

生活行動と呼吸量を考慮した汚染物質暴露評価システムの構築

徳弘龍太郎 出口弘 (東京工業大学)

Building a Analysis of Pollutant System by a Lifestyle

*R. Tokuhiko H. Deguchi (Tokyo Institute of Technology)

概要— 汚染物質による過剰ガン発生率や非発がん性物質による症状の出現は、多くの人によって多種多様である。この理由は、個々人によってリスク指標算出の際の1日あたりの摂取量や、汚染物質による年齢や性差等による感受性が異なるためである。取り分け、環境弱者と呼ばれる成長期である幼児や学童は感受性が高いとされる。日本における様々な汚染物質の分布から平均的な暴露量を用いたリスク評価が行われているが、暴露者の特性に応じた評価は発展途中であると言える。そこで、本研究では、世代毎に異なる個々人の生活行動を表現した汚染物質暴露評価システムを構築する。その中で、呼吸量に基づいた暴露量の世代、性別の生活環境下での変化を明らかにする。

キーワード: 汚染物質, 生活行動, 暴露

1 研究背景

1.1 背景

社会活動の一環で、健康や安全性の向上を目的として規制や公共事業などが実施されている。そこでは国民の理解を得るため、合理性、効率性、透明性の高い客観的な評価が求められる。それ故、政策評価に関して、事前評価及び事後評価は有効であるといえる。事前評価とは、規制によって発生する効果や負担を予測し、それを評価するものである¹⁾。一方、事後評価は政策の効果を把握・分析し、評価をおこなうことにより、次の企画立案や実施に役立てるものである²⁾。これら政策の事前、事後評価による合理的なリスク管理や利害関係者への説明責任を行うために、社会経済分析(社会や経済に対する影響の定量化)が用いられる。

この社会経済分析は取り分けステークホルダーの多い環境リスクにおいて有用だと言える。ここでの環境リスクとは、汚染物質が環境を経由して人に与える有害な事象のリスクのことである。主に、汚染物質の摂取経路は大気からの呼吸、飲食物・水からの食物摂取、化学物質製品からの皮膚接触が考えられる。その中、食物摂取、皮膚接触による暴露(汚染物質摂取)については、それぞれが広域的に流通したり移動するものによるものからの暴露のため、地域内だけで対策を講じるリスク管理を行うことが極めて難しい。故に、地域の特性に応じた環境リスクの低減策を検討する際、地域内の発生源から排出された化学物質による大気からの暴露に着目してリスク評価を行うことが重要であるとされている³⁾。

また、地域内発生源からの化学物質の暴露を考える際、排出源のみならず暴露者の特性を考慮することの重要性が一般的に挙げられる。汚染物質による過剰ガン発生率や非発がん性物質による症状の出現は、多くの人によって多種多様である。この理由としてリスク指標の算出の際の1日あたりの暴露量が異なることがまず挙げられる。これは、暴露者の居住地による濃度の差であったりライフスタイルによるものである。また、個々人の化学物質による年齢や性差等による感受性が異なることも理由である。取り分け、環境弱者と呼ばれる成長期である幼児や学童は感受性が高いとされる。これらを考慮した際、蒲生ら⁴⁾の評価は、あく

まで日本における平均的な各汚染物質の分布からのリスク評価を行っているが、実際の地域特性、暴露者の特性に応じた評価ではない。あくまで様々な汚染物質の代表的な毒性を示したものであり、社会経済分析ではより詳細なリスク評価が求められる。自治体別の規制や公共事業を実施する際、地域の特性を考慮した汚染物質の分布情報の詳細なリスク評価が必要だと考えられるためである。

1.2 我が国における汚染物質

我が国の汚染物質では1990世代に世の中を騒がせた環境ホルモンの一種であるダイオキシンが記憶に新しい。このダイオキシン類は飲食物による経口経路の他に、ゴミや産業廃棄物の焼却施設からの汚染源に注目が集まった。事実、環境省によるダイオキシン類排出量の目録⁵⁾によれば、廃棄物による焼却が原因であるものが大部分を示している。しかし、局地的に焼却炉周辺の一部がリスクが高いのみであり、廃棄物焼却施設周辺は世間で騒がれているほどリスクが高いものではなかった。また、近年の施設設備の改善によりダイオキシンの年会排出量は大幅に減少している。

一方で、様々な要因により発生する微粒子状物質(以下、PM2.5)に対する関心が近年高まっている。我々にとって身近なPM2.5の発生源として喫煙による主流煙、副流煙、そして自動車による排気物質などがあげられる。これらの汚染物質は暴露者である我々自身の行為や事業所や大陸からの飛散によるものであり、我々は日々暴露していると言える。これらPM2.5に含まれる様々な汚染物質はダイオキシンと同様に大気汚染防止法等の規制により排出量が減少している。

2 研究目的

本研究では、世代毎に異なる生活行動による個々人のライフスタイルを表現した暴露量評価システムを構築する。なお、ここでの暴露量は空気を吸引したことによるその中の汚染物質量によって決定されるとする。この構築したモデルに対して、空気中に含まれる汚染物質の濃度や特性(医学的知見)といった条件を加える事で、個人ベースの評価を可能にする。そして、生活行動に基づく時系列ごとの暴露量、世代別での変化を明らかにすることで精緻なリスク評価の実現を目指す。

3 関連研究との位置づけ

塩津ら⁶⁾は汚染物質による人体への健康評価を行う際に、暴露場所と行動に基づく呼吸量の変化を考慮した暴露評価の必要性を考え、経口経路による予測方法の作成を行っている。その方法とは独自の生活時間のアンケートによる回答データから「どこに(空間)」「どれだけいたか(時間量)」「どの行為を選択していたか」を問い分析を行ったものである。NHKの調査報告とは異なり、滞在空間と時間量の調査をしたものである。その結果、滞在時間と呼吸量は単純な比例関係ではなく、経口経路による暴露量を評価する際、単なる「滞在時間」のみならず、滞在空間別の呼吸量を反映しなければならないとしている。本研究でも同様に滞在空間ごとに行為に基づく呼吸量を反映したモデルを作成する。さらにはここでのアンケート対象の属性区分が、年齢では、高校生、大学生、社会人であることに対して本研究では感受性の高い環境者である学童や、より粒度の細かい世代別に考慮することが可能な暴露モデルを作成する。その上で、精緻な地域別の集団暴露リスクを可能にする。

4 研究モデル

本研究では、様々な世代の生活行動を表現した暴露モデルを構築し、評価対象地域に対して特定の汚染物質によるリスク評価及び分析を行う。本章では生活行動に基づく暴露モデルの全体像についての説明を行う。まず、研究モデル内で使用する変数を定義し、その後モデルの詳細を記す。

4.1 モデル内の変数定義

本節ではモデル内で利用する変数についての定義を行う。各変数はTable 1の定義域を持つ。*Generation*は性別を踏まえた世代(小学生, 中学生, 高校生については性差なし), *DayType*は平日(月, 火, 水, 木, 金)または休日(土, 日)の区別, *City*は暴露者の在移住地域, *Step*は1日1440分(60 × 24)とした1分間ごとのステップ, *Activity*は生活行動モデルに基づいて選択される行為(28分類)(4.2.1小節参照), *Location*は選択された行為に基づく滞在点(4.2.2小節参照), *Chemicals*は暴露対象とする物質を示す。これらの変数を保持するエージェント等をモデル内で使用する。

Table 1: モデル内での変数

変数	定義域
<i>Generation</i>	小学生, 中学生, 高校生 10,...70代(男性), 10,...70代(女性)
<i>DayType</i>	平日, 休日
<i>City</i>	A 学区在住, B 学区在住...
<i>Step</i>	1, 2, 3...1440
<i>Activity</i>	睡眠, 食事, 身の回りの用事 ビデオ, 休息, その他
<i>Location</i>	小学校, 中学校, 高等学校 ...職場, 家, 公園
<i>Chemicals</i>	X 物質

4.2 生活行動に基づく暴露モデル

本モデルは地域別の汚染物質質量に基づき地域内の様々な地点で呼吸を行う。そして、それに伴う汚染物質吸引(暴露)を表現するモデルである。各地域に在住す

る住民が各属性に対応した $a_{ijk}(i \text{ Generation}, j \text{ DayType}, k \text{ City})$ が各時間に対応した行為を選択し、行為に基づいた移動, 呼吸を行うモデルである。本モデルは主に、生活行動モデルおよび、暴露モデルから構成される。

4.2.1 生活行動モデル

各世代の生活行動を表現する際、ここでは本研究室の川村ら⁷⁾が構築したモデルをベースとしている。この生活行動モデルは、各人の属性 $a_{ij}(i \text{ Generation}, j \text{ DayType})$ に応じて生活行動スケジュールを作成するものである。このモデル内においては各1ステップを1分とし(1日で1440ステップ), ステップごとに統計データに基づいた行為を選択するものである。ここでの統計データはNHK放送文化研究所による生活行動に関するデータ⁸⁾を主として使用している。統計データでは、集計の対象とした28分類の行為があり、属性 a_{ij} ごとにTable 2のデータが存在する。そして、これらの統計データに基づき、各行為が対応した時間に選択される。また各行為が選択される際、その行為を1日に何度行うかというものが重要になるが、統計データにはその情報は含まれていない。そこで、複数回行為が行われるとされる行為については、1日の中で行為回数を定める(ex. 食事: 1回, 通勤通学: 2回 etc.) ことで現実に近い生活行動が表現されている。これらより、各属性に基づいた多様性のある生活行動が表現されている。

Table 2: NHK 放送文化研究所による統計データ

データ	定義
行為者比率	1日の中で該当行為を15分以上した人が全体に占める割合
時刻別行為者率	ある時刻において該当行為をしている人の全体に対する割合
全体平均時間	全体における各行為の行われた平均時間
全体標準偏差	全体における各行為における時間量のばらつき
行為者平均時間	該当行為をした人の平均時間

4.2.2 暴露モデル

本モデルは生活行動モデルで選択された行為に関して、それに伴う計算地域内での滞在地域決定(移動), 呼吸を表現する。そして、空気中の汚染物質濃度により、1日あたりの暴露量を求めるものである。従来のリスク評価とは異なり、各属性の時系列ごとの選択された行為, 移動によって変化する中で暴露量を表現できることがこのモデルの新規性であるといえる。本研究では、各行為における滞在(移動)場所をTable 3のように定義した。これらの行為に基づいて在住学区ごとに決定された地点の汚染物質濃度を用いて暴露濃度が定まる。Table 4は行為選択時に授業・学校が選ばれた際の各世代に対する暴露場所を示したものである。通勤や通学など滞在地域が予想できないものに関しては、暴露者の在住学区の平均濃度を滞在点とした。

また、本モデルでは、暴露量は滞在地域の汚染物質の濃度のみならず、その選択された行為に基づいた呼吸量によって暴露を行う。放射線医学総合研究所⁹⁾では、ラドンの線量評価に用いるパラメータに対して日本人男女平均呼吸率を利用している。ここでは1日の

行動を6区分に分けており、それぞれの呼吸率が設定されている。これらに基づき生活行動モデルによって選択された行為別の1分間あたりの呼吸量をTable 5で定義した。なお、通常呼吸率は呼吸者の体重に比例するとされる。しかし、ここで各世代の暴露者全てに同様の呼吸率を適用している理由は、リスク評価の際には体重1kgあたりの暴露量が必要になるためである。つまり体重1kgあたりの呼吸率は基本的に各世代で等しくなる。詳しくは5章で述べる。

ここで、1ステップごとに選択された行為に基づく呼吸量を $lm = \mathbb{R}(m^3)(l \text{ Step}, m \text{ Activity})$ 、暴露者の属性 ijk に基づき選択した行為による滞在場所の $1m^3$ の汚染物質含有量 (g) を示す汚染物質濃度を $ijklno = \mathbb{R}(g/m^3)(j \text{ DayType}, k \text{ City}, l \text{ Step}, n \text{ Location}, o \text{ Chemicals})$ とする。その際、暴露者 a_{ijk} のあるステップ1分間あたりの暴露量 $ijkl = \mathbb{R}(g)(i \text{ Generation}, j \text{ DayType}, k \text{ City}, l \text{ Step})$ は以下の(1)式のように表される。さらに、暴露者 a_{ijk} の1日あたりの暴露量を $X_{ijk} = \mathbb{R}(g)$ とすれば式(2)で表される。

$$ijkl(g) = lm(m^3) \times jklno(g/m^3) \quad (1)$$

$$X_{ijk(g)} = \sum_{l=1}^{1440} ijkl(g) \quad (2)$$

また、通常リスク評価の際に表される指標は1日あたりの平均暴露量である。そこで、1週間あたりの7日間を平日を5日、休日を2日とし以下のように暴露者 a_{ijk} の1日あたりの平均暴露量 $X'_{ik} = \mathbb{R}(g)$ を以下(3)式のように定義する。この1日あたりの平均暴露量を用いて一般的にリスク評価が可能である。

$$X'_{ik(g)} = \sum_{l=1}^{1440} i \text{ 平日 } kl(g) \quad (lm, i \text{ 平日 } kno) \times 5/7 + \sum_{l=1}^{1440} i \text{ 休日 } kl(g) \quad (lm, i \text{ 休日 } kno) \times 2/7 \quad (3)$$

Table 4: 行為選択の学業時における滞在(移動)場所

世代	在学場所
小学生	在住する学区の小中学校
中学生	最寄りの中学校
高校生	最寄りの高等学校
その他の世代	在住学区平均濃度点

4.3 モデルによる呼吸量

ここでは、構築した生活行動に基づく暴露モデルを用いて、汚染物質の暴露量ではなく、空気の吸引量についての検証を行う。呼吸者(エージェント)を a_{ij} の各属性に対して100人発生(小学生100人、中学生100人、...70代女性100人の計1700人)させ、各属性における1分間あたりの呼吸量 $ij(m^3)$ 、1日あたりの呼吸量 $X_{ij}(m^3)$ の各属性の平均値を求めた。100という数字は多様な生活行動をとるエージェントの集合の

呼吸量(平均値)の結果を安定させるためである。この際、各滞在点の濃度を1とし暴露量 g を空気の呼吸量 m^3 としている。ここではまず時系列ごとの呼吸量の評価を行う。そして、1日あたりの呼吸量を各呼吸者の世代、性別ごとの属性別に評価する。

4.3.1 時系列ごとの呼吸量

Fig. 1, 2は1分間あたりの呼吸量 $ij(m^3)$ (Fig. 1は平日、Fig. 2は休日の呼吸量)を各ステップごとにプロットしたものである。つまり各グラフの積分値が呼吸者の1日あたりの呼吸量となる。ここでは便宜的に小学生、中学生、高校生、40代男性、40代女性を示している。

結果より、各属性の呼吸者の時系列ごとの呼吸量の大小が確認できる。各呼吸者ともに、最も呼吸率の小さい行為である(睡眠)を多く選択している深夜から明け方にかけて最も小さい呼吸量を示している。そして、その後活動的な生活行動に伴い呼吸量が増加し再び深夜にかけて減少していくことが分かる。つまり、生活行動に伴う1日あたりの呼吸量は日中時の呼吸量が大きな割合を占めていると言える。これは、呼吸量に依存する暴露量は日中時の滞在場所の濃度によって大きく影響を受けることを示している。どの世代においても同様のことが観察されるが、世代によって睡眠時間、タイミングに違いがあり、凸の幅、位置が異なる結果となっている。これは平日と休日とでも異なる。取り分け、平日時の通勤・通学という呼吸率の高い行為を行っている7時前後の時間帯が各世代で高い呼吸量を示す傾向にあることが見られた。

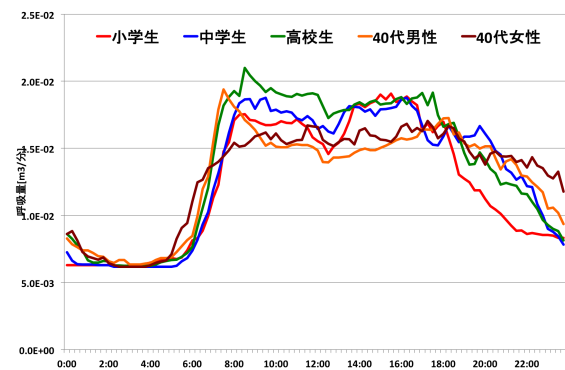


Fig. 1: 平日における時系列ごとの呼吸量 [m^3 /分]

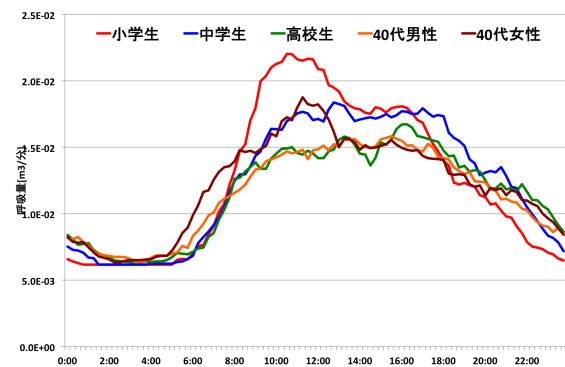


Fig. 2: 休日における時系列ごとの呼吸量 [m^3 /分]

Table 3: 各行為における滞在(移動)場所

行為名	滞在(移動)場所	行為名	滞在(移動)場所
睡眠	家	通学	特定しない(在住学区平均濃度点)
食事	直前の行為の滞在場所と同場所	社会参加	特定しない(在住学区平均濃度点)
身の回りの用事	直前の行為の滞在場所と同場所	会話・交際	特定しない(在住学区平均濃度点)
療養・静養	家	スポーツ	在住学区の公園
仕事	職場(計算地域平均濃度点)	行楽・散策	在住学区の公園
仕事の付き合い	直前の行為の滞在場所と同場所	趣味・娯楽	直前の行為の滞在場所と同場所
授業・学内の活動	学校*	テレビ	家
学校外の学習	家	ラジオ	家
炊事	家	新聞	家
掃除	家	雑誌・漫画・本	家
洗濯	家	CD・テープ	家
買い物	ショッピングセンター	ビデオ	家
子供の世話	家	休息	家
家庭雑事	家	その他・不明	家
通勤	特定しない(在住学区平均濃度点)		

Table 5: 各行為における呼吸率

行動	対応する行為	呼吸率 (m^3 /分)
睡眠と安らかな横臥	睡眠	0.0062
座った姿勢での活動	食事, 療養・静養, 学校外での学習, 会話・交際, テレビ, ビデオ, ラジオ, 新聞, 雑誌・漫画・本, CD・テープ, 休息	0.0100
立った姿勢での軽い活動	身の回りの用事, 仕事, 仕事の付き合い, 洗濯 趣味・娯楽, その他・不明	0.0152
家事の身体活動	授業・学内の活動, 炊事, 掃除, 子供の世話	0.0195
活動的な娯楽	家庭雑事, 社会参加, 行楽・散策	0.0313
速やかな歩行	スポーツ	0.0322
	買い物, 通勤, 通学	0.0322

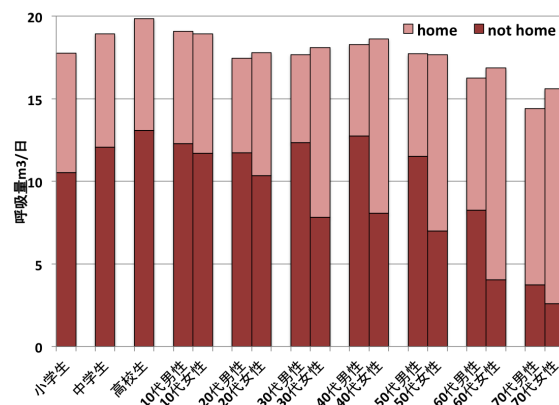
4.3.2 1日あたりの呼吸量

本モデルでは放射線医学総合研究所⁹⁾による日本人男女平均呼吸率を用いて作成した。ここでの6つの行動カテゴリーにおいて生活時間での重み付けを行えば、1日の空気吸引量(呼吸量)は $17.3m^3$ /日となる。そこで作成したモデルにおける1日あたりの呼吸量について検証を行った。作成したモデルにおける1日あたりの呼吸量は在宅、非在宅時の呼吸別に分けて集計を行っている。平日における全呼吸者1700エージェントの平均値は $17.70m^3$ /日であった。また、休日における全呼吸者1700エージェントの平均値は $16.13m^3$ /日であった。これら平日、休日の平均値に対して式(3)を用いたところ1日あたりの平均呼吸量は $17.25m^3$ /日であった。前述した⁹⁾による平均呼吸量 $17.3m^3$ /日と比較して近い値を示しており、1日あたりの呼吸量を生活行動の中で再現できていると考えられる。

Fig. 3, 4は平日、休日における世代別の1日あたりの呼吸量を表したものである。これより、世代別に1日あたりの呼吸量を比較すれば平日、休日ともに年齢層別に呼吸量の違いが観測された。基本的に年齢が上がるに連れて男性女性ともに、1日あたりの呼吸量が小さくなっていくことが読み取れる。また、在宅非在宅の時の呼吸量に注目してみる。若年齢層時は非在宅時の呼吸量が大きく、在宅時の呼吸量が小さい。しかし、高年齢になるにつれ、非在宅時の呼吸量が小さくなり、在宅時の呼吸量が大きくなっていくことが分かる。男女別で比較を行えば1日あたりの呼吸量に大きな差異は見られないが、30代~60代にかけて在宅、非在宅時の呼吸量の割合に大きな差が見られた。これは、男性が就業時に自宅を離れている時間が女性に比べ長く、非在宅時の呼吸量が大きく示されるからであ

る。このことは就業日であることが多い平日で顕著である。一方で休日は学業や就業等による非在宅時の行為の選択が行われる比率が少なく、男女ともに全世代で在宅時の呼吸量が非在宅時の呼吸量を上回っている。これより、全世代、性別を通して平日時は休日時に比べ1日あたりの呼吸量は多いものの、在宅時の呼吸量は小さくなることを示された。

また、Table 6は各世代別100エージェントの1日あたりの呼吸量の分散値を表したものである。平日においては男女ともに、10~50代を中心に分散値が小さくなっていることが読み取れるが、休日においてはこれらの年代が分散値が大きくなっていることが分かる。これは、平日はルーティンワークのため各呼吸者の取りうる行為の呼吸量のバラ付きが小さいためだと考える。一方で、休日は活発な世代であるほど行為に基づく呼吸量の多様性から大きい分散値を示したと言える。

Fig. 3: 平日における1日あたりの呼吸量 [m^3 /日]

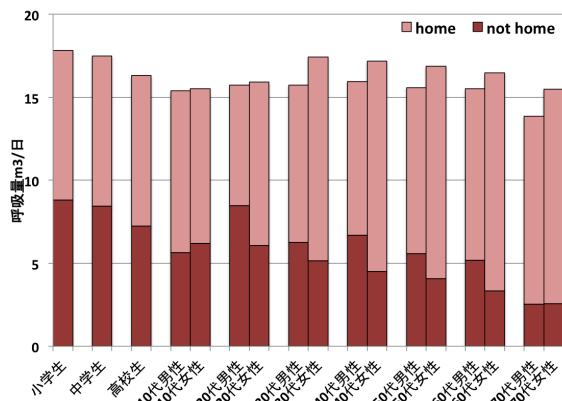


Fig. 4: 休日における1日あたりの呼吸量 [m^3 /日]

Table 6: 1日あたりの呼吸量, 各世代別エージェント分散値 (平日休日別)

	平日		休日	
	男性	女性	男性	女性
小学生	1.50	1.50	9.05	9.05
中学生	3.06	3.06	11.64	11.64
高校生	3.13	3.13	7.41	7.41
10代	2.55	2.80	8.24	7.43
20代	3.01	4.33	8.51	4.48
30代	1.95	3.00	6.39	4.48
40代	1.93	1.61	5.25	4.29
50代	1.52	1.87	4.65	4.03
60代	3.45	3.77	4.53	3.39
70代	2.79	4.82	2.37	2.44

5 リスク評価方法

4.2.2 小節で求められた1日あたりの平均暴露量 $X'_{ik}(g)$ をもとに, リスク評価を行う. 汚染物質の摂取により様々なリスクの発生確率が増加する. 取り分け, ある汚染物質の暴露量に対するリスク増加の比例定数をユニットリスク (体重 1 kg あたりでの1日あたりの汚染物質暴露量 (mg) における) という. ユニットリスクは物質毎に異なり, 出現するリスクも物質ごとである. つまり, ユニットリスクとは汚染物質のある症状に対する毒性の強さを示すものである. この値は, ラットの長期吸入実験などから推定されるものであり, 推定値が一般的に使用されている.

ここで, ある汚染物質のユニットリスクを U_{ik} , 人の呼吸経路による吸収率を $R = \mathbb{R}(\%)$ とし, 暴露モデルによる1日あたり平均の汚染物質暴露量を $X'_{ik}(g/\text{日})$ とすれば, リスク増加分 $N_{ik} = \mathbb{R}$ は以下の(4)式で計算される. ここでは, 今回日本人成人平均体重を 63 kg とし体重 1 kg あたりの汚染物質摂取量としてリスクが計算されている. (4)式の 10^3 は g を mg 変換しているものである. なお, 一般的に(4)式は基本的に暴露量がゼロにならないかぎり有害な影響を生じるとして閾値のない発がん性物質に適応されることが知られる.

$$N_{ik} = X'_{ik}(g/\text{日}) \times U_{ik} \times 10^3 \times (mg/kg/\text{日})^{-1} \div 63(kg) \quad (4)$$

ここで求めた1人あたりのリスクレベルの上昇分 N_{ik} に対して, 暴露者の在住する地域に対応する各世代の人口を乗じるにより, 集団リスクの評価が可能

能となる.

6 汚染物質の濃度

4章で述べた, 暴露モデルは大気からの呼吸に基づく暴露を対象としたものである. 大気汚染は工場などの事業体からの排出や自動車, 船舶などの移動体など様々な要因によるものである. 本研究で構築したモデルは汚染物質濃度はステップ (時系列), 滞在地ごとの濃度を必要としているが, これらの濃度を満たす汚染物質濃度の推算是難しい. そこで, ステップごとの汚染物質濃度については実測値である $PM_{2.5}$ について, 滞在地ごとの汚染物質濃度についてはシミュレーションモデルによる幹線道路における自動車に起因するベンゼン濃度を使用するものとした. これらについて本節では述べる.

6.1 $PM_{2.5}$ 濃度データ

本研究で利用する $PM_{2.5}$ の濃度データは一般に閲覧することが出来る国立環境研究所における環境数値データベース¹¹⁾を利用することとした. ここでは, SO_2 や NO を初めとした様々な汚染物質の全国各地に点在する測定局による年間値, 月間値, 時間値データが存在する. 本研究で利用する $PM_{2.5}$ 濃度データはベータ線吸収法 (ろ紙上に吸引捕集された浮遊粒子状物質の増加によって, ベータ線の透過度が比例的に減少することを利用した質量濃度測定法¹¹⁾) による時間値データを利用する. 1時間毎に測定局でのデータが公開されているが, 異常値となっている時間値データを持つ日については除外するものとした.

6.2 ベンゼン濃度データ

本研究では, 暴露者の滞り場所における有害物質濃度を求めるため, 一般的に利用可能な経済産業省による $METI-LIS$ ¹²⁾ を利用する. 研究対象は幹線道路の自動車に起因する大気汚染物質であり, 沿道拡散モデルとして利用する $METI-LIS$ に入力するデータが必要である. 今回は幹線道路を線源とし, 自動車別の排出係数 (走行距離あたりの排出量, $mg/\text{台 km}$) 及び, 交通量を利用した.

6.2.1 排出係数

自動車における THC (全炭化水素: メタンと非メタン炭化水素の合計) 等の排出はホットスタート (走行時に十分に触媒が加熱した状態での排気管からの排出) やコールドスタート (エンジン始動直後で燃料噴射量が増えた際の排出) などが挙げられる. 本研究では交通量が細街路に比べ多く, 道路種によって濃度差の現れると考えられる幹線道路沿いの移動状態の自動車からの排出を考えるために, ホットスタート状態での排出量のみに着眼する. THC に含まれる非メタン炭化水素排出量推定するため, THC の排出係数に対して, 非メタン炭化水素物質の含有率を乗じる方法を利用する. 今回用いた車種別の排出係数は平成25年度 $PRTR$ データ作成時の届出外排出量推計の詳細¹⁴⁾におけるデータを利用した. ここでの二輪車についてのデータは近年排ガス規制が導入されたことから経年別の残存率や使用係数を利用し排出係数の重み付けを行ったものである.

また, 四輪車における排出係数は触媒の劣化について考慮した排出係数ではないため, 平成25年度 $PRTR$

データ¹⁴⁾ で使われた初年度登録年別の劣化補正係数を用いる。なお、この触媒の劣化はガソリン車のみに適応されるものとする。

非メタン炭化水素物質であるベンゼンの排出量を求める際は、THC 排出量に対して、THC に対する含有比率¹⁴⁾ を用いて推計する。ここでの THC に対する比率は、原則として旅行速度に依存しないものとした。

6.2.2 道路交通量

6.2.1 小節で説明した排出係数に対して対象とする幹線道路での一日あたりの交通量を乗じることで、排出量を求める。幹線道路の交通量を求めるに際して本研究では平成 22 年度道路交通センサス¹³⁾ を利用した。道路交通センサスとは 5 年毎に全国での自動車利用実態に対するアンケート調査である。平成 22 年度の道路交通センサスでは秋季に平日と休日別で調査を行っている。平成 22 年度道路交通センサスでは、車種別交通量が四輪車では小型車と大型車、二輪車では二輪交通台数のみの分類である。そこで四輪車に関しては、国土交通省による平成 26 年度自動車燃料消費年報¹⁵⁾ の燃料別・都道府県別・10 車種別走行キロに基づき、道路交通センサスでの幹線道路における交通量の小型車、大型車数をそれぞれ細分化した。なお特殊用途車については今回は全交通量の割合に対して極めて少ないと仮定して、考えないものとした。二輪車については、降雨や降雪等によって走行量(使用日数)が低下すると仮定し、道路交通センサスのデータに基づく交通量推定は平成 25 年度 PRTR データ算出方法と同様の手法を用いた。降雨・降雪日には二輪車の走行量が晴天日の 29%、冬季の晴天日には通常(春夏秋)の 46% に減少するという仮定である。各都道府県の県庁所在地での天候を用いて、冬季は 12~2 月とし使用日数比率をする。この値を道路交通センサスでの交通量データに乘じ、年間平均での 1 日あたりの交通量を決定する。また、平成 22 年度の道路交通センサスでは交通量の区分が二輪車に関して一種類であり、原付一種、原付二種、軽二輪、小型二輪の四車種別の按分の際に 2013 年二輪車市場動向調査¹⁶⁾ での車種別二輪車一台あたりの走行量、保有台数を用いた。高速道路においては軽二輪、小型二輪、一般道路においては四種区分すべてが走行可能であると見做し、按分を行った。

6.2.3 道路別排出量

道路交通センサスでは各幹線道路の上り、下りの交通量が調査されている。それぞれの混雑時旅行速度を旅行速度とし、その値に基づく排出係数、必要に応じて劣化補正係数を乗じて交通量に基づき各幹線道路における排出量を決定する。

6.2.4 METI-LIS

METI-LIS での線源モデルは点源ブルーム式をシンプソンの公式により積分したものである。6.2.3 小節で求められた道路別排出量を入力値として有害物質濃度を求める。なお、濃度シミュレーションの際に用いた天候は国土交通省、気象庁¹⁷⁾ による 2014 年 4 月~の 1 年間のデータ(1 時間あたりの気温、風速、風向、日照率を利用)である。これらの、各気象条件を用いた濃度シミュレーションの結果の平均値が出力される。

7 シミュレーション実験

これまで述べた方法論により、Fig. 5 に示すシミュレーション全体像により実測値を用いた PM2.5 の暴露評価および幹線道路における自動車に起因するベンゼンの暴露およびリスク評価を行う。PM2.5 については、様々な汚染物質の複合体であり、明確なユニットリスクが不明であるため暴露評価までとした。ここでの全体像はまず、6 章によるデータ及び手法を用いて、汚染物質濃度を決定する。その後、4 章での生活行動に基づく暴露モデルを利用し、計算地域上における暴露量を算出する。そして、ベンゼンに関しては汚染物質の医学的知見を利用することで得られた結果に基づきリスク評価を行う。暴露者(エージェント)を a_{ij} の各属性に対して 100 人発生(小学生 100 人、中学生 100 人、...70 代女性 100 人の計 1700 人)させ平均値を評価するものとした。

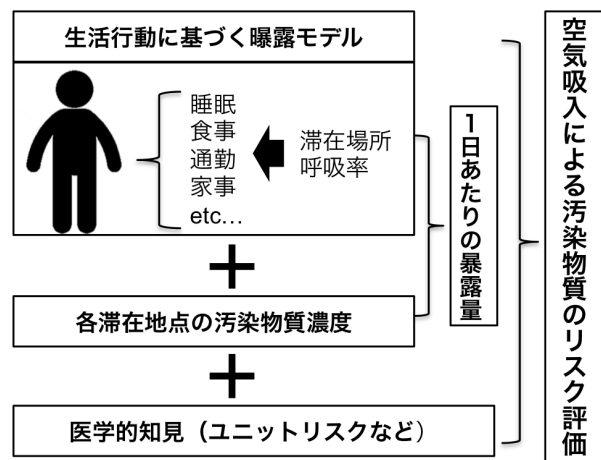


Fig. 5: シミュレーション全体像

7.1 ケーススタディ: PM2.5

本節では、実測値である PM2.5 の濃度を用いて暴露評価を行う。ケーススタディとして、測定局コード 14101010 である神奈川県横浜市所在の鶴見区潮田交流プラザにおける 2013 年度の実測値データを用いるものとした。

7.1.1 入力 PM2.5 濃度

Fig. 6 は使用データにおける月間の時間平均値を示したものである。一般的に日本における PM2.5 は大陸飛来の黄砂等の影響で季節による変動があると言われる。春季にかけて高濃度が観測されるとされる。しかし、Fig. 6 より、使用データでは夏季に濃度が上昇し、冬季にかけての減少していくことが見て取れる。そこで、本研究では最も高い平均濃度を示した 8 月期の各時間値の平均値(平日、祝日別)および年間における各時間地の平均値(平日、祝日別)を用いることとした。これら使用する 4 種の時間値データを表したものが、Fig. 7 である。Fig. 7 より、日中である 12 時~14 時に濃度が上昇し、日没にかけて濃度が減少していく傾向にあることが分かる。また基本的に、平日と休日では休日が各時間で濃度が高くなるが見取れる。これらのデータをモデルへの入力値として暴露評価を行う。

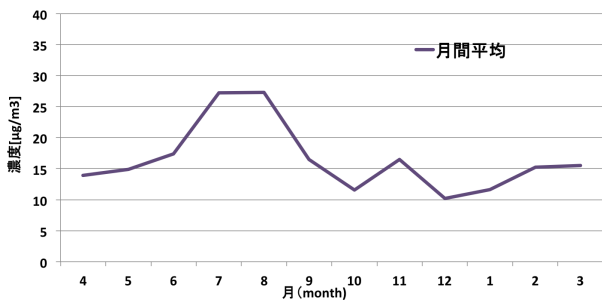


Fig. 6: PM2.5, 月間平均値濃度

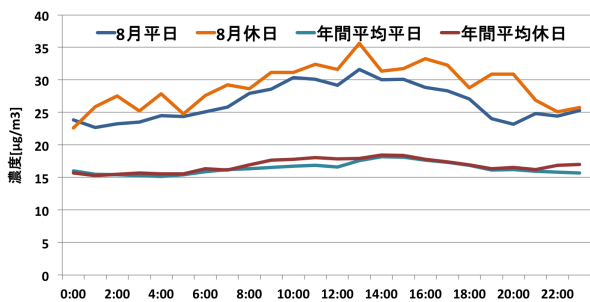


Fig. 7: PM2.5, 時系列ごとの平均値濃度

7.1.2 PM2.5 の時系列暴露量評価

Fig. 8 は PM2.5 の濃度データを構築したモデルに入力し、1ステップごとの暴露量を各々時系列にプロットしたものである。上段が8月の平日、休日による結果、下段が年間平均の平日、休日による結果となっている。便宜的に Fig. 8 には小学生、中学生、高校生、40代男女のみを示している。

4.3 節での時系列ごとの呼吸量と同様に、深夜から明け方にかけて低い暴露量を示し、日中にかけて上昇していくことが分かる。取り分け、今回入力値とした4種の PM2.5 データは日中時に相対的に高い濃度であったため、このことは顕著である。一般的に各自治体では PM2.5 の濃度に対して環境基準値（1年平均値が $15 \mu g/m^3$ 以下であり、かつ、1日平均値が $35 \mu g/m^3$ 以下であること）と比較し注意喚起を発令する場合がある。今回得られた結果によれば、とりわけ日中時の濃度に着目して注意報発令基準値を考慮する必要性が考えられる。本研究で構築したモデルを利用することで、定量的な基準値の可能性を示したと考える。

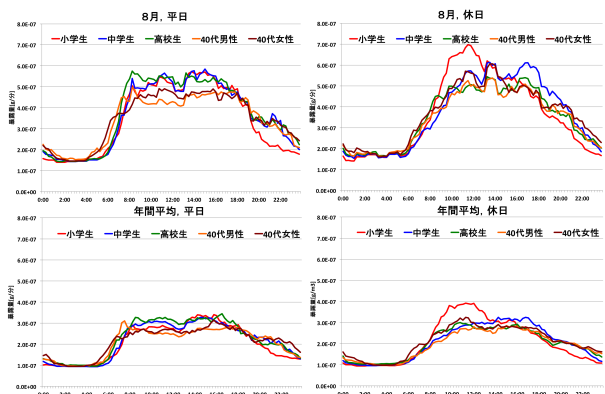


Fig. 8: PM2.5, 時系列ごとの暴露量

7.1.3 PM2.5 の1日あたり暴露量評価

Fig. 9 は PM2.5 の濃度データを構築したモデルに入力による、1日あたりの PM2.5 暴露量を示したものである。つまり、時系列（1ステップ）ごとの PM2.5 の暴露量の積分値が1日あたりの暴露量となる。上段が8月の平日、休日による結果、下段が年間平均の平日、休日による結果となっている。なおここでは、滞在場所が家を在宅時、それ以外の滞在場所を非在宅時として別々に集計を行っている。

得られた結果より、各属性の PM2.5 の1日あたりの暴露量を在宅、在宅別に確認できる。8月時の暴露量は入力値が年間平均値と比べて大きいと、相対的に大きい暴露量となっている。同月の平日と休日を比較する。1日あたりの暴露量という観点では同世代では大きな差は見られないが、在宅時、非在宅時の暴露量の比率に差が見られる。とりわけ、30代~60代では平日に比べ休日時に在宅時の暴露量が大きくなっていることがわかる。本研究では、屋内または屋外での濃度差は考慮してない。在宅時が屋内滞在時であることから、屋内屋外濃度の差を考慮すればより精緻な暴露量が推計できると考える。

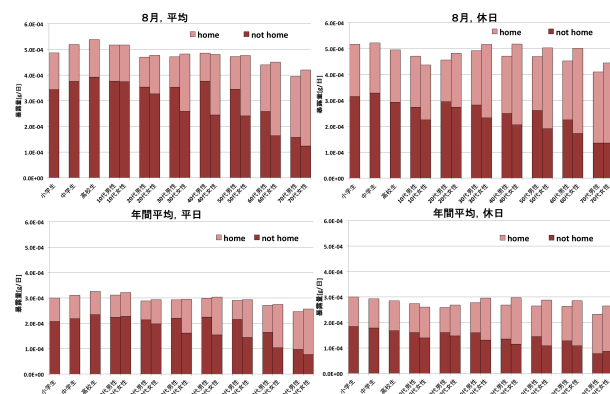


Fig. 9: PM2.5, 1日あたりの曝露量

7.2 ケーススタディ：ベンゼン

本節では、大気拡散モデル METI-LIS によって計算された濃度を用いてベンゼン暴露評価を行う。ケーススタディとしてケーススタディとして計算地域を神奈川県大和市の大和市役所周辺の大和市立大和小学校学区と大和市立大野原小学校学区とする。そして、この2つの学区における汚染物質暴露量に関するシミュレーション実験の結果と分析について述べる。Fig. 10 は計算対象地域を学区別に示したものである。なお、ここで使用する気象情報は METI-LIS に関しては海老名市、6.2.2 での示した年間平均二輪車交通量算出時の気象は横浜市のものとした（観測晴天時の 73 %）。

7.2.1 計算地域におけるベンゼン濃度

本節では、計算地域に対して6.2節での手法により計算された汚染物質濃度について述べる。計算対象地域における道路交通センサスの調査対象道路は基本区間道路番号9種、路線名6種となった。なお、この路線6種のうち1つが高速道路となっている。Fig. 11 は計算地域上での幹線道路（発生源）および、曝露者の行為によって滞在する場所を示したものである。道路交通センサスおよび各車種別排出係数等を用いて、各幹線道



Fig. 10: 計算対象地域

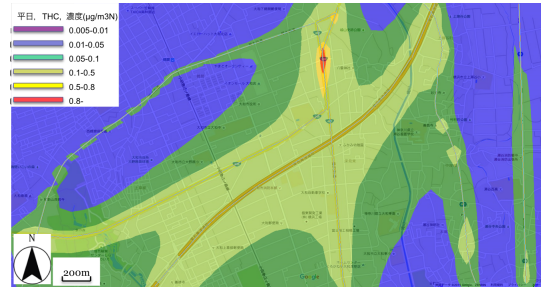


Fig. 12: 計算地域における平日のベンゼン濃度相対図

路のベンゼン排出量を算出した。これらを METI-LIS での線源排出源の入力値として大気拡散シミュレーションを行った。ここで使用する 2014 年 4 月の 1 年間の気象情報は海老名市のものである。大気拡散により計算された結果を Fig. 12, Table 7 に示す。Fig. 12 は計算地域での平日のベンゼン濃度を相対値で色別したものである。Table 7 は行動モデルでの滞在点とする地域の濃度を表したものである。大和市立大和小学校区平均、大野原小学校区平均、計算地域平均を除く地点の全ては代表点の表す濃度を示している。また、計算地域の学区に一樣に人口が分布しているという仮定に基づき、滞在場所が家(在宅時)における汚染物質濃度は在住する学区の平均濃度として暴露量を求めている。Fig. 12 より、幹線道路を中心とした地域で高濃度であることが分かる、とりわけ、道路交通量の多い東名高速道路、国道 246 号線が並走している地域では高濃度である。Table 7 より計算対象地域での滞在地域において最も高い値を示した地点は大和市立大和小学校となった。また計算地域の 2 つの学区間の濃度平均では大和小学区が大きい値を示した。これは Fig. 12 の各濃度の分布よりも観測される。これらの結果より、幹線道路の自動車由来の汚染物質濃度は道路距離によって高濃度地域と低濃度地域において明確に差が表れることが示された。

また、今回計算されたベンゼン濃度は平日の最大濃度で $8.87E-07g/m^3$ であり、環境基準値の $3.00E-06g/m^3$ を大きく下回るものであった。この理由として、今回の計算対象とした濃度は自動車のホットスタート時による排出のみを考えたものである。実際のベンゼン濃度はこれらの他にも自然界にもともと存在するバックグラウンド濃度やガソリンスタンドや事業所による固定源発生源があり、これらを考慮していないことが原因であると考えられる。さらには、近年のベンゼン排出量規制に伴う排出量減少により小さい値をとったと考えられる。



Fig. 11: 対象地域の幹線道路(発生源)および滞在点

Table 7: 各地点でベンゼン濃度 g/m^3

	平日	休日
大和市立大和小学校	1.33.E-07	1.13.E-07
大和市立大野原小学校	6.87.E-08	5.86.E-08
大和市立大和中学校	5.17.E-08	5.86.E-08
神奈川県立大和東高校	4.54.E-08	4.50.E-08
大和小学校学区大型公園	5.09.E-08	4.37.E-08
大野原小学校学区大型公園	4.79.E-08	4.13.E-08
大型ショッピングセンター	4.95.E-08	4.42.E-08
大和小学校学区平均	1.07.E-07	9.35.E-08
大野原小学校学区平均	6.76.E-08	5.85.E-08
計算地域内平均濃度	6.49.E-08	5.66.E-08
計算地域内最大濃度	8.87.E-07	7.27.E-07
計算地域内最小濃度	4.08.E-09	3.60.E-09

7.2.2 ベンゼンの時系列暴露量評価

Fig. 13 は Fig. 7 の濃度データを構築したモデルに入力し、1ステップごとのベンゼン暴露量を各々時系列にプロットしたものである。上段が大和小学校学区在住者の平日、休日による結果、下段は大野原小学校学区在住者の平日、休日による結果となっている。ここでは、便宜的に Fig. 13 には小学生、中学生、高校生、40 代男女のみを示している。

これまでと同様に、日中時に暴露量が上昇し、その後減少していく曲線をどの世代もとっている。しかし、在住地域別に比較を行えば、睡眠という同行為を選択している場合でも在住地域により暴露量が異なることが分かる。また、大和小学校学区在住の小学生のように選択した行為により高い濃度に滞在する暴露者等、時系列ごとの呼吸量とは異なり局所的に高い暴露量を示すことが分かる。続いて、平日および休日での比較を行う。平日においては明確な凹凸が見られるが、休日においては見られない。これは、休日において各暴露者が多様な生活行動からの呼吸を行い、各時間における暴露者毎の暴露量が平均化され局所的な値を取らないためだと考えられる。このことは小節で示した、各世代別エージェントの 1 日あたりの呼吸量の分散値からも推測される。ここでは休日は平日に比べ大きい分散値を示しており、休日は呼吸量の多様性が大きいことが分かる。

7.2.3 ベンゼンの 1 日あたり暴露量評価

Fig. 14 は 1 日あたりのベンゼン暴露量を示したものである。つまり、時系列(1ステップ)ごとのベンゼン暴露量の積分値が 1 日あたりの暴露量となる。上段が大和小学校学区在住者の平日、休日による結果、下段は大野原小学校学区在住者の平日、休日による結果となっている。なおここでは、滞在場所が家を在宅時、それ以外の滞在場所を非在宅時として別々に集計を行っ

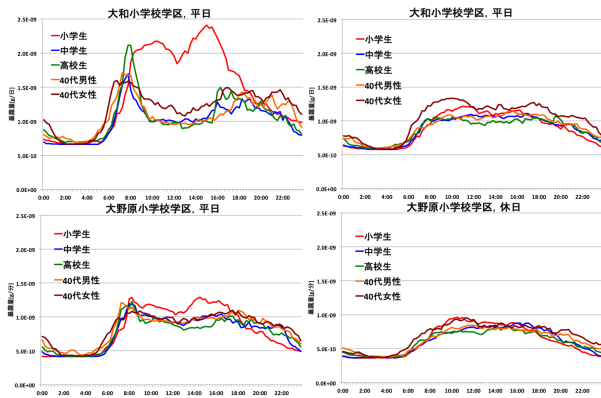


Fig. 13: ベンゼン，時系列ごとの暴露量

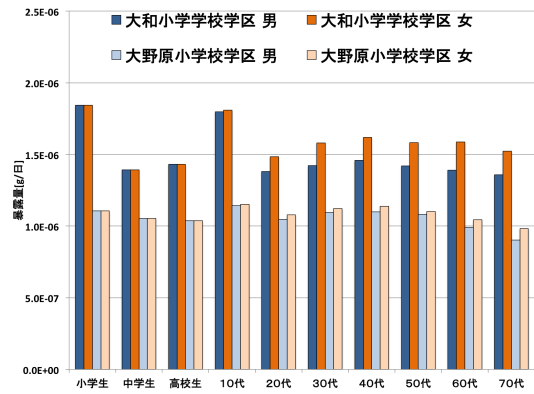


Fig. 15: ベンゼン，1日あたりの平均暴露量

ている．7.2.2小節では濃度を1とした1日あたりの呼吸量であったが，評価対象地域上の様々な地点を各暴露者が生活行動に伴い移動し呼吸を行うことで，単なる呼吸量および濃度に比例した結果とは異なる事が分かる．例えば，平日における1日あたりの呼吸量では高校生が最も大きい呼吸量を示したが，暴露量では他の世代と比較して相対的に小さい値を示している．これは，高等学校の濃度が他の濃度地点に比べて小さいため高校生暴露者が行為を学業選択時に暴露量が小さくなってしまったためである．また，大和小学校区において，在宅時(家)の濃度が他の地点に比べ相対的に高いことから，在宅時の暴露量が高年齢の世代を中心に高いことがわかる．在住地域が異なることで，1日あたりの暴露量のみならず，在宅，非在宅時の暴露量の比率も変化することが示された．

また，Fig. 14の結果を用いて(3)式により，1日あたりのベンゼンの平均暴露量 X'_{ik} (g/日) を求めた．これらの結果が Fig. 15 である．これらの結果より，地域別の濃度差から大和小学校学区在住者は大野原小学校学区在住者に比べて暴露量が多い．とりわけ大和市小学校学区在住の小学生，および10代で暴露量が多いことが分かる．これは，小学生，10代の呼吸量が多いわけではなく，それぞれが，授業・学内の活動を選択した際の滞在場所(大和市立小学校 etc) が他の地点に比べて濃度が高く1日あたりの暴露量が大きくなるためである．授業・学内の活動の行為選択をあまり行わない休日の暴露量は高くなってないことから同様に説明できる．

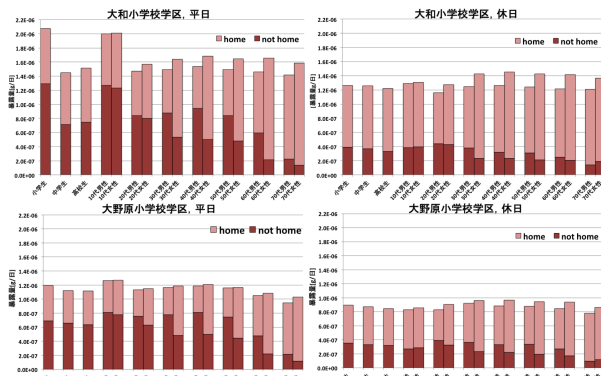


Fig. 14: ベンゼン，1日あたりの曝露路用

7.3 暴露量に関するまとめ

これまで，2つのケーススタディとして，PM2.5およびベンゼンの暴露量を求めた．PM2.5に関しては時系列ごとに变化する濃度，ベンゼンに関しては滞在点に関して变化する濃度をモデルへの入力データとしている．それぞれの時系列ごとの暴露量では，世代や平日や休日によって暴露量の大小のタイミングの変化が見られた．また1日あたりの暴露量では，濃度データの月や地域が異なることで，暴露量の差を観測した．一方で，同月，地域での世代間の1日あたりの暴露量の差は僅かであった．しかし，在宅時の暴露および非在宅時の暴露の比率は世代別，男女別に差が見られることが示された．生命維持のための呼吸という行為が全世代で共通なため1日あたりの総暴露量には大きな差が見られずとも，属性ごとの滞在場所，タイミングによる暴露量を表せたことが生活行動に基づく暴露モデルの成果であると考えられる．

7.4 発がん性におけるリスク評価

7.2.3小節で求めた，ベンゼンの平均暴露量 X'_{ik} に対して，式(4)を利用し，生涯発がんリスク N_{ik} を求める．この際ベンゼンのユニットリスク¹⁰⁾を使用する．体重1kgあたり毎日1mgのベンゼンを摂取した場合の発がんリスクの増加を表し，ユニットリスク $= 1.5 \times 10^{-2} \sim 5.5 \times 10^{-2} / (mg/kg/日)$ (中央値は $3.5 \times 10^{-2} / (mg/kg/日)$) の値を用いた．また，ベンゼンの人の呼吸経路による吸収率を $= 50\%$ とした．(生涯発がんリスク：集団に対してある有害物質に0歳から生涯暴露させた時，0歳から死亡までの間にガンになる人数のことを指す．例) 生涯発がんリスクが10万分の1である場合，10万人の集団があった時，その集団全員が死亡するまでの間に汚染物質が原因でガンになる人は1人である．) Table 8はベンゼンによる生涯発がんリスク N_{ik} の結果を世代，性別，学区別に示したものである．また Table 9は生涯発がんリスクに対象地域ごとの人口を乗じた積算リスクを表す．ここでは各性別，世代ごとの区分に加えて，学区全体における人口の積算リスクについて示している．学区別の世代別人口は平成27年度，大和市，住民基本台帳人口¹⁸⁾によるものである．なお，小学生未満および80代以上の生活行動に基づく暴露量は統計データが無いため算出できなかったことから，前者は小学生，後者は70代と同様の生涯発がんリスクを取ると今回は仮定してい

る。また、高校生に対する年齢の人口はすべてが高校生とし、ここでは10代属性の行動を行う年齢は19歳のみとした。

Table 9の結果より、20代以上の世代別比較を行った場合、2地域における男女両者ともに40代が最も積算リスクが高い結果となった。Table 8によれば20代以上で一人あたりにおける生涯発がんリスクが最も高い世代は40代であることが分かるが、それ以上に在住人数が大きいことが理由である。学区別積算リスクでは、一人あたりの生涯発がんリスクでは明らかに大和小学校区在住者が大きい結果がTable 8より得られているが、学区に在住する人口の差により、大野原小学校区が積算リスクの大きい結果となった。また、積算リスクの多い属性が40代男性であるということに加え、7.2.3小節での結果(40代男性は非在宅時の暴露量が大きい)を踏まえれば、計算地域の人口積算リスクにおいて非在宅時の暴露量の要因が大きいと考えられる。本研究では、就業時の暴露濃度は計算地域濃度の平均としているが、計算地域外での暴露を考慮すれば計算地域の幹線道路を発生源とするリスクは小さくなると予想される。

Table 8: ベンゼンによる計算対象学区別の生涯発がん性リスク

	大和小学校学区		大野原小学校学区	
	男性	女性	男性	女性
小学生	5.12E-07	5.12E-07	3.07E-07	3.07E-07
中学生	3.87E-07	3.87E-07	2.92E-07	2.92E-07
高校生	3.98E-07	3.98E-07	2.88E-07	2.88E-07
10代	4.99E-07	5.02E-07	3.17E-07	3.20E-07
20代	3.83E-07	4.12E-07	2.90E-07	2.99E-07
30代	3.95E-07	4.39E-07	3.04E-07	3.12E-07
40代	4.05E-07	4.50E-07	3.06E-07	3.16E-07
50代	3.95E-07	4.39E-07	3.00E-07	3.06E-07
60代	3.86E-07	4.41E-07	2.75E-07	2.90E-07
70代	3.77E-07	4.23E-07	2.50E-07	2.73E-07

8 まとめ

本研究では、様々な世代の生活行動に基づく空気吸入時における暴露モデルを構築した。このモデルを利用することで、空気吸引による汚染物質の評価を可能にした。その中で、生活環境下での各世代の時系列ごとおよび1日あたりの暴露量の算出を実現した。そして、まずは構築したモデルにより、暴露濃度を1として空気の吸引による呼吸量の算出を行った。この結果より、どの属性も1日あたりの呼吸量において、日中時の呼吸量が大きな割合を示していることが観測された。世代別に比較すれば、若年層時は非在宅時の呼吸量が大きく、高齢になるにつれ、在宅時の呼吸量が大きくなることが観測された。

ケーススタディとして、実測値であるPM2.5濃度および、大気拡散モデルによるベンゼン濃度を利用し、構築したモデルを利用した暴露量を算出した。ここでは、どの属性の暴露者も呼吸量と同様に1日あたりの暴露量において、日中時の暴露量が大きな割合であることが定量的に観測された。また暴露属性ごとに、1日あたりの暴露量の在宅、非在宅時の比率および総量が異なることを示した。ベンゼンの暴露量を用いた人口積算リスク評価では、2つの計算学区ともに40代男性が

最も高い結果となった。40代男性は非在宅時の暴露量が大きく、幹線道路を発生源とするベンゼンのリスクは得られた結果に比べ小さくなる可能性が示された。

9 今後の課題

今後の課題として、以下の2点を挙げる。汚染物質濃度は発生源によって異なるが、屋内屋外濃度に差がある可能性があげられる。本研究でのモデルにおいて、曝露者エージェントは屋内屋外を考慮せずに曝露する。これらの屋内外の濃度差を考慮すればより精緻な分析が可能であると考えられる。また、ケーススタディとして、PM2.5およびベンゼンの暴露量を求めたが、これらの入力値とした濃度データは時系列ごとおよび滞在点ごとの濃度変化をともに満たすデータではなかった。構築したモデルを活かすには、これらを満たす粒度の細かい濃度データが必要であると言える。

参考文献

- 1) 総務省：規制の事前評価の実施に関するガイドライン、政策評価各府省連絡会議了承、平成19年8月24日
http://www.soumu.go.jp/main_sosiki/hyouka/seisaku.n/pdf/070824.2.pdf(参照2016/01/31)
- 2) 総務省：政策評価Q & A(政策評価に関する問答集)
http://www.soumu.go.jp/main_sosiki/hyouka/seisaku.n/q_and_a.html(参照2016/01/31)
- 3) 東京都環境局：地域性を考慮した化学物質対策のあり方について平成18年度報告書、平成19年4月化学物質対策検討会
- 4) Gamo, M., Oka, T., and Nakanishi J.: Ranking the risks of 12 major environmental pollutants that occur in Japan, Chemosphere 53, 277/284, (2003)
- 5) 環境省：ダイオキシン類排出量の目録
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=17913>
(参照2016/01/31)
- 6) 塩津弥佳, 吉澤晋, 池田耕一, 野崎淳夫: 生活時間調査による屋内滞在時間と活動量 室内空気汚染物質に対する暴露量評価に関する基礎的研究 その1, 日本建築学会計画系論文集, 第511号, 45/52, (1998)
- 7) 川村淳貴, 市川学, 出口弘: 多様性を考慮した動的な生活行動決定モデルの構築, 第7回社会システム部会, (2014)
- 8) NHK放送文化研究所: データブック 国民生活時間調査2010, NHK出版(2010)
- 9) 放射線医学総合研究所: ラドン濃度測定・線量評価委員会(1998)
- 10) 中西準子, 益永茂樹, 松田裕之: 環境リスクを計算する, 27, 岩波書店, (2003)
- 11) 国立環境研究所: 環境数値データベース
<http://www.nies.go.jp/igreen/index.html>(参照2016/01/31)
- 12) 一般社団法人産業環境管理協会: 低煙源工場拡散モデル METI-LIS
- 13) 国土交通省: 平成22年度道路交通センサス
- 14) 環境省: PRTR インフォメーション広場, 平成25年度届け出外排出量推計方法の詳細
<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH25/syosai.html>(参照2016/01/31)
- 15) 国土交通省: 平成26年度自動車燃料消費統計年報
<http://www.mlit.go.jp/k-toukei/22/annual/22a0excel.html>(参照2016/01/31)
- 16) 日本自動車工業会: 2013二輪車市場動向調査(2014)
- 17) 国土交通省: 気象庁
<http://www.jma.go.jp/jma/index.html>(参照2016/01/31)
- 18) 大和市: 地区別, 町別, 年齢人口(住民基本台帳人口)
<http://www.city.yamato.lg.jp/web/soumu/tikubetu.tyoutyoubetu.nennreibetujinkou.html>(参照2016/01/31)

Table 9: 計算対象学区別の人口及び、ベンゼンによる発がん性における積算リスク

	大和小学校学区				大野原小学校学区			
	男性		女性		男性		女性	
	人口	積算リスク	人口	積算リスク	人口	積算リスク	人口	積算リスク
小学生未満	548	2.80E-04	537	2.75E-04	1147	3.53E-04	1100	3.38E-04
小学生	492	2.52E-04	465	2.38E-04	890	2.74E-04	801	2.46E-04
中学生	218	8.44E-05	240	9.29E-05	424	1.24E-04	376	1.10E-04
高校生	241	9.58E-05	258	1.03E-04	436	1.26E-04	428	1.23E-04
10代(19歳)	78	3.89E-05	75	3.77E-05	147	4.66E-05	143	4.31E-04
20代	776	2.98E-04	746	3.07E-04	1613	4.69E-04	1641	4.91E-04
30代	1125	4.44E-04	1079	4.74E-04	2525	7.67E-04	2274	7.09E-04
40代	1415	5.73E-04	1179	5.30E-04	2786	8.51E-04	2463	7.79E-04
50代	884	3.49E-04	764	3.36E-04	2003	6.02E-04	1819	5.56E-04
60代	872	3.37E-04	794	3.50E-04	2021	5.57E-04	1970	5.72E-04
70代以上	739	2.79E-04	935	3.96E-04	1824	4.57E-04	2326	6.35E-04
	大和小学校学区地域全体の積算リスク				大野原小学校学区地域全体の積算リスク			
	6.17E-03				1.00E-02			

A 付録

Fig. 16, 17 に生活行動曝露モデルによる全属性の時系列の呼吸量を示す．本論中では，図が細かく部分的な記述になってしまったので，付録に追加した．それぞれ，平日，休日における生活行動による呼吸量を示している．

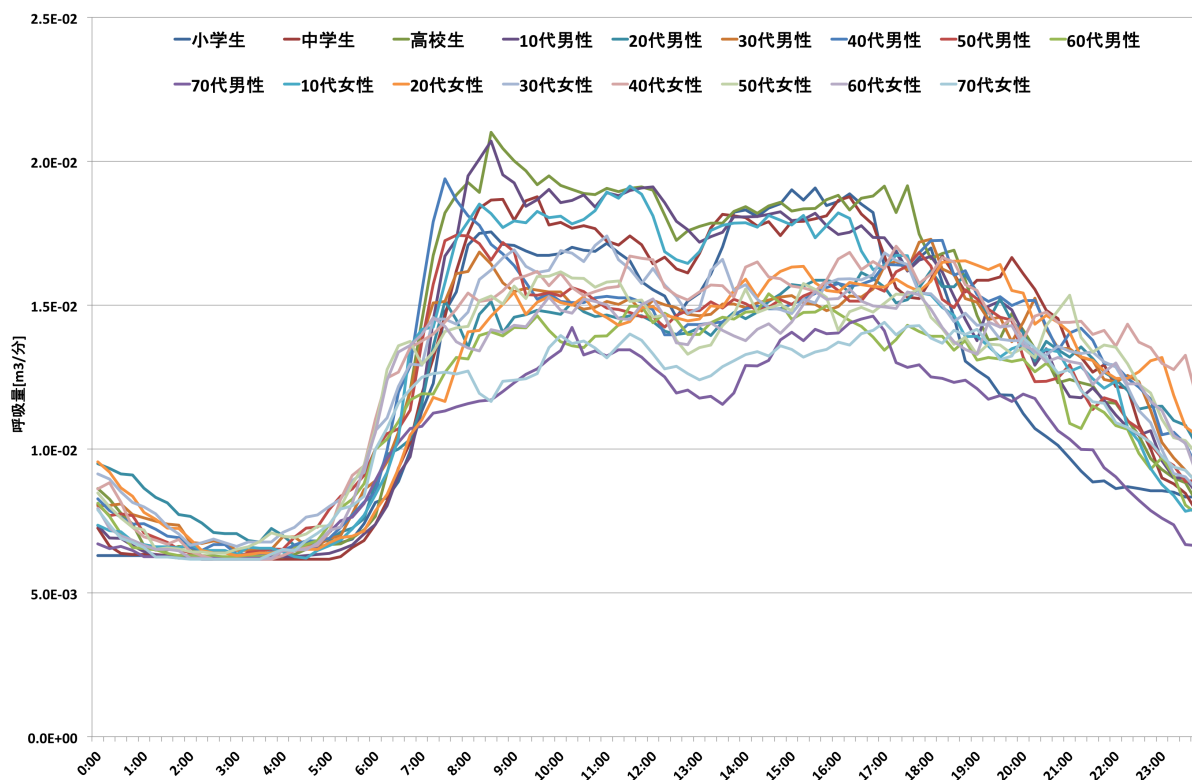


Fig. 16: 平日の生活行動に基づく時系列ごとの呼吸量

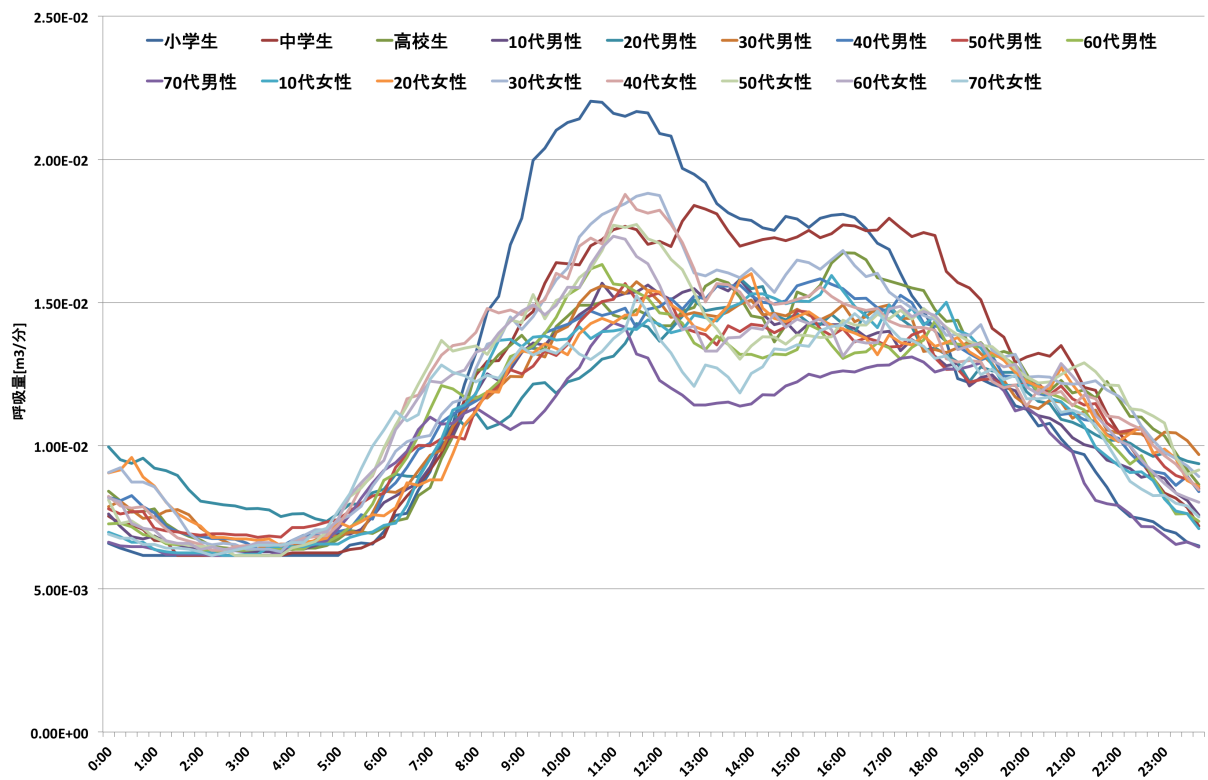


Fig. 17: 休日の生活行動に基づく時系列ごとの呼吸量