

污泥施肥铅对作物污染的研究*

杨卓亚 王宏康

(北京农业大学资源与环境学院, 北京 100094)

摘要 采用盆栽和小区试验, 研究在石灰性土壤上污泥施肥时铅污染对水稻和大豆生长发育的影响, 两种作物对土壤中铅的吸收、迁移和累积规律。结果表明, 铅投加量为 2000mg/kg 时, 水稻和大豆的产量降至低于对照 90% 以下; 铅投加量为 3000mg/kg 时, 大豆籽粒铅含量仍未超过 1mg/kg, 但土壤中铅含量为 260mg/kg 时, 水稻盆栽糙米中的铅含量达到 1mg/kg。根据试验结果建议将污泥农田施用时铅的控制标准修订为 600mg/kg。

关键词 铅, 污泥, 大豆, 水稻, 控制标准。

在重金属污染造成的危害中, 铅是最具有潜在毒害的元素之一^[1], 研究者们十分注意它对作物可能发生的污染^[2,3], 更有人把铅列为可长期产生环境问题的金属一类^[4]。对成年人来说, 在人体摄入的铅总量中, 以食物形式摄入的占 76%, 其它如呼吸、皮肤吸收的只占 24%^[5]。看来铅对人体健康的威胁仍主要来自食物链。

80 年代全球铅年开采量为 340—400 万 t, 其中 50% 可循环利用, 剩下一半则以不均匀形式进入大气、水和土壤中^[4], 因而产生了很多的铅含量异常区。

污泥农业应用是土壤铅污染的重要来源之一, 国内外为此都制订了污泥施肥铅的最高允许容量标准^[4,6,7], 但我国为拟订本标准而进行的生物试验, 仅有小麦为供试作物, 未进行小区试验^{**}。在我国, 到目前为止, 污泥中不同铅水平对作物生长发育的影响及食物链积累的试验尚不多见。

本试验在总结前人研究经验的基础上, 采用华北石灰性土壤, 研究了污泥中过量铅对作物生长发育的影响及它在作物体内的积累和分布特征, 它可为我国污泥农田施用时铅的控制标准的进一步完善提供依据。

1 试验

1.1 试验材料

(1) 供试作物 大豆为“北引一号”, 水稻为

“中白四号”。

(2) 供试土壤与污泥 土壤取自处北京农业大学附近菜园地表层, 质地轻壤, 有机质含量 2.30%, pH8.0, 铅的本底值是 20.0mg/kg; 污泥取自北京东郊高碑店污水处理厂晒干场, 有机质含量 35.7%, pH7.08, 全铅含量 41.0mg/kg。土壤过 4mm 筛, 污泥过 2mm 筛。

1.2 试验布置

大豆用 25×30cm 标准瓦氏陶瓷盆, 每盆装土 10kg; 水稻用 26×26cm 塑料桶, 每盆装土 8kg; 微区长 80cm, 宽 50cm, 深 50cm, 但下部不封底, 每区装土 100kg。污泥施用量按 30t/hm² 折算。铅处理设置为 CK、100、200、300、500、750、1000、1500、2000、3000mg/kg (不包括土壤本底值) 共 10 个水平, 每处理重复 3 次。

铅投加方式为, 按设计浓度水平将 Pb(Ac)₂·3H₂O 配成水溶液, 加入污泥中, 半月以后, 再和土壤充分拌匀后装盆及微区。大豆每盆 4 颗, 定苗 2 棵; 微区 16 棵, 定苗 8 棵。水稻每盆 4 穴, 每区 15 穴, 每穴 5 株。肥料以基肥形式一次拌土施入。

试验样品为收获时一次采集, 根、茎、叶、籽粒分别制样。

* 国家自然科学基金资助项目

** 农牧渔业部环境保护科研监测所, 农用污泥中污染物控制标准的研究文集, 1984。

1993 年 3 月 30 日收到修改稿

2 分析方法

(1) 土壤和植物全铅 植物样用高氯酸-硝酸消化,土壤样用王水-高氯酸消化。

(2) 分析质量控制 用日立 Z-8000 原子吸收分光光度计测定($\mu\text{g}/\text{kg}$ 级用石墨炉)。样品分析除平行试验外,还加标样测回收率控制分析质量。

3 结果与讨论

3.1 铅与作物生长、发育及产量的关系

3.1.1 大豆

大豆播种后 9d 时间里,所有处理均出苗,但盆栽 1500mg/kg 以上、微区 2000mg/kg 以上处理比其它低水平处理慢 2—3d。在整个幼苗生长阶段,上述高水平处理豆苗长势长相较弱。但未见有明显中毒症状。其后温度高,雨量充沛,大豆生长旺盛,各处理之间差异逐渐消失。

收获后进行考种,将铅投加量和各考种性状进行相关分析,发现大多未达显著水平。微区在 2000mg/kg 处理水平时,产量降至对照的 90% 以下。

本试验结果和国内已有大豆铅反应报道不同,过去国内认为大豆是一种铅敏感作物。如周毅等曾报道使大豆减产 10% 的土壤投加铅量为 237mg/kg^[8],张学询等发现在 2000mg/kg 时,大豆已绝产^[9]。但生物试验的因素很复杂,尽管本试验的土壤性质和上述报道中近似,但应该考虑不同大豆品种之间可能存在基因型差异。

3.1.2 水稻

水稻移栽以后,未出现明显缓秧阶段。抽穗时在时间上也看不出各处理有前后区别。在整个生长过程中盆栽和微区各个处理之间在长势上均未表现出明显差异。周鸿等报道过铅对水稻种子萌发有危害作用^[10],但我们是采用正常育秧苗田的壮苗,估计已过了铅危害较为严重的种子萌发期,水稻已对生长环境的不良影响有了一定的抵抗力。而顾淑华等^[11]在南方酸性红壤上观察到了水稻分蘖期铅危害的各种症状,可能主要是因为 pH 太低,土壤中活性铅浓度太高的缘

故。

考种结果表明,铅投加量和株高、穗长、穗数均不相关,由此看来铅不影响水稻分蘖过程,但铅投加量与产量、千粒重、生物量呈负相关。当盆栽浓度为 1500mg/kg,微区浓度为 2000mg/kg 时,水稻产量均稳定地下降到低于对照 90% 以下。盆栽为对照的 84.2%,微区为对照的 82.7% (见图 1)。根据回归方程计算,使微区、盆栽减产 10% 的铅投加量分别为 1747.8mg/kg、1595.4 mg/kg。

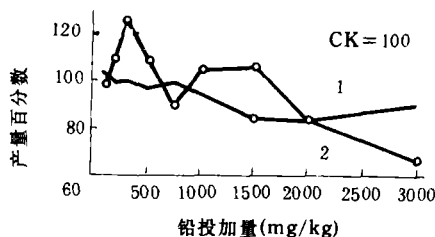


图 1 水稻产量变化示意图

1. 盆栽 2. 微区

铅对千粒重影响尤其明显,盆栽达 0.1% 显著水平,微区也达 1% 的显著水平。林舜华等曾指出铅危害多表现为不可见伤害,尤其是对光合蒸腾作用的影响^[12]。夏增禄等也认为土壤高浓度铅对水稻生长的抑制,主要表现使叶片中叶绿素含量降低,影响正常光合作用^[13]。自然这将减少输入到种子等储藏器官的光合产物,直接导致千粒重降低。

比较大豆和水稻发现,①水稻产量随铅投加量增高而递减的变化趋势比较明显;②在微区 2000mg/kg 这个处理上,大豆和水稻产量均低于各自对照的 90%,大豆为 83.9%,水稻为 82.7%。过去文献报道认为水稻对铅的忍耐性强于大豆^[8,12],本试验结果表明,大豆和水稻对铅的忍耐性基本相同。

3.2 作物对铅的吸收、积累和分配

3.2.1 大豆

从表 1、2 中的分析数据可以看出,铅在大豆体内积累顺序为根>叶>荚壳>籽粒,表现出明显递减规律。观察由根→叶→荚壳→籽粒逐渐递

减的变化,反映出由于各种障碍因素的存在,铅很难向地上部位转移。Chaney 提出存在着一个土壤-植物壁垒,削弱重金属可能产生的危害。这个壁垒通过 3 个方面发挥作用:①以不溶态存在于土壤中不被吸收;②滞留在根中不向可食部位转移;③在可食部位的积累浓度低于对动物(或人体)发生毒害的阈值^[14]。

大豆籽粒中铅积累很少,所有处理籽粒铅含量均未超过 1mg/kg。在盆栽 1000mg/kg 以下、微区 750mg/kg 以下处理中,籽粒中均未检测出铅。而应该注意到,荚壳中铅含量在由低到高各个处理中一直有增高的趋势。林舜华等报道当拌入土壤中的铅高达 4000 mg/kg 时,大豆果实中

铅富集极高,根中铅浓度大多接近或多大于土壤铅浓度(投加量+本底值)。这和水稻生长环境和根吸收机理有很大关系。推测有 2 点如下:①水稻土壤中较多的当年投加铅可存在于溶液中,易于移动,活性较大;②铅能随水运动(质流)而进入根部,而由于植物内部壁垒作用^[14]的某些机制的作用使它很难向地上部分转移。所以尽管地上部分各器官铅浓度也在呈上升的趋势,但和根相比却要平缓得多。

水稻茎和叶中铅含量差异不太大,在盆栽中有好几个处理如 200、300、500、1000、1500mg/kg,茎铅浓度甚至比叶还要低。看来,在过去一些研究工作中,把水稻茎叶合并成一类是有其道理的。因此,我们能排列出的水稻各个器官对铅的积累顺序只能是根>茎、叶>糙米。

比较大豆、水稻相应器官中铅含量,水稻均高于大豆,这表明水稻对铅的积累比大豆多。糙米中铅积累也比较明显,在 300mg/kg 的处理上,盆栽和微区都超过了 1mg/kg,盆栽为 1.08 mg/kg。微区为 1.18mg/kg,其后各个处理一直稳定在 1mg/kg 以上。

铅在粮食中最高含量不宜超过 1mg/kg。根据回归分析可推算出,本试验中,使盆栽糙米铅含量达到 1mg/kg 时的土壤铅投加量为 239.75mg/kg,微区的为 617.63mg/kg,显然,理论上对微区的推算和表 4 所列实测值有矛盾,这主要是计算时微区回归方程的 a 值太低的原因。鉴于大豆所有处理中籽粒铅含量均小于 1mg/kg,则只能以水稻所提供数据作为拟订本试验条件下铅临界浓度的依据。本着从严考虑,采用盆栽结论作为控制水稻糙米铅含量超标的土壤铅投加量,临界投加量 239.75mg/kg 加上土壤本底值和污泥带入量 20.28mg/kg 为 260mg/kg,这就是土壤临界铅浓度。周毅等提出粉煤灰农用时土壤临界铅浓度为 200mg/kg^[8];李应学等在天津污泥施肥试验中也提出为 200mg/kg^[15];而根据夏增禄、张学询等的工作,草甸褐土和草甸棕壤铅的临界浓度为 300mg/kg^[13]。本试验这一数值和国内已有研究结果基本接近。

表 1 盆栽大豆各器官中铅含量(mg/kg)

处理	籽粒	荚壳	叶	根
CK	ND	0.31	2.70	3.98
100	ND	0.34	2.96	26.87
200	ND	0.46	4.22	34.53
300	ND	1.26	4.96	117.53
500	ND	1.24	5.76	148.83
750	ND	1.79	6.88	366.96
1000	0.17	1.68	5.61	309.60
1500	0.83	1.75	7.89	663.65
2000	0.58	2.07	8.57	1339.80
3000	0.78	1.91	9.61	2304.40

表 2 微区大豆各器官中含铅量(mg/kg)

处理	籽粒	荚壳	叶	根
CK	ND	0.10	1.61	4.54
100	ND	0.21	2.45	17.95
200	ND	0.16	2.87	169.94
300	ND	0.47	3.36	137.03
500	ND	0.67	4.03	196.59
750	0.17	0.68	5.36	284.33
1000	0.22	0.91	4.83	436.19
1500	0.49	1.59	5.69	441.28
2000	0.35	1.12	7.07	889.69
3000	0.23	0.92	7.21	608.57

无铅积累^[12]。看来,由于大豆储藏器官的构成特点,使铅很难最后进入可食部分。

3.2.2 水稻

表 3、4 列出水稻各器官中铅含量。水稻根对

表 3 盆栽水稻各器官中铅含量(mg/kg)

处理	糙米	叶	茎	根
CK	0.85	0.72	1.10	4.10
100	0.92	0.92	1.08	137.04
200	0.97	1.39	1.26	233.21
300	1.08	2.02	1.89	311.19
500	1.57	2.69	2.37	598.34
750	1.18	3.37	3.38	1032.28
1000	1.06	4.15	4.12	1490.60
1500	1.22	5.32	4.33	2386.90
2000	1.73	5.09	5.63	2472.80
3000	2.32	5.31	10.31	3713.65

表 4 微区水稻各器官中铅含量(mg/kg)

处理	糙米	叶	茎	根
CK	0.45	1.44	1.13	2.18
100	0.46	1.59	1.91	85.27
200	0.59	1.25	1.91	337.23
300	1.18	1.53	2.41	436.06
500	1.03	1.63	2.90	851.67
750	1.60	3.06	3.63	1630.85
1000	1.15	2.67	6.06	1543.60
1500	1.40	6.48	8.61	2767.50
2000	1.61	9.09	13.17	3721.10
3000	2.09	9.02	14.24	4504.40

无论是土壤全铅量还是用不同液土比 DTPA 和 NH_4Ac 浸提的土壤中有有效态铅量,它们都和 2 种作物地上各器官中铅含量有显著相关性,作物各器官之间铅含量的相关性也很好^[16],这说明作物本身作为一个整体,各个部位之间是密切联系,相互影响的。

4 污泥施肥时铅的控制标准

进入土壤中的铅以化学吸附占绝对优势。国外报道过在一种 pH 为 5.9, CEC 为 30.3me/100g 土的粘质壤土(Clay loam)上,以非交换态吸持的铅量超过了 20000 $\mu\text{g/g}$ ^[17]。我们用等温吸附实验方法对土壤中铅的化学容量进行了探讨,发现基本符合 Langmuir 等温吸附线,并计算出土壤对铅的最大吸持量为 15860.8 $\mu\text{g/g}$ 土,而土壤对铅的化学容量是最大吸附量与土壤中铅的背景值之和,即:15860.8+20.0=15860.8 $\mu\text{g/g}$ 。

不能把铅的土壤化学容量作为铅的土壤环境容量,对照本试验结果,当土壤中铅含量为

260.03mg/kg 时,水稻盆栽糙米中铅含量即达到 1mg/kg。尽管此时作物产量和对照相比差异并不显著(未减产 10%),但从卫生学角度考虑,只能接受此值作为铅的安全标准。

考虑到作物地上部从土壤中吸收积累和铅一般只占土壤总铅量的极小部分^[12],其它绝大部分仍残留在土壤里。因此设 100% 作为土壤铅的残留率,从土壤动态方程^[18]即可推算出污泥中铅的最高允许含量。计算公式如下:

$$c_L = c_0 + c_1 \cdot W_1 \cdot n / W$$

式中, c_L 为耕层土壤中铅的临界值(mg/kg),

c_0 为土壤中铅的本底值(mg/kg),

c_1 为污泥中铅的最高允许含量(mg/kg),

W_1 为污泥施用量($\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$),

W 为耕层土壤重量(t/hm^2),

n 为污泥施用年限(a)。

在本试验中, $c_L = 260\text{mg/kg}$, $c_0 = 20.0\text{mg/kg}$, 污泥施用量通常为 $W_1 = 30\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, 施用年限一般为 $n = 30\text{a}$, 耕层土壤重量 $W = 2250\text{t}/\text{hm}^2$, 代入上式可以计算出 $c_1 = 600.1\text{mg/kg}$ 。

这表明,根据试验和计算结果,华北地区石灰性土壤上污泥中铅最高允许含量为 600mg/kg。

目前我国正式颁布的“农用污泥中有害物质控制标准”中铅的标准为 1000mg/kg(中性和石灰性土壤)^[7],这一标准未免太宽。前已述及,铅是具有长期潜在毒害的生态污染元素,为了保险和从严考虑,应以吸收积累最多的敏感作物其可食部分不超过卫生标准为依据来制订污泥标准。根据我们试验结果,建议最好修订为 600mg/kg。

5 基本结论

(1) 土壤中的铅对大豆、水稻生长发育不易出现可见伤害,大豆和水稻对铅毒害耐受能力差别不太大。

(2) 铅在大豆体内分配顺序为:根>叶>荚壳>籽粒,大豆籽粒对铅积累较少。铅在水稻体内分配顺序为根>茎、叶>糙米。水稻各个器官中铅含量均高于大豆。2 种作物的根对铅有强烈富积作用。(下转第 37 页)

冷态实验还观察到,湖砂的除尘效率高于人工破碎的鹅卵石。因为湖砂形状比较规则,空隙分布均匀,而人工破碎的鹅卵石形态不规则,其中含有部分条形颗粒,造成空隙分布不均,局部床层空隙较大,使除尘效率下降。

4.4 不同厚度颗粒床层对除尘效率的影响

在冷态实验中,相同操作条件,床层增厚使除尘效率提高。但当床层厚度大于 150mm 时,床层增加,除尘效率的提高幅度减慢,故需综合考虑经济因素,全面考虑。

4.5 颗粒层流速对除尘效率的影响

在本实验范围内,颗粒层移动速度变化较小,对除尘效率的影响不明显。

4.6 工业热态试验

试验在沸腾工业炉除尘器上进行,床层厚 150mm,颗粒直径 $d_p = 1-2\text{mm}$,颗粒层移动速度 $2-14\text{cm/min}$,风速为 0.2m/s ,烟气进口浓度 7000mg/Nm^3 ,出口气体含尘量 $< 200\text{mg/m}^3$,除

尘器运行正常。试验表明,冷热态除尘效率的实验结果基本相符。

5 结 论

(1)影响移动床颗粒层除尘器除尘效率的显著因素是过滤风速,从实验结果看,取风速为 0.2m/s 左右较适宜。

(2)过滤床层中的颗粒直径取 $1-2\text{mm}$ 较好。

(3)综合考虑除尘效率及经济因素,过滤床层厚度应等于或略大于 150mm。

参考文献

- 1 张立平等. 现代化工. 1992,5:57
- 2 尾崎勲平等. 川崎技报, 1977, 64 号
- 3 真下孝等. 川崎重工业技报, 1979, 70 号
- 4 外山茂树等. 化学工科学论文集(日). 1987, 13(5):621
- 5 外山茂树等. 化学工科学论文集(日). 1989, 15(2):428
- 6 Emi H et al. . First Pacific Chem. Eng. Congress. Kyoto, Japan: 1972:10
- 7 城乡建设环境保护部. 农用污泥中污染物控制标准. GB4284-84, 1984
- 8 周毅等. 农业环境保护. 1986, 2:9
- 9 张学询等. 环境科学学报. 1988, 8(3):295
- 10 周鸿等. 环境科学学报. 1986, 6(1):60
- 11 顾淑华等. 环境科学学报. 1989, 9(1):27
- 12 林舜华等. 植物生态学与地植物丛刊. 1985, 9(2):85
- 13 夏增禄. 土壤环境容量及其应用. 北京:气象出版社, 1988:34
- 14 Page A L et al. Utilization of Municipal Wastewater and Sludge on Land. Univ. of California, 1983:237
- 15 李应学等. 农业环境保护. 1988, 7(1):12
- 16 杨卓亚等. 土壤资源的特性和利用. 北京:北京农业大学出版社, 1992:105
- 17 Adriano D C. Trace Element in the Terrestrial Environment. New York: Springer-Verlag Inc, 1986:219
- 18 王宏康. 中国环境科学. 1983, 3(5):56
- 1 王宏康. 环境化学. 1991, 10(5):35
- 2 杨崇洁. 环境科学. 1989, 10(3):2
- 3 张学询等. 中国环境科学. 1988, 8(2):20
- 4 David Purves. 环境中的痕量元素污染. 西安:天则出版社, 1989:155, 207, 222
- 5 叶岱夫. 农村生态环境. 1986, 2:37
- 6 Webber J. Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. London: Applied Science Publishers, 1981:159

(上接第 11 页)

(3)土壤对铅具有很大化学容量,但根据食品卫生学标准确定石灰性土壤铅的临界含量为 260mg/kg ,由此推算出污泥施肥时铅安全控制以 600mg/kg 为宜。

致谢 本校环保专业 87 级学生米长宏、袁红宇参加了实验室分析工作。

参考文献

Abstracts

Chinese Journal of Environmental Science

Study on Removing Hexavalent Chromium by Sulfate-Reducing Bacteria (SRIV). Wang Pin et al. (Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 1—4

A strain of sulfate-reducing bacteria capable of reducing hexavalent chromium was isolated from electroplating sludge by using Hungate anaerobic technique. The strain was a motile curved rod, possessing singly polar flagella. The cell was 0.5—0.8 μm in length, non-sporing, non-capsules, Gram-negative. The oxidation was incomplete, leading to acetate production; and glucose, sucrose, pyruvate, $\text{H}_2 + \text{CO}_2$, alcohol, and formate were fermented in the absence of an external electron acceptor. These characteristics established the isolate as *Desulfovibrio* sp. Reclaiming of hexavalent chromium with the isolate has shown that it was resistant to Cr(VI) concentrations of up to $10 \times 10^{-3} \text{ mol/L}$ at the optimum temperature 30°C and at optimum pH 7.0. And under such conditions, the optimum Cr(VI) concentration for its growth was $4 \times 10^{-3} \text{ mol/L}$. The removal of Cr(VI) was 99.8%. SRIV strain was an engineered strain in removing Cr(VI) from wastewater.

Key words: sulfate-reducing bacteria, chromium, electroplating wastewater.

Inhibition of Nickel to the Anaerobic Digestion.

Wang Jusi et al. (Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 5—8

The inhibition of nickel ion to anaerobic digestion was described in this paper. Nickel ion was added at different concentrations in three experimental digesters. No inhibition effect on the anaerobic system was observed when daily addition of nickel to the digester was less than 36.4 mg/L. When the daily addition of nickel was 40—60 mg/L, or more than 80 mg/L, however, digestion system was inhibited significantly or seriously, respectively. Toxicity of nickel to anaerobic system was found to be dependent on the concentration of dissolved nickel ions in digester. The system was not affected when the concentration of dissolved nickel ion is less than 2.5 mg/L. At the ratio of concentration of daily nickel addition to activated sludge (dry weight) being less than 0.08 (w/w), the digestion system would be normally running.

Key words: nickel, anaerobic digestion, inhibition effect.

Crops Lead Pollution by Sludge Land Application.

Yang Zhuoya, Wang Hongkang. (Resource and Environment College, Beijing Agricultural

University, Beijing, 100094); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 9—11

Pot experiments and field trails were conducted to study the effect of soil lead levels on phytotoxicity, growth and tissue accumulation in soybean and rice grown on sludge treated calcareous soil. The results indicated that lead didn't cause significant growth depression symptoms of the two crops. The lead tolerabilities of two crops were equal. As a whole, the higher lead concentration in soil would bring about higher lead concentration in crops tissue. The lead accumulation rate of the two crops was different, soybean absorbed fewer lead than rice. Soil lead concentration 260 mg/kg would make rice seed lead concentration to reach 1 mg/kg. This value was suggested as critical level in the soil, and 600 mg/kg was calculated as maximum permissible concentration in sludge when it is applied on cropland.

Key words: lead, sludge, soybean, rice, control standard.

Nonlinear Description of Industry-Environment Systems.

Qi Anshen et al. (Department of Physics, Beijing Normal University); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 12—15

In this note, a nonlinear dynamic modeling describing the time evolutions of industry-environmental systems is established using the theory and method of self-organization. The model characterizes the interactions amongst the output, the investment in environment protection, the improvements in production technique and pollution control, and the environmental capacity. The modeling is simple and easy to use. Additionally, the modeling is employed to study the problems of industry development and environmental pollution in Baiyin region, Gansu Province.

Key words: industry-environment system, the theory of self-organization, nonequilibrium phase transition, coordinative development.

Current Level and Distribution of Environmental Radiation in Beijing.

Zhang Wenying et al. (Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 16—19

This paper reports the environmental radiation level in Beijing. The monitoring sites were set up by net-grid method. In Beijing the grid point-weighted average values for γ radiation dose and cosmic ray outdoors radiation dose are 56.2 and 32.3 nGy/h, respectively. The area-weighted average values of U-238, Th-232, Ra-226, K-40 and Cs-137 in soil are 19.4, 34.1, 21.4, 662 and 8.3 Bq/kg, respectively. The concentration range of U, Th and