

詳細リスク評価書シリーズ 25 キシレン 要約

第 I 章 序論

本書はキシレンを対象とした詳細リスク評価書である。キシレンは次の 2 つの理由から吸入暴露によるヒト健康への悪影響が懸念されている。

- (1) 大気環境中への排出量が多いこと。
- (2) 室内空気汚染の原因物質の一つであると考えられること。

(1) に関して、「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」に基づく化学物質排出移動量届出 (pollutant release and transfer register: PRTR) 制度に基づき推定・公表されたデータによれば、大気へのキシレン排出量は 110 千～120 千トン/年である。これは、PRTR 制度における調査対象物質の環境排出量としてはトルエンに次ぐ大きさである (経済産業省&環境省, 2003～2005, 2006a, 2007a)。大気中へのキシレン排出量が多い原因は、キシレンが溶剤として多量に使用されていることであると考えられる。(2) に関して、一般的に、室内空気中のキシレン濃度は屋外大気中濃度よりも高いことが知られている。キシレンはシックハウス症候群や化学物質過敏症の原因物質の一つに挙げられており、厚生省 (当時) の「シックハウス (室内空気汚染) 問題に関する検討会 (2000 年 6 月)」において、室内濃度に関する指針値が $870 \mu\text{g}/\text{m}^3$ に設定されている。

このような状況を背景として、本詳細リスク評価書は、(1) 日本全国の一般住民 (職業暴露を除く) を対象とし、屋外大気および室内空気経由の長期吸入暴露による慢性的なヒト健康影響のリスクを定量化すること、(2) リスク評価結果に基づきリスク削減対策が必要かどうか判断すること、および (3) リスク削減対策が必要であると判断された場合に、経済学に基づく費用効果分析によって、効率的なリスク削減対策を提案することを目的とする。

本詳細リスク評価書の特徴は次のとおりである。第一は、リスクを評価するにあたって、屋外大気中および室内空気中キシレン濃度の実測値ではなく、モデルによる濃度推定値を用いたことである。モデルを用いることにより、排出量の削減による環境媒体中キシレン濃度の低下といったリスク削減対策の効果を定量化することが可能となる。

第二は、化学物質のヒト健康リスク評価においてしばしば行われる参照濃度用いたリスクの判定 (第 VI 章) に加え、付録において生活の質 (quality of life: QOL) および質調整生存年数 (quality adjusted life years: QALYs) という概念を導入し、「総年間損失 QALYs」という指標を用いてリスク

を評価したことである。総年間損失 QALYs は評価エンドポイントが異なる化学物質のリスクを「年」という共通の単位で定量化することにより、それらの比較・合計を可能にするものである。現時点では総年間損失 QALYs を用いたリスク評価結果の不確実性は大きいものの、本評価書はマルチプルリスク（複数の化学物質に同時に暴露する際のリスク）に関する具体的な解析例を示した点において有意義であると考えられる。

以下に、キシレンに関する基礎的情報をまとめる。

- キシレンは常温で無色透明、揮発性をもつ液体であり、*o*-キシレン（オルトキシレン）、*m*-キシレン（メタキシレン）、*p*-キシレン（パラキシレン）の3つの異性体をもつ。
- キシレンは、工業的には混合キシレン（各異性体の混合物）として製造され、その大半が各異性体に分離されたうえで可塑剤の合成原料等の化学原料として使用されている。また、混合キシレンの形で、油性塗料、接着剤、印刷インキ、シンナー、農薬等の溶剤、およびガソリン添加剤に使用されている。2001（平成13）年度において、合成原料、溶剤、およびガソリン添加剤としての使用量はそれぞれ、4,094.5 トン、156.3 トン、91.2 トンであった。
- 2001（平成13）年度の日本におけるキシレン製造量はおよそ 4,798 千トン、国内需要量および純輸出量がそれぞれおよそ 4,342 千トン、456 千トンであるので、国内需要量は国内製造量ですべて賄われている。
- キシレンの蒸気圧は比較的高く、水溶解度は中程度であり、空气中に分配されやすいことから、キシレンの環境動態において大気が重要な役割を果たす。大気中に排出されたキシレンは OH ラジカルとの反応によって比較的急速に光酸化する。キシレンには加水分解を受けやすい化学結合がなく、通常の実験条件下では加水分解に対して安定的であると考えられる。キシレンの微生物分解性は良好と判定されている。また、キシレンの生物濃縮倍率は低く、水生生物の脂肪組織に蓄積することは少ないと考えられる。フガシティモデル・レベル III による予測によれば、キシレンの排出先が大気である場合、環境中に残存するキシレンの 98.7%が大気に存在すると予測される。

キシレンはそのほとんどが大気に排出されること、および上で述べたキシレンの環境動態から、キシレンへの暴露経路としては吸入暴露が支配的であり、飲水や食事からの経口暴露は無視することができる（大気経路の暴露によるリスクと比較して、経口暴露によるリスクは十分小さい）と判断した。

職業暴露によるヒト健康リスクに関しては、一般環境を通じた暴露によるものとリスクの性質が異なるために、産業技術総合研究所安全科学研究部門（旧化学物質リスク管理研究センター）による詳細リスク評価書シリーズ全体で評価の対象外としており、本詳細リスク評価書において

も、これを扱わないものとした。

生態系リスクに関しては、(1) 排出されるキシレンの大部分は大気に排出されること（2005（平成 17）年の PRTR 集計結果によれば、全排出量の 98%が大気への排出である）、(2) キシレンが大気に排出された場合、環境中に残存するキシレンの 98.7%は大気に存在すると予測されること、(3) 環境媒体中濃度モニタリング結果によれば、キシレンは水環境中においてほとんど検出されないこと、(4) 既往生態リスク初期評価結果から、本詳細リスク評価書では生態リスクに関する情報収集および生態リスク評価を行わないものとした。

本詳細リスク評価書の構成は以下のとおりである。第 II 章では、キシレンの環境媒体中濃度モニタリング結果をまとめた。第 III 章では、キシレンの環境への排出量推定値を整理した。ここで得た大気への排出量推定値を、第 V 章において大気拡散モデルを用いた大気中キシレン濃度推定を行う際の入力データとして用いた。第 IV 章では有害性評価を行い、リスク評価に用いる吸入暴露での評価エンドポイントおよび無毒性量 (no observed adverse effect level: NOAEL) を決定した。第 V 章では、日本全国の人々を対象とし、屋外大気での暴露濃度と室内空気での暴露濃度を結合することによって個人暴露濃度分布を推定した。第 VI 章では、有害性評価結果および暴露評価結果に基づきヒト健康リスクの判定を行った。まず第 IV 章の結果からリスク評価に適用する参照濃度を決定し、次に個人暴露濃度分布の 95 パーセンタイルが参照濃度を超過するか否かを基準としてリスクを判定した。付録では、総年間損失 QALYs を指標としてリスクを定量化し、岸本 (2005) が推定したトルエンのリスクと比較した。さらに、キシレンおよびトルエンに同時に暴露する状況について、リスク削減対策の費用効果分析を行い、効率的なリスク削減対策について検討した。

第 II 章 環境媒体中濃度モニタリング結果

大気環境中、水環境中、その他の媒体中キシレン濃度のモニタリング結果を整理した。屋外大気（沿道およびバックグラウンドを除く）中キシレン濃度は $4\sim 7\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった（幾何平均で評価。以下同じ）。東京都の沿道における濃度は、区部における濃度よりも統計的に有意に高いが、その差は $1\sim 2\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度であった。室内濃度は屋外濃度よりも明らかに高い（およそ 3 倍）。最大濃度で比較すると、室内濃度は屋外濃度より 10 倍高い濃度が観察されている。室内濃度について、夏期と冬期で濃度差は見られなかった。また、高濃度キシレン（上側 5 パーセンタイル）が測定された住宅は、ほとんどが竣工後 1 年以内の住宅であった。水環境中、底質中、食物中キシレン濃度は低く、ほとんどすべての検体で検出されなかった。

第 III 章 排出量推計

PRTR 集計結果を主な情報源として、キシレンの環境への排出量を整理した（図 1）。2005（平成 17）年度のキシレンの排出量は 118,618 トン/年であり、廃棄物および下水道への移動量は 13,016 トン/年であった。排出量の 98%は大気への排出であり、公共用水域および土壌への排出量、埋立量は大気への排出量と比較して極めて小さい。対象業種届出事業所について、キシレンを多く排出している業種としては、輸送用機械器具製造業、一般機械器具製造業等がある（製品を塗装するための塗料に溶剤としてキシレンが含有されている）。また、対象業種裾切り以下事業所、非対象業種、家庭のすべてについて、キシレンを多く排出している排出源（用途）は塗料であった。これらのことから、塗料に溶剤として含まれているキシレンが主たる排出源であると考えられる。自動車からの排出量は対象業種や非対象業種からの排出量と同程度であった。ガソリン中の不純物としてのキシレン（原油を蒸留・精製して分離する際に含有されるもの）が移動体からの排出量に大きく寄与していると考えられる（不純物としてのキシレン量と比較して、添加剤として人為的に加えられるキシレンの量は少ない）。マテリアルフローにより、2001（平成 13）年度の PRTR 集計結果の妥当性を確認した。PRTR 調査によるキシレンの排出量と移動量の合計（ただし、自動車からの排出量を除く）は、「溶剤・その他」として用いられたキシレンの量にほぼ相当していた。

特に室内におけるキシレン排出源に注目して、PRTR 集計結果以外の排出量情報についても整理した。フローワックスの使用に伴うキシレン排出量は十分小さいと判断した。油性筆記具の使用に伴うキシレン排出量を推定するため筆記具メーカーにヒアリングを行った。ヒアリングから得られた油性筆記具のインク溶剤として出荷されるキシレン量等に関する情報を用いて、油性筆記具の使用に伴うキシレン排出量の全国合計を 268.7 トン/年と推定した。塗料の使用に伴う家庭からのキシレン排出量について、室内および屋外での排出量の内訳に関するデータはない。

最後に、PRTR 調査により得られた排出量推定値を各 5 km×5 km グリッドに配分した。これは、第 V 章において大気拡散モデルにより大気中キシレン濃度を推定する際に、入力データとして用いられる。

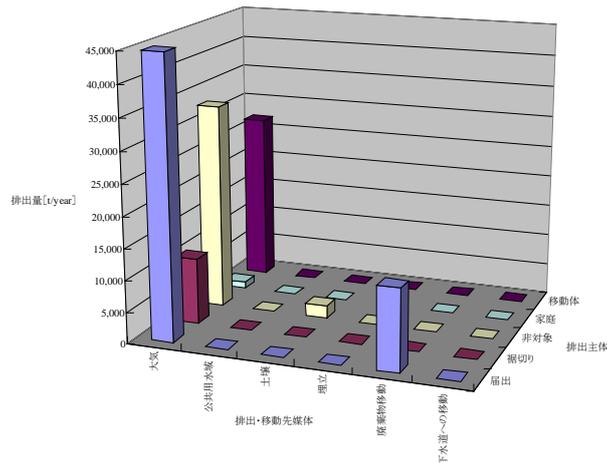


図 1 2005 (平成 17) 年度 PRTR 集計結果による排出主体別媒体別排出量および移動量

第 IV 章 有害性評価

2007 年 4 月時点で入手し得る情報によれば、キシレンの有害性評価はカナダ (Environmental Canada, Health Canada, 1993), 米国 (ATSDR, 1995; U.S.EPA, 2003), 世界保健機関 (WHO, 1997), 日本 (厚生省, 2000 ; 環境省, 2002), オランダ (RIVM, 2001), 国際がん研究機関 (IARC, 2002; ACGIH, 2002) によって実施されている。本章の目的は, (1) キシレンのヒト健康に関する有害性評価の現状をまとめること, および (2) ヒト健康リスク評価エンドポイントおよび NOAEL を選択することである。キシレンへの暴露経路としては吸入暴露が支配的であることから, 本評価書では吸入暴露による有害影響を中心にレビューを行った。

遺伝毒性試験については, *in vitro* あるいは *in vivo* で混合キシレンまたは各異性体に暴露された細菌, 酵母, 昆虫, 哺乳類, 哺乳類細胞等を対象とした試験において陰性であった。ヒトデータについては, 労働暴露および実験条件下ともに, 暴露された個体の末梢リンパ球に姉妹染色分体交換 (Sister Chromatid Exchange: SCE) 頻度の増大は認められなかった。以上の事実から, キシレンのヒト健康リスク評価にあたっては, 同物質は遺伝子に影響せず, 有害影響の発現において閾値が存在する化学物質であると判断し, NOAEL の導出を行った。

キシレン暴露により惹起される神経影響は, 他の有害影響と比較して低濃度で観察されるものである。また, 発生毒性は, 既往有害性評価の一部が評価エンドポイントとして採用しているように, キシレンの有害性を検討するにあたって注目すべき影響と言える。そこで本評価書では, キシレン暴露により惹起される神経影響および発生毒性に注目し, エンドポイントの選択, NOAEL の決定を行った。

神経影響および発生毒性ともに、ヒト実験結果、疫学調査結果、症例報告では NOAEL を推定するための十分な証拠が得られていない。したがって、動物実験のデータを基礎としてキシレンへの慢性暴露による神経影響、発生毒性の NOAEL を推定するものとした。

神経影響については、ラットに 435 mg/m^3 (25°C における換算で 100 ppm, 以下同じ) の *m*-キシレンを 6 時間/日, 5 日間/週, 1~6 か月間暴露させた 4 つの実験において、協調運動失調, 記憶障害, 感覚機能障害といった神経学的影響が観察されている。一方, 雄 Wistar ラットに 218 mg/m^3 (50 ppm) の *m*-キシレンを 6 時間/日, 5 日間/週, 3 か月間暴露させる実験において、協調運動失調(回転棒を用いた平衡感覚)について暴露群と対照群との間に相違が見られなかったことから, NOAEL を 218 mg/m^3 (50 ppm) とした。

ここで、神経影響(協調運動失調)に関するキシレン各異性体間の毒性の違いについては動物実験の結果に一致した結果が得られていないことから、各異性体のポテンシーに差異を認める積極的な証拠はないと判断した。したがって、各異性体の NOAEL を個別には導出せず、単一の NOAEL を 218 mg/m^3 (50 ppm) と設定した。

発生毒性については、妊娠中のラット、ウサギにキシレンを吸入暴露させた実験において胎児体重の減少、胎児生存率の低下等が観察されている。これらの作用は重要ではあるが、成熟動物について神経行動作用が報告されている以上の濃度でしか観察されていない。

以上のように、動物実験においてキシレン吸入暴露による神経影響の感受性が発生毒性の感受性と比較して高く、 435 mg/m^3 (100 ppm) への亜慢性暴露によって協調運動失調等への影響が認められていることから、本評価書では、神経影響(協調運動失調)をリスク評価のエンドポイントとし、最小毒性量 (lowest observed adverse effect level: LOAEL) としてラットでの回転棒を用いた平衡感覚の低下が観察された 435 mg/m^3 (100 ppm), NOAEL として 218 mg/m^3 (50 ppm) (Korsak, *et al.*, 1994) を採用した。

第 V 章 暴露評価

キシレンの屋外濃度分布および室内発生源寄与濃度分布をそれぞれ推定し、両者を屋外と室内における生活時間比に基づき「屋外濃度+0.9×室内発生源寄与濃度」という式で結び付けることによって、キシレンへの吸入による個人暴露濃度分布を推定した。キシレンの物理化学的性状やモニタリングデータ等から、経口および経皮暴露量は無視できると判断した。沿道に居住する人々についても、高暴露群として特に取り上げる必要はないと判断した。

第 III 章で述べた PRTR 集計結果に基づく大気環境中キシレン排出量を入力値として、AIST-ADMER（産業技術総合研究所－曝露・リスク評価大気拡散モデル：national institute of Advanced Industrial Science and Technology – Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk assessment） ver. 2.0 により全国を対象とした 5 km×5 km グリッド単位の大気中キシレン濃度分布を推定した。2003（平成 15）年における推定濃度の最大値は 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，最小値は 0.006 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，幾何平均は 0.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり，推定値の現況再現性は良好であった（図 2）。

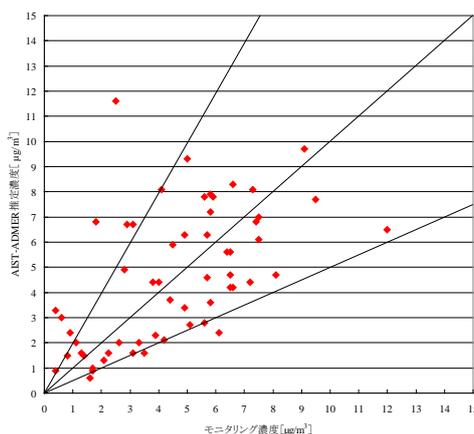


図 2 大気中キシレンモニタリング濃度と AIST-ADMER による推定濃度との比較

高排出高人口密度事業所周辺の局所大気中濃度分布については、METI-LIS（経済産業省－低煙源工場拡散モデル：Ministry of Economy, Trade and Industry - Low-rise Industrial Source Dispersion Model） ver.2 を用いて推定した。それらの事業所周辺においては、最高で 100～500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ といった高濃度となることが推定された。しかしながら、極端な高濃度になると推定されたのは主に事業所敷地内であること、物理化学的性状がキシレンと類似しているトルエンのリスク評価において全国レベルのリスク評価には AIST-ADMER による 5 km×5 km グリッド単位の大気中濃度推定値を用いれば十分であることが示されていることから判断して、全国レベルの個人暴露濃度分布推定には METI-LIS による局所大気中濃度推定結果を反映させなかった。高排出高人口密度事業所周辺については、高暴露群として別途リスク評価を行う。

室内発生源寄与濃度は、住宅新築時に用いる塗料や接着剤に含まれるキシレンに依存する部分（これを住宅新築寄与濃度と呼ぶ）と、日常生活において使用される塗料や接着剤、殺虫剤、油性筆記具、フローワックス等に含まれるキシレンに依存する部分（これを日常生活寄与濃度と呼ぶ）に分かれる。塗料塗膜からのキシレン放散速度に関する既存研究や住宅室内におけるキシレン実測濃度の時系列データを検討した結果、キシレンへの長期暴露による慢性影響のリスク評価においては住宅新築寄与濃度を無視することができると判断し、日常生活寄与濃度＝室内発生源寄与濃度として、その長期平均値の家庭間分布を推定した。推定方法としてワンボックスモデ

ル（入力として放散速度，換気回数，および室容積が必要）に基づくシミュレーションを用いる。しかしながら，ワンボックスモデルへの入力値とすべき室内におけるキシレン放散速度の家庭間分布に関するデータは存在していない。そこで，PRTR 集計結果による家庭からのキシレン排出量等に基づいて室内におけるキシレン排出量（全国レベル）として 25 のケースを仮定し，各ケースについてキシレン放散速度の家庭間分布を推定した。さらに，それをワンボックスモデルに適用することにより，各ケースについてキシレンの日常生活寄与濃度の家庭間分布を推定した。推定された 25 の日常生活寄与濃度分布のうち，モニタリング濃度から推定された日常生活寄与濃度分布（築 5 年以上の住宅における室内発生源寄与濃度（＝室内濃度－室外濃度）分布）に最も適合したケース（14）の分布（塗料由来および筆記具由来の全国レベル室内排出量がそれぞれ 250 トン/年，100 トン/年）を個人暴露濃度分布の推定に用いることとした（図 3）。

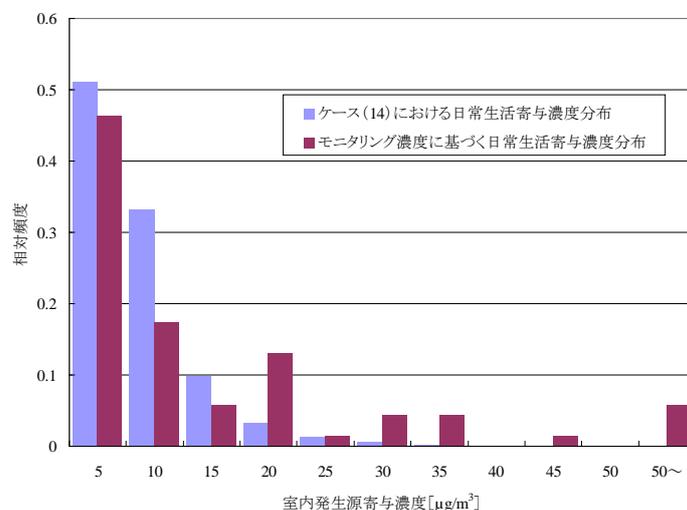


図 3 モニタリング濃度に基づく日常生活寄与濃度およびケース（14）における日常生活寄与濃度の相対頻度分布

最後に「個人暴露濃度＝屋外濃度＋0.9×日常生活寄与濃度」という関係式に基づいて屋外濃度分布と日常生活寄与濃度分布を結び付け（ただし，前述のように「室内発生源寄与濃度＝日常生活寄与濃度」として評価），日本に居住する人々全体を対象とした大気中キシレンへの個人暴露濃度分布を推定した（図 4）。個人暴露濃度の幾何平均は $6.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，幾何標準偏差は 2.5 であった。第 VI 章および付録では，ここで得られた個人暴露濃度分布の経験分布関数を利用してリスク評価およびリスク削減対策の経済分析を行う。

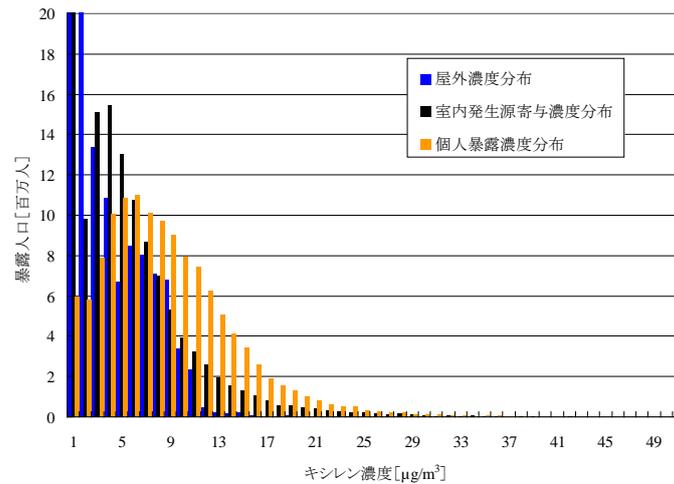


図 4 個人暴露濃度分布推計結果

第 VI 章 リスクの判定

日本全国に居住する人々を対象として、キシレンへの吸入暴露によるヒト健康リスクを判定した。本章では、暴露濃度が参照濃度を超過する人口を指標として、(1) 全国レベルでのリスク判定、および (2) 高排出高人口密度事業所周辺でのリスク判定を行った。

第 IV 章（有害性評価）において設定した動物実験に基づく NOAEL および本章において設定した不確実性係数から、神経影響（協調運動失調）をエンドポイントとして、参照濃度を $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ に設定した。第 V 章（暴露評価）において推定した全国レベルの個人暴露濃度人口分布と参照濃度とを比較したところ、暴露濃度が参照濃度を超過する人口はゼロであった（図 5）。このことから、暴露濃度が参照濃度を超過する人口を基準とする評価では、リスクの懸念がなく、対策を取る必要がないとの結論を得た。高排出高人口密度事業所周辺に居住する人々についても、暴露濃度が参照濃度を超過している人口はごく限られた範囲に留まると推察された。

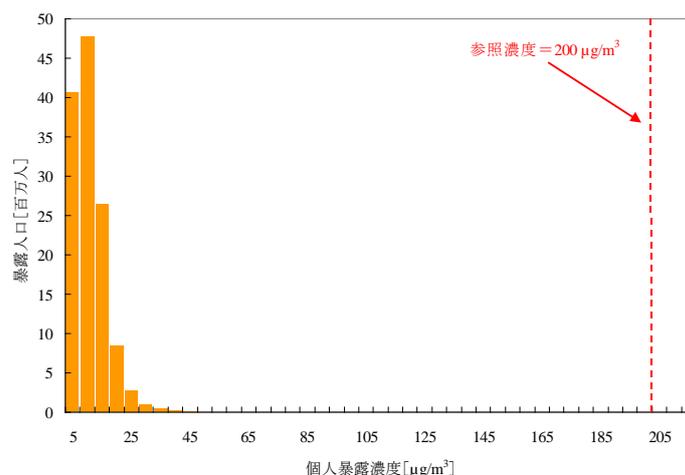


図 5 個人暴露濃度分布と参照濃度（吸入）

本章で用いたリスク評価方法では，評価エンドポイントが異なる化学物質のリスクの比較や合計を行うことはできない．室内空气中キシレンに関するリスク削減対策として換気設備の設置があげられるが，これはキシレン以外の物質への暴露濃度も低下させるものである．このような対策のリスク削減効果および費用対効果を評価するためには，異なる評価エンドポイントをもつ化学物質のリスクを共通の単位で定量化する必要がある．そこで付録では，生活の質（quality of life: QOL）および質調整生存年数（quality adjusted life years: QALYs）という概念を導入し，キシレンおよびトルエンのリスクを「総年間損失 QALYs（単位：年）」という共通の指標によって定量化することを試みる．その上で，換気設備のような複数物質への暴露によるリスクを同時に削減する対策の費用対効果の評価方法を提示する．

付録 QOL によるリスク定量化と対策の経済分析

複数化学物質への暴露によるヒト健康リスクを同時に削減する対策について費用対効果を評価するためには，リスクの比較・合計が可能となるように，各物質のリスクを共通の単位で定量化しなければならない．そこで本付録では，生活の質（quality of life: QOL）および質調整生存年数（quality adjusted life years: QALYs）という概念を導入し，リスクを「総年間損失 QALYs（単位：年）」という指標で定量化した．さらに屋外環境と室内環境においてキシレンとトルエンに暴露する状況を考え，そのリスク削減対策の効率性について検討した．

キシレン暴露に関するヒト疫学研究（Uchida, *et al.*, 1993）に基づき評価エンドポイントを食欲不振（QOL=0.98）として，総年間損失 QALYs を 47.8 年（1 人あたり総年間損失 QALYs は 3.7×10^{-7} 年）と評価した．

キシレン暴露が多様な神経影響を惹起することを考慮すると、食欲不振のみを評価エンドポイントとする総年間損失 QALYs では、キシレンによるリスクの把握が不十分であると考えべきである。そこで、類似物質であるトルエンに関する疫学研究結果を用いてキシレンの有害性（症状および用量反応関数）を推定することを試みた。キシレン、トルエン各物質への暴露によって起こる自覚症状、作用機序、および有害性の強度を比較検討した結果に基づき、トルエン暴露により起こる症状がキシレン暴露によっても起こり、さらに、トルエンに関する用量反応関数を補正したものをキシレンに関する用量反応関数として利用できると想定した。トルエン暴露に関するヒト疫学研究（Ukai, *et al.*, 1993）に基づく用量反応関数（岸本, 2005）を補正することによりキシレンの用量反応関数を推定し、評価エンドポイントを神経影響に関連する健康状態 A（「手足の筋力が弱くなった」+「耳が聞こえにくい」+「物事に集中できない」）、B（健康状態 A+「臭いがわかりにくい」+「喉の調子がおかしい」）、C（健康状態 B+「言葉がしゃべりにくい」）（QOL =0.92, 0.89, 0.87）として、総年間損失 QALYs を 85.2 年（1 人あたり総年間損失 QALYs は 6.7×10^{-7} 年）と評価した（表 1）。

表 1 Uchida, *et al.* (1993) および Ukai, *et al.* (1993) に基づく総年間損失 QALYs の比較・合計

文献	総年間損失 QALYs [年]	1 人あたり総年間損失 QALYs [年]
Uchida, <i>et al.</i> (1993), 付録 3-1 項	47.8	3.7×10^{-7}
Ukai, <i>et al.</i> (1993), 付録 3-2 項	85.2	6.7×10^{-7}
計	133.0	1.0×10^{-6}

Uchida, *et al.* (1993) および Ukai, *et al.* (1993) に基づいてそれぞれ定量化したリスクを足し合わせることによって、キシレン暴露による総年間損失 QALYs を 133 年（=47.8 年+85.2 年，1 人あたり総年間損失 QALYs を 1.0×10^{-6} 年（= 3.7×10^{-7} 年+ 6.7×10^{-7} 年）と評価した。また、総年間損失 QALYs を屋外大気および室内空気の寄与に分解すると、前者が 55.4 年（ 4.3×10^{-7} 年，後者が 78.3 年（ 6.1×10^{-7} 年）となり、両者の寄与が大きく異なるわけではないことが明らかになった。屋外大気と室内空気のどちらを優先的にリスク削減対策の対象とすべきかについては、リスク削減対策の経済分析で解決すべき課題である。

上で述べた評価方法には、有害性情報に関する不確実性、トルエン疫学研究結果に基づくキシレン有害性の推定に関する不確実性、および QOL 値に関する不確実性がある。現時点では総年間損失 QALYs を用いたリスク評価の不確実性が大きいと、総年間損失 QALYs を用いてリスクの絶対値を議論するには信頼性が十分ではないと思われる。

キシレン、トルエンへの同時暴露に対する対策として (1) ロータリーバルブ式蓄熱燃焼炉 (rotary regenerative thermal oxidizer: RRTO) を用いた酸化により PRTR 届出事業所からのキシレンおよびトルエン排出量を削減する対策、および (2) 室内に 24 時間換気設備を導入することにより室内キシレンおよびトルエン濃度を低減する対策の費用対効果を評価した。対策費用およびリスク削減効果 (年間獲得 QALYs) から、対策の効率性を QALY1 年獲得費用で評価した。

屋外対策については、PRTR 届出事業所からのキシレン排出量を一律 10%削減し、キシレンを排出している届出事業所のうちトルエンも排出している事業所については、トルエン排出量も削減されると想定した。岸本 (2005) によるデータを参考に、1 年あたり対策費用を処理ガス量小 (7,500 m³N/h) の場合に 4.5 億円、処理ガス量大 (100,000 m³N/h) の場合に 1.3 億円と評価した。対策の実施による年間獲得 QALYs は、処理ガス量小および大の場合ともに 1.2 年と評価された。これらの結果から、QALY1 年獲得費用を処理ガス量小の場合で 3.8 億円/年、処理ガス量大の場合で 1.1 億円/年と評価した。

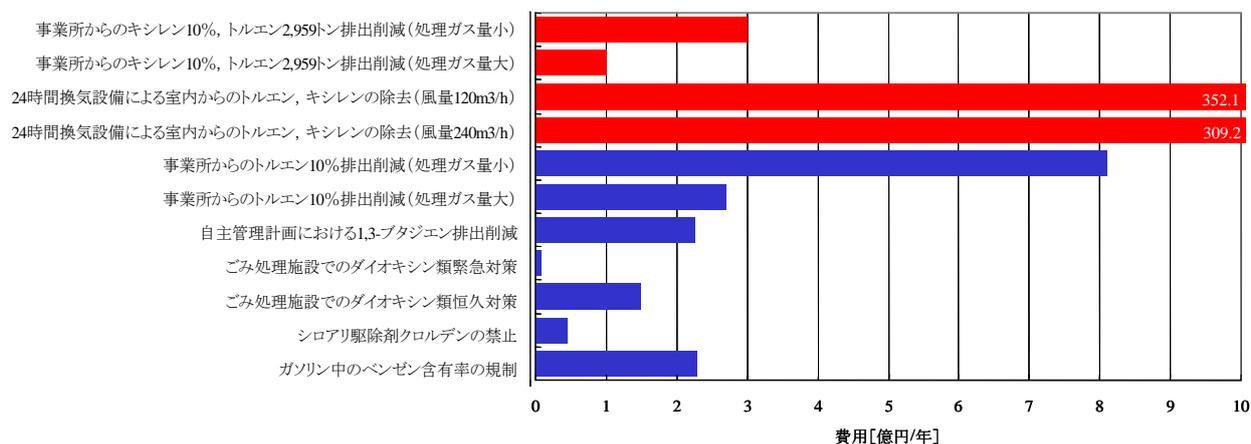
室内対策については、日本の全住宅に 24 時間換気設備を導入し、室内キシレンおよびトルエン濃度を低下させるケースを評価した。篠原&納屋 (2007) によるデータを参考に、1 年あたり対策費用を換気設備の風量小 (120 m³/h) の場合に 2.0 兆円、風量大 (240 m³/h) の場合に 3.2 兆円と評価した。対策の実施による年間獲得 QALYs は、風量小の場合に 56.8 年、風量大の場合に 103.5 年と評価された。これらの結果から、QALY1 年獲得費用を風量小の場合で 352.1 億円/年、風量大の場合で 309.2 億円/年と評価した。以上の結果を表 2 にまとめた。

表 2 屋外対策および室内対策による QALY1 年獲得費用の比較

対策		年間獲得 QALYs [年/年]	1 年あたり費用 [億円/年]	QALY1 年獲得費用 [億円/年]
屋外	処理ガス量少 (7,500 m ³ N/h)	1.2	4.5	3.8
	処理ガス量大 (100,000 m ³ N/h)	1.2	1.3	1.1
室内	換気能力少 (120 m ³ /h)	56.8	20,000	352.1
	換気能力大 (240 m ³ /h)	103.5	32,000	309.2

屋外対策によるリスク削減量は限定的ではあるが、室内対策と比較して効率性はよい。逆に、室内対策によるリスク削減量は屋外対策と比較して大きいものの、効率性は悪いとの結果を得た。本付録における屋外対策および室内対策による QALY1 年獲得費用を、これまでに計算されたいく

つかの化学物質対策における1年余命延長費用 (cost per life-year saved: CPLYs) と比較した(図 6)。その結果, 屋外対策の効率性は過去に実施された化学物質対策の CPLYs の範囲から大きく外れていないものの, 室内対策による QALY1 年獲得費用は屋外対策および他の化学物質対策における CPLYs と比較して効率性が大きく劣ることがわかった。室内対策の効率性が劣る原因として, 規模の経済性が働かないことが考えられる。



凡例：赤の棒グラフ・・・本評価書での結果。青の棒グラフ・・・岸本（2005）からの引用

図 6 他の化学物質における CPLYs との比較

本付録では, キシレンおよびトルエンのリスクを同時に削減する対策の効率性を評価した。現時点では総年間損失 QALYs を用いたリスクの定量化手法の不確実性が大きいとため, QALY1 年獲得費用の絶対値で詳細な議論ができほどの信頼性はまだないと考えられる。しかしながら, 現在の分析精度であっても, 既存の化学物質対策との比較において屋外対策の効率性がある程度よいこと, 室内対策の効率性は (キシレン, トルエンの 2 物質のリスク削減を考慮しても) かなり悪いと考えられることといった程度の分析は可能である。総年間損失 QALYs を用いたリスク定量化手法の不確実性の低減とともに, キシレン・トルエン以外の物質のリスクも総年間損失 QALYs で評価することが今後の課題である。