

土壤质量的生态毒理学评价

易 秀¹, 刘秀华¹, 周玉明²

(1. 长安大学水资源与环境工程系, 陕西 西安, 710054; 2. 青海尖扎中学, 青海 尖扎 811200)

摘 要:重点介绍了生态毒理学评价的方法及标准, 讨论了土壤因子、实验物种的差异性对实验结果的影响。同时陈述了选择实验室 – 田间推测系数的一些正反面观点。

关键词:土壤质量; 生态毒理评价; 可持续利用

中图分类号:X171.5 **文献标识码:**A **文章编号:**1000 – 0267(2001)05 –

Evaluation on Soil Quality by Ecotoxicological Method

YI Xiu¹, LIU Xiu-hua¹, ZHOU Yu-ming²

(1. Department of Water Resource and Environment Engineering, Chang'an University, Shaanxi, Xi'an 710054 China;

2. Qinghai Jianzha Middle School, Qinghai, Jianzha, 811200 China)

Abstract: It has been known that the evaluation of soil quality is the foundation for sustainable utilization of soil resource. This paper presents an emphatically method and criteria by ecotoxicological evaluation method. It discusses effects of soil factors and test species on experimental results, as well as the states of some positive or negative arguments in choosing a laboratory – field extrapolation factor.

Keywords: soil quality; ecotoxicological evaluation; sustainable utilization

近几年来,关于土壤质量在持续生产中的作用及其与植物、人类健康之间的关系,受到了各国科学家的关注。不少学者对土壤质量的定义、指标与量化方法,以及土壤质量评价等提出了很多新的观点和方法^[1,2]。本文综述了国外学者在土壤质量与生物之间关系的研究成果,目的是通过这些研究思路对国内土壤资源合理开发与土壤质量评价工作有所助益,从而使土壤资源的开发利用做到可持续发展。

1 生态毒理风险评价

生态毒理风险评价是一个预测环境污染物对生态系统或其中某些部分产生有害影响可能性的过程。它通过一些敏感物种的实验结果,来估计污染物对生态系统产生危害的环境浓度。目前提出了几种预测的方法。其中之一就是建立一个大的毒性实验数据集,通过回归分析进行推断^[3,4]。如 X 物质对物种 A 的毒性可通过对物种 B 的毒性来预测。Kooijman^[5]建立了一个模型,该方法允许暴露在同一污染物下的不同物种之间有差异,也允许由于推断过程所依据的

实验物种数目所限而造成的不确定性。他提出了一个群落中最敏感的物种不受化学物质毒害的安全系数。Van Straalen^[6]根据 Kooijman^[5]建立的模型改变了保护标准,使结果发生了变化,同时认为保护生态系统没有必要着力保护最敏感的物种。而应根据生态系统的反馈能力和缓冲容量考虑最小的各种影响因素。

下面将 Van Straalen^[6]和其他学者在土壤质量生态毒理评价方面所做的工作作一概述。

2 生态毒理风险评价过程

首先提出污染物非显性影响浓度值(*NOEC*, no observed effect concentration)作为生态风险评价的合理依据。*NOEC* 值在田间条件下比半致死浓度(*LC*₅₀)值更具有代表性,其他学者也赞同此观点^[7]。其次, *NOEC* 值应当根据与大量实验物种有关的生态标准确定。实验生物体应当优先选择群落中最具有保护意义的“代表”。最后提出建立实验生物体的有关集合。这个集合应当包括: ①主要的生产者、消费者和分解者; ②在分类学上属于不同组的物种。因为不同物种对污染物的敏感度与其生理属性有关^[8]; ③以不同途径(从土壤溶液、从摄取的土壤物质、从土壤空气)暴

收稿日期: 2000 – 10 – 28

作者简介: 易 秀(1965—),女,在职博士,现从事水资源与环境方面的教学及科研工作,已发表科研论文 15 余篇。

露在各种化学物质下的生物种类。*NOEC* 确定后,以下工作对风险评价是很有必要的。

(1) 用不同类型土壤进行毒理实验时, *NOEC* 值应当标准化。

(2) 由于不同物种对化学物质的敏感程度不同,需要考虑一个安全系数来保护大多数物种。

(3) 考虑到田间条件下毒性的变化,应当估计一个实验室-田间推测系数。

3 生态毒理风险评价中的影响因素

3.1 土壤因子的影响

风险评价中的第一步是将毒性实验中获得的数值标准化,这是很有必要的。因为土壤中化学物质的毒性受一系列土壤物理化学因子的影响。例如 Van Gestel^[9] 通过比较两种土壤研究了氯苯对蚯蚓的毒性,发现在有机质含量低的土壤中对蚯蚓的毒性明显高;按照土壤溶液的浓度用 LC_{50} 来表示时,上述差异就消失了。显然脱离了土壤本身的特点来讨论土壤中化学物质的毒性是毫无意义的。

荷兰的环境计划部提供了一些非污染土壤中污染物的参考值(根据荷兰农村或自然保护地的背景值研究结果提出的),并假定污染物浓度在此参考值下土壤仍能保持正常的多功能性。通过这些参考值和土壤特性之间的关系分析研究,发现每个参考值是土壤有机质和粘粒含量的函数。因此对每种污染物得出了一个参考值与有机质、粘粒含量之间的线性方程。如金属 Cd 有以下方程:

$$R_{Cd} = 0.4 + 0.007(L + 3H)$$

式中: R_{Cd} 为 Cd 的参考值, $\mu g \cdot g^{-1}$; L 为粘粒含量(颗粒 $< 2\mu m$), $\% (m/m)$; H 为有机质百分含量, $\% (m/m)$ 。

从这个公式中可以看出,有机质、粘粒含量高的土壤要比低的土壤接受 Cd 的水平高,并且有机质的影响比粘粒大。某种土壤当 $H = 10\%$, $L = 25\%$ 时,定义为“标准土壤”,此时 $R_{Cd} = 0.8 \mu g \cdot g^{-1}$ 。

根据上述关系可以推测不同类型的土壤中污染物的参考值。每个 *NOEC* 值通过下面的标准化过程来校正土壤因子的差异。

$$\overline{NOEC} = NOEC(L, H) \frac{R(25, 10)}{R(L, H)}$$

其中 $\overline{NOEC}$ 是标准土壤的 *NOEC* 值; $NOEC(L, H)$ 是实验条件为 L, H 下的 *NOEC* 值; $R(25, 10)$ 是标准土壤中某污染物的参考值; $R(L, H)$ 是实验条件为 L, H

下的某污染物参考值,可通过该污染物的线性关系方程计算。

上述处理方法仍有许多缺点,如没有考虑 pH,其对重金属、有机酸碱的毒性影响很大。今后的研究应将增加更多的定性化因子。

3.2 生物敏感程度的变异性

风险评价中的第二步允许物种之间有差异,这是实验数据最大的误差来源^[10]。因此建立一个模型,从中得出允许物种之间这种差异的一个安全系数,即选取一个对群落中 $p\%$ 的物种产生毒害的物质浓度 (HC_p , a hazardous concentration for $p\%$ of the species in a community) 作为临界值。

对某种污染物质而言,假定在一个大的群落内,这种物质对某物种的 *NOEC* 值可以用对数函数来描述,那么这个随机选定的物种其 $\ln(NOEC)$ 落在区 x_1 和 x_2 之间的概率为

$$\int_{x_1}^{x_2} f(x) dx, \quad (1) \quad \text{其中 } f(x) = \frac{\exp(\frac{\mu - x}{\beta})}{\beta \left[1 + \exp(\frac{\mu - x}{\beta}) \right]} \quad (2)$$

μ 为相应的平均值, β 为对数分布的一个宽度计算值。

上述分布可通过积分使公式简化。

现在定义该物质的 HC_p 为一个 x 值,这样选择一个其 *NOEC* 值比 HC_p 小的任意物种的概率为 δ_1 , 这里 δ_1 是一个任意小的数,相当于 $p/100$, 如 0.05。因此

$$\int_{-\infty}^{\ln HC_p} f(x) dx = \delta_1,$$

$f(x)$ 由 (2) 给出,积分可得

$$\frac{1}{1 + \exp\left(\frac{\mu - \ln HC_p}{\beta}\right)} = \delta_1,$$

$$HC_p = \exp\left[\mu - \beta \ln\left\{\frac{1 - \delta_1}{\delta_1}\right\}\right] \quad (3)$$

参数 μ 和 β 可以通过慢性毒性实验得出的一系列 *NOEC* 值估计出。假定从群落中取出 m 个随机物种进行实验,令它们的 $\ln(NOEC)$ 平均值为 x_m , 标准差为 s_m , 那么 μ 和 β 可以由下式估计出

$$\hat{\mu} = x_m \quad \hat{\beta} = \frac{s_m \sqrt{3}}{\pi}$$

由此得出 HC_p 的估计值

$$\hat{HC_p} = \exp\left[x_m - \frac{s_m \sqrt{3}}{\pi} \ln\left\{\frac{1 - \delta_1}{\delta_1}\right\}\right] \quad (4)$$

用上式估计 HC_p 时有可能产生较大的误差,其

其中之一就是物种数目限定在 m 内。为了避免过高估计 HCp , 引进第二个对数分布, 其与第一个分布具有相同的平均值 μ , 但有一个较大的标准偏差 βd_m 。如果 HCp 过高估计的概率为一个很小数 δ_2 , 则 d_m 取决于 m 和 δ_2 。因子 d_m 可由计算机模拟接近, 也可参考文献[5]中的表 2。

第二个分布中的形状参数 β' 可由下式估计

$$\hat{\beta}' = \frac{\sqrt{3}}{\pi} s'_m = \frac{\sqrt{3}}{\pi} d_m = \frac{3s_m}{\pi^2} d_m$$

方程(3)现在可以表示为

$$HCp = \exp \left[x_m - \frac{3s_m}{\pi^2} d_m \ln \left\{ \frac{1 - \delta_1}{\delta_1} \right\} \right] \tag{5}$$

这个表达式也可写作

$$\hat{HCp} = \frac{\exp(x_m)}{T} = \frac{NOEC}{T} \tag{6}$$

这里 T 定义作安全系数, 可由下式给出

$$T = \exp \left[\frac{3s_m}{\pi^2} d_m \ln \left\{ \frac{1 - \delta_1}{\delta_1} \right\} \right] \tag{7}$$

由方程(7)可以计算出一个群落中保护 $(100 - p)\%$ 物种的安全系数。Van Straalen 选择了 95% 的保护水平。

这个模型也可以逆向使用, 来估计污染物浓度为 c 时被保护物种的百分数。令方程(5)左边等于 c , 得到方程

$$q = 100 \left(1 - \left[1 + \exp \left\{ \frac{\pi^2}{3s_m d_m} (x_m - \ln c) \right\} \right]^{-1} \right) \tag{8}$$

这里 q 是环境污染物浓度为 c ($q = 100(1 - \delta_1)$) 时被保护物种的百分数。

3.3 实验室 – 田间推测系数

实验室获得的数据在田间条件下不一定能证实。实验结果的代表性很大程度上取决于实验条件。在选择实验室 – 田间推测系数时, 主要的争论点是它是否大于 1 或小于 1。表 1 提供了一些争论的观点, 从中并没有给出决策性的答案, 实验室 – 田间推测系

表 1 关于建立实验室 – 田间推测系数的观点

Table 1 Viewpoint for establishment of presuming factor between laboratory and field

观点	意见*
1. 在实验室, 生物有机体生于最佳条件。	+
2. 在田间, 化学物质的生物有效性低于实验室。	-
3. 在田间, 生物有机体暴露在许多混合的化学物质下。	+
4. 在田间, 生态系统的协调补充机理同时发挥作用。	+
5. 在田间会产生化学物质的迁移性。	-
6. 生物适应性的变化必然伴有生态性能方面付出的成本。	+

* “+”表示对外推系数大于 1 的观点持肯定意见; “-”表示持否定意见。

数似乎与 1 不应该有差异。

对于同一物种, 群体和个体对污染物的反应不一样。Van Straalen et al.^[1]研究表明, 不同的物种对同一种有害物抑制作用的敏感程度不同, 表现在群体增长速率方面。生态毒理学理论的发展, 结合生态群落学理论, 可以区分田间条件和实验室条件的不同之处。由于在田间条件下, 生态因素(生活史、调节者、竞争者)对预测有毒物质的毒性是最基本的, 因此了解实验物种的生态学特征是很有必要的。

4 结语

生态毒理风险评价的结果取决于研究者希望取得的保护水平, 这不是一个纯科学问题。Van Straale^[6]提出的 95% 的保护水平是一个合理的标准。有些比较敏感的土壤生物有机体忍受的有害物浓度比背景值稍高一点。因此标准的选择是一个非常关键的问题, 科学信息的缺乏, 将有可能导致一个低标准, 从而影响结果的可靠性。土壤有机体的生态毒理学研究仅仅是一个开始。对于土壤中的许多未定物质来讲, 还需要建立大量合理的模型以及定性定量的生态风险评价标准和方法。为了填补这个空白, 还必须加强土壤生物的生态毒理学研究, 这对我国显得尤其重要。

参考文献:

[1] 赵其国, 孙 波, 张桃林. 土壤质量与持续环境[J]. 土壤, 1997, 29(3): 113 – 120.

[2] 张桃林, 潘剑君, 赵其国. 土壤质量研究进展与方向[J]. 土壤, 1999, 31(1): 1 – 7.

[3] Blank H. Species dependent variation among aquatic organisms in their sensitivity to chemicals[J]. *Ecol Bull*, 1984, 36: 107 – 119.

[4] Sloof W, J A M Van Oers and D De Zwart. Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment[J]. *Environ Toxicol Chem*, 1986, 5: 841 – 852.

[5] Kooijman S A L M. A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species[J]. *Water Res*, 1987, 21: 269 – 276.

[6] Van Straalen N M and C A J Denneman. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria[J]. *Ecotox Environ Saf*, 1989, 18: 241 – 251.

[7] Ma W C. Regenwormen als bio – indicators van bodemverontreiniging. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Bodembeschermingsreeks 15, Staatsuitgeverij, s – Gravenhage

[8] Le Blanc G A. Interspecies relationships in acute toxicity of chemicals to aquatic organisms[J]. *Environ Toxicol Chem*, 1984, 3: 47 – 60.

[9] Van Gestel C A M and W C Ma. Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability[J]. *Ecotoxi Environ Saf*, 1988, 15: 289 – 297.

[10] Slooff W, J H Canton and J L M Hermens. Comparison of the susceptibility of 22 freshwater species of 15 chemical compounds. I. (Sub)acute toxicity tests[J]. *Aquat Toxicol*, 1983, 4: 113 – 128.

[11] Van Straalen N M, J H M Schobben and R G M De Goede. Population consequences of cadmium toxicity in soil microarthropods[J]. *Ecotoxi Environ Saf*, 1989, 17: 190 – 204.