

铜锌交互作用和土壤 γ -辐射对大麦和黑麦草生长的影响^①

骆永明 严蔚东

Peter Christie

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

(The Queen's University of Belfast, Belfast BT9 5PX UK)

摘 要 盆栽试验结果表明, 在外加铜 100 mg kg^{-1} 和锌 150 mg kg^{-1} 时, 铜锌交互作用可提高其毒性, 使大麦和黑麦草生物量显著减少和土壤铜锌临界限值降低。土壤 γ -辐射可促进金属单一或复合污染及对照土壤上大麦和黑麦草生长而增产, 但在外源铜污染 (100 mg kg^{-1}) 时, 植物受害、生物量显著减少。黑麦草对 Cu 的敏感性高于春大麦。在制定土壤金属污染标准时应考虑金属交互作用和土壤消毒作用的效应。

关键词 铜锌交互作用; γ -辐射; 大麦; 黑麦草; 土壤标准

铜和锌既是植物微量营养元素, 又是环境污染元素。由于这两种元素的作物缺乏或毒害的普遍存在, 加上其在环境化学行为上的明显差异, 因而在农业和环境科学领域常被研究。在自然土壤或如污泥这样的污染物中, 铜锌通常是伴随的^[1]。业已证明, 铜锌的交互作用存在于土壤颗粒表面和植物体内^[2], 其后果影响到植物生长^[3]。据此, 我们认为, 铜锌的交互作用有可能通过提高铜或锌溶解性而使处于边缘性污染土壤中的铜锌生物有效性增加而危害植物生长。另有研究已表明, 土壤中铜的溶解性很大程度上受到土壤溶液中可溶性有机物的控制, 而锌则更受介质 pH 的影响^[1, 4]。近来的培养试验发现, 土壤 γ -辐射后, 因改变土壤溶液有机物浓度和 pH 而显著地影响到铜和锌的水或弱酸浸提性^[4, 5]。这一发现启示我们, γ -辐射可能会通过影响土壤金属溶解性或生物有效性而影响植物生长。为验证以上两种推测, 我们进行了盆栽试验。本文报道了铜锌交互作用和土壤 γ -辐射对大麦和黑麦草生长的影响。

1 材料与方法

1.1 土壤

盆栽试验所用土壤采自英国北爱尔兰耕地土壤表土 (0 ~ 15 cm), 为页岩和砂岩混合风化母质发育的微酸性砂壤土, 是当地典型的农业土壤。鲜土采样后过 8 mm 筛, 然后风干备用。其基本性质为: pH(水) 6.5, CEC $15.2 \text{ cmol kg}^{-1}$, 总碳 24.0 g kg^{-1} , 全氮 2.00 g kg^{-1} , 由标准方法确定^[6]; 土壤全铜量为 31.3 mg kg^{-1} , 全锌 57.0 mg kg^{-1} , 由 x 射线荧光光谱仪测定。

所用植物为春大麦 (*Hordeum vulgare* L. cv. Forrester) 和多年生牧草 (*Lolium perenne* cv. Magella)。

① 中国科学院院长特别基金, 国家自然科学基金重点基金 (49831070), 江苏省青年科技基金 (BQ98050), 中国科学院南京土壤研究所土壤圈物质循环开放研究实验室基金和土壤与环境联合开放研究实验室基金项目资助。

1.2 盆栽试验

取过筛风干土进行或者加金属盐与不加处理或者 γ -辐射与不辐射处理。这些处理包括: (1)对照(以 CK 表示); (2)对照+ γ -辐射(CK+ γ); (3)以硝酸铜(分析纯)溶液加入 $100\text{mgkg}^{-1}\text{Cu}$ 土(Cu); (4) $100\text{mgkg}^{-1}\text{Cu}$ + γ -辐射(Cu+ γ); (5)以硝酸锌(分析纯)溶液加入 $150\text{mgkg}^{-1}\text{Zn}$ (Zn); (6) $150\text{mgkg}^{-1}\text{Zn}$ + γ -辐射(Zn+ γ); (7) $100\text{mgkg}^{-1}\text{Cu}$ + $150\text{mgkg}^{-1}\text{Zn}$ (Cu+Zn); and (8) $100\text{mgkg}^{-1}\text{Cu}$ + $150\text{mgkg}^{-1}\text{Zn}$ + γ 辐射(Cu+Zn+ γ)。对照和金属盐单一处理土壤中不足的氮用 NH_4NO_3 补足, 相当于金属盐复合处理的氮。选择这样的锌铜加入量, 其目的是使土壤总锌和总铜含量提高到目前英国政府对施污泥农业土壤推荐的金属极限安全浓度^[7]。受 γ -辐射的土壤预先湿润至田间持水量的 60%, 然后用⁶⁰Co GBI (Gamma Beam Irradiator)辐射, 使总吸收辐射剂量达 10K Gy。辐射前预湿润的原因是为了提高其消毒效率^[8]。

将辐射与未辐射土壤装入上缘直径和高均为 150cm 的塑料盆钵, 每盆装 1.5 kg(干土计)。土壤溶液取样器(Rhizon SMS)^[9]埋在盆的中央, 每盆一支, 以非破坏性法抽提土壤溶液^[9]。用蒸馏水调土壤含水量为田间持水量的 80%。每个处理 4 次重复, 随机区组排列。

每盆播大麦或牧草种子 8 颗, 在温度为 $18 \pm 3^\circ\text{C}$ 玻璃房、自然光照下生长。盆中土壤湿度用蒸馏水保持在田间持水量的 80%。植物生长 50 天后, 用不锈钢剪刀沿土面收割植株地上部, 称鲜重、洗净, 置烘箱内于 105°C 下烘 48 小时, 称干重。同时, 将盆中土壤一分为二, 一半风干, 供土壤分析用; 另一半用水冲洗, 取根样, 洗净后置烘箱内于 105°C 下烘 48 小时, 称干重。

本文给出的结果为各处理 4 次重复的平均值。数据经方差分析检验, 各变量内的平均值用新复极差法(SSR, $\alpha=0.05$)比较。

2 结果与讨论

锌铜交互作用和土壤 γ -辐射对大麦生物量的影响见表 1。从表 1 可以看, 在对照或相同金属盐加入时, γ -辐射处理的土壤上大麦的地上部鲜重、干重和根干重通常显著地比未经 γ -辐射处理的高, 尤其对 Cu+Zn 处理, 其地上部差异约一倍。无论在 γ -辐射处理还是在未处理的土壤中, Zn 处理(加 Zn 150mgkg^{-1})的地上部分鲜、干物质量与对照无差异, 但 Cu+Zn 复合处理的生物量最少, 远远低于 CK、Zn 或 Cu 处理; 在 γ -辐射处理土壤中加入 Cu 100mgkg^{-1} 使地上部生物量显著低于对照。这些表明: 1)Cu-Zn 交互作用可毒害大麦而抑制生长, 致使减产; 2)土壤 γ -辐射可促进大麦生长而增产, 但在较高外源铜污染时可能因提高铜毒性而使大麦减产。

表 1 锌铜交互作用和土壤 γ -辐射对大麦生物量的影响

处理	植株鲜重(g)	植株干重(g)	根干重(g)
CK	10.69±0.33 ^{cd}	1.01±0.05 ^e	0.25±0.02 ^b
Cu	10.24±0.46 ^d	1.02±0.05 ^e	0.24±0.02 ^{bc}
Zn	10.49±1.76 ^d	1.03±0.15 ^{de}	0.21±0.03 ^c
Cu+Zn	6.24±0.45 ^e	0.69±0.05 ^f	0.22±0.03 ^c
CK+ γ	18.97±0.82 ^a	1.79±0.20 ^a	0.36±0.05 ^a
Cu+ γ	15.90±1.40 ^b	1.46±0.13 ^{bc}	0.30±0.02 ^{ab}
Zn+ γ	18.24±1.23 ^a	1.68±0.10 ^{ab}	0.31±0.06 ^{ab}
Cu+Zn+ γ	12.59±0.20 ^c	1.18±0.07 ^{cd}	0.35±0.03 ^a

表 2 显示锌铜交互作用和土壤 γ -辐射对黑麦草生物量的影响。从表 2 可见, 与大麦

的结果相似,在对照或相同金属盐加入时, γ —辐射处理的土壤上大麦的地上部鲜重、干重和根干重几乎总是显著地比未处理的高,同样地,对 Cu+Zn 处理,其地上部差异可达一倍以上。无论在 γ —辐射处理还是在未处理的土壤中,单 Zn 处理的地上部干物质重与对照无差异,但单 Cu 处理使地上部生物量不仅显著地低于对照,而且低于单 Zn 处理,Cu+Zn 复合处理的生物量也是最少,远远低于 CK、Zn 或 Cu 处理,与对照相差 2—3 倍。这些结果再次表明:1)Cu—Zn 交互作用不仅可毒害大麦而且也可毒害黑麦草,抑制生长,降低产量;2)土壤 γ —辐射也可促进黑麦草生长而增产,但在较高外源铜污染时,也可能因铜毒而使黑麦草减产;与种植大麦情况不同的是,在加入 Cu 100mgkg⁻¹,而未经 γ —辐射的土壤上黑麦草生物量显著减少,这说明加入 100mgkg⁻¹Cu 可对黑麦草构成毒害作用,黑麦草对 Cu 的敏感性高于春大麦。在同样遭 Cu 毒害情况下,Cu+ γ 处理的黑麦草生物量显著高于 Cu 处理,可能是由于土壤 γ —辐射改变了土壤性状如提高了养分有效性,而缓和了铜毒;另一种可能是 γ —辐射可增加可溶性有机物^[4,5],使大部分铜以络合态存在,从而降低其对黑麦草的毒性。

在本试验中,外加的铜为 100mgkg⁻¹和锌为 150mgkg⁻¹。若将土壤原有铜(31.3 mgkg⁻¹)或锌(57.0mgkg⁻¹)含量与外源的相加,可得出初始状态的土壤全铜和全锌量为 131.3mgkg⁻¹Cu 和 207.0mgkg⁻¹Zn。本试验土壤 pH 为 6.5。在这土壤酸度时,农业土壤铜和锌的限值为 135mgkg⁻¹和 300mgkg⁻¹(从微生物毒性角度锌的限值被推荐为 200mgkg⁻¹^[7])。本试验的两种金属含量低于或恰好在限值的边缘。可见,存在明显铜锌交互作用时,金属的土壤限值可以降低。这也说明以土壤全量制定金属污染标准的不足,同时部分地支持了应以土壤生物有效态为依据制定土壤金属污染标准的观点。

3 小结

盆栽试验结果表明,在外加铜 100 mgkg⁻¹和 150mgkg⁻¹剂量时,可能由于铜锌交互作用大幅度增加有效态金属浓度而提高其毒性,使大麦和黑麦草生物量显著减少。本试验的两种金属含量低于或恰好在农业土壤限值的边缘。铜锌交互作用明显时,金属的土壤限值可以降低。土壤 γ —辐射可促进金属单一或复合污染和对照土壤上黑麦草和春大麦生长而增产,但在较高外源铜污染(100mgkg⁻¹ Cu)时,植物受害、生物量显著减少,黑麦草对 Cu 的敏感性高于春大麦。制定金属污染标准应考虑金属交互作用和土壤消毒作用的效应。本试验的结果验证了我们的初始推断。

表 2 锌铜交互作用和土壤 γ —辐射对黑麦草生物量的影响

处理	植株鲜重(g)	植株干重(g)	根干重(g)
CK	8.08±1.42 ^d	0.94±0.14 ^d	0.23±0.05 ^b
Cu	5.48±0.27 ^c	0.63±0.05 ^c	0.19±0.02 ^c
Zn	9.13±0.82 ^c	1.02±0.06 ^c	0.27±0.01 ^{ab}
Cu+Zn	2.95±0.52 ^f	0.33±0.06 ^f	0.12±0.01 ^d
CK+ γ	14.7±0.85 ^a	1.68±0.10 ^a	0.41±0.05 ^a
Cu+ γ	9.61±1.15 ^c	1.10±0.11 ^c	0.22±0.02 ^b
Zn+ γ	12.93±0.60 ^b	1.47±0.05 ^{ab}	0.36±0.08 ^a
Cu+Zn+ γ	7.61±0.20 ^d	0.84±0.07 ^d	0.21±0.02 ^{bc}

致谢:作者感谢世界银行和英国女王大学农业与环境科学系对本项研究工作的支持。

参 考 文 献

1 Luo Y M and Christie P. Soil Science and Plant Nutrition, 1997, 43, 1041~1046

- 2 Rimmer D L and Luo Y M. *Pedosphere*, 1996, 6: 335~340
- 3 Luo Y M and Rimmer D L. *Environmental Pollution*, 1995, 88: 79~83
- 4 Yan W D, Luo Y M and Christie P. *Pedosphere*, 1998, 8: 135~142
- 5 Luo Y M and Christie P. In: *Proceedings of the Fourth International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements* (Edited by I. K. Iskandar et al.), pp. 229~230, University of California, Berkeley, 1997
- 6 Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. *The Analysis of Agricultural Materials*. MAFF/ADAS Reference Book 427, HMSO, London, 1986
- 7 Ministry of Agriculture, Fisheries and Food/ Department of the Environment, *Review of the Rules for Sewage Sludge Application to Agricultural Land: Soil Fertility Aspects of Potentially Toxic Elements*. Report of the Independent Scientific Committee. MAFF Publications, London, 1993
- 8 Jackson, N E, Corey, J C, Frederick, L R and Picken, J C. *Soil Science Society of America Proceedings* 1967, 31: 491~494
- 9 吴龙华, 骆永明. 根际土壤溶液取样器——介绍一种新型原位土壤溶液采集装置. *土壤*, 1999, 31(1): 54~56



(上接第 78 页)

- 3 骆永明. 污染土—水环境的植物修复——一种绿色净化技术. 迈向 21 世纪的土壤科学, 中国土壤学会编, 2000: 135~138
- 4 许光辉, 李振高编著. *微生物生态学*. 东南大学出版社, 1991
- 5 Lester J N. In: *Heavy Metals in Wastewater and Sludge Treatment Processes*. Vol. II. Treatment and Disposal (Edited by J. N. Lester). CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, 1987, 15~40
- 6 Luo Y M and Christie P. In: *Proceedings of the Fourth International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements* (Edited by I. K. Iskandar et al.), University of California, Berkeley 1997, 299~230
- 7 Doleman P et al., *Biol. Fertil. Soils*, 1994, 17: 177~184
- 8 Filebbach A et al., *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26: 1201~1205
- 9 Baath E., *Water, Air and Soil Pollution*, 1989, 47: 189~215
- 10 Duxbery T. and Bicknell B. *Soil Biol. Biochem.*, 1983, 15: 243~250
- 11 Chander K. and Brookes P C. *Soil Biol. Biochem.*, 1991, 23: 909~915
- 12 蒋先军等. 重金属污染土壤的植物修复研究. I. 金属富集植物 *Brassica Juncea* 对铜、锌、镉、铜污染的响应. *土壤*, 2000, 32(2): 71~74
- 13 中国科学院南京土壤所微生物室编著. *土壤微生物研究法*. 科学出版社, 1985
- 14 Milosevic N. et al., *Acta Horticulturae*, 1997, 462: 133~137
- 15 Hoflich G. and Metz R. *Bodenkultur*, 1997, 48(4): 239~247
- 16 Palmborg C. et al., *Soil Biol. Biochem.* 1998, 30(3): 345~357
- 17 Brookes P C and McGrath S P. *Journal of Soil Science*, 1984, 35: 341~346