

第三章 環境リスクとその評価

1. ハザードとリスク

化学物質は、作業現場等で直接人体に接触することで健康に影響する場合と、環境中に排出された後、大気や飲料水・食品等を経由して広く市民の健康に悪影響を及ぼしたり、水域に生息する様々な種に影響を及ぼす場合がある。後者の環境を経由して人や生態に影響を及ぼす程度を環境リスクという。

化学物質には、程度の差はあるが何らかの有害な影響があると考えられ、その有害性のことをハザードという。ハザードには、急性毒性、慢性毒性、生殖毒性、感作性等様々なものがある。また生態影響に関しては、数多い生物種に対してどのような試験を行うか議論の余地はあるものの藻類、ミジンコ、魚類の急性毒性・慢性毒性を評価することが一般的である。しかしながら数多いこれらの有害性評価項目の中から、基本とされている評価項目を全て評価された化学物質の数は多くない。そのため OECD 加盟各国の分担の下で化学品メーカーの協力も得て、年間 1000 トン以上生産している高生産量化学物質（HPV）のハザード評価を実施している。

一方リスクとは、化学物質の有害性が発現される可能性を意味し、概念的には有害性の重篤度とばく露量の両方の要素をあわせたものとして表される。つまりどんなに有害な物質でも、二重のボンベに入れられており絶対に漏出しない場合は、ばく露量がゼロなのでリスクはゼロと計算される。

$$\text{リスク} = \text{有害性} \times \text{ばく露量 (摂取量)}$$

有害性評価には、疫学的調査と動物実験による調査がある。このうち動物実験による評価が大半であり、動物に特定の化学物質を摂取させ、摂取量（ばく露量）と健康影響度の関係を測定する。この関係を用量 - 影響曲線という。図 1 にその例を示す。この図で示されるように、化学物質による健康影響は、摂取量に依存することが分かる。化学物質の環境汚染を防止するための管理方法は、図に示す最大無作用量以下で管理することとしている。最大無作用量とは影響が見られない量ではなく、何らかの有害な影響が見られない量のことであり、そこには有害かどうかという価値観が入り込むことになる。全く影響の見られない量以下の領域を閾値という。

化学物質の人体摂取量と人体影響の関係

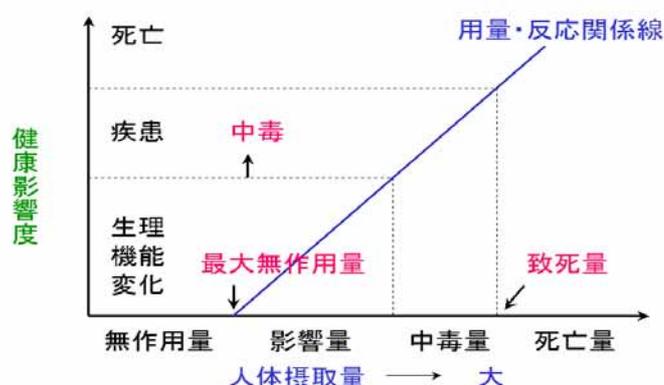


図1 化学物質の人体摂取量と人体影響の関係

動物実験による結果を人に外挿する場合、一般的には、動物種の違いによって10倍、人の個人差により10倍合計100倍の不確実係数を用いて動物実験による1/100の値を目安としている。この安全率もしくは不確実係数は、実験の確かさや実験内容により専門家判断で変わる。

次に発がん性物質の場合を説明する。がんは化学物質により遺伝子が損傷を受けることから誘発されると考えられるため、図2のような用量・反応曲線を描き、上記のような閾値はないものと考えられることが多い。(但しその物質そのものでは、遺伝子障害を発生させないが、がん化した細胞の増殖を促進する作用を有する結果がんを誘発する物質は、閾値があると考えられている。)したがってこのような場合は、ゼロ点を通っているためこれ以下であれば全く問題ないというレベルはない。そのため発がん性物質の場合は、生涯の発がん率でリスクを評価し、他の死亡する原因と比較し社会的にこれ以下であれば良いであろうと合意されるリスクを実質安全量とみなし、この値以下で管理する手法がとられている。

しかしこの実質安全量は、人によって異なるリスクへの価値観が考慮されておらず、リスクを受け入れる者への配慮が必要であることに気をつけなければならない。

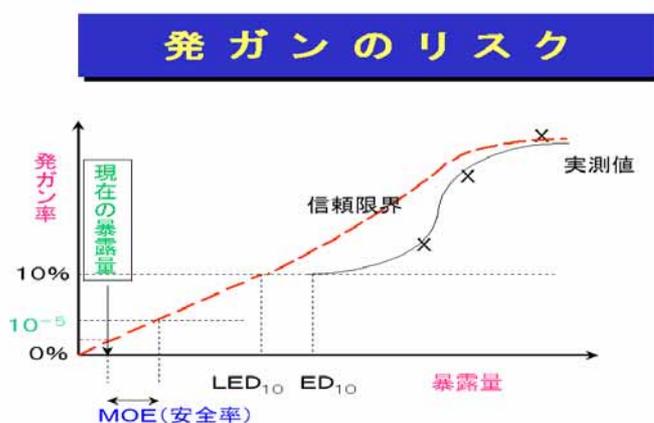


図2 発がん性物質のリスク

PRTR 制度により公表される化学物質のリスクについて、利害関係者間でコミュニケーションをする場合、基本的にはこのリスクの程度を理解した上で議論していくことが望ましい。しかし、このリスク評価を排出者である事業者が行うと、種々のあいまいさを元に数値として計算するため、その計算結果に対する信頼性の問題が生じ、理解を得ることが困難な場合があると考えられる。このような場合に第三者の立場でリスクを評価したり、その意味を解説する人材、すなわち化学物質アドバイザーが必要と考えられるわけである。

ハザードとリスク

- ・ ハザードとは、化学物質が有する固有の有害性をいう。有害性には、人の健康影響と生態への環境影響がある。健康影響には、急性毒性、慢性毒性、発がん性、生殖毒性等がある。
- ・ リスクとは、化学物質による影響の重篤度とばく露量をかけたもので、どの程度の有害性がどの程度発生するかを示す。重篤度としては、死亡を最も重大なものとし、死亡の確率で表すことが多い。化学物質の場合は、動物実験によりばく露量と死亡率や影響の発現率の関係（用量 - 反応曲線）を調べ、不確実係数を用いて人の健康影響や生態影響を推算する。

2. 人への影響

2.1 一般毒性

2.1.1 急性毒性と中・長期（亜急性・慢性）毒性

一般毒性とは、ここでは発がん性を除く毒性をいい、これ以下の濃度では影響の出ない領域（閾値）がある。一般毒性試験には、単回ばく露や短期間のばく露によって起こる急性毒性と、ある程度の低濃度長期ばく露によって影響が起こる中・長期（亜急性・慢性）毒性がある。一般的に亜急性毒性試験では投与期間は 28～90 日、慢性毒性試験では 6 ヶ月ないしは 1 年である。

試験判定の指標となるものは、体重の増減から、病理学的検査、血液、尿検査等多岐にわたる。

急性毒性試験は、ばく露の経路によって経口、吸入、経皮に分類し、試験動物の半数致死をエンドポイントとして判定する。経口、経皮は LD₅₀（Lethal Dose 50% kill 半数致死量）と表現し、一回の投与により試験動物の半数が死亡する投与量を体重で割った値で示す（単位：mg/kg）。吸入は LC₅₀（Lethal Concentration 50% kill 半数致死濃度）と表現し、一回の試験で試験動物の群の半数を死亡させると予想される大気濃度を示す（単位：mg/m³）。

中・長期（亜急性・慢性）毒性は、一定期間投与した後被検動物を解剖し、病的に細胞に有害な異常が認められたかどうか等で判断する。毒性試験において投与物質の有害な影響が臓器に認められない最大のばく露量を NOAEL（No Observed Adverse Effect Level 無毒性量）と表現する。また異常はあるが有害でない場合は NOEL（No Observed Effect Level 無影響量）として

表現する。共に単位は mg/kg とし、一日の投与量を体重で割ったもので表現する。

しかし試験は段階的な投与量を設定して行うため、場合によっては、影響の認められない濃度ではなく、影響が認められる最小のばく露量が得られる場合がある。そのデータは LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level 最小毒性量) と表現し、毒性試験において投与物質の有害な影響が臓器に認められた最小のばく露量を表す。

NOAEL は、人への許容濃度を計算するために重要な指標である。健康影響の観点から、人が一生涯摂取しても影響が出ないと判断される、一日当たり、体重 1kg 当たりの摂取量として TDI (Tolerable Daily Intake : 耐容一日摂取量) や ADI (Acceptable Daily Intake : 一日許容摂取量) を計算するとき、NOAEL を元に種の違いや、人の個人差等の不確実係数を加味して求める。TDI の計算方法については、後述する。

2.1.2 生殖毒性

化学物質の生殖に対する悪影響、例えば流産、催奇形性、胎児、新生児への悪影響の毒性試験であり、標準的試験としては Segment 、 、 が行われる。

Segment : 妊娠前および妊娠初期投与試験。受精、あるいは着床の障害、流産等の影響の予測

Segment : 胎仔の器官形成期投与試験。主として催奇形性の予測

Segment : 周産期および授乳期投与試験。分娩異常、乳児への影響の予測

さらに詳細な試験として、二世世代試験、三世世代試験等が行われる。

生殖毒性は、ばく露を受けた親だけではなく、次世代への影響と考えられるので、その結果は重要である。

2.1.3 免疫毒性

化学物質によって誘発される免疫毒性には「化学物質が生体の免疫系組織、器官、細胞に直接的にあるいは間接的に有害作用を与えることによって発現する毒性」と「化学物質が生体の免疫応答系を介し生命現象に傷害的に働く作用によって誘発される毒性」に分類出来る。

前者は全身に分布する各種器官の免疫担当細胞に対する毒性である。後者は、生体が外来物質(抗原)に対処するよう、抗体の産生あるいは細胞性免疫を作るために、免疫担当細胞が働き始めることを免疫応答というが、この結果起こるアレルギー反応と呼ばれる物である。また、この作用を引き起こす力を感作性と呼ぶ。

2.2 発がん性

2.2.1 発がん性の評価

発がん性とは、人に悪性腫瘍（がん）を誘発させる性質のことをいい、悪性腫瘍が発生する臓器ごとに肺がん、肝がん、胃がん等とよばれ、血液のがんは白血病、悪性リンパ腫（ホジキン病）、脳の場合は悪性、良性の区別をせずに脳腫瘍と呼ばれる。

IARC（国際がん研究機関）では、発がんの確からしさを調べ1、2（2A、2B）、3、4の4段階に、また米国EPA（環境保護庁）はA、B（B1、B2）、C、D、Eの5段階に、日本産業衛生学会では第1群、第2群A、第2群Bに分けている。IARCの分類の判断基準の原則を表1に示す。グループ1は人に対して明らかな発がん性をもつ物質であるが、これは疫学的調査で因果関係が明らかな物質が分類されており、動物実験、短期試験（DNA傷害、突然変異、染色体異常の3種）の結果はあってもなくても良い。このように、動物実験と疫学調査の両方の結果が得られる場合には、原則として人の結果である疫学調査の結果を優先的に用いる。

表1 IARCによる人への発がんリスクの分類

Group 1	人に対して発がん性がある
Group 2 A	人に対しておそらく発がん性がある
Group 2 B	人に対して発がんの可能性はある
Group 3	人に対する発がん性について分類出来ない
Group 4	人に対しておそらく発がん性を持たない

注意しなければならないことは、これらの分類は発がんの可能性を示しているものであり、がんの発生率を示していないことである。つまりグループ1は、グループ2Bに比較してがんを誘発する確からしさでは高位であるがグループ1に比較してグループ2Bが安全だということではない。がんの発生確率は、ユニットリスクといいその化学物質が1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 存在するときの生涯の発がん率で評価される。

我が国では、人の生涯リスクとして10万分の1の発がんの確率を、他の要因によるリスクと比べて受容するという意味で、ユニットリスクから実質安全量（VSD：Virtually Safe Dose）を計算していることが多い。

なお発がん試験の投与期間はラットの場合で2年以上である。

2.2.2 遺伝子障害性

遺伝子障害性は、遺伝子あるいは遺伝子の担体である染色体に対して傷害作用があることで、毒性学ではGenotoxicといわれ、遺伝毒性とも呼ばれている。

体細胞の遺伝子あるいは染色体に突然変異誘発作用をもつことを変異原性という。変異原性があれば必ず発がん性物質であるとは限らない。変異原性試験には多くの系があるが、最も良く使用される系では、遺伝子突然変異検出系としてサルモネラ菌を用いたAmesテストがある。

その他ほ乳類の培養細胞を用いて DNA 損傷を検出する不定期 DNA 合成の誘発をみる試験や、ヒト末梢血リンパ球を用いた染色体異常検出試験、in vivo 系の試験（生体内試験）としては染色体断片を小核として観察する小核試験等がある。それぞれの試験の結果、異常がある場合を陽性、そうでない場合を陰性と判断する。同一の化学物質に対して必ずしも全ての試験で陽性であるわけではないが、総合判断して遺伝子障害性の有無を判定する。

3．生態影響

3．1 生態系とは

私たち人間をはじめ地球上のあらゆる生物は、土や水、大気、太陽光等の環境に支えられ、生命を維持している。動物や植物、細菌、菌類という多種多様な生物は、「食う - 食われる」という食物連鎖にとどまらず、複雑に関係しあい、お互いに大切な役割を担いながら、バランスを保って生存している。それと同時に生物は、土を肥やし、水を浄化し、大気成分や気候を一定に保つ等環境に働きかけ、そのシステムの持続に深く関わっている。

このような様々な生物の群集とその背景にある土や水、大気等の無機質な環境をひとまとめにした地球上の物質・エネルギーの循環システムを「生態系」という。

現在、多くの野生生物が生息環境の変化により絶滅の危機にさらされていることから分かるように、生態系はとても微妙なバランスで成り立っている。そしてこのバランスは、一度崩れてしまうと元に戻すことは非常に困難である。

3．2 生態系への有害性

生態系への有害性とは「生物相とその生活に關与する無機的環境への有害な影響」と定義している。しかし生態系への有害性については、生態系というものが短期的な変動はもとより、もっと長期的な時間スケールでも変動を続けているものであることや、価値観や哲学により判断が異なる部分もありうること等、明快に答えの得られない問題が含まれていることは認識しておく必要がある。

生態系は多数の生物と無機的環境からなる複雑な系であり、それぞれの成分の間には相互作用が存在する。従って、生態系への有害性の評価では、このような複雑な相互作用を含む系に対する影響を調べるのが望ましい。そのためには野外での研究がもっとも確かであり、実際、農薬等では野外試験も行われる場合がある。しかし、このような試験には膨大な費用や時間がかかり、また、自然的変動等の影響を受けるため、因果関係の解析が複雑であり、結果がどの程度、実際の環境に当てはまるかの判断も容易ではない。

試験方法に対しては、生態学的な意味、予測性といった科学性の他に、材料の入手しやすさ、試験の簡便性、評価のしやすさ、廉価であるといった実用上の条件も求められる。

このようなことから、現実には、生態系への有害性を調べる試験としては、生態系を構成している個々の生物群に対する影響評価が行われる場合が多く、生態系への有害性を、生態系を構成する生物群を代表すると考えられる生物種に対する毒性試験をして調べることが多い。

3.3 生態影響の評価法

化学物質の生態系に対する有害性を調べる場合には、その化学物質が環境中に生息している様々なタイプの生物群に対して毒性を持つかどうかを調べるのが主である。

化学物質の生態系への影響を評価するための試験法や考え方は、国によって様々であるが最近では生態影響評価試験の方法を統一する動きが出てきている。米国では 1996 年、農薬および一般化学品に対する生態影響評価試験ガイドラインを統一した。また、経済協力開発機構（OECD）が作成しているテストガイドラインも両方を視野に入れたものである。OECD のテストガイドラインは国際的なガイドラインとして使用されている。

我が国では新規に登録する農薬に対して求められる試験の項目およびガイドラインが 2000 年に再整理された。このうち生態影響評価にかかわる試験項目を表 2 に示す。

表 2 我が国において農薬登録に際して要求される生態影響評価試験

水産動植物への影響に関する試験

- ・魚類急性毒性試験
- ・ミジンコ急性遊泳障害試験
- ・ミジンコ繁殖試験
- ・藻類生長障害試験

水産動植物以外の有用生物への影響に関する試験

- ・ミツバチ影響試験
 - ・蚕影響試験
 - ・天敵昆虫等影響試験
 - ・鳥類影響試験（鳥類強制経口投与試験および鳥類混餌投与試験）
-

一方、新規化学物質に対しては、1973 年、難分解性かつ生体蓄積性であり、毒性の高い物質である PCB による環境汚染と健康被害の経験から、このような化学物質を事前にチェック出来るよう、化審法が制定された。しかし化審法は環境経由のヒトの健康保護を目的としたものであり、生態系への影響は視野に入れていないため、生態系保護の観点からの試験は義務づけられていなかった。環境省は平成 7 年度から既存化学物質を対象に、生態影響評価試験として、OECD のテストガイドラインに規定されている水生生物に対する試験（藻類生長障害試験、ミジンコ急性遊泳障害試験、ミジンコ繁殖試験、魚類急性毒性試験及び魚類初期生活段階毒性試験）を実施し、平成 15 年の改正において生態系への影響を考慮する観点から、動植物に対する毒性を化学物質の審査項目へ新たに追加することとした。

水生生物に対する試験のエンドポイントは、表 3 の通りである。

表 3 水生生物に対する試験のエンドポイント

藻類生長阻害試験	生長阻害
ミジンコ急性遊泳阻害試験	遊泳阻害
魚類急性毒性試験	死亡
ミジンコ繁殖試験	遊泳阻害、繁殖率
魚類初期生活段階毒性試験	孵化率、孵化日数、発生異常、孵化魚の生存率、行動 / 形態異常、体重 / 体長

近年報告されている人や野生生物の生殖異常等は化学物質の内分泌攪乱作用によるのではないかと注目を集めている。平成 8 年に刊行された「Our Stolen Future」(邦訳「奪われし未来」)では、DDT、クロルデン、ノニルフェノール等の化学物質が人の健康影響(男子の精子数減少、女性の乳がん罹患率の上昇)や、野生生物への影響(ワニの生殖器の奇形、ニジマス等の魚類の雌化、鳥類の生殖行動異常等)をもたらしている可能性が指摘されている。

しかし現時点では、内分泌攪乱化学物質については、科学的には未解明な点が多く、内分泌攪乱作用を確認するための試験法すら確立されていない状況であり、今後、国際的にも連携しつつ、本問題に関する知見を集めるために調査研究を積極的に進める必要がある。

4. ばく露量評価

化学物質によるリスク評価は、ハザードにばく露量をかけて計算する。従ってリスク評価には、対象とする人や生態がどの程度化学物質にばく露されているか算定することが必要となる。PRTR で公表される排出量のデータは、当該物質の年間の合計排出量であることから気象条件や排出条件を加味しなければ正確なばく露量評価は出来ない。しかし PRTR のデータそのものが概算値であることから、詳細な排出条件等を求めても正確な評価は必ずしも期待出来ない。そのためばく露量の評価には、敷地境界での濃度を測定した結果や、化学物質の物性、環境中運命等からシミュレーションによる濃度推算を利用することになる。

したがって PRTR で公表される排出量のみを元に計算したリスクは、あくまでも目安でありリスク削減対策の優先順位を付けるためのツールとして位置付けるべきであり、このリスク評価の結果をもって利害関係者とのリスクコミュニケーション時の説得材料として事業者が使用することはデータの信頼性からいっても難しい。

5 . 環境運命

5 . 1 環境中での運命

環境中に放出された化学物質は、光や微生物により分解されたり、揮発や溶解、沈降により排出された媒体とは異なる媒体に移行する。また他の化学物質と反応し新たな化学物質が生成したり、生物に取り込まれたりする。化学物質の形態や存在する媒体、場所が変化すれば、それに従って環境中でばく露される生物、生物がばく露される化学物質の形態や濃度が変化する。化学物質の生態系への影響を考える場合、このような化学物質の環境中での運命が有害影響の発現に影響を与えることを考慮することが必要である。

化学物質の環境中での運命を決める要素は、移動、輸送、変換に分類することが出来る。移動とは環境媒体間での移動を意味し、揮発、降雨等による沈降、生物濃縮、吸脱着等により起こる。

揮発 : 化学物質が水や土壌から大気へ移動

沈降 : 大気中にある化学物質が雨等により水や土壌へ移動

生物濃縮 : 水相にある化学物質が水生生物体内へ移動

吸脱着 : 水、土壌、大気中の化学物質が浮遊粒子 (PM) や懸濁粒子 (SS) に吸着・脱着して、相間を移動

生物濃縮が起こる場合には、食物連鎖を通じて高濃度ばく露が起こる可能性があるため、生態系への影響を考える場合、生物濃縮性が高いかどうかは重要である。

輸送は環境媒体の中での場所の移動である。大気や水の中では化学物質は大気流や水流により輸送される。土壌の表面や土壌中では化学物質は水流にのって川や地下水等へ輸送される。

変換とは化学物質が化学反応や分解によりその形態をかえることである。

化学物質の環境媒体間の移動と変換を図3に示す。

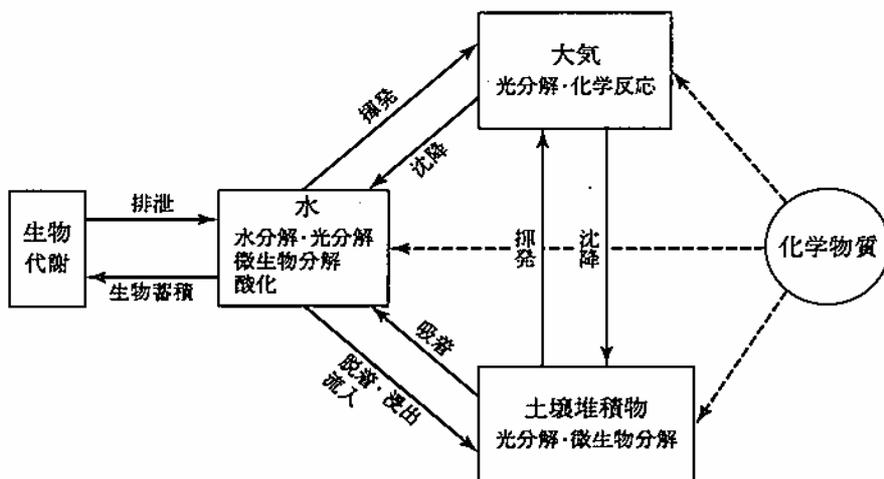


図3 環境媒体における化学物質の移動と変換

5.2 生物濃縮

前述のように化学物質が生物体内に濃縮する場合は、化学物質の存在する媒体が変わるだけでなく、生物の移動によりその分布が変化する。また、化学物質を体内に含む生物を食べる生物は環境中に見いだされる濃度よりもずっと高い濃度の化学物質にばく露されることになる。従って、その化学物質が生体中に濃縮するかどうかは、生態系への影響評価では重要な意味を持っている。我が国では化審法の下での新規化学物質の届出に際して、生分解性の低い化学物質に対して濃縮度試験データ等の提出が求められる。

この試験は化学物質を含む水中で魚（日本ではコイ）を半止水あるいは流水条件で飼育し、経時的に魚体中の化学物質の濃度を測定し、魚体中で平衡に達した濃度と水中濃度との対比から濃縮係数（BCF）を調べるものであり、OECDのテストガイドラインの305番に記載されている。

$$BCF = C_f () / C_w \quad C_f : \text{魚体中濃度、} C_w : \text{水中濃度}$$

なお、魚の体表面での吸着や吸収、呼吸により取り込まれる直接濃縮は bioconcentration、食物連鎖を介して消化管を通して取り込まれる間接濃縮は biomagnification と呼ばれている。

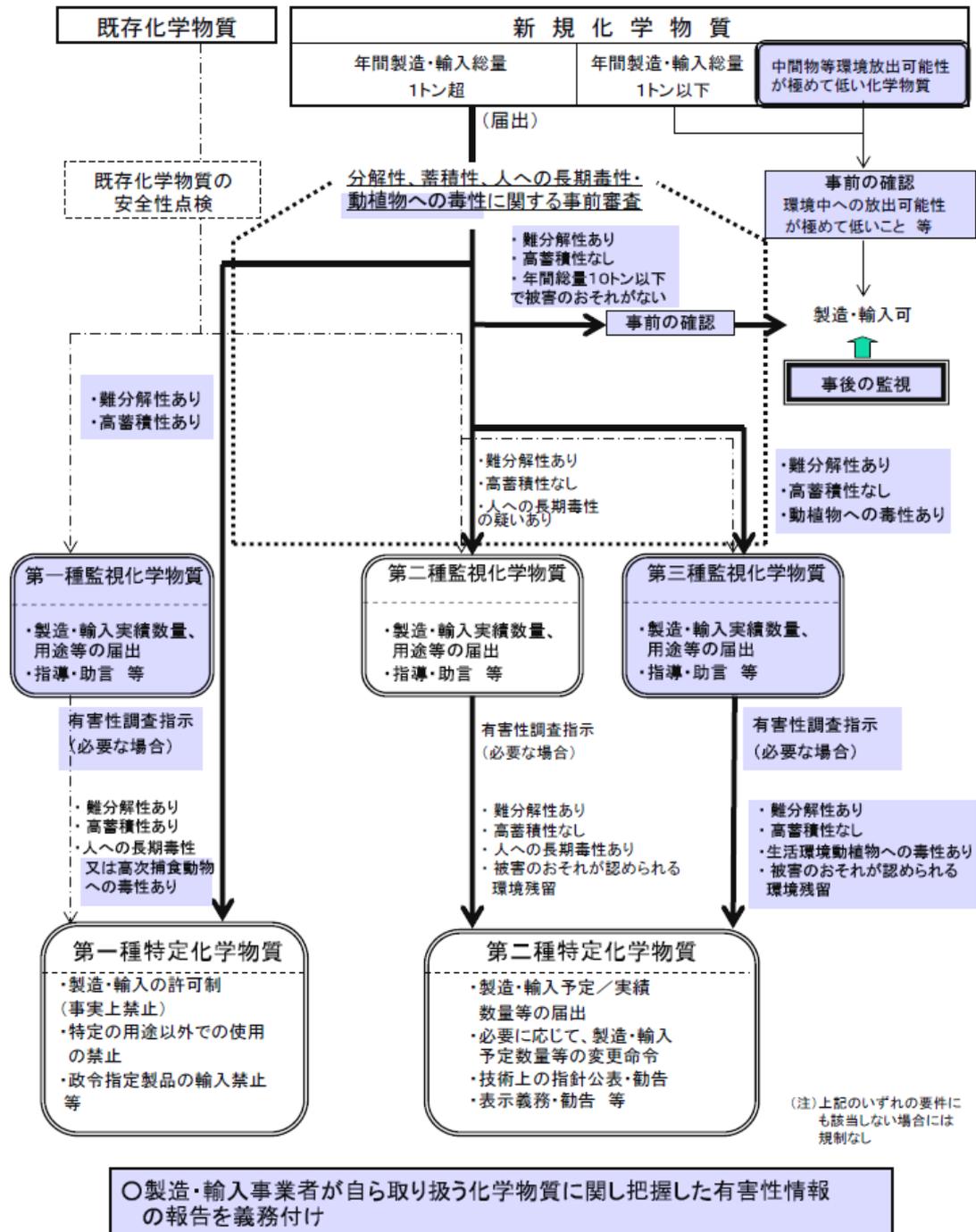
濃縮係数は我が国では試験によって求めているが、化学物質の物性や構造から予測する試みが数多く報告されている。これらのほとんどは、化学物質が体内の脂肪に蓄積することから、その疎水性を基に予測しようとするものであり、オクタノール/水分配係数（LogKow）から予測する方法、水溶解度から予測する方法、土壌吸着係数から予測する方法等がある。

5.3 生分解性

前述のように環境中に放出された化学物質が環境中で分解するかどうか、生態系への影響の評価に関係する。中でも微生物による分解は化学物質の環境中における分解の主要な要因である。

我が国の化審法では、新規化学物質の届出に際して、まず分解度試験が要求され、28日間に微生物による無機化率が約60%を超えない場合は、魚による濃縮度試験および28日間の反復投与毒性試験が求められることが多い。

化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の概要



(平成15年の改正部分は、 で表示)

図4 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の概要

6. リスク認知

6.1 リスクの認知と受容

人は生存している限り外的・内的要因により死亡するというリスクを内在している。その要因は、地震や落雷といった自然要因、交通事故等の人為的要因、化学物質汚染による環境的要因、ストレスによる精神的要因、食品等の品質的要因、遺伝等の内的要因が挙げられる。そのため化学物質汚染による環境的要因に関心を高めることは重要ではあるが、他の要因も視野に入れ総合的な対策をすることによりリスクの最小化を図ることが大切である。

図5に日本人の死亡要因例を示した。

死亡要因	死亡者数(人)	年間死亡リスク
悪性新生物(がん)	325,941	2.6×10^{-3}
心疾患(高血圧性を除く)	173,125	1.4×10^{-3}
脳血管疾患	132,847	1.1×10^{-3}
肺炎	107,241	8.5×10^{-4}
道路交通事故	6,871	5.4×10^{-5}
火災	2,195	1.7×10^{-5}
鉄道事故	324	2.6×10^{-6}
海難	135	1.1×10^{-6}

(出典)日本の統計2008 総務省統計局

各死亡者数は平成17年度データ(但し、鉄道事故のみ平成16年度データ)を用い、人口は平成17年度国勢調査の総人口(日本人)を用いて、リスクを計算した。

図5 年間死亡リスクの例

日本人は、年間100-110万人死亡しているが、中でも最も多いのがんによる死亡である。リスクとしては約400人に一人はがんで死亡している。次に多いのは心疾患である。道路交通事故についてみると、約1万8千人に一人が毎年死亡している確率となる。これは非常に大きい確率であるが社会は車を容認している。これは車によるベネフィットがあるからである。今の社会は車がなければ生活が成り立たない。このベネフィットと、車によるリスクを比較し容認しているのである。もちろんそこには、自分なら交通事故を起こさないだろうという、回避の可能性があることも受容する要因となっている。

では、がんになる要因はなんであろうか。図6にがんの要因を示す。図6からは、がんは食物やたばこが原因で発症するケースが多く、化学物質による汚染が原因でがんになることは少ないことが分かる。つまり化学物質汚染対策に力を入れるよりは、たばこを禁止することの方がリスクを削減する方法として、効果的であることを意味している。

しかし、だからといって、化学物質の汚染防止対策が不要ということにはならない。なぜなら工場から排出される化学物質によるリスクを受ける人にとっては、その排出される化学物質によるベネフィットの認識は少なく、リスクのみが強調され、他のリスクと比較すること自体が意味をなさないからである。

悪性新生物（がん）による年間死亡者数：約32万6千人（リスク： 2.6×10^{-3} ）

原因	割合（％）	リスク
食物	35	9.0×10^{-4}
たばこ	30	7.7×10^{-4}
アルコール	3	7.7×10^{-5}
環境汚染	2	5.2×10^{-5}
食品添加物	< 1	$< 2.6 \times 10^{-5}$
工業製品	< 1	$< 2.6 \times 10^{-5}$

（出典）国立公衆衛生院 内山巖雄

悪性新生物（がん）による年間死亡者数は平成17年度人口動態統計データを用い、人口は平成17年度国勢調査の総人口（日本人）を用いて、リスクを再計算した。

図6 がんによる死亡原因の割合

数多く存在するリスクに関して、人はどのように対応するのか。例えば環境ホルモン問題が話題になると、人はメディア等を通して情報を入手しリスクを認知する。だからといって、人はすぐに環境ホルモンが入っていると考えられる食品(製品)の購入をやめるわけではない。リスクを認知する一方で、ベネフィットや立場等様々な要因を考え、それに従ってリスクを回避するか受容するか決定する。たばこ等がその例である。たばこを吸うと肺がんになることを知っていても、たばこを吸う人が存在するのは、リスクとベネフィットを比較した結果なのである。そのため、同じリスクであっても人によって、またリスクの種類によって回避するか受容するかが異なるのである。

このことは、リスクコミュニケーションの場に参加した人々の価値観や立場が異なっており、リスクに対する認知の状況が違うことを認識する必要があることを示している。専門家は、とかく科学的に評価した結果を絶対的であると考えがちで、合理的に判断することが大切であると思うが、市民にとっては科学的な安全は安心とは異なっているので、リスクを受ける人の判断を尊重しなければならない。リスク評価者はリスクを評価することは出来るが、その結果を強制的にリスク受容者に押し付けることはしてはならない。

英国保健省では、市民に対してコミュニケーションを行う場合の注意事項として、表4に示「リスクを強く感じる事項」を7つ挙げている。工場からの排出によるリスクのような非自発的なリスク、原子力発電所のように局所的に生じる不公平なリスク、大気汚染のように個人の予防措置によって回避出来ないリスク、初めて耳にするようなよく知られていないリスク、合成化学物質による汚染のような人工的なリスク、表面化せずに不可逆的な影響を受けるリスク、小さな子供、子孫に影響のあるリスクについては、市民が強くリスクを感じるため、科学的なリスクのみで判断するのではなく、相手が問題となっているリスクをどのように認知しているかを理解してコミュニケーションを行うことが重要である。

表4 強くリスクを感じる事項

非自発的なリスク
不公平なリスク
個人の予防措置によって回避出来ないリスク
良く知られていないリスク
人工的なリスク
表面化せず不可逆的な影響を受けるリスク
小さな子供、子孫に影響のあるリスク

6.2 リスクリテラシー

以上のように人のリスク認知やリスクの容認に関しては、それぞれの価値観により状況が異なるが、リスクコミュニケーションにおいて重要なことは、リスクを正確に分かりやすく伝えることである。リスクを理解し、伝える能力をリスクリテラシーという。リスクを説明する担当者は、相手のリスクリテラシーの程度を理解し、その程度に合った分かりやすい説明方法が求められる。

リスクに関する情報の提供者と情報の受手の間には、提供する情報に関して以下の注意が必要である。

(1) 受手の理解度が低いとき

リスクの情報の提供者は出来るだけ正確に情報を伝えたいと考える。そのため化学物質によるリスクに関して死亡率が 10^{-6} 等の表現を取る事が正しいと考える。しかしながら情報の受手に 10^{-6} の意味が分からなければ情報が伝わったことにならない。確率による表現は正確であるかもしれないが、自分がその一人になるのではないかと思えば安心は出来ない。従って 10^{-6} の表現ではなく寿命が10分短くなるといった損失余命による表現が好ましい。(例えば、リスクが 10^{-5} の時の損失余命は約1時間である。)

理解度が低い場合は、多少正確性に問題はあっても出来るだけ分かりやすく表現することが必要である。リスクを他のリスクや基準値、過去のデータと比較をすることが分かりやすく伝える手法となる。しかし、化学物質のリスクを交通事故等のリスクと比較をしてはいけない。自主的に回避出来るリスクと、強制的なリスクとを比較することはリスクの受手の怒りを買う場合があるので注意が必要である。また、この際に正確性に問題がある表現を使っていることを断わっておく必要がある。

(2) 受手の理解度が高いとき

リスク情報の受手の理解度が高い場合、分かりやすさよりも正確性に配慮することが大切である。分かりやすくすることを心がける余りに情報を加工すると、その加工により、正確性を損なうことが多い。また情報の受手の関心事が情報の提供側と異なる場合が多く、情報の受手が必要とする情報が入手出来ないと不信感が高まる可能性がある。このような問題を回避するためには、生のデータを提供することが望ましい。生のデータを提供することで、情報の受手が自分の関心事に合わせて情報を加工し、仲間で共有することが出来る。

ただしこの場合、加工方法に誤りが生じる場合がある。リスクコミュニケーションの場ではこの点を議論することになる。

以上のように、リスクコミュニケーションの場では、参加者のリスクリテラシーに配慮し説明内容を変えることが必要である。

例) 米国において情報の提供について良いとされている方法。

EXAMPLE 1
Summary of Maximum Contaminant Concentrations for All Contaminants and Human Health Criteria (All Units in µg/l or ppb)

Parameter	Human health criterion	Highest observed levels	
		Ground water	Surface water
Conventional analysis			
Phenols, total	3,500	15,000	23
Metals			
Beryllium	0.037	15	—
Cadmium	10	770	—
Chromium	50	44	13
Mercury	0.144	0.4	—
Nickel	13.4	18	—
Lead	50	46	—
Thallium	13	93	—
GC/MS volatiles			
Benzene	6.6	10,000	9
Chlorobenzene	488	390	3
Chloroform	1.9	290	2
1,2-Dichloroethane	9.4	2,200	91
T-1,3-Dichloropropene 87	9	—	—
Ethylbenzene	1,400	1,700	—
1,1,2,2-Tetrachloroethane	1.7	5	—
1,1,2-Trichloroethane	6.0	390	4
Trichloroethene	23	44	—
Toluene	14,300	4,300	2
Vinyl chloride	20	400	5
GC/MS base/neutral			
Acenaphthene	20.0	68.0	5
Acenaphthylene	0.028	—	2
Anthracene	0.028	—	2
Benzo(A)anthracene	0.028	—	3
Benzo(B)fluoranthene	0.028	—	3
Benzo(A)pyrene	0.028	—	2
Bis (2-ethylhexyl) phthalate	15,000	190	37
Chrysene	0.028	—	2
1,4-Dichlorobenzene	400	6	—
1,2-Dichlorobenzene	400	6	—
Di-N-butylphthalate	34,000	—	2
Fluoranthene	42	6	2
Naphthalene	—	5900	—
Phenanthrene	0.028	—	290
Pyrene	0.028	—	190
PCBs	0.00079	—	153

Adapted from Bean, M., "Speaking of Risk," presented at the California Manufacturers Association Risk Assessment and Risk Communication Conference, Los Angeles, CA, May 1989.

図7 生のデータを示した例

飲料水の汚染状況についての説明で、調査した化学物質全ての結果と基準値を示している。正確ではあるが、問題点が分かりにくい。リスクリテラシーが高い場合にはこのような情報の提供が望まれるが、リスクリテラシーが低い場合には避けた方がよい。

EXAMPLE 2
Summary of Maximum Contaminant Concentrations for Phenols and Metals and Human Health Criteria (All Units in $\mu\text{g/l}$ or ppb)

Parameter	Human health criterion	Highest observed levels	
		Ground water	Surface water
Conventional Analysis			
Phenols, Total	3,500	15,000	23
Metals			
Beryllium	0.037	5	—
Cadmium	10	770	—
Chromium	50	44	13
Mercury	0.144	0.4	—
Nickel	13.4	18	—
Lead	50	46	—
Thallium	13	93	—

Adapted from Bean, M., "Speaking of Risk," presented at the California Manufacturers Association Risk Assessment and Risk Communication Conference, Los Angeles, CA, May 1989.



図 8 生のデータを加工し問題となる物質に絞った例

問題となる物質に絞ってまとめた例。図 7 に比べて分かりやすくなっているが、基準値が数値で表されているため、どの程度問題が分かりにくい。

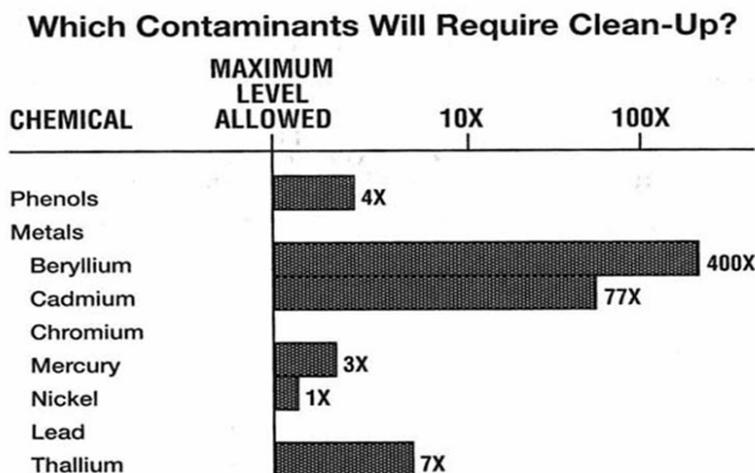
EXAMPLE 4
PHENOLS AND METALS:
Federal Safety Standards vs. What We Found (All Units in $\mu\text{g/l}$)

CHEMICAL	MAXIMUM SAFE CONCENTRATION	FOUND IN GROUND WATER	OVER THE MAXIMUM?
Phenols, Total	3,500	15,000	Yes
Metals			
Beryllium	0.037	15	Yes
Cadmium	10	770	Yes
Chromium	50	44	No
Mercury	0.144	0.4	Yes
Nickel	13.4	18	Yes
Lead	50	46	No
Thallium	13	93	Yes

Adapted from Bean, M., "Speaking of Risk," presented at the California Manufacturers Association Risk Assessment and Risk Communication Conference, Los Angeles, CA, May 1989.

図 9 さらに加工し、基準値を超えているかどうかを明示した例

より問題点が分かりやすくなっているが、どの程度問題なのか分かりにくい。



EXAMPLE 5. Which contaminants will require clean-up? Adapted from Bean, M., "Speaking of Risk," presented at the California Manufacturers Association Risk Assessment and Risk Communication Conference, Los Angeles, CA, May 1989.

図 10 グラフで表した例

基準値に比較して、何倍超えているかを示しており問題点が分かりやすい。しかし一方では、データに幅があることを伝えていない。

7. 演習 リスク評価

7.1 健康リスク評価

健康リスク評価では、当該化学物質のばく露量を算定し、無毒性量、TDI、VSD等の値と比較することで算定する。

ばく露量は、大気、飲料水、食品、皮膚接触から人体に取り込む量である。環境省は、体重 50kg の成人として空気吸入量 15m³/day、食品摂取量 2kg/day、飲料水摂取量 2 /day、土壌摂取量 0.15g/day を定め、それぞれの媒体中の当該化学物質濃度から一日当たりの摂取量を求めている。

環境省の環境リスク初期評価や EU (欧州連合) では、実際的な見地から無毒性量 (NOAEL) 等をばく露量で割って MOE (Margin of Exposure) MOS (Margin of Safety) という値を求め、この大きさに基づいて詳細な評価や対策の必要性等を検討するという方法がとられている。

7.2 生態リスクの判定

生態影響評価では予測環境中濃度 (PEC: Predicted Environmental Concentration) を予測無影響濃度 (PNEC: Predicted No-Effect Concentration) で割って PEC/PNEC 比を求め、この大きさに基づき詳細な評価や対策の必要性等を検討することが行われている。PEC は排出量等から計算して求める。工場の排水量、排水中の濃度、排出される河川の流量等のデータが必要となる。PNEC は生態系の食物連鎖を構成する 3つのレベル (藻類、ミジンコ、魚) について毒性デ

ータを集め、得られたデータを毒性データの種類（短期か長期か等）、どの生物種のデータが入手可能か等に応じたアセスメント係数で割って求める。

7.3 リスク計算演習

（1）安全率（MOS）から求める方法

動物実験から NOAEL を求め、NOAEL の十分の一を人の NOAEL とし、別途計算したばく露量で割る。MOS が 10 未満であれば詳細な検討を、10 以上 100 未満の場合は情報収集に努める、100 以上の場合は現時点での健康への心配はないと考えて良いと判定することが多い。

ばく露量は、体重 50kg の成人として空気吸入量 15m³/day、食品摂取量 2kg/day、飲料水 2 /day、土壌摂取量 0.15g/day とし、それぞれの媒体中の当該化学物質濃度から一日あたりのばく露量を求める。

$$\text{MOS} = \text{NOAEL} \div 10 / \text{ばく露量} > 100 \text{ で判断}$$

例題）大気中に化学物質 A が 1 μg/m³ 含まれており、動物実験から得られた NOAEL が 0.3mg/kg/day の場合の安全率を求めよ。但し大気以外からのばく露は無いものとする。

解答：体重 50kg の人が大気を一日 15m³ 摂取することから摂取量は

$$0.001\text{mg/m}^3 \times 15\text{m}^3/\text{day} = 0.015\text{mg}/\text{day}$$

体重 50kg で割ると 0.0003mg/kg/day

$$\text{NOAEL} \div 10 / \text{ばく露量} = 0.03\text{mg}/\text{kg}/\text{day} / 0.0003\text{mg}/\text{kg}/\text{day} = 100$$

安全率は 100 である。

（2）耐容一日摂取量（TDI）・1 日許容摂取量（ADI）から求める

TDI は、生涯毎日ばく露されても有害な影響が出ないばく露量で mg/kg/day で表される。同義の言葉に ADI がある。基本は動物実験から求めた NOAEL を用い、様々な不確実係数を用いて計算する。

不確実係数には、人の個人差で 10、種の違いで 10、試験期間が短い場合 10、LOAEL（Lowest Observed Adverse Effect Level 最小毒性量で毒性試験において投与物質の有害な影響が臓器に認められた最低のばく露量）を用いた場合 10、急性毒性値を用いた場合 100、情報の不確実性がある場合 10 を用いることが多い。

（以下、NOAEL の例）

例えば、ラットの慢性毒性試験で NOAEL が 0.1mg/kg/day である場合、ヒトの NOAEL は、個人差と種の差で 10 × 10 = 100 の不確実係数を用い、0.1mg/kg/day ÷ 100 = 0.001mg/kg/day と表記する場合もある。

次に一日のばく露量を求め、ヒトの NOAEL で割った値が 1 より大きいかどうかで安全性を判断する。

例題) 化学物質 B の食品中の含有濃度が 1ppm であった場合の安全性を判断しなさい。ただし化学物質 B のラットによる慢性毒性試験の NOAEL は、1mg/kg/day 日であり、食品からの摂取を 80%とする。

解答：食品からの摂取量は、体重 50kg の人が一日 2kg 摂取するとして濃度 1ppm をかけると
 $2\text{kg/day} \times 1 \times 10^{-6} = 2 \times 10^6\text{mg} \times 1 \times 10^{-6} = 2\text{mg/day}$
体重 50kg で割ると $0.04\text{mg/kg/day} \cdots (a)$
ラットの NOAEL からヒトの NOAEL を推定するため不確実係数 100 を用いて
 $1\text{mg/kg/day} \div 100 = 10^{-2}\text{mg/kg/day}$
食品からの摂取量が 80%なので食品の許容量は、
 $10^{-2}\text{mg/kg/day} \times 0.8 = 0.8 \times 10^{-2}\text{mg/kg/day} \cdots (b)$
 $(a) / (b) = 0.04\text{mg/kg/day} \div 0.8 \times 10^{-2}\text{mg/kg/day} = 5$
5 倍の大きなリスクがある。

(3) 発がん性物質の場合

・ユニットリスクから求める。

発がん性物質のリスク計算は、一般毒性と異なりこれ以下であれば何の影響もない濃度(閾値)がないと考えられる場合は、他の化学物質以外のリスク等と比較して実質的に影響が少ないと考えられる量を実質安全量(VSD)として設定し、VSDを元に計算されたユニットリスクから計算する。ユニットリスクとは、その物質が $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 存在するときの生涯の発がん率をいい、VSDはわが国では、 10^{-5} の発がんリスク(生涯(70歳)で10万人に一人がんになる確率)を用いることが多い。具体的には、ユニットリスクが 1×10^{-6} の化学物質の場合、VSDは 10^{-5} のリスクであるから $10^{-5} \div (1 \times 10^{-6}) \times 1 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となる。この値と、ばく露量の比でばく露量が大きければリスクが大きいと判断する。

例題) 化学物質 C は、発がん性物質でありそのユニットリスクは 2.6×10^{-5} である。大気中の濃度が、 $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の場合のリスクを評価せよ。

解答：ユニットリスクから VSD を求める。

$$1 \times 10^{-5} \div (2.6 \times 10^{-5}) = 0.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

$$0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \div 0.38 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 1.3$$

1 より大きいのでリスクは高いと判断する。

・発がん人口を求める。

ユニットリスクと濃度から地域の発がんリスクを求め、人口をかけることにより集団の発がん数を計算する。人口が多い場合は、発がんリスクが小さくても発がん人口は多くなるので、何らかの対策が必要となる。

例題) 発がん性物質 D によるユニットリスクは 4×10^{-5} である。人口が 100 万人の S 市の物質 D の大気濃度は $0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、人口が 10 万人の T 市の物質 D の大気濃度は $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ である場合、物質 D による発がんが予想される人口はどちらの都市が大きいか。

解答 : S 市の発がん率は、 $0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3 \div 1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 4 \times 10^{-5} = 1 \times 10^{-5}$
人口が 100 万人なので発がん人口は $1 \times 10^6 \times 1 \times 10^{-5} = 10$ 人
T 市の発がん率は、 $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \div 1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 4 \times 10^{-5} = 2 \times 10^{-5}$
人口が 10 万人なので発がん人口は $1 \times 10^5 \times 2 \times 10^{-5} = 2$ 人
従って S 市の方が発がんが予想される人口が多い。

・ VSD を用いる場合。

食品等に含まれる化学物質による発がんリスクを計算する場合、食品中の濃度と VSD を比較しリスクを判断する。

例題) 発がん性物質 E の VSD は、 $0.3 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ である。食品に物質 E が 0.1ppm 含まれている場合、人口 100 万人の都市で年間何人ががんになるか計算しなさい。ただし物質 E の食品以外の摂取経路はないものとする。

解答 : 体重 50kg の人は $2\text{kg}/\text{day}$ の食品を摂取するので、物質 E の摂取量は
 $2 \times 10^6 \text{mg}/\text{day} \times 1 \times 10^{-7} = 0.2 \text{mg}/\text{day}$
体重で割ると $0.2 \text{mg}/\text{day} \div 50 \text{kg} = 0.004 \text{mg}/\text{kg}/\text{day}$
VSD は、 10^{-5} の発がん率であるから
 $0.004 \text{mg}/\text{kg}/\text{day} \div 0.3 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day} \times 10^{-5} = 13.3 \times 10^{-5}$
人口 100 万人であるから $1 \times 10^6 \times 13.3 \times 10^{-5} = 133$ 人
これは生涯であるから 70 歳で割ると 1.8 人。約 2 人が年間の発がん率となる。

(4) 生態影響評価

生態影響評価をするには、藻類、ミジンコ、魚類の急性毒性等から PNEC (予測無影響濃度) を計算する。その値と排出先の化学物質濃度との比でリスクを算定する。

例題) 流量 $10 \text{ t}/\text{day}$ の工場の排水口から化学物質 F が $0.1 \text{ mg}/\text{L}$ の濃度で排出されている。排出先の河川は、流量が $10000 \text{ t}/\text{day}$ である。化学物質 F の PNEC が、 $1 \mu\text{g}/\text{L}$ のとき化学物質 F による生態影響を評価せよ。

解答 : 排水口から河川に出ることで $10000 \text{ t} \div 10 \text{ t} = 1000$ 倍希釈される。
従って河川の物質 F の濃度 (PEC) は、 $0.1 \text{ mg}/\text{L} \div 1000 = 0.1 \mu\text{g}/\text{L}$ となる。
PEC を PNEC と比較すると $0.1 \mu\text{g}/\text{L} \div 1 \mu\text{g}/\text{L} = 0.1$ で 1 より小さいのでリスクは小さい。