

北京东郊作物对重金属的吸收及其 与重金属在土壤中含量和存在形态的关系

夏增禄 穆从如 李森照
孟维奇 沈瑞珍 何瑞珍

(中国科学院地理研究所)

重金属在环境中的残留、累积常常引起一些环境问题 Schroeder, 1965; Lewis, 1969; Nandi, 1969; Tsuchiya, 1969; Friberg, 1974。在植物土壤系统中, 由于重金属被土壤强烈吸附和固定, 很容易在土壤中残留累积, 引起生长的植物吸收过多的重金属而造成对人体健康的威胁 (Friberg, 1974; Lagerwerff, 1972; Lisk, 1972; Page, 1973; Page, 1974; Jone, 1973; Bingham, 1975; Bingham, 1976b; Bingham, 1976a)。因此, 植物对重金属的吸收和在体内的蓄积已成为国内外广为重视的一个问题。

关于植物对微量营养元素的吸收, 国外曾作了大量工作。至于植物吸收和累积有害重金属的研究, 国外虽然相对较多 (Lagerwerff, 1977; Page, 1972), 但国内的研究报道却较少。因此, 研究我国自然条件下植物对重金属的吸收及其与土壤重金属含量的关系, 不仅在预防和治理重金属的污染上具有实际意义, 而且也是土壤生态化学中的理论问题。

一、自然条件、样品处理和分析方法

本区位于永定河冲积扇中下部和冲积平原上。属暖温带半湿润季风气候。年平均降水量600毫米左右。冬春季干旱多风, 蒸发量大。夏季高温多雨, 雨量集中。在农业用水季节, 由于雨水不均, 大部分地区引用污水进行灌溉。

土壤多为浅色草甸土。土壤pH在7.0—8.5之间, 含碳酸盐较高(5—7%), 代换性盐基总量为10—30毫克当量/100克土, 有机质含量在0.8—3.7%之间。作物以小麦、玉米、水稻为主。

本区污灌历史约7—15年。在高碑店公社附近, 有部分农田使用污水处理厂沉淀池污泥作农肥, 每亩5千斤至2万斤。因此, 污水灌溉和污泥使用成为本区土壤重金属污染的主要来源。主要重金属污染物有Hg、Cd、Cr、As、Pb、Cu、Zn、Ni等。

田间采样深度为0—20厘米。盆栽土壤采混合样。土壤样品风干后一部分细磨至100目进行总量分析, 一部分过20目网筛作形态测定。

土壤重金属总量是以王水-高氯酸消化, 用Y₂型原子吸收分光光度计测定。其中Pb和Cd用甲基异丁酮萃取后再测定。总Cr用浓硫酸、磷酸消化、高锰酸钾氧化, 叠氮钠还原后, 以二苯碳酰二肼显色, 用72型分光光度计比色测定。土壤重金属(Cd, Pb, Cu, Zn, Ni)的可提取量分别采用1N醋酸铵 McLaren, 1972和0.005M DTPA (二乙烯三胺五醋酸) 提取

液Lindsay, 1972提取。醋酸铵提取的液土比为5:1。DTPA提取的液土比为2:1。提取震荡的时间为两小时。提取液用Y₂型原子吸收分光光度仪测定。其中Pb和Cd用日本岛津640-13型带石墨炉原子吸收分光光度仪测定。Cr的提取增加无离子水提取和0.5N醋酸提取。植物样品用硝酸-高氯酸消化,以无火焰原子吸收法测Cd、Pb、Ni,用火焰法测Cu、Zn。测Cr时,茎叶以硝酸、硫酸消化后比色测定。糙米以210℃炭化,550℃灰化,用固体过硫酸铵加热消解,磷酸、硫酸消化后比色测定。

二、结果与讨论

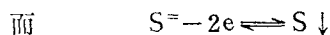
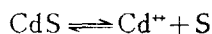
1. 作物对土壤重金属的吸收

一般而言,作物通过土壤吸收重金属主要决定于元素的浓度,作物种类,土壤性质和栽培情况等 John, 1972b; Haghiri, 1974; Andersson, 1974; Iwai, 1975; Street, 1977; Turner, 1973; Haghiri, 1974。根据本区79对数据统计,不同谷类作物小麦、水稻对重金属的吸收是十分不同的(表1)。若将作物籽粒从土壤中吸收累积某元素的量(毫克/公斤)计

表1 作物的吸收率

元 素	Pb	Cr	Hg	As	Cu	Cd	Zn
小麦吸收率(%)	0.2	0.3	0.5	1.1	10.3	11.3	31.6
水稻吸收率(%)	0.1	0.3	2.1	4.4	4.8	7.9	18.9

算为占土壤某元素含量(毫克/公斤)的百分率作为作物对土壤某元素吸收的吸收率,则小麦除对Hg和As的吸收率比水稻小,Cr的吸收率与水稻的没有差别外,对其它几种重金属的吸收率都比水稻的大。这种现象可能与土壤的氧化还原状况有关。在种水稻时,土壤处于还原状况,某些重金属可能形成难溶性的化合物,降低了作物可吸收的量。如Cd在还原条件下多以CdS形态存在。当换种小麦后,土壤处于氧化条件下,某些重金属可通过氧化反应而转为作物可吸收的形态。如在氧化条件下,Cd进行下列反应:



S通过氧化反应呈元素硫的形态而沉淀,提高了易活动的、为作物可吸收形态的Cd含量,因而小麦吸收的Cd较多。但Cr对小麦和水稻的吸收似乎都不敏感,小麦和水稻对它的吸收率并没有什么变化。

表2 水稻对重金属的吸收率

元 素 名 称	土 壤 含 量 (ppm)	吸 收 率 %		
		根	茎 叶	籽 粒
Cd	0.47	117.1	13.4	2.8
Pb	25.9	11.3	4.5	0.36
Cu	39.8	69.8	6.9	10.8
Zn	117.5	87.0	30.2	28.2

从作物吸收率的大小来看, 小麦和水稻吸收的顺序大体相似, 依次为 $Zn > Cd > Cu > As > Hg > Pb$ 。作物对Pb和Cr的吸收率很低, 仅为千分之一至千分之三。这种情况对Pb和Cr通过植物这一食物链在人体中累积形成了一定的障碍。但Zn、Cd和Cu的吸收率却相对较高。Cu和Zn在一般情况下是作物生长发育所需要的微量元素, 只是在土壤受到严重污染时它的较高吸收率会带来问题。而Cd, 由于对人体的高毒性, 它的较高的吸收率却相对比Cu和Zn易于造成环境问题, 容易通过植物这一食物链在人体中蓄积, 因此也特别受到人们的注意。Hg的吸收率是较低的。但由于它对人体的高毒性, 因而也常产生环境问题, 成为人们严重关切的元素。

谷类作物不同部分对重金属的吸收率列于表2和表3中。从表中可以看出, 作物不同部分对重金属的吸收率是不一样的。一般以根吸收最高, 茎叶次之, 籽粒最低。这与植物吸收的距离效应相一致。但不同元素在植物中迁移的状况是不一样的。Pb一开始进入植物体时就在根部首先受阻, 也最难输送到籽粒中。Cd最易进入根部, 但其后向茎叶和籽粒输送相对较难。Zn和Cu既较易进入根中, 也较易向茎叶、籽粒转移。重金属在植物体内的这种不同的转移特性, 一方面说明为什么Cd较Pb容易通过土壤这一途径造成作物的Cd污染。另一方面由于Zn和Cu在作物体内的这种较高迁移性能, 也不能忽视这两种元素在土壤中增加到一定限度时, 仍会引起作物污染, 造成环境问题。

表3 土壤不同含Cd和Cr情况下水稻的吸收率(%)

元素	吸收率 (%) 植物部位	处理 (ppm)	5	10	50	100	300	500	700	1000
Cd*	糙米		1.26	1.4		0.9	0.8	0.6	0.6	
	茎叶		14.6	8.5		8.4	13.3	7.8	4.9	
	根		82	845		360	473	280	131	
Cr(III)	糙米				0.044	0.024	0.009	0.006		0.004
	茎叶				0.11	0.06	0.23	0.16		0.14
	根				4.0	15.0	6.7	6.0		5.5
Cr(VI)	糙米		0.44		0.09	0.08	0.04			
	茎叶		12.0		1.6	0.9	0.5	0.4		1.13
	根		40		80	30	15	20		31.6

表4 蔬菜对Cd的吸收率(%)。

处理 (ppm)	吸收率 (%) 植物种类	西红柿			茄子			白菜		萝卜	
		根	茎叶	果	根	茎叶	果	叶	根	块根	叶
5		286.0	318.0	77.0	332	410	82	177	136	50	200
10		210.0	177.0	50.0	218	470	60	78	83	28	101
15		258.0	213.0	46.0	279	330	36	82	71	33	104
25		245.0	190.0	39.0	286	303	80	89	67	24	103
35		144.0	102.0	29.0	215	321	50	65	47	20	77
50		144.0	91.0	23.0	193	276	45	63	40	11	67

* 根据参考文献(任继凯等, 1982)中的资料进行换算获得

表 3 为土壤含Cd 和 Cr 不一样的情况下水稻的吸收率。从表 3 中可以看出, 在大剂量的施用下, 水稻的吸收率变得较低了, 而且随施用Cd 量的增加而降低。糙米中的Cd 由5ppm 处理的1.26降低到700ppm 处理的0.6。Cr (III) 由50ppm 处理的0.04降低到 1000ppm 处理的0.004。Cr(VI) 由5ppm 处理的0.44降低到300ppm 的0.04。根和茎叶的吸收率象籽粒一样, 也有随施用到土壤的Cd 和Cr 量的增大而减小的趋势。

表 4 是在不同施用量情况下四种蔬菜不同器官的吸收率。与小麦和水稻对 Cd 的吸收率相比, 蔬菜的茎叶、果、根都大多较高。不同施用量下不同器官吸收率的变化也与小麦、水稻相似, 随施用量的增高而减低。但不同蔬菜各器官吸收率的大小却表现不一样。其次序: 西红柿为根>叶>果实; 白菜是根 $\approx$ 叶; 茄子是叶>根>果实; 萝卜是叶>块根。这种分配序列似乎很适应于人类对它的要求, 即吸收率最小的也就是人类食用的部分。但是, 这种分配序列可能只是一种巧合。我们还需要广泛研究各种蔬菜不同部分的吸收率, 以便防止和控制某一蔬菜器官中的残留量。

2. 作物吸收与土壤重金属的关系

表 5 是在盆栽模拟试验情况下作物吸收重金属与土壤重金属含量之间的相关分析结果。从表中可以看出, 用不同浓度Cr(III)和Cr(VI)处理土壤进行盆栽种植水稻时发现, 水稻籽粒吸收累积的Cr 与土壤中的Cr 含量呈线性关系。用不同浓度CdO 处理土壤进行盆栽试验, 水稻吸收的Cd 也与土壤Cd 显著相关。这种相关关系在本区的Hg、As 等同样的试验中也得到证明, 作物籽粒吸收累积的量与土壤含量呈正相关。

表 5 水稻吸收量与土壤重金属含量关系

处 理	方 程	相 关 系 数
Cr(III)	$Cr_{稻} = 0.04619 + 0.00005Cr_{土}$	$r = 0.95$
Cr(VI)	$Cr_{稻} = 0.00279 + 0.00049Cr_{土}$	$r = 0.99$
CdO	$Cd_{稻} = 0.00446 + 0.00009Cd_{土}$	$r = 0.98$

表 6 小麦、水稻的吸收与土壤重金属含量关系

方 程	相 关 系 数	显 著 水 平
$Cd_{麦} = 0.0152 + 0.1059Cd_{土}$	$r = 0.59$	0.01
$Zn_{麦} = 0.3359Zn_{土} - 6.4946$	$r = 0.65$	0.01
$Pb_{稻} = 0.0382 + 0.0016Pb_{土}$	$r = 0.65$	0.05
$Cu_{稻} = 0.5148 + 0.0638Cu_{土}$	$r = 0.82$	0.01
$Cd_{稻} = 0.0052 + 0.0712Cd_{土}$	$r = 0.85$	0.01

在野外条件下, 作物吸收与土壤含量之间的相关性不象盆栽条件下那样稳定。表 6 是根据北京东郊野外调查结果进行的统计。统计表明, 虽然小麦吸收的 Cd、Zn 分别与土壤中的含量具有线性关系。但对Cu、Pb、Hg 和Cr 的吸收则与重金属在土壤含量无相关关系。水稻则除对Zn、Cr 和Hg 的吸收量与土壤中的Zn、Cr、Hg 的含量不相关外, 对 Cd、Cu 和Pb 的吸收量与土壤中的Cd、Cu、Pb 的含量呈线性关系。但是, 1980 年在北京东郊高碑店公社进行的另一次调查中, 小麦吸收的重金属 (Cu、Pb、Zn、Cr) 与重金属在土壤中含量之间都

无相关关系。在盆栽条件下,由于处理是在同一作物品种,同一土壤上进行的。加入的重金属又是同一化合物,在同一时间加入的。不同处理中除浓度不同外,作物对重金属的吸收是处于大体相似的条件。因此,作物吸收与土壤含量之间表现出良好的相关性。但在野外条件下,作物吸收重金属受到作物种类、品种,土壤理化性质,加入重金属的化合形态以及时间和工作误差等许多因素的影响,因此,这些因素,都可能影响作物吸收,成为作物吸收与其在土壤含量之间相关性不稳定的因素。

3. 作物吸收重金属与土壤可提取量的关系

植物从土壤中吸取重金属的量往往随土壤重金属含量的增高而增多。但是,土壤重金属元素的总量并不是植物吸收微量元素程度的一个可靠指标(John, 1972; Williams, 1971; Andersson, 1976)。因此,通常都希望找寻一种对植物吸收有效的土壤含量指标。许多工作者曾用0.1M HCl提取的重金属含量作为作物吸收金属的有效指标 Sidle, 1975。这一方法对于某些酸性土壤和某些重金属曾达到较好的效果。但已发现用这一方法提取Cd时,它仅与土壤总浓度相关,而不能作为作物的有效性指标(Lagerwerff, 1977)。也有人发现以1M NH_4OAC 提取的Cd与植物吸收的重金属有关(Gupata, 1975)。Symeonides (1977)曾由7种提取剂中得出的1M NH_4NO_3 的提取结果最好。而Street等(1977)和Kelling(1977)发现土壤中DTPA提取剂提取的Cd与植物组织中的Cd浓度显著相关。这一方法在许多研究中已广为应用(Silviera, 1977; Street, 1978; Mahler, 1978)。但也有人断言(Coker, 1971):没有可靠的方法能测定金属对植物的有效性。在我们的研究中,考虑到本区土壤属褐色土类型的特点,选用了水、 NH_4OAC 、DTPA和 CH_3COOH 等提取剂进行对比分析。通过获得的数据进行统计后的结果列于表7中。从表7中可以看出:在盆栽条件下,用水、 NH_4OAC 、 CH_3COOH 提取的Cr和土壤中的总Cr一样,都分别与水稻中的含Cr量呈显著正相关。用 NH_4OAC 和DTPA提取的土壤中的Cd也与作物中的Cd含量呈正相关。这说明在盆栽条件下,作物吸收的Cd量既与这一提取剂提取的量相关,也与那一种提取剂提取的量相关,而且还与土壤的总含量相关。这样一种广泛的相关关系为我们确定哪一种提取剂提取的量作为土壤的“有效态含量”带来了困难。因为,虽然我们知道DTPA提取的Cd量寓于总Cd之中,可以代表作物吸收的土壤有效Cd含量,但当进行过 NH_4OAC 或水溶液的提取,并获得同样显著的相关关系后,就难于否定这两种提取剂所具有的同样的代表性了。

对野外调查的土壤,我们也进行了 NH_4OAC 和DTPA提取液的测定。将获得的结果分别与小麦中的Cd含量进行相关分析,结果,它们之间都不具有相关关系。在以往土壤“有效态”含量的研究中(Symeonides, 1977; Street, 1977; Kelling, 1977)虽然各自通过几种提取剂得出了自己认为的土壤“有效态”提取剂(有的只作了苗期试验),但各自认可的提取剂却并没有相互间进行过对比试验,而且那些试验也多在盆栽试验下进行的。实际上在野外条件下,以化学提取剂提取的或植物摄取量占其土壤总量比,是随不同土壤、植物和不同元素及其化合物而不同,而且依赖于影响植物摄取的十分复杂的环境因素,因此,关于土壤“有效态含量”的测定仍然是一个值得研究的问题。考虑到土壤“有效态含量”的生产实践意义,以及上述盆栽试验中发现的问题,我们认为土壤“有效态含量”的测定方法,今后应主要通过野外田间研究来进行。获得的方法和关系式大多也具有区域的特性。而对不同重金属,其适用的方法可能是不一样的。

尽管在我们的野外资料中没有找出不同提取剂提取量与作物含量的相关性,不能由此推

论哪一种提取法作为土壤有效态提取的方法较为适宜。但就各元素的提取率与作物吸收率进行比较,也许可能为今后问题的探讨提供一些线索。表 8 列出的是野外调查采集的土样测定的 NH_4OAC 提取量、DTPA 提取量和小麦的吸收率。从表 8 中可以看出,就 Pb 而言,小麦的吸收率很低,仅为 0.08%,土壤易被小麦吸收的量是非常低的。但 DTPA 的提取率却达到 22.3%。后一数值与小麦吸收率比较是如此之大,以至使人会怀疑它是否是供应小麦的量。而 NH_4AC 的提取率为 0.2%,此值与小麦的吸收率较为贴近,是否 NH_4AC 提取的量与小麦吸收的关系较为密切呢?对 Cu 而言, NH_4AC 的提取率比小麦吸收率显著地低,而 DTPA 提取率却与小麦吸收率较贴近,是否 DTPA 提取的量与小麦吸收的关系较密切呢?而 Zn 的两种提取剂的提取率都比小麦吸收率显著地低,似乎对 Zn 而言,还需要继续探讨一种提取率更大一些的提取剂。Cd 的提取率以 NH_4OAC 提取的较贴近于小麦吸收率。在本区土壤条件下,似乎 NH_4OAC 提取剂提取的量与小麦吸收的关系较密切。

水稻吸收与土壤可提取量的关系

表 7

处 理	线 性 方 程	相 关 系 数
Cr(III)	$\text{Cr稻} = 0.05131 + 0.4123\text{Cr水提}$	$r = 0.95^*$
	$\text{Cr稻} = 0.04416 + 0.10924\text{Cr醋酸铵提}$	$r = 0.91^*$
	$\text{Cr稻} = 0.5233 + 0.4123\text{Cr醋酸提}$	$r = 0.92^*$
Cr(VI)	$\text{Cr稻} = 0.04566 + 0.00326\text{Cr水提}$	$r = 0.99^*$
	$\text{Cr稻} = 0.04426 + 0.00488\text{Cr醋酸铵提}$	$r = 0.99^*$
	$\text{Cr稻} = 0.02289 + 0.00049\text{Cr醋酸提}$	$r = 0.94^*$
CdCl_2	$\text{Cd稻} = 0.48639 + 0.00791\text{Cd醋酸铵提}$	$r = 0.99^*$
	$\text{Cd稻} = 0.41371 + 0.00547\text{CdDTPA提}$	$r = 0.98^*$
CdSO_4	$\text{Cd稻} = 0.08312 + 0.00561\text{Cd醋酸铵提}$	$r = 0.90^{**}$
	$\text{Cd稻} = 0.11274 + 0.00179\text{CdDTPA提}$	$r = 0.68$
CdO	$\text{Cd稻} = 0.00418 + 0.00034\text{Cd醋酸铵提}$	$r = 0.99^*$
	$\text{Cd稻} = 0.00463 + 0.00016\text{CdDTPA提}$	$r = 0.96^*$
CdCO_3	$\text{Cd稻} = 0.08451\text{Cd醋酸铵提} - 0.00690$	$r = 0.99^*$
	$\text{Cd稻} = 0.05699 + 0.15029\text{CdDTPA提}$	$r = 0.97^*$
CdS	$\text{Cd稻} = 0.00023 + 0.00467\text{Cd醋酸铵}$	$r = 0.98^*$
	$\text{Cd稻} = 0.00062 + 0.00148\text{DTPA提}$	$r = 0.88^{**}$

* 在 0.01 水平显著; ** 在 0.05 水平显著。

小麦吸收率与土壤的 DTPA 和 NH_4OAC 提取率(%)

表 8

元 素	Pb	Cu	Cd	Zn
小麦吸收率	0.08	12.4	11.3	25.8
NH_4OAC 提取率	0.2	1.3	12.3	0.5
DTPA 提取率	22.3	21.9	46.2	4.8

4. 作物吸收与土壤重金属化合形态的关系

我们选定了两种Cr的化合物[Cr₂(SO₄)₃和K₂Cr₂O₇]以不同剂量混入土壤盆栽水稻来观察它们被吸收的状况。结果列于表9中。从表中可以看出, Cr的化合形态不同, 对作物的吸收影响很大。水稻吸收率, Cr(VI)处理的比Cr(III)处理的大一倍左右。在土壤中, Cr(III)易被土壤吸附固定, Cr(VI)难于被吸附。如据吸附试验, Cr(III)24小时后99.7%被土壤吸附固定。而Cr(VI)经30天后仅有34%被土壤吸附固定, 66%仍然存在于溶液中。据盆栽结束后(距加入土壤中的时间约7个月)测定水溶性Cr和NH₄OAC提取的Cr, Cr(VI)处理的比Cr(III)处理的分别高两百倍至数千倍和一倍至几十倍。Richmond也认为: Cr(VI)在25℃时能在土壤中存在约五个月(Richmond, 1979)。因此, 六价形态的铬在土壤中处于易被作物吸收的状态, 它对作物的毒性较大, 在作物中也造成较多的铬累积。用五种镉化物以不同剂量混入土壤盆栽水稻获得的结果列于表10中。从表中可以看出: 镉的化合形态不同, 对作物吸收的影响很大。其吸收率的大小次序以CdCl₂、CdSO₄、CdO、CdCO₃、CdS依次递减, 彼此相差近一个数量级。这一序列与5种镉化物的溶解度相一致, 因此, 作物吸收的这种差异可能主要与它们的溶解度有关。桑野等人用CdSO₄、Cd₃(PO₄)₂、CdS添加于土壤中种植水稻也发现过这种情况, CdS和Cd₃(PO₄)₂较CdSO₄难于为水稻吸收累积(桑野幸男, 1971)。用PMA(醋酸苯汞)、HgCl₂、HgO和HgS混入土壤进行盆栽试验也得到相似的结果, 其吸收顺序为PMA>HgCl₂>HgO>HgS。这一序列与化合物的溶解度顺序也是一样的。

水稻对土壤Cr(III)和Cr(VI)的吸收率(%)

表9

不同价态Cr	吸收率(%) 处理(ppm)	50	100	500	1000
Cr(III)		0.04	0.03	0.02	0.01
Cr(VI)		0.07	0.06	0.04	0.05

水稻对不同化合态镉的吸收率(%)

表10

镉化物	吸收率(%) 处理(ppm)	10	50	100	200
CdCl ₂		5	1	0.6	0.5
CdSO ₄		0.7	0.28	0.36	0.14
CdO		0.05	0.016	0.016	0.01
CdCO ₃		0.0017	0.0134		0.006
CdS		0.010	0.0026	0.003	0.002

5. 作物吸收重金属的区域性特征

在土壤的微量营养元素领域, 作物对这些元素吸收的区域性问题曾作了较多研究。但对有毒元素(如Cd、Hg、As、Cr等)的区域性研究报道极少。为了通过对比以说明本区作物

对有毒重金属的吸收特点,在表11中列出了不同地区小麦和水稻对几种重金属的吸收。从表11中可以看出,水稻吸收Cd的区域性特征很明显。成都、沈阳、北京水稻的吸收率由大到小依次为84%,15.8%,4.8%,以本区水稻吸收率最低。本区吸收率不及成都的1/10,也仅为沈阳的1/3。其它某些重金属元素也有同样的现象。如Cr,成都地区水稻的吸收率为1%,北京仅为0.3%。Pb,湖南为8%,北京为0.1%。但北京与兰州白银地区相比,则北京的小麦对Cd、Pb、Zn的吸收率又都较兰州的稍高一些。本区这种较低的吸收率为区域土壤创造了较大的污染容纳量。譬如当土壤Cd含量为1 ppm时,按吸收率推算,在北京仅属轻度污染,在沈阳为中度污染,而在成都已是重度污染了。本区土壤与南方土壤比较具有这样较高的耐污能力,显然与不同自然区带土壤的类型有关。这一点,将是今后重金属区域地理分异中需要研究的重要课题之一。

表11 不同地区小麦、水稻的吸收率(%) *

地点	吸收率 (%) 处理 (ppm) 作物		盆栽加入Cd量(ppm)					野外调查含量(ppm)				
			0.1	1.0	2.5	5	10	100				
沈阳	小水	麦	120		36		13	3				
		稻	150	63			13	2	15.8			
北京	小水	麦							13.3	0.2	31.6	10.3
		稻				1.3	1.4	0.9	4.8	0.1	18.9	7.9
兰州	小	麦							6.3	0.1	18.6	2.1
成都	水	稻							84			1.0
湖南	水	稻								8.1		

* 根据下列资料换算:沈阳,湖南:辽宁省林业土壤所“科研报道”(1977,2)120页表1和141页表6。兰州:甘肃省环境保护研究所“兰州市白银区重金属污染调查(1978,8)。成都:成都市污水灌溉农田科研协作组“成都市东郊污水灌区环境质量调查的初步研究(1977)。

三、结 语

1. 小麦除对Hg和As的吸收率比水稻小;Cr的吸收率与水稻没有差别外,对Cu、Pb、Cd、Zn的吸收率都比水稻大。吸收率的大小次序,小麦和水稻大体相似,依次为Zn>Cd>Cu>As>Hg>Cr>Pb。

2. 水稻和小麦不同器官对某些重金属的吸收率以根最高、茎叶次之,籽粒最低。Pb进入植物体时,在根部首先受阻,也最难输送到籽粒中。Cd最易进入根部,但其后向茎叶和籽粒输送相对较难。Zn和Cu既易进入根中,也较易向茎叶、籽粒转移。

3. 小麦、水稻和几种蔬菜各器官对重金属的吸收率随土壤含量的增高而降低。

4. 几种蔬菜对重金属的吸收率比作物的大,但各器官吸收率的大小次序,却随不同种类的蔬菜而异。

5. 在盆栽条件下,土壤重金属总量和用多种提取剂(水、醋酸铵、醋酸、DTPA)提取的量与作物吸收的量之间呈正相关。但在野外条件下,它们之间并不相关,或者结果不稳定。

6. 根据野外调查结果探讨不同提取剂提取率与作物吸收率的贴近关系可看出, Pb和Cd以 NH_4OAC 提取的较贴近。Cu以DTPA较贴近。Zn的几种提取剂的提取率都太低, 似乎还需要探寻提取率更高一些的提取剂。

7. 土壤中元素的不同价态影响作物的吸收率。Cr的吸收率, 水稻是Cr(VI)大于Cr(III)。水稻对Cd的吸收率大小依次为: $\text{CdCl}_2 > \text{CdSO}_4 > \text{CdO} > \text{CdCO}_3 > \text{CdS}$ 。

8. 对比湖南、成都、沈阳、北京、兰州的小麦、水稻对土壤重金属的吸收率, 其区域性特征甚为明显。其大小次序为: 湖南、成都 > 沈阳 > 北京 > 兰州。

参 考 文 献

- 任继凯等 1982 土壤镉污染与作物。植物生态学与地植物学丛刊。6 (2): 131—141.
- Andersson, A. K. et al. 1974 Influence of lime and soil pH on cadmium availability to plant, *Ambio*. 3: 198—200.
- Andersson, A. K. et al., 1976 Influence on the levels of heavy metals in soil and plant from sewage sludge as fertiliser, *Swed. J. Agric. Res.* 6: 151—159.
- Bingham, F. T. 1975 Growth and cadmium accumulation of plants grown on a soil treated with a cadmium-enriched sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 4: 207—211.
- Bingham, F. T. 1976a Cadmium availability to rice in sludge-amended soil under "flood" culture. *Soil Sci. Soc. Proc.* 40: 715—719.
- Bingham, F. T. 1976b Yield and cadmium accumulation of forage species in relation to cadmium content of sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 5: 57—60.
- Coker, E. G., 1971 Utilisation of sludge in agriculture, Fourth public health conference, Loughborough University of Technology.
- Fribery, L. et al. 1974 Cadmium in the Environment, Chemical Rubber Co. Press, Cleveland Ohio.
- Gupata, S. K. et al., 1975 Partitioning of trace metals in selective chemical fraction of nearshore sediments. *Environ. Lett.* 10: 129—158.
- Haghir, F., 1974 Cadmium uptake by plants. *J. Environ. Qual.* 2: 93—96.
- Haghir, F. 1974 Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc, and soil temperature. *J. Environ. Qual.* 3: 180—183.
- Iwai, I. et al., 1975 Factors affecting cadmium uptake by the corn plant. *Soil Sci. Plant Nutr.* 21: 37—46.
- John, M. K. et al. 1972b Factors affecting plant uptake and phytotoxicity of cadmium added to soil. *Environ. Sci. Tech.* 6: 1005—1008.
- Jones, M. K., 1973 Cadmium content of soybeans grown in sewage-sludge amended soil. *J. Environ. Qual.* 2: 351—353.
- Kelling, K. A. et al. 1977 A field study of the agricultural use of sewage: 3. Effect on uptake and extractability of sludge-borne metals. *J. Environ. Qual.* 6: 352—358.
- Lagerwerff, J. V. et al. 1972 Micronutrients in agriculture. Soil Sci. Soc. Am. Inc. Madison Wisconsin. p. 593.
- Lagerwerff, J. V. et al., 1977 Uptake of cadmium, lead, and zinc by radish from soil and air. *J. Soil Sci.* 111: 129—133.
- Lewis, G. P. et al. 1969 Association between elevated hepatic and/or emphysema. *Lancet*. 11: 1330—1333.
- Lindsay, W. L. 1972 Zinc in soil and plant nutrition. *Adv. Agron.* 24: 147—186.
- Lisk, D., 1972 Trace metals in soils, plants, and animals. *Adv. Agron.* 24: 267—325.
- Mahler, R. J., 1978 Cadmium enriched sewage sludge application to acid and calcareous soils: effect on yield and cadmium uptake by lettuce and chard. *J. Environ. Qual.* 7 (2): 274.
- Melaren, R. G. et al. 1973 Studies on soil copper: 1. The fractionation of copper in soils. *J. Soil. Sci.* 24: 172—181.
- Nandi, M. et al. 1969 Cadmium content of cigarettes. *Lancet*. 11: 1329—1330.
- Page, A. L. et al. 1972 Cadmium absorption and growth of various plant species as influenced by solution cadmium concentration. *J. Environ. Qual.* 1: 288—291.

- Page, A. L. *et al.* 1973 Cadmium residues in the environment. *Res. Rev.* 48: 1—44.
- Page, A. L. 1974 Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural lands, A Literature review study, Rep No. EPA. 670/2-74-005, Environ. Prot. Agency, Cincinnati, Ohio, p. 97.
- Richmond Bartlett, *et al.* 1979 Behavior of chromium in soil, III. Oxidation. *J. Environ. Qual.* 8: (1): 31—35.
- Schroeder, H. A. *et al.* 1963 Cadmium: Uptake by vegetables from superphosphate in soil. *Science* 140: 819—820.
- Schroeder, H. A. 1965 Cadmium as a factor in hypertension. *J. Chronic Dis.* 18: 647—656.
- Sidle, R. C. *et al.* 1976 Heavy metals application and plant uptake in a land disposal system for waste water. *J. Environ. Qual.* 5: 97—102.
- Silviera, D. J. *et al.* 1977 Extractability of copper, zinc, cadmium, and lead in soil incubated with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 1: 47—51.
- Street, J. J. *et al.* 1977 Solubility and plant uptake of cadmium in soil and amended with cadmium and sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 6: 72—77.
- Street, J. J. *et al.* 1978 Influence of pH, phosphorus, cadmium, sewage sludge, and incubation time on the solubility and plant uptake of cadmium. *J. Environ. Qual.* 7 (2): 286—290.
- Symeonides, C. *et al.* 1977 The assessment of plant available cadmium in soils. *J. Environ. Qual.* 6: 120—123.
- Tsuchiya, K., 1969 Causation of ouch-ouch disease. Part I. Nature of the disease. *Keio J. Med.* 18: 181—194.
- Turner, M. A. 1973 Effect of cadmium treatment on cadmium and zinc uptake by vegetable species. *J. Environ. Qual.* 1: 118—119.
- Williams, J. H. 1971 Molybdenum deficiency, ministry of agriculture, fisheries and food, technical food, *Technical Bulletin* No. 21, H. M. S. O.
- 桑野幸男 1971 难溶性力ドミウムの吸収につて日本土壤肥料学会讲演要旨集. 17: 169.

UPTAKE RATE OF HEAVY METALS BY PLANT WITH RESPECT TO THEIR CONTENT AND FORM IN SOIL IN THE EAST SUBURBS BEIJING

XIA ZENGLU MU CONGRU LI SENZHAO MENG WEIQI SHEN RUIZHEN
HE RUIZHEN

(Institute of Geography, Academia Sinica)

The uptake rate of Hg and As of rice is greater than that of wheat. But the uptake rate of Cu, Pb, Zn and Cd of rice is lower than that of wheat, and their order is: Zn > Cd > Cu > As > Hg > Cr > Pb.

The sequence of some heavy metals contained in various organs of rice and wheat is as follows: roots > stems > leaves > grains. The amount in vegetables also varies with different kinds of vegetable. Pb is obstructed in roots, and is difficult to be transported into stems, leaves and grains. It is easy for Cd to be absorbed into roots, but it is difficult

to be transported into stems and leaves. It is easy for Zn and Cu to enter roots, stems and leaves.

The uptake of heavy metals in various organs of wheat, rice and vegetables decreases with content of heavy metals increasing in soil.

Under the simulated pot-culture, there is a positive correlation between extractable content and total content of heavy metals in soil, but there is no correlation between them in the field.

Under the field condition, the amount of Pb and Cd extracted with NH_4OAC in soil are approximate to that in plant. The amount of Cu extracted with DTPA is more approximate to that in plant, and the amount of Zn extracted with various extractants is very low.

The uptake rate in plant is affected by various valence forms of element. The uptake rate of Cd and Cr in rice was as following order: $\text{CdCl}_2 > \text{CdSO}_4 > \text{CdO} > \text{CdCO}_3 > \text{CdS}$; $\text{Cr (VI)} > \text{Cr (III)}$.

Order of heavy metals content to wheat and rice in different regions is as follows: Hunan, Chengdu > Shenyang > Beijing > Lanzhou.