《基于生态安全的土壤镉、铜、锌、铅、砷阈值》
编制说明

中国科学院南京土壤研究所

中华人民共和国生态环境部南京环境科学研究所

南京大学

目录

1 任务来源 1
2 制定标准的必要性和意义 1
3 主要起草过程 1
4 制定标准的原则和依据 2
4.1 制定原则 2
4.2 编制依据 3
5 主要条款说明 4
5.1 标准适用范围 4
5.2 标准术语和定义 4
5.2.1 基于生态安全的土壤阈值 **ecological safety threshold values in soils** 4
5.2.2 土壤生态保护水平 **soil ecological protection level** 5
5.2.4 x%危害浓度 **hazardous concentration**（**HCx**） 5
5.2.5 物种敏感性分布 **species sensitivity distribution**（**SSD**） 5
5.2.6 无观察效应浓度 **no observed effect concentration**（**NOEC**） 5
5.3 土壤污染物项目 5
5.4 基于生态安全的土壤阈值制定程序 5
6 基于生态安全的土壤阈值计算方法 6
6.1 确定需要保护的生态受体和生态功能 6
6.2 数据收集和筛选 6
6.2.1 数据来源 6
6.2.2 数据筛选原则 7
6.2.3 毒性效应数据的选择 7
7 PNEC$_{soil}$ 外推：物种敏感性分布法外推 7
7.1 数据归一化 7
7.1.1 老化**-**淋洗归一化 7
7.1.2 土壤性质归一化 8
7.2 拟合函数的选取 8
7.3 PNEC$_{soil}$ 值的推导 9
8 基于生态安全的土壤阈值的确定 9
9 定值说明 10

9.1 镉.....10
9.1.1 毒性数据收集.....10
9.1.2 数据归一化.....10
9.1.3 SSD 法拟合.....11
9.1.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导.....13
9.2 铜.....14
9.2.1 毒性数据收集.....14
9.2.2 数据归一化.....14
9.2.3 SSD 法拟合.....16
9.2.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导.....17
9.3 锌.....19
9.3.1 毒性数据收集.....19
9.3.2 数据归一化.....20
9.3.3 SSD 法拟合.....21
9.3.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导.....23
9.4 铅.....24
9.4.1 毒性数据收集.....24
9.4.2 数据归一化.....24
9.4.3 SSD 法拟合.....25
9.4.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导.....27
9.5 砷.....28
9.5.1 毒性数据收集.....28
9.5.2 数据归一化.....28
9.5.3 SSD 法拟合.....30
9.5.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导.....31
10 特别说明.....32
参考文献.....33

1 任务来源

我国在2014年首次发布了《污染场地风险评估技术导则》（HJ 25.3-2014），并根据该导则在2018年发布了《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（36600-2018），《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（15618-2018），规定了国家级的建设用地和农用地土壤污染风险筛选值和管制值。然而，目前我国现行的土壤环境标准主要基于食物链累积和人体健康风险进行推导，缺乏保护土壤生态受体和生态过程的阈值研究，并且没有充分考虑我国的国情和区域土壤特征，导致土壤环境保护存在着“欠保护”和“过保护”的问题。因此，结合我国场地土壤环境特征及管理需求，开展基于生态风险的土壤环境阈值的研究与制定工作。项目承担单位为中国科学院南京土壤研究所、中华人民共和国生态环境部南京环境科学研究所、中国环境科学研究院。

2 制定标准的必要性和意义

根据中共中央、国务院于2021年11月2日发布的《关于深入打好污染防治攻坚战的意见》，改善生态环境质量被确定为核心目标之一。在这份文件中，指出到2025年，生态环境应持续改善，生态环境治理体系应更加完善，生态文明建设应取得新的进步。因此，基于保护生态环境的土壤污染物阈值研究成为加强我国生态文明建设和生态环境保护的重要任务之一。推导基于生态风险的土壤污染物阈值，是深入推进污染防治攻坚战的关键之一。

与发达国家相比，尽管我国早已提出要开展针对保护土壤生态受体和功能的生态安全阈值研究工作，但由于缺乏针对生态安全的环境技术框架和方法体系，迄今为止还没有建立针对生态安全的土壤重金属阈值，严重制约土壤生态风险的精准评估。通过建立基于生态安全的土壤重金属阈值，可以推动生态环境的持续改善，实现生态文明建设。这项工作对于加强我国的土壤环境管理、生态环境保护和可持续发展具有重要意义。

3 主要起草过程

2021 年 3 月，科技部发布了国家重点研发计划“场地土壤污染成因与治理技术”重点专项 2021 年度项目申报指南，围绕国家场地土壤污染防治的重大科技需求，设立了“场地土壤环境容量与承载力量化方法（基础研究类）”项目。

2021 年 12 月，中国 21 世纪议程管理中心对“场地土壤环境容量与承载力量化方法（2021YFC1809100）”正式立项，该项目由牵头单位中国科学院南京土壤研究所，联合南京大学、中国科学院生态环境研究中心、中国环境科学研究院、生态环境部南京环境科学研究所和南京农业大学共同实施。项目围绕差异化的土地开发利用和土壤质量改善需求，基于区域、土壤类型和自然环境条件，解析场地土壤污染物交互作用和动态转化的关键参数，构建场地土壤污染物环境容量和承载力的量化评价框架；研究区域尺度土壤污染物环境容量的精细化核算方法，开发兼顾区域性及动态性的土壤承载力评价指标体系和定量评价模型；研究构建支撑区域土壤环境容量与承载力估算的基础数据平台；基于土壤环境容量和承载力，提出区域土地开发利用和保护的优化策略。

2022 年 3 月，成立标准编制组，正式开展基于生态安全的土壤镉、铜、锌、铅、砷阈值的研究与制定工作。

2024 年 8 月，编制组初步确定了基于生态安全的土壤镉、铜、锌、铅、砷阈值，并形成《基于生态安全的土壤镉、铜、锌、铅、砷阈值》。

4 制定标准的原则和依据

4.1 制定原则

依法依规：以《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国土壤污染防治法》《土壤污染防治行动计划》等我国现行的环境保护法律法规、政策、条例、标准的相关规定和要求为主要依据，确保土壤环境阈值的制定与修订符合国家法律法规的要求。

国内外经验借鉴：通过系统查阅世界主要发达国家如荷兰、美国、英国、加拿大、澳大利亚和新西兰等的土壤环境阈值和标准相关原文件，从理论方法、敏感受体、暴露情景、用地类型划分、推导流程及应用等方面进行梳理和比较，充分借鉴国内外相关标准和技术指南的经验，为我国的土壤环境阈值制定提供参考。

因地制宜：制定基于生态安全的土壤环境阈值时，应考虑国家经济社会的发展需求，确保阈值的可行性与实用性。土壤环境阈值是构建国家生态环境风险防范体系的重要基石，也是制修订环境标准的理论基础和科学依据。因此，制定的阈值应因地制宜，适应不同区域和场地的特点，确保土壤环境阈值的科学性和实用性。

科学性与可行性：充分吸收国内土壤环境阈值相关的最新研究成果，以科学为准则，兼顾合理性和可行性。相关基准研究需要具备长期的实验经验和足够的数据支持，确保我国环境质量阈值的科学性、准确性和实用性。同时，考虑我国的经济、技术发展水平和相关方的承受能力，建立健全我国场地土壤环境阈值研究体系。

4.2 编制依据

GB/T 1.1 标准化工作导则第 1 部分：标准化文件的结构和起草规则

GB/T 7714 信息与文献参考文献著录规则

GB/T 17138 土壤质量 铜、锌的测定 火焰原子吸收分光光度法

GB/T 17141 土壤质量 铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法

GB/T 21010 土地利用现状分类

GB/T 21759 化学品慢性毒性试验方法

GB/T 21809 化学品蚯蚓急性毒性试验

GB/T 21810 化学品鸟类日粮毒性试验

GB/T 21811 化学品鸟类繁殖试验

GB/T 22105.2 土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 第 2 部分:土壤中总砷的测定

GB/T 27851 化学品陆生植物生长活力试验

GB/T 31270.9 化学农药环境安全评价试验准则第 9 部分：鸟类急性毒性试验

GB/T 31270.15 化学农药环境安全评价试验准则第 15 部分：蚯蚓急性毒性试验

GB/T 31270.16 化学农药环境安全评价试验准则第 16 部分：土壤微生物毒

性试验

GB/T 32720 土壤微生物呼吸的实验室测定方法

GB/T 32723 土壤微生物生物量的测定底物诱导呼吸法

GB/T 35514 化学品线蚓繁殖试验

GB/T 35522 化学品土壤弹尾目昆虫生殖试验

GB 36600 土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准（试行）

GB 50137 城市用地分类与规划建设用地标准

HJ 25.1 建设用地土壤污染状况调查技术导则

HJ 25.2 建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则

HJ 25.3 建设用地土壤污染风险评估技术导则

HJ 813-2022 淡水生物水质基准推导技术指南

NY/T 1121.3 土壤检测 第 3 部分：土壤机械组成的测定

NY/T 1121.6 土壤检测 第 6 部分：土壤有机质的测定

NY/T 1377 土壤中 pH 值的测定

5 主要条款说明

5.1 标准适用范围

本标准规定了基于生态安全的土壤镉、铜、锌、铅、砷含量限值。

本标准规定了基于生态安全的土壤镉、铜、锌、铅、砷阈值的术语和定义、土地利用方式分类、基于生态安全的土壤阈值及监测与分析。

本标准适用于基于生态安全的土壤环境质量评价与管理。

本标准不适用于放射性物质的场地。

5.2 标准术语和定义

标准中对土壤环境阈值、生态安全土壤环境阈值、生态保护水平、x%危害浓度、物种敏感性分布、无观察效应浓度等关键术语进行了定义，术语的定义与我国标准性文件中的术语定义基本一致。

5.2.1 基于生态安全的土壤阈值 ecological safety threshold values in soils

保护土壤生态受体或生态功能的土壤中砷、镉、铜、锌、铅的最大允许含量。

5.2.2 土壤生态保护水平 soil ecological protection level

根据不同土地利用方式下土壤所提供的生态服务功能的重要性所确定的生态物种或生态过程保护的程度。

5.2.3 x%效应浓度 effective concentration（ECx）

与对照组相比，污染物对受试生物产生 x%生态效应（如死亡率、生长抑制率、生殖等）时的浓度。

5.2.4 x%危害浓度 hazardous concentration（HCx）

受影响物种的累积概率达到 x%时的污染物质浓度，或（100-x）%的物种能够得到有效保护的污染物质浓度。

5.2.5 物种敏感性分布 species sensitivity distribution（SSD）

描述不同物种对环境因子敏感性相互关系的数据分布。

5.2.6 无观察效应浓度 no observed effect concentration（NOEC）

在规定的暴露条件下，通过实验和观察，一种外源污染物质不引起生物任何有害作用的最高浓度。

5.3 土壤污染物项目

土壤类型多样，人类活动强度大，尤其工业企业用地，涉及各种化学品和生产加工过程中产生的污染物，污染源类型复杂，污染物种类繁多，且因污染区域而异。本标准选定的镉、铜、锌、铅、砷 5 种重金属为 2014 年 4 月由环境保护部和国土资源部公布的《全国土壤污染状况调查公报》中重点关注的无机污染物，其中包含阳离子型重金属镉、铜、锌、铅和阴离子型重金属砷（主要以含氧阴离子形式存在于土壤介质中）。

5.4 基于生态安全的土壤阈值制定程序

基于生态安全的土壤阈值的制定主要包括 4 个步骤，具体如下：

（1）确定需要保护的生态受体和生态过程；

（2）有效毒性数据的获取及筛选；

（3）$PNEC_{soil}$（Predicted No Effect Concentration for Soil）外推；

（4）阈值的确定。

6 基于生态安全的土壤阈值计算方法

6.1 确定需要保护的生态受体和生态功能

制定生态安全土壤环境阈值时，应优先考虑可能影响生态受体个体或种群特性的慢性毒性指标或亚致死毒性指标，需要包含以下重要土壤生态受体和生态功能：

（1）陆生植物：包括农作物、景观植物和需保护的野生植物等，选择生物量、产量、根伸长等。

（2）土壤无脊椎动物：包括蚯蚓、跳虫、螨虫、线虫等，选择繁殖率、种群数量和生长率等。

（3）土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程：包括微生物生物量、土壤呼吸作用、土壤硝化作用等。

6.2 数据收集和筛选

6.2.1 数据来源

单一物种的生态毒性数据可通过以下 3 种途径获得：

（1）开展土壤生态毒性实验

基于室内外源添加的生态毒性实验，按照我国发布的相关国家标准方法（GB/T 21809、GB/T 31270 等）开展。

在无相关国家标准方法的情况下，可等效采用经济合作与发展组织（OECD）或国际标准化组织（ISO）的标准方法。

（2）检索已有的生态毒性数据库

生态毒性数据可以从已有生态毒性数据库中获取，常用的生态毒性数据库主要有美国环保署（USEPA）的 ECOTOX 生态毒理数据库（https://cfpub.epa.gov/ecotox）、荷兰国立公共健康与环境研究所（RIVM）的 e-toxBase（http://www.e-toxbase.com）、欧洲化学品管理局（ECHA）的国际统一化学品信息数据库（IUCLID）（https://iuclid6.echa.europa.eu）。

（3）收集公开发表的文献数据

生态毒性数据还可以从已公开发表的文献中获取，常用的文献数据库主要有：国内外已发表的文献，包括 Web of Science（http://www.isiknowledge.com）、中国知网（http://www.cnki.net）、万方数据库（http://www.wanfangdata.com.cn）等。

6.2.2 数据筛选原则

从数据库或文献中获取毒性数据需对收集的毒性数据进行筛选和处理，有效毒性数据的筛选遵循以下原则：

（1）生态毒性数据应遵照 GB/T 21809、GB/T 31270 等或 OECD、ISO 规定的生态毒性实验标准方法获得；

（2）应能根据文献资料确定测试生物暴露于土壤污染物的时间和毒性终点，并可根据剂量-效应关系估算毒性效应数据 ECx，如 EC_{10}；

（3）文献应记录开展毒性实验的条件，必须包含以下参数：土壤 pH、有机质（碳）（OM/OC）、阳离子交换量（CEC）、黏粒含量（clay）和老化时间等；

（4）优先考虑污染物外源添加的室内生态毒性实验，避免存在非关注污染物的显著干扰；

（5）陆生植物、无脊椎动物和土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程的相关生态毒性数据应分类评估。

6.2.3 毒性效应数据的选择

制定生态安全土壤环境阈值时，毒性效应数据的选择应遵循以下原则：

（1）同一物种有不同毒性终点的，选择最敏感的毒性终点的毒性参数；

（2）同一毒性终点有多个效应浓度（如 EC_{10}、EC_{20}、EC_{50} 等）时，优先采用 EC_{10} 或通过建立 EC_{10} 与 EC_{20} 或 EC_{50} 之间的回归模型将其转换为 EC_{10}；

（3）同一物种的不同品种有多个 EC_{10} 时，取其几何平均值。

7 $PNEC_{soil}$ 外推：物种敏感性分布法外推

7.1 数据归一化

7.1.1 老化-淋洗归一化

重金属添加到土壤后，其生物有效性和毒性会因以下过程显著降低：与矿物

结构合并、扩散到矿物内部空隙、成核和沉淀、矿物表面氧化及与土壤中固相成分形成配合物，即老化效应。因此，为了减少人工试验与田间实际污染的差异，还需要对文献中基于不同重金属老化时间而获取的相关毒性数据归一化到同一时间（>180 天）。归一化方法可从发表文献中获取或自行实验建立。

通过外源添加将重金属施加入土壤时，共存的可溶性离子（Cl^-、NO_3^-、SO_4^{2-}等）会提升土壤的离子强度，而对重金属毒性产生影响，因此还需要对文献中基于非淋洗土壤的相关毒性数据进行淋洗归一化。归一化方法可从发表文献中获取或自行实验建立。

如确无相关报道重金属的老化-淋洗归一化方法，可在推导出危害浓度后除以一定安全系数（详见 7.3）。

7.1.2 土壤性质归一化

在采用 SSD 法拟合不同生态受体或生态过程的毒性效应参数（优先选用 EC_{10}）分布曲线前，利用步进法建立 EC_{10} 与土壤 pH、有机质（碳）（OM/OC）、阳离子交换量（CEC）、粘粒含量（clay）的相关性，建立土壤性质归一化方程，并归一化到统一土壤性质下。为提升本阈值可操作性，按照土壤 pH 对生态毒性效应参数分类归一化，土壤分类标准如表 1 所示。

表 1 土壤分类标准 [1)]

土壤 pH 分类	pH	CEC（cmol/kg）	OC（g/kg）	clay（%）
pH ≤ 5.5	5	20	20	25
5.5 < pH ≤ 6.5	6	20	20	25
6.5 < pH ≤ 7.5	7	20	20	25
pH > 7.5	8	20	20	25
[1)] CEC 为阳离子交换容量；OC 为土壤有机碳；clay 为土壤黏粒含量				

7.2 拟合函数的选取

利用 shinyssdtools（version: 0.1.1；https://bcgov-env.shinyapps.io/ssdtools/）拟合毒性数据，选用包括 Burr III、Log-Normal、Log-Logistic、Weibull 及 Gamma 在内的 5 种拟合函数分别对归一化到不同土壤条件下的 EC_{10} 进行拟合，并进行拟合优度评价，选择拟合度较好的一个或多个分布函数，确定各个优选分布函数

的权重，最终建立基于优选分布函数加权平均后的分布模型，以减少数据依偏于某一分布函数的不确定性。

7.3 $PNEC_{soil}$ 值的推导

（1）分别依据生态物种和生态过程的最佳拟合函数曲线计算不同生态保护水平下的危害浓度 HCx，不同用地方式下的生态物种及生态过程保护水平和危害浓度见表 2。

表 2 不同用地方式下的生态物种及生态过程保护水平和危害浓度

用地方式	保护水平	危害浓度
农用地和自然保护地	95%的生态物种和生态过程	HC5
公园用地	80%的生态物种和生态过程	HC20
居住用地	60%的生态物种和生态过程	HC40
商业服务用地和工矿用地	50%的生态物种和生态过程	HC50

（2）制定自然保护地、农用地和公园用地方式下生态安全土壤环境阈值时，若需要将短期效应毒性数据外推到慢性毒性数据、将实验室数据外推到野外并考虑测试生物种内和种间的差异，可根据实际情况将危害浓度除以 1-5 的安全系数得到 $PNEC_{soil}$ 值；制定住宅和商服及工业用地方式下生态安全土壤环境阈值时，不考虑安全系数。

（3）安全系数与曲线拟合时采用的毒性效应水平、污染物的活性以及用地方式有关。对于自然保护地，农用地和公园绿地，当同时满足①毒性效应水平为 EC_{10}②毒性实验开展前土壤经过长时间老化（≥180 天）或淋溶处理两个条件时，安全系数取 1；以上任意一个条件不满足时，安全系数的取值应当根据实验或模型（老化效应实验、淋溶模型等）来决定，在无实验或模型的情况下需要根据专家判断来确定。

8 基于生态安全的土壤阈值的确定

（1）以 SSD 外推获得的 $PNEC_{soil}$ 值作为基于生态安全的土壤阈值。

（2）基于实验室外源添加所得 $PNEC_{soil}$ 后，考虑土壤环境背景浓度，可选取全国土壤环境背景数据的 95%顺序统计值作为背景值缺省值，也可根据具体

区域的环境背景值，利用外推获得的 $PNEC_{soil}$ 叠加土壤环境背景值作为当地土壤生态风险阈值。

9 定值说明

9.1 镉

9.1.1 毒性数据收集

基于生态安全的土壤镉阈值推导所涉及的生态毒性数据收集情况见表 3。

表 3 土壤中镉的生态毒性数据收集情况

物种类型	物种名称	毒性数据（条）
陆生植物	番茄	5
	白菜	8
	小白菜	5
	空心菜	6
	荠菜	1
	日本女贞	10
	油菜	2
	水稻	1
	黑麦草	7
	大麦	8
	玉米	1
	小麦	1
陆生无脊椎动物	蚯蚓	18
	跳虫	12
	线虫	7
土壤生态过程	脱氢酶	5
	硝化作用	3

9.1.2 数据归一化

土壤中镉的老化因子（AF）预测方程（Yu et al., 2024）为：

lg（AF）=0.324lg pH+0.049lg CEC+0.11 OC-0.0012

镉的生态毒性数据归一化方程和 EC_{10} 结果如表 4 所示。

表 4 土壤中镉的生态毒性数据归一化情况

物种类型	物种名称	归一化后 EC_{10}				归一化方程	R^2
		pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5		
陆生植物	番茄	0.56	1.68	5.07	15.29	log EC_{10} =0.479pH-2.646	0.732
	白菜	33.62	97.63	283.53	823.37	log EC_{10} =0.463pH+1.605logclay-3.619	0.453
	小白菜	14.70	42.68	123.96	359.97		
	空心菜	2.43	7.06	20.49	59.52		
	荠菜	0.36	1.04	3.02	8.78		
	日本女贞	10.16	29.51	85.69	248.83		
	油菜	1.12	3.27	9.48	27.54		
	水稻	5.94	20.32	69.49	237.66	log EC_{10} =0.534pH+1.62	0.339
	黑麦草	8.10	27.71	94.75	324.01		
	大麦	20.65	70.62	241.50	825.89		
	玉米	1.54	5.27	18.01	61.60		
	小麦	8.11	27.75	94.89	324.52		
陆生无脊椎动物	蚯蚓	81.35	128.05	201.55	317.24	log EC_{10} =0.197pH+0.677logOM+0.599	0.588
	跳虫	100.06	157.50	247.90	390.19		
	线虫	79.89	125.74	197.92	311.52		
土壤生态过程	脱氢酶	16.95	44.23	133.26	401.50	log EC_{10} =0.431pH-0.884	0.429
	硝化作用	21.74	49.62	149.49	450.42		

9.1.3 SSD 法拟合

按照土壤 pH 对生态毒性效应参数分类归一化后，获取 pH≤5.5、5.5<pH≤6.5、6.5<pH≤7.5 和 pH>7.5。如图 1 所示，分别采用 5 种常见分布模型（Weibull、

Gamma、Log-Logistic 、Log-Normal 和 BurrIII），拟合了不同 pH 分组下镉的 SSD 曲线。

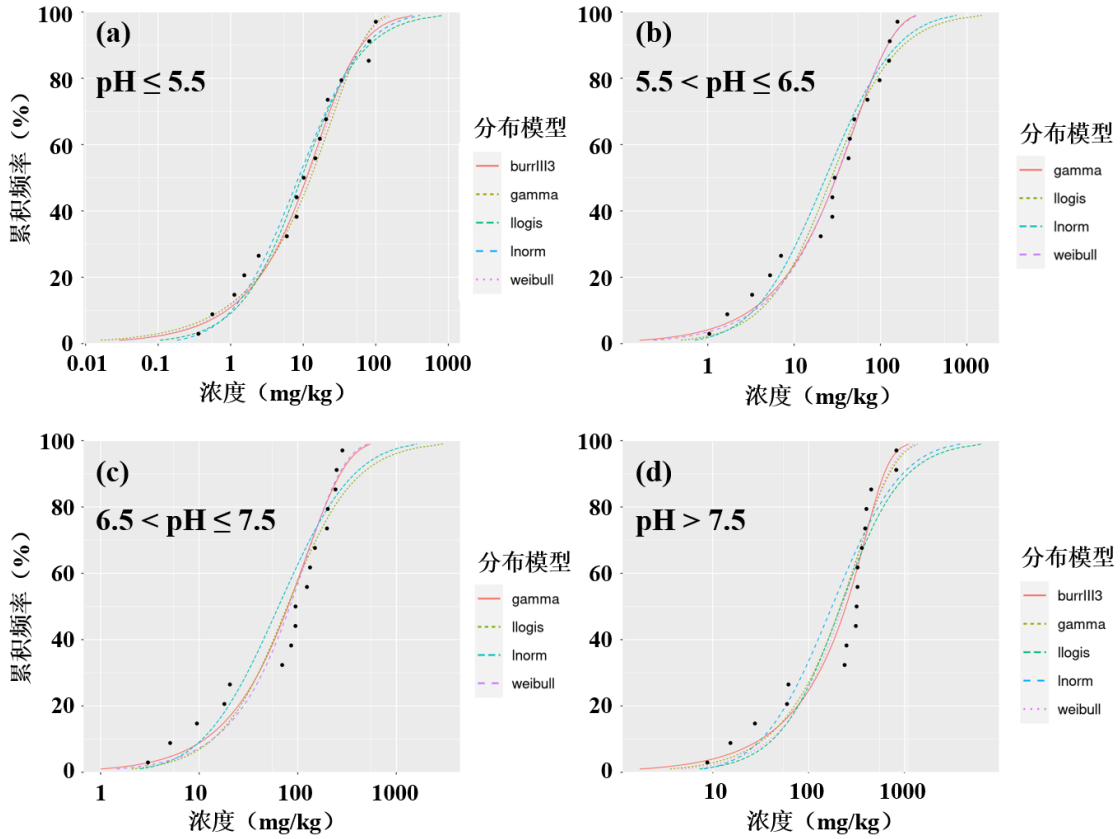


图 1 不同 pH 土壤中镉的 SSD 曲线

所用 SSD 模型的拟合优度检验如表 5 所示。均通过 KS 和 KD 检验（p>0.05），且 AIC 和 BIC 检验结果接近，并确定各个优选分布函数的权重，建立基于优选分布函数加权平均后的分布模型，以减少数据依偏于某一分布函数的不确定性。

表 5 SSD 模型的拟合优度检验

土壤 pH	SSD 分布模型	AD	KS	AIC	BIC	delta	权重
pH≤5.5	Weibull	0.258	0.113	-14.4	-12.8	0	0.309
	Gamma	0.324	0.124	-14.1	-12.5	0.299	0.266
	Log-Logistic	0.291	0.108	-12.9	-11.2	1.53	0.144
	Log-Normal	0.309	0.132	-13.9	-12.2	0.537	0.237
	BurrIII	0.236	0.103	-11.5	-9	3.92	0.044
5.5<pH≤6.5	Weibull	0.32	0.119	-1.94	-0.275	0.195	0.398
	Gamma	0.284	0.117	-2.14	-0.47	0	0.439

	Log-Logistic	0.511	0.154	1.66	3.32	3.79	0.066
	Log-Normal	0.573	0.194	0.865	2.53	3	0.098
6.5<pH≤7.5	Weibull	0.663	0.158	7.71	9.37	0	0.468
	Gamma	0.618	0.173	7.74	9.4	0.028	0.462
	Log-Logistic	0.903	0.176	13.1	14.8	5.41	0.031
	Log-Normal	1.02	0.231	12.7	14.4	4.99	0.039
pH>7.5	Weibull	0.902	0.227	3.96	5.62	0	0.384
	Gamma	0.884	0.242	4.13	5.8	0.177	0.352
	Log-Logistic	1.19	0.238	9.22	10.9	5.26	0.028
	Log-Normal	1.3	0.296	9.14	10.8	5.19	0.029
	BurrIII	0.647	0.194	4.19	6.69	1.22	0.208

注：AD 表示 Anderson-Darling 检验，KS 表示 Kolmogorov Smirnov 检验，AIC 表示赤池信息量准则，BIC 表示贝叶斯信息准则，delta 表示校正的赤池信息准则（AICC）参数。

9.1.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导

全国土壤 Cd 背景含量（C_b，0-20 cm）的 95%顺序统计量为 0.264 mg/kg（中国环境监测总站，1990)，因此，获得不同土地利用方式下基于生态安全的土壤镉阈值（$HCx+C_b$）如表 6 所示。

表 6 不同土地利用方式下基于生态安全的土壤镉阈值

土地利用方式	阈值/（mg/kg）			
	pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5
农用地和自然保护地	0.6	1.8	6.5	18
公园用地	2.6	8.2	26	75
居住用地	7.3	21	59	168
商业服务用地和工矿用地	11	29	80	224

9.2 铜

9.2.1 毒性数据收集

基于生态安全的土壤铜阈值推导所涉及的生态毒性数据收集情况见表 7。

表 7 土壤中铜的生态毒性数据收集情况

物种类型	物种名称	毒性数据（条）
陆生植物	番茄	16
	黄瓜	2
	青椒	2
	小麦	12
	大麦	17
	水稻	3
	玉米	1
	洋葱	1
	包菜	3
	小白菜	6
	油菜	1
	芥菜	2
	菠菜	1
	芹菜	1
	萝卜	1
陆生无脊椎动物	蚯蚓	15
	跳虫	1
土壤生态过程	生物发光量	17
	生物硝化速率	17

9.2.2 数据归一化

土壤中铜的老化因子（AF）预测方程（Wang et al., 2015）为：

AF=100-(89.8/(10^(7.7-pH)+1))*t^(1/t)-4.92*ln(t)

归一化到 360 天

土壤中铜的淋洗因子（LF）取值为：

pH<7: LF=0.169pH-0.014CEC+0.012clay+0.056

pH 7~8.5: LF=1.087pH+0.041CEC+0.003clay-0.7346

pH>8.5: LF=6.917pH+0.2639CEC-0.056clay-60.307

铜的生态毒性数据归一化方程和 EC_{10} 结果如表 8 所示。

表 8 土壤中铜的生态毒性数据归一化情况

物种类型	物种名称	归一化后 EC_{10}				归一化方程	R^2
		pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5		
陆生植物	番茄	124.50	178.72	256.54	368.27	$\log EC_{10}$=0.157pH+0.961logCEC+0.042	0.54
	黄瓜	71.21	102.22	146.73	210.63		
	青椒	20.87	29.96	43.00	61.73		
	小麦	931.32	931.32	931.32	931.32	EC_{10}=80.01CEC-504.17	0.55
	大麦	434.22	434.22	434.22	434.22		
	水稻	227.90	227.90	227.90	227.90		
	玉米	393.14	393.14	393.14	393.14		
	洋葱	188.68	188.68	188.68	188.68		
	包菜	22.44	61.24	167.11	456.04	$\log EC_{10}$=0.436pH+1.801logclay-3.816	0.317
	小白菜	4.18	11.42	31.15	85.02		
	油菜	5.04	13.75	37.51	102.36		
	芥菜	6.60	18.02	49.18	134.20		
	菠菜	20.52	56.01	152.84	417.11		
	芹菜	18.92	51.62	140.88	384.46		
陆生无脊椎	蚯蚓	176.14	176.14	176.14	176.14	EC_{10}=13CEC-34.15	0.717
	跳虫	107.63	107.63	107.63	107.63		

动物							
土壤生态过程	生物发光量	299.71	493.97	814.14	1341.83	log EC_{10}=0.328pH+0.953logclay-0.67	0.65
	生物硝化速率	65.40	107.79	177.65	292.80	Log EC_{10}=-0.189pH+0.827logclay+2.724	0.27

9.2.3 SSD 法拟合

按照土壤 pH 对生态毒性效应参数分类归一化后，获取 pH≤5.5、5.5<pH≤6.5、6.5<pH≤7.5 和 pH>7.5。如图 2 所示，分别采用 5 种常见分布模型（Weibull、Gamma、Log-Logistic、Log-Normal 和 BurrIII），拟合了不同 pH 分组下铜的 SSD 曲线。

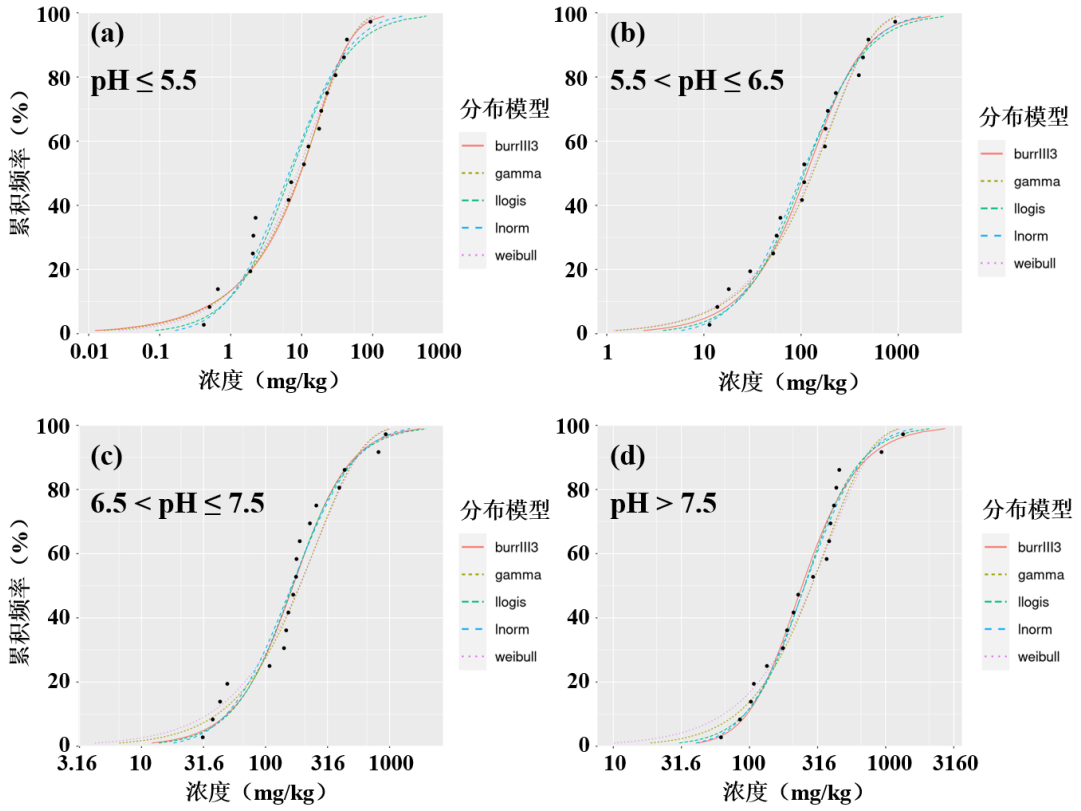


图 2 不同 pH 土壤中铜的 SSD 曲线

所用 SSD 模型的拟合优度检验如表 9 所示。均通过 KS 和 KD 检验（p>0.05），且 AIC 和 BIC 检验结果接近，并确定各个优选分布函数的权重，建立基于优选

分布函数加权平均后的分布模型，以减少数据依偏于某一分布函数的不确定性。

表 9 SSD 模型的拟合优度检验

土壤 pH	SSD 分布模型	AD	KS	AIC	BIC	delta	权重
pH≤5.5	Weibull	0.275	0.162	-23.8	-22	0	0.301
	Gamma	0.297	0.168	-23.5	-21.7	0.319	0.256
	Log-Logistic	0.403	0.158	-22.2	-20.4	1.68	0.13
	Log-Normal	0.398	0.141	-23.6	-21.8	0.219	0.27
	BurrIII	0.311	0.173	-20.9	-18.2	3.88	0.043
5.5<pH≤6.5	Weibull	0.22	0.104	-15.9	-14.1	0.602	0.235
	Gamma	0.26	0.118	-15.7	-13.9	0.762	0.217
	Log-Logistic	0.232	0.107	-15.4	-13.6	1.09	0.184
	Log-Normal	0.232	0.111	-16.5	-14.7	0	0.318
	BurrIII	0.209	0.0954	-13.5	-10.8	3.89	0.046
6.5<pH≤7.5	Weibull	0.548	0.164	-7.91	-6.13	1.93	0.137
	Gamma	0.548	0.168	-8.32	-6.54	1.52	0.168
	Log-Logistic	0.411	0.15	-9.26	-7.48	0.583	0.27
	Log-Normal	0.439	0.162	-9.85	-8.07	0	0.361
	BurrIII	0.396	0.144	-7.29	-4.62	3.47	0.064
pH>7.5	Weibull	0.477	0.174	-9.98	-8.2	3.1	0.087
	Gamma	0.418	0.159	-11	-9.21	2.09	0.145
	Log-Logistic	0.261	0.137	-12.3	-10.6	0.74	0.285
	Log-Normal	0.252	0.123	-13.1	-11.3	0	0.412
	BurrIII	0.271	0.144	-10.5	-7.82	3.51	0.071

注：AD 表示 Anderson-Darling 检验，KS 表示 Kolmogorov Smirnov 检验，AIC 表示赤池信息量准则，BIC 表示贝叶斯信息准则，delta 表示校正的赤池信息准则（AICC）参数。

9.2.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导

全国土壤铜背景含量（C_b，0-20 cm）的 95%顺序统计量为 44.8 mg/kg（中国环境监测总站，1990)，因此，获得不同土地利用方式下基于生态安全的土壤铜阈

值（$HCx+C_b$）如表 10 所示。

表 10 不同土地利用方式下基于生态安全的土壤铜阈值

土地利用方式	阈值/（mg/kg）			
	pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5
农用地和自然保护地	48	55	74	107
公园用地	18	37	74	131
居住用地	98	129	179	257
商业服务用地和工矿用地	126	160	215	305

9.3 锌

9.3.1 毒性数据收集

基于生态安全的土壤锌阈值推导所涉及的生态毒性数据收集情况见表 10。

表 10 土壤中锌的生态毒性数据收集情况

物种类型	物种名称	毒性数据（条）
陆生植物	番茄	17
	黄瓜	2
	辣椒	2
	茄子	1
	大麦	16
	小麦	2
	水稻	3
	玉米	1
	白菜	16
	黑麦草	2
	芥菜	2
	生菜	2
	鱼腥草	1
	萝卜	2
	洋葱	1
	芜菁	1
	莴笋	1
	蓖麻	1
	苋菜	1
	油菜籽	1
	空心莲子草	1
陆生无脊椎动物	蚯蚓	3
	跳虫	19

	蠕虫	2
土壤生态过程	磷酸酶	1
	生物硝化速率	16
	脲酶	2
	蔗糖酶	3
	过氧化氢酶	1

9.3.2 数据归一化

土壤中锌的老化因子（AF）预测方程（万亚男, 2020）为：

AF=6-32.9/(10^(6.52-pH)+1)+exp(0.00023*t)*[erfc √（0.00023*t）]*100-0.883*OM

归一化到 360 天。

土壤中锌的淋洗因子（LF）取值为：

pH≤6.5: LF=1.36

pH 6.5~7.5: LF=1.51

pH>7.5: LF=1.71

锌的生态毒性数据归一化方程和 EC_{10} 结果如表 11 所示。

表 11 土壤中锌的生态毒性数据归一化情况

物种类型	物种名称	归一化后EC_{10}				归一化方程	R^2
		pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5		
陆生植物	番茄	86.63	221.31	418.80	792.51	log EC_{10} =0.277pH+0.4331logOM+0.612	0.834
	黄瓜	63.45	162.11	306.76	580.50		
	辣椒	42.36	108.23	204.80	387.56		
	茄子	74.30	189.83	359.22	679.77		
	大麦	209.09	298.08	424.94	605.80	log EC_{10} =0.154pH+0.425logOM+1.545	0.655
	小麦	167.90	239.35	341.23	486.45		
	水稻	319.50	455.49	649.35	925.71		
	玉米	241.47	344.25	490.76	699.64		
	白菜	214.34	349.22	568.99	927.05	log EC_{10} =0.212pH-0.056logOM	0.397
	黑麦草	268.85	438.04	713.70	1162.83		
	芥菜	171.51	279.44	455.29	741.81		

	生菜	91.28	148.71	242.30	394.78	M+1.13	
	鱼腥草	316.33	515.39	839.72	1368.15		
	胡萝卜	61.58	100.33	163.47	266.34		
	洋葱	63.67	103.75	169.03	275.40		
	芜菁	421.71	687.09	1119.47	1823.94		
	莴笋	502.62	818.91	1334.25	2173.88		
	蓖麻	54.90	89.45	145.73	237.44		
	苋菜	34.21	55.74	90.82	147.98		
	油菜籽	78.88	128.53	209.41	341.19		
	空心莲子草	100.17	163.21	265.92	433.26		
陆生无脊椎动物	蚯蚓	46.64	76.88	126.71	208.83	$\log EC_{10}$ =0.217pH+0.572logOM+0.613	0.228
	跳虫	187.62	309.22	509.65	839.98		
	蠕虫	33.02	54.41	89.68	147.81		
土壤生态过程	磷酸酶	95.92	170.19	301.94	535.70	$\log EC_{10}$ =0.249pH+0.312logOM +0.976	0.495
	生物硝化速率	167.26	296.74	526.48	934.08		
	脲酶	231.50	410.73	728.71	1292.86		
	蔗糖酶	180.10	319.52	566.90	1005.78		
	过氧化氢酶	248.58	441.03	782.47	1388.26		

9.3.3 SSD 法拟合

按照土壤 pH 对生态毒性效应参数分类归一化后，获取 pH≤5.5、5.5<pH≤6.5、6.5<pH≤7.5 和 pH>7.5。如图 3 所示，分别采用 5 种常见分布模型（Weibull、Gamma、Log-Logistic、Log-Normal 和 BurrIII），拟合了不同 pH 分组下锌的 SSD 曲线。

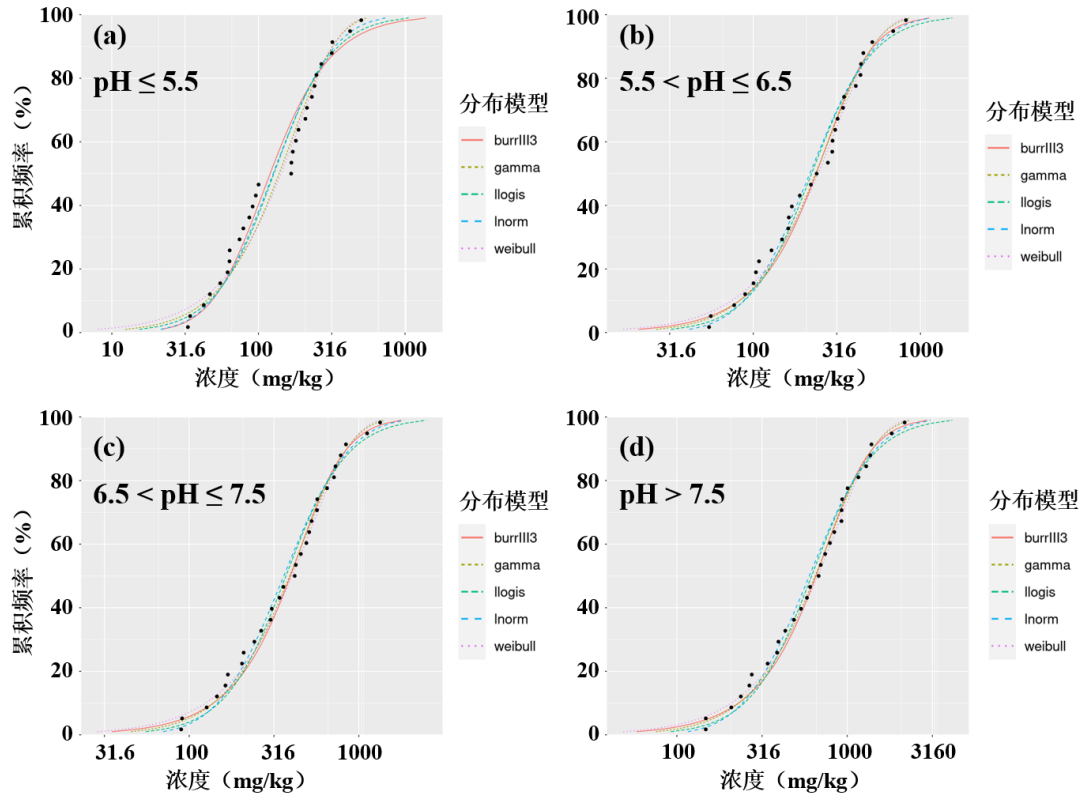


图 3 不同 pH 土壤中锌的 SSD 曲线

所用SSD模型的拟合优度检验如表12所示。均通过KS和KD检验（p>0.05），且 AIC 和 BIC 检验结果接近，并确定各个优选分布函数的权重，建立基于优选分布函数加权平均后的分布模型，以减少数据依偏于某一分布函数的不确定性。

表 12 SSD 模型的拟合优度检验

土壤pH	SSD分布模型	AD	KS	AIC	BIC	delta	权重
pH≤5.5	Weibull	0.471	0.145	-8.76	-6.02	1.29	0.196
	Gamma	0.491	0.14	-9.55	-6.81	0.498	0.291
	Log-Logistic	0.574	0.161	-7.53	-4.8	2.52	0.106
	Log-Normal	0.517	0.163	-10	-7.31	0	0.374
	BurrIII	0.593	0.18	-5.64	-1.54	4.91	0.032
5.5<pH≤6.5	Weibull	0.239	0.0894	-9.55	-6.82	0.874	0.21
	Gamma	0.224	0.085	-10.4	-7.69	0	0.325
	Log-Logistic	0.328	0.113	-8.48	-5.74	1.95	0.123
	Log-Normal	0.294	0.12	-10.3	-7.54	0.149	0.301
	BurrIII	0.28	0.0971	-6.82	-2.72	4.1	0.042

6.5<pH≤7.5	Weibull	0.166	0.0616	-9.4	-6.66	0.844	0.219
	Gamma	0.144	0.0697	-10.2	-7.51	0	0.333
	Log-Logistic	0.256	0.0888	-8.29	-5.55	1.96	0.125
	Log-Normal	0.239	0.101	-9.86	-7.13	0.381	0.276
	BurrIII	0.184	0.0798	-6.83	-2.73	3.91	0.047
pH>7.5	Weibull	0.161	0.0662	-8.47	-5.74	0.756	0.232
	Gamma	0.138	0.0687	-9.23	-6.49	0	0.339
	Log-Logistic	0.247	0.0825	-7.18	-4.44	2.05	0.122
	Log-Normal	0.24	0.0883	-8.69	-5.96	0.534	0.26
	BurrIII	0.173	0.0725	-5.78	-1.68	3.95	0.047

注：AD 表示 Anderson-Darling 检验，KS 表示 Kolmogorov Smirnov 检验，AIC 表示赤池信息量准则，BIC 表示贝叶斯信息准则，delta 表示校正的赤池信息准则（AICC）参数。

9.3.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导

全国土壤锌背景含量（C_b，0-20 cm）的 95%顺序统计量为 140 mg/kg（中国环境监测总站，1990)，因此，获得不同土地利用方式下基于生态安全的土壤锌阈值（$HCx+C_b$）如表 13 所示。

表 13 不同土地利用方式下基于生态安全的土壤锌阈值

土地利用方式	阈值/（mg/kg）			
	pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5
农用地和自然保护地	171	199	239	304
公园用地	206	261	343	478
居住用地	249	332	460	673
商业服务用地和工矿用地	273	371	523	778

9.4 铅

9.4.1 毒性数据收集

基于生态安全的土壤铅阈值推导所涉及的生态毒性数据收集情况见表 14。

表 14 土壤中铅的生态毒性数据收集情况

物种类型	物种名称	毒性数据（条）
陆生植物	黄瓜	2
	番茄	4
	玉米	1
	大麦	14
	大豆	1
	小麦	1
	白菜	1
	小白菜	1
	生菜	5
	芹菜	1
陆生无脊椎动物	蚯蚓	5
	线虫	4
土壤生态过程	硝化作用	3
	基础诱导呼吸	6
	基础诱导硝化	11
	潜在硝化速率	1

9.4.2 数据归一化

土壤中铅的老化因子（AF）预测方程（Qin et al., 2023）为：

$$AF=0.944\log OC+2.483\log CEC-0.241$$

归一化到 360 天。

铅的生态毒性数据归一化方程和 EC_{10} 结果如表 15 所示。

表 15 土壤中铅的生态毒性数据归一化情况

物种	物种	归一化后EC_{10}	归一化方程	R^2

类型	名称	pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5		
陆生植物	黄瓜	777.69	1382.94	2459.26	4373.25	$\log EC_{10}$ =0.25pH+1.388	0.579
	番茄	321.64	571.97	1017.13	1808.74		
	玉米	1151.94	2029.70	3576.28	6301.32	$\log EC_{10}$ =0.257pH+1.14	0.809
	大麦	517.93	912.58	1607.94	2833.15		
	大豆	455.59	802.73	1414.39	2492.13		
	小麦	1448.20	2551.70	4496.03	7921.90		
	白菜	395.77	715.23	1292.54	2335.84	$\log EC_{10}$ =0.246pH+1.525	0.4
	小白菜	226.67	409.63	740.27	1337.80		
	生菜	264.13	477.33	862.61	1558.89		
	芹菜	226.67	409.63	740.27	1337.80		
陆生无脊椎动物	蚯蚓	402.43	954.31	2263.03	5366.48	$\log EC_{10}$ =0.375pH+1.048logclay-0.733	0.783
	线虫	412.70	978.67	2320.79	5503.46		
土壤生态过程	硝化作用	87.95	226.05	581.05	1493.53	$\log EC_{10}$ =0.41pH+0.475	0.508
	基础诱导呼吸	397.98	1022.96	2629.40	6758.61		
	基础诱导硝化	384.80	989.09	2542.35	6534.85		
	潜在硝化速率	1697.34	4362.83	11214.19	28824.90		

9.4.3 SSD 法拟合

按照土壤 pH 对生态毒性效应参数分类归一化后，获取 pH≤5.5、5.5<pH≤6.5、6.5<pH≤7.5 和 pH>7.5。如图 4 所示，分别采用 5 种常见分布模型（Weibull、Gamma、Log-Logistic、Log-Normal 和 BurrIII），拟合了不同 pH 分组下铅的 SSD 曲线。

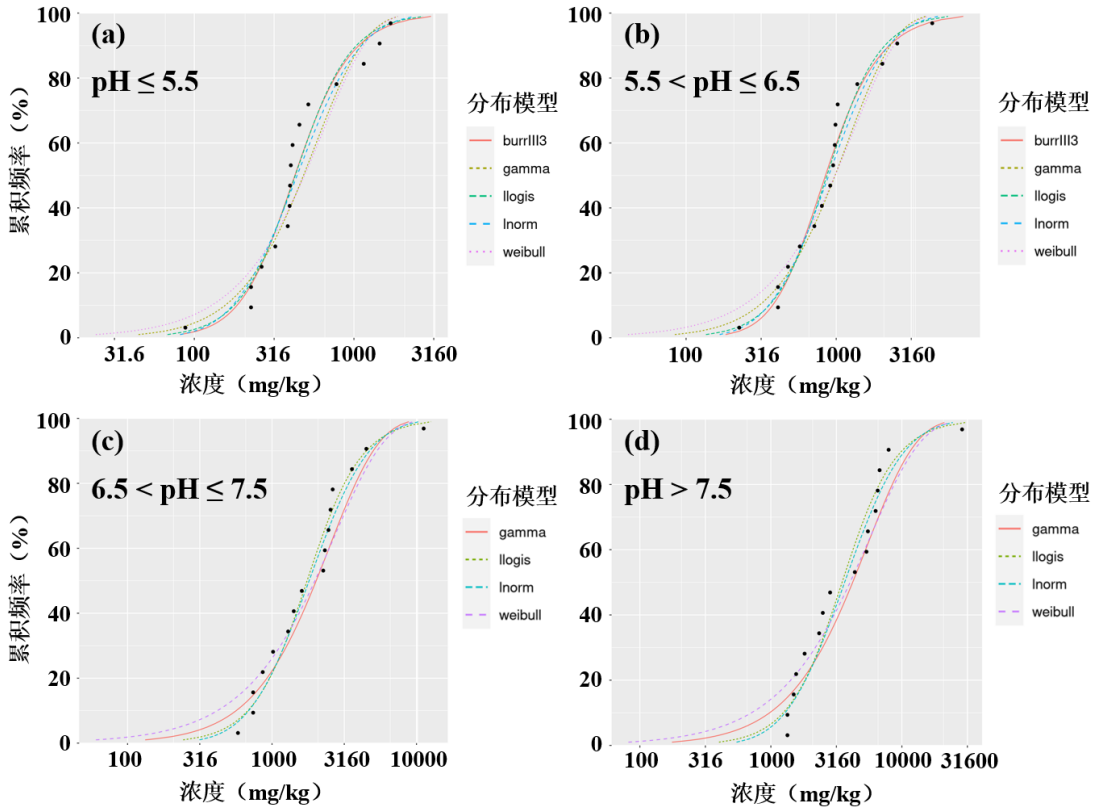


图 4 不同 pH 土壤中铅的 SSD 曲线

所用SSD模型的拟合优度检验如表16所示。均通过KS和KD检验（p>0.05），且 AIC 和 BIC 检验结果接近，并确定各个优选分布函数的权重，建立基于优选分布函数加权平均后的分布模型，以减少数据依偏于某一分布函数的不确定性。

表 16 SSD 模型的拟合优度检验

土壤pH	SSD分布模型	AD	KS	AIC	BIC	delta	权重
pH≤5.5	Weibull	0.808	0.222	-1.62	-0.0754	2.57	0.095
	Gamma	0.742	0.218	-2.69	-1.14	1.5	0.162
	Log-Logistic	0.456	0.15	-4.19	-2.65	0	0.343
	Log-Normal	0.502	0.169	-4.07	-2.52	0.125	0.322
	BurrIII	0.425	0.147	-2.32	-0.00543	2.94	0.079

5.5<pH≤6.5	Weibull	0.625	0.231	-8.19	-6.64	3.75	0.058
	Gamma	0.533	0.229	-9.53	-7.98	2.41	0.113
	Log-Logistic	0.246	0.15	-11.9	-10.3	0.086	0.362
	Log-Normal	0.28	0.174	-11.9	-10.4	0	0.377
	BurrIII	0.229	0.141	-10.1	-7.82	2.87	0.09
6.5<pH≤7.5	Weibull	0.643	0.189	-13.3	-11.8	4.86	0.041
	Gamma	0.555	0.183	-14.6	-13.1	3.56	0.079
	Log-Logistic	0.266	0.146	-17.9	-16.4	0.265	0.411
	Log-Normal	0.281	0.121	-18.2	-16.6	0	0.469
pH>7.5	Weibull	0.828	0.189	-17.7	-16.1	5.46	0.032
	Gamma	0.807	0.166	-18.5	-17	4.63	0.049
	Log-Logistic	0.486	0.15	-22.8	-21.3	0.316	0.423
	Log-Normal	0.496	0.123	-23.1	-21.6	0	0.496

注：AD 表示 Anderson-Darling 检验，KS 表示 Kolmogorov Smirnov 检验，AIC 表示赤池信息量准则，BIC 表示贝叶斯信息准则，delta 表示校正的赤池信息准则（AICC）参数。

9.4.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导

全国土壤铅背景含量（C_b，0-20 cm）的 95%顺序统计量为 55.6 mg/kg（中国环境监测总站，1990)，因此，获得不同土地利用方式下基于生态安全的土壤铅阈值（HCx+C_b）如表 17 所示。

表 17 不同土地利用方式下基于生态安全的土壤铅阈值

土地利用方式	阈值/（mg/kg）			
	pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5
农用地和自然保护地	179	311	542	937
公园用地	296	541	1006	1865
居住用地	428	803	1555	3015
商业服务用地和工矿用地	502	950	1865	3685

9.5 砷

9.5.1 毒性数据收集

基于生态安全的土壤砷阈值推导所涉及的生态毒性数据收集情况见表 18。

表 18 土壤中砷的生态毒性数据收集情况

物种类型	物种名称	毒性数据（条）
陆生植物	玉米	2
	莴笋	13
	大麦	27
	百日草	2
	羽叶莺萝	2
	生菜	2
	空心菜	2
	苋菜	2
	上海青	2
	杨花萝卜	2
	黄瓜	2
	丝瓜	2
	西葫芦	2
	向日葵	2
	薰衣草	2
	蚕豆	2
	小麦	13
陆生无脊椎动物	蚯蚓	4
	跳虫	4
土壤生态过程	酸性磷酸酶	14
	碱性磷酸酶	3

9.5.2 数据归一化

砷的生态毒性数据归一化方程和 EC_{10} 结果如表 19 所示。

表 19 土壤中砷的生态毒性数据归一化情况

物种类型	物种名称	归一化后 EC_{10}				归一化方程	截距 k
		pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5		
陆生植物	玉米	36.62	35.29	34.02	32.79	$\log EC_{10}$=-0.016pH+0.343logclay+k	1.19
	莴笋	87.74	84.56	81.50	78.56		1.71
	大麦	51.83	49.96	48.15	46.41		1.69
	百日草	312.28	300.99	290.10	279.61		2.22
	羽叶莺萝	248.13	239.16	230.51	222.17		2.12
	生菜	209.43	201.86	194.55	187.52		1.92
	空心菜	278.21	268.15	258.45	249.10		2.12
	苋菜	123.20	118.74	114.45	110.31		1.68
	上海青	207.52	200.02	192.78	185.81		2.08
	杨花萝卜	341.50	329.15	317.25	305.77		2.23
	黄瓜	268.41	258.70	249.35	240.33		2.05
	丝瓜	268.97	259.24	249.87	240.83		2.05
	西葫芦	332.87	320.83	309.22	298.04		2.12
	向日葵	202.73	195.39	188.33	181.52		1.94
	薰衣草	388.47	374.42	360.88	347.82		2.25
	蚕豆	90.40	62.11	42.67	29.32	$\log EC_{10}$=-0.16pH-0.049logclay +k	2.84
	小麦	203.11	139.55	95.88	65.88		2.05
陆生无脊椎动物	蚯蚓	197.37	190.23	183.35	176.72	$\log EC_{10}$=-0.016pH+0.343logclay+k	2.13
	跳虫	479.01	461.68	444.99	428.89		2.31
土壤生态过程	酸性磷酸酶	165.21	113.51	77.99	53.58		1.63
	碱性磷酸酶	111.62	76.69	52.69	36.20	$\log EC_{10}$=-0.16pH-	2.94

						0.049logclay +k	

9.5.3 SSD 法拟合

按照土壤 pH 对生态毒性效应参数分类归一化后，获取 pH≤5.5、5.5<pH≤6.5、6.5<pH≤7.5 和 pH>7.5。如图 5 所示，分别采用 5 种常见分布模型（Weibull、Gamma、Log-Logistic 、Log-Normal 和 BurrIII），拟合了不同 pH 分组下砷的 SSD 曲线。

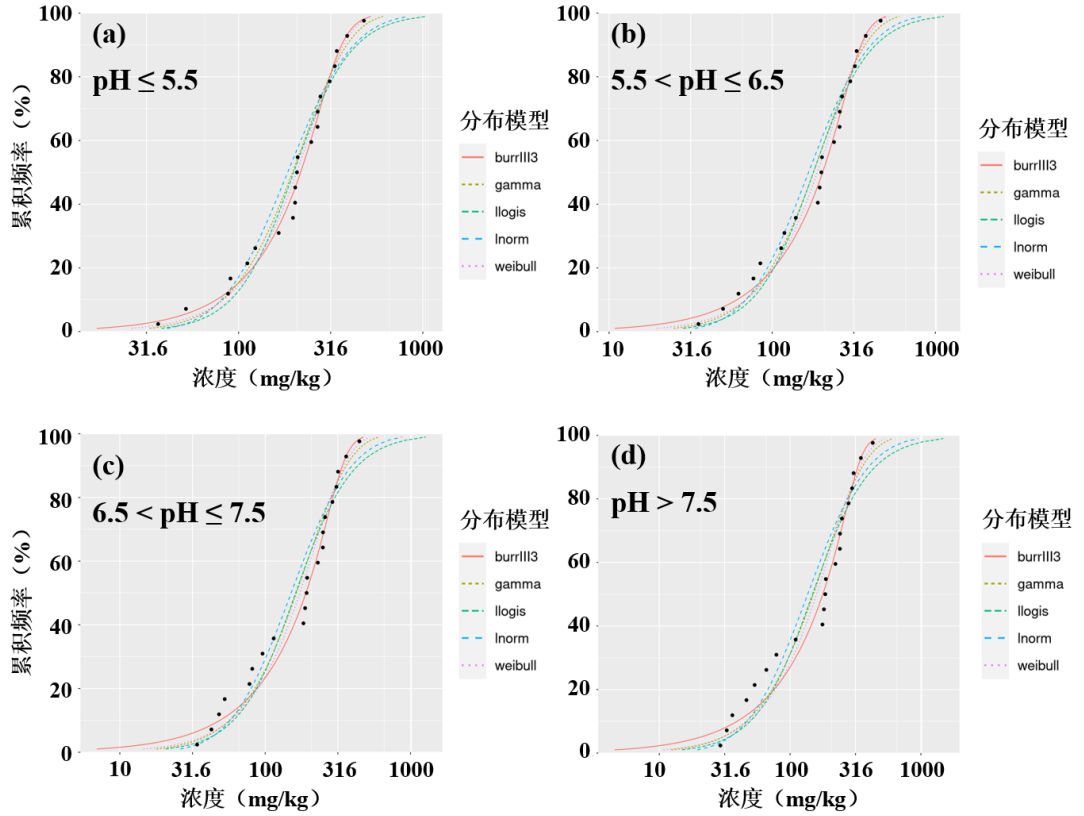


图 5 不同 pH 土壤中砷的 SSD 曲线

所用 SSD 模型的拟合优度检验如表 20 所示。均通过 KS 和 KD 检验（p>0.05），且 AIC 和 BIC 检验结果接近，并确定各个优选分布函数的权重，建立基于优选分布函数加权平均后的分布模型，以减少数据依偏于某一分布函数的不确定性。

表 20 SSD 模型的拟合优度检验

土壤 pH	SSD 分布模型	AD	KS	AIC	BIC	delta	权重
pH≤5.5	Weibull	0.232	0.134	0.927	3.02	0	0.492
	Gamma	0.374	0.171	2.24	4.33	1.31	0.256
	Log-Logistic	0.529	0.16	5.08	7.17	4.16	0.062
	Log-Normal	0.658	0.207	5.27	7.36	4.34	0.056

	BurrIII	0.162	0.1	2.78	5.91	2.59	0.135
5.5<pH≤6.5	Weibull	0.263	0.124	2.03	4.12	0	0.446
	Gamma	0.358	0.157	2.92	5.01	0.89	0.286
	Log-Logistic	0.527	0.158	6.13	8.22	4.1	0.058
	Log-Normal	0.579	0.194	5.27	7.36	3.23	0.089
	BurrIII	0.179	0.0891	3.89	7.02	2.6	0.122
6.5<pH≤7.5	Weibull	0.482	0.154	3.3	5.39	0	0.424
	Gamma	0.566	0.183	4.11	6.2	0.81	0.283
	Log-Logistic	0.75	0.187	7.77	9.86	4.47	0.045
	Log-Normal	0.796	0.221	6.3	8.39	3.01	0.094
	BurrIII	0.294	0.111	4.57	7.71	2.02	0.154
pH>7.5	Weibull	0.668	0.177	4.48	6.57	0	0.404
	Gamma	0.736	0.203	5.34	7.42	0.853	0.264
	Log-Logistic	0.94	0.205	9.51	11.6	5.03	0.033
	Log-Normal	1	0.241	7.87	9.96	3.38	0.074
	BurrIII	0.36	0.124	4.9	8.04	1.16	0.225

注：AD 表示 Anderson-Darling 检验，KS 表示 Kolmogorov Smirnov 检验，AIC 表示赤池信息量准则，BIC 表示贝叶斯信息准则，delta 表示校正的赤池信息准则（AICC）参数。

9.5.4 $PNEC_{soil}$ 值的推导

全国土壤砷背景含量（C_b，0-20 cm）的 95%顺序统计量为 27 mg/kg（中国环境监测总站，1990)。此外，由于已报道文献中尚缺乏有关砷的老化-淋洗模型，所以自然保护地，农用地和公园绿地中 As 的生态安全阈值除以安全系数 2，居住用地、商业服务用地和工矿用地不设置安全系数。因此，获得不同土地利用方式下基于生态安全的土壤砷阈值（$HCx+C_b$）如表 21 所示。

表 21 不同土地利用方式下基于生态安全的土壤砷阈值

土地利用方式	阈值/（mg/kg）			
	pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5
农用地和自然保护地	56	50	45	41

公园用地	85	77	70	64
居住用地	202	184	169	157
商业服务用地和工矿用地	231	212	198	186

10 特别说明

阈值是计算土壤环境容量和承载力的重要参数，而生态安全是一个整体概念，以特定目标受体获得的安全阈值在应用中应考虑特定区域中的所有受体，以最为敏感的受体为限制因子。

参考文献

生态环境部. 关于征求《生态安全土壤环境基准制定技术指南（征求意见稿）》等三项国家环境保护标准意见的函[EB/OL], 2018.

生态环境部, 国家市场监督管理总局. GB 15618-2018 《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准（试行）》[EB/OL], 2018.

环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[EB/OL][R/OL], 2014.

环境保护部南京环境科学研究所, 环境保护部环境标准研究所等. GB 36600-2018 《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》[EB/OL], 2018.

冯承莲, 赵晓丽, 侯红, 等. 中国环境基准理论与方法学研究进展及主要科学问题[J]. 生态毒理学报, 2015, 10(1): 2-17.

黄兴华, 李勖之, 王国庆, 等. 保护陆生生态的土壤铜环境基准研究[J]. 中国环境科学, 2022, 42(10): 4720-4730.

李勖之, 孙丽, 杜俊洋, 等. 农用地土壤重金属锌的生态安全阈值研究[J]. 环境科学学报, 2022, 42(07): 408-420.

李勖之, 姜瑢, 孙丽, 等. 不同国家土壤生态筛选值比较与启示[J]. 环境化学, 2022, 41(03): 1001-1010.

李勖之, 郑丽萍, 张亚, 等. 应用物种敏感分布法建立铅的生态安全土壤环境基准研究[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(1): 107-118.

万亚男. 我国土壤中锌的生态阈值研究[D]. 中国农业科学院, 2020.

王小庆, 李菊梅, 韦东普, 等. 土壤中铜生态阈值的影响因素及其预测模型[J]. 中国环境科学, 2014, 34(02): 445-451.

王玉军, 陈能场, 刘存, 等. 土壤重金属污染防治的有效措施: 土壤负载容量管控法—献给 2015“国际土壤年”. 农业环境科学学报, 2015, 34(4): 613-618.

郑丽萍, 王国庆, 龙涛, 等. 不同国家基于生态风险的土壤筛选值研究及启示[J]. 生态毒理学报, 2018, 13(06): 39-49.

中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990, 1(9): 9.

Huang Y, Zhang N, Ge Z, et al. Determining soil conservation strategies: Ecological risk thresholds of arsenic and the influence of soil properties[J]. Eco-Environment & Health, 2024, 3(2): 238-246.

Qin L, Sun X, Yu L, et al. Ecological risk threshold for Pb in Chinese soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 444: 130418.

Wang X, Wei D, Ma Y, et al. Derivation of soil ecological criteria for copper in Chinese soils[J]. Plos One, 2015, 10(7): e0133941.

Yu L, Chen S, Wang J, et al. Environmental risk thresholds and prediction models of Cd in Chinese agricultural soils[J]. Science of the Total Environment, 2024, 906: 167773.