

今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価の
あり方について（改定版）

中央環境審議会大気・騒音振動部会
有害大気汚染物質健康リスク評価等専門委員会

目 次

第1 有害大気汚染物質の指針値について

1. 背 景	1
2. 指針値の性格と機能	1
(1) 指針値の性格	1
(2) 指針値の機能	2
3. 指針値の設定状況	2

第2 有害大気汚染物質の健康リスク評価の手順について

1. 背 景	2
2. 「今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方について」の改定経緯	3
3. 指針値設定のための有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方	3
(1) 健康リスク評価の方法について	3
(2) 健康リスク評価に必要な科学的知見及び基本的な考え方	3
4. 今後の課題と展望	5

別紙 指針値設定のための健康リスク評価の具体的手順

1. 有害性評価	6
2. 曝露評価	8
3. 指針値の提案	8

付属資料1 有害性評価に資する疫学知見の抽出の考え方

付属資料2 有害性評価に資する動物実験知見の抽出の考え方

付属資料3 発がん性の閾値の有無の判断に関する考え方

付属資料4 動物実験の知見に基づく評価値算出の具体的手順

付属資料5 曝露評価の考え方

参考資料 用語集

今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方について

第1 有害大気汚染物質の指針値について

1. 背景

「今後の有害大気汚染物質対策のあり方について」（第六次答申）（平成12年12月中央環境審議会）（以下「第六次答申」という。以降、答申について同様に表記する。）において、次のとおり、有害大気汚染物質に係る今後の検討課題が呈示されている。「現在のところ、優先取組物質のうち、ベンゼン等3物質について環境基準が設定されている（注：このほか、現在はジクロロメタン、さらに、別途ダイオキシン類対策特別措置法によりダイオキシン類の環境基準が設定されている）。他の優先取組物質についても、定量的な評価結果に基づいて環境目標値¹を定めることが適当であり、引き続き、健康影響に関する科学的知見の充実に努める必要がある。環境目標値については、環境基本法の環境基準とすることも含め、その設定がより促進されるべきである。」

続いて、第七次答申（平成15年7月）では、「環境目標値の一つとして、環境中の有害大気汚染物質による健康リスクの低減を図るための指針となる数値（以下「指針値」という。）を設定すること」とし、迅速な指針値の設定・改定を目指し検討を行っていくこととされた。また、当該答申に係る別添1「今後の有害大気汚染物質に係る健康リスク評価のあり方について」において、指針値の性格については、「有害性評価に係るデータ制約のもとに定められた値」とされており、「大気モニタリングの評価に当たっての指標や事業者による排出抑制努力の指標としての機能を果たすことが期待」されている。

2. 指針値の性格と機能

（1）指針値の性格

指針値は、環境基本法（平成5年法律第91号）第16条に基づき定められる環境基準とは性格及び位置付けは異なるものの、人の健康に係る被害を未然に防止する観点から科学的知見を集積し評価した結果として設定されるものである。基本的には、大気経由の長期的曝露による健康影響を未然に防止する観点から設定されるものであり、さらに不確実係数を十分に見込んだ評価値、あるいは数理モデルにより十分に安全性を考慮して算出した評価値に基づくものであることから、指針値を短期的に上回る状況があっても、直ちに人の健康に悪影響を及ぼすものではないと考えられる。

また、指針値は、有害性評価に係る知見の制約のもとに定められた値であると判断すべきであり、新しい知見やデータの集積に伴い、随時、見直していく必要がある。

指針値はこのような性格を有するものの、健康リスク低減の観点から、このレベルが達成できるように排出抑制に努めるべきものとして理解することが妥当である。なお、大気環境モニ

1 現在、定められている環境目標値は、環境基準と指針値である。

タリング結果等が指針値を下回ったとしても、引き続き排出抑制の努力が望まれることに注意すべきである。

(2) 指針値の機能

指針値は、健康リスクを低減する観点から科学的知見を集積し評価した結果として設定されるものであることから、現に行われている大気環境モニタリング結果等の評価指標や事業者による排出抑制努力の評価指標としての機能を果たすことが期待される。このほか、国、地方公共団体及び事業者の連携による地域主体の自主的な取組を実施するうえでの指標となることが期待される。これらの機能は、相互に関連しつつ有害大気汚染物質の大気経路の曝露による健康リスクの低減に資するものであると考えられる。

なお、指針値が設定されている物質については、大気環境モニタリング結果等から、排出抑制効果を検証・評価することとされているが、指針値が設定されている物質の大気中の平均濃度はおおむね減少傾向を示しており、指針値設定が排出抑制に効果的に貢献していることが確認されている。

3. 指針値の設定状況

これまで、優先取組物質について精力的に科学的知見の収集・整理が進められ、第七次答申においてアクリロニトリル、塩化ビニルモノマー、水銀及びその化合物並びにニッケル化合物、第八次答申（平成 18 年 11 月）においてクロロホルム、1,2-ジクロロエタン及び 1,3-ブタジエン、第九次答申（平成 22 年 10 月）においてヒ素及びその化合物、第十次答申（平成 26 年 4 月）においてマンガン及びその化合物に係る健康リスク評価が示され、物質ごとの指針値の設定がなされている。

また、第九次答申では優先取組物質選定手順の整理及びリストの見直しがなされ、環境目標値を設定すべき物質が新たに追加された。

第 2 有害大気汚染物質の健康リスク評価の手順について

1. 背景

有害大気汚染物質の指針値設定に当たっては、有害性に関する疫学研究、動物実験、有害影響の発現メカニズムや遺伝子障害性等リスク評価に必要な科学的知見の収集・整理を行い、これらを基に、適切な用量反応評価手法を検討して、曝露の状況も踏まえつつ、健康リスク評価作業を実施してきた。

現時点で環境目標値が設定されていない優先取組物質や、将来新たに優先取組物質に選定された検討対象物質について環境目標値を設定する際、その多くは有害性に係る評価値（以下「評価値」という。）を算出するための人に関する疫学研究の知見がない、あるいは、定量評価に用いることのできる人のデータが得られないことが予想される。このような場合は、動物実験の知見を用いて人へ外挿することにより評価値を算出することが必要となる。

このため、第七次答申において動物実験の知見の人への外挿方法、不確実係数の設定等有害性評価の方法を中心として、指針値の性格やその設定手順等が示され、これを踏まえ、クロロホルム、1,2-ジクロロエタンの指針値は、動物実験のデータに基づき設定された。

2. 「今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方について」の改定経緯

第七次答申で示された「今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方について」（別紙「指針値算出の具体的手順」を含む。）は、今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価を行う上での基礎となる考え方を明示したものであり、環境目標値のうち、指針値の設定に当たって数値の算出に必要となる有害性評価に係る定量的データの科学的信頼性やその設定手順、指針値の性格、指針値の機能等、指針値に係る諸事項について定められた。

第八次答申で別紙の「指針値算出の具体的手順」が一部改定、第十次答申において、「今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方について」及び「別紙 指針値算出の具体的手順」が改定され、「指針値算出の具体的手順」は、「指針値設定のための評価値算出の具体的手順」とされた。

今般、第十次答申で示された「今後の課題」等に対応するため、全体構成の再整理を行い、本文と別紙の用語の精査を行うとともに、曝露評価について、付属資料として収集する情報を整理する等「今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方について」の一部を改定することとした。

<経緯>

- ・第七次答申（平成15年7月）「今後の有害大気汚染物質に係る健康リスク評価のあり方について」策定
- ・第八次答申（平成18年11月）「別紙 指針値算出の具体的手順」の一部改定
- ・第十次答申（平成26年4月）「今後の有害大気汚染物質に係る健康リスク評価のあり方について」の一部改定

3. 指針値設定のための有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方

(1) 健康リスク評価の方法について

有害大気汚染物質の健康リスク評価に当たっては、有害性評価とこれに基づく評価値の算出及び曝露評価、並びにこれらの結果の比較から大気経由の曝露による健康リスクの程度の把握を行う。その際、別紙「指針値設定のための健康リスク評価の具体的手順」及びその付属資料に従うものとする。

(2) 健康リスク評価に必要な科学的知見及び基本的な考え方

評価値の算出に必要となる定量的データは、主に疫学研究と動物実験から得られるが、このうち疫学研究は人から直接得られるものであることから優先性が高い。

一方、動物実験の知見の場合、定量的データが比較的豊富に得られていても、現時点では、それを人に外挿し、評価値を算出するには不確実性が大きい場合が多い。動物実験の知見に基づく評価値の算出に当たっては、当該物質の体内動態、有害影響の発現メカニズム等の知見を収集し、観察された有害影響の作用様式の人との共通性、人への外挿手法の妥当性について検証の上、慎重に行うことが重要である。

評価値の算出に用いられる定量的な知見の科学的根拠の確実性²については、次のⅠ、Ⅱ、Ⅲの3区分に分類されると考えられる。

- Ⅰ. 確実性の高い科学的根拠を有する疫学研究又は動物実験の知見
- Ⅱa. 相当の確実な根拠を有する疫学研究の知見であるが、不確実性の要因を除くために、当該疫学研究における曝露評価及び交絡因子の調整等のさらなる科学的知見の充実を要するもの
- Ⅱb. 相当の確実な根拠を有する動物実験の知見であるが、不確実性の要因を除くために、観察された有害影響の作用様式の解明及び人への外挿手法等のさらなる科学的知見の充実を要するもの
- Ⅲa. 疫学研究の知見のうちⅡaの水準に達しないもの（Ⅱaの水準に達しない要因としては、例えば、対象者が少ない、対象集団が偏っているといった不確実性が存在すること等があげられる）
- Ⅲb. 動物実験の知見のうちⅡbの水準に達しないもの（Ⅱbの水準に達しない要因としては、例えば、観察された有害影響の作用様式が人と共通でないこと等があげられる）

このうち、Ⅰ又はⅡa、Ⅱbに該当する知見が得られる物質については、指針値を設定することとする。なお、Ⅰに該当する知見が得られる物質については、必要に応じ、環境基準の設定について検討される対象となる。Ⅲa、Ⅲbに該当する知見にとどまる物質については、指針値の設定の対象とはならないが、このような知見も、有害性に関する相対的な程度を把握するための一定の参考となる情報である。したがってこれを「参考情報」として、有害性に係るデータ等を、その根拠を含めて示していくことには意義があると考えられる。

今後、有害大気汚染物質の指針値の設定を行う上では、以下のような基本的考え方に立脚する。

- ① 科学的知見を収集、整理し、常にアップデートするよう引き続き努めていくとともに、
- ② 科学的知見についてさらなる充実を要する状況にある物質についても、現時点で得られている知見をもとに、一定の評価を与えていく手法を導入する。

有害性評価に用いる科学的知見が新たに得られた場合には、諸外国において実施された科学的根拠やリスク評価手法が確認できる評価例を参照しつつ、順次、迅速に指針値を設定・改定していくことが求められる。

また、指針値を設定しようとする物質の曝露評価に当たっては、大気汚染防止法（昭和43年法律第97号）第22条第1項に基づき地方公共団体が実施している有害大気汚染物質の大気環

2 第十次答申における「今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方について」の改定については、有害性を評価するに当たって、定量的で、かつ大気汚染物質の曝露と健康影響の関連性が相当に確からしい疫学研究や動物実験の知見について「確実」とし、「確実性」についても、同様の趣旨で用いられた。本報告（令和2年3月25日）においてもこれを踏襲している。

境モニタリングなどの現時点の大気中濃度に関する知見や、その物質の起源に関する知見をデータの信頼性を考慮しつつ収集する。

4. 今後の課題と展望

指針値については、国際的な大気環境保全政策の動向等も参考にしつつ、新しい知見やデータの集積及び有害性評価手法や曝露評価手法の進展に伴って、随時、見直していく必要がある。

優先取組物質のうち、これまでに環境目標値が設定されていない物質については、今後、迅速な指針値の設定を目指し、科学的知見の収集、整理に努めつつ、その作業が順調に進むことを前提として有害大気汚染物質健康リスク評価等専門委員会による審議に付し、早期にとりまとめがなされることが望まれる。

また、本「今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方について」や別紙（指針値設定のための健康リスク評価の具体的手順）及びその付属資料についても、有害大気汚染物質健康リスク評価等専門委員会における迅速なリスク評価作業と円滑な審議をより一層推進することに資するため、その見直しについて検討を行い、随時改定していくこととする。

これまで有害大気汚染物質の健康リスク評価において評価値の算出に用いられていないエンドポイントの知見に基づく評価や、大気以外の経路による曝露が重要な場合の考え方、構造や作用が類似し、さらに、同時に曝露される可能性のある物質群についての評価の考え方等についても、必要に応じて、検討を行うこととする。

なお、第2 3. (2)のⅢa、Ⅲbに該当する知見に係る参考情報の具体的な示し方等については、個別物質に係る知見の集積状況を踏まえつつ、引き続き検討することとする。

個別事例において優先取組物質以外の物質が問題となる場合や、特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律（平成11年法律第86号。以下「化管法」という。）に基づくPRTR制度（Pollutant Release and Transfer Register）において大気への排出量が多いと把握できた物質、化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（昭和48年法律第117号）のリスク評価で大気中の濃度が高い等と推計された物質が、優先取組物質以外の物質であること等も想定される。このように優先取組物質以外の物質について指針値を設定する必要がある場合、これに迅速に対応できるような配慮が必要である。

別紙 指針値設定のための健康リスク評価の具体的手順

1. 有害性評価

(1) 定性評価

評価対象物質に関する情報に基づき、発がん性、発がん性以外の有害性別に定性評価に資する文献を抽出、整理する。また、当該物質の代謝・体内動態、遺伝子障害性等の有害性評価に必要な文献も整理する。これらの文献をもとに定性評価を行う。

(2) 定量評価に資する知見の整理

(1) で整理された文献から、発がん性、発がん性以外の有害性別に定量評価に資する可能性のある知見を抽出、整理する。

(3) 評価値算出の基本的な考え方

① 適切な知見の抽出

(2) で整理された知見の中から、後述の「付属資料1 有害性評価に資する疫学知見の抽出の考え方」、「付属資料2 有害性評価に資する動物実験知見の抽出の考え方」を参照し、知見の科学的根拠の確実性及びデータの信頼性、妥当性、適切性についての必要な確認を行い、評価値を算出するための鍵となる知見（キースタディ）を抽出する。

② 知見の科学的根拠の確実性

①で抽出した知見が、本文第2 3. (2) に示された3つの区分のいずれに相当するか確認する。評価値は、原則として、I 又はII a・II b に相当する科学的に確実な根拠を有する知見を選択し、そのデータから算出することとする。

③ 疫学知見の優先性

適切な疫学知見が存在する場合には、動物実験及び人志願者実験の知見に優先してこれを有害性評価に用いる。「有害大気汚染物質」が大気汚染防止法第2条第15項において「継続的に摂取される場合には人の健康を損なうおそれがある物質で大気汚染の原因となるもの」と規定されていることから、長期曝露影響の疫学知見を優先する。

適切な疫学知見が得られない場合には、動物実験の知見に基づく有害性評価を検討する。その際、確実性の高い定性的な疫学知見は、動物実験の知見に基づく有害性評価を行うにあたり参考とする。人志願者実験の知見の中で、確実性の高いものがあれば、その利用も検討する。

④ 吸入曝露の知見に基づく算出

吸入曝露とそれ以外の曝露経路による知見が得られる場合は、原則として吸入曝露から得られた知見を重視して算出する。

動物実験の知見に基づく評価において、やむを得ず経口曝露実験の知見を用いて評価値を算出する場合には、曝露経路換算の考え方について、「付属資料4 動物実験の知見に基づく評価値算出の具体的手順 4-1 実験曝露濃度（用量）の換算及び補正」を参照する。

⑤ 慢性又は亜慢性曝露の知見に基づく算出

動物実験の知見に基づく評価においては、原則として慢性曝露実験、あるいは亜慢性曝露実験の知見に基づき評価を行う。やむを得ず曝露期間が一定未満の曝露実験の知見を用いて評価値を算出する場合には、曝露期間補正の考え方について、「付属資料4 動物実験の知見に基づく評価値算出の具体的手順 4-3 発がん性以外の有害性及び閾値のある発がん性に係る評価値の動物実験の知見に基づく算出 ii) 不確実係数等の設定 (e) 曝露期間の差」を参照する。

⑥ 発がん性と発がん性以外の有害性

評価値の算出は、発がん性及び発がん性以外の有害性について行う。この場合において、発がん性及び発がん性以外の有害性に係る評価値がともに算出可能な場合は、両者の評価値を算出する。一方の有害性に関してのみ、適切な疫学研究の知見が存在する場合には、他方の有害性に関する動物実験の知見に基づく評価値算出の必要性を十分吟味した上で、疫学研究に基づく評価値のみを算出することもできることとする。

⑦ 大気経由の曝露情報利用

評価値の算出において利用する曝露に関する情報は、原則として大気経由の曝露のみを取り扱うこととする。

なお、他の経路による曝露（経口曝露、経皮曝露）の影響が極めて重要と考えられる場合には、必要に応じて他の経路からの曝露量を考慮に入れた適切な評価値の算出を検討する。

⑧ 発がん性の閾値の有無の判断

発がん性の閾値の有無の判断に関する検討については、発がん性を有する化学物質を、遺伝子障害性の有無とその発がん性への関与の程度により、閾値の有無に関して「付属資料3 発がん性の閾値の有無の判断に関する考え方」に記した3区分に類型化し、ユニットリスクあるいは無毒性量（NOAEL、No Observed Adverse Effect Level）等を求め、評価値を算出する。

⑨ 有害性の評価値の算出方法

発がん性について閾値がないと判断される場合は、疫学研究に係るデータではベンゼンの例に習い平均相対リスクモデル等の数理モデルを用い、動物実験に係るデータでは観察された用量反応関係から導かれたベンチマーク濃度からの低濃度直線外挿法等適切な方法を検討する。また、閾値があると判断される場合や発がん性以外の有害性についてはNOAEL等を不確実係数で除する方法によることとする（ただし、疫学研究のデータではNOAEL等が求められないことが多いため、労働者等でおそらく悪影響が見られないと期待できる濃度を使用）。発がん性以外の有害性に係る短期曝露実験により、長期曝露影響を示唆する知見や不可逆かつ重大な影響を示唆する知見が得られた場合には、評価値の算出において、当該知見の考慮の必要性を検討する。

動物実験の知見からの評価値の算出手順については、「付属資料4 動物実験の知見に基づく評価値算出の具体的手順」に詳述する。

2. 曝露評価

指針値を設定しようとする物質については、健康リスクの評価や排出抑制等の対策の検討に資するために、現時点での大気中濃度に関する知見及び起源に関する知見を収集し、曝露評価を行う。さらに、必要に応じて大気以外の経路による曝露量の情報も収集する。

一般環境大気に係る曝露評価は、大気環境モニタリング結果を用いて行う。発生源の周辺環境に係る曝露評価は、大気環境モニタリング結果、環境省委託調査等で収集された知見のうち信頼性の高いデータを用いて行う。

発生源近傍の汚染状況や年平均濃度の把握の確実性を高める等の必要性がある場合は、環境動態モデル等の活用も検討する。

曝露評価については、「付属資料5 曝露評価の考え方」に詳述する。

3. 指針値の提案

指針値の提案に当たっては原則として、発がん性に係る評価値及び発がん性以外の有害性に係る評価値がともに算出される物質については両者のうち低い方の数値を採用し、また、両者のうち一方の有害性に係る評価値のみが算出される場合には当該算出された数値を採用する。

指針値を提案する物質については、採用した数値と現時点の曝露評価の結果を比較して大気経路の曝露による健康リスクの程度を把握し、当該物質の健康リスクを評価する。

本文第2 3. (2) のIに相当する知見に基づき有害性が評価され、指針値が提案された物質については、大気以外からの曝露の考慮を特に要しないか、又は、その評価が既に定まっている場合には、指針値を定めた上で、さらに必要に応じ、環境基準の設定について検討の対象とすることとする。大気以外からの曝露についてなお検討を要する場合には、指針値の設定に留めることとする。

付属資料 1 有害性評価に資する疫学知見の抽出の考え方

有害性評価に資する疫学知見の抽出については、長期曝露影響が評価できるコホート研究による疫学知見が存在する場合には、これを優先する。また、労働衛生・産業疫学領域から得られた知見には小児、女性、健康状態のよくない集団は含まれないため、より広い曝露濃度範囲が観察され、これらの感受性が高い者等を含む一般集団を対象とした確実な疫学知見がある場合には、これを優先することが適当である。

具体的な疫学知見の選定に当たっては、以下の点を考慮して、広範囲なエンドポイントに関するより質の高い疫学知見を評価対象とし、曝露評価上の誤差、偏りについても考慮することが望ましい。

- 1) 十分な対象者数と適切な対象集団の選定
- 2) 大気汚染物質の適切な測定、空間的・時間的な変動を考慮した曝露評価の実施
- 3) 信頼できるエンドポイントの測定及び評価と因果関係の同定
- 4) 交絡因子の調整等適切な解析手法

しかし、有害大気汚染物質に関する疫学知見の多くは労働衛生・産業疫学領域から得られている。このため、以下の限界があることを考慮する必要がある。

- 1) 対象者数、対象集団ともに限られている
- 2) 曝露が高濃度領域に偏っている
- 3) 生涯に渡る広範なエンドポイントを得にくい

曝露評価については、以下の点を考慮する必要がある。

- 1) 調査期間（観察期間）全体の長さのうち、解析を行うに当たり十分な期間の濃度データが存在すること。長期曝露影響の適切なデータがなく、短期曝露影響のデータを用いる場合には、日単位等の平均化時間に対応した十分な数の濃度データがあること。
- 2) 実測値の場合には、測定法が確認されていること。
- 3) 推計値による場合には、実測値との相関性等、その妥当性に関する検討が十分に示されていること。

評価値の定量的な算出を行うために、以下の情報について確認する。

- 1) ハザード比等健康影響の大きさの指標の推定値（単位曝露量当たりの健康リスクの増加）とその推定精度を示す信頼区間
- 2) 高感受性グループ同定の手がかりとなるサブグループ解析の結果
- 3) 地域、サブグループごとの曝露量の分布（代表値、範囲）
- 4) 交絡因子の分布、影響の大きさ、解析での調整方法の適切さ

(参考) 疫学知見における因果関係の評価

人間集団における曝露と健康影響との関連を記述する疫学研究の結果から因果関係を判定するためにはさまざまな不確実性があることが知られている。因果関係の判定のための目安として、関連性の強さ (Strength)、一貫性 (Consistency)、特異性 (Specificity)、時間性 (Temporality)、生物学的勾配 (用量反応関係、Biological gradient)、生物学的説得性 (Biological plausibility)、整合性 (Coherence)、実験的証拠 (Experimental evidence)、類似性 (Analogy) が挙げられる (Hill の 9 視点 (Hill 1965))。

因果関係の判定については、判定のための証拠の重みとして、下記の分類が用いられている (Institute of Medicine of the National Academies 2008; US EPA2005, 2009)。

1. 因果関係あり : 質の高い研究で一貫した結果が得られている
2. おそらく因果関係あり : 動物実験・人志願者実験等の研究の数が少ない、あるいは他の研究結果との間に整合性がない等の制限がある
3. 因果関係を示唆 : バイアスの影響を否定できない
4. 因果関係には不十分 : 研究の質、数、一貫性等が不十分
5. 因果関係はありそうもない : 確実な研究において、人が曝露を受ける上限や脆弱な集団でも一貫して健康影響が観察されない

これらの視点、分類に関する検討を行い、対象者の偏り (選択バイアス)、曝露や健康影響の測定の変り (情報バイアス)、曝露以外の変数の影響 (交絡) についても考慮した上で、因果関係を同定する。

参考文献

Hill AB. (1965) The environment and disease: association or causation? *Proceedings of Royal Society of Medicine*; 58, 295-300.

Institute of Medicine of the National Academies (2008) *Improving the Presumptive Disability Decision-Making Process for the Veterans.*, The National Academies Press, Washington DC.
<https://doi.org/10.17226/11908>

US EPA (2005) *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*. EPA/630/P-03/001F.

https://www.epa.gov/sites/production/files/2013-09/documents/cancer_guidelines_final_3-25-05.pdf

US EPA (2009) *Integrated Science Assessment for Particulate Matter (Final Report)*. EPA/600/R-08/139F.
<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=216546>

付属資料2 有害性評価に資する動物実験知見抽出の考え方

有害大気汚染物質の有害性評価及びリスク評価に際しては、動物実験の知見におけるデータの信頼性（Reliability：実験方法は標準的方法に基づいているか、結果は明解で、実験方法から導かれた結果として妥当か）・妥当性（Relevance：得られたデータや用いた実験方法はその毒性の検出やリスク判定に適しているか）・適切性（Adequacy：得られたデータは有害性評価やリスク評価の目的に利用可能か）を評価する必要がある。

有害性評価では、利用可能なデータの信頼性を評価し、最も信頼性の高いデータを採用する。一般的に、国際的に採用されている試験方法に従って実験が実施され、優良試験所基準（GLP、Good Laboratory Practice）に準拠した実験である場合、そのデータは信頼性があるとみなす。なお、有害大気汚染物質の有害性評価においては、吸入曝露実験とそれ以外の曝露実験から知見が得られる場合は、原則として吸入曝露実験から得られた知見を重視する。

有害性評価に用いる動物実験の知見におけるデータの信頼性に関しては、クリミッシュのコード（Klimisch ら 1997）を参考にし、以下の4つの信頼性コードに分類する。

コード1： 信頼性あり

国際的に認知された試験ガイドライン³に従って実施された実験から得られたデータ。GLP下の実験が望ましい。

コード2： 制限付き信頼性あり

試験ガイドラインに完全には一致していないが、科学的に許容できる実験から得られたデータ。

コード3： 信頼性なし

コード1及びコード2以外の実験から得られたデータ。測定系と被験物質との間に干渉（interference）がある、非生理的な曝露経路である、実験方法が適切でない、記述が不十分である等の実験から得られたデータ。

コード4： 評価できない

記述が十分でない短い要約又は書籍、レビュー等の二次資料に挙げられているだけの実験から得られたデータ。

3 OECD Guidelines for the Testing of Chemicals (Section 4, Health effect)、US/EPA Health Effects Test Guidelines 及びこれらと同等の我が国や諸外国のガイドライン

定量的な有害性評価に用いるデータは、原則としてコード1又は2に相当するデータとし、コード3及び4に相当するデータは使用しない。一次資料の入手が不可能な場合には、信頼できる二次資料⁴を用いることも考慮する。

なお、動物実験データを人に外挿して評価を行う場合、これらの信頼性の高いデータが複数存在することが望ましい。

さらに、これらのデータを人に外挿して評価を行うことが適切であるかどうかに関しては、下記の点について確認した上で判断することが望まれる。

- (1) 動物における有害性の作用様式の実験的証拠による確認
- (2) 人と動物における有害性の作用様式の鍵となる事象が基本的かつ質的に異なること
- (3) 有害性の作用様式の鍵となる事象において、評価する物質の「トキシコキネティクス (TK、Toxicokinetics)」及び「トキシコダイナミクス (TD、Toxicodynamics)」を決める体内動態や生体との反応性等の要因が人と動物で量的に著しく異なること

すなわち、人と動物におけるエンドポイントが同じか類似していること、標的組織が同じか類似していること、そしてその化学物質の体内動態や生体との反応性が同じであると推定されることが重要な指標となる。人と動物との有害性に係る作用様式が明らかに異なる場合には、外挿して適用することは妥当ではない。

さらに、動物における有害性の作用様式については、評価値の算出においても考慮する必要がある。

参考資料

Klimisch HJ, Andreae A, Tilmann U. (1997) A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 25, 1-5.

OECD (Date of last update: September 2012) Manual for assessment of chemicals, available from:

<http://www.oecd.org/chemicalsafety/assessmentofchemicals/manualfortheassessmentofchemicals.htm>

Chapter 3, Section 3.1, <http://www.oecd.org/env/ehs/risk-assessment/49191960.pdf> (Date of last update: December 2005, currently under revision)

IPCS (2007) Harmonization Project Document No.4, Part1 : IPCS framework for analyzing the relevance of a cancer mode of action for humans and case-studies Part2 : IPCS framework for analyzing the relevance of a non-cancer mode of action for humans, World Health Organization, Geneva pp.124

http://www.who.int/ipcs/methods/harmonization/areas/cancer_mode.pdf

4 一次資料の入手が不可能な場合に用いる二次資料としては、官民連携既存化学物質安全性情報収集・発信プログラム (Japan チャレンジプログラム) (厚生労働省・経済産業省・環境省、2005) において信頼性が高いと記載されている二次情報源 (参考資料の OECD 化学物質評価マニュアル (高生産量化学物質点検プログラムから化学物質共同評価プログラムに変更) に記載されている人健康影響に関する情報及び日本国内及び各国の評価書等⁴⁾) 等が挙げられる。

(二次情報源の例)

- Patty's Industrial Hygiene and Toxicology (2000) : 人健康影響
 - U.S. EPA IRIS (Integrated Risk Information System) : 人健康影響 (NOAELs, RfDs (Reference Dose), RfCs (Reference Concentration) and cancer slope factors and unit risk) <http://www.epa.gov/iris/>
 - ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) Toxicological Profiles : 人健康影響、用途、曝露情報 <http://www.atsdr.cdc.gov/>
 - NTP (National Toxicology Program) : 人健康影響、用途、曝露情報 <http://ntp.niehs.nih.gov/>
 - WHO IARC (International Agency for Research on Cancer) : 人健康影響、用途、曝露情報 <http://www.iarc.fr/>
 - OSHA (Occupational Safety and Health Administration) : 労働環境基準とその根拠 <https://www.osha.gov/>
 - ACGIH (American Conference of Industrial Hygienists) : 労働環境基準とその根拠 <http://www.acgih.org/>
 - AIHA (American Industrial Hygiene Association) : 労働環境基準とその根拠 <https://www.aiha.org/Pages/default.aspx>
 - CICADs (Concise International Chemical Assessment Documents) (1998-2013) : 国際的にレビューされた評価書 (No. 1-78), <http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/>
 - EHC (Environmental Health Criteria) Monographs (1976-2014) : 国際的にレビューされた評価書 (EHC 1-243) , <http://www.inchem.org/pages/ehc.html>
- (出典 : OECD 化学物質評価マニュアル :
OECD (Date of last update: September 2012) Manual for assessment of chemicals, available from:
<http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-assessment/manualfortheassessmentofchemicals.htm>
Chapter 2, Section 2.2 <http://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/49944183.pdf> (Date of last update: March 2012)

* 評価書については、当該評価書の中でキースタディとして用いられた実験に限る。

* 特殊なケースでは、これらの情報ソースからのデータでも信頼性の評価が必要な場合もあり得る。

その他の人健康に関する情報源

- (財)化学物質評価研究機構 (1997-2002) : 「化学物質安全性 (ハザード) データ集」
- (財)化学物質評価研究機構 (2006-2008) : 「有害性評価書」
- (独)製品評価技術基盤機構 (2005-2009) : 「初期リスク評価書」
- 化学物質点検推進連絡協議会 (1994-2006) : 厚生労働省試験報告「化学物質毒性試験報告」vol.1-13.
- 環境省環境保健部環境リスク評価室 (2002-2019) : 「化学物質の環境リスク評価」第 1-17 巻
- 国立衛生試験所/国立医薬品食品衛生研究所化学物質情報部 (企画/編集) (1995-2000) : 「化学物質の安全性評価一国連 IPCS 環境保健クライテリア抄訳一第 1 集~第 4 集」, 化学工業日報社

- 日本産業衛生学会 (1970-2018) : 許容濃度提案理由書及び許容濃度等の勧告 (産業衛生学雑誌、提案理由書は各提案年度、最新の勧告は 2018 年度 (60(5): 116-148, 2018) を参照)
- 経済協力開発機構 (OECD) (1994-2018) : SIDS Initial Assessment Report (SIAR) 及び Initial Targeted Assessment Report (ITAR)
- ドイツ研究振興協会 (DFG) (1991-2003) : “Occupational Toxicants Critical Data Evaluation for MAK Values and Classification of Carcinogens, vol. 1-20” 及び “List of MAK and BAT values” (最新版は 2018)
- 欧州連合 (EU) (1999 より継続中) : EU Risk Assessment Report
- カナダ環境省 (1989, 1995) : Priority Substance Assessment Reports
- オーストラリア保健高齢省 NICNAS (1994-2015) : Priority Existing Chemical Assessment Reports, No.1-41(Draft)
- European Center of Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC) (1979-2018) : Technical Reports, No. 1-132
- Pohanish R (2017) : Sittig’s Handbook of Toxic and Hazardous Chemicals and Carcinogens, 7th ed., 3564p., Elsevier.
- True B-L, Dreisbach RH (2001) : Dreisbach’s Handbook of Poisoning, 13th ed., 696p., Parthenon Pub. Group.

注：上記情報源に記載した評価書等の多くは随時更新されているので、常に最新のものも確認することが必要である。

付属資料3 発がん性の閾値の有無の判断に関する考え方

発がん性の閾値の有無の判断は、発がん性を有する化学物質の遺伝子障害性の有無とその発がん性への関与の程度を基準とする。遺伝子障害は確率的事象であるため、発がん性に化学物質の直接的作用による遺伝子障害が関与している場合には、発がん性には閾値が無いものと判断される。また、遺伝子障害は DNA 付加体の生成や DNA 鎖の切断等人と動物で共通の作用様式で発生することから、この判断基準は、疫学研究の知見に基づく評価値算出と動物実験の知見に基づく評価値算出の両方で用いる。

化学物質の遺伝子障害性の有無を判断するに当たっては、対象となる化学物質あるいはその代謝物が、下記 (a)・(b) の *in vitro* 遺伝毒性試験、及び (c) の *in vivo* 遺伝毒性試験により突然変異の誘発が確認されることが重要な判断基準であり、試験から得られるデータの信頼性を考慮しつつ、これらのデータ等から総合的に評価する。

- (a) 微生物を用いる復帰突然変異試験（いわゆる Ames 試験）：
化学物質及びその代謝物の DNA との反応性を介した変異原性を評価する試験
- (b) 人あるいは哺乳類細胞を用いる染色体異常試験あるいはマウスリンパ芽球細胞を用いる遺伝子突然変異試験：
化学物質及びその代謝物の染色体等への影響を評価する試験
- (c) げっ歯類を用いる小核試験、不定期 DNA 合成 (UDS) 試験、コメット試験、トランスジェニック突然変異試験等の *in vivo* 試験：
化学物質の動物体内での遺伝子障害性を評価する試験

発がん性を有する化学物質を、遺伝子障害性の有無とその発がん性への関与の程度に基づいて、下記の i) ~ iii) の 3 区分に類型化し、ユニットリスクあるいは NOAEL 等を求め、評価値を算出する。

- i) 化学物質の発がん性に遺伝子障害が関与する、あるいは関与の可能性が高いと考えられる場合（例えば、*in vitro* 遺伝毒性試験、*in vivo* 遺伝毒性試験とも明確な陽性のデータが得られた場合）
→ 閾値のない発がん物質であると判断し、適切なモデルを用いてユニットリスクを求めて評価値を算出する。
- ii) 化学物質の発がん性への遺伝子障害の関与が不確実な場合（例えば、*in vitro* 遺伝毒性試験では陽性であるが、*in vivo* 遺伝毒性試験では明確な陽性のデータが得られない場合）
→ ユニットリスクによる評価値の算出と NOAEL 等からの算出の両方を実施し、科学的観点からの妥当性を考慮した上で、原則として低い方の値を採用する。
- iii) 発がん性を有する化学物質が遺伝子障害性を持たない場合、あるいは化学物質の発がん性に遺伝子障害の関与がないと推定される場合
→ 閾値のある発がん物質であると判断し、NOAEL 等を求めて評価値を算出する。

化学物質の発がん性について遺伝子障害が関与するか否か、及びその関与の程度の評価に当たっては、人と動物における対象物質の遺伝子障害の発現機構及び発がんの作用様式を確認した上で、最新の知見も踏まえて総合的に判断する。

なお、発がん性の閾値の有無は、複数の遺伝毒性試験結果を用いて判断することが望ましい。

付属資料 4 動物実験の知見に基づく評価値算出の具体的手順

動物実験の知見に基づいて評価値を算出する際には、まず、人同等濃度を求めるための換算及び補正を行う。次に、閾値のない発がん性に関しては、ユニットリスクの算出を行い、評価値を算出する。また、閾値のある有害性に関しては、NOAEL等を不確実係数等の積で除する方法により、評価値を算出する。

4-1 実験曝露濃度（用量）の換算及び補正

評価値の算出の前に、動物実験における曝露濃度（用量）、動物実験で求めた NOAEL、最小毒性量（LOAEL、Lowest Observed Adverse Effect Level）あるいはベンチマーク濃度（用量）に関して、必要に応じて下記の換算及び補正を行う。

i) 濃度（用量）単位の換算（例：ppm → $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）

ii) 曝露時間補正

動物を用いた慢性曝露の吸入実験では、完全な連続曝露ではなく、1日一定時間化学物質に曝露する断続曝露の方法が用いられることが多い。断続曝露の濃度を連続曝露の濃度に補正する必要がある場合には、補正係数を設定する（1日の曝露時間と1週間の曝露日数から算出する場合、例えば、1日6時間、1週5日曝露であれば、 $(6/24) \times (5/7)$ を換算すべき濃度に乗じる。）。

なお、評価する物質の体内での蓄積や体内からの消失速度、標的器官、有害性の発現する曝露の状況により、曝露時間に応じて濃度（用量）を平均化するのが適切でないと考えられる場合には、この補正は行わない。

iii) 曝露経路換算

有害大気汚染物質の有害性評価においては、吸入曝露実験とそれ以外の曝露実験から知見が得られる場合は、原則として吸入曝露実験から得られた知見を重視するが、やむを得ず経口曝露実験の知見を用いて評価を行う場合には、換気量と体重に基づく経口曝露から吸入曝露への適切な曝露量の換算方法について個別に検討する。ただし、換算を可能とするには消化管吸収と経気道吸収で影響部位が同一である、肝初回通過効果が小さい、腸内環境により吸収が左右されない等の条件が必要であると考えられる。

iv) 人同等濃度への変換

閾値のない発がん性に関する動物実験データに基づくリスク評価においては、動物実験における曝露濃度を人同等濃度へ変換する必要があるが、その詳細に関しては、次項「4-2 閾値のない発がん性に係る評価値の動物実験の知見に基づく算出」で記述する。

4-2 閾値のない発がん性に係る評価値の動物実験の知見に基づく算出

i) ユニットリスクの算出

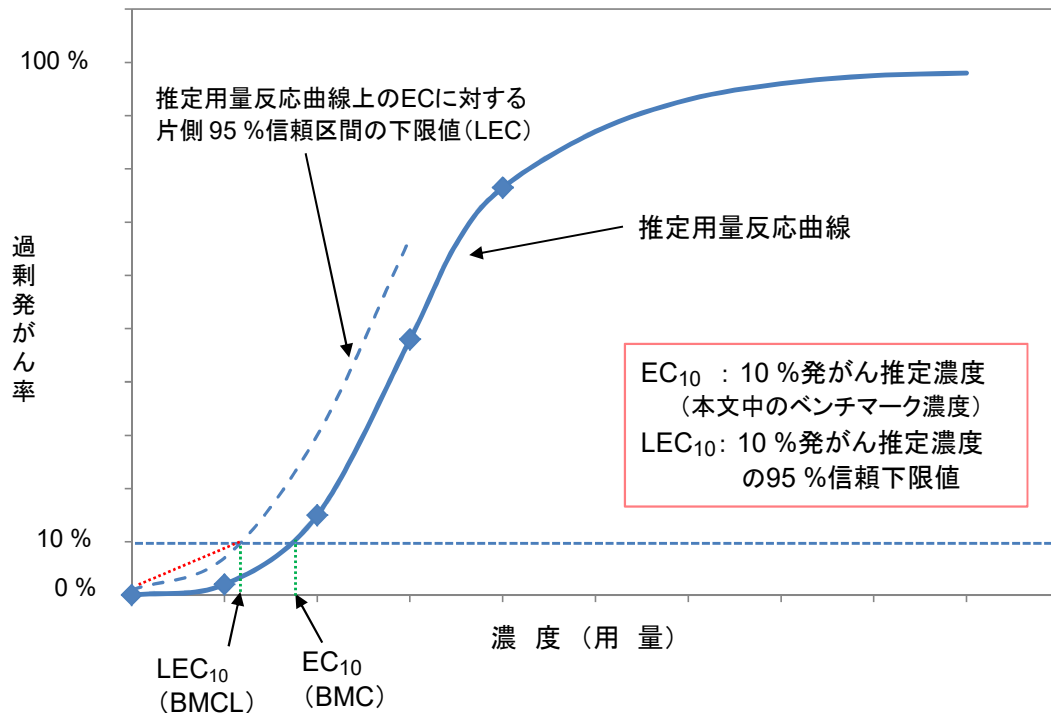
動物実験の知見に基づく発がんリスク評価に関しては、その発がん性が閾値のない発がん性であると判断された場合、観察された用量反応関係に適切な数理モデルをあてはめ、ベンチマーク濃度（用量）を推定し、この値より単位濃度当たりのリスク（ユニットリスク）を算出する（ベンチマークドース法）ことにより行う。原則として10%の過剰腫瘍発生推定濃度をベンチマーク濃度とし、その95%信頼下限値をユニットリスク算出の出発点（POD、Point of Departure）の濃度とする。

あてはめる数理モデルを選択する際には、複数のモデルの用量反応曲線を当該データに適用した上で、用量反応曲線の形状、AIC（Akaike's Information Criterion、赤池の情報量規準）のほか、算出されたPODが観察範囲内にあるかどうか、モデルの適合度を検定する χ^2 （カイ2乗）検定、尤度比検定の χ^2 値、 p 値等を参考にし、総合的に判断して決定する。AICはモデルのパラメータ数とデータへの適合度のバランスをとった適合性の指標で、同じデータセットではAICが最小となるモデルを選択するのが妥当である場合が多いが、用量反応曲線全体の適合度を示すものであるため、特に用量反応曲線の低濃度部分のPOD付近の適合度を視覚的に確認することが重要である。算出されたPODが観察濃度範囲内にあることが望ましい。

ユニットリスク算出のPODとする濃度（動物実験における10%過剰腫瘍発生推定濃度（用量）の片側95%信頼区間の下限値（95%信頼下限値））を確認した後、この濃度を人の同等濃度に外挿して変換し、この値より、人の単位濃度当たりの生涯過剰発がんリスク（ユニットリスク）を算出する。人同等濃度への変換に関しては、物質の物性、曝露状況、標的部位等を総合的に判断し、ドシメトリー法等適切な方法を採用する。なお、PBTKモデル（Physiologically-Based Toxicokinetic Model、生理学的毒物動態モデル）法により人同等濃度への変換を行う場合には、濃度（用量）ごとに種間外挿を行い、人におけるPODの濃度を算出して、この値よりユニットリスクを求める。

ii) 評価値の算出

ユニットリスクより評価値を算出する際の、耐容すべき生涯過剰発がんリスクレベルは、当面、第二次答申（平成8年10月）に基づくものとする。



観察データの用量反応関係とベンチマーク濃度の模式図

(動物実験では良性腫瘍も併せた過剰腫瘍発生率からベンチマーク濃度を算出する場合もあり、その場合には上図の“発がん”を“腫瘍発生”と読み替えるものとする。)

ユニットリスク=0.1/ (LEC₁₀の人同等濃度)

参考資料

- US EPA (1994) Methods for derivation of inhalation reference concentrations and application of inhalation dosimetry. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, U.S. EPA., Research Triangle Park, NC., EPA/600/8-90/066F.
- US EPA (2009) Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment), Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, U.S. EPA., Washington, D.C., EPA-540-R-070-002.
- US EPA (2012) Advances in Inhalation Gas Dosimetry for Derivation of a Reference Concentration (RfC) and Use in Risk Assessment, U.S. EPA., Washington, DC, EPA/600/R-12/044.

4-3 発がん性以外の有害性及び閾値のある発がん性に係る評価値の動物実験の知見に基づく算出

i) 評価値の算出

閾値があると判断される有害性の評価値の算出は、NOAEL 又は LOAEL を不確実係数等(後述)で除する方法によることとする。複数の不確実係数を考慮する場合には、これらの積を不確実係数として評価値を算出するが、その積は 3,000 を超えないものとする。3,000 を超える場合には、知見の不確実性が高いとして、指針値の設定には原則として用いないこととする。

リスク評価研究の国際的動向を踏まえて、用量反応関係が明確な場合には、ベンチマーク濃度を算出して、この値に不確実係数を適用する方法の可否を吟味し、採用を検討する。

ii) 不確実係数等の設定

動物実験の知見に関する一般的な不確実係数としては、

(a) ~ (c) : 化学物質固有の有害性データに関連する不確実性

(d) ~ (f) : 実験条件に関連する不確実性

についての係数が考えられる。

(a) 種内差

種内差とは人間集団における個体差であり、平均的な人間集団の NOAEL を感受性の高い集団に外挿するために設定する係数である。デフォルトは 10 とする。科学的に説明が可能な根拠がある場合には、10 より小さい係数を用いることがある。

(b) 種間差

動物実験の結果を人に外挿する場合の係数であり、人間は実験動物より感受性が高いという仮定のもとにデフォルトとして 10 を採用する。種間差の場合には、トキシコキネティクス (TK) とトキシコダイナミクス (TD) に基づく係数を $10^{3/5}$ (= 4) と $10^{2/5}$ (= 2.5) に分ける考え方があり、WHO でもこの考え方が示されている。TK 及び TD に関しては、それぞれに対する人と実験動物の感受性の違いに応じて、個別に検討することができるものとし、人と実験動物間に種間差がない、あるいは、人は実験動物より感受性が低いという科学的な証拠がある場合は、不確実係数として 1、TK に関する感受性が同じか低い場合には TD に関する係数として 2.5、TD に関する感受性が同じか低い場合には TK に関する係数として 4 を採用することも検討する。また、これらの TK 及び TD に関する量的な差異を説明し、補正できるデータがある場合には、これを採用することも検討する。

(c) LOAEL から NOAEL への外挿

NOAEL が得られず、LOAEL から有害性を評価する必要がある場合には、NOAEL への外挿に対応する不確実係数として最大 10 を採用する。しかし、用量反応曲線等から LOAEL と NOAEL に大きな乖離の可能性がある場合には、外挿は行わない。

(d) データの不完全性

国際的に認知されたガイドラインに完全に一致していない動物実験（信頼性コード2）のデータのうち、データセットが不十分である場合や、重大な影響の可能性が高い部位に関して限定されたエンドポイントしか報告されていない場合等において、データの不完全さに応じて10以下の不確実係数を採用する場合があります。

(e) 曝露期間の差

動物実験における曝露期間は単回曝露から2年間にわたる断続曝露まで様々であるが、指針値は生涯曝露を考慮した慢性影響を指標とするため、原則として慢性曝露実験、あるいは亜慢性曝露実験の知見に基づき評価を行う。曝露期間が一定未満（マウス、ラットであれば90日未満）の曝露実験の知見を用いて有害性評価を行う場合には、最大10の不確実係数を考慮するかどうか検討する⁵。なお、有害性評価においては、原則として単回曝露による知見は採用しない。

(f) 曝露経路差

有害大気汚染物質の有害性評価においては、吸入曝露実験とそれ以外の曝露実験からの知見が得られる場合は、原則として吸入曝露実験から得られた知見を重視する。やむを得ず経口曝露実験結果を用いて評価を行う場合には、経口曝露から吸入曝露への適切な外挿方法について個別に検討し、換算を行うが、さらに不確実性の検討が必要であると考えられる場合には、経路差に関する係数の設定を行う場合がある。

ただし、以上の不確実係数とは別に、NOAEL等の設定に用いたエンドポイント以外に、疫学知見又は動物実験の知見で、発がん、神経影響、催奇形性等不可逆かつ重大な影響が観察されてはいるものの、定量的な評価が可能な知見が得られていない物質の評価に際しては、影響の重大性を考慮する10以下の係数を設定する場合があります（影響の重大性に関する係数）。

影響の重大性に関する係数を設定する場合には、評価値の算出は、NOAEL等をこの係数と不確実係数の積で除することとする。

なお、不確実係数及び影響の重大性に関する係数はできる限り小さい方が望ましい。専門家の判断により設定された不確実係数等については、新たな知見の集積等によりデータを得て、将来的には小さくしていくことが望まれる。

参考資料

WHO IPCS (1994) Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for health-based exposure limits, Environmental Health Criteria 170

WHO IPCS (1999) Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals, Environmental Health Criteria 210

5 動物を用いた生殖発生毒性試験において、妊娠中を含む短期の曝露による影響に基づく評価値の算出を検討するに当たっては、曝露期間の差による不確実係数は適用しないことが一般的である。

付属資料5 曝露評価の考え方

別紙「2. 曝露評価」にあるように、指針値を設定しようとする物質については、健康リスクの評価や排出抑制等の対策の検討に資するために、現時点での大気中濃度に関する知見及び起源に関する知見を収集する。

必要に応じて他の経路からの曝露量の情報を収集する。

5-1 曝露評価に係る情報の収集

曝露評価に当たっては、指針値を設定しようとする物質の現時点での大気中濃度に関する知見について、データの信頼性を考慮しつつ下記の情報を収集するものとする。

(1) 大気中の評価対象物質の起源

- ・ 起源（自然起源又は大気中での生成によるものを含む。）
- ・ 環境挙動
- ・ 用途と取扱実態
- ・ 大気及びその他媒体への排出実態

例：化管法に基づく PRTR 制度による届出・届出外推計に基づく大気等への排出量

(2) 大気環境の状況

- ・ 大気環境モニタリング結果（全測定地点、属性（一般環境、固定発生源、沿道、沿道かつ固定発生源周辺）別の平均濃度・濃度別頻度。必要に応じて測定地点の特性を踏まえる。）

(3) 固定発生源近傍における状況

- ・ 固定発生源周辺測定点における大気環境モニタリング結果
- ・ 国等による固定発生源近傍における調査結果
- ・ 必要に応じて数理モデルを用いた事業所周辺の濃度予測結果

(4) 他の媒体からの曝露状況

- ・ 食品、水道水や地下水などの監視・測定結果
- ・ 他の媒体からの曝露に関する文献情報

5-2 曝露評価として記載する内容

収集した情報に基づき、下記を参考にして対象物質の曝露評価を行う。なお、必要に応じて下記で示した情報源以外の情報源を用いることが可能であるが、その信頼性について十分に精査する。

(1) 大気中の対象物質の起源

大気中の対象物質の起源として、自然起源と人為起源について国内外の健康リスク評価書をもとに確認する。

自然起源、あるいは光化学反応等による大気中での生成がある場合はその起源を把握し、可能であれば、その生成量あるいは大気中の存在量に占める割合を推定する。

人為起源の排出については、まず用途と取扱（製造・使用等）実態についてまとめる。有機化合物に関しては、化学工業統計などを基に、製造・輸入の実態について記載する。重金属に関しては、化学工業統計などを基に、化合物の製造・輸入の実態について記載するとともに、独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構（JOGMEC）が作成する鉱物資源マテリアルフローなどを基に鉱物資源としての製造・輸入の実態について記載する。また、用途等については、化学物質ファクトシート等を基に記載する。

環境中での対象物質の存在形態や挙動についても、存在形態間の移行も含め、国際機関等のリスク評価文書を中心に情報収集して記載する。また、排出時の存在形態と環境中での存在形態との関連についても記載する。特に、化学形態ごとに評価する場合には、必要に応じて原著情報にさかのぼって情報の信頼性を確認する。

さらに、化管法における PRTR 制度に基づく届出排出量・移動量を把握し、大気への排出量を中心に、業種ごとの排出量と合わせて記載する。また、届出対象外の排出量についても、国による推計を基に、発生源ごとの排出量と合わせて記載する。届出排出量に比べて届出外排出量が多い場合は、物理化学的性状や用途から排出先媒体を推定し、大気への排出が多いと考えられる場合には、大気への排出割合について考察する。さらに、下水道への届出移動量が大きく、物理化学的性状から下水処理に伴う大気への排出が考えられる対象物質については、下水処理業からの大気への排出量の届出実績を確認する。届出がなされていない場合は、下水処理に伴う大気への排出可能性について記載する。廃棄物への移動量に含まれる対象物質の大気への排出状況については、PRTR 制度において推計されている場合、それに基づき、記載する。

PRTR 制度に基づく情報以外にも、信頼できる排出情報（VOC 排出インベントリ等）があればそれを記載する。

また、大気中に存在する対象物質のうち意図せず生成される化学物質の割合が大きいと考えられる場合には、その化学物質の大気への排出についても信頼できる既存情報に基づいて可能な限り定量的な評価を行う。

(2) 大気環境の状況

対象物質の大気環境モニタリング結果について確認し、その詳細について、図表等にまとめる。調査地点の類型ごとに、年 12 回以上の測定を行っている地点について年平均濃度の地点

平均値等を記載するとともに、調査地点の類型ごとに比較する。高濃度地点について、その特性を PRTR 制度に基づく情報等を踏まえ考察する。年 11 回以下の地点についても、指針値として提案する値を上回る場合には、参考として超過地点が存在することを記載する（ただし、測定回数が 4 回以下の場合は、測定値の変動を見て判断する。）。

さらに、継続的に大気環境モニタリングが行われている地点（継続調査地点）について、年平均濃度の地点平均値等に基づいて大気濃度の経年変化の状況を図示する。

また、大気環境モニタリングのモニタリング地点以外に高濃度となっていることが把握される地点がある場合は、必要に応じて周辺における住民への曝露に留意する。

（3）固定発生源近傍における状況

固定発生源周辺の大気環境モニタリング結果の詳細について記載する。また、国等が実施している固定発生源近傍の調査結果がある場合は、その結果についても記載する。

大気環境モニタリングで把握することが困難な、中小事業所周辺の高濃度と予想される地点などを中心に、必要に応じて大気濃度予測モデルを活用する。

（4）評価対象物質の曝露評価

大気環境モニタリング結果等に基づき、大気からの曝露量の算定を行う。この際、日本人成人の一日呼吸量及び平均体重を当面 $15 \text{ m}^3/\text{day}$ 、 50 kg ⁶ とする。小児期の曝露が重要である場合は、これについても曝露量を算定する。

また、対象物質の大気以外からの曝露が想定される場合には、曝露経路を確認する。必要に応じて、食品、水道水、地下水についての測定結果や基準値に基づいた経口曝露量を算定する。食品に含まれる物質であれば、「日本食品標準成分表」（文部科学省 科学技術・学術審議会・資源調査分科会）、「日本人の食事摂取基準」（厚生労働省）などを参考に、食品中の標準的な対象物質成分量や日本人の摂取量の代表値なども調べる。飲料水経由の曝露については、水道統計などに基づき曝露量を推定する。浄水中の対象物質のデータが得られない場合は、水道水質の基準値に基づき、最大曝露量を推定して記載する。また、地下水については地下水測定結果に基づき、曝露量を推定して記載する。

また、文献調査等に基づいて、喫煙、室内空気等、大気環境以外からの吸入経路による曝露量を記載する。

これらの算定結果等については必要に応じて図表に取りまとめる。

6 呼吸量及び体重は、第五次答申（大気の汚染に係るダイオキシン類の環境基準及び排出抑制対策のあり方）（平成 11 年 12 月）において、環境庁（1997）ダイオキシンに係る大気環境濃度低減のための目標に関する検討会報告の値を参照している。

参考資料 用語集

この用語集は、「今後の有害大気汚染物質の健康リスク評価のあり方について」（令和2年3月25日改定）（別紙及び付属資料を含む。以下「本報告」という。）の理解のため、本報告における用語について解説したものである。

- (1) 亜慢性曝露 *subchronic exposure* : OECDテストガイドラインには、実験動物に対する亜慢性毒性試験に相当する試験として、90日間反復経口投与毒性試験（408、409）、亜慢性経皮毒性90日試験（411）、亜慢性吸入毒性90日試験（413）が記載されている。本報告においては、これらの試験は慢性曝露実験と同様に評価値の算出に用いることのできるものとする。（→慢性曝露）
- (2) 閾値 *threshold* : ある用量以下で毒性が発現しない上限値のこと。すなわち、閾値が「ある」物質の場合は、化学物質等の曝露があっても人や生物に影響が発現しないレベルが存在することを意味する。しきい値ともいう。
- (3) 一貫性 *consistency* : 異なる研究者によって、異なる地域・条件・時間に、関連性が繰り返し観察されること。Hillにより慢性疾患を対象とする疫学における因果関係を判定する目安の一つとして提唱された。（→Hillの9視点）
- (4) 遺伝子障害性（遺伝子傷害性） *genotoxicity* : 遺伝子障害とは、遺伝子や染色体等の遺伝情報を担う物質に影響を及ぼす化学物質や物理的因子の作用をいい、そのような作用を引き起こす性質を遺伝子障害性という。毒性学の分野で一般に使用されている「遺伝毒性」と同義であるが、遺伝毒性を示す物質等の影響が必ずしも次世代に伝わるわけではないことから、本報告では「遺伝子障害性」という語を用いる（「遺伝子傷害性」の表記が用いられることもある）。広義の「変異原性」とも同義である。本報告では、遺伝子障害性の有無と化学物質による発がん作用への遺伝子障害性の関与に基づき、発がんにおける閾値の有無を判断している。（→変異原性）
- (5) 遺伝毒性試験 *genotoxicity test* : 遺伝子障害性（遺伝毒性）を検出する試験の総称である。遺伝毒性試験にはいくつもの種類があるが、大きく遺伝子突然変異試験と染色体突然変異試験に分けられる。サルモネラ菌を用いた復帰突然変異試験であるAmes試験をはじめとした変異原性試験は、代表的な遺伝毒性試験のひとつである。変異原物質は必ずしも発がん物質とは限らない。
- (6) 因果関係 *causation* : 原因と結果のつながり。本報告では有害汚染物質による有害性の発現を指す。疫学知見における因果関係判定の目安については、付属資料1（参考）に記述している。
- (7) 影響の重大性に関する係数 *factor for severity of effect* : 本報告においては、NOAEL等の設定に用いたエンドポイント以外に発がん、神経影響、催奇形性*等不可逆かつ重大な影響が観察されている場合、不確実係数とは別に影響の重大性を考慮する10以下の係数を設定する場合があるとしている。化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（昭和48年法律第117号）における「優先評価化学物質のリスク評価手法について」（平成24年1月）では、「影響の重大性」は、不確実係数の一つとして「NOAEL等の推定根拠又はその他発現した毒性において、神経行動毒性や重

篤な病理組織学的な変化等、毒性学的に重要な変化が発現したもの」について適用するとされている。(→不確実係数)

*催奇形性：環境要因が胎生期に作用した場合、形態的又は機能的発生障害を発生させる能力。

(8) 疫学研究(調査) epidemiological study：明確に特定された人間集団の中で出現する健康に関する様々な事象の頻度及び分布並びにそれらに影響を与える要因を明らかにする科学研究をいう。

(9) エンドポイント endpoint：化学物質の有害性評価におけるエンドポイントとは、対象となる物質への曝露による影響の指標として設定する生物学的あるいは化学的事象をいう(例えば、本報告では、がん、肝障害、神経影響等)。

(10) カイ2乗検定 chi square (χ^2) test：カイ2乗検定は、帰無仮説が正しければ検定統計量が正確にあるいは近似的にカイ2乗分布に従うような統計学的検定法の総称である。ピアソンのカイ2乗検定では、「観察された事象の相対頻度がある頻度分布に従う」という帰無仮説を検定するものであり、帰無仮説の下での期待頻度と観測頻度の乖離をカイ2乗値、

$$\chi^2 = \sum[(\text{観測頻度} - \text{期待頻度})^2 / \text{期待頻度}]$$

により評価する。本報告では、動物実験の知見に基づく発がんリスク評価の際に、データに適用する用量反応曲線のモデルの適合度の判定にカイ2乗値に対応する上側確率(p値)を用いる。p値が小さいほどデータへの適合度は悪い。また、本報告ではモデルのデータへの適合度判定に尤度比検定のp値も参考にすることとしているが、帰無仮説が正しいとき、標本サイズが大きい場合には尤度比検定とカイ2乗適合度検定とはほぼ同等となる。(→尤度比検定)

(11) 外挿 extrapolation：外挿とは、本来既知の数値データをもとにして、そのデータの範囲外において予想される数値を、データを何らかの関数にあてはめて推定することをいう。化学物質等の用量反応関係から実験範囲外の用量における反応の程度を推定することは外挿であり、リスク評価において高用量域から観察範囲外の低用量域における人や動物の反応(影響等)を推定するのは「低用量外挿」である。また、健康リスク評価の分野では、実験動物で得られた数値データから人で実測することができない値を推定するときにも広くこの語が使われている。動物実験の知見に基づき健康リスクを評価する場合には、動物における用量(吸入の場合は曝露濃度)を人の同等用量(濃度)に変換し、人への影響を推定するが、これらの換算や推定等の過程も通常の外挿に倣い「種間外挿」という。評価値の算出等において不確実係数により種間差を考慮することも「種間外挿」に含める考え方もある。(→用量反応関係、動物実験、人同等濃度)。

(12) 確実性 certainty：本報告においては、有害性を評価するに当たって、定量的で、かつ大気汚染物質の曝露と健康影響の関連性が相当に確からしい疫学研究や動物実験の知見について「確実」とする。「確実性」についても、同様の趣旨で用いる。確実な知見においてデータの信頼性は必要条件であるといえる。(→信頼性)

(13) 環境基準 environmental quality standard：環境基本法(平成5年法律第91号)第16条により、人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準として大気の汚染、水質の汚濁、土壌の汚染及び騒音に係る環境上の条件について定められているもの。大気汚染物

質に関しては、現在、大気汚染に係る環境基準（二酸化硫黄（SO₂）、一酸化炭素（CO）、浮遊粒子状物質（SPM）、二酸化窒素（NO₂）、光化学オキシダント（Ox）、微小粒子状物質（PM_{2.5}）、有害大気汚染物質に係る環境基準（ベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、ジクロロメタン）が定められている。また、これらとは別にダイオキシン類対策特別措置法（平成11年法律第105号）に基づき、ダイオキシン類の環境基準が定められている。

- (14) 環境目標値 environmental target value：健康リスクが高いと評価される物質について、人の健康を保護する上で維持されることが望ましい大気環境濃度で示された目標値（中間答申（平成8年1月））。環境目標値としては、現在、環境基準及び指針値が定められている。大気汚染に係る環境基準（6物質）、有害大気汚染物質に係る環境基準（4物質）、及びダイオキシン類に係る環境基準、さらに有害大気汚染物質に係る指針値（9物質）が定められている。（→有害大気汚染物質、環境基準、指針値）
- (15) 健康リスク評価 human health risk assessment：ある物質がどの程度有害であるかを、生物（特に人）の健康に及ぼす悪影響の面から評価すること（リスク学用語小辞典（2008）日本リスク研究会編）。本報告では、有害性評価とこれに基づく評価値の算出及び曝露の評価、並びにこれらの結果の比較から大気経由の曝露による健康リスクの程度の把握を行うという一連の手順をいう。なお、中間答申において「物質の有害性に関する知見や大気環境からの検出状況を基に、個々の物質の我が国における健康リスクの状況の評価し、」「健康リスクが高いと評価される物質については、人の健康を保護する上で維持されることが望ましい大気環境濃度で示された目標値（以下「環境目標値」という。）を定め」ることとされている。

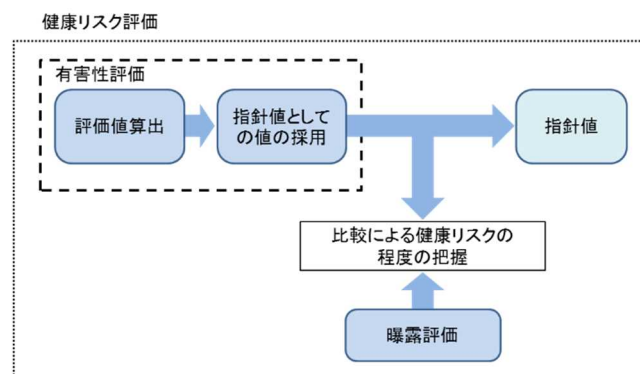


図 1 本報告における健康リスク評価のスキーム

- (16) 交絡因子 confounding factor：原因と考えている要因と結果の両方に影響を与えるおそれのある第3の因子のことで、原因と結果の関係を歪める。（→バイアス）
- (17) コホート研究 cohort study：多数の人からなる対象集団を、仮説として原因と考えられる因子に曝露している集団と曝露していない集団とに分類し、長期にわたって追跡調査を行い、研究対象とする疾患の罹患率を観察し、比較することにより当該因子と疾患の関係を調べる疫学研究方法の一つ。曝露水準により多群に分類する場合もある。コホート研究には、対象集団の曝露要因等を調べて追跡調査を行う「前向きコホート研究（prospective cohort study）」と、曝露が起こってしまった後で事後的（後ろ向き retrospective）にその状況を調べ、集団の履歴を調査する「後ろ向き（又はヒストリカル）コホート研究（retrospective (or historical) cohort study）」の2種類がある。後ろ向きコ

ホート研究は前向きコホート研究と同じく因果関係を調べる順序は時間軸の中で過去から現在方向へと「前向き」であり、結果に着目してその原因をさかのぼる研究である「後ろ向き研究」（例えばケースコントロール研究）とは異なるので区別しなければならない。（→疫学研究）

- (18) 最小毒性量 (LOAEL) lowest observed adverse effect level : 化学物質の毒性試験では、複数の用量（濃度）段階で動物への影響を観察するが、そのうち何らかの毒性（悪影響）が見られた最小用量（濃度）のこと。（→無毒性量）
- (19) 作用様式 mode of action : 本報告では、有害大気汚染物質が標的となる細胞あるいは臓器にどのように到達してどのように影響を及ぼすか、というような作用の仕方を指す。作用機構、作用機序とほぼ同義。
- (20) 産業疫学 industrial epidemiology : 産業従事者を対象として職業曝露の影響を調べるための疫学研究。すでに曝露が起きてしまった後で、事後的（後ろ向き）に履歴等の調査を行う場合が多いため、「後ろ向き（又はヒストリカル）コホート研究」に分類される研究が多い。（→コホート研究）
- (21) 指針値 guideline value (guideline value for hazardous air pollutants) : 第七次答申により環境目標値の一つとして設定される「環境中の有害大気汚染物質による健康リスクの低減を図るための指針となる数値」と規定されたもの。上記答申によれば、指針値は、有害性評価に係るデータの科学的信頼性において制約がある場合も含めて検討されたものであり、環境基本法第 16 条に基づき定められている行政目標としての環境基準とは性格及び位置付けが異なる。現に行われている大気環境モニタリング結果等の評価に当たっての指標や事業者による排出抑制努力の指標としての機能を果たすことが期待されている。
- (22) 種間差 interspecies difference : 種差ともいう。動物の種の違いによって生じる有害物質等の要因に対する反応の違い又はその程度のこと。本報告では、動物実験で得られた知見を基に人における評価値を算出する場合、閾値のある有害性の場合には種間差に相当する不確実係数を用いて評価値を算出し、閾値のない発がん性においては、種間外挿により動物実験のデータを人同等濃度に変換する。
- (23) 出発点 (POD) point of departure : 動物実験における用量反応関係から得られた定量評価の結果を、人に外挿する際に、低用量（低濃度）における健康影響を推定する際の出発点となる値を指す。通常、NOAEL（無毒性量）や LED₁₀・LEC₁₀（10%毒性発現推定用量（濃度）の 95%信頼下限値）を指すことが多い。
- (24) 種内差 intraspecies difference : 一般に個体差ともいう。例えば、一般の人の集団の NOAEL から高感受性集団等の NOAEL との差異。
- (25) 生涯曝露 life time exposure : 生涯にわたって化学物質等にさらされること。

- (26) 95%信頼下限値 95% lower confidence limit : 95%信頼区間とは、同じ研究や実験を仮想的に何度も繰り返し実施した場合に、母集団の特性を表す定数が 100 回中 95 回は含まれる区間のことを指し、その区間の下限値を 95%信頼下限値という。
- (27) 信頼性 reliability : 本報告においては、「信頼性」とは疫学研究や動物実験における有害性データの質及び精度が高いことを示すために用いる。疫学研究においては、十分な対象者数があるか、解析手法や曝露評価は適切か、動物実験では、実験方法は実験の再現が可能な標準的方法に基づいているか、解析手法は適切か、結果は明解で実験方法から導かれた結果として妥当か、などにより、データの信頼性を判断する。大気汚染物質の有害性の定量的評価は、データの信頼性が高く、さらにそのデータが定量的で、かつ大気汚染物質の曝露と健康影響の関連性が相当に確からしい「確実」な知見が存在する場合に、そのような知見に基づいて実施するものとする。(→確実性)
- (28) 数理モデル mathematical model : モデルとは、ある現象やシステムを理解するために、その本質を残して簡略化したものであり、その中で、数学的に記述、表現されたものを数理モデルという。数学モデルともいう。本報告では、ユニットリスクを算出するために、用量反応データに数理モデルをあてはめて、ベンチマーク濃度(用量)を推定することとしている。例えば、多段階モデル(multistage model)、平均相対リスクモデル等がある。(→平均相対リスクモデル) また、大気中の有害化学物質の濃度を予測する際にも、数理モデルを用いる。
- (29) 整合性 coherence : 本報告では、観察された関連性が、疾病の自然経過や生物学に関する既知の事実と一致することをいう。疫学研究における因果関係の判定の目安の一つとされている。(→Hillの9視点)
- (30) 大気環境モニタリング atmospheric environment monitoring : 日本では、大気汚染監視測定は昭和30年代末に国と地方公共団体により始められ、昭和43年(1968年)の大気汚染防止法の制定以後、環境基準が順次設定された大気汚染物質(SO₂、CO、浮遊粒子状物質、NO₂、光化学オキシダント、PM_{2.5})のモニタリングを国と地方公共団体(都道府県・大気汚染防止法の政令市)が連携して行ってきた。有害大気汚染物質については、平成8年(1996年)の大気汚染防止法改正に基づき、現在は、優先取組物質のうち既に測定方法の確立している物質で下記の20物質と、水銀及びその化合物の計21物質について、有害大気汚染物質等に係る常時監視として、大気中の濃度測定を定期的に行っている。
- アクリロニトリル、アセトアルデヒド、塩化ビニルモノマー、塩化メチル、クロム及びその化合物、クロロホルム、酸化エチレン、1,2-ジクロロエタン、ジクロロメタン、テトラクロロエチレン、トリクロロエチレン、トルエン、ニッケル化合物、ヒ素及びその化合物、1,3-ブタジエン、ベリリウム及びその化合物、ベンゼン、ベンゾ[a]ピレン、ホルムアルデヒド、マンガン及びその化合物
- また、ダイオキシン類についてはダイオキシン類対策特別措置法に基づいて調査が実施されている。(→環境基準、有害大気汚染物質)
- (31) 単回曝露 single exposure : 人又は実験動物が特定の化学物質の投与あるいは曝露を1回だけ受けること。

- (32) 断続曝露 discontinuous exposure : 動物を用いた吸入曝露実験や作業環境等では、毎日 24 時間連続で化学物質に曝露されているわけではなく、1 日の中の一定時間、1 週の中の一定日数の曝露が想定される。このような曝露を断続曝露という。したがって、動物実験の知見を用いて一般環境大気におけるリスク評価を行う場合には、下式のように、1 日のうちの曝露時間と 1 週間のうちの曝露日数を考慮し、これらを毎日 24 時間曝露する場合の濃度に平均化し、補正する必要がある。

$$\text{曝露濃度換算値} = \text{濃度} \times (\text{1 日の曝露時間}) / 24 \times (\text{1 週の曝露日数}) / 7$$

また、人の作業環境における知見（例えば、作業環境における疫学調査の結果や日本産業衛生学会により勧告された許容濃度等）を用いて一般環境大気におけるリスク評価を行う場合には、年間の労働日数を考慮し、補正する。

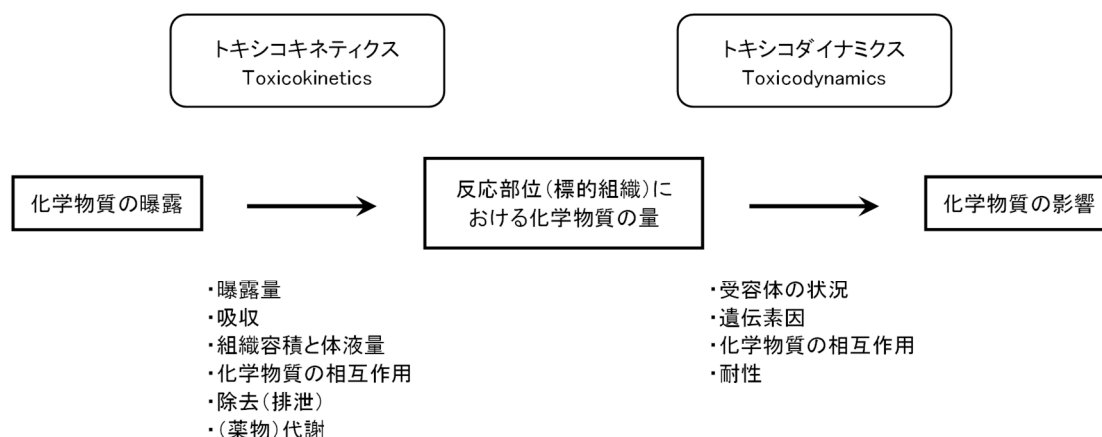
$$\text{曝露濃度換算値} = \text{濃度} \times (\text{1 日の曝露時間}) / 24 \times (\text{年間の労働日数}) / 365$$

- (33) 動物実験 animal test : 化学物質等の生体影響と、その体内動態、標的臓器、作用様式等を調べるために動物を用いて行う実験のこと。本報告における評価値算出に用いる有害性データは、国際的に認知された試験ガイドライン(例えば、OECD テストガイドライン)に従って実施された試験や、優良試験所基準 (GLP) 下の試験が望ましい。(→優良試験所基準)

- (34) トキシコキネティクス toxicokinetics : 本報告では、化学物質等の摂取から標的分子に至るまでの体内における吸収、分布、代謝、排泄等の各段階における組織中や血中の濃度とその増減を解析すること。種間差に係る不確実係数の設定の際にトキシコダイナミクスと分けて考慮する場合があるとしている。(→トキシコダイナミクス) (下図参照)

※本報告では「(有害物質の) 体内動態」の語を広くトキシコキネティクスとトキシコダイナミクスを合わせた概念として用いているが、狭義の「体内動態」は化学物質の体内におけるキネティクスを指す場合もある。

- (35) トキシコダイナミクス toxicodynamics : 化学物質が体内で細胞内の標的分子に達した後、影響発現に到る生体の応答や反応性を表す。トキシコダイナミクスの違いに起因する種間差や種内差が想定されるが、本報告では種間差に係る不確実係数の設定の際にトキシコキネティクスと分けて考慮する場合があるとしている。(→トキシコキネティクス) (下図参照)



(Dipiro JT, et. al. (2010) の図 1-12 を改変)

注：日本語の「体内動態」の語は、トキシコキネティクスを指す場合と、さらに広くトキシコキネティクスとトキシコダイナミクスを合わせた概念として用いる場合がある。

図 2 化学物質等の有害影響におけるトキシコキネティクスとトキシコダイナミクスの関係及びそれぞれに影響する要因

参考資料

Dipiro JT, Supruill WJ, Wade WE, Blouin RA, Prumer JM (2010) Concepts in Clinical Pharmacokinetics 5th ed., Amer Soc Health-System Pharmacists

- (36) 毒性値 toxic level：有害性の指標として用いられる数値全般を指す。生体影響の毒性値としては NOAEL、LOAEL等の他にLD₅₀等。(→無毒性量 (NOAEL)、最小毒性量 (LOAEL))
- (37) バイアス bias：真実からの結果や影響の偏り、あるいは偏りをもたらすプロセスのこと。疫学分野では、情報バイアス、選択バイアス、交絡等とされる。
- (38) 曝露評価 exposure assessment：一般的には、大気経由の吸入、食品や水からの摂取、皮膚からの吸収など、さまざまな経路から体内に取り込まれる量を評価することをいう。本報告においては、原則として有害大気汚染物質の大気経由の吸入曝露のみを取り扱い、必要に応じて他の経路による曝露（経口曝露、経皮曝露を含む。）の曝露評価も行う。また、本報告では次の2つの場合で曝露評価という用語を用いている。①指針値を設定しようとする物質に対してリスク評価や排出抑制等の対策の検討に資するために、入手可能な現時点での大気中濃度に関する情報から一般住民への曝露濃度を評価する場合。②疫学調査において対象集団に対する曝露を評価する場合。
- (39) ハザード比 hazard ratio：本報告では、医療統計用語として、曝露グループと非曝露グループとの間のイベント発生率（ハザード）の比を指す。即ち、曝露グループでは、死亡、発症等のイベントの単位時間当たりの発生が、非曝露グループの何倍になるかを示す。
- ※これと類似しているが意味が異なる用語である「ハザード比 (HQ: hazard quotient)」は、対象物質がリスクが高いか低いかを判断するために用いる指標を意味する。曝露評価で得られた推定曝露量を耐容1日摂取量 (TDI:tolerant daily intake) 等で除することによって求められる。

- (40) 発がん性 **carcinogenicity** : 生物にがんを発生させる性質又は能力。発がん性をもつものには、化学物質のほか、物理的要因（放射線、紫外線等）と生物的要因（ウイルス等）がある。国際がん研究機関（IARC）は人に対する発がんリスクを証拠の強さにより評価し、以下のように分類している。この分類には上記の要因の他に労働環境や生活習慣のような環境要因も含まれる。
- グループ1 : 人に対して発がん性がある（**carcinogenic to humans**）
- グループ2A : 人に対しておそらく発がん性がある（**probably carcinogenic to humans**）
- グループ2B : 人に対して発がん性があるかもしれない（**possibly carcinogenic to humans**）
- グループ3 : 人に対する発がん性を分類できない（**not classifiable as to its carcinogenicity to humans**）
- グループ4 : 人に対しておそらく発がん性はない（**probably not carcinogenic to humans**）
- (41) 発がん性以外の有害性 **non-cancer hazard** : 肝臓、腎臓等の臓器に対する有害性等の一般毒性のほか、生殖発生毒性、神経毒性、免疫毒性等、悪性腫瘍の発現を伴わない有害性のこと。
- (42) 人同等濃度 **human equivalent concentration** : 実験動物における影響と同じ程度の影響を人において示すと推定される濃度。動物実験データから外挿により求める。
- (43) 評価値 **assessment value** : 本報告では、有害性評価により算出された値。発がん性の有無及び発がん性の閾値の有無によって、NOAEL等を不確実係数等で除す、あるいはユニットリスクを算出してから耐容生涯過剰発がんリスクレベルに相当する濃度を算出する。（→ユニットリスク、不確実係数）
- (44) 不確実係数 **uncertainty factor** : 健康リスク評価を行う際に、科学的知見及びそのデータにおける不確実性を考慮して評価値の算出に用いる係数。これらの係数は経験値により設定される場合もあり、また、リスクが過小評価にならないように設定されるため、リスクが実際よりも高く推定されている可能性もある。動物実験の知見に基づき評価値を算出する場合、複数の不確実係数を考慮する必要がある場合にはその積を係数として用いるが、不確実係数はできる限り小さい方が望ましい。本報告では、影響の重大性に関する係数は含まない。（→不確実性、影響の重大性に関する係数）
- (45) 不確実性 **uncertainty** : 疫学研究や動物実験における知見を用いて化学物質等の有害性を評価するに当たって、考慮する必要のある事象発生 の程度、確率が不確定となる種々の要因により生じるもの。不確実性は、より多くのより確実性のある知見やデータの収集により減らすことができる。動物実験の知見を人に外挿する際の不確実性としては、化学物質固有の有害性データに関連する不確実性（種内差、種間差、LOAELからNOAELへの外挿）と実験条件に関連する不確実性（データの不完全性、曝露期間の差、曝露経路差）などが考えられ、本報告ではこれを考慮して、必要に応じ不確実係数を適用して評価値を算出することとしている。（→不確実係数）
- (46) 平均相対リスクモデル **average relative risk model** : ユニットリスクを算出するためにWHO欧州事務局が提唱したモデル。（→ユニットリスク）
- $$UR = \text{生涯過剰リスク} / \text{生涯平均曝露濃度} \quad (UR : \text{ユニットリスク})$$
- ただし、

$$\text{生涯過剰リスク} = (\text{相対リスク} - 1) \times \text{バックグラウンド生涯リスク}$$

第八次答申（平成18年11月）において、発がん性について閾値がないと判断される場合は、疫学研究に係るデータではベンゼンの例に習い平均相対リスクモデル等を用いることとされている。

- (47) 変異原性 **mutagenicity** : DNAに作用して遺伝子突然変異を誘発する化学物質や放射線などの性質。ただし、広義では、遺伝毒性、遺伝子障害性と同義意で用いられる場合もある。
- (48) ベンチマーク濃度/ベンチマーク用量 **benchmark concentration (BMC) / benchmark dose (BMD)** : 人為的な影響を受けない環境中（バックグラウンド）の濃度と比較して、有害な影響の反応率に所定（通常1～10%を用いる。発がん性の場合は10%を用いることが多い。）の変化を生じる濃度（用量）のこと。用量反応曲線から求める。本報告では、動物実験における閾値のない発がん性に係る有害性評価において、ベンチマーク濃度の95%信頼下限値を、ユニットリスクを算出するための出発点として用いることとした。さらに、閾値のある有害性の評価において用量反応が明確な場合に、NOAELに替えてベンチマーク濃度の95%信頼下限値を算出し、この値に不確実係数を適用する方法については、国際的動向を踏まえて採用を検討することとしている。（→用量反応曲線、ユニットリスク、出発点）
- (49) 慢性曝露 **chronic exposure** : 動物実験において経口、経皮、吸入による長期（6か月以上にわたる投与）の反復曝露のこと。用いる動物種の生涯のかなりの部分にわたって反復曝露したときに生じる可能性のある健康に対する有害影響についての情報が得られ、標的器官と蓄積の可能性が明らかになり、更に有害影響がみられない用量（無毒性量）の推定値が得られる。
- (50) 無毒性量（NOAEL） **no observed adverse effect level** : 複数の用量（濃度）群を用いた実験動物に対する毒性試験において、有害影響が認められない最高用量（濃度）のこと。（→最小毒性量）
- (51) 有害大気汚染物質 **hazardous air pollutants** : 大気汚染防止法（昭和43年法律第97号）第2条第15項において「継続的に摂取される場合には人の健康を損なうおそれがある物質で大気の汚染の原因となるもの」と規定されている。（→有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質）
- (52) 有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質 **substances which may be hazardous air pollutants** : 有害大気汚染物質対策の制度化の中で、第二次答申において、「有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質」として234物質が選定された。その後、第九次答申において、改めて248物質が選定された。これらの物質に対しては、人の健康に係る被害の未然防止の見地から、行政は物質の有害性、大気環境濃度等に関する基礎的情報の収集整理に努めるとともに、事業者等は排出量等の把握、自主的な排出抑制対策に取り組むことが期待される。なお、硫黄酸化物、窒素酸化物、カドミウム、石綿等の大気汚染防止法の規制対象物質、及び主として短期曝露による健康影響が問題とされる物質は除かれている。また、水銀についても平成27年度の大気汚染防止法改正において規制対象物質とされた。
- (53) 優先取組物質 **substances requiring priority action** : 国内外に人の健康への有害性についての参考となる基準値がある物質であって、これらの基準値に照らし大気環境保全上注意を要する物質群、

又は物質の性状として人に対する重篤な有害性が確認されている物質群として、「有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質」の中から、平成22年の見直しの結果、23物質が選定されている（水銀については平成27年度の大気汚染防止法改正において規制対象物質とされている）。行政においては、優先取組物質に特に重点を置いて、物質の有害性、大気環境濃度、発生源等について体系的に詳細な調査を行うほか、事業者に対して排出又は飛散の抑制技術の情報等の提供等に努め、事業者の自主的な排出等の抑制努力を促進する。環境目標値も順次設定することとされている。（→有害大気汚染物質に該当する可能性のある物質）

- (54) 尤度比検定 *likelihood ratio test* : 尤度比 (*likelihood ratio*) を検定統計量として用いる統計学的検定の総称。尤度とは、本来母集団の特性を代表する定数 (パラメータ) を与えた下でのデータの確率密度を、データが与えられた下でのパラメータの関数とみなしたものである。尤度比とは、帰無仮説が成り立つとした条件下での尤度関数の最大値を、その条件がない場合の尤度関数の最大値で割った比をいう。この比からユニットリスク算出のための数理モデルのデータへの適合度が *p* 値として算出される。この *p* 値が小さいほどモデルがデータに適合していないといえる。（→カイ 2 乗検定）
- (55) 優良試験所基準 (GLP) *good laboratory practice* : 医薬品、化学物質等の安全性評価試験の信頼性を確保するために、試験所における管理、試験実施、報告等に関する基準を定めたもの。経済協力開発機構 (OECD) はGLP原則を1981年に採択し、加盟各国に同原則に基づくGLPの導入を求めた。1997年には、同GLP原則の改正が行われた。日本では、医薬品、医療機器等の品質、有効性及び安全性の確保に関する法律 (昭和35年法律第145号) の医薬品、農薬取締法 (昭和23年法律第82号) の農薬、労働安全衛生法 (昭和47年法律第57号) 及び化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律 (昭和48年法律第117号) の新規化学物質等の試験でGLP制度が導入されている。GLP制度は、試験施設ごとに運営管理、試験設備、試験計画、内部監査体制、信頼性保証体制、試験結果等に関するGLP基準への適合性を確認し、試験成績の信頼性を確保するものであり、また3年ごとに関係省庁によるGLP施設の確認更新が必要となっている。
- (56) ユニットリスク *unit risk* : 大気中の、あるいは飲料水中の化学物質に、生涯にわたって曝露されると仮定したときのその物質の単位濃度 ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 又は $1 \mu\text{g}/\text{L}$) 当たりの生涯過剰発がんリスク推定値。経口曝露による発がんリスクの場合には単位用量 ($1 \text{mg}/\text{kg}$ 体重/day) 当たりの生涯過剰発がんリスク推定値として、スロープファクターの語を用いる。
- (57) 用量反応関係 *dose-response relationship* : 生物に対して化学物質や物理的作用 (放射線や高温・低温等の刺激・ストレス) を与えたときに、物質の用量 (濃度) や作用強度と、生物の反応との間に見られる関係をいう。化学物質の毒性の強さを評価するためには、生物の死亡、特定の酵素の阻害、受容体 (レセプター) への結合等毒性を評価するのに有効なエンドポイントを選択し、化学物質の用量 (濃度) とエンドポイントの指標となる反応値あるいはエンドポイントを発現する生物の割合 (死亡や発がんの場合等) の関係を調べる。化学物質等の有害性だけでなく、薬物の薬効や栄養素の作用等の評価に用いられる。用量が増加すると影響が重篤になることに特に注目する場合には、用量影響関係 (*dose-effect relationship*) の語が用いられることがある。（→用量反応曲線）

疫学研究の分野において用いられる量反応 (exposure-response) 関係と同義である。

(58) 用量反応曲線 dose-response curve : 化学物質や物理的作用の用量 (投与量) と生体反応との関係 (用量反応関係) を表す曲線のこと。横軸に物質用量 (濃度) や物理作用強度を、縦軸に生物の反応をとり、グラフで表す。本報告においては、発がん物質のユニットリスクの算出において、用量 (濃度) と発がん率の関係を表す曲線を用いる。(→用量反応関係)

(59) AIC (赤池の情報量規準) Akaike's information criterion : 統計モデル選択の規準として赤池弘次の提唱した指標。モデルのデータへの適合度をパラメータの数によるモデルの複雑さで補正した規準で、下記の式で示される。同じデータセットでは、AICが小さくなるほどデータの存在する区間内での全般的な予測性能がよいことが期待される。

$$AIC = -2\ln L + 2p \quad (Lは最大尤度、pは自由パラメータの数)$$

(60) EC₁₀/ED₁₀ (BMC/BMD) effective concentration/dose 10, 10% effective concentration/dose (benchmark concentration/dose) : 対照群の反応と比較して影響が10%増加するのに相当する濃度又は用量。10%影響発現推定濃度 (用量)。発がん率、死亡率などの反応率が有害影響の指標である場合には10%過剰影響発現推定濃度 (用量)。米国環境保護庁では、通常この値をベンチマーク濃度/用量と定義している。(→ベンチマーク濃度/用量)

(61) Hillの9視点 Hill's nine viewpoints : 慢性疾患を対象とする現代の疫学において、因果関係を判定するために吟味すべき視点として、ロンドン大学のHillによって1965年に示された下記の9つの要素。

1. 関連性の強さ (strength) : 要因と疾病あるいは有害影響が強く関連すること
2. 一貫性 (consistency) : 異なる研究者によって、異なる地域・条件・時間に、関連性が繰り返し観察されること
3. 特異性 (specificity) : 要因と影響の間に特異的な対応が存在すること (特定の労働、特別な影響部位、疾患の種類など)
4. 時間性 (temporality) : 曝露などの要因が有害影響の発現より常に先に起こっていること
5. 生物学的勾配 (用量反応関係、biological gradient) : 要因の程度が強くなるほど影響の頻度が高くなる、あるいは程度が大きくなること、曝露水準の増加によりリスクが増加すること
6. 生物学的説得性 (biological plausibility) : 観察された関連性を支持する生物学的知見が存在すること、生物学的にもっともらしいこと
7. 整合性 (coherence) : 観察された関連性が、疾病の自然経過や生物学に関する既知の事実と一致すること
8. 実験的証拠 (experimental evidence) : 観察された関連性を支持する実験的あるいは半実験的証拠が存在すること
9. 類似性 (analogy) : 観察された関連性と類似した関連性が存在すること

(62) LEC₁₀/LED₁₀ (BMCL/BMDL) lower limit on effective concentration/dose 10 lower limit of a one-sided 95% confidence interval on 10% effective concentration (benchmark concentration lower confidence

level) : 10%影響発現推定濃度（用量）あるいは10%過剰影響発現推定濃度（用量）の片側95%信頼区間の下限値（95%信頼下限値）。本報告では、動物実験における閾値のない発がん性に係る有害性評価において、この値を、ユニットリスクを算出するための出発点として用いることとしている。（→ベンチマーク濃度/用量、EC₁₀/ED₁₀、ユニットリスク）

(63) PBTKモデル PBTK (physiologically-based toxicokinetic) model : 生理学的毒物動態モデル。生体を構成する血液や組織をそれぞれコンパートメントとみなして、体内に入った有害物質（=毒物）の吸収、分布、蓄積、代謝、排泄などの体内動態を、時間的な経過も含めて予測するための数理モデル。有害物質の摂取量や摂取経路から代謝などを考慮した上で、血液中や標的組織中の有害物質の濃度を推定する。組織中濃度と影響との関係からリスク評価に用いることができる。医薬品の開発において薬物の体内動態を予測するための生理学的薬物動態モデル（PBPK (Physiologically-Based Pharmacokinetic)モデル）から派生したモデルで、基本構造は同じである。

(64) PRTR制度 pollutant release and transfer register : 有害性のある多種多様な化学物質が、どのような排出源から、どれくらい環境中に排出されたか、あるいは廃棄物等として事業所の外に運び出されたかというデータを把握し、集計し、公表する仕組みで、化学物質排出・移動登録制度ともいう。日本では、特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律（平成11年法律第86号。以下「化管法」という。）により制度化され、2001年4月から実施されている。業種、従業員数、対象化学物質の年間取扱量が一定の条件に合致し、対象化学物質を一定以上取り扱っている事業者は、自らの事業活動に伴い、環境に排出させた量、又は、廃棄物や下水として事業所の外に移動させた量を把握し、年に1回国に届け出ることが義務付けられている。国はそれらのデータを集計するとともに、届出の対象となっていない農業など一部の業種や小規模事業所の事業活動や、家庭、自動車などから環境に排出されている化学物質の量を届出外排出量として推計し、あわせて公表している。化管法では、PRTR制度の対象となる「第一種指定化学物質」として、現在462物質が指定されている。

平成26年4月 作成

令和2年3月 改定