

土壤中重金属的生物有效性研究进展^①

S153.61

尚爱安 刘玉荣 梁重山

党志✓

(中国科学院地球化学研究所, 环境地球化学国家重点实验室 贵阳 550002) (华南理工大学应用化学系)

摘 要 综述了近十年来国内及国际上研究土壤中重金属的生物有效性的态势, 尤其是影响土壤中重金属生物有效性的诸多因素, 以期进一步推动国内的土壤中重金属生物有效性的研究工作和重金属污染土壤的生物治理工作。

关键词 土壤; 重金属; 生物有效性; 植物样品预处理; 土壤酸度; 土壤有机质含量;

重金属在土壤中的积累不仅影响着植物、动物的生长和发育, 而且通过食物链进入人体, 对人类的生存和健康构成威胁。土壤中重金属的研究方法主要有化学形态分析、生物有效性分析两种。化学形态分析是指利用反应性不断增强的化学试剂将土壤中的重金属分为不同活性的结合态, 从而评估重金属的移动性和生物有效性; 生物有效性分析是指, 在对土壤重金属进行化学形态分析的基础上, 分析能被该土地上生存的生物(通常为植物)所吸收的重金属的数量。

近十多年来, 国际上关于生物有效性的研究日益增多, 在国内研究植物对土壤中重金属的吸收也已成为一个重点。但是由于生物有效性研究中环境样品分析方法的多样性和影响植物吸收重金属因素的复杂性, 导致许多研究数据之间缺乏对比性, 甚至连可靠性也值得怀疑。本文对近十几年来国际和国内在这一研究领域内的成果进行了综述, 以期进一步推动这一研究领域的继续发展。

1 植物样品的预处理

1.1 洗涤

植物样品的洗涤好坏直接影响着样品中的重金属含量的分析结果。常用的洗涤试剂列于表1, 也有一些研究人员未曾对样品进行洗涤^[1]。

Azcue 和 Mudroch^[2]利用污染土壤上生长的植物研究了不同的洗涤措施对植物中微量重金属含量分析结果的影响。他们发现在常用的洗涤措施中, 用蒸馏水洗涤的结果最好, 而用稀酸的洗涤则会浸析出植物样品中部分重金属元素。

根部是植物的各个部位中最难洗涤的部分。对根部来说, 通常的洗涤措施得到的分析结果都不可靠^[3]。Azcue^[4]以淤泥污染的土壤上生长的植物 *Typha Latioflia* 研究了不同的洗涤措施对分析结果的影响。他用了九种不同的洗涤方法, 包括用超声波来洗涤根部。但研究结果表明, 每一种洗涤措施都不能保证没有重金属从根部浸出。在这9种洗涤措施中, 1%的洗涤剂 Alconox、1M MgCl₂ 和 0.01M EDTA 是较为理想的洗涤试剂。

① 国家自然科学基金(批准文号 49873003)资助项目

1.2 干燥

干燥植物样品时的温度直接决定了植物体内微量重金属元素的挥发程度。常用的干燥温度见表1。

Azcue 和 Mudroch^[2]研究了不同干燥温度对植物体内微量重金属元素含量的影响。结果表明,温度太低,如真空冷冻干燥,会造成元素的挥发;温度太高更会造成元素的大量损失。常温下的干燥较好,不会造成植物体内重金属元素的大量挥发。

1.3 粉碎

所选用的粉碎设备也对重金属元素的分析结果产生很大影响。Houba 等人^[5]的研究工作表明,铁制的粉碎机器能使大麦植株中 Fe 含量由 86mg/kg 上升到 454mg/kg。

1.4 溶样

样品的溶解步骤是整个预处理过程的核心环节。常见用溶解方法列于表1。

1.4.1 湿式灰化法 一般是在 100~200℃ 温度下,在电热板上或微波炉中用强酸溶解植物样品。由于湿式灰化法长期用于对植物样品的分析,所以与前人的研究成果有很好的对比性。但是据笔者实验,湿式灰化法的实验周期长,少则一天多则几天不等,并且在不加 HF 溶解的情况下会有大量硅质沉淀生成,对分析结果会产生不利的影响。

1.4.2 干式灰化法 一般将样品置于坩埚内,在马福炉中灰化。灰化温度一般在 500℃ 左右。干式灰化法较湿式灰化法而言,优点是溶解速度快;缺点是温度太高,易造成微量重金属元素以卤化物和有机化合物的形式挥发掉。因此干式灰化法并不十分适合生物体内微量元素的分析。

1.4.3 微波热溶法 微波热溶法是近十年来应用最广泛的溶解技术。自从微波热溶技术引入到微量元素的分析中以来,微波热溶方法已经在环境样品和生物样品的微量元素分析中占了主导地位。

首先,微波溶样可以测定溶样过程中的许多参数,从而保证了实验的可靠性。Zischka 等人^[6]利用 Perkin-Elmer 5000 研究了 IRMM 和 NIST 提供的 6 种环境标样和 6 种生物标样的溶解结果,发现测定结果同标样参考值符合的很好。并且,他们认为,可以通过测定溶样时的温度和压力来很好的控制实验的进行,从而可以保证实验的重现性。

其次,微波热溶法的最大特点是省时间,省能源,并且能溶解完全。尽管微波溶解温度高,但由于采用了密封容器,可防止微量重金属的挥发。一般情况下,完全溶解植物样品仅需几分钟时间。Sah 和 Miller^[7]研究发现,在密封容器中溶解生物样品的微波热溶步骤是一个自发反应。这不但大大节省了溶解样品所需的能量,而且所用的试剂仅为 HNO₃ 和 H₂O₂,无须危险试剂如 HClO₄ 和 HF 的加入,大大降低了实验的危险性。

1.4.4 超声波溶样法 超声波溶样法是微波热溶技术的进一步发展。除了具有微波热溶技术的优点外,超声波溶样法还具有更加简单快捷,更加节省能源的特点。但据 Lavilla^[8]研究,超声波在溶解植物样品中的微量重金属元素时,需经一步或多步提取才能将微量重金属

表1 植物样品预处理的洗涤试剂、干燥温度及溶样方法

预处理步骤	方法	参考文献
洗涤	蒸馏水	5
	稀酸	6
	洗涤剂	7
	去离子水	8
干燥	真空冷冻干燥	9
	20℃	10
	60℃	11
	65℃	12
	70℃	13
	80℃	14
	105℃	15
溶样	110℃	16
	干式灰化法	17
	湿式灰化法	1
	微波热溶法	4
	超声波溶样法	18

完全溶解。由于用超声波提取植物中微量重金属的研究并不多,究竟超声波提取微量重金属的最佳提取条件如何,还需要进一步研究。

2 土壤中微量重金属的生物有效性影响因素

2.1 土壤中的重金属总量

尽管许多研究发现土壤中重金属元素的总量与重金属的生物有效性之间没有很好的相关性,但是土壤中的微量重金属总量有不可替代的作用。

首先,土壤中的微量重金属总量与重金属的各种赋存状态之间有很好的相关性。Sauve 等人^[9]研究不同类型的 68 种土壤中的 Cu 时发现,Cu 的总量不仅与水溶及可交换态的 Cu 有很好的相关性($R^2 = 0.898$, $n = 66$),而且也是决定 Cu^{2+} 活度的两个重因素之一(另一个是 pH)。通过对一铅矿周围的 88 种不同类型土壤中 Pb 的分析,Sauve 等人^[10]还发现 Pb 总量是决定 Pb^{2+} 活度和水溶及可交换态 Pb 的重要因素之一。

其次,在一定的情况下土壤中重金属元素的总量可以评估重金属元素的生物有效性。如 Davies^[11]对一长时间开采的铅矿周围土壤的研究表明,土壤中 Pb 的总量与植物 Radish 叶子中 Pb 的含量具有很好的线性关系,可用土壤中 Pb 的总量来评估其生物有效性。

2.2 土壤溶液的 pH

就决定土壤中重金属的生物有效性而言,土壤的 pH 比土壤矿物学更具重要地位。土壤溶液的 pH 不仅决定了各种土壤矿物的溶解度,而且影响着土壤溶液中各种离子在固相上的吸附程度。

首先,随土壤溶液 pH 升高,各种重金属元素在土壤固相上的吸附量和吸附能力加强。Boekhold 等人^[12]对酸性砂土中 Cd 的吸附现象进行研究,发现 pH 每增加 0.5 个单位 Cd 的吸附就增加一倍;廖敏等人^[13]的研究则表明,随 pH 的升高,Cd 的吸附量和吸附能力急剧上升,最终发生沉淀。

其次,土壤溶液的 pH 影响土壤溶液中重金属元素离子活度。Temminghoff 等人^[14]发现当土壤溶液的 pH 由 3.9 升高到 6.6 时,溶液中的有机铜由 30% 上升到 99% 还多,极大的降低了 Cu^{2+} 的活度。当土壤溶液的 pH 由较低变为近中性时,溶液中的有机 Pb 也急剧增高^[15]。Sauve 等人^[9,10]的研究也证明了 pH 是决定 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的重要因素之一。

最后,土壤溶液 pH 对土壤中重金属元素的生物有效性影响可能不是单一的递增关系。经过对水-土壤体系中 pH 对 Cd 生物有效性(0.1M $CaCl_2$ 提取)影响的研究,廖敏等人^[13]发现,在 pH 6 以下镉的生物有效性随 pH 的升高而增加,而在 pH 6 以上镉生物有效性则随 pH 升高而降低。Davies^[11]发现在一定 pH 范围内,植物 Radish 叶子中的重金属含量与土壤溶液 pH 呈正相关关系。然而大多数的研究都表明植物中的重金属含量与土壤溶液 pH 呈负相关关系。

2.3 土壤的有机质含量

有机质是土壤的最重要的组成部分之一。土壤中有有机质含量的多少不仅决定土壤的营养状况,而且通过与土壤中的重金属元素成络合物来影响土壤中重金属的移动性及其生物有效性。

首先,有机质加入土壤中能改变土壤对重金属元素的吸附作用。McBride 等人^[16]的研究也表明天然有机质是一种有效的吸附剂,能极大地降低离子的活度。Spark 等人^[17]也发现土壤中加入腐殖酸会改变重金属的吸附,但这种吸附的改变依赖于腐殖酸在固相上的吸

附和重金属-腐殖酸络合物的溶解度等因素。

其次,土壤中有机的增加改变土壤中重金属元素的化学形态分布,增加土壤中重金属的移动性。He 和 Singh^[18]利用苔藓泥炭(sphagnum peat)作为有机质加入不同类型的土壤中时发现,在沙质土壤中加入 320g/kg 有机质,水溶及可交换态的 Cd 由 27% 上升到 54%;而 Fe-Mn 氧化物结合态则由 19% 下降到 13%。在其它类型的土壤中也观察到了类似的现象。Wang 等人^[19]在研究紫色土时则发现,随土壤中腐殖质的浓度增加,有机汞的浓度增加,而有效态汞减少。但是,按照 Alms 等人^[20]的研究,温度的增加和平衡时间的延长都会使有机质对重金属形态的分布影响降低。

最后,必须指出的是,有机质加入到土壤中后,对植物吸收重金属的影响是不相同的。有许多研究表明,有机质加入土壤中会显著降低植物吸收土壤中的重金属元素^[21-23]。但是也有研究表明,有机质加入土壤中对植物的吸收重金属没有影响或者甚至稍微增加^[24]。导致这样矛盾结论的一个可能原因是,可溶性的有机物能和重金属形成络合物增加重金属的移动性和生物有效性,但是大分子的固相有机物会同土壤中的粘土矿物一起吸附重金属,限制其移动性^[25,26]。

2.4 化学试剂的影响

往土壤中添加化学试剂是为了促进或控制植物对微量元素的吸收,从而达到治理重金属污染土壤的目的。常用的化学试剂主要是螯合剂(表 2)。

首先,有机酸通过螯合作用促进微量重金属元素从固相土壤中解吸出来。Huang 等人^[27]对 Pb 污染的土壤研究发现螯合剂有助于微量重金属元素从土壤进入溶液,并且这些螯合剂对重金属的活化有以下顺序:EDTA > HEDTA > DTPA > EGTA > EDDHA。Huang 等人^[28]对铀污染土壤的研究更证明了有机酸的螯合作用对土壤中微量重金属元素活化的重要作用。

其次,有机酸通常可与土壤中的重金属形成金属螯合物,然后吸附在某些植物的根部,从而促进金属螯合物从根部向茎叶的吸收。Blaylock^[29]等人的研究发现,往土壤中加入 EDTA 会使植物茎中 EDTA 浓度显著增加,约占添加 EDTA 的 10%。

尽管有机酸能活化土壤中的微量重金属元素,但是有机酸能否促进植物对重金属的吸收,还要取决于植物的种类。Huang 等人^[27]发现 EDTA 能促进玉米(*Zeamays L.*)和豆角(*Pisum sativum*)对污染土壤中 Pb 的吸收。但是,对同一种元素,施加同一种螯合剂,Den-duhur^[30]却发现植物(秋葵)体内的 Pb 的含量减少。张敬锁等人^[31]的研究结果也证明,尽管 EDTA 能活化土壤中的重金属元素但是不一定能促进植物对重金属元素的吸收。一个可能的原因是,螯合剂在活化土壤中重金属的同时,使重金属对植物的毒性增强,从而抑制植物的生长,达不到吸收更多重金属的目的^[30],并且这种毒害作用随施加的螯合剂的量而不断增加^[32]。

一个有趣的现象是,在养分或毒性胁迫下,许多植物能增加有机酸的分泌,从而活化和吸收土壤中的微量重金属元素或者驱除重金属的毒性。张敬锁等人^[31]研究有机酸对土壤中 Cd 的活化作用和对小麦吸收 Cd 的影响时发现,缺铁小麦分泌的有机酸明显的增加了小麦对 Cd 的吸收。Smith 等人^[33]研究超积累植物 *A. pintodasilvae* 和 *S. polygaloides* 对 Ni 的

表 2 重金属的生物有效性实验中常添加的化学试剂

化学试剂	参考文献
EDTA	39
NTA	40
DTPA	41
HEDTA	42
EGTA	43
柠檬酸	44

响应时发现,植物木质部溶液中的组氨酸和 Ni 有很好的相关性。Kramer 等人^[34]则发现,当植物物种 *Alyssum* 受到 Ni 的毒性胁迫时会成比例释放出组氨酸。陆文龙等人^[35]综述了植物在缺磷条件下分泌的有机酸活化微量元素的作用和机理。

2.5 元素之间的相互作用

土壤溶液中的阴离子和阳离子之间、阳离子和阳离子之间的相互作用都使土壤中微量元素生物有效性发生改变。具体来说,重金属元素之间的相互作用主要分为以下三种:加和作用、拮抗作用、协同作用。

加和作用和协同作用都是指几种重金属元素对土壤的影响大于一种重金属元素。吴燕玉等人^[36]通过盆栽实验发现 Cd-As 的复合污染会导致苜蓿吸收更多的 Cu、Pb;秦天才等人^[37]利用溶液培养方法研究重金属元素复合污染时发现,在含镉的培养液中施入铅后,加强了镉对小白菜根系的生理生态效应,并且导致小白菜吸收了更多的 Fe。Cu 也能促进大麦对 Zn 的吸收^[38]。

拮抗作用指的是几种重金属元素的复合污染的影响小于这几种重金属元素的影响。Boyd 和 Martens^[39]在温室中研究超积累植物(*Thlaspi montanum*)对 Ni 的吸收时发现,Ni、Zn 的生物有效性是互相制约的。李元等人^[40]研究表明,Cd、Fe 两种元素对烟草叶片中氨基酸含量的复合影响是拮抗作用。并且,Cd 与 Cu 的生物有效性之间存在着竞争作用^[41-43]。

但是,应该注意的是,这些重金属元素之间的交互作用因植物的种类而异。周启星和高拯民^[44]对玉米和大豆籽实中 Cd、Zn 的含量研究表明,玉米籽实中的 Cd-Zn 表现为拮抗作用;而大豆中的 Cd-Zn 表现为协同作用。

2.6 粘土含量

粘土矿物有特殊的表面,并带有负电,具有很高的阳离子交换量,可以通过离子交换来吸附溶液中的重金属离子^[45,46],因而土壤中粘土含量同有机质一样,成为影响植物生长及其吸收微量元素的又一重要因素。Simt 和 Van Gestel^[47]的研究表明,在新近污染的土壤中粘土同有机质的含量控制 Zn 的生物有效性,但是这种影响随着时间而变化。从统计学上来看,当植物中重金属含量与化学试剂提取土壤中重金属的有效态之间的线性回归方程中包含土壤中的粘土含量时,两者之间的相关系数会显著增加^[48],而且,通过研究土壤的矿物学发现,粘土含量的多少影响了 Cd 的可交换态含量^[49]。这样我们可以肯定,在决定土壤中重金属的生物有效性方面,粘土同有机质的地位是差不多的。

2.7 植物种类

植物种类的差异直接决定了吸收重金属能力差异。同一植物种类对不同的重金属元素的吸收富集能力不同,不同种类的植物对同一种重金属元素的吸收富集能力也不同。按照 Kovalevdkh 和 Kovalevskaya^[50]对 194 种植物吸收金(Au)的研究结果,植物可以分为四类:定量植物(nonbarrier)、半定量植物(practically nonbarrier)、近背景植物(close-to-background)、背景植物(background)。最近兴起的超积累植物(hyperaccumulator)对土壤中重金属元素的吸收能力是普通植物的一百倍以上。

同时,同一种重金属元素在不同植物体内的分布有显著差异。王新和吴燕玉^[51]研究玉米、水稻、大豆、小麦不同农作物对重金属的吸收结果表明,就 Zn 来说,玉米茎叶是吸收重金属的主要部位;而大豆和小麦的籽实是主要部位;水稻则是集中在根部。

反过来,植物生长也会影响土壤中的重金属赋存状态和移动性。Rmkens 等^[52]的盆栽

试验表明,植物(*Agrostis capillaris* L.)的生长能使土壤的 pH 上升,土壤溶液中的有机碳和钙含量增加,从而使土壤中溶解铜总量及活度降低,达到了稳定污染土壤中的 Cu 和降低毒性的目的。但是,Zhu 等人^[53]利用柱状提取法对植物影响土壤中的重金属移动性的研究则表明,种植植物(tall fescue 和 big bluestem)会使重金属 Zn 和 Cd 的移动性增加。

就植物本身而言,影响植物吸收重金属的可能因素还有植物根部的阳离子交换量^[54]及植物体内的各种氨基酸。现在,氨基酸和蛋白质与重金属螯合的研究已经促进了无机生物化学的进一步发展。

2.8 农业活动

农业活动对土壤中的重金属元素的生物有效性起着最重要的影响和改造作用。

首先,耕作的强度影响着土壤的结构,并且不良的耕作会导致土壤中有机质的大量丧失^[55-57],其直接结果就是导致土壤中重金属元素大量进入食物链^[58,59]。

其次,农业施肥的影响。长期的轮作施肥会导致土壤中有机质的组成发生变化^[60];施加磷肥则会降低重金属的生物有效性,减少植物对重金属的吸收^[61,62]。但是,施加含有重金属的肥料则会造成重金属对土壤的污染^[63,64]。

在酸性土壤中施加石灰普遍降低了植物中重金属的含量,提高了作物的产量^[1,65]。廖敏等人^[13]的研究表明,在土壤中添加石灰能使重金属由可交换态急剧向稳定的结合态转化。

2.9 污染时间

土壤污染的时间越长,重金属在土壤中的各相间的分配会逐渐达到平衡。并且,随污染时间的增长解吸率会下降^[66],生物有效性也会发生变化^[67,68]。

除了上述的因素外,温度升高会促进有机质的分解,适宜的环境温度会有利于植物吸收重金属^[67,69]。另外,土壤的阳离子交换量(CEC)也对重金属的生物有效性产生影响^[70,71]。但是必须指出,CEC 是和土壤的其它因素密切相关的^[72]。

为了对土壤中重金属的生物可利用进行全面的了解,必须对影响重金属生物可利用的因素进行全面的分析。我们综述了研究土壤中重金属生物有效性的预处理过程及影响土壤中重金属生物有效性的诸多因素,希望进一步研究揭示影响重金属生物有效性的内在机理。

参 考 文 献

- Nicholson F A & Jones K C. Environ. Sci. Technol., 1994, 28:2170-2175
- Azcue J & Mudroch A. J. Environ. Anal. Chem., 1994, 57:151-162
- Jing J & Logan T J. J. Environ. Qual., 1992, 21:73-81
- Azcue J M. J. Environ. Anal. Chem., 1996, 62:137-145
- Houba V J G, et al., Commun. Soil Sci. Plant Anal., 1996, 27:337-348
- Zischka M, et al., Fresenius J. Anal. Chem., 1998:361:90-95
- Sah R N & Miller H O. Anal. Chem., 1992, 64:230-232
- Lavilla I, et al., J. Environ. Anal., Chem., 1998, 72:47-57
- Sauve S, et al., Water, Air, and Soil Pollut., 1997, 100:133-149
- Sauve S, et al., Environ. Pollut., 1997, 98(2):149-155
- Davis B E. Water, Air, and Soil Pollut., 1992, 63:331-342
- Boekhold A E, et al., J. Soil Sci., 1993, 44:85-96
- 廖敏等. pH 对镉在土水系统中的迁移和形态的影响. 环境科学学报, 1999, 19(1):81-86
- Temminghoff E J M, et al., Environ. Sci. Technol., 1997, 31(4):1109-1111

- 15 Sauv  S et al., *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1998, 62:618~622
- 16 McBride M, et al., *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1998, 62:1542~1548
- 17 Spark K M, et al., *Australian Journal of Soil Research*, 1997, 35(1):113~122
- 18 He Q B & Singh B R J, *Soil Sci.*, 1993, 44:641~650
- 19 Wang D Y, et al., *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1997, 95(1/4):35~43
- 20 Almas A, et al., *Environ. Qual.*, 1999, 28:1742~1750
- 21 Ramachandran V, et al., *Fresenius Environmental Bulletin*, 1998, 7:551~556
- 22 Brown S L, et al., *J. Environ. Qual.*, 1998, 27:1071~1078
- 23 华璐等. 有机肥对镉锌污染土壤的改良效应. *农业环境保护*, 1998, 17(2):55~59, 62
- 24 Sloan J J, et al., *J. Environ. Qual.*, 1997, 26:966~974
- 25 Li Z & Shuman L M, *Environmental pollution*, 1997, 95(2):227~234
- 26 Varadachar C, et al., *Soil Sci.*, 1997, 162(1):28~34
- 27 Huang J W, et al., *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 31:800~805
- 28 Huang J W, et al., *Environ. Sci. Technol.*, 1998, 32:2004~2008
- 29 Blaylock M, et al., *Proc. 5th Intern. Conf. On The Biogeochem. Of Trace Elements, Vienna'99*. 6~7
- 30 Denduluri S, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1993, 51(1):40~45
- 31 张敬锁等. 有机酸对活化土壤中镉和小麦吸收镉的影响. *土壤学报*, 1999, 36:61~66
- 32 Cooper E M, et al., *J. Environ. Qual.*, 1999, 28:1709~1719
- 33 Smith J A C, et al., *Proc. 5th Intern. Conf. On The Biogeochem. Of Trace Elements, Vienna'99*. 22~23
- 34 Kramer U, et al., *Nature*, 1996, 379:635~638
- 35 陆文龙等. 根分泌的有机酸对土壤磷和微量元素的活化作用. *应用生态学报*, 1999, 10(3):379~382
- 36 吴燕玉等. 土壤砷复合污染及其防治研究. *农业环境保护*, 1994, 13(3):109~114
- 37 秦天才等. 镉、铅及其相互作用对小白菜根系生理生态效应的研究. *生态学报*, 1998, 18(3):320~325
- 38 Luo Y & Rimmer D L, *Environmental Pollution*, 1995, 88:79~83
- 39 Boyd R S & Martens S N, *American Journal of Botany*, 1998, 85:259~265
- 40 李元等. 镉、铁复合污染对烟草叶片氨基酸含量的影响. *生态学报*, 1998, 18(6):640~647
- 41 宋菲等. 土壤中重金属镉锌铅复合污染的研究. *环境科学学报*, 1996, 16:431~435
- 42 Grant C A, et al., *Canada Journal of Plant Science*, 1998, 78(1):1~18
- 43 Oliver D P, et al., *J. Environ. Qual.*, 1994, 23:705~711
- 44 周启星, 高拯民. 作物籽实中 Cd 与 Zn 的交互作用及其机理的研究. *农业环境保护*, 1994, 13(4):148~151
- 45 Wu J, et al., *J. Environ. Qual.*, 1999, 28:334~338
- 46 沈学优等. 不同粘土处理水中重金属的性能研究. *环境污染与防治*, 1998, 20(3):15~18
- 47 Smit C E & Van Gestel C A M, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1998, 17(6):1132~1141
- 48 Miner G S, et al., *J. Environ. Qual.* 1997, 26:989~994
- 49 Song Y, et al., *Applied Geochemistry*, 1999, 14:621~633
- 50 Kovalevskii A L & Kovalevskaya O M, *Applied Geochemistry*, 1989, 4:369~374
- 51 王新, 吴燕玉, 不同作物对重金属复合污染物吸收特性的研究. *农业环境保护*, 1998, 17(5):193~195
- 52 R mkens P F A M, et al., *Environmental Pollution*, 1999, 106:315~321
- 53 Zhu D, et al., *J. Environ. Qual.*, 1999, 28:1727~1732
- 54 徐红宁等. 作物对 Cd 的吸收与根系阳离子交换容量. *农业环境保护*, 1995, 14(4):150~153, 177
- 55 Elliott J A & Efeitha A A, *Canada Journal of Soil Science*, 1999, 79(3): 457~463
- 56 Pennock D J & van Kessel C, *Canada Journal of Soil Science*, 1997, 77(2):211~218
- 57 Six J, et al., *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1998, 62:1367~1377
- 58 Tichy R, et al., *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1997, 94:361~372
- 59 周根娣等. 农业生产对土壤中重金属含量的影响. *农业环境保护*, 1993, 12(6):274~275

(下转第 314 页)

水份含量比不施磷小区增加了 10~18%，这一水份状况的改善，在遇到干旱时可能有重要意义。这方面国内没有报道，但我们在国外文献^[3]中看到一篇长期试验综述中提到了红壤长期施用磷肥可以改善土壤水份状况，这可能是一个普遍现象，但国外文献提到只有酸性磷肥才有此作用，因为只有酸性磷肥才能形成磷酸铝胶结物，从而增强了土壤的保水能力，而我们用的是碱性磷肥(钙镁磷肥)，结果^[5]

表明，在红壤上，各种不同酸度的磷肥都能在不同程度上使红壤增加保水能力，甚至磷酸一钙加石灰调至 pH 8.0，仍能有提高红壤保水能力的作用，可见在红壤上施各种磷肥都对红壤保水能力具有有益的作用。但在石灰性土壤上(pH 8.2)即使施用酸性磷肥也不能提高土壤保水能力。这可能是因为在酸性

红壤上施用各种磷肥其反应产物都会生成具有胶结能力的磷酸铝和磷酸铁，而在石灰性土壤上是不可能大量生成这类胶结物质的。试验也证明，施用不同磷肥可在短期内增加红壤保水能力。

表 10 施磷对红壤水份含量的影响

处理	水份平均含量(%)	相对(%)	差异显著性(%)
NK	21.2	100	b
NPKCaS	24.0	113	a
NPKCa	25.0	118	a
NPK	24.9	117	a
NP	24.5	116	a
PK	23.2	109	a

参 考 文 献

- 1 时正元, 鲁如坤. 我国南方红壤磷吸附量研究. 见: 中国科学院红壤生态实验站主编. 红壤生态系统研究. 第五集, 1998, 165~169
- 2 Johnston, A. E. Fertilizer and agriculture : 50 years of development and challenges. Proc. The Fert. Soc. 1997, N. 396
- 3 Haynes, R. J. and R. Naidu, Influence of lime, fertilizer and manure application on soil organic matter content and physical condition. A review. Nut. Cycl. Ag. Vol 1998, 51(2):123~137
- 4 鲁如坤, 时正元. 氮肥穴施对提高磷肥肥效的作用. 土壤, 1996, 28(4):220
- 5 鲁如坤, 时正元. 磷肥施用对红壤保水能力的影响. 土壤, 2000, 32(3)

(上接第 300 页)

- 60 刘小虎等. 长期轮作施肥对棕壤腐殖酸动态变化的影响. 土壤通报, 1999, 30(2):68~70
- 61 Marr K, et al., Canada Journal of Soil Science, 1999, 79(2):385~387
- 62 曹仁林等. 钙镁磷肥对土壤中镉形态转化与水稻吸收镉的影响. 重庆环境科学, 1993, 15(6):6~9
- 63 De Pieri L A, et al., Canada Journal of Soil Science, 1997, 77(1):51~57
- 64 Giuffré de López Camelo L, et al., Sci. Total. Environ., 1997, 204(3):245~250
- 65 Brallier S, et al., Water, Air and Soil Pollut. 1996, 86(1/4):195~206
- 66 McBride M. Adv. Soil Sci., 1989, 10:1~57
- 67 Hooda P S & Alloway, B. J. J. Soil Sci., 1993, 44:97~110
- 68 Singh S P, et al., Agrochimica. 1997, 41:27~32
- 69 Hooda P S, Sci. Total. Environ., 1994, 149:29~51
- 70 Warwick P, et al., Chemosphere, 1998, 36(10):2283~2290
- 71 Asadu C L A, et al., Soil Science, 1997, 162(11):785~794
- 72 Mench M, et al., Environmental Pollution, 1997, 95(1):93~103