

S3-27 汚染土壌のサイト固有な生態リスク評価のための TRIADアプローチ (ISO 19204) に関する検討

○門間聖子¹・古川靖英¹・神谷貴文^{1,2}・ISO/TC190検討部会¹

¹ 土壌環境センター² 静岡県環境衛生科学研究所



録画HP
関連情報掲載中

1. 背景及び目的

ISO/TC 190(地盤環境)では、汚染土壌のサイト固有な生態リスク評価についてのガイダンスとして、ISO 19204:2017¹⁾(以下、本規格)が規格化されている。本規格は、サイトに固有な生態リスク評価の手順である地盤環境TRIADアプローチの一般的な適用方法についての説明を記載したものである。この地盤環境TRIADアプローチとは、化学・生態毒性学・生態学の3つのエビデンスライン(Lines of Evidence; 以下、LoE)が、汚染土壌に対し効率的に生態学的に安定かつ実用的なリスク評価を可能にするような透明性のある方法で提示されたものである。

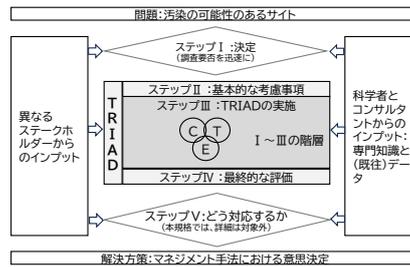
本発表では、本規格の概要を示すとともに、我が国の土壌汚染対策における本規格の適用性について考察する。

2. 地盤環境TRIADアプローチの実施プロセス

地盤環境TRIADの実施プロセスとして、主な5つのステップを図1に示す。

はじめに、特定の場所で地盤環境を評価する必要があるかどうかを決定する(ステップI)。ステップIIにおいて評価の必要があると決定された場合、次のステップIに進んで化学、生態毒性学、生態学の3つのLoEが実行される(ステップII~IV)。これらの調査結果の統合的な評価に基づいて、土壌の浄化などの決定が下される場合がある(ステップV)。各段階を進むごとに、複雑さが増加する。つまり、段階Iから段階IIIに移行する際には、生態系の現実性だけでなく、必要な取り組みやリソースも増加する。任意の段階の評価結果の不確実性が低い場合(=データの量と品質が高い場合)、生態リスク評価は完了し、必要に応じた措置を取ることができる。一方、不確実性がまだ高いまたは評価結果が受け入れられない場合、より高い段階でのさらなる調査が求められる。また、評価は各段階の最後に行われる。この評価では、前の段階の結果を含む、すべての利用可能な結果が使用される。一方、結果に信頼性がないことが判明したデータは考慮されない。

なお、本規格では、主としてステップII~IVの内容について説明している。



主要なキー C:化学, T:生態毒性学, E:生態学

図1 地盤環境TRIADの5つのステップのダイアグラム¹⁾

3. 地盤環境TRIADアプローチにおける各ステップでの実施内容

(1) ステップI: 問題の明確化とサイト固有なリスク評価の必要性に関する決定

- ステップIでは、ある潜在的に汚染された場所でTRIADを実行する必要があるかどうかを、生態リスク評価としてサイト概念モデル(Conceptual Site Model; CSM)に基づいて判断する。
- 本ステップでは、入手可能な調査結果を踏まえ、土壌汚染によって引き起こされる可能性のある生態系への影響について机上で検討する。
- SMARTである必要がある。(S:Specific; 特定性-すべての関係者が同じ認識を持てるよう正確に記述される、Measurable; 測定可能性-生態リスクの評価に量的な単位が使用される、Achievable; 達成可能性-すべての関係者が目標を認識する、Realistic; 現実的-財政的条件やその他の制限(法的など)が考慮される、Time-related; 時間的要因-調査の目的が達成される時期と、期限を超過した場合の対処方法が事前に明確になっている)

(2) ステップII: 基本的検討

- ステップIIでは、基本的検討に基づき調査計画を策定する。
- 計画策定時には、以下の2点に焦点を当てる。
 - 1)生態条件: 汚染によって危険にさらされる可能性のある生態条件を特定する。これらの生態条件(土地利用を含む)は、土壌により提供される生態系サービス、生物多様性、特に重要種・保護対象種、地域利用者が特許する目的を決定する。さらに、法的に保護されているかを確認する必要がある。決定の際は、既存の文献と専門知識が情報源となる。各測定項目の選択では、生物多様性と土壌生物コミュニティの機能、生物コミュニティが提供する生態系サービスの両方が優先される。
 - 2)生態条件の重要な側面: 特定された生態条件に基づき、焦点を当てるべき生態系側面を決定する。決定の際には、既存の文献と専門知識が情報源となる。各測定項目の選択では、生物多様性と土壌生物コミュニティの機能、生物コミュニティが提供する生態系サービスの両方が優先される。
- 規制当局・ステークホルダー・調査員の間で、地盤環境TRIAD調査の結果が3つのエビデンスラインすべてでどのように評価されるかについて合意する必要がある。この合意は以下の点に関連する必要がある。
 - 1)参照データを使用した測定基準の確立: 各調査パラメータについて、①適切な基準の選択(効果の尺度において0%レベルとして機能)、②100%の効果レベルの定義、③測定が0%から100%までどのようにスケールされるかの決定が必要。
 - 2)異なる調査パラメータに対する重みづけファクターを使用した設計: 地盤環境TRIADのLoE内で区別される評価パラメータの均等な重み付けと、3つのLoEの均等な重み付けを出発点とする。
 - 3)リスク評価における不確実性の削減に関する合意: ①変動の考慮、②モデルの不確実性の考慮で削減。
 - 4)不確実性に対する評価基準の導出、WOE(weight of evidence)アプローチ(地盤環境TRIAD)によるモデルの不確実性の削減、および受け入れられない影響: 評価は不確実性の削減に焦点を当てる。不確実性が十分に減少したら、統合された調査結果を使用してシステムを評価することができる。

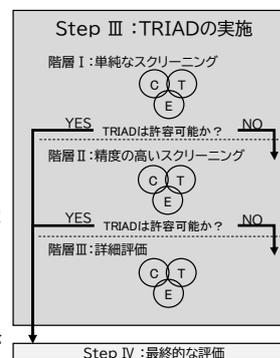


図2 地盤環境TRIADアプローチの各層¹⁾

(3) ステップIII: 地盤環境TRIADの実施

①各層層について

地盤環境TRIADの実施に際しては、コストや効率性を重視し、階層的アプローチを行う。各層層を進むごとに、複雑さが増加する。任意の層層の評価結果の不確実性が低い場合(つまり、データの量と品質が高い場合)、生態リスク評価は完了し、必要に応じた措置を取ることができる(図2)。一方、不確実性がまだ高い場合、または評価結果が受け入れられない場合、より高い層層でのさらなる調査が求められる。また、評価は各層層の最後に行われる。この評価では、前の層層の結果を含む、すべての利用可能な結果が使用される。結果に信頼性がないことが判明したデータは考慮されない。

②TRIADのエビデンスライン(LoE)

- TRIADアプローチに含まれる3つのLoEは、化学、生態毒性学、および生態学である(図3)。
- a)化学(環境化学または残留分析とも呼ばれる): 環境中の汚染物質の存在が、土壌で測定される。全濃度と環境的に生物利用可能な画分として、例えば土壌乾燥重量(mg/kg)または間隙水($\mu\text{g/L}$) (後者は水生生物の評価時に保持機能を評価するため)として示すことができる。
 - b)生態毒性学(毒性学とも呼ばれる): 多くの異なるグループ(主に微生物)または種(主に線虫、ミミズ、昆虫、ダニまたはカタツムリであるが、植物も含む)に対する試験が、サンプルに存在する毒性を測定するために行われる。
 - c)生態学: 汚染された現場で野外生態学的観察が行われ、その結果がある種の基準(またはベンチマーク)と比較される。

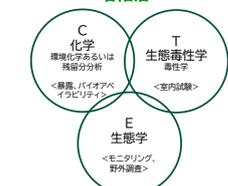


図3 3つのエビデンスライン¹⁾

③調査のためのパラメータ

パラメータは、実証された感度、費用対効果、代表性、補完性、利用可能な現地データ、およびこれらを標準的な方法で決定する可能性に基づいて選択する必要がある。これらのパラメータは、試験サイトの生態系の脆弱性に関連している必要がある。地盤環境TRIADの各LoEには、選択できる分析や試験のさまざまな種類がある(いわゆるツールボックス) [表1]。

表1 各層層で使用できるツールボックスの例¹⁾

層層	ツールボックス	内容
I	C-I(化学)	土壌スクリーニングレベルの微調整、毒性の計算を行う
	T-I(生態毒性学)	アロパトキス試験(ISO 18187)、植物スクリーニング試験(ISO 17126)、ミミズ・トビムシ回避試験(ISO 17512-1,2)、Microtox®試験(ISO 11348-3)
	E-I(生態学)	簡単な植生調査による生態学的スクリーニング(IEUのCORINE生息地分類アプローチに言及したものを含む)
II	C-II(化学)	化学物質に関して、実際および潜在的な利用可能性を確立するためのバイオアベイラビリティ手法(0.001 mol/L CaCl ₂ 、0.43 mol/L HNO ₃ 、Tenax®/Cyclodextrin)抽出、固相マイクロ抽出(SPME)、POM-SME
	T-II(生態毒性学)	ミミズの繁殖試験(ISO 11268-2)、ヒメミズ(ISO 16387)またはトビムシ(ISO 11267)の繁殖試験、2種の植物の成長試験(ISO 11269-2)
	E-II(生態学)	ペイロミナ試験(ISO 18311)、CおよびNの無機化試験(ISO 14238)、基質誘導呼吸試験(ISO 17155)、昆虫の栄養群
III	C-III(化学)	化学モデルの使用、カラム内の化学状況のシミュレーション、またはSOFIE(sediment or fauna incubation experiment)セルの使用。高度な化学的手法も含まれる
	T-III(生態毒性学)	トビムシ、ダニ、ヒメミズなどの複数種の試験システム、慢性的な植物試験(ISO 22030)または6種の植物を使用した植物成長試験(ISO 11269-2); 微生物の代謝多様性試験(リン脂質脂肪酸(PLFA))(ISO/TS 29843-1、ISO/TS 29843-2)またはDNA(ISO 11063)等
	E-III(生態学)	生物活性への影響(リターバッグ試験、微生物多様性試験、qPCRアッセイ)による土壌微生物門および機能群の定量化(ISO 17601)、植物群集と土壌無脊椎動物群集の多様性等

(4) ステップIV: 異なる層層での評価結果のスケールアップ、重みづけおよび統合

- a) 陸生生物試験結果の定量化: WOEアプローチのすべての試験結果は、各LoEで比較可能にするために、統一されたスケールアップ方法によって比較可能にする必要がある。すべての結果が均一の効果値にスケールされると、化学的LoEなど、一連の方法の全体的な応答を計算することができる。
- b) 実践におけるスケールアップ: 生態学的関連性があり、毒性ストレスの指標として機能することができるツールは、原則として0から1にスケールアップすることができるはずである。それを行うには専門家の判断が必要な場合があるため、生態リスク評価の基本的な知識があるといふ。
- c) 重みづけ: 地盤環境TRIADの異なるLoEは、リスク評価に均等に重み付けをする必要があるが、個々のLoE内では、次の理由により、異なる試験の重み付けが適用される場合がある。①特定のグループ、重要種、および絶滅危惧種またはサイトに特異的な種に特別な注意を払うため、②エンドポイント内の不確実性または変動性を考慮するため、③測定および計算された効果に偏りがある場合に修正するため。
- d) 結果の統合: 各試験結果がスケールアップされると各LoEの異なる試験結果を統合でき、さらに地盤環境TRIADの「リスク数値」に統合される。最初の統合ステップである同一のLoE内の統合は、汚染のリスク評価のために十分な情報セットを得ることを目的としている。2番目の統合ステップでは、3つのLoEにおける独立した情報がリスクの1つの数字に組み込まれる。この方法の主な利点は、より定性的な「+」および「-」のシンボルの代わりにリスク数値を使用することで、情報の損失が少なくなり、リスクの大きさを示す情報が与えられる。

(5) ステップV: 対応方法の決定

地盤環境TRIAD調査の結果と合意された評価基準に基づいて、当初に合意した調査目的を満たす決定を下す。

4. 我が国における本規格の適用性について

我が国では、環境や農業の分野で有害物質(化学物質)による生態リスク評価が研究されているが、いずれも対象は水圏の生物であり、土壌に生息する生物に対する生態リスクについてはほとんど研究がなされていない。そのような意味では、TRIADアプローチのうち生態毒性学についての情報はさらなる蓄積が必要な状況にあると考えられる。一方、近年の国内の動きとして、2030年のネイチャーポジティブ実現や2050年の自然と共生する世界の実現に向け、生物多様性や生態系の保全に対する関心が急速に高まっている。これらの動向からも、環境省のOECM(Other Effective area based Conservation Measures)サイトのような自然保護サイトでの有害な化学物質管理の考え方を整理しておくべきと言える。また、土壌汚染対策の手法自体についても、土壌生態系の保全という観点から評価を行い、持続可能な土壌環境保全のあり方についての検討が必要と考えられる。