

## 将生物有效性导入到陆生环境中

现有物质镍的风险评估是于 2008 年完成的。对这项活动目标的简要解释就是确定欧盟（EU）境内正在从事的镍的生产和使用是否会给人或环境带来风险。为了遵守欧盟理事会第 793/93 号条例（EEC），欧盟于 2001 年颁布了现有物质条例。“现有”物质是指 1981 年 9 月前欧共体内部使用的、并被列入《欧洲现有商用化学物质目录》中的化学物质。理事会第 793/931 号条例（EEC）为现有物质对人类健康和环境的风险评估设定了系统化的框架。

实施欧盟镍风险评估环境部分评估的概念性方法包括以下步骤（图 1）：



由于土壤化学成分的差异，两类土壤中暴露于镍的大麦根部表现出不同反应。

- 在整个生命周期（即从生产、使用到处置）内对排放到环境中的镍和镍化合物进行量化；
- 在本地和地区层面（PEC）的相关环境介质（水、沉积物、土壤、生物组织）中测定这类排放造成的镍浓度；
- 确定每一种相关环境介质的临界效应浓度（PNEC）；
- 对每一种相关环境介质的暴露浓度与临界效应浓度进行对比（风险描述）；以及
- 针对暴露浓度高于临界效应浓度的情形确定适当的校正措施（也称为风险管理）。如果暴露浓度低于临界效应浓度，则无需关注或采取措施。

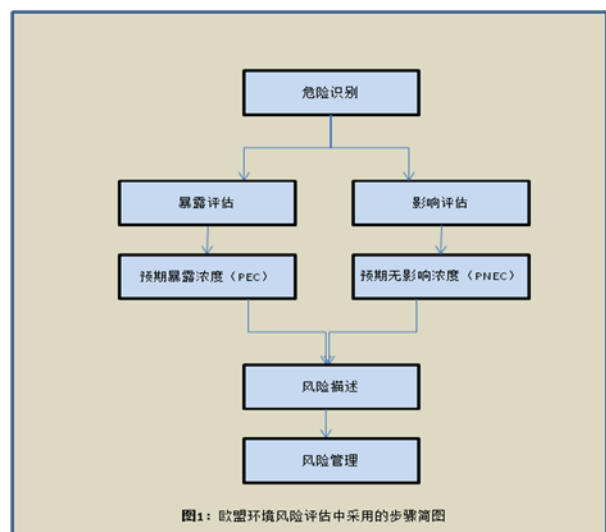
欧盟镍和镍化合物风险评估是在 2002 年到 2008 年期间实施的。在该过程中，丹麦环境保护局（DEPA）作为报告起草人与国际镍工业界密切合作。欧盟镍物质（金属镍、碳酸镍、氯化镍、硝酸镍和硫酸镍）环境风险评估报告（RARs）经新物质和现有物质技术委员会（简称 TCNES，由欧盟成员国技术代表组成）详尽评审后于 2008 年春季提交。健康与环境风险科学委员会（SCHER）对报告进行了最终同行评议（参见第 8 节）。2009 年 11 月，欧盟委员会健康与消费者保护司发布了镍和镍化合物风险评估的最终报告。

欧盟风险评估报告（EU RAR）获得欧洲内部的认可之后，经济合作和发展组织（OECD）内的国际层面上又对数据集进行了讨论。经济合作与发展组织（OECD）的筛选资料数据集（SIDS）的初期评估会议（IAS，工业及应用数学学 SIAM 28，2008 年 10 月）认可了用于欧盟风险评估报告的镍生态毒性数据集，该数据集使用镍生物有效性模型对镍生态毒性数据进行了标准化。

### 1 导论

环境风险在风险评估框架中的典型特征是考虑暴露浓度和临界浓度的比率。经合组织国家的临界效应浓度是根据预期无影响浓度（PNEC）确定的，PNEC 一般通过用高度可溶、几乎完全分解的金属盐对“洁净的”标准土壤进行修正后不久进行的长期实验室生态毒性测试获得的。

在这些测试条件下，大多数金属通常以生物有效性和毒性最高的形式存在，由此产生的毒性阈值接近或低于天然土壤中的镍背景浓度。研究表明，在考虑土壤中镍（及其他金属）的生物有效性时，以下因素对于确定镍对土壤生物的生态毒性最为重要：



- 金属形态: 镍会以多种形态进入土壤环境, 例如可溶 (与高生物有效性相关, 例如可溶盐) 或微溶化合物 (与低生物有效性相关, 例如氧化物);
- 老化: 实验室镍加标土壤往往比受同样浓度镍污染的野外土壤表现出更高的毒性。与相应的野外受污染土壤相比较, 加标土壤较高的镍毒性可部分归因于向土壤加镍与毒性测量之间的时间间隔。加标土壤中镍的生物有效性和毒性往往会以一种依赖于土壤 pH 值的方式随时间递减 (参见第 2.1 节); 以及
- 土壤特性: 镍毒性高度依赖于土壤特性。具体而言, 镍对植物、无脊椎动物和微生物过程的毒性会随土壤有效阳离子交换量 (eCEC)<sup>1</sup> 的递增而递减 (参见第 2.2 节)。

就实际而言, 这意味着实验室加标土壤与野外受污染土壤之间, 以及不同物理化学特性的土壤之间镍毒性会有很大差异。这也意味着用不同类型的土壤对同样的陆生物种进行的毒性测试可能会导致不同的毒性结论。因此, 一般性 PNEC 可能会在很大程度上造成保护不足或保护过度的后果, 这取决于用来产生毒性数据的土壤和程序。因此, 显然有必要用生物有效性模型来解释这些差异, 从而为陆生环境生成特定于场所的 PNEC。

本情况报道总结了用于陆生环境的镍生物有效性模型的开发过程, 同时提供了关于如何对这类体系实施生物有效性校正的明确指导。

## 2 生物有效性校正因子

### 2.1 对淋洗效应和老化效应的校正

用于 PNEC 推导的镍土壤毒性数据 (参见情况报道 2) 一般是根据实验室内用一种可溶性镍盐加标的土壤确定的。对照研究表明, 与野外受污染土壤或老化土壤相比, 新加标土壤中的毒性测试一般会高估了镍对土壤生物/微生物过程的毒性。据观测, 土壤中镍的可溶性会随初次快速吸附阶段后平衡时间的延长而显著下降。因此, 可以预期的是, 与长期平衡土壤相比, 用一种可溶性镍盐加标土壤后立即对土壤进行测试也会对导致镍毒性估计过高。

而且, 用一种可溶性金属盐加标土壤也会增大离子强度并降低土壤的 pH 值, 从而改变土壤的物理化学性质。这些加标物要么直接影响被测终点的响应, 要么改变土壤的镍生物有效性和毒性。加标后对土壤进行淋洗和老化处理这些问题可以校正这些问题。

当用镍土壤毒性数据推导 PNEC 时, 为了校正老

化和淋洗效应, 开发了一个校正因子 (即淋洗-老化因子)。L/A (淋洗-老化) 因子<sup>2</sup>是经过淋洗和老化的土壤的毒性值与对应新加标土壤的毒性值之比。对镍而言, pH 值对淋洗和老化后毒性的变化有明显的影响 (图 2)。在酸性土壤 (老化因子中值为 1.2) 中, 毒性改善程度最低; 在钙质土壤 (老化因子中值为 8.4) 中, 毒性改善程度最高。在欧洲采集 16 份土壤性质和土地用途存在明显差异的土壤样品, 在这些新加标且相应老化的样品中添加的可进行同位素交换的镍的数量差异与上述结果一致。

对刚改良后土壤 (改良后 1-21 天) 中添加的可 (同位素) 交换的镍与老化至少一年后的值之比进行拟合, 推导出一个经验模型, 并由此估计 L/A 因子, 即  $L/A \text{ 因子} = 1 + \exp(1.4(\text{pH}-7.0))$ 。该等式是根据最长老化 1.5 年的土壤进行校准的, 其中土壤 pH 值的范围是 3.6~7.7。该因子是对毒性变化的保守估计。

L/A 因子范围为 1~4, 对 pH 值表现出正增长关系, 但只有在 pH 值达到 6.0 左右才具有显著性。

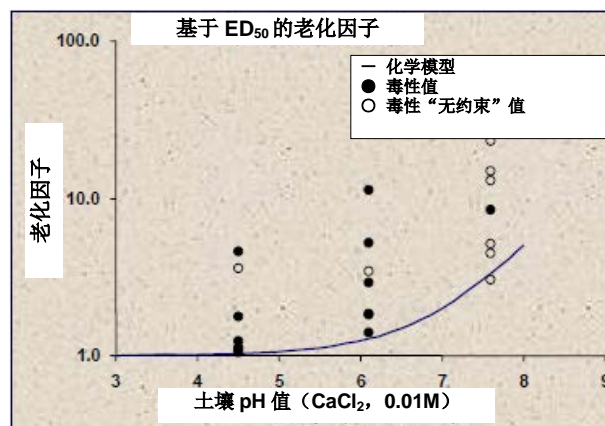


图 2: 基于毒性 (符号) 的老化因子以及土壤中同位素交换镍量的预计因子变化 (曲线)。空心符号表示“无约束”值, 是对老化因子的较低估计。

### 2.2 针对土壤类型的标准化

镍的生物有效性和对土壤生物/微生物种群的慢性毒性随土壤介质的特性而变。为了对实验室毒性数据进行比较, 必须采用生物有效性模型按标准条件集对结果进行标准化。对于适当土壤性质已经量化的场所, 生物有效性模型可用于推导特定于场所的 HC<sub>5</sub> 和 PNEC 值。

用三种营养水平的实验室实验开发出了镍的慢性回归生物可用性模型。这三种营养水平分别针对微生物功能【采用硝化作用 (PNR)、底物诱导呼吸 (SIR) 和玉米呼吸 (MR)】、高等植物 (采用番茄和大麦)

以及硬体(采用跳虫)和软体(采用蚯蚓)无脊椎动物。

镍的慢性回归模型是根据代表了欧盟各地土壤条件对应的整个物理化学参数范围(pH值、粘土、OM、eCEC)的土壤开发/校准而来。对土壤性质差异的分析明确解释了镍对所有被测终点毒性的变化,而且观测到镍慢性毒性与土壤eCEC的相关性最强。

所有被测物种均观测到同样的趋势:

随着eCEC升高,毒性下降

开发出了线性回归模型( $\log EC_{50}(\text{mg/kg}) = a + b \log e\text{CEC}$ ),从而可以根据不同特性土壤之间的镍毒性差异进行标准化。表1综览了所有重要的回归模型。

生物或微生物功能	回归模型 <sup>3</sup>	R <sup>3</sup>
<b>无脊椎动物</b>		
蚯蚓	$\log[Ni]=0.95\log(e\text{CEC})+1.76$	0.72
跳虫	$\log[Ni]=1.17\log(e\text{CEC})+1.70$	0.71
<b>高等植物</b>		
大麦	$\log[Ni]=1.12\log(e\text{CEC})+1.57$	0.83
番茄	$\log[Ni]=1.27\log(e\text{CEC})+1.06$	0.67
<b>微生物种群</b>		
硝化作用	$\log[Ni]=1.00\log(e\text{CEC})+1.42$	0.60
底物诱导呼吸	$\log[Ni]=1.34\log(e\text{CEC})+1.38$	0.92
玉米呼吸	$\log[Ni]=1.22\log(e\text{CEC})+1.37$	0.72

表1: 镍毒性与eCEC相关联的所有重要回归模型综览([Ni]以mg/kg<sub>dw</sub>计, 经过老化校正)

### 3 生物有效性的适用性

#### 3.1 物理化学参数的范围

用于开发所有土壤生物/功能的生物有效性模型的土壤物理化学条件范围,代表了这些模型的物理化学条件边界。开发镍慢性生物有效性模型所采用的物理化学参数的范围概述见表2。

物理化学参数	范围
pH值	3.6—7.7
有机碳	2.5—330.5 g/kg
有机质	0.4—56.8%
有效阳离子交换量	1.8—52.8 cmolc/kg
粘土含量	0—55%
镍背景含量	1—113 mg/kg

表2: 用于开发生物有效性模型的物理化学条件范围概述

#### 3.2 对不同物种的适用性

如上文所述,仅为有限数目的物种/功能开发出了生物有效性模型,这些模型不能涵盖镍慢性毒性数据

库中的所有土壤生物/功能。镍慢性水生毒性数据库包含了43种物种/功能(参见情况报道2)的数据,而镍慢性毒性的生物有效性模型仅适用于4个物种(即跳虫、蚯蚓、大麦和番茄)和3种微生物功能(硝化作用、底物诱导呼吸和玉米诱导呼吸)。

将生物有效性模型运用于无模型的物种需要进行跨物种外推。跨物种外推基于以下证据进行验证:

- 用回归等式进行标准化后,物种内变化性降低;以及
- 对不同物种/功能的回归处理是相似的(参见表1)。

对于所有物种和功能,土壤eCEC是镍生物有效性的主要推动因素,而且所有回归等式的斜率是相似的(在0.95到1.34之间变化),这表明跨物种外推是有正当理由的。而且,eCEC关系有充分的机械论解释,即eCEC越高,土壤孔隙水中游离Ni<sup>3+</sup>的比例越低,而后者正是假设的毒理学相关性最高的镍形态。

可以采用以下方法对所有土壤镍毒性数据进行标准化:

- 对于除番茄外的高等植物,可以采用大麦模型;
- 对于硬体无脊椎动物,可以采用跳虫模型;
- 对于软体无脊椎动物,可以采用蚯蚓模型;
- 对于与氮循环有关的微生物过程,可以采用微生物硝化作用模型;
- 对于采用自然底物或基础土壤呼吸的所有呼吸过程,可以采用玉米呼吸模型;
- 对于微生物生物物质,可以采用底物诱导呼吸模型;
- 对于微生物测定的所有其他指标,可以采用微生物硝化作用模型。

### 4 生物有效性模型的准确性

对于物理化学参数范围很广的土壤,仅根据eCEC就能在因子2的范围内对土壤中镍的慢性毒性进行预测。目前,这些物种/功能还没有独立的数据集可用来验证模型。但这些模型已针对代表欧盟各地整个物理化学参数范围(pH值、粘土、OM、eCEC)的土壤进行了校准,因此预计对于同样范围内的土壤,预测结果将表现出同样的不确定性(即因子为2)。

图3、4、5综述了在微生物过程、无脊椎动物和高等植物中观测到的与预测的镍慢性毒性值之间的关系。

### 5 生物有效性模型的导入

对镍陆生毒性数据库(参见情况报道2)中的效应浓度【无观测效应浓度(NOEC)和10%效应浓度(EC<sub>10</sub>)】进行了生物有效性校正。需要完成以下步骤才能采用生物有效性推导基于生物有效性的陆生环境镍PNEC,从而用于风险描述(图6)。

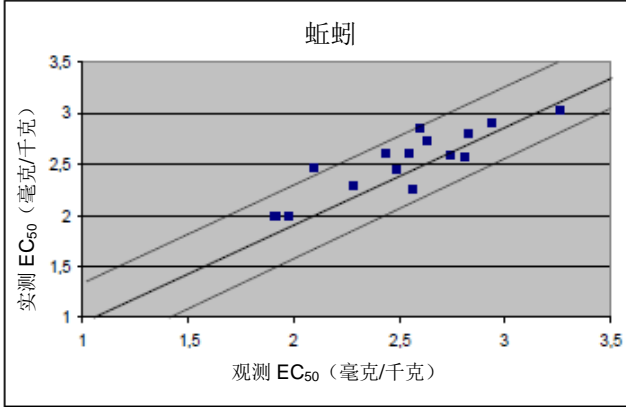


图3(a).

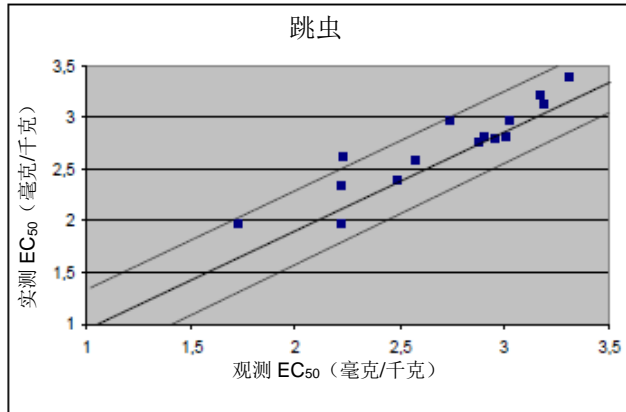


图3(b).

图3: 无脊椎动物蚯蚓(a)和跳虫(b)观测与实测慢性毒性值之间的关系。虚线表示与1:1实线之间的因子差异为2。

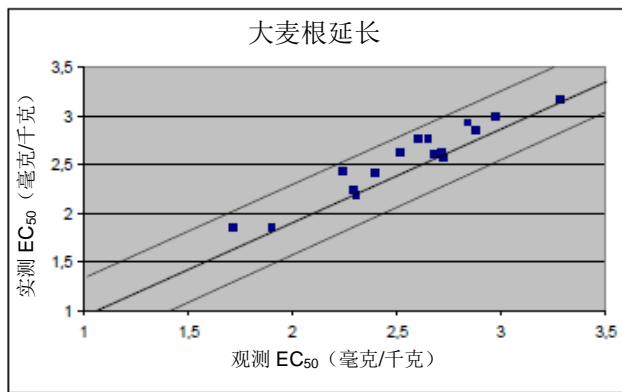


图4(a).

图4: 高等植物大麦(a)和番茄(b)观测与实测慢性毒性值之间的关系。虚线表示与1:1实线之间的因子差异为2。

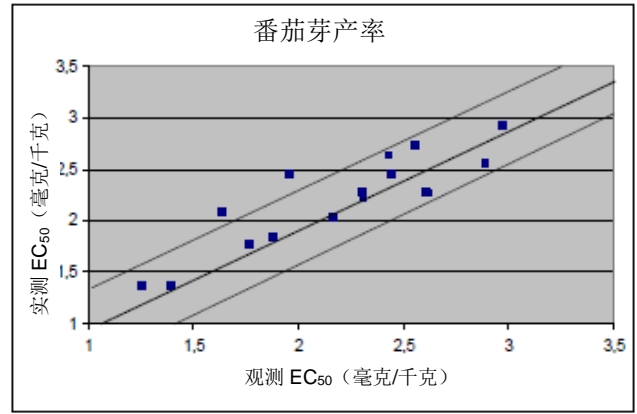


图4(b).

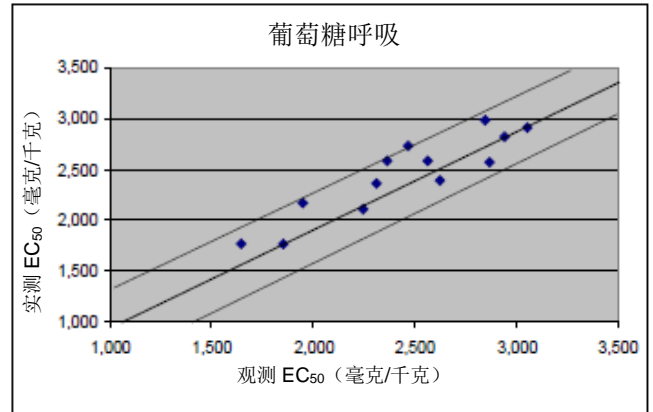


图5(a).

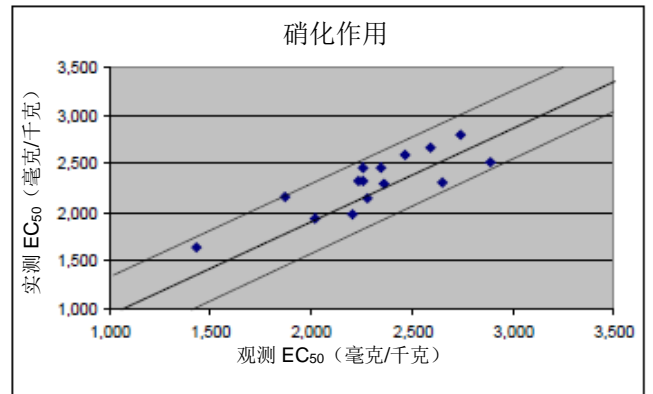


图5(b).

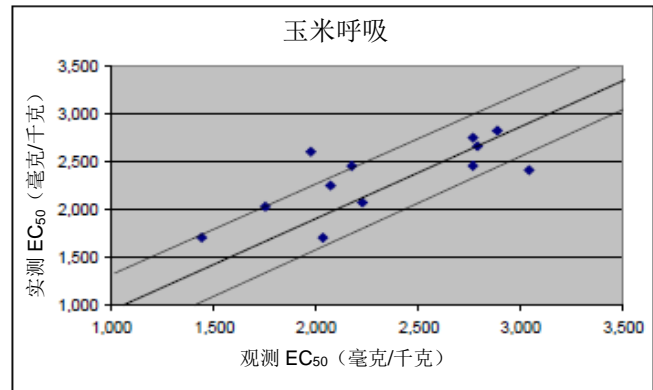


图5(c).

图5: 微生物过程【即葡萄糖呼吸(a)、硝化作用(b)和玉米呼吸(c)】观测与实测慢性毒性值之间的关系。虚线表示与1:1实线之间的因子差异为2。

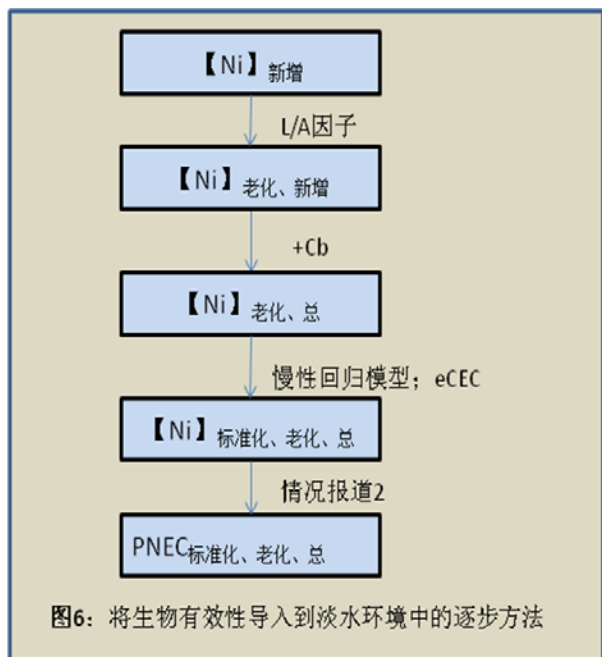


图6: 将生物有效性导入到淡水环境中的逐步方法

在第一步中, 新增镍毒性值, 即【Ni】<sub>新增</sub><sup>4</sup>, 是从报道的总毒性值 (即【Ni】<sub>总</sub>) 中减去测试介质中的镍背景浓度 (Cb) 算出的。

在第二步中, 运用 L/A 因子<sup>5</sup>针对实验室条件 (新增镍为可溶盐形式) 与野外条件之间镍生物有效性的差异对【Ni】<sub>新增</sub> 毒性值进行校正。由于将背景浓度假设为老化后的浓度, 因此依赖于 pH 值的 L/A 因子只能应用于【Ni】<sub>新增</sub>, 从而得出【Ni】<sub>老化、新增</sub><sup>6</sup>值。然后将对照土壤的单个镍背景浓度 (Cb) 加到【Ni】<sub>老化、新增</sub> 值中, 得出【Ni】<sub>老化、总</sub><sup>7</sup> (= 【Ni】<sub>老化、新增</sub> + Cb)。L/A 因子的推导和运用如第 2.1 节所述。

第三步是针对特定场所的特定土壤性质对【Ni】<sub>老化、总</sub> 值进行校正, 因为实际情况表明非生物因素 (即土壤性质) 会影响土壤中的镍毒性。该标准化是根据毒性阈值与非生物推动因素 (即 eCEC) 之间特定于生物的回归模型的斜率进行的。该方法如第 2.2 节所述, 由此得出【Ni】<sub>标准化、老化、总</sub><sup>8</sup>的结果。

之后, 按照情况报道 2 所述的方法将这些【Ni】<sub>标准化、老化、总</sub> 浓度进一步用于计算 PNEC<sub>标准化、老化、总</sub><sup>9</sup>值。

纳入上述生物有效性概念可以推导出不同的物

种敏感度分布 (SSD) 和 PNEC 值, 这取决于被评估的陆生环境的物理化学性质 (eCEC)。

在情况报道 2 中所述的为欧洲不同土壤生态区域推导的 SSD 概述如图 7 所示。

表 3 总结了为所选择的欧盟土壤不同生态区域计算的土壤生物化学性质以及 HC<sub>5</sub>中值和 PNEC 值。

## 6 生物有效性软件

### 6.1 介绍

2009 年, ARCHE 开发了一种用户友好型计算程序, 旨在促进生物有效性标准化在不同土地政策领域的实际应用, 例如《欧盟土壤框架指令》(COM【2006】232 号)。这种生物有效性工具的基础是依据一套有限的例行筛选输入参数对淋洗和老化进行校正, 并对特定陆生环境中土壤物化性质的变动和与存在的镍有关的风险估计进行校正。该工具可从以下网址下载: <http://www.arche-consulting.be/metal-CSA-tool-box/soil-pnec-calculator>。

这是一种 Excel 工具, 包含 3 个主要页面, 即介绍页、输入页和输出页 (结果)。介绍页向用户介绍了怎样使用该工具、需要哪些输入参数才能运行该工具以及模型可以生成哪些输出 (结果)。根据可用信息的多少, 该工具可以计算以下几种 PNEC 值: i) 一般性场景; ii) 标准土壤类型 (生态区域); 或 iii) 特定于场所的性质。使用该工具所需的特定于场所的资料如下所列:

- eCEC, 单位为 cmolc/kg<sub>dw</sub><sup>11</sup>
- pH 值<sup>12</sup>
- 有机质 (OM) 含量, 单位为 %
- 粘土含量, 以 %
- 总镍浓度, 单位为 mg/kg<sub>dw</sub>
- 镍背景浓度, 单位为 mg/kg<sub>dw</sub><sup>13</sup>

生态区域	土壤用途	土壤物理化学性质	L/A 因子	HC <sub>5</sub> 中值 (ug/L)	PNEC (ug/L) <sup>10</sup>
瑞典酸性砂质土	耕地	pH 值 4.8, OM 2.8%, 粘土 7%, eCEC 2.4 cmol/kg	1.05	8.50	4.3
荷兰壤质土	耕地	pH 值 7.5, OM 2.2%, 粘土 26%, eCEC 20 cmol/kg	3.01	99.20	49.6
荷兰泥炭土	草地	pH 值 4.7, OM 40%, 粘土 24%, eCEC 35 cmol/kg	1.04	186.3	93.2
德国酸性砂质土	林地	pH 值 3.0, OM 9%, 粘土 7%, eCEC 6 cmol/kg	1.00	25.00	12.5
希腊粘土	林地	pH 值 7.4, OM 4.5%, 粘土 46%, eCEC 36 cmol/kg	2.75	192.3	96.2
丹麦各类土壤	耕地和林地	pH 值 6.3, OM 0.6%, 粘土 8.9%, eCEC 10.4 cmol/kg	1.38	47.10	23.6

表 3: 欧盟不同生态区域的土壤化学性质、L/A 因子、HC<sub>5</sub>中值和 PNEC 值

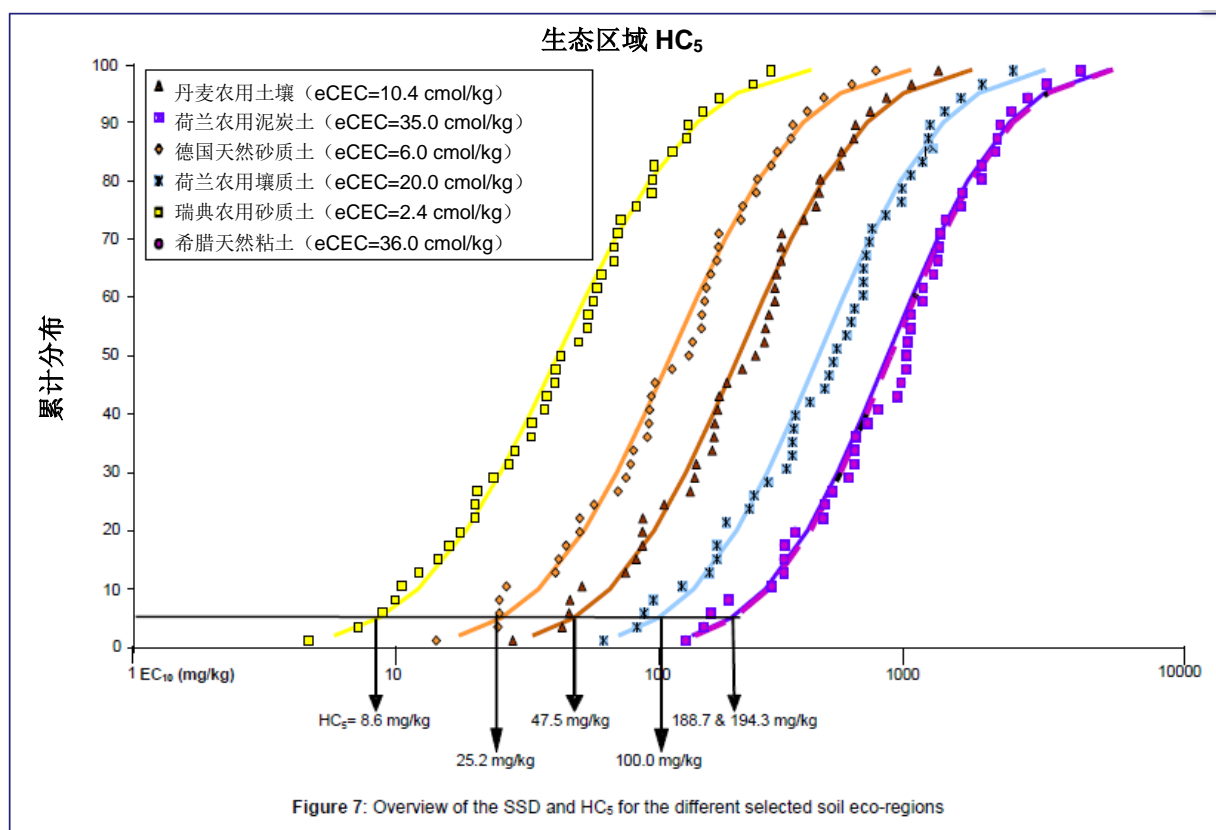


图7: 不同土壤生态区域 SSD 和 HC5 概述

## 6.2 示例

土壤生物有效性工具对镍的应用示例如图 8 和图 9 所示。在该示例中, 土壤中镍的总浓度为 45 mg/kg<sub>dw</sub>, 镍背景浓度为 22.0 mg/kg<sub>dw</sub>, pH 值为 5.1, OM 含量为 3.2, 粘土浓度为 35%。pH 值、OM 含量和粘土含量用于计算 eCEC, 即 22.1 cmol<sub>c</sub>/kg<sub>dw</sub> (图 8)。

输入土壤生物有效性工具所需的输入参数可以获得 PNEC<sub>标准化、老化、新增</sub> 值 (单位为 mg/kg<sub>dw</sub>)、PNEC<sub>标准化、老化、总</sub> 值 (单位为 mg/kg<sub>dw</sub>)、PEC<sub>新增</sub> 值 (单位为 mg/kg<sub>dw</sub>)、PEC<sub>总</sub> 值 (单位为 mg/kg<sub>dw</sub>) 和 RCR (风险描述比率) (图 9)。

## 7 风险评估结论和后续步骤

考虑土壤中的镍毒性时, 重要的是要考虑土壤老化及其物化性质 (eCEC、OM、pH 值、粘土) 等因素。开发出了生物有效性模型, 当推导 HC<sub>5</sub>、PNEC 或土壤标准时, 可按照常见土壤状态对生态毒性数据进行标准化。本情况报道提供了已有土壤生物有效性工具的背景资料, 并说明了怎样

运用该资料估计特定于场所的生物有效的 PNEC 值。只有获得 eCEC 或 pH、OM 和粘土含量等土壤物理化学数据, 才能计算特定于场所的 PNEC 值, 并可进行较为准确、特定于场所的风险描述。

Input	Reset	Go To Output
<b>General</b>		
Select metal from list below	Nickel	
Enter metal concentration (Mtotal) in mg/kg dwt	45,00	
Select soil type from list below (if no information on soil specific properties)	Fine silty	
Enter metal background concentration [mg/kg dwt]	22,00	
Default value for Fine silty soil is 28.2 mg/kg dwt		
<b>Site specific information (only for Cu, Ni and Zn)</b>		
The necessary input parameters for site specific Nickel PNEC calculations are: effective CEC [cmol/kg dwt]		
Enter effective CEC [cmol/kg dwt]		
If no value for eCEC is inserted, it will be predicted from pH, %OM and %Clay The predicted eCEC based on pH, clay and OM is 22,095184 cmol/kg dwt		
Enter soil pH	5,10	
Enter %OM (%OM = %OC x 1.72)	3,20	
Enter %Clay	35,00	

图8: 土壤生物有效性工具中已选择的输入数据示例

Risk Characterisation Ratio (RCR) calculation for		Nickel		
Results for site specific information: eCEC= 22,095184 cmolc/kg		Go To Input		
		PNEC (mg/kg)	PEC (mg/kg)	RCR /
ADDED approach	PNECadded,site specific	38,2	23,0	0,60
TOTAL approach	PNECtotal,site specific	56,3	45,0	0,80

图9: 土壤生物有效性工具计算结果示例

## 8 欧盟风险评估文件链接

可通过以下网址检索到《镍和镍化合物环境风险评估》的最终报告:

<http://echa.europa.eu/documents/10162/cefd8bc-2952-4c11-885f-342aac769b3>

(上次访问时间为 2015 年 7 月)

健康与环境风险科学委员会的意见见以下网址:

[http://ec.europa.eu/health/ph\\_risk/committees/04\\_scher/docs/scher\\_o\\_112.pdf](http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_112.pdf)

(上次访问时间为 2015 年 7 月)

## 9 参考资料

- Lock, K. and C. Janssen. 2002. Ecotoxicity of nickel to *Eisenia fetida*, *Enchytraeus albidus*, and *Folsomia candida*. *Chemosphere*, Vol. 46, Issue 2, Pages 197-200.
- Oorts, K.; Ghesquiere, U.; and E. Smolders. 2007. Leaching and aging decrease nickel toxicity to soil microbial processes in soils freshly spiked with nickel chloride. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 26, No. 6, Pages 1130-1138.
- Oorts, K.; Ghesquiere, U.; Swinnen, K.; and E. Smolders. 2006. Soil properties affecting the toxicity of CuCl<sub>2</sub> and NiCl<sub>2</sub> for soil microbial processes in freshly spiked soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 25, No. 3, Pages 836-844.
- Rooney, C.; Zhao, F.J.; and S. McGrath. 2007. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, nickel solubility, and speciation. *Environmental Pollution*, Vol. 145, Issue 2, Pages 596-605.
- Smolders, E.; Oorts, K.; Van Sprang, P.; Schoeters, I.; Janssen, C.; McGrath, S.; and M. McLaughlin. 2009. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: Using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 28, Issue 8, Pages 1633-1642.

1. eCEC: 有效阳离子交换量=土壤天然 pH 值下测得的 CEC (对照于在固定、缓冲 pH 值下测得的 CEC)。它等于土壤天然 pH 值下可交换阳离子加上带负电物料 (例如粘土或有机质) 表面上或附近可提取酸度之和。通常以毫摩尔电荷每千克交换物质 (cmol<sub>c</sub>/kg) 表示。
2. L/A 因子: 淋洗-老化因子 (L/A 因子) 是指淋洗 (由于离子强度变化) 和老化 (由于长期反应) 对土壤中镍的生物有效性和毒性的综合影响。
3. 生物有效性模型的斜率是根据 EC<sub>50</sub> 对土壤性质的回归算出的, 因为与 NOEC 或 EC<sub>10</sub> 值相比, EC<sub>50</sub> 值更充分, 对实验误差较不敏感。
4. 【Ni】<sub>新增</sub> = 土壤中的镍浓度。减去测试介质中的镍背景浓度后超出该浓度时会产生毒性。
5. L/A 因子可以通过以下经验化学模型推导出:  $L/A = 1 + \exp(1.4(\text{pH} - 7.0))^4$ 。该等式是根据最长老化 1.5 年的土壤进行校准的, 其中土壤 pH 值的范围是 3.6 到 7.7。该经验模型可预测 pH 值高达 6 时几乎无老化 (L/A < 1.2)、pH 值为 7.0 时 L/A = 2 以及 pH 值为 7.5 时 L/A = 3。
6. 【Ni】<sub>老化、新增</sub> = 土壤中的镍浓度。减去测试介质中的镍背景浓度并对 L/A 影响进行校正后, 超出该浓度时会产生毒性。
7. 【Ni】<sub>老化、总</sub> = 土壤中的镍浓度, 对 L/A 影响进行校正并加上测试介质中的镍背景浓度后, 超出该浓度时会产生毒性。
8. 【Ni】<sub>标准化、老化、总</sub> = 土壤中的镍浓度, 对 L/A 影响进行校正并对不同土壤类型中的毒性差异进行标准化后, 超出该浓度时会产生毒性。
9. PNEC<sub>标准化、老化、总</sub> = 通过 SSD 对镍陆生毒性数据库 (参见情况报道 2) 中老化和标准化后的 EC<sub>10</sub>/NOEC 值进行积分。
10. PNEC 是采用评估系数 2 计算的。
11. 如果未插入 eCEC 值, 则根据 pH 值、OM 含量和粘土含量进行预测。
12. 如果可获得土壤 eCEC 数据, 则计算特定于场所的 PNEC 时并不严格需要 pH 值、有机质含量和粘土含量数据。
13. 只在计算新增风险时才需要。如果未插入镍背景浓度, 则应根据土壤类型资料预测缺省值。

### 关于欧盟镍环境风险评估的情况报道

这是关于《欧盟镍现有物质风险评估》(EU RA) 环境部分有关问题的一系列情况报道中的第五份。这些情况报道摘录了关键技术资料并提供了实施指导，旨在协助读者理解 EU RA 中阐述的复杂的环境问题和概念。

镍生产商环境研究协会欢迎读者提出与 EU RA 中采用的概念和方法有关的问题。咨询联系方式为：

镍生产商环境研究协会  
2525 Meridian Parkway, Suite 240  
Durham, NC 27713, USA  
电话：1-919-595-1950

Chris Schlekat, 博士、美国认证毒理学专家  
[cschlekat@nipera.org](mailto:cschlekat@nipera.org)

Emily Garman, 博士  
[egarman@nipera.org](mailto:egarman@nipera.org)

本情况报道由 ARCHE 公司的 Patrick Van Sprang 编写。

Stapelplein 70, b 104, B-9000 Gent, Belgium  
[patrick.vansprang@arche-consulting.be](mailto:patrick.vansprang@arche-consulting.be)