中 Se 形态分布及其相互关系

表 2 可以看出，供试土壤中，水溶态和盐酸可提态 Se 不占主要地位，分别占土壤总 Se 含量的 4.09%～8.62%和 2.14%～15.27% 。有机物－硫化物结合及元素态 Se 约占土壤总 Se 含量的 35%～56%，其次是残渣态，占 21%～40%，二者之和约占土壤总 Se 含量的 70%～80%，与前人对不同类型和 Se 含量土壤的研究结果[4~6,13]吻合。说明土壤中 Se 的形态分布并不受土壤全 Se 含量的影响。t 测验结果表明，供试土壤中有机物－硫化物结合及元素态 Se 占土壤总 Se 的比例显著高于残渣态 Se($p<0.01$)，与王子健等对中国低 Se 带旱地耕作层土壤的研究结果一致[13]，说明低 Se 土壤中 Se 主要以有机物结合态形式存在。但 Sharmasarkar 等对美国不同性质的牧区和矿区高 Se 土壤的研究结果却发现，残渣态 Se 含量最高[6]。Se 在土壤中的存在形态(结合态)主要受岩石风化、微生物活动和腐质化过程的影响。前者导致结合于矿物晶格中的 Se 释放出来并转化为硫化物、碳酸盐、铁锰氧化物结合态，后两种进一步将无机结合态转变为有机物结合态[13]。在土壤形成过程中，有机质不仅会增加土壤对 Se 的吸附[14]，而且由于植物腐殖化和微生物作用可使 Se 的价态发生变化或形成络合物而富集，从而决定了土壤中 Se 主要以有机物结合态存在。Sharmasarkar 所得出的不同结果可能由于土壤多采自美国废弃矿区或复垦矿区，Se 主要以矿物形态存在，因此残渣态 Se 含量最高。由此可以推测，对多数土壤来说，由于生物作用是成土的重要因素之一，成土过程中 Se 必然在有机组分中富集，因此有机物硫化物结合态 Se 应是其主要存在形态。

表 2　供试土壤中各形态 Se 的含量(μg/kg)

Table 2　Fractional partitioning of selenium in studied soils

土壤 Soils		0.25 mol/L KCl Aqueous	0.7 mol/L KH_2PO_4 Exchangeable	2.5 mol/L HCl Extractable	5% $K_2S_2O_8$－1:1HNO_3 Extractable	残渣 Residue	回收率 Recovery (%)
夹砂土	耕层	14.49±2.44	25.05±1.95	12.6±1.53	70.86±10.2	55.61±4.95	107.0±11.9
	犁底层	13.90±1.50	22.20±0.99	24.60±0.85	57.11±8.63	44.01±7.39	116.3±7.1
夹砂土	耕层	13.27±1.74	21.17±3.37	12.92±1.46	70.43±9.57	75.68±7.63	107.9±8.8
	犁底层	12.37±1.72	19.79±2.57	18.44±0.28	56.36±8.19	50.79±15.8	113.3±21.5
高砂土	耕层	11.27±2.69	13.46±1.27	3.19±2.69	82.80±5.08	37.93±4.49	84.85±4.86
	犁底层	9.41±2.76	16.03±4.83	7.46±3.01	70.93±17.4	30.16±19.6	96.60±4.65
黄泥土	耕层	10.18±0.90	31.27±4.20	14.65±3.76	124.1±5.78	68.59±5.37	101.1±29.5
	犁底层	10.25±2.14	21.85±2.74	17.73±2.51	101.2±2.66	53.21±19.5	106.3±21.3

由表 3 可知，水溶态 Se 与有机物－硫化物结合及元素态 Se 呈显著负相关关系，与土壤 pH 值呈极显著正相关，说明水溶态 Se 受土壤 pH 值的显著影响。已知水溶态 Se 主要对应于土壤颗粒表面非专性吸附的 Se，Se^{6+} 是其主要存在形态[15]，而土壤 pH 值显著影响土壤对 Se^{6+} 的吸附[16]。因此，土壤 pH 值对水溶态 Se 的影响可能由于 pH 值对 Se^{6+} 的吸附造成的。3 种土壤中，水溶态 Se 含量很接近，但占土壤总 Se 的比例差异却很大。黄泥土可溶态 Se 仅占土壤总 Se 的 4%左右，显著低于夹砂土和高砂土 6%～8%($p<0.05$)，这可能与黄泥土 pH 值较低有关。

可交换态 Se 与其他几种形态及土壤全 Se 含量呈正相关，与土壤 pH 和有机质无相关，说明可交换态 Se 受土壤本身 Se 水平的影响较大。土壤可交换态 Se 主要对应于氧化矿物如针铁矿[17]、高岭石和蒙脱石[18]等在交换位点专性吸附的 Se，Se^{4+} 是主要存在形态[6]，因此更易受到土壤本身 Se 含量和矿物组成的影响。3 种土壤中，可交换态 Se 的含量为 13.46～31.27μg/kg，夹砂土和黄泥土显著高于高砂土($p<0.05$)，但占土壤总 Se 的比例没有差异。高砂土犁底层可交换态 Se 含量较高，夹砂土和黄泥土则以耕作层较高。

盐酸可提态 Se 对应于非定型矿物，其释放主要受土壤化学性质、pH 或 Eh 变化的影响。本试验中盐酸可提态 Se 含量与土壤有机质含量呈显著负相关，说明土壤有机质可通过改变土壤的 Eh 值影响盐酸可提态 Se 的变化。但与瞿建国等[4]结果不同

的是,本试验中未发现盐酸可提态 Se 含量与土壤 pH 值的相关关系,说明土壤 pH 值对盐酸可提态 Se 的影响还受到其他因素如土壤类型、土壤层次等的制约。3 种土壤中,犁底层盐酸可提态 Se 含量和占土壤总 Se 的百分比均高于耕作层。耕作层中盐酸可提态 Se 含量从高砂土的 3.19μg/kg 到黄泥土的 14.65μg/kg,占土壤总 Se 的百分比从高砂土的 2.14 % 到夹砂土的 7.06%;犁底层中则分别为 7.46~24.60μg/kg 和 5.86% ~15.27%;高砂土最低,夹砂土最高。

有机物硫化物结合及元素态 Se 含量与全 Se、有机质呈极显著正相关关系,与 pH 值呈负相关关系。高砂土和黄泥土中有机物结合及元素态 Se 占土壤总 Se 的比例显著高于夹砂土($p<0.01$)。残渣态 Se 含量仅与土壤全 Se 含量呈正相关,说明残渣态 Se 仅取决于土壤母质。

表 3 土壤各形态 Se 含量及其与土壤性质的关系

Table 3 Correlation coefficients of content of Se fractions with soil properties

	0.25 mol/L KCl	0.7 mol/L KH_2PO_4	2.5 mol/L HCl	5% $K_2S_2O_8$ - 1:1HNO_3	残渣 Residue	全 Se Tot. Se
0.25 mol/L KCl	1					
0.7 mol/L KH_2PO_4	Y=0.0711x+0.0104 R^2=0.0268	1				
2.5 mol/L HCl	Y=0.1205x+0.0102 R^2=0.1019	Y=0.3861x+0.016 R^2=0.1974*	1			
5% $K_2S_2O_8$ - 1:1HNO_3	Y=-0.0492x+0.0158 R^2=0.2124*	Y=0.1035x+0.0132 R^2=0.177*	Y=-0.0487x+0.0178 R^2=0.0296	1		
残渣 Residue	Y=0.0024x+.0118x R^2=0.0003	Y=0.1608x+0.013 R^2=0.2428**	Y=0.0653x+0.0106 R^2=0.0303	Y=0.4259x+0.0571 R^2=0.1031	1	
全 Se Tot.Se	Y=-0.0108x+0.0138 R^2=0.0385	Y=0.0595x+0.011 R^2=0.221*	Y=-0.0202x+0.0175 R^2=0.0193	Y=0.433x+0.0036 R^2=0.7085**	Y=0.161x+0.0239 R^2=0.1723*	1
pH	Y=0.0018x-0.0017 R^2=0.3967**	Y=-0.002x+0.0368 R^2=0.0972	Y=0.0021x-0.0021 R^2=0.0789	Y=-0.0236x+0.2595 R^2=0.8001**	Y=-0.0033x+0.0771 R^2=0.0273	Y=-0.034x+0.4344 R^2=0.4397**
有机质 OM	Y=-0.0002x+0.0146 R^2=0.1158	Y=0.0004x+0.015 R^2=0.1199	Y=-0.0006x+0.0228 R^2=0.177*	Y=0.0042x+0.0172 R^2=0.6941**	Y=0.0009x+0.0387 R^2=0.0562	Y=0.0071x+0.0687 R^2=0.5367**

注(Note):$R_{0.05}=0.396$,$R_{0.01}=0.505$;* 和 ** 分别表示 $p<0.05$ 和 $p<0.01$,下同。* and ** means significant at $p<0.05$ and $p<0.01$, respectively, same as follows.

2.3 土壤 Se 的生物有效性评价

表 4 可以看出,各浸提剂提取土壤 Se 的能力相差很大。在所选 5 种常用有效态浸提剂中,浸提能力从大到小依次为:$NaHCO_3$ > AB - DTPA > KH_2PO_4 > K_2SO_4 > H_2O,但只有 0.5 mol/L $NaHCO_3$ 浸提的 Se 与植株 Se 含量呈极显著正相关关系(表 5)。通用有效 Se 浸提剂的选用长期以来一直是人们共同关注的问题。已有多人发现,$NaHCO_3$ 提取的 Se 含量与作物吸收的 Se 存在良好的线性相关[19~22]。因此,可以初步认为,0.5 mol/L $NaHCO_3$ 提取的 Se 能较好地衡量作物从土壤中吸收 Se 的情况,可以作为土壤有效 Se 的通用浸提剂。

比较表 4 和表 2 还可以看出,高砂土中 0.5 mol/L $NaHCO_3$ 浸提的土壤 Se 含量平均为 24μg/kg 左右,与连续浸提分级中 0.25 mol/L KCl 和 0.7 mol/L KH_2PO_4 提取的 Se 总量相近,这与瞿建国等[4]对上海土壤的研究结果相似。说明在一些土壤,本连续浸提法中 0.25 mol/L KCl 和 0.7 mol/L KH_2PO_4 提取的 Se 总量可代替 0.5 mol/L $NaHCO_3$ 作为有效 Se 评价土壤 Se 的生物有效性。以此为基础计算夹砂土、高砂土和黄泥土的有效 Se 含量占土壤总 Se 的比例分别为 21.31%、14.07% 和 16.06%,可见夹砂土 Se 的生物有效性较高,高砂土和黄泥土则较低。因此,生产实践中,提高低 Se 地区食物链 Se 的水平,不仅要向土壤中使用 Se 肥,还要通过耕作措施提高 Se 的生物有效性。

3 结论

3.1 对江苏省 3 种土壤 Se 含量和分布的研究发现,供试土壤 Se 含量均处于较低水平,尤其是长江沉积物发育的沙土属于贫 Se 土壤。耕作层土壤全 Se 含量显著高于犁底层。

3.2 利用连续浸提技术对土壤 Se 形态的分析表明,有机物 - 硫化物结合及元素态 Se 是这些低 Se 土壤中 Se 的主要存在形态,其次是残渣态 Se,水溶态 Se 和盐酸可提态 Se 含量较低。在提取的 5 种 Se

表 4　Se 含量和不同浸提剂提取的高砂土和植株 Se 含量(μg/kg，n = 7)

Table 4　Se concentrations of plant and soil extracted with different extractants

作物 Crop	植株含 Se 量 Shoot Se cont.	不同浸提剂浸提的土壤 Se 含量 Se contents of different extractants				
		H_2O	0.2 mol/L K_2SO_4	0.5 mol/L KH_2PO_4	AB－DTPA	0.5 mol/L $NaHCO_3$
大豆 Soybean	23.33	4.89	6.05	15.49	17.71	24.68
花生 Peanut	34.67	4.18	6.07	13.59	20.55	24.78

表 5　作物 Se 含量与不同浸提剂提取土壤 Se 含量的相关性(R)

Table 5　Correlations between Se contents of plants and soils extracted with different extractants

作物 Crops	浸提剂 Extractants				
	H_2O	0.2 mol/L K_2SO_4	0.5 mol/L KH_2PO_4	AB－DTPA	0.5 mol/L $NaHCO_3$
大豆 Soybean	0.470	0.053	0.502	0.193	0.977**
花生 Peanut	0.474	0.147	0.549	0.702	0.931**

$r_{0.05} = 0.754$，$r_{0.01} = 0.874$

形态中，除盐酸可提态 Se 趋向于向犁底层富集外，其他几种形态 Se 均有耕作层高于犁底层的趋势。可溶态 Se 含量受其他形态 Se 影响较小，受土壤 pH 值的影响较大；可交换态 Se 则相反，与除可溶态 Se 以外的其他形态和土壤全 Se 含量均有显著正相关关系，但与土壤 pH 值和土壤有机质无关。

3.3　在 $NaHCO_3$、AB－DTPA、KH_2PO_4、K_2SO_4 和 H_2O 等 5 种有效 Se 浸提剂中，0.5 mol/L $NaHCO_3$ 浸提的 Se 与植株含 Se 量有极显著正相关关系，可作为低 Se 土壤的有效 Se 浸提剂，并用以评价土壤 Se 的生物有效性。

参 考 文 献：

[1] Ip C. Lessons from basic research in selenium and cancer prevention [J]. J. Nutr., 1998,128:1845-1854.

[2] 中国环境监测总站．中国土壤元素背景值[S]．北京：中国环境科学出版社，1990. 134-137,370-373.

[3] 陈铭，谭见安，王五一．环境 Se 与健康关系研究中的土壤化学与植物营养学[J]．土壤学进展，1994,22(4):1-10.

[4] 瞿建国，徐伯兴，龚书椿．上海不同地区土壤中 Se 的形态分布及其有效性研究[J]．土壤学报，1998,35(3):398-403.

[5] Jingdong Mao and Baoshan Xing. Fractionation and distribution of selenium in soils[J]. Commun. Soil. Sci. Plant Anal., 1999, 30 (17&18): 2437-2447.

[6] Sharmasarkar S and Vance G F. Fractional partitioning for assessing solid-phase speciation and geochemical transformations of soil selenium[J]. Soil Sci.,1995, 160(1):43-55.

[7] 瞿建国，徐伯兴，龚书椿．连续浸提技术测定土壤和沉积物中 Se 的形态[J]．环境化学，1997,16(3):277-283.

[8] 瞿建国，徐伯兴，龚书椿．氢化物发生-无色散原子荧光光度法测定土壤中有效态 Se 和总 Se[J]．土壤通报，1998,29(1):47-封三．

[9] 何振立，周启星，谢正苗．污染及有益元素的土壤化学平衡[M]．北京：中国环境科学出版社，1998. 345.

[10] 何振立，章明奎，黄昌勇，等．嵊县几种主要土壤 Se 的状况及有效度评价[J]．生态学报，1994,14(1):51-56.

[11] 杨志辉，葛旦之，熊远福．双季稻田土壤 Se 时空分布状况的研究[J]．土壤，1998,(1):36-39,42.

[12] 何振立，杨肖娥，祝 军，等．中国几种土壤中的有机态 Se 及其分布特征[J]．环境科学学报，1993,13(3):281-287.

[13] 王子健，孙喜平，孙景芳．土壤样品中 Se 的结合态分析[J]．中国环境科学，1988,8(6):51-54.

[14] Pezzarossa B, Piccotino D, Petruzzelli G. Sorption and desorption of selenium in different soils of the Mediterranean Area[J]. Commun. Sci. Plant Anal.,1999, 30(19-20):2669-2679.

[15] Zhang Y Q, Moore J N. Selenium fractionation and speciation in a wetland system[J]. Envir. Sci. and Tech., 1996,30(8): 2613-2619.

[16] 赵美芝．影响土壤 Se 有效性的若干因子[J]．土壤，1991,23(5):236-240.

[17] Baryosef and Meek D. Selenium sorption by kaolinite and montmorillonite[J]. Soil Sci., 1987, 144: 11-19.

[18] Balistrier and chao *et al*. Selenium adsorption by goethite[J]. Soil Sci. Soc. Am. J.,1987, 51:1145-1151.

[19] 侯军宁，李继云．土壤 Se 的形态及有效 Se 的提取[J]．土壤学报，1990,27(4):405-410.

[20] 王子健，彭斌，彭安，等．大骨节病区水土中有机物对 Se 存在形态和生物有效性的影响[J]．环境科学，1991,12(4):86-89.

[21] Poole S. The detemination of extractable plant available selenium from soils by electrothemal atomic absorption spectroscopy[J]. Commun. Sci. Plant Anal.,1988,19(15):1681-1691.

[22] 刘军鸽，刘鹏，葛旦之，等．淹水土壤有效态 Se 提取剂的比较研究[J]．湖南农业大学学报，2000,26(1):5-8.