

博士論文

摂取比率 (Intake Fraction ; iF) に関する研究
—我が国における利用に向けた検討—

A Study of Intake Fraction (iF)
- Applicability of iF to emission reduction policy in Japan -

国立大学法人 横浜国立大学大学院
環境情報学府

岩田 智秀
Tomohide Iwata

2014年9月

目次

1	序論.....	1
1.1	研究背景	1
	(1) iF に関する研究が必要とされる理由・背景	1
	(2) 排出削減対策の検討の中で iF を利用していく利点・優位性.....	2
	(3) 類似の概念の中での iF の優位性	3
1.2	推計対象	3
	(1) 既存の iF の推計対象に関する検討.....	3
	(2) 我が国における iF の適用対象の検討 I (道路セグメントからの排出に対する iF)	4
	(3) 我が国における iF の適用対象の検討 II (都道府県内の自動車からの排ガスに対する iF)....	5
1.3	課題・目的.....	5
	(1) 課題.....	5
	(2) 目的と概要.....	7
	(3) 本論文の構成	8
2	先行研究調査：iF に関する既往文献の収集・整理.....	10
2.1	摂取比率 (Intake Fraction ; iF) の概要.....	10
	(1) 経緯.....	10
	(2) 定義.....	10
	(3) 解釈.....	11
	(4) iF の派生用語	11
2.2	推計方法・研究例.....	12
	(1) 一般的な推計方法	12
	(2) 回帰モデルによる推計方法	14
	(3) 既存の iF 推計の研究例の紹介	14
2.3	特徴 (各因子が iF 値に与える影響).....	19
2.4	利用方法・研究例.....	20
	(1) 政策評価への利用 (iF の位置づけ)	20
	(2) 排出と摂取の関連性に影響する因子の検討.....	22
	(3) 曝露評価方法・モデルの比較.....	22
2.5	iF の課題	23
	(1) 対象排出源起因の大気中濃度の求め方の選定	23
	(2) 曝露濃度を求める際の微小環境の考慮	23
	(3) 摂取量の推計に用いる呼吸量.....	23
	(4) 計算範囲 (時間・地理) の制約	23
	(5) 異なるグリッド間における検討	23

(6) 経時変化の考慮の必要性	24
(7) iF 利用上の仮定と不確実性.....	24
(8) 閾値のある物質を対象とする場合	24
(9) 無限に残留するような物質を対象とする場合	25
3 iF を利用したロードプライシング制度の検討方法の開発.....	27
3.1 方法.....	27
(1) 各道路セグメントからの排出に対する iF の推計方法	27
(2) iF を利用した迂回による影響に関する検討方法の提案.....	28
3.2 結果.....	28
(1) 各道路セグメントからの排出に対する iF の推計結果	28
(2) 迂回による影響に関する検討結果	29
3.3 考察.....	29
(1) iF の推計結果（解釈、先行研究の値との比較）.....	29
(2) 本研究で提案した iF を利用した検討方法の特徴と、本研究の課題.....	30
4 我が国の各都道府県から排出される自動車排ガスに対する iF 推計・比較に関する研究	33
4.1 方法.....	33
(1) iF の推計方法	33
(2) レセプターの地理的範囲に関する検討方法	35
(3) ワンボックスモデルによる iF の推計方法.....	36
(4) 人口密度との関連性に関する検討	36
4.2 結果.....	36
(1) iF の推計結果	36
(2) レセプターの地理的範囲に関する検討結果.....	38
(3) ワンボックスモデルによる iF の推計結果.....	38
(4) 人口密度との関連性に関する検討結果	39
4.3 考察.....	40
(1) 都道府県間の iF 値の違いと解釈	40
(2) 推計方法間の iF 値の違いに関する検討	41
(3) 海外で報告されている iF 値との違いと解釈	42
(4) 物質間における iF 値の違いについて	44
(5) 今後の検討課題.....	44
5 自動車排ガスを対象にした経時変化を考慮した iF の推計方法に関する研究.....	47
5.1 方法.....	47
5.2 結果.....	48
5.3 考察.....	48

6	総括.....	51
6.1	まとめ.....	51
6.2	提言.....	52
	(1) 提言 I: 道路交通政策の検討へ iF マップを活用すべき.....	52
	(2) 提言 II: PRTR データ等の排出量目録を iF と併記して公開すべき.....	53
6.3	本研究の意義と課題.....	54
	引用・参考文献.....	57
	付録1 iF に関連する学術論文と推計対象一覧.....	62
	付録2 iF の排出量重付平均値の意味.....	73
	付録3 計算で用いたパラメータ等.....	75
	(1) 第3章で用いたパラメータ等.....	75
	(2) 第4章で用いたパラメータ等.....	76
	(3) 第5章で用いたパラメータ等.....	94
	謝辞.....	121

1 序論

1.1 研究背景

(1) iF に関する研究が必要とされる理由・背景

現在、多くの種類の化学物質が、様々な排出源から環境中に排出されている (Bennett et al., 2002b)。これらの化学物質が人の健康にどの程度影響を及ぼす可能性あるのか検討するための枠組みとして、化学物質の人健康リスク評価がある (Inoue, 2012)。また、集団健康影響や経済性の観点から、排出削減対策の効果・効率について検討するための枠組みとして、リスク便益分析や費用便益分析等があり、実際に事例研究も行われている (Gamo, 2012; Inoue, 2012; Makino, 2012)。さらに複数の連動する排出源からの排出量を様々なシナリオごとに推計するライフサイクルアセスメント (LCA) と組合せ、様々なシナリオごとに生じる健康インパクトの変化を評価・検討するための枠組みとして、ライフサイクルインパクトアセスメント (LCIA) がある。但し、これらの評価・分析は、多くの情報や時に複雑な解析等を必要とすることがある。

化学物質の種類や発生源は無数にあるため、これらの評価・分析の枠組みに対する簡易的な検討方法へのニーズがある中で、摂取比率 (Intake Fraction; iF、以下 iF と表記) は、排出と摂取の関連性に関する検討を容易にするために提案された (Bennett et al., 2002b)。具体的には、対象排出源からの排出量の変動 (ΔE) に伴う集団摂取量の変動 (ΔPI) や、さらに毒性情報 (T) と組合せることで、発がんなどのある特定のエンドポイントとして設定した健康影響の発生件数の概算値等 (以下、健康インパクトと表記) の増減 (ΔHI) について、簡単な掛け算 ($\Delta E \times iF = \Delta PI$, $\Delta E \times iF \times T = \Delta HI$) で検討可能になる。このため、当概念を提案すると同時に、ライフサイクルアセスメントと組合せた利用や、比較リスク評価に利用されることを念頭に、米国の有害化学物質排出目録 (Toxic Release Inventory; TRI) 上の 308 物質を対象にした iF が推計されている (Bennett et al., 2002a)。また、同じような環境中での挙動が期待される物質については、類似の iF 値となることが報告されているため (Marshall et al., 2003)、他の物質に対する排出と摂取の関連性に関する評価を省略することができると期待されており、既往研究により推計された iF 値を、データベース化する試みが行われている (National Institute for Health and Welfare, 2011)。

また、同じ物質を排出する異なる地点・地域からの「排出の影響」や「排出削減効果・効率」に関して、健康インパクトの観点から比較・検討するための指標としても、iF が有用であると指摘されている (Smith, 2002; Marshall and Nazaroff, 2006)。この理由として、後述するように (2.3)、iF は様々な要因により値が異なるが、中でも特に排出場所により値が大きく異なること (Smith, 2002)、そして同じ物質同士であれば同じ毒性 (T) が想定され、集団摂取量の多寡を健康インパクトの多寡の代替として解釈できる可能性があることが挙げられる (Marshall and Nazaroff, 2006)。

(2) 排出削減対策の検討の中で iF を利用していく利点・優位性

現在、日本では、汚染物質の「排出量」、「濃度」、「リスク」、「健康インパクト」、「単位排出削減あたり削減可能な健康インパクト (characterization factor)」、「単位リスク削減費用」等、様々な尺度をもとに、排出削減対策等の検討が行われている一方で、iF は利用されていない。

「排出量」だけでは、その排出量がどの程度の健康インパクトをもたらすものなのか、また排出削減に伴いどの程度の健康インパクトを削減することが可能であるのか、全く不明である。拡散モデルを利用すれば、排出量によりもたらされる集団摂取量やリスク・健康インパクトの検討が可能であるが、ひとつひとつの物質あるいは排出源 (カテゴリ) に、モデルを適用して検討するには労力が必要であり、モデルに関する知識も必要とされる。そこで、既に多くの論文等で事例が示されているが、PRTR データのような排出量目録の排出カテゴリ・地域ごとに iF を推計しておくことで、健康インパクトの観点から各々の排出によりもたらされる影響の大きさや排出削減効果・効率について、相対比較や検討が可能になる (Ries et al., 2009a)。このため、iF が、PRTR データのような排出目録に対する利用や検討を一層促進させる可能性がある。

また、「濃度」や「リスク」、「健康インパクト」だけでは、どこでどれだけ人の健康への影響が大きい可能性があるかという検討は可能であるが、どのように排出削減を行えばその影響をどれだけ削減できるか検討することはできない。日本では、既に PRTR による「排出量」マップやこれに基づく「濃度」のマップが公開されており (製品評価技術基盤機構, 2013)、また多くの「濃度」の実測データも公開されているが、たとえ、「濃度」と「排出量」の両者を同時に用いたとしても、どこで排出量が多いのかあるいはどこで濃度が高いのかという検討は可能であっても、どこで排出削減を行うと効果が高いかは分からない。iF では、健康インパクトの観点から、どこで排出削減効果・効率がどの程度高く、あるいは低くなるのか、視覚的に定量的に比較や検討が可能になる。このため、iF を利用していくことで、例えば交通流の変化を伴う政策を実施する際に、より健康側に立った政策がなされ易くなる可能性があると期待される。

ところで、「単位排出削減あたり削減可能な健康インパクト」、「単位リスク削減費用」の中には、排出と摂取の関連性に関する情報、すなわち iF の要素が既に含まれている。しかし、あえて、排出と摂取の関連性に関する部分を切り出し、iF という形で示し利用していくことのメリットとして、同じ物質の異なる排出源間で、排出削減効果・効率について検討する場合であれば、比較的社会的な影響の大きな健康インパクトに関する情報が独り歩きせずに、健康インパクトの観点から検討することが出来ることが挙げられる。また、iF よりもきわめて不確実性の大きな毒性情報 (Tainio et al., 2010) に関する議論を避けることも可能である。

もちろん、後述 (2.5) するよに、iF の解釈には、集団摂取量の多寡を健康インパクトの多寡の代替として解釈し、摂取量と健康影響発生確率との関係に閾値のない線形関係が仮定される。しかし、低濃度曝露による慢性毒性に関しては不確実性がきわめて大きいこと、また閾値 (NOAEL ; No observed adverse effect level) というのは統計的に影響が観察されない濃度・摂取量であり、影響が無いわけではないこと等を勘案すると、現時点においては大きな問題のない解釈であると考えられる。

このように iF は、排出削減対策の検討に、現在用いられている様々な尺度よりも有用である場合がある。

(3) 類似の概念の中での iF の優位性

排出と曝露・摂取の関連性に関する尺度・指標は、他に提案されている。例えば、単位排出量当たりの集団曝露濃度を示す「Exposure factor (Smith, 1988)」や「Exposure effectiveness (Smith, 1993)」である。しかし、これらは、分母が質量単位であり分母が濃度単位であるため、当該指標が何を示すものなのか実感として捉えるのが難しく、また研究間で単位が異なってしまう可能性がある。

これらに対し、「Intake Fraction」は、排出された汚染物質のうち最終的に人に摂取される量の割合とイメージし易く、分母分子の両者が質量単位のため単位がなく、扱いやすい概念であると言える。

ところで、ほぼ同義の概念として「Exposure efficiency (Evans et al., 2002)」「Population-based potential dose (McKone, 1993)」等の用語が提案されているが、exposure は、標的との接触を意味し、dose は標的へ取り込まれる量を意味するため、当概念を示すのに適切な表現ではないことが指摘されている (Bennett et al., 2002b)。これは、Intake Fraction が提案された経緯でもある。

1.2 推計対象

(1) 既存の iF の推計対象に関する検討

iF に関する研究は、大気環境分野を対象とした研究例が多く、中でも自動車排出ガスを対象とした研究例が多い (付録 1 参照)。例えば、フィンランド国内の自動車から排出された PM_{2.5} に対する iF や (Tainio et al., 2009)、米国カリフォルニア州の SoCAB (South Coast Air Basin) 内の自動車から排出されたベンゼンと CO に対する iF (Marshall et al., 2003)、郡 (county) 内の自動車から排出された PM_{2.5} に対する iF (Greco et al., 2007b)、都市部の自動車から排出された仮想的な非反応性汚染物質や CO、ベンゼン、1,3-ブタジエンに対する iF (Marshall et al., 2005)、国勢統計区 (census tract) 内の自動車から排出された仮想的な非反応性汚染物質に対する iF (Lobscheid et al., 2012)、ボストン都市部の各道路セグメント上の自動車から排出された PM_{2.5} に対する iF (Greco et al., 2007a) 等が推計されている。

しかし、日本では、iF に関する研究はまだほとんど行われておらず、大気環境分野については、世界中の都市の iF を求める研究の中で、国内の一部の都市から排出される架空の非反応性汚染物質を対象とした iF が推計された例があるのみで (Apte et al., 2012)、日本での iF がどのような値となるのかほとんど明らかになっていない。iF は排出源・排出地域の位置や範囲、種類ごとに値が異なるので、実際に iF を利用して検討を行う場合、各々の検討対象・排出源ごとの iF が必要になる。すなわち、我が国で iF を利用した検討を行うためには、あらたに iF を推計する必要がある。そもそも、日本では、専門家の間でも、iF の概念がどのような概念であるのか、またその存在自体もあまり知られておらず、iF について日本語で紹介された文献すら存在しない。

既存の研究における具体的な研究の流れとして、例えば、Greco et al (2007b) は、米国の各郡からの排出削減対策の効果・効率の検討を容易にするために、各郡からの自動車排出ガスに対する iF を求め、その後、より詳細な検討を可能とするため、道路セグメント単位で iF を推計している (Greco et al., 2007a)。さらに、この道路セグメント単位での iF は、ボストンのバスの排ガスによる影響について、バス路線ごとに検討・評価するために利用されている (Levy et al., 2009)。

このような研究の流れを踏まえ、我が国の状況を鑑みると、次 (1.2 (2), (3)) に示すような理由から、

「神奈川県産業道路や湾岸線の道路セグメント上の自動車から排出される汚染物質」や、「日本全体や各都道府県内の自動車から排出される汚染物質」に対する iF が有用になり得ると考えられる。

(2) 我が国における iF の適用対象の検討 I (道路セグメントからの排出に対する iF)

日本では大気環境の改善が進んだ一方で、一部の沿道では大気環境基準を超過している地点が残っており、局地汚染対策として、非達成局周辺のみピンポイントの対策では効果が限定的であることから、「汚染の広がりや原因を十分考慮した対策が重要である」と指摘されている(中央環境審議会大気環境部会自動車排出ガス総合対策小委員会, 2012)。環境基準の非達成地域における環境基準の早期達成に向けた具体的な対策のひとつとして、ロードプライシング制度の導入が検討されており(環境省, 2010)、実際に、湾岸線の料金を割り引くことで、神奈川県内の神奈川一号横羽線及び産業道路の交通流を湾岸線へ迂回させ、横羽線や産業道路の交通量を減少させ、周辺の大気環境を改善させるという試みも行われている(首都高速道路, 2013)。

ロードプライシング制度とは、特定地域への進入又は特定の道路の通行等に対し、課金等を行うことにより交通量を抑制したり、料金の調整により対象区間の交通需要の調整を図る施策であり(環境省, 2010)、特定の地域の大気環境の改善が期待される一方、迂回路では交通流・排出量が増加してしまうという懸念がある。このため、「ロードプライシング制度」の導入を検討する場合、「交通流の迂回等による他の地区の大気環境への影響に留意する必要がある」と指摘されている(中央環境審議会大気環境部会自動車排出ガス総合対策小委員会, 2012)。

当制度の導入の効果については、交通量の減少に伴う NO_x の排出量削減量や、これに伴う大気中濃度について評価・検討が行われている(環境省, 2010; 中央環境審議会大気環境部会自動車排出ガス総合対策小委員会, 2010)。例えば、川崎市の事例では、現行のロードプライシング制度をさらに拡充することにより、産業道路の交通量の 5~7% を湾岸線へ迂回させることができ、産業道路周辺の大気中 NO₂ 濃度を改善できると見積もられている(中央環境審議会大気環境部会自動車排出ガス総合対策小委員会, 2010)。しかし、迂回等によりある地域の大気汚染が改善する一方、他の地域の大気汚染が悪化してしまい、結果としてもたらされる集団摂取量ひいては健康インパクトが、社会全体として、どの程度改善するのかという定量的検討は行われておらず、健康インパクトの観点からの、当政策の効果は定量的に不明瞭である。また、仮に迂回路の方が距離が長い場合、迂回することにより排出量も増加してしまうことも当然考えられる。

既に述べたように、iF は、単位排出量の変化に伴う集団摂取量の変化を、排出地点別に、定量的に示すことができる。このため、iF を利用して交通流の変化に伴う集団摂取量の変化を評価することにより、どの地点からの排出が、他の地点と比べて、どれだけ集団摂取量ひいては健康インパクトをもたらす得るか、どの地点において排出削減効果が高くなるのかという検討も、定量的に行うことができるようになる。

現時点において、道路の各地点における iF の違いが検討された例は、米国のボストン都市部の各道路セグメントからの排出に対する iF が推計された例だけであり(Greco et al., 2007a)、推計された iF は、バスにディーゼル粒子フィルターを取り付けた際の効果を、PM_{2.5} による早期死亡件数 (premature mortality) について評価するために利用されている(Levy et al., 2009)。一方で、ロードプライシング制度の影響や有効性の検討に iF が用いられた研究事例は存在しない。

(3) 我が国における iF の適用対象の検討 II (都道府県内の自動車からの排ガスに対する iF)

日本では化学物質排出把握管理促進法(化管法)により、様々な化学物質の排出量データが PRTR データ(排出量目録)として公開されている。自動車排出ガスについては、全国や都道府県単位で、各々の化学物質について、排出量が公開されている。しかし、排出量データだけでは、排出量の多寡は検討できても、排出された汚染物質が引き起こす健康インパクトの多寡について検討することはできない。各都道府県からの排出を対象にした iF を推計し示すことで、公開された都道府県別の排出量が、多いのか少ないのか、相対的にどれだけ人の健康に影響を及ぼす可能性があるのかといった観点からの検討が、簡単な掛け算で可能になるため、PRTR データのような排出量目録の活用が促進されるのではないかと期待される。

また、Apte et al. (2012) は、我が国の各都市からの排出を対象にした iF を推計し、人口重み付け平均値を報告しているが、10 万人以上の都市だけを対象にし、人口の少ない都市が考慮されていないため、これが日本全体を考慮した我が国の iF の一般的な傾向を示しているかどうかは不明である。

1.3 課題・目的

(1) 課題

ここまでは iF の有用性の側面について議論を展開してきた。しかし、詳細は 2.5 にて述べるように、iF を推計するには様々な課題がある。このため、既存の研究例では、例えば「自動車排出ガス」等同種の排出源を対象とされた場合でも、異なる研究では、同じモデル・同一条件で、iF が推計されることはほとんどない。iF は実測することが困難であるため、推計された iF 値の妥当性について検証することは多くの場合困難であることも (Levy et al., 2003 ; Zhou et al., 2003 ; Zhou et al., 2006) 、理由のひとつであると考えられる。

このため、既存の様々な方法で推計された iF 値と比較する場合や、推計値の妥当性について考える場合、異なる推計方法間で推計される iF 値にどのような違いがみられるのか、という情報が必要であると考えられる。しかし、このような検討は、まだ十分に行われているとは言い難い。このため、本研究では、既往研究でよく見受けられ、なおかつ iF 値に大きく影響を及ぼす可能性があると考えられる次の 3 項目 (2.5 (4), (5), (6) に対応) が、iF 値にどの程度の影響を及ぼすか、検討が必要であると考えた。

①レセプターの地理的範囲に関する検討

iF の定義上、考慮しなければならない「レセプターの地理的範囲」は無限大であるが、実際に計算できる範囲には限りがある。このため、ある地域からの排出を対象とした場合、レセプターとして同地域内の人口のみを考慮して iF が推計される事例もある。例えば Marshall et al. (2005) は、米国の各都市内の自動車からの排ガスに対する iF を、レセプターを同排出都市内の人口として推計した。しかし、実際には、ある地域から排出された汚染物質は、同排出地域の外側の人口によっても摂取される (Marshall et al., 2005) 。このため、Greco et al. (2007b) は、米国の各郡内の自動車からの排ガスに対する iF を、レセプターを米国本土全体の人口として推計し、摂取量全体に対して排出郡内で摂取される割合につい

て、平均で 16% (範囲: 0.1~92%) ほどしかなかった、すなわちレセプターを排出郡内だけとした場合、iF の推計値が平均で 84%低い値となると報告している。また、Tainio et al. (2009) は、欧州の各国からの排出に対する iF を、レセプターを欧州 39 か国のもので推計し、摂取量全体に対して平均で 40%が排出国内の人口による摂取であったと報告している。このように、程度の差こそあれ、排出地域外の地域の人口による摂取も十分考慮して iF を推計する必要があると考えられ、その妥当性を示すためにも、それがどれだけであったのか定量的に示す必要もあると考えられる。

また、既存の研究の中には、排出地域の外側での摂取が考慮されずに iF が推計される事例があり (Marshall et al., 2005 ; Stevens et al., 2007) 、これらの iF 値と比較するためにも、新たに推計した iF 値のどれだけが排出地域内での摂取に起因するのか、すなわち排出地域内の摂取だけを考慮した場合の iF 値がどれくらいの値となるのか示す必要があると考えられる。

②グリッドの解像度に関する検討

iF が推計される際、「グリッドの解像度」について、ボックスモデルのような一つだけのグリッドである場合や、複数のグリッドで濃度・人口等を考慮・検討する場合があります、一般的にグリッドを詳細にする程、高濃度領域のレセプターの影響が捉えられるため、iF が高くなる傾向にあることが指摘されている (Lobscheid et al., 2012) 。

例えば、フィンランドの人為活動により生じる PM_{2.5} に対する iF を、濃度や人口を約 30×30km グリッドで推計された場合 0.58×10^{-6} であったのに対し、約 5km グリッドで推計された場合 0.57×10^{-6} とほとんど変わらないが、レセプターとして考慮している範囲が後者ではフィンランド周辺国のみと狭いため、後者の iF 値は過小評価である可能性があることを考慮すると、細かいグリッドで推計する程 iF は高くなると考えられる (Tainio et al., 2009) 。

しかし、複数の排出地域 (標本) を対象に、ボックスモデルを含む異なるグリッドによる iF の推計値の違いを検討した研究はほとんど存在しない。Marshall et al. (2005) は、ボックスモデルと国勢統計区をグリッド単位とした大気拡散モデルを用いて、複数の排出地域を対象に iF を推計しているが、両者は同じ排出地域を対象としていない、すなわち同一の標本を対象として iF が推計されていないため、異なるグリッドによる推計方法の iF 値への影響を検討することは困難である。

そこで、本研究では、異なるグリッドやボックスモデルでは、iF がどの程度異なるのか、検討する必要があると考えられる。

③経時変化の考慮に関する検討

また、経時変化を考慮して iF を推計した場合、iF 値がどのようになるかという検討も、まだ十分には行われていないため、経時変化の考慮が iF 値に与える影響の程度についても検討していく必要があると考えられる。

iF を推計する際は、対象とした排出に起因する大気中汚染物質濃度と呼吸量、人口から、集団摂取量を求める必要があり、濃度の推計には大気拡散モデルが多く用いられている。この場合、多くの研究では、濃度 や呼吸量、人口については、経時的に一定であるという仮定の下、計算が行われている。これらのパラメータは、時間に伴う変動があり、濃度や呼吸量等の日内変動を考慮して、集団摂取量を計算した方がより実態に即した iF が推計可能であるとの指摘がある (Marshall et al., 2003) 。しかし、経

時変化がどの程度推計値に影響するかという検討は、一般的に各種の経時データを得ることが難しいことからほとんど行われていない。

排出地域やレセプターをひとつの区画の中で一様であると仮定するワンボックスモデルでは、排出量や気象条件の経時変化に伴う濃度の経時変化を考慮した場合、これらが経時的に一定であると仮定した場合と比べ、推計される iF 値が 1/2 程の低い値となることも報告されている (Stevens et al., 2007; Apte et al., 2012)。しかし、複数のグリッドを用いた大気拡散モデルを利用して、これらの経時変化を考慮した場合、 iF 値がどのように変化するかという検討は行われていない。さらに、各グリッドの人口の経時的な変化 (移動) を考慮して iF が推計された研究事例も現時点では存在しない。

(2) 目的と概要

iF は、海外では多くの研究が行われている一方で、日本ではほとんど研究されておらず、専門家の間でも広く知られていない概念であることから、まず既存の iF に関する文献をできる限り収集し、 iF とはどのような概念で、どのような特徴があるのか、またどのように推計・利用されているか、どのような課題があるのか整理する。 (第 2 章)

第 3 章では、第 2 章における文献収集・整理の結果を踏まえ、我が国では iF の推計例がほとんどないことから、最も多くの研究で対象とされている自動車排出ガスを対象に、最も簡易的に iF の推計が可能なワンボックスモデルを用いて、我が国を対象とした iF の推計を試みる。具体的には、Greco et al. (2007a) と Levy et al. (2009) によるバスへ粒子フィルターを装着した場合の健康インパクトの変化に関する iF を利用した評価方法をもとにして、 iF を利用したロードプライシング制度の有効性の検討方法を提案し、実際に評価を行う。具体的には、神奈川一号横羽線及び産業道路の各道路セグメントからの排出に対する iF を推計し、道路の各地点別の排出削減効果・効率の違いを明らかにするとともに、当該地域におけるロードプライシング制度の有効性を、集団摂取量の観点から定量的に明らかにすることを目的とする。 (第 3 章)

第 4 章では、第 3 章で利用したワンボックスモデルよりも、詳細に各地点間における濃度や人口の違いを考慮した iF の推計を試みる。具体的には、複数の既往研究でも一般的にみられるような、複数のグリッドを持つ大気拡散モデルを利用して、各都道府県内の自動車から排出される汚染物質 (自動車寄与の大きいベンゼン、1,3-ブタジエン、 NO_x) に対する iF を推計する。推計結果を用いて、我が国における一般的な排出量目録であり、自動車排ガスの場合都道府県単位で公開されている PRTR データと iF を組合せた検討を試みる。また、日本と海外における単位排出削減効率の違いに関する傾向を明らかにするために、日本全体の自動車から排出される汚染物質に対する iF も推計する。 (第 4 章)

この時、推計方法の違いによる iF 値への影響がどの程度であるのかを明らかにする。具体的には、「レセプター範囲の影響 (1.3 (1) ①、2.5 (4) に対応)」については、排出地域外の人口による摂取の考慮の有無を、「解像度の違いによる影響 (1.3 (1) ②、2.5 (5) に対応)」については、ワンボックスモデルによる推計が、 iF の推計値にどのような影響するのか、定量的に明らかにする。また、都道府県間の iF 値のばらつきの原因を検討する際、排出域内の人口密度が特に重要であることを定量的に示すために、 iF 値と排出域内の人口密度の関連性も明らかにする。 (第 4 章)

さらに、より妥当性の高い iF を求めるための工夫として、 iF の分子である集団摂取量を求める際、「濃度や人口、呼吸量の経時変化 (1.3 (1) ③、2.5 (6) に対応)」の考慮が iF 値にどのように影響するか、

同じ各都道府県からの排出に対する iF を対象に検討する。

(第 5 章)

(3) 本論文の構成

本論文は、以下の 6 つの章から構成される。

■第 1 章: 本研究の背景と目的について記述した。

■第 2 章: 既往文献を収集・整理し、 iF の概念や特徴、推計・利用方法について記述した。

(本章は、大気環境学会誌に掲載された論文 (Iwata and Nakai, 2013) の内容をもとに、加筆修正したものである。)

■第 3 章: iF を利用したロードプライシング制度の有効性の検討方法を提案し、神奈川県産業道路と湾岸線における例を対象に評価を行った内容について記述した。

■第 4 章: 各都道府県内の自動車から排出される汚染物質に対する iF の推計結果をもとに、都道府県間や日本と海外における単位排出削減効率の違いについて記述した。また、様々な推計方法間における iF 値の違いや、 iF を推計する上での人口の重要性についても記述した。

(本章は、大気環境学会誌に掲載予定の論文 (Iwata and Nakai, 2014) の内容をもとに、加筆修正したものである。)

■第 5 章: より妥当性の高い iF を求める工夫として、濃度や人口、呼吸量の経時変化の考慮が、 iF 値にどの程度影響するかについて記述した。

■第 6 章: 本研究を総括し、今後の課題及び展望について議論した。

2 先行研究調査: iFに関する既往文献の収集・整理

2.1 摂取比率 (Intake Fraction : iF) の概要

(1) 経緯

1970年代初頭、大気汚染管理に用いるために、ある汚染物質の排出量とそれに起因する大気中濃度の関連性について、複雑な拡散モデルを用いずに簡単な比率・比例関係で検討できる方法が提案された (Hanna, 1971 ; Gifford and Hanna, 1973)。ついで、より人の健康の観点からの検討を可能にするため、排出と人の曝露・摂取を関連付ける取り組み・評価が、様々な研究グループにより行われるようになった (Bennett et al., 2002b ; Evans et al., 2002)。その過程で、用語や定義に一貫性のない様々な概念が生まれてきた (Smith, 1993 ; Bennett et al., 2002b ; Evans et al., 2002)。このような状況を改善するために、Bennett et al. (2002b) は、IFWG (Intake Fraction Working Group : 摂取比率作業部会) を設立し、合意の得られる用語を得ることを目指し、協議を行った。その結果、「intake fraction ; iF」が、排出と摂取の関係を定量化するために最も適切な記述語として提案されるに至った (Bennett et al., 2002b)。

(2) 定義

摂取比率 (Intake Fraction ; iF) とは、式 (2-1) に示すように、対象とした排出源 (排出源カテゴリを含む) から、環境中に排出された汚染物質のうち、最終的に人に摂取される比率である (Bennett et al., 2002a ; Bennett et al., 2002b)。式 (2-1) の分子である集団摂取量は、対象とされた排出だけに起因する摂取量でなければならない、また、対象とされた排出起因の汚染物質に曝露する可能性のあるすべての人々が対象とされる (Bennett et al., 2002b)。分子である集団摂取量について、特定の曝露集団だけによる摂取に限定される場合、派生用語として「Individual Intake Fraction (iFi)」等も提案されている (2.1 (4) 参照)。

$$iF = \frac{\sum_{人,時間} \text{各個人により摂取される汚染物質質量}}{\text{環境中へ排出された汚染物質質量}} \quad (2-1)$$

iF は 0~1 の単位の無い数字となり、例えば、ある排出源から 1t 排出され、そのうち最終的に 1g が人に摂取される場合、iF は $1g \div 1t = 1 \times 10^{-6}$ となる (図 2-1)。

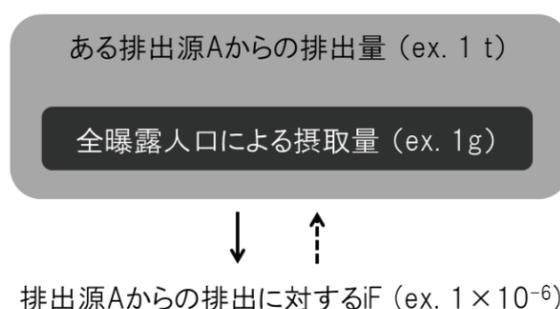


図 2-1 iF の概念図 (ある排出源 A から 1t 排出されたうち 1g が最終的に摂取される場合の例)

(3) 解釈

iF 値は、排出量と、排出量に起因する集団摂取量の比率は、排出量に独立して一定であると仮定することで、「単位排出量あたりの集団摂取量」として解釈される。すなわち、iF を、排出量 (x) と、排出量に起因する集団摂取量 (y) との関連性の係数・二次関数の傾きと解釈することで、単位排出削減あたりどれだけ集団摂取量を削減できるか、または単位排出量増加あたりどれだけ集団摂取量が増加するかという検討が可能になる (Heath et al., 2006)。例えば、仮にある排出源の iF が 1×10^{-6} であるとする、ある排出源からの排出量を 0.5t 削減 (／増加) した場合、集団摂取量は 0.5g 減少 (／増加) するというような検討ができる (図 2-2)。

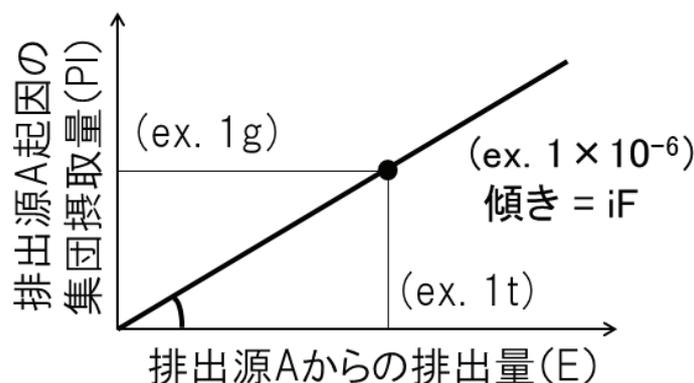


図 2-2 iF の捉え方・解釈 (ある排出源 A の iF が 1×10^{-6} の場合の例)

(4) iF の派生用語

iF の分子の集団摂取量は、対象とされた排出起因の汚染物質に曝露する可能性のあるすべての人々が対象とされる (Bennett et al., 2002b)。しかし、興味の対象であるレセプターが、曝露集団全体ではなく、特定の個人または人種、所得等で分類したサブ集団等である場合のために、iF の分子である集団摂取量を分解して表現する「iFi (individual Intake Fraction ; $iF = \sum iFi$)」も提案されている (Bennett et al., 2002b)。

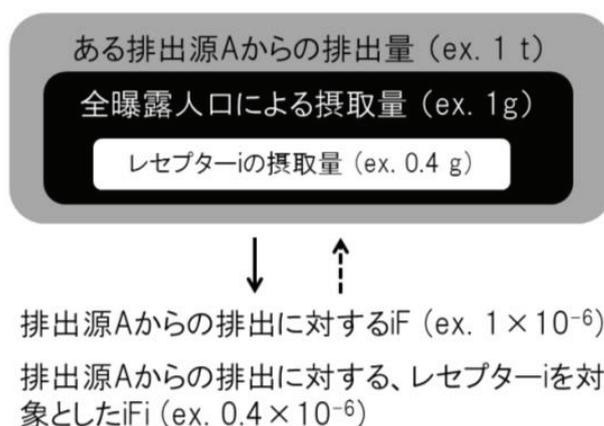


図 2-3 iFi の概念図 (ある排出源 A から 1t 排出されたうち 1g が最終的に摂取され、そのうちの 0.4g が対象とする個人または集団 i により摂取される場合の例)

また、対象とする排出範囲をある都市とし、排出範囲と同じ都市内の人の摂取だけを対象にした場合のiFのことを、「intraurban intake fraction」と呼ばれることもある (Apte et al., 2012)。これは対象とするレセプター*i*が、排出都市内の人口である場合の*iFi*であるため、*iFi*の一種であると言える。

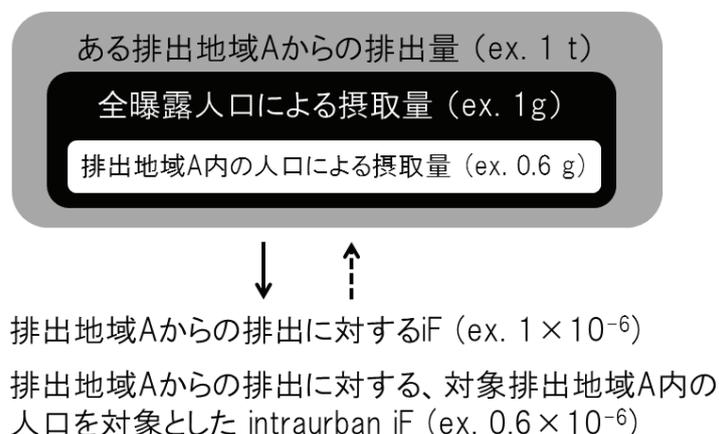


図 2-4 intraurban iF の概念図 (ある排出地域 A から 1t 排出されたうち 1g が最終的に摂取され、そのうちの 0.6g が対象排出都市内部の人口により摂取される場合の例)

2.2 推計方法・研究例

付録 1 で示したように、多くの研究において大気環境が対象とされていることから、本項では、大気環境を対象とした iF の推計方法について説明する。

(1) 一般的な推計方法

最も研究例の多い大気環境を対象とした iF を求める場合、多少の違いはあるものの、基本的には式 (2-2) のような枠組みで、次の①～③の手順に従い、iF が推計されている (Tainio et al., 2009)。

$$iF = \frac{\sum_i C_{e_i} \times P_i \times Br}{E} \quad (2-2)$$

但し、*E*: 対象とした発生源・範囲からの排出量 [g/t]、*C_{e_i}*: 対象とした排出に起因するグリッドセル *i* における大気中汚染物質濃度 [g/m³]、*P_i*: グリッドセル *i* 中の人口 [人]、*Br*: 平均呼吸速度 [m³/t]。

①推計対象とする iF を明確にする

iF を推計する場合、まず、分母である排出量を特定するための「排出源」、「排出期間」、「汚染物質」を明確にしなければならない。これは、どのような iF を求めるのか、対象とする iF の真の値を明確に定めるために必要となる。分子である集団摂取量 (レセプターの範囲等) については、計算上の制約から考慮できる範囲は限られているものの、定義上は無限大であるため、この段階で明確に定める必要はな

い。一方で、 iFi や *intraurban intake fraction* といった、分子である摂取量の範囲が定義上限られる iF を求める場合は、明確にしておく必要がある。

対象とする排出源または排出源カテゴリは、ひとつの煙突や個々の自動車等だけでなく、排出目録のような、ある種の排出源について地域や地方、国等の様々なスケールを排出源として括ったような排出源区分（排出源カテゴリ）まで、任意に選択・設定される（Marshall and Nazaroff, 2006）。これは、排出量の増減に伴う集団摂取量の増減を、どのような排出単位で検討する必要があるかという観点から決められる。

②排出量を求める（分母）

式 (2-2) の分母である対象排出源からの排出量 (E) は、主に既存の排出目録等が用いられ、自動車排出ガスを対象とした場合、交通量データに排出係数を掛け合わせて求める場合もある。

③集団摂取量を求める（分子）

式 (2-2) の分子となる汚染物質の集団摂取量は、大気中汚染物質濃度 ($C_{e,i}$) と平均的な呼吸速度 (Br) を掛け合わせ、これを全ての個人 (P_i) について、グリッド単位 (i) で合計して求められている。このような摂取量の求め方は、既存の一般的な曝露評価においても採用されている。しかし、 iF を推計する場合、摂取量が、対象排出源起因の汚染物質摂取量でなければならない。 iF 推計の際は、対象とした排出源起因の大気中濃度をどのように求めるかが、最も重要な点となる。なお、多くの研究では排出と摂取が同じ期間に起こると仮定して iF を推計している (Levy et al., 2003 ; Marshall et al., 2003 ; Tainio et al., 2009 ; Luo et al., 2010)。

対象とした排出源起因の大気中汚染物質濃度の求め方には大きく 2 種類の方法がある。ひとつは、特定の排出量をもとに大気中濃度を予測するワンボックスモデルや大気拡散モデル等を用いる方法であり、大気汚染に関する iF を推計する際、最も一般的に採用されている。もう一方は、モニタリングデータ等の実測濃度データを利用する方法である。

濃度予測モデルに関しては、ある程度の範囲を濃度均一な区画と考えるワンボックスモデルはもっとも簡易なモデルであるが、排出量や大気中濃度の空間分布や、複雑な気象条件等の検討は困難である (Greco et al., 2007b)。そのため、CALPUFF や SILAM を始めとした大気拡散モデルが主に用いられている。

実測濃度データを利用する方法は、濃度予測モデルと異なり、求められた濃度のうちどれだけが対象排出源起因であるかの検討が必要となる。例えば、Luo et al. (2010) は、香港内からの自動車排ガス (CO) の iF を求める際、モニタリングデータから得られた屋外濃度に、①対象排出地域に起因する割合と、②対象排出源である自動車に起因する割合を掛け合わせることで、対象排出起因の濃度の推計を行った。前者は、対象排出地域の都心部の濃度から、域内で最も風上にあり、域内の排出の影響が小さいと考えられる観測局の濃度を、域外からの濃度として、差し引くことにより求められている。後者は、北京では 84% が自動車排ガス由来であるという他の研究による報告値を適用した。光散乱による粒子状物質測定データを用いて、LUR (land-use regression) を利用して、 $PM_{2.5}$ 等の対象物質の濃度を求めた事例もある (Ries et al., 2009a)。

(2) 回帰モデルによる推計方法

すでに推計されている iF 値を被説明変数とし、人口や平均風速等の、排出と摂取の関連性に係る因子を説明変数とする回帰モデルを作成し、排出量等のデータは用いずに人口等のデータを用いて算出することも行われている (Levy et al., 2002 ; Marshall et al., 2005 ; Zhou et al., 2006 ; Greco et al., 2007b)。

Levy et al. (2002) は、米国の 40 の州間高速道路からの自動車排出ガスと 40 の石炭火力発電所からの一次 PM_{2.5} や二次粒子 (SO₂ 排出→硫酸塩粒子摂取、NO_x 排出→硝酸塩粒子摂取) の iF を、大気拡散モデル (CALPUFF) を用いて推計し、その対数値を被説明変数とし、排出源から 500 km 以内の人口、年平均気温 (F)、年平均相対湿度 (%)、年平均大気混合層高さ (m)、煙突の高さ (m) の逆数等を説明変数とした重回帰モデルを提案した。発電施設からの PM_{2.5} の iF (対数値) を予測するために、表 IV-1 に示された 4 つのモデルが示されており、すべての変数を用いたモデルがもっとも望ましいとされているが、例えば発展途上国等、利用可能なデータが限られている状況では、説明変数の少ないモデルが利用されることも想定されている。

表 2-1 発電施設から排出された PM_{2.5} に対する iF の対数線形回帰モデルの例 (Levy et al., 2002)

定数	半径 500km 以内 の人口 [人]	大気混合層高 さ [m]	煙突の高さ [m] の逆数	R ²	偏 F 検定 (逐次的)	残差
-13.3	—	—	—	—	—	0.80
-14.4	2.6×10 ⁻⁸ (7.8)*	—	—	0.61	60.1 (p < 0.001)	0.50
-12.8	1.8×10 ⁻⁸ (5.4)*	-0.0009 (4.3)*	—	0.74	18.4 (p < 0.001)	0.40
-13.3	16.×10 ⁻⁸ (6.4)*	-0.0009 (5.5)*	81 (5.4)*	0.86	28.9 (p < 0.001)	0.30

* カッコ内は、t 値を示す

また、Greco et al. (2007b) は、大気拡散モデル (climatological regional dispersion model ; CRDM) により得られた S-R 行列 (source-receptor matrix) を用いて、米国の全ての郡から排出される自動車排ガス由来の微小粒子とその前駆体の iF を推計し、これを被説明変数とし、排出源の郡の中心からの距離別人口 (0~50 km、50~100 km、100~200 km、200~500 km、500 km 以上) を説明変数として、切片を持たない線形重回帰分析を行い、各郡の iF のばらつきを説明できるモデルを提案した。このモデルは、Stevens et al. (2007) によりメキシコの MCMA (Mexico city metropolitan area) の自動車排ガスからの PM_{2.5} に関する iF の推計に用いられた。

(3) 既存の iF 推計の研究例の紹介

表 IV-2 に示すように、自動車排出ガスを対象としたものであっても、様々な排出地域を対象に、様々な方法で iF が推計され、様々な iF 値が報告されている。ここでは、iF がどのような背景・目的の下、どのような方法で求められてきたのか、最も多くの研究で対象とされている自動車排出物質の事例 (表 2-2) を中心に紹介する。

表 2-2 自動車排出ガスに対する iF の主な推計例

排出地域・セグメント (n)、 対象汚染物質	iF の推計方法#	iF の推計値 (平均値) [1/million]	文献	
州間高速道路 (40), 米国	一次 PM _{2.5} , 二次 PM*	拡散モデル (CALPUFF), 不明, 米国本土とメキシコ とカナダの一部	一次 PM _{2.5} : 9.1 [§] (範囲: 1.2~18) 二次 PM (SO ₂ → 硫酸塩): 0.18 [§] (範囲: 0.05~0.3) 二次 PM (NO _x → 硝酸塩): 0.03 [§] (範囲: 0.005~ 0.07)	(Levy et al., 2002)
SoCAB (1), 米国 (カリフォルニア州)	ベンゼン, CO	モニタリングデータ, 12.2, 排出地域内	ベンゼン: 48 (SD: 20) CO: 46 (SD: 15)	(Marshall et al., 2003)
都市 (ボックス モデル: 379, 経験的 モデル: 15), 米国	典型的非反応 性汚染物質 &, CO	ボックスモデル, 12.2, 排出地域内	典型的非反応性汚染物質: 5.3 (中 央値: 3.0, 範囲: 0.1~280)	(Marshall et al., 2005)
		経験的モデル, 12.2, 排 出地域内	CO (夏季): 12 (中央値: 9.3, 範 囲: 5.7~31) CO (冬季): 19 (中央値: 13, 範囲: 7.7~54)	
道路セグメン ト (23,398), 米国 (ボスト ン)	一次 PM _{2.5}	拡散モデル (CAL3QHCR line-source model), 20, 各道路セグメン トから半径 5 km 内	12 (範囲: 0.8~53)	(Greco et al., 2007a)
郡 (3,080), 米国	一次 PM _{2.5} , 二次 PM*	拡散モデル (S-R 行列 = CRDM による結 果), 20, 米国本土内 (48 州)	一次 PM _{2.5} : 1.6 (中央値: 1.2, 範 囲: 0.12~ 25) 二次 PM (SO ₂ →硫酸塩): (中央 値: 0.41, 範囲: 0.05~10) 二次 PM (NO _x →硝酸塩): (中央 値: 0.068, 範囲: 0.00092~1.3)	(Greco et al., 2007b)
メキシコシテ ィ (1), メキ シコ	典型的非反応 性汚染物質&	ボックスモデル, 20, 排出地域内	120 (中央値: 120, 90%CI: 62~ 200)	(Stevens et al., 2007)
		動的ボックスモデル, 20, 排出地域内	40 (中央値: 38, 90%CI: 23~64)	
	一次 PM _{2.5}	(Greco et al. (2007) による回帰モデル)	26 (90%CI: 24~28)	
		モニタリングデータ, 20, 排出地域内	120 (中央値: 100, 90%CI: 50~ 230)	
	CO		120 (中央値: 110, 90%CI: 63~ 240)	
		拡散モデル (CAM _x), 20, 排出地域内	61	
二次 PM*	拡散モデル (CIT 光化 学モデル), 20, 排出地 域内	二次 PM (SO ₂ →硫酸塩): 8.8 二次 PM (NO _x →硝酸塩): 1.5		
ストリートキ ャニオン (1), 米国 (NYC)	CO, NO _x , 一 次 PM _{2.5} , 一 次 PM ₁₀	拡散モデル (OSPM), 12~38, ストリート キャニオンに隣接す る住民	CO: 2,600 NO _x : 2,700 一次 PM _{2.5} : 2200, 一次 PM ₁₀ : 1700	(Zhou and Levy, 2008)
国全体 (1), フィンラン ド	一次 PM _{2.5}	拡散モデル (SILAM), 20, SILAM の北欧領 域内	0.68 (範囲: 0.64~0.7)	(Tainio et al., 2009)
都市部 (1),	CO	モニタリングデータ,	270 (範囲: 200~300)	(Luo et al.,

香港		12.5～20.5, 排出地域内		2010)
各都市 (3,646), 世界中	典型的非反応性汚染物質	動的ボックスモデル, 14.5 (13～14.5), 排出地域内	39* (範囲: 0.6～260)	(Apte et al., 2012)
国勢統計区 (64,999)・郡 (3,108)・州 (48)・国全体 (1), 米国	典型的非反応性汚染物質	拡散モデル (NATA2005の結果 = AERMOD 定常状態ガウス型プルームモデル), 14, 中心間の距離が半径 50km 以内の国勢統計区の人口	国勢統計区: 8.6* (中央値: 3.6, 最大値: 173) 郡: 8.6* (中央値: 4.2, 最大値: 119) 州: 8.6* (中央値: 5.1, 最大値: 36)	(Lobscheid et al., 2012)
各都市 (34), 中国	PM _{2.5}	動的ボックスモデル, 14.5, 排出地域内	範囲: 6～117	(Ji et al., 2012)

同順に「大気中濃度求め方」、「呼吸量 m³/day/人」、「曝露集団 (レセプター) の範囲」を示す

* 二次 PM (Secondary PM) に対する iF = SO₂ または NO_x 単位排出量あたりの硫酸アンモニウム ((NH₄)₂SO₄) または硝酸アンモニウム (NH₄NO₃) 集団摂取量

\$ 「排出量」または「人口」で重み付けした平均値 (付録II 参考)

& 典型的非反応性汚染物質 (Typical Nonreactive Pollutants / Primary conserved pollutants) は、著者が iF を推計する際、排出されてから摂取されるまで反応・分解しない汚染物質であり、CO や PM_{2.5}、多環芳香族炭化水素等が対象として想定されている。

Marshall et al. (2003) は、iF の推計には一般に大気拡散モデルが用いられてきた中で、屋外濃度データを用いても iF が推計できることを示すために、米国カリフォルニア州の SoCAB (South Coast Air Basin) からの自動車排出ガス (ベンゼン、CO) の iF を推計した。具体的には、濃度のモニタリングデータを用い、観測局からの距離の逆二乗で求めた各統計区画の屋外濃度 (70%～80%が SoCAB 内の自動車排ガスに起因すると仮定、風上からの流入はないと仮定) と、屋外濃度をもとに求めた微小環境中濃度 (自動車内・付近、高速道路付近の建物、ガレージのある住居、その他)、活動水準別呼吸量 (睡眠、軽度、普通、激しい、非常に激しい; 平均で 12.2 m³/人/day)、各微小環境で過ごす人時間の割合、各活動水準の状態ですごす人時間の割合について、一日の経時変動を考慮に入れながら組合せ、総摂取量を推計し、最後に対象期間の排出量で割り算することで、iF を推計した。その結果、排出される季節により推計値に違いが見られたが、平均値で、ベンゼンについて iF は 48×10^{-6} (SD: 20×10^{-6})、CO では 46×10^{-6} (SD: 15×10^{-6}) であり、拡散モデルを用いて曝露評価または iF を求めた先行研究の結果と一貫しており、屋外モニタリングデータを用いる方法でも、大気汚染物質の iF を求めることができると結論づけた。

Marshall et al. (2005) は、今後健康リスク評価や費用便益分析等に iF が用いられることを念頭に、米国の全ての都市部を対象とした自動車排出ガスの iF を求めること、そして排出都市や推定方法の違いによる iF の特徴や一般性を調べることを目的に、異なる洗練度の 3 種類の方法を用いて曝露濃度を求め、呼吸量一律 12.2 m³/day を用いて iF を推計した。まず、ワンボックスモデルを用い、379 都市から排出される仮想的非反応性物質を対象に iF を求めた結果、 5.3×10^{-6} (平均値) であった。次に、経験的 (都市内一様) 濃度予測モデルを用い、15 都市から排出される CO を対象に iF を求めた結果、夏季の排出: 12

$\times 10^{-6}$ (平均値)、冬季の排出： 19×10^{-6} (平均値)であった。最後に、大気拡散モデル (ASPEN (Assessment System for Population Exposure Nationwide) ガウス型プルームパフモデルが用いられた NATA (National-scale Air Toxics Assessment) の結果を利用) を用い、NATA で urban と分類された各郡からの排出を対象として iF (人口重み付け平均) を求めた結果、ベンゼンについては 7.0×10^{-6} 、ディーゼル PM は 4.4×10^{-6} であった。各々の方法で得られた iF 値の人口重み付け平均値を全て同じ非反応性物質群の iF として捉え、均等に平均した値は約 14×10^{-6} であり、また、気象条件や排出都市の線形人口密度 (Linear population density)、排出の空間分布などの要素によって、iF は各排出都市間で異なると結論づけられている。但し、当研究では、排出源地域内での摂取量しか考慮しなかったため、今後排出地域外の人口による摂取量も考慮して iF を求める必要があると述べられている。

Greco et al. (2007a) は、費用便益分析や規制影響評価のために、比較的粗い解像度の大气拡散モデルが、EPA により適用されているが、これでは特に都市内部における集団曝露の多様性がとらえられず、評価結果が偏ったものとなっている可能性があり、また、排出と摂取の関連性のばらつきや局地的な重要性を見逃してしまうと考えた。そこで、このばらつきの程度を検討するために、ある都市内部の細かいセグメント各々を排出源として iF を求める必要があると考え、米国のボストン都心部の 23,398 の道路セグメントからの $PM_{2.5}$ の iF を、大気拡散モデル (CAL3QHCR line-source model) を用いて、呼吸量を一律 $20 \text{ m}^3/\text{人}/\text{day}$ とし、各セグメントから半径 5 km までの人口による摂取を考慮して推計した。その結果、全てのセグメントの平均値が 12×10^{-6} であり、セグメント間における推計値の範囲が $0.8 \times 10^{-6} \sim 53 \times 10^{-6}$ と広がった。このことから、都心部内における曝露のばらつきをよりよく考慮しながら、排出源の影響評価や費用便益分析を行うためには、道路等の排出源の近辺における曝露の考慮が可能な詳細な解像度の拡散モデルを適用する必要があると結論づけた。

Stevens et al. (2007) は、排出削減効果分析や費用便益分析のための、特定の排出因の曝露・摂取量の評価について、簡単な方法でも可能であるか検証するための指標として iF を推計した。具体的には、複雑な方法から簡単な方法まで、既存の研究の中で最多となる合計 5 種類の方法を用いて、メキシコの MCMA からの一般的な非反応性物質を対象に、一律 $20 \text{ m}^3/\text{人}/\text{day}$ の呼吸量を用いて iF を推計し、簡単な方法でも受容可能な誤差範囲となる妥当な iF が求まるかどうか、比較・検討を行った。その結果、ボックスモデルでは平均で 120×10^{-6} 、動的ボックスモデルでは 40×10^{-6} 、Greco et al. (2007b) による回帰モデルでは 26×10^{-6} ($PM_{2.5}$ 対象)、モニタリングデータに基づく推定では $PM_{2.5}$ については 120×10^{-6} 、CO については 120×10^{-6} 、CO に関しての大気拡散モデル (CAMx) では 61×10^{-6} であった。異なる方法間で、平均値に 5 倍のばらつきがあり、各々に不確実性も存在することから、ボックスモデルや回帰モデルでは、排出削減により得られる健康便益を評価するためには十分ではないかもしれないと結論づけた。また、どの方法で求めた iF にも不確実性がみられたことから、ひとつだけの方法を用いて費用便益分析を行った結果、健康便益と排出削減費用が近い値であった場合は、その不確実性解析を行ったり、複数の方法を用いて iF 推計したりして、結果の範囲を示すことが必要であると結論づけた。

Zhou and Levy (2008) は、自動車排出ガスまたは交通量削減や緩和政策の便益を評価する際、汚染物質を留め、道路周辺の濃度を著しく増加させるストリートキャニオンの影響を考慮に入れて評価する必要があるか検討するために、iF を推計した。具体的には、米国のマンハッタンのストリートキャニオンの一部からの自動車排出ガス (CO , NO_x , $PM_{2.5}$, PM_{10}) を対象とし、大気拡散モデル (OSPM ; Operational Street Pollution Model) を用いて、曝露集団を 歩行者、バイク運転者、居住者、オフィス

ワーカー、運転手・乗客とし、呼吸量を $12\sim 38\text{ m}^3/\text{人}/\text{day}$ として推計し、これを一般的に報告されている粗い解像度・排出地域単位で、建物の形状等考慮しないで求められた iF と比較した。その結果、CO についての iF は $2,600\times 10^{-6}$ 、NO_x では $2,700\times 10^{-6}$ 、PM_{2.5} は $2,200\times 10^{-6}$ 、PM₁₀ は $1,700\times 10^{-6}$ であり、地域スケールの拡散モデルを用いた自動車排ガスの一般的な iF よりも数桁高かった。これはストリートキャニオンにおける自動車排出ガスの削減は、そうでない地域における同量の排出削減よりも、大きな健康便益をもたらす可能性があることを示唆し、都市部においては、得られる便益を過小評価しないために、高い解像度でストリートキャニオンにおける排出の影響を考慮に入れて、摂取・健康便益を評価することが重要であると結論づけた。

Tainio et al. (2009) は、PM_{2.5} について費用対効果の高い排出削減対策を検討するために、国もしくは国際的なレベルでいくつかの排出カテゴリを対象として、人為起源 PM_{2.5} の iF を推計した。欧州各国からの人為起源 PM_{2.5} の iF の推計に加えて、フィンランド国内の 6 種類の排出カテゴリ (①道路交通、②家庭木材燃焼、③農業 (畜産関連の排出、作付時と収穫時におけるトラクター等からの排出)、④工業 (燃料燃焼ガスを排出する煙突を持つ工業用地にある工場)、⑤発電施設、⑥その他) からの PM_{2.5} の iF も、大気拡散モデル (SILAM) を用い呼吸量を一律 $20\text{ m}^3/\text{人}/\text{day}$ として推計した。その結果、欧州各国別の iF は、排出量重み付け平均で、 2.0×10^{-6} (キプロス: 0.31×10^{-6} ~ ベルギー: 4.42×10^{-6}) であった。フィンランド国内の排出カテゴリ別の結果は、年間平均値で、道路交通に関しては 0.68×10^{-6} 、家庭木材燃焼は 0.54×10^{-6} 、農業は 0.55×10^{-6} 、工業は 0.55×10^{-6} 、発電施設は 0.50×10^{-6} 、その他が 0.59×10^{-6} であった。これらの結果は、将来、毒性に関するデータと組み合わせることで、各々の排出源に起因する健康インパクトの評価に有用となり得ると結論づけられている。また、iF の高い、または健康インパクトの大きな排出源に対する削減対策を優先することで、さらに各々の単位排出削減費用も考慮することで、最も費用対効果の高い排出削減対策・政策を決定することができると述べられている。

また、欧州各国別の iF を推計する際、分子である集団摂取量は、排出源とした国内の人口だけでなく、外側の国 (但し欧州 39 ヶ国まで) の人口による摂取量も考慮に入れたが、その必要があったのか検討するために、求められた iF 値のうちどれだけの割合が対象排出国外の人口の摂取によるものかも示した。例えば、ルクセンブルグ内から排出される PM_{2.5} の iF が 3.46×10^{-6} と推計され、その 96% が同国の外側の国の人口の摂取によるものであった。全ての国の iF について同様の検討を行ったところ、平均で、求められた iF 値の 60% が排出国外の人口により摂取されていたことから、対象とした排出国の外側の人口による摂取量も含めて計算する必要性が十分にあったと結論づけた。汚染物質を摂取する対象として、欧州 39 ヶ国までだけしか考慮に入れなかったため、推計結果が過小評価となっている可能性があるとも述べられている。

Apte et al. (2012) は、世界中の都市間の iF の違いを明らかにするために、3,646 の都市を対象に、自動車等の地表面から排出される典型的非反応性汚染物質に対する iF を、ボックスモデルを用い、呼吸量: $14.5\text{ m}^3/\text{day}$ とし、レセプターの範囲を排出地域内として推計した。その結果、人口重付平均値は 39 (範囲: $0.6\sim 260$) であり、インドや中国やインドネシアの都市で、特に高い値であった。このことから、インドや中国やインドネシアにある高い iF 値の都市で、排出削減または抑制を行うことは、相対的に高い単位排出削減当たりの健康便益をもたらす可能性があるとして結論付けている。

Lobscheid et al. (2012) は、Greco et al. (2007b) により求められた、各郡内の自動車からの一次 PM_{2.5} の iF 値は、各郡内の濃度が一樣であると仮定したものであり、より高濃度の地点の影響が捉えられてお

らず、結果が過小評価となっている可能性があると考えた。また、排出影響評価等の政策評価には、郡単位だけでなく、様々な排出地域単位（国勢統計区、郡、州、国全体）で推計された iF が有用であると考えた。このため、AERMOD 定常状態ガウス型プルームモデルが用いられた NATA2005 の結果を利用して、呼吸量：14 m³/day を用い、レセプターとして排出源とした国勢統計区から中心間の距離が半径 50km 以内の国勢統計区の人口を対象に、各国勢統計区内の自動車から排出される非反応性汚染物質に対する iF を推計した。また、これらを各郡、各州、米国本土全体で、人口重付平均することで、各々の排出単位での iF も推計した。各々の人口重付平均、中央値、最大は、国勢統計区：8.6×10⁻⁶（中央値：3.6×10⁻⁶、最大値：173×10⁻⁶）、郡：8.6×10⁻⁶（中央値：4.2×10⁻⁶、最大値：119×10⁻⁶）、州：8.6×10⁻⁶（中央値：5.1×10⁻⁶、最大値：36×10⁻⁶）であった。Greco et al. (2007b) による iF 値は、レセプターを米国本土全体としており、本研究よりも広い範囲を対象にしている一方、郡単位で濃度を検討しており、本研究のように、より局所的な高濃度の地点の影響は考慮できていない。このことから、iF 値への影響は、前者よりも後者の方が大きいはずなので、本研究結果の方が優れているだろうと Lobscheid et al. (2012) は述べている。

Ji et al. (2012) は、中国でのガソリン自動車（ガソリン自動車、ディーゼル車、バス）と電気自動車（電気自動車、電機バイク）からの PM_{2.5} に起因する健康インパクト（早期死亡件数）を比較するために、各々の排出量と iF、毒性情報（集団摂取量 1kg あたり死亡件数 5.3 件増加）を用いて検討した。この中でガソリン自動車からの排ガスの iF は、動的ボックスモデルを用いて、各都市により 6×10⁻⁶～117×10⁻⁶ と推計され、また電気自動車からの排ガス（=発電所からの排気）の iF は、先行研究（Zhou et al., 2006）による中国の発電施設からの排気に対する iF の重回帰モデルを利用して、各発電施設により 4×10⁻⁶～8×10⁻⁶ と推計された。最終的に、各々の自動車の種類ごとの早期死亡件数は、ガソリン車：9 件、ディーゼル車：90 件、バス：32 件、電気自動車：26 件、電気バイク：3 件と推計された。このことから、ガソリン車を e-cars と置き換えることにより、PM_{2.5} による死亡リスクが増加すること、また電気バイクはエネルギー効率が良く、環境・健康便益をもたらす可能性がある結論付けられた。

ところで自動車排出ガスの例ではないが、Nishioka et al. (2002) は、IECC2000（米国の省エネルギー目的の家庭内断熱材の増加政策）により、家庭における電気使用量と燃料燃焼量が節約され、それに伴い数百の発電施設と数百万戸からの PM_{2.5}、NO_x、SO₂ の排出量が 2001～2010 年までの 10 年間合計で、各々同順に 870 t、26,000 t、41,000 t 減少すると推計した。また、Levy et al. (2003) により提案された iF 推定のための回帰モデルを適用して発電施設からの iF を推計した。これらの排出量と iF、さらに毒性を組み合わせ、10 年間合計で、発電施設からの汚染物質起因の早期死亡件数を 64 件減少させることが可能であるため、当政策は省エネルギーの観点からだけでなく健康便益の観点からも推奨されるべきと主張した。

2.3 特徴（各因子が iF 値に与える影響）

既に述べてきたように、iF は、様々な排出源に対し、様々な値が報告されている。これは、排出と摂取の関連性は、①物質の物理化学的性状（粒径、半減期、二次生成可能性等）、②排出場所（屋内／屋外、都市部／田舎部）、③環境の状態（風速や大気混合層高さのような大気拡散を支配している気象条件、または屋内排出に対し類推して、建物の換気速度等）、④曝露の道筋・経路、⑤曝露集団の場所や活動、⑥

曝露集団の特徴（人口密度や人口、人口構成）等の因子に影響を受けるためである（Bennett et al., 2002b）。各々の因子が iF 値に影響する具体例については、表 2-3 に示す。この中で、同じ物質で同様の種類の排出源を対象とした場合、iF が異なる要因として、特に「②排出場所」が重要であると指摘されている（Smith, 2002）。

表 2-3 各因子が iF 値に与える影響の例

①物質の物理化学的性状

- ・CO とベンゼンは、分解されにくいという化学的性状から、排出から摂取されるまでほとんど減少せず、非反応性汚染物質として類似の iF 値となる（Marshall et al., 2003）。
- ・1,3-ブタジエンのような比較的反応・分解しやすい物質の iF は、ベンゼン等の非反応性物質群と比べ、iF が低くなる傾向にある（Marshall et al., 2005）。
- ・粒径 $1 \mu\text{m}$ 以上の場合、粒径が大きくなる程、重力の影響で沈降・沈着しやすくなり、僅かではあるが iF 値が小さくなる傾向がある（Zhou et al., 2003）。

②排出場所

- ・排出源の地域やその周辺の人口密度が比較的高い地域ほど、iF 値が高い傾向がある（Zhou et al., 2006 ; Tainio et al., 2009）。
- ・屋内の排出源に対する iF は、汚染物質の希釈や拡散速度が屋外より屋内のほうが一般に低いため、屋外排出源よりも、3 桁程大きな値となる（Marshall and Nazaroff, 2006）。

③環境の状態

- ・気象条件が比較的安定している冬季の排出を対象とした iF の方が、夏季の排出を対象とした iF よりも、2~3 倍程度高い値となり（Marshall et al., 2003 ; Zhou et al., 2003 ; Marshall et al., 2005 ; Zhou et al., 2006 ; Tainio et al., 2009）、主な原因として、湿性沈着の程度の違いや（Zhou et al., 2003）、移流の大きさの違い（Marshall et al., 2005）が指摘されている。
- ・年間を通じた iF 値は、異なる年であっても iF 値はほとんど変わらない（Tainio et al., 2009 ; Luo et al., 2010）。

④曝露の道筋・経路

- ・同じ物質であっても排出先が大気か水域か、または吸入摂取か経口摂取かの違いにより iF 値が異なる（Bennett et al., 2002a ; Hirai et al., 2004）。

⑤曝露集団の場所や活動

- ・同じ曝露人口であっても排出源の近くに人口が多い程、また屋内排出源の場合、住民の屋内滞在時間が長くなる程、iF が高くなると想定される。

2.4 利用方法・研究例

iF には、大きく分けて次の 3 通りの利用法があり、各々について以下に説明する。

(1) 政策評価への利用（iF の位置づけ）

「2.1 (3) 解釈」で述べたように、iF は排出量 (x) と、排出量に起因する集団摂取量 (y) との関連性

の係数・二次関数の傾き・係数として解釈することができる。すなわち、iFを用いることで、汚染物質排出の増減 (ΔE) と集団摂取量の増減 (ΔPI) の関係を、式 (2-3) のように、容易に表すことができる。さらに毒性係数等 (T) と組合せることで、式 (2-4) のように、健康影響発生件数等の健康インパクトの増減 (ΔHI) との関係を示すことができる (Bennett et al., 2002b ; Levy et al., 2002 ; Marshall and Nazaroff, 2006 ; Humbert et al., 2011)。

$$\Delta E \times iF = \Delta PI \quad (2-3)$$

$$\Delta E \times iF \times T = \Delta HI \quad (2-4)$$

但し、E: 対象排出源からの排出量 (kg emitted / Year)、iF: 対象排出源からの単位排出量あたりの集団摂取量 (kg intake / kg emitted)、T: 単位摂取・曝露量あたりのエンドポイント発生件数 (cases / kg intake) である。

この枠組みを、さらに支払意思額、単位排出削減費用等に関する情報や、ライフサイクルアセスメント (LCA) 等と組合せ応用することで、iF は、汚染管理関連の意思決定に有用な情報を提供する、排出源影響評価や排出削減効果分析、排出削減費用効果分析、排出削減費用便益分析、LCIA (Life cycle impact assessment)、包括的費用便益分析等の評価を、曝露評価を簡略化する形で、容易にできると指摘されている (Bennett et al., 2002a ; Bennett et al., 2002b ; Levy et al., 2002 ; Nishioka et al., 2002 ; Levy et al., 2003 ; Marshall and Nazaroff, 2006 ; Zhou et al., 2006 ; Greco et al., 2007b ; Stevens et al., 2007 ; Humbert et al., 2009 ; Humbert et al., 2011)。排出削減対策の必要性や優先順位等を検討する際、①汚染物質の影響の大きさや、②対策の費用対効果・効率、③環境基準・技術基準、④環境公正・不平等等の観点が一般的に知られているが (Marshall et al., 2013)、ここで挙げた iF 用いた政策評価は、①影響の大きさや、②対策の費用対効果・効率の観点から検討するために利用される。実際に、いくつかの研究では、このような用途で将来的に利用されることを想定して、主要な排出源を対象に iF が推計されている (Marshall et al., 2003 ; Zhou et al., 2003 ; Marshall et al., 2005 ; Zhou et al., 2006 ; Humbert et al., 2009 ; Tainio et al., 2009)。

また、たとえ対象排出源の iF が分からなくとも、既存の値から類推して、別の状況の排出源・汚染物質に用いられ得ることが、iF の長所であると指摘されている (Marshall et al., 2003 ; Zhou et al., 2003 ; Marshall and Nazaroff, 2006 ; Greco et al., 2007b)。例えば、ある地域からの自動車排ガス起因のベンゼンは、CO 等の非反応性汚染物と、同様の環境中の挙動が期待されるため、両者は類似の iF 値となることが期待される。Marshall et al. (2003) は、排出係数の目録である排出係数ハンドブック (emission factor handbooks) が、対象とする排出源・物質の排出係数を定めるのに用いられているのと同じような形で、排出源・汚染物質別に整理された iF の目録も、今後役立つ可能性があると主張している。このため、フィンランドの国立健康福祉研究所では、未知の排出源の iF の概算値を将来推計可能にすることを主な目的として、既存の研究により推計された iF 値をデータベース化する試みが行われている (National Institute for Health and Welfare, 2011)。

(2) 排出と摂取の関連性に影響する因子の検討

「2.3 特徴」で述べたように、iF は様々な因子により値が異なるため、式 (V-2) の枠組みやそれを利用した評価を用いなくとも、iF そのものを、排出と摂取の関連性に影響する因子を定量的に検討するための指標として利用することで、集団摂取量の観点から、排出削減対策等に関する政策的示唆が得られる場合もある (Marshall and Nazaroff, 2006)。特に「排出場所」が iF に影響する大きな因子であることが指摘されていることから (Smith, 2002)、iF は、排出源間や設置場所の地理的な比較検討・優先順位付けに有用である。例えば、異なる地点にある同種の発電施設のような、同じ汚染物質を排出する、類似の排出源間の比較の場合は、iF だけを指標として、十分な比較検討が可能となり得ると指摘されている (Marshall and Nazaroff, 2006 ; Ries et al., 2009a)

具体的な研究例として、Heath et al. (2006) は、一般に人口密集地から離れ高い煙突を持つ既存の集中型発電施設 (CSs) と、送電効率改善の観点から移行が促されている人口密集地に設置され低い排出口をもつとされる小規模分散型発電施設 (DG) からの汚染物質に対する iF を推計した。その結果、CSs については 0.8×10^{-6} 、DG では 16×10^{-6} と推計され、環境中への排出量が同じである場合、DG の方が現行の CSs よりも大きな総集団摂取量をもたらすことになるので、CSs から DG への切り替えを進める際、排出口を高く設置する等の DG の iF を低下させる取り組みをしたり、水素燃料を用いて汚染物質の排出をなくす等の対策が必要と述べている。

一方、Ries et al. (2009) は、冬季の住居で暖炉等からの木材燃焼煙由来の $PM_{2.5}$ の iF を推計した。一般的な自動車排出ガスの iF 値と比較して、同じくらいか少し高め傾向あることから、バンクーバーでは、住居からの木材燃焼煙の $PM_{2.5}$ の年間排出量は、自動車排出ガスの $PM_{2.5}$ の年間排出量よりも 20% 低い、摂取量の観点から、対策上の重要性は同程度になり得ると述べられている。

(3) 曝露評価方法・モデルの比較

異なる曝露評価方法・モデル間の比較のための指標としても iF を利用することができる。特に、特定の排出源による健康インパクトの評価で考慮すべき曝露集団の地理的範囲や用いるグリッドの解像度の検討に有用であると指摘されている (Levy et al., 2003 ; Greco et al., 2007a ; Greco et al., 2007b ; Zhou and Levy, 2008)。例えば、特定の排出源から様々な範囲・半径を設定して iF を求め、より広範囲での iF 値とほとんど変わらなければ、その範囲で影響全体のほとんどを把握できている、つまりどこまでの範囲を検討すればよいのか、という検討が可能になる。グリッドの解像度については、同地域に対する iF を、比較的粗いグリッドを用いた場合と解像度の高いグリッドを用いて推計し、両者に違いが見られたのであれば、解像度の高いグリッドを用いて推計すべきであることを示すことができる。また、排出量から濃度・摂取量を予測する数理モデル間や、特定の排出起因の曝露・摂取量の評価方法間で、同じ状況における iF 値を求め比較することで、特徴の比較や、妥当性の検討を行うことが容易になるとも指摘されている (Levy et al., 2003)。

2.5 iFの課題

(1) 対象排出源起因の大気中濃度の求め方の選定

特定の排出源からの排出量に注目する拡散モデルでは、特定の排出源だけに起因する濃度が直接求まるため、多くのiFの推計に採用されているが、推計結果の妥当性の検証は、困難であると指摘されている(Levy et al., 2003; Zhou et al., 2003; Zhou et al., 2006)。

一方、モニタリングデータ等の実測値を用いてiFを推計する場合、対象とした排出源に起因する濃度・摂取量を求めなければならない。しかし、測定された濃度のうち対象とした排出源に起因する割合の推定は難しく、特に排出源から離れるほど、または排出源とした地域の外側の地域ほど、困難になると指摘されている(Greco et al., 2007b)。

実際にiFを求める場合、両者の長所・短所を検討し、対象とした排出源に対し、より妥当性高くiFが求められる方法を探るべきであると考えられるが、現時点ではどちらを採用すべきか明確な合意や判断基準は示されていない。

(2) 曝露濃度を求める際の微小環境の考慮

大気汚染を対象とした多くのiFの推計では、屋内等の微小環境を考慮にいれず、年平均屋外濃度をそのまま曝露濃度として使用されている。この理由として、PM_{2.5}への曝露と健康影響の関連を示した主要なコホート研究(Dockery et al., 1993; Pope et al., 2002)を始めとした疫学研究では、年間平均屋外濃度に基づいて行われていることが、理由として挙げられている(Greco et al., 2007b; Tainio et al., 2009)。一方、人の時間活動パターン(time-activity patterns)を考慮して、実態に即した摂取量やiFを推計する必要性も指摘されている(Marshall et al., 2003)。しかし、実用的な観点からiFを推計するにあたりどのようにすべきかについて、明確な合意は得られていない。

(3) 摂取量の推計に用いる呼吸量

多くの研究では、計算を容易にするために、集団内の個々人や、時間的にも変化のない一律の呼吸量が採用されている。例えば、Stevens et al. (2007) や Tainio et al. (2009) 等は、20 m³/day という保守的な値を採用し、Heath et al. (2006) の例では12 m³/dayを採用している。このことから、もしiF値の比較が必要な場合、同じ呼吸量を用いて換算する必要があると述べられている(Heath et al., 2006)。

(4) 計算範囲(時間・地理)の制約

iFの定義からすると、排出された物質が環境中に存続する全ての時間を対象に、曝露する可能性のある全ての人の摂取量を求めなければならない(Bennett et al., 2002b)。すなわち、レセプターは無限大に考慮しなければならない。しかし現実的には、計算できる曝露期間や曝露集団の範囲には限界があるため、ほとんどの研究では、対象物質の分解・反応性等の性質や気象条件や風下人口等の環境条件を検討しながら、妥当であると考えられる範囲をレセプターとして、iFが推計されている。

(5) 異なるグリッド間における検討

iFの分子である集団摂取量を推計する場合、一般的に「濃度」と「人口」、「呼吸量」を掛け合わせる

ことで求められているが、各々を掛け合わせる場合、ボックスモデルのような1つのグリッドだけで検討する場合もあれば、複数のグリッドを利用して推計する場合もある (Marshall and Nazaroff, 2006)。グリッドの解像度が高いほど、高濃度領域の影響が捉えられるため、より妥当性の高いiFが求められると考えられる。しかし、推計時に利用するグリッドは研究者らの裁量に任せられているのが実際で、どの程度のグリッドでiFを推計するのが妥当であるのか、またグリッドの解像度によりどの程度推計されるiF値に影響があるのか、ほとんど研究されていない。

(6) 経時変化の考慮の必要性

iFは一般的に、「濃度」と「人口」、「呼吸量」が年間を通じて一定という条件の下推計されることが多いが、現実世界ではこれらには日内で変動する。このため、一部の研究では、ボックスモデルやモニタリングデータを用いて、濃度や呼吸量の経時変化を考慮したiFが推計されている (Marshall et al., 2003; Stevens et al., 2007; Apte et al., 2012)。但し、複数のグリッドのある大気拡散モデルを利用して、経時変化の考慮がiFに与える影響がどの程度であるのかという検討は、現時点では行われていない。また、各グリッドにおける人口の経時変化が考慮された研究例も、現時点では存在しない。

(7) iF利用上の仮定と不確実性

現実の世界では、ある排出源からの排出量と集団摂取量との関係は線形関係ではない。排出量が異なればiF値も異なる。しかし、「1.1 (3) 解釈」で述べたように、iFは同じ排出源であれば、排出量に影響を受けない独立した値、排出量(x)と集団摂取量(y)の一次関数の傾きとして扱われ、解釈される (Heath et al., 2006)。すなわち、iFは排出と摂取の間に線形関係を仮定して利用される。

この仮定の妥当性について、大気経由の曝露・摂取を対象とした場合であれば、排出量の違いがiF値に与える影響は無視できる程度であるため、大きな問題とはならないと指摘されている (Zhou et al., 2003; Tainio et al., 2009)。また、ボックスモデルや解析解型の大気拡散モデルを用いてiFを求めると、解析学的には最終的に排出量が通分される、すなわちiFは、気象条件や人口の分布等により決定され、排出量(速度)に影響を受けない独立した値・定数となることも (Heath et al., 2006; Apte et al., 2012)、当該仮定に一定の妥当性があることを示しているものと考えられる。

(8) 閾値のある物質を対象とする場合

iFの概念は、一般的に集団摂取量が大きい程、大きな集団健康影響をもたらされるという考え方で解釈・利用される。しかし、このような解釈を可能とするためには、対象とする汚染物質の毒性に、閾値がなく、なおかつ用量-反応関係が直線であることが求められる。このため、特に毒性に閾値が存在する物質を対象とする場合、iFを用いた検討は困難であると指摘されている (Zhou et al., 2003)。閾値のある物質の場合、健康影響発生件数等の集団健康影響に関連するのは集団摂取量ではなく、各個人の閾値以上の摂取量の合計であるため、集団摂取量の大きな排出源の方が、必ずしも大きな集団健康影響をもたらすとは限らないからである。このような場合、各個人の摂取量を対象としたiFiを用いる等の工夫が必要であると指摘されている (Bennett et al., 2002b)。

ところで、低用量の慢性毒性や閾値の有無については、多くの場合明確ではなく、またリスク評価の枠組みの中における毒性の不確実性は、極めて大きいことも知られている (Tainio et al., 2010)。また

閾値（NOAEL；No observed adverse effect level）というのは統計的に影響が観察されない濃度・摂取量であり、影響が無いわけではない。さらに、間接的遺伝毒性というエンドポイントについてはどの化学物質であっても閾値が無い可能性があると一部の研究者らが発言している。このため、現時点においては、削減集団摂取量を得られる健康便益の代替指標とみなし、iFを指標として排出削減対策・対象等の比較・検討を行ったとしても、大きな問題はなく、むしろ集団健康影響発生件数等の社会的に影響の大きな数値が独り歩きしてしまう可能性を防ぐことができるというメリットもあると考えられる。但し、本記述は、一般に閾値があるとされる物質を対象にiFの利用を推奨している訳ではなく、もし閾値のある物質へiFを適用する場合は、一層慎重な検討・適用が必要になるのは言うまでもない。

(9) 無限に残留するような物質を対象とする場合

無限に残るような残留性の高い物質の場合、iFの概念を適用することが難しいことが指摘されている（Bennett et al., 2002b）。これは、iFを推計する際、金属のように数百年、数千年以上の単位で残留するものについて、これらの期間について環境中運命やレセプターとなる人口による摂取量について考慮・検討することが困難であるためである。仮に、過去数千年について環境中運命や人口について何らかのデータが得られiFが推計できたとしても、このような長い期間では、地形や気象条件、人口分布や平均呼吸量等は大きく変わる可能性があるため、過去のデータを用いて推計したiFを、現在の排出量と組合せて、将来の数千年の集団摂取量を検討することはできないと考えられる。

すなわち、前項の議論と併せると、どのような物質に対してもiFで評価できるわけではなく、閾値が明確にあると言える物質や、極めて高い残留性を持つ物質等、iFの適用が困難な場合も存在する。

3 iF を利用したロードプライシング制度の検討方法の開発

3.1 方法

(1) 各道路セグメントからの排出に対する iF の推計方法

各々の道路セグメントを排出単位として iF を推計する場合、CAL3QHCR line source model 等のラインソース型の大気拡散モデルが利用され、レセプターとして対象道路セグメントの中心点から半径 5000m までの住民を対象に推計されている (Greco et al., 2007a)。本研究では、簡易的なボックスモデルを用いての iF を推計を試みた。レセプターの範囲は、道路セグメントの iF を推計する際、道路から 500m までの人口が重要な説明変数となるという報告から (Greco et al., 2007a)、道路セグメントの周囲 500m までの住民を対象にした。式 (3-1) のボックスモデルを用いて濃度を推計し、式 (3-2) で iF を推計すると、最終的に式 (3-3) のように排出量 (E) が通分され、排出量を用いずに iF を推計することができる (Marshall and Nazaroff, 2006)。

$$C_{e_i} = \frac{E_i}{u_i \times H_i \times A_i^{0.5}} \quad (3-1)$$

$$iF_i = \frac{C_{e_i} \times P_i \times Br}{E_i} \quad (3-2)$$

$$iF = \frac{P_i \times Br}{u_i \times H_i \times A_i^{0.5}} \quad (3-3)$$

但し、 iF_i : 道路セグメント i からの排出ガスに対する iF [-]、 C_{e_i} : 道路セグメント i からの排出量 (E_i) 起因の大気中汚染物質濃度 [g/m^3]、 E_i : 道路セグメント i からの排出量 [g]、 u_i : 道路セグメント i 周辺の平均風速 [m/s]、 H_i : 道路セグメント i 周辺の大気混合層高さ [m]、 A_i : 道路セグメント i 周辺の面積 [m^2]、 P_i : 道路セグメント i 周辺の人口 [人]、 Br : 平均呼吸量 [$m^3/s/人$] である (各々の具体的なパラメータについては付録 3 表 S3-1 参照)。

u_i は、当地域の局地的な風速は、産業道路周辺は約 4.5 m/s 程、湾岸線周辺は約 5.5 m/s 程であると報告されていることから (NEDO, 2014)、産業道路の道路セグメントには 4.5 m/s、湾岸線の道路セグメントには 5.5 m/s を採用し、両者の間の道路セグメントには 5.0 m/s を採用した。 H_i 、については、気象データを基に ADMER2.5.0 で計算した神奈川県の実測値 (239.65m) を採用した。 Br は、産業技術総合研究所から日本人を対象にした際に用いる値として提案されている 17.3 $m^3/day/人$ (産業技術総合研究所, 2007) を採用した。 A_i は、ArcGIS の機能を用い、各道路セグメントの周囲 500m にバッファーを設定し、ジオメトリ演算で推計した。 P_i は、平成 22 年度の国勢調査による小地域ごとの人口を基に、ArcGIS のインターセクトやディゾルブの機能を用い、面積按分することで推計した。

(2) iF を利用した迂回による影響に関する検討方法の提案

Greco et al. (2007a) は、対象とした地域（ボストンの都市部）について、道路を数百メートルのセグメントに区切り、各々について iF を推計し地図上に表示することで、視覚的にどこの地点で排出が増加すると集団摂取量、ひいては集団健康影響が大きくなるのか、視覚的に検討可能にした。また Levy et al. (2009) は、Greco et al. (2007a) による iF を用い、各道路セグメント単位で排出量と毒性係数を掛け合わせ、バスのルートごとに合計することにより、バスによる集団健康影響を推計した上で、粒子フィルターを付けて排出量を削減した場合の集団健康影響の変化も推計し、どのバスルートを優先させるべきであるかを検討した。

そこでまず、本研究でも同様に、対象とする道路（産業道路・横羽線と湾岸道路）を各セグメントに区切り、各々の iF を推計する。その上で、ロードプライシング制度の拡充、シナリオとしては、現在大師 JCT から生麦 JCT までのある一定の交通量（a 台）が、湾岸線経由となった場合、集団健康影響がどのように変化するかを検討する。但し、本研究では、特定の化学物質を対象とせず、排出されてから摂取されるまでほとんど分解しない非反応性汚染物質を対象とし、毒性係数を用いず、集団健康影響の変化について集団摂取量の変化を用いて検討を行う。具体的には、一定の交通量（a 台）が迂回しなかった場合（産業道路）にもたらす集団摂取量と、同交通量（a 台）が迂回した場合（湾岸線経由）にもたらす交通量を式 (3-4) で計算し、比較・検討を行う。

$$PI = \sum_{i=1}^n iF_i \times L_i \times Tr_i \times EF \quad (3-4)$$

但し、PI: もたらされる集団摂取量（一定の交通量が迂回しなかった場合と迂回した場合の各々について計算）[g]、iF_i: 道路セグメント i からの排出ガスに対する iF [-]、L_i: 道路セグメント i の長さ [km]、Tr_i: 道路セグメント i の交通量 [台]、汚染物質の排出係数 [g/台/km] である。なお、L_i×Tr_i×EF は、道路セグメント i からの排出ガスの排出量 [g] を示す。

道路セグメント i の交通量は、迂回することになる交通量を a 台とし、汚染物質の排出係数は、b [g/台/km] として計算した。文字のまま計算する理由は、迂回によりどの程度 PI が減少するか、比率で検討する際通分されるためである。

3.2 結果

(1) 各道路セグメントからの排出に対する iF の推計結果

各道路セグメントを対象に iF を推計した結果を、図 3-1 に示す。産業道路（横羽線）では、排出量（L_i×Tr_i×EF）重付平均値で、1,842×10⁻⁶（981×10⁻⁶～2,604×10⁻⁶）と極めて高い値を示した一方、湾岸線経由の迂回路では 78×10⁻⁶（0×10⁻⁶～1,260×10⁻⁶）と低い値を示した。

る集団摂取量、ひいては集団健康影響に、約 20 倍の違いがある可能性があることを示唆している。また、走行距離の違いから、産業道路よりも湾岸線経由の迂回路の方が、排出量が約 2 倍多いけれども、iF は反対に迂回路の方が約 1/20 小さく、もたらされる集団摂取量も迂回路の方が約 1/10 小さくなることから（表 3-1）、集団摂取量ひいては集団健康影響の観点から、迂回路の方が望ましいことが示された。

迂回路の方が iF が低くなる原因として、海に近く風速が速いことに加え、人口がほとんど存在せず排出されても摂取される人口がないことが大きな原因であると考えられる。実際、異なる事例ではあるが、第 4 章で述べるように、人口密度は iF のばらつきを説明する上で、大変重要な要素であることが確認されている。

本研究で推計された iF 値を、道路セグメントを対象に iF が推計された既存の研究結果と比較すると、日本の神奈川県産業道路の iF は、ニューヨークシティ（NYC）のマンハッタンのストリートキャニオンと同じくらい極めて高い値となることが示され（表 3-2）、対策の必要性が集団健康影響の観点から、相対的に高いことが示唆された。

また、次章にて述べるに、通常レセプター範囲が広いほど、また解像度が高いほど iF が高くなる傾向にあるため、レセプター範囲が狭く、解像度が粗く、さらに呼吸量も低い値を採用している本研究の iF 値は、ボストンの事例と比べて、低い値が推計される傾向にあると考えられる。これにもかかわらず、本研究の産業道路の iF 値が、ボストンの事例よりも極めて高い値となったのは、風速は両者とも大きくは変わらないため、大気混合層高さの違い（産業道路周辺：約 240m、ボストン：約 900m）と人口密度の違い（産業道路周辺：約 9,913 人/km²、ボストン：約 4,815 人/km²）が大きく影響しているのではないかと考えられる。当然、大気混合層高さが高いほど、排出された汚染物質は拡散し大気中濃度が低くなり iF 値も低くなるし、人口密度が高いほど、同じ排出量でもより多くの人に摂取されるため iF 値も高くなる。

表 3-2 道路セグメントを対象に iF を推計した先行研究結果との比較

対象排出源	物質	iF 値 (範囲)	引用
産業道路	非反応	$1,842 \times 10^{-6}$ ($981 \times 10^{-6} \sim 2,604 \times 10^{-6}$)	本研究結果
迂回路 (湾岸線経由)	性物質	78×10^{-6} ($0 \times 10^{-6} \sim 1,260 \times 10^{-6}$)	
ボストン都市部	PM _{2.5}	12×10^{-6} ($0.8 \times 10^{-6} \sim 53 \times 10^{-6}$)	(Greco et al., 2007a)
NYC マンハッタン	PM _{2.5}	$2,200 \times 10^{-6}$	(Zhou and Levy, 2008)

(2) 本研究で提案した iF を利用した検討方法の特徴と、本研究の課題

本研究で用いた検討方法は、iF をセグメント単位で地図上に示すことで、どの地点の排出削減効果が高いのか、視覚的に検討可能になるという長所がある。また、実際に排出量が分からなくても、交通量の変化予測から、迂回の効果について、相対的・定量的に検討可能であることも示すことができた。さらに、集団健康影響を集団摂取量で検討することにより、健康影響発生件数等の、社会的にインパクトの大きな数字が独り歩きしてしまうという懸念も防ぐことが可能であると考えられる。

一方で、本研究は予備段階の検討であることから、様々な課題がある。例えば道路セグメントから 500m までの人口をレセプターとして、ボックスモデルという簡易的なモデルで iF を推計したため、詳細な各

地点における濃度差や 500m よりも遠い人口による摂取量を考慮できていない。このため今後、より詳細な大気拡散モデルを用いて、より広範囲の人口による摂取量を考慮した iF を推計する必要があると考えられる。また、本研究では具体的な汚染物質を対象にしていないことから、今後、健康影響が懸念される具体的な汚染物質を対象に、交通量や排出係数に絶対値を用いて排出量を推計し、iF を検討する必要があるかも知れない。さらに、今回対象とした地域は、迂回路周辺にほとんど住民がいないため、定量的な検討をしなくとも、集団健康影響の観点から迂回の方が望ましいことが容易に推測できる。このため、今後、既存のルートと迂回路の両者に住民がおり、どちらが望ましいか容易に推測できないような事例を対象にした方が望ましいと考えられる。

4 我が国の各都道府県から排出される自動車排ガスに対する iF 推計・比較に関する研究

4.1 方法

(1) iF の推計方法

自動車排出ガスの iF は、利用できる情報等により、研究ごとに多少の違いがあるものの、一般的には、対象とする排出地域からの排出に起因する年平均大気中濃度に、呼吸速度と人口を掛け合わせて集団摂取量を求め、排出量で割り算するという枠組みで推計されている。年平均大気中濃度の推計には、主に対象とする排出量から直接大気中濃度を推計する大気拡散モデルが用いられ、排出源のある地域単位として、レセプターを濃度の推計が可能な最大範囲まで考慮して、計算されることが多い (Greco et al., 2007b ; Tainio et al., 2009) 。そこで本研究においてもこのような諸外国における一般的な iF の推計方法にならば、対象とする排出都道府県 p (ソース) に対し、レセプターを我が国で利用可能な大気拡散モデル ADMER ver. 2.5.0 で、計算可能な最大範囲である日本全体とし、都道府県 p 内の自動車から排出された汚染物質に対する iF (iF_p) を推計する (式 4-1) 。レセプターの各グリッドサイズは、ADMER のデフォルトである 3 次メッシュ 5×5 個をひとまとめにした約 5×5 km とする。

$$iF_p = \frac{\sum_j (C_{p,j} \times P_j) \times Br}{\sum_i E_{p,i}} \quad (4-1)$$

但し、E_{p,i}: 都道府県 p 内のグリッド i からの年平均排出速度 [g/day]、C_{p,j}: 都道府県 p からの排出 (Σ_i E_{p,i}) によってもたらされる日本各地のグリッド j 中の年平均汚染物質濃度 [g/m³]、P_j: グリッド j 中の人口 [人]、Br: 平均呼吸量 [m³/day/人] である。これらは便宜的に、一日あたりの排出量に対する摂取量という形で計算が行われるが、単純に日数で均等に割り算されているだけであり、実際には年間の排出量に対する iF が対象である。

① 排出量

都道府県 p からの年間排出量は、平成 17 年度の PRTR データを採用した。これは、一般に公開され透明性が高いと考えられるため、また多くの既存の研究では年間の排出に対する iF が推計されている中で当データは年単位で集計されているからである。平成 17 年 (2005 年) 度のデータを採用した理由は、ADMER には、平成 17 年度の気象条件と 5×5 km メッシュ単位の人口データが内蔵されており、採用したこれらのデータとの年度的な整合性をとるためである。但し、NO_x は PRTR の対象ではないことから、対策地域を有する 8 都道府県 (埼玉、千葉、東京、神奈川、愛知、三重、大阪、兵庫) について、第 13 回中央環境審議会大気環境部会自動車排出ガス総合対策小委員会で提示された平成 17 年度の排出量を利用し (環境省, 2006) 、8 都道府県についてのみ iF を推計した。排出量を基に 365 日で割り算することで、都道府県 p からの年間排出量を基にした年平均排出速度 (Σ_i E_{p,i}) を求めた。具体的な数値は、付録 3 表 S3-3 にまとめた。

② 人口・呼吸量

我が国では 5 年毎に国勢調査が行われ、対象年の常住人口に関するデータが一般に公開されている。本研究では平成 17 年度の常住人口（夜間人口）を用いることとした。

呼吸量は、既存の研究では $12.2 \sim 20 \text{ m}^3/\text{day}/\text{人}$ と様々な値が採用されているが、本研究では産業技術総合研究所から日本人を対象にした際に用いる値として提案されている $17.3 \text{ m}^3/\text{day}/\text{人}$ （産業技術総合研究所, 2007）を採用した。

③ 対象排出に起因する汚染物質濃度

都道府県 p からの排出 ($\sum_i E_{p,i}$) によってもたらされる日本各地のグリッド j 中の年平均濃度 ($C_{p,j}$) は、ADMER ver. 2.5.0 を用いて推計した。年平均濃度を推計する際に必要となる排出速度 ($E_{p,i}$) は、上で用いた排出量 ($\sum_i E_{p,i}$) を基にし、ADMER の機能を用い、都道府県 p 内の各グリッド i に、交通量データで重み付けし割り振った。東京都からの排出 ($\sum_i E_{\text{Tokyo},i}$) に起因する各グリッド中ベンゼン濃度 ($C_{\text{Tokyo},j}$) の推計例を、図 4-1 に示す。

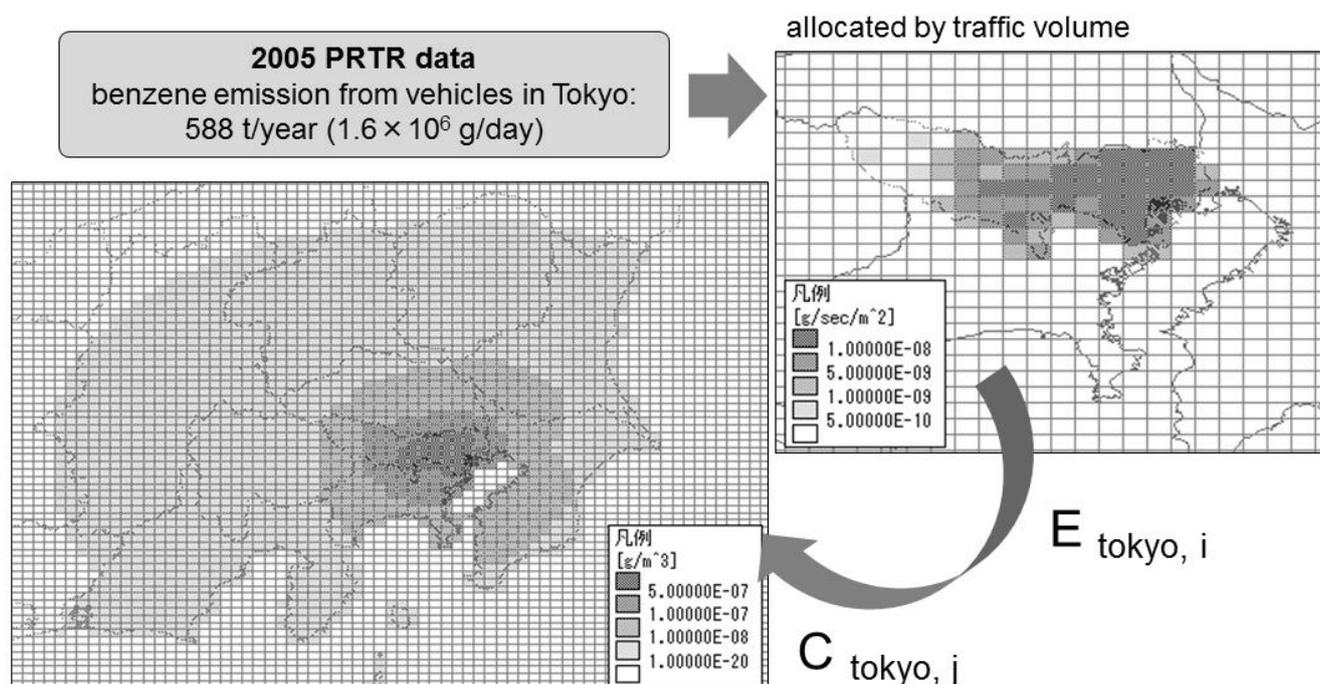


図 4-1 東京都からの排出量 ($\sum_i E_{\text{Tokyo},i}$) に起因する各グリッド j の大気中ベンゼン濃度 ($C_{\text{Tokyo},i}$) の例。
(濃度は陸地を含むグリッドだけに表示されている)

ADMER (Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk Assessment) とは、産業技術総合研究所を中心に開発されたプルーム・パフ型の大气拡散モデルであり、一般に公開され、多くのリスク評価に利用されている (中西 et al., 2007)。また、開発者により実測値との比較による検証が行われており、おおよそ ± 2 倍以内の濃度範囲で再現可能であることから、広域で平均濃度を検討するには十分な妥当性があると報告されている (中西 et al., 2007; 中西 et al., 2008)。

ADMER のグリッドには、行政区別の指標データ（交通量データや人口等）が存在し、都道府県 p

を含む各グリッド i に都道府県 p の排出量を割り振る場合、都道府県 p の総排出量が、交通量データに基づいて市区町村レベルに按分された後、該当するグリッドでの排出量として加算される（中西 et al., 2007；産業技術総合研究所, 2008）。また、 p 県内の人口による摂取量を計算する場合、各グリッド中濃度に、各グリッド中の p 県の人口を掛け合わせ、合計することで求められる。なお、交通量データは、開発チームにより、自動車輸送統計と道路交通センサスをベースに独自に作成されている（中西 et al., 2007）。

気象データは、平成 17 年度の AMeDAS 及び日射量と雲量を用いた。ADMER では、年平均濃度を計算する際、対象期間・各グリッドでの平均的な気象条件を、一日の時間区分（0～4, 4～8, 8～12, 12～16, 16～20, 20～24 時）ごとに、風向の出現頻度を 16 方位、風速を 5 段階（0～1, 1～3, 3～5, 5～8, 8～ m/s）として扱っている。濃度の推計範囲は、ADMER で計算可能な最大範囲である日本全体まで考慮した。

分解係数や乾性沈着速度、洗浄比については、詳細は後述するが（4.3 (5) ①）、各物質を対象に ADMER が用いられた既存の事例で採用された値を検討し決定した（表 4-1）。

表 4-1 ADMER で用いた物性値に関するパラメータ

物質	分解係数 [1/s]	乾性沈着速度 [m/s]	洗浄比 [-]
ベンゼン	6.2×10^{-7}	0	4.4×10^0
1,3-ブタジエン	6.17×10^{-5}	0	3.32×10^{-1}
NO _x	2.78×10^{-6}	1.6×10^{-3}	0.29×10^0

(2) レセプターの地理的範囲に関する検討方法

iF を計算する際、式 (4-1) の分子である総集団摂取量について考慮しなければならない地理的範囲は、定義上無限大である。例えば、東京都内から排出された汚染物質は、東京都の外側の道府県の人口によっても摂取されることになる。このため、東京都から排出された汚染物質の iF を推計するためには、式 (4-1) の分子である集団摂取量について、東京都内の人口による摂取量だけでなく、東京都からの排出に起因する東京都以外の道府県の人口による摂取量も足し合わせなければならない。Marshall et al. (2005) は、米国の各都市からの排出に対する iF を求めた際、レセプターとして対象排出都市内の人口しか考慮しなかった一方で、Greco et al. (2007b) は米国の各郡 (county) からの排出に対する iF を求めた際、レセプターとして米国本土全体の人口を考慮し、Tainio et al. (2009) は欧州の各国からの排出に対する iF を求めた際、レセプターとして欧州 39 か国の人口を考慮した。この時、対象地域から排出された汚染物質のうち、どれだけが最終的に排出地域内の人口により摂取された割合であるか検討し、排出地域外の人口による摂取の考慮の重要性を示している。

そこで、排出都道府県以外の摂取を考慮しなかった場合どの程度 iF 値に影響があるか、またそれはどのような特徴を持つ都道府県でより重要であるかを、本研究でも同様に、推計された iF 値のうち総集団摂取量のどの程度が対象排出都道府県内で摂取されたかという割合を用いて検討を行う。この割合は、iF の分子である集団摂取量について、日本全体まで考慮せず、排出都道府県内のみの人口による摂取だけしか考慮しない iF を求めた上で、これを日本全体の人口による摂取を考慮した場合の iF 値で割ることで求めた。

(3) ワンボックスモデルによる iF の推計方法

対象排出起因の濃度を最も簡単に推計するワンボックスモデル (one-compartment box model, 式 4-2) を用いても、iF の推計が可能であると指摘され (Marshall and Nazaroff, 2006)、実際にいくつかの研究では iF の推計に利用されている (Marshall et al., 2005; Stevens et al., 2007; Apte et al., 2012)。そこで、我が国の各都道府県からの排出を対象とした場合、このような簡易的なモデルを利用しても、より複雑な拡散モデルを用いた場合と近い iF 値が得られるのかどうか検討するために、非反応性汚染物質を対象としたワンボックスモデル (式 4-2) を用いた iF (式 4-3) も推計した。

$$C = E/uHA^{0.5} \quad (4-2)$$

$$iF = \frac{P \times Br \times C}{E} \quad (4-3)$$

但し、P: 対象都道府県内の人口 [人]、Br: 平均呼吸量 [$m^3/s/人$]、C: 対象都道府県内の年平均濃度 [g/m^3]、E: 対象都道府県内からの平均排出速度 [g/s]、u: 対象都道府県内の年平均風速 [m/s]、H: 対象都道府県内の年平均鉛直混合層高さ [m]、A: 対象都道府県の面積 [m^2]を示す ($uHA^{0.5}$: 移流または換気速度 [m^3/s]) である (排出量以外の個別のパラメータについては、付録 3 表 S3-2 参照)。

年平均風速や年平均鉛直混合層高さは、平成 17 年度の AMeDAS 及び日射量と雲量データから ADMER で推計した。

(4) 人口密度との関連性に関する検討

排出地域からの汚染物質に対する iF は、レセプターの中でも特に排出地域内の人口による摂取量の寄与が大きいことが指摘され、特に iF 値と排出地域内の人口密度との関連性が高いことが指摘されている (Marshall et al., 2005)。本研究では当指摘がどの程度該当するかどうか定量的に示すために、iF の推計値を各排出都道府県内の人口密度との回帰分析も実施する。

4.2 結果

(1) iF の推計結果

各都道府県内の自動車からの排出ガスの iF は、ベンゼンの場合、 2.7×10^{-6} (秋田県) ~ 130×10^{-6} (東京都) の範囲であり、東京都や大阪府、埼玉県等の人口の多いまたは周囲に人口の多い都道府県からの排出ほど iF 値が高い傾向が見られた (表 4-2)。また、最大値を示した東京都からの排出に対する iF 値と、最小値を示した秋田県からの排出に対する iF には約 50 倍の違いがあった。日本全体からの排出量のうち、どれだけ摂取されるかということを示す 47 都道府県からの排出に対する iF 値の排出量重付平均値は、 31×10^{-6} であった。

1,3-ブタジエンの場合は、 1.8×10^{-6} (秋田県) ~ 84×10^{-6} (東京都) の範囲であり、排出量重付平均値: 21×10^{-6} で、一般的にベンゼンより低い値となった (表 4-2)。iF 値の大小の都道府県間の順位について

4. 我が国の各都道府県から排出される自動車排ガスに対する iF 推計・比較に関する研究

は、おおよそベンゼンと同じ傾向であったが、特に滋賀県や岐阜県、山梨県等の、隣接して都府県があり海から離れている県からの排出は、ベンゼンと比較して iF 値が大きく減少していた。

NO_xについては、既述したように利用可能な排出量データの制約から、対策地域を有する 8 都府県（埼玉県、千葉県、東京都、神奈川県、愛知県、三重県、大阪府、兵庫県）についてのみ推計し、平均値が 54×10^{-6} （範囲： 8.7×10^{-6} ～ 110×10^{-6} ）であった（表 4-3）。同 8 都府県について、ベンゼンの場合、平均値が 62×10^{-6} （範囲： 9.9×10^{-6} ～ 130×10^{-6} ）であり、1,3-ブタジエンの場合、平均値が 40×10^{-6} （範囲： 6.3×10^{-6} ～ 84×10^{-6} ）であった。

表 4-2 各都道府県 p 内の自動車から排出されるベンゼンと 1,3-ブタジエンに対する iF (単位: 1/million)

ベンゼン				1,3-ブタジエン			
排出地域 p	iF 値	排出地域 p	iF 値	排出地域 p	iF 値	排出地域 p	iF 値
1. 北海道	8.6	25. 滋賀県	17	1. 北海道	5.9	25. 滋賀県	9.2
2. 青森県	4.4	26. 京都府	46	2. 青森県	3.1	26. 京都府	27
3. 岩手県	3.8	27. 大阪府	86	3. 岩手県	2.4	27. 大阪府	57
4. 宮城県	10	28. 兵庫県	32	4. 宮城県	7.0	28. 兵庫県	21
5. 秋田県	2.7	29. 奈良県	28	5. 秋田県	1.8	29. 奈良県	16
6. 山形県	5.5	30. 和歌山県	7.0	6. 山形県	3.4	30. 和歌山県	4.7
7. 福島県	5.5	31. 鳥取県	3.8	7. 福島県	3.5	31. 鳥取県	2.7
8. 茨城県	17	32. 島根県	3.4	8. 茨城県	10	32. 島根県	2.2
9. 栃木県	14	33. 岡山県	12	9. 栃木県	8.5	33. 岡山県	7.8
10. 群馬県	18	34. 広島県	12	10. 群馬県	11	34. 広島県	8.0
11. 埼玉県	85	35. 山口県	6.3	11. 埼玉県	51	35. 山口県	4.0
12. 千葉県	43	36. 徳島県	7.0	12. 千葉県	28	36. 徳島県	4.8
13. 東京都	130	37. 香川県	10	13. 東京都	84	37. 香川県	6.8
14. 神奈川県	66	38. 愛媛県	7.4	14. 神奈川県	45	38. 愛媛県	5.1
15. 新潟県	5.6	39. 高知県	6.7	15. 新潟県	3.8	39. 高知県	5.0
16. 富山県	8.1	40. 福岡県	23	16. 富山県	5.5	40. 福岡県	15
17. 石川県	6.6	41. 佐賀県	10	17. 石川県	4.7	41. 佐賀県	6.2
18. 福井県	5.7	42. 長崎県	7.2	18. 福井県	3.9	42. 長崎県	5.0
19. 山梨県	11	43. 熊本県	12	19. 山梨県	6.0	43. 熊本県	7.6
20. 長野県	7.0	44. 大分県	6.5	20. 長野県	4.1	44. 大分県	4.5
21. 岐阜県	19	45. 宮崎県	4.5	21. 岐阜県	11	45. 宮崎県	3.2
22. 静岡県	14	46. 鹿児島県	6.3	22. 静岡県	9.8	46. 鹿児島県	4.4
23. 愛知県	41	47. 沖縄県	6.1	23. 愛知県	27	47. 沖縄県	4.7
24. 三重県	9.9	日本全体	31	24. 三重県	6.3	日本全体	21

※ 有効数字 2 桁

表 4-3 8 都府県 p 内の自動車から排出される NO_x に対する iF (単位: 1/million)

排出地域 p	iF 値	排出地域 p	iF 値	排出地域 p	iF 値	排出地域 p	iF 値
11. 埼玉県	72	13. 東京都	110	23. 愛知県	36	27. 大阪府	76
12. 千葉県	38	14. 神奈川県	60	24. 三重県	8.7	28. 兵庫県	29

※ 有効数字 2 桁

(2) レセプターの地理的範囲に関する検討結果

47 都道府県すべてについて、各々の iF 値のどの程度が排出地域内における摂取量であるのか割合を求めたところ、ベンゼンについては、平均値: 85%、範囲: 52% (埼玉県) ~ 100% (沖縄県) であり、1,3-ブタジエンについては、平均値: 86%、範囲: 54% (埼玉県) ~ 100% (沖縄県)であった。

当該割合の特徴について、ベンゼンの例を用いて説明すると、排出の多い地区が都県内の県境付近まで広がり、かつ比較的人口密度の高い地域が県境の外側に存在する埼玉県 (52%) や茨城県 (58%)、千葉県 (58%)、岐阜県 (58%) 等では、排出された汚染物質のうち、排出県外で摂取される割合が大きい傾向がみられた。反対に、海で囲まれた沖縄県 (100%) や北海道 (100%)、排出の多い地区が県内の比較的中心部または海に面しており県境から離れているような青森県 (99%) や高知県 (99%)、宮城県 (98%)、新潟県 (98%) 等では、排出された汚染物質のうちほとんどが排出道県内で摂取された。なお、各物質の各都道府県からの排出量に起因する各都道府県内における集団摂取量については、付録 3 表 S3-4、S3-5、S3-6 に示した。

(3) ワンボックスモデルによる iF の推計結果

非反応性物質を対象にワンボックスモデルを用いて推計した iF は、最大値: 85×10^{-6} (東京都)、最小値: 2.9×10^{-6} (高知県) であり、算術平均値: 13×10^{-6} 、排出量重付平均値は 21×10^{-6} であった。一般的に非反応性物質として扱われているベンゼンを対象に、ワンボックスモデルと同じように対象排出都道府県内の人口をレセプターとして、 $5 \times 5 \text{ km}$ グリッドの ADMER で推計した iF 値 (算術平均値: 15×10^{-6} 、排出量重付平均値: 23×10^{-6}) と比較したところ、ワンボックスモデルを用いた iF 値の方が、平均的に 1 割程度低い傾向が見られた (図 4-2)。なお、個別の値については付録 3 表 S3-2 に示した。

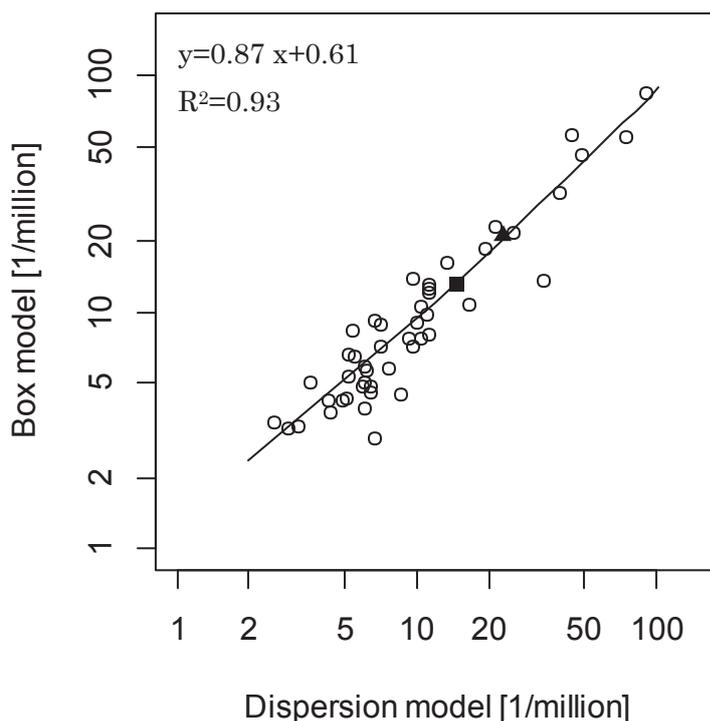


図 4-2 5×5km グリッドの拡散モデル (ADMER) とワンボックスモデルによる iF 値の違い
 (x, y ともに対数軸であり、両者は同じレセプター範囲を設定し計算)
 ■: 算術平均値 (x: 14.6, y: 13.2) 、▲: 排出量重付平均値 (x: 22.9, y: 21.1)

(4) 人口密度との関連性に関する検討結果

ADMER で推計した各都道府県から排出されたベンゼンに対する iF (y) と、排出都道府県内の人口密度 (x) との関連性について対数変換し回帰分析を行ったところ、 $R^2 = 0.79$ ($y = 0.093 x^{0.83}$) と、排出地域内の人口密度により iF がよく説明されていた (図 4-3)。ただし、埼玉県のように、排出県内だけでなく、周囲にも人口密度の高い地域がある場合、iF 値を排出都道府県内の人口密度で説明する回帰直線から、離れていく傾向にあった。

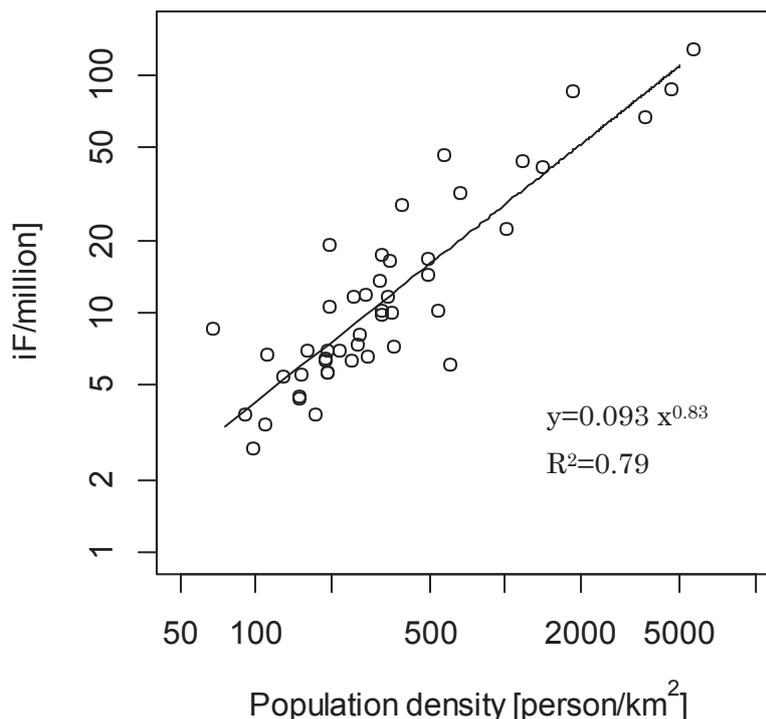


図 4-3 ADMER によるベンゼンの iF 値と人口密度の散布図 (x, y ともに対数軸)

4.3 考察

(1) 都道府県間の iF 値の違いと解釈

p 県からの排出に対する iF 値は、p 県域内や周辺に人口が多い程、p 県からの排出に起因する摂取量が増加し、値が高くなる傾向が見られた。この原因として、一般的に排出地域やその周辺の人口密度が高いと、単位排出量あたりより多くの汚染物質が摂取されるためであると考えられる。実際に、排出都道府県内の人口密度だけで、その都道府県から排出されるベンゼンに対する iF について、大部分 ($R^2 = 0.79$) を説明できることが示された (図 4-3)。

一般的に、対象とした排出に起因する集団摂取量に関する推計結果を iF 値として示すことで、排出と摂取の関連性に関する検討を、容易に行うことができるようになることが iF の長所として指摘されている (Bennett et al., 2002b ; Marshall and Nazaroff, 2006)。例えば、我が国では都道府県単位で自動車排出ガスの排出量に関する情報が PRTR データという形で一般に公開されているが、本研究の成果を用いることで、単純な排出量の多寡だけではなく、それによりもたらされる集団摂取量がどの程度であるのか、または単位排出削減あたりの削減可能な集団摂取量が都道府県ごとにどの程度異なるのかという検討が、定量的に可能になる。例えば、PRTR データによると平成 17 年度の自動車からのベンゼンの排出量は、東京都: 588 t/Y に対し、神奈川県: 474 t/Y は約 2 割少ない程度であるが、東京都: 130×10^{-6} 、神奈川県: 66×10^{-6} と iF の値に約 2 倍の違いがあり、集団摂取量にすると、東京都: 76 kg/Y、神奈川県: 31 kg/Y と、約 2.5 倍の違いがみられる。このことから、排出量だけを見た場合、両者の排出削減対策の重要性はあまり変わらないように見えるが、集団摂取量や集団健康影響の観点からは、東京都からの単位

排出削減効果が高くなる。都道府県別の排出に対する iF 値は、最大で約 50 倍の違いがみられたことから、集団摂取量や集団健康影響の観点からの自動車排ガスの単位排出削減効果が、各都道府県間で 50 倍程度異なる可能性がある。

(2) 推計方法間の iF 値の違いに関する検討

①レセプター範囲による iF 値への影響に関する検討

iF の全レセプターによる摂取量全体のうち、排出地域内のレセプターにより摂取された割合について、本研究におけるベンゼンに関する結果は、平均値: 85% (範囲: 52 ~ 100%) であった。

欧州の各国を排出地域として推計された iF 値の場合、平均で 40%が排出地域内の摂取によるものと報告されており (Tainio et al., 2009)、また米国の各郡を排出地域として iF を推計した事例では、平均で 16% (範囲: 0.1~92%) と報告されており (Greco et al., 2007b)、本研究以上に排出域外のレセプターによる iF 値への寄与が大きい状況もあり得ることが示唆される。

②ボックスモデルによる iF 値への影響に関する検討

本研究では、排出地域を仮想的なひとつのグリッドとして扱うワンボックスモデルを用いた方が、5×5 km グリッド単位で計算が行われる ADMER でレセプター範囲を排出都道府県内だけとした結果よりも、平均的に 1 割ほど低い傾向であった。この理由は、高解像度で検討するほど、高濃度領域が再現しやすく、また高濃度領域には一般的に人口が多いことが考えられる。

一方で、メキシコシティの都市部のみからの排出に対する iF を、レセプターを同都市部内の人口に限り推計した事例では、ワンボックスモデルを用いたところ、典型的非反応性汚染物質の iF が 120×10^{-6} であったのに対し、3×3km グリッドの CAMx 拡散モデルを利用したところ、非反応性物質として CO の iF が 61×10^{-6} であると、ワンボックスモデルを用いた iF 値の方が高い結果が報告されている (Stevens et al., 2007)。この原因として、メキシコシティ 1 地域だけという少ない標本で検討を行っていることに加え、CAMx が、平均的な気象・排出条件から濃度を推定するプルーム・パフ型のモデルではなく、詳細な経時変化を表現するオイラー型のモデルであることも考えられる。すなわち、グリッドの解像度を上げることによる iF 値の増加よりも、排出速度と気象条件の経時変化を考慮することによる iF 値の低下の方が、影響が大きい可能性がある。これを裏付けるように、Stevens et al. (2007) は、ワンボックスモデルの中で排出速度、気象条件の経時変化を考慮すると、iF 値が 40×10^{-6} という、平均的な排出・気象条件でワンボックスモデルを用いた場合 (120×10^{-6}) と比べ低い値となったことも報告している。これは推計される平均濃度が低下したためであり、その理由として、経時的な排出速度と大気混合層高さの組み合わせによる可能性があることが考察されている。

ところで、Marshall et al. (2005) は、米国の各都市を対象に、域内の濃度を一様と仮定して検討するワンボックスモデルや経験的モデル、NATA で利用された国勢統計区グリッド単位で検討するプルーム型拡散モデル ASPEN で iF を推計しているが、同一の排出地域・排出時期、すなわち同一標本を対象としたものでないため、当研究結果から異なる推計方法による iF 値への影響を検討することは難しい。

③既存の知見からの解像度の iF 値への影響に関する検討

Tainio et al. (2009) によると、フィンランドの人為活動により生じる PM_{2.5} に対する iF を、大気拡散モデル SILAM を利用し濃度や人口を約 30×30km グリッドで、レセプターとして欧州 39 か国の人口を考慮して推計した場合、iF 値は 0.58×10^{-6} であり、そのうちフィンランド内の人口による摂取は、45% であった。一方、同モデルで約 5×5km グリッドで、レセプターをフィンランド周辺国のみと狭い範囲で推計した場合、 0.57×10^{-6} と iF 値はほとんど変わらなかったが、そのうちフィンランド国内の人口による摂取の割合は、64% であった (Tainio et al., 2009)。このことから、5×5km グリッドでは、レセプターをフィンランド国内の人口だけとして iF を求めると、 $0.57 \times 10^{-6} \times 0.64 = 0.36 \times 10^{-6}$ となる。そして、欧州 39 か国をレセプターとして iF を推計した場合のフィンランド国内外の摂取の寄与率の比が 45:55 であることが、5×5km グリッドでも適用可能であるとする、5×5km グリッドでレセプターを欧州 39 か国として推計された iF 値は、 $0.36 \times 10^{-6} \times 100/45 = 0.8 \times 10^{-6}$ となる可能性がある。すなわち、同じレセプター範囲で検討した場合、解像度を 30×30km から 5×5km グリッドへと 6 倍拡大することで、iF が約 1.4 倍上昇する可能性があることが示唆される。ただし、欧州 39 か国をレセプターとした 5×5km グリッドでのフィンランド国内外の摂取寄与率の比は、実際には、30×30 km の場合 (45:55) と、5×5km で近傍地域のみを考慮した場合 (64:36) の中間にあるはずなので、45:55 の比率を用いた本検討は、やや過大評価である可能性がある。

Greco et al. (2007b) は、米国の各郡からの排出に対する iF を、レセプターを米国本土全体の人口として、各郡をグリッド単位として、iF を推計し、排出量重付平均値が 2.5×10^{-6} であったと報告している。一方、Lobscheid et al. (2012) は、同 iF を、郡の外側の国勢統計区から 50km 以内の人口をレセプターとして、各国勢統計区をグリッド単位として iF を推計したところ、排出量のかわりに人口で重み付けした平均値が 8.6×10^{-6} であったと報告している。郡や国勢統計区をグリッドとして、両者の結果を比較する場合、両者とも個々のグリッドの面積が等しくないため、解像度について単純な比較検討はできない。但し、本土の郡の面積は 59 km² (NY County) ~ 51947 km² (San Bernardino County, California) であり、国勢統計区の面積に関する情報は得られなかったが、両者の数を比較すると、郡が 3108 に対し、国勢統計区が 64,991 と約 20 倍であることから、解像度もおおよそ約 20 倍 (3~260 km²) となる可能性があると考えられる。すなわち、解像度を 59~51947 km² から 3~260 km² へと約 20 倍拡大することで、iF が約 3.4 倍上昇する可能性があることが示唆される。

(3) 海外で報告されている iF 値との違いと解釈

推計した iF 値を、既存の iF の報告値と直接比較を行う場合、同じ呼吸量を用いて調整した上で、比較検討する必要があると指摘されているため (Heath et al., 2006)、本項では、本研究で利用した呼吸量 (17.3 m³/day) で調整した上で、4.3 (2) 項の議論を踏まえながら、比較を行った。また、排出地域の排出量が不明な場合に、人口で重み付けして平均を算出している研究があるが (Marshall et al., 2005 ; Apte et al., 2012 ; Lobscheid et al., 2012)、これは人口と排出量に強い相関があるため、本研究結果でもこの相関は確認されており、論理的には排出量で重み付けするのが正しいが、結果的にはどちらで重み付けしても影響はほとんどない。

Marshall et al. (2005) によると、米国の各都市からの自動車排出ガスに対する iF 値を、レセプターを排出都市内の人口として、国勢統計区をグリッド単位とした拡散モデル ASPEN で推計したところ、排出量

の代わりとして人口で重み付けした平均値が、ベンゼンが 9.9×10^{-6} (呼吸量調整値)、1,3-ブタジエンが 4.4×10^{-6} (呼吸量調整値) と報告されている。これに対し、本研究で各都道府県からの排出を対象に、 $5 \times 5 \text{ km}$ グリッドで推計した iF の排出量重付平均値は、ベンゼンが 31×10^{-6} 、1,3-ブタジエンが 21×10^{-6} であった。本研究でレセプターの範囲を排出都道府県 p 内の人口だけとしても、iF 値が平均的に 85%程の値になる程度であり、また本研究のグリッドの面積と比べ米国の国勢統計区の面積は狭い領域や広い領域どちらも存在しどちらが解像度が高いと判断し難いことを踏まえると、多少の不確実性は残るものの、我が国の iF 値の方が高くなる傾向であると言えると考えられる。なお、厳密には、Marshall et al. (2005) は、NATA (National-scale Air Toxics Assessment) という別の調査にて同モデルで推計された各国勢統計区の濃度を、都市内で単純に平均したものを、都市内人口の平均曝露濃度として利用している。このため、都市内部の地域ごとに異なる濃度と人口の違いが考慮されていないように見える。しかし、米国の国勢統計区の人口は、ほとんど同じ人数となるように区画されているので、国勢統計区をグリッド単位として濃度を都市内で平均することは、等間隔・等面積のグリッドを利用して、人口重付平均濃度を求めることと、実質的には同じことになると指摘されている。

また、ベンゼンや CO 等の非反応性物質と、一次粒子としての $\text{PM}_{2.5}$ の iF は、比較的近い値となる (Stevens et al., 2007; Zhou and Levy, 2008) ことも指摘されている。本研究と同じ $5 \times 5 \text{ km}$ グリッドで推計されたフィンランド国内全体の自動車から排出された一次 $\text{PM}_{2.5}$ に対する iF 値である 0.59×10^{-6} (呼吸量調整値) (Tainio et al., 2009) は、4.3 (2) ③ で検討したようにレセプターの範囲を広くとることで、1.4 倍となる可能性があることを考慮したとしても、本研究の排出量重付平均値の方が、格段に高い値となる傾向がうかがえる。Greco et al. (2007b) によって求められた米国内全体の自動車から排出された一次 $\text{PM}_{2.5}$ に対する iF 値は 2.2×10^{-6} (呼吸量調整値) であり、国勢統計区まで解像度を上げたとしても、iF 値は 10.6×10^{-6} (呼吸量調整値) と (Lobscheid et al., 2012)、本研究の排出量重付平均値の方が高くなる傾向がうかがえる。

我が国の iF 値の方が高くなる傾向となる主な理由として、都道府県間の iF 値の違いと同様に、人口密度の違いが主な理由であると考えられる。実際に、平成 17 年時点の人口密度は、日本: 343 人/km^2 、米国: 31 人/km^2 、フィンランド: 16 人/km^2 (総務省, 2013) と、我が国では高くなっている。都道府県間の iF の違いにおける人口密度の寄与に関する検討からも (図 4-3)、iF 値の違いについて、人口が重要な要素であることを示している。

一般的に、iF が大きいということは、単位排出量あたり、より多くの集団摂取量ひいては健康影響発件数等がもたらされることを示唆している。我が国の自動車排出ガスに対する iF 値が、海外における既存の報告値と比べ、高い傾向であったことから、我が国では、集団摂取量・集団健康影響の観点からの自動車排ガスの単位排出削減効果が、米国やフィンランド等と比較して、相対的に高いことが示唆された。

ところで、Apte et al. (2012) は、Stevens et al. (2007) のような経時変化を考慮したワンボックスモデルを用いて、世界中の都市からの非反応性汚染物質の排出に対する iF を推計する際、我が国のいくつかの都市の iF も推計し、排出量の代わりに人口で重み付けした平均値が 60×10^{-6} (呼吸量調整値) であったと報告している。一方、本研究でワンボックスモデルを用いた排出量重付平均値は 21×10^{-6} であった。4.3 (2) ②で述べたように経時変化を考慮したワンボックスモデルによる iF 値が、考慮しない場合と比べ、1/3 程の値となると指摘されていることを踏まえると (Stevens et al., 2007)、一層、本研究結果は、Apte

et al. (2012) による iF 値よりも、低い傾向にあると言える。これは、Apte et al. (2012) は、人口が 10 万人以上の都市だけを対象としており、比較的人口の少ない地域を対象に含めていないことが原因であると考えられる。このことから、Apte et al. (2012) による結果は、都市間の iF を比較するには問題ないが、我が国全体としての iF の傾向を示すものとしては偏りのあるものであると考えられる。

(4) 物質間における iF 値の違いについて

本研究では、同じ排出都道府県であっても、物質ごとに iF 値が異なっており、ベンゼンよりも 1,3-ブタジエンの方が約 1/3 程低い値となった。この傾向は、米国の各都市からの自動車排出ガスに対する iF 値でも確認されており、理由として、比較的分解しやすい物質ほど、排出されてから人に摂取されるまでに分解し、摂取される割合が減少することが反映したためであると指摘されている (Marshall et al., 2005)。このために、本研究でベンゼンと 1,3-ブタジエンの iF 値を比較したところ、特に滋賀県や岐阜県、山梨県等の、隣接して都道府県があり海から離れている県からの排出は、ベンゼンと比較して iF 値が大きく減少していたものと考えられる。すなわち、比較的分解し難いベンゼンは、周囲の都道府県でも多く摂取されていたが、1,3-ブタジエンの場合は分解し易く、周囲の都道府県で摂取される割合が、ベンゼンと比べて低くなったためであると考えられる。

一方で、米国の SoCAB からの自動車排出ガスを対象とした事例では、ベンゼン: 48×10^{-6} 、CO: 46×10^{-6} というように、非反応性物質同士の iF 値は、ほとんど変わらないことも報告・指摘されている (Marshall et al., 2003)。

(5) 今後の検討課題

① 採用した物性値の根拠と課題

ベンゼンの分解係数について、 6.2×10^{-7} [1/s] (製品評価技術基盤機構 and 化学物質評価研究機構, 2007)、 6.15×10^{-7} [1/s] (中西 et al., 2008)、 1.23×10^{-6} [1/s] (千葉県, 2013) という値が採用されている中で、製品評価技術基盤機構と化学物質評価研究機構 (2007) の値は、他の 2 つの報告値のように OH ラジカルとの反応だけでなく、オゾンや硝酸ラジカルとの反応も考慮されており、より実態を反映できるものと考え、本研究では 6.2×10^{-7} [1/s] を採用した。乾性沈着速度については、0 [m/s] (製品評価技術基盤機構 and 化学物質評価研究機構, 2007; 千葉県, 2013)、 5.0×10^{-4} [m/s] (中西 et al., 2008) という値が採用されている中で、中西 et al. (2008) により採用された値が、風速が高め等日本の実態を反映しない仮定のモデルを用いた結果であり、また直接ベンゼンを対象として求められた値でもなく、他の 2 つの報告値でも採用されていないことから、本研究では 0 [m/s] を採用した。洗浄比については、どの事例でも同じ基準で同じ値が求められ採用されていたことから (製品評価技術基盤機構 and 化学物質評価研究機構, 2007; 中西 et al., 2008; 千葉県, 2013)、本研究では 4.4 [-] を採用した。

1,3-ブタジエンの分解係数について、 1.75×10^{-5} [1/s] (中西 et al., 2003; 中西 et al., 2004)、 6.66×10^{-5} [1/s] (千葉県, 2013) という値が採用されている。中西 et al. (2003) と中西 et al. (2004) による値は硝酸ラジカルとの反応だけしか考慮されておらず、一方千葉県 (2013) による値は OH ラジカルとの反応だけの考慮であったことから、本研究では、ベンゼンの分解係数について中西 et al. (2008) が採用したのと同じ基準で、すなわち OH ラジカル、オゾン、硝酸ラジカルとの反応を考慮した分解係数を独自に計

算し採用した。乾性沈着速度については、どの事例でも同じ値が用いられていたことから（中西 et al., 2003；中西 et al., 2004；千葉県, 2013）、本研究では 0 [m/s] を採用した。洗浄比については、1.0 [-]（中西 et al., 2003；中西 et al., 2004）、0.332 [-]（千葉県, 2013）という値が採用されている中で、中西 et al. (2003) と中西 et al. (2004) により用いられている値の根拠が、他の揮発性炭化水素類と同程度という曖昧なものである一方、千葉県 (2013) の値は、ベンゼンと同じ基準で 1,3-ブタジエンについて求められた値であるので、本研究では 0.332 [-] を採用した。

NO_xについて ADMER に用いられた値は、Higashino et al. (2003) によるものしか確認できなかったため、本研究では Higashino et al. (2003) による値を採用した。

しかし、これらのパラメータに関する知見は十分ではなく、環境等の状況に応じて、値が異なることも想定されるため、今後新たな知見が得られた際は、再度検討する必要があると考えられる。

②グリッドの解像度に関する課題

ADMER にはデフォルトの 5×5km グリッドだけでなく、約 1×1km、約 500×500m、約 100×100m のサブグリッド単位で計算できる機能があり、全体の排出量を約 1×1 km グリッドに割り振るための交通量データも用意されている。しかし、サブグリッド計算では、PC 特にメモリへの負荷が大きいことに加え、内蔵の交通量データに基づいて特定の都道府県のグリッドだけに排出量を割り当てたり、人口データと組合せた濃度の集計ができない等、ADMER の機能上の課題もある。このため、本研究では、ADMER のデフォルトのグリッドである 5×5km グリッドを採用した。しかし、高濃度が想定される道路付近の集団による摂取量の影響を十分に捉えて iF を推計するためには、もっと小さなグリッドでの iF の推計が必要になる。本研究では、5×5km グリッドでの ADMER とワンボックスモデルによる iF 値の比較、異なるグリッド解像度が用いられた既往研究から、4.3 (2) で述べたように検討し、解像度が細かくなると iF 値が高くなる傾向にあることが示唆された。しかし、解像度と iF 値の関連性に関する知見は十分ではなく、iF を推計していく上で実用的な観点からどの程度のグリッド解像度が求められるか示すためにも、今後本研究で用いた 5×5km グリッド解像度よりも細かいグリッドでの検討を試みる必要がある。

③その他の課題

対象とした地域からの排出に起因する大気中濃度等を直接測定することが困難であることから、求めた iF 値の妥当性を検証することは難しいと指摘されている（Zhou et al., 2006）。このため、本研究で求められた iF 値の妥当性を示すために、本研究で採用した物性値に関するパラメータの不確か性やモデルそのものの不確か性による iF 値への影響等に関するモンテカルロシミュレーション等を通じた定量的検討も、今後必要になってくると考えられる。

また、より妥当性の高い iF 値の推計するためには、iF の推計方法に関するさらなる検討が、必要になってくると考えられる。例えば、現実の世界では濃度や呼吸量、人口は時間とともに変動するため、これらの経時変化を考慮した iF の推計方法に関する検討も必要になると考えられる。また、呼吸量は性、年齢によって大きく異なるため、都道府県別の人口の性、年齢構成についての検討も必要になる。さらに、ほとんどの iF の研究では屋外濃度を曝露濃度としているが、多くの人は 1 日の大半を屋内で生活しているため、このような生活行動について考慮した場合の影響についても検討していく必要があると考えられる。

5 自動車排ガスを対象にした経時変化を考慮した iF の推計方法に関する研究

5.1 方法

特に人口の移動の影響が捉えられるように、夜間と昼間の人口の違いが比較的大きいと考えられる 3 大都市やその周辺の都市を含む、8 都府県（埼玉、千葉、東京、神奈川、愛知、三重、大阪、兵庫）からのベンゼンの排出を対象に、次の場合の iF を推計した。

① 排出速度の経時変化 ($E_{p,i,t}$) を考慮 ($iF_{p,v1}$)

$$iF_{p,v1} = \frac{\sum_i (Cv_{p,i,av} \times P_i) \times Br}{\sum_i \sum_t E_{p,i,t}} \quad (5-1)$$

② 排出速度の経時変化 ($E_{p,i,t}$) と人口の経時変化 ($P_{i,t}$) を考慮 ($iF_{p,v2}$)

$$iF_{p,v2} = \frac{\sum_i \sum_t (Cv_{p,i,t} \times P_{i,t}) \times Br}{\sum_i \sum_t E_{p,i,t}} \quad (5-2)$$

③ 排出速度の経時変化 ($E_{p,i,t}$)、人口の経時変化 ($P_{i,t}$) および呼吸量の経時変化 (Br_t) を考慮 ($iF_{p,v3}$)

$$iF_{p,v3} = \frac{\sum_i \sum_t (Cv_{p,i,t} \times P_{i,t}) \times Br_t}{\sum_i \sum_t E_{p,i,t}} \quad (5-3)$$

但し、 $E_{p,i,t}$: 都道府県 p 内のグリッド i からの時間帯 t (0~4、4~8、8~12、12~16、16~20、20~24 時) における年平均排出速度 [g/4h]、 $Cv_{p,i,av}$: 各時間帯 t 別の排出速度の違いを考慮した、都道府県 p 内の全グリッドからの排出 ($\sum_i \sum_t E_{p,i,t}$) に起因する、グリッド i 中の年平均汚染物質濃度 [g/m³]、 $Cv_{p,i,t}$: 各時間帯 t 別の排出速度の違いを考慮した、都道府県 p 内の全グリッドからの排出 ($\sum_i \sum_t E_{p,i,t}$) に起因する、グリッド i 中の時間帯 t における年平均汚染物質濃度 [g/m³]、 P_i : グリッドセル i 中の常住人口 [人]、 $P_{i,t}$: グリッドセル i 中の時間帯 t (夜間人口: 0~4、4~8、20~24、昼間人口: 8~12、12~16、16~20 時) の人口 [人] (H17 年度の国勢調査、付録 3 表 3-9 参照)、 Br : 平均呼吸量 [m³/day/人]、 Br_t : 時間帯 t における平均呼吸量 [m³/4h/人] である。

なお、排出速度を各時間帯に割り振るための比率は、各都道府県の各時間帯別の交通量データの中で (国土交通省, 2012)、24 時間分のデータのある単位区間の交通量を、都道府県ごとに平均した値を利用した (具体的な比率は、付録 3 表 S3-7 参照)。呼吸量は、用いた平均呼吸量 (17.3 m³/day/人) を、各個人の活動量を考慮に入れて推計された集団呼吸量の経時変化に関する既存の研究報告 (Marshall et al., 2003) を基に重み付けをし、各時間帯に割り振った (具体的な比率は、付録 3 表 S3-8 参照)。

5.2 結果

経時変化を考慮せずに8都府県についてベンゼンを対象に推計した iF_p が、平均値: 62×10^{-6} 、範囲: $9.9 \times 10^{-6} \sim 130 \times 10^{-6}$ 、であったのに対して、①排出速度の経時変化 ($E_{p,i,t}$) を考慮した $iF_{p,v1}$ は、平均値: 52×10^{-6} 、範囲: $8.4 \times 10^{-6} \sim 113 \times 10^{-6}$ 、②排出速度の経時変化 ($E_{p,i,t}$) と人口の経時変化 ($P_{i,t}$) を考慮した $iF_{p,v2}$ は、平均値: 53×10^{-6} 、範囲: $8.3 \times 10^{-6} \sim 120 \times 10^{-6}$ 、③排出速度の経時変化 ($E_{p,i,t}$)、人口の経時変化 ($P_{i,t}$) および呼吸量の経時変化 (Br_t) を考慮した $iF_{p,v3}$ は、平均値: 52×10^{-6} 、範囲: $8.3 \times 10^{-6} \sim 116 \times 10^{-6}$ であった (図 1)。 $iF_{p,v1} \sim iF_{p,v3}$ は、 iF_p と比べて 80~90%程の値となり、わずかに低い値を示す傾向にあることが分かったが、 $iF_{p,v1} \sim iF_{p,v3}$ 間では大きな違いは見られなかった (図 5-1)。

なお、 $iF_{p,v1} \sim iF_{p,v3}$ の具体的な値や、都府県 p からの排出に起因する各時間帯別・各都道府県別の集団摂取量は、付録 3 表 10~12 に示した。

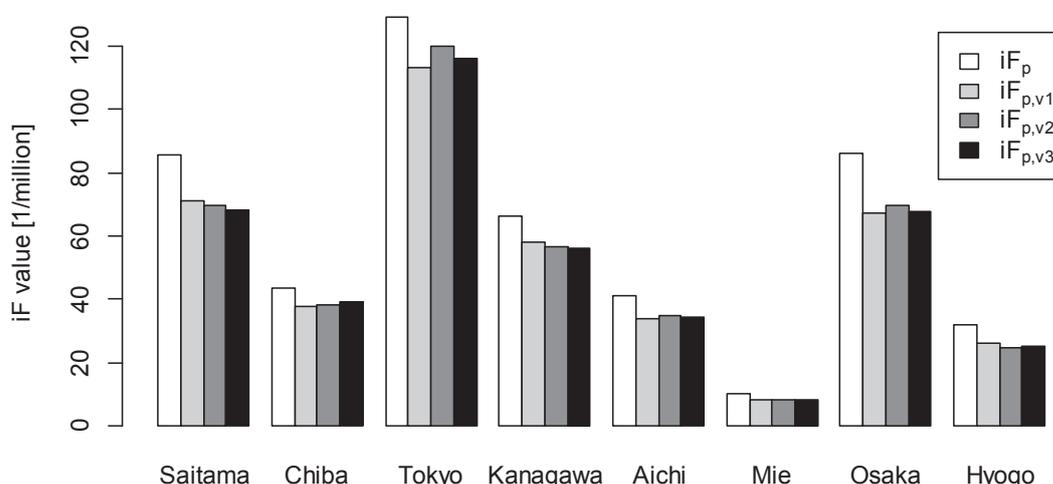


図 5-1 経時変化を考慮しなかった場合と考慮した場合の iF 値

iF_p : 経時変化を考慮せずに推計した iF 、 $iF_{p,v1}$: 排出速度 ($E_{p,i,t}$) の経時変化を考慮して推計した iF 、 $iF_{p,v2}$: 排出速度 ($E_{p,i,t}$) と人口 ($P_{i,t}$) の経時変化を考慮して推計した iF 、 $iF_{p,v3}$: 排出速度 ($E_{p,i,t}$) と人口 ($P_{i,t}$)、呼吸量 (Br_t) の経時変化を考慮して推計した iF

5.3 考察

排出速度の経時変化を考慮した場合の iF が、考慮しない場合と比べて、全ての都府県において、1~2割ほど低い値となった原因は、排出速度を一定としたほうが、排出速度の経時変化を考慮した場合に比べ、推計される年平均濃度が低くなることに起因していた。この理由として、大気混合層高さが高い程、また風速が速い程、同じ排出速度でも、一般的に大気中濃度は低くなることから (中西 et al., 2007)、このような気象条件の時間帯に排出速度が速かったことが原因であると考えられる。また、推計された東京都内の汚染物質濃度の経時変化を確認したところ、排出速度一定の場合、午前 0~4 時にピークが現れるという谷型の濃度変化であった。一方、経時変化を考慮した場合、4~8 時と 16~20 時に濃度変化のピークが現れており、平成 12 年と 13 年の都内の自排局での連続測定による各時間帯別年平均濃度デ

ータではあるが、午前と午後にピークが現れるという実際の濃度の経時変化の傾向 (Hoshi et al., 2002) に近く、より実態を反映していたと考えられる。

人口の移動や呼吸量の経時変化を考慮することによる iF 値の変化は、iF 値の排出地域差や、排出速度の経時変化の考慮による iF 値の変化に比べ、小さいものであった。但し、本研究で検討した経時変化は、6 時間帯の中では各々定常状態が仮定されているため、物質の各時間帯間の経時的なつながり・残留性等が考慮できていない。今後、経時変化の影響をより詳細に再現・検討するためには、オイラー型のモデル等を利用して iF を推計する必要があると考えられる。

6 総括

6.1 まとめ

iF は、海外では多くの研究がなされている一方で、日本ではほとんど研究されておらず、専門家の間でも広く知られていない概念であった。このため、本研究では、まず既存の iF に関する文献をできる限り収集し、iF がどのような概念で、どのように推計・利用され、またどのような課題があるのか、最も多くの研究で対象とされていた自動車排出ガスの大気環境経路での曝露を中心に整理した（第2章）。iF とは、「対象とした排出源から排出された汚染物質のうち、最終的に人に摂取されることになる比率」であり、これを推計するためには、対象とした排出だけに起因する曝露媒体中濃度の推計が不可欠であることから、多くの研究では大気拡散モデルが用いられていた。iF を用いることで、排出と摂取の関連性の検討を容易に行うことができるため、iF は、対象とした排出源からの単位排出削減あたりどれだけ集団摂取量を削減できるか、ひいては集団健康影響発生件数等の健康インパクトをどれだけ削減できるかという排出削減対策・政策等の検討に主に利用されていた。但し、iF の課題として、①対象とした排出だけに起因する曝露媒体中濃度の推計が難しいこと、②主に大気経路の曝露濃度を求める際の微小環境の考慮の必要性の有無について明確なコンセンサスが得られていないこと、③摂取量の推計に用いる呼吸量についてどのような値を用いるべきかコンセンサスが得られていないこと、④iF の定義上、考慮すべき曝露の地理的・時間的範囲は無量大である一方、現実的に計算できる範囲には限界があること、⑤各研究間で利用されている解像度が異なり、どのような解像度での推計が望ましいか明確なコンセンサスが得られておらず、また異なる解像度による iF への影響に関する検討もほとんど行われていないこと、⑥排出速度や濃度、呼吸量の経時変化の考慮の有無が、iF 値にどの程度影響するかという検討が十分には行われていないこと、⑦iF を解釈する場合、排出と摂取の間に線形関係が仮定されること、⑧閾値のある物質を対象とした場合、集団摂取量の多寡を健康インパクト等の多寡として解釈することが難しいこと、⑨無限に残留するような物質を対象とする場合、iF の適用が困難であること等が存在する。

第3章では、第2章における文献収集・整理の結果を踏まえた上で、我が国では iF の推計例がほとんどないことから、最も多くの研究で対象とされている自動車排出ガスを対象に、最も簡易的に iF の推計が可能なワンボックスモデルを用いて、我が国を対象とした iF の推計を試みた。具体的には、Greco et al. (2007a) と Levy et al. (2009) によるバスへ粒子フィルターを装着した場合の健康インパクトの変化に関する iF を利用した評価方法をもとにして、iF を利用したロードプライシング制度の有効性の検討方法を提案し、実際に評価を行った。まず、神奈川一号横羽線及び産業道路の各道路セグメントからの排出に対する iF を推計し、排出量重付平均の iF 値が、産業道路（横羽線）では $1,842 \times 10^{-6}$ 、湾岸線経路の迂回路では 78×10^{-6} であった。このことから、走行距離の違いにより産業道路よりも湾岸線経路の迂回路の方が、排出量が約2倍多いけれども、iF は迂回路の方が約1/20小さく、もたらされる集団摂取量も迂回路の方が約1/10小さくなり、健康インパクトの観点から当該地域におけるロードプライシング制度が有効であることを示すことができた。但し、当道路セグメントを対象に推計した iF は、簡易的なボックスモデルを用いて推計したものであり、今後より詳細な拡散モデル等を用いて、本結果を洗練させていく必要があると考えられる。

第4章では、第3章で利用したワンボックスモデルよりも、詳細に各地点間における濃度や人口の違いを考慮した iF の推計を試みた。具体的には、複数の既往研究でも一般的にみられるような、複数のグ

リッドを持つ大気拡散モデル (ADMER) を利用して、各都道府県内の自動車から排出される汚染物質 (自動車寄与の大きいベンゼン、1,3-ブタジエン、NOx) に対する iF を推計した。その結果、ベンゼンの場合は $2.7 \times 10^{-6} \sim 130 \times 10^{-6}$ 、1,3-ブタジエンの場合は $1.8 \times 10^{-6} \sim 84 \times 10^{-6}$ と、排出される都道府県間で、最大で約 50 倍の違いがみられ、集団摂取量や健康インパクトの観点からの自動車排ガスの単位排出削減効果が、各都道府県間で大きく異なることが示唆された。また、日本全体からの排出量のうちどれだけが摂取されるかということを示す 47 都道府県からの排出に対する iF 値の排出量重付平均値は、 31×10^{-6} (ベンゼン)、 21×10^{-6} (1,3-ブタジエン) であり、我が国の自動車排出ガスに対する iF 値の全体的な傾向として、米国やフィンランド等と比べ、比較的高い値を示すことが明らかになった。

また、対象とした排出に起因する集団摂取量に関する推計結果を iF 値として示すことで、排出と摂取の関連性に関する検討を、容易に行うことができるようになることが iF の長所として指摘されている。このため、我が国における一般的な排出量目録であり、自動車排ガスの場合都道府県単位で公開されている PRTR データと、本研究結果である各都道府県からの排ガスに対する iF 値とを組合せた検討を試みた。その結果、東京都と神奈川県を例に、排出量 (東京都: 588 t/Y、神奈川県: 588 t/Y) だけを見た場合、両者の排出削減対策の重要性はあまり変わらないように見えるけれども、iF 値 (東京都: 130×10^{-6} 、神奈川県: 66×10^{-6}) には約 2 倍の違いがあり、集団摂取量 (東京都起因: 76 kg/Y、神奈川県起因: 31 kg/Y) にすると約 2.5 倍の違いがみられ、集団摂取量や健康インパクトの観点からは、東京都からの単位排出削減効果が高くなるということを定量的に示すことができた。

さらに、推計方法の違いによる iF 値への影響を検討した。具体的には、まず「レセプター範囲の影響 (1.3 (1) ①、2.5 (4) に対応)」について、排出地域外の人口による摂取の考慮の有無が iF 値にどの程度影響するのか検討した結果、レセプターを対象排出都道府県内だけの人口に限ると、iF 値が平均で約 15% 低い値となる傾向が明らかになった。但し、排出都道府県内の人口密度により iF 値が良く説明されていたことから ($y=0.093x^{0.83}$ 、 $R^2=0.79$)、iF 値のばらつきについて検討する場合、排出域内の人口密度が特に重要であることが示唆された。次に「解像度の違いによる影響 (1.3 (1) ②、2.5 (5) に対応)」について、最も解像度の粗いワンボックスモデルによる iF 値も推計したところ、 5×5 km グリッドで検討する ADMER での推計値と比べ、平均的に約 1 割低い値となる傾向が明らかになった。

第 5 章では、より妥当性の高い iF を求めるための工夫として、iF の分子である集団摂取量を求める際、「濃度や人口、呼吸量の経時変化 (1.3 (1) ③、2.5 (6) に対応)」の考慮が iF 値にどのように影響するか、第 4 章と同じ各都道府県からの排出に対する iF を対象に検討した。その結果、各々の経時変化を考慮した場合、考慮しなかった場合 (すなわち濃度や人口、呼吸量が一日を通じて一定であると仮定した場合) と比べて、約 10~20% 程低い値となることが示された。

6.2 提言

(1) 提言 I: 道路交通政策の検討へ iF マップを活用すべき

我が国では、人の健康の保護及び生活環境の保全のうえで維持されることが望ましい基準として、環境基本法第十六条を根拠に、環境基準という政策目標が定められている。しかし「濃度基準値を守るという対策 (二分論)」では、健康インパクトの観点から、排出削減効果が高くなるとは限らない (Inoue,

2012)。極端な例を挙げると、大気環境基準値をやや超過している人口のいない地域と、大気環境基準をわずかに下回る人口密集地がある場合、後者に対する取組の方が、健康インパクトの観点から費用対効果が高いと容易に想像できる。このように、予算が限られている中で、費用対効果を最大にするためには、「リスクの総和（健康インパクト等）を最小にするという考え方」の管理方法が必要であると指摘されている（Inoue, 2012）。

この考え方に基づいて、本研究で対象にしたロードプライシング制度や、外環道の建設などの都心への自動車の流入を迂回により削減しようという試みのような、交通流の変化を伴う道路交通政策の効果の検討方法を考える。「濃度」マップを利用すると、どこで濃度が高く、健康影響発生確率が高くなりそうかという検討は可能であり、先述の「二分論」で検討する際には有用であるが、どの地点でどれだけ排出削減すれば、どれだけ濃度や、健康影響発生件数等の総和である健康インパクトが削減できるかという検討は、そのままではできない。「排出量や交通量」マップを利用する場合は、どこで排出量が多いかという検討は可能であるが、その各々がどれだけの影響を及ぼしているかという検討は、そのままではできない。

一方、道路セグメントや地域・グリッドごとに*iF*を推計し地図上に示した「*iF*」マップを利用すると、どこからの排出が、相対的にどれだけ大きな集団摂取量ひいては健康インパクトをもたらすか一目で分かるため、交通流の変化の健康インパクトの観点からの効果について、容易に検討することが可能になる。通常、交通流の変化に伴う健康インパクトを検討するためには、異なる交通流シナリオを定め、これに基づいて大気中濃度を推計する作業が必要となるが、「*iF*」マップを利用することで、交通流シナリオを定める前のような、政策を立案・計画する初期段階であっても、異なる排出地点間の影響の違いについて、健康インパクトの観点からの検討を可能にし、より一層検討するにふさわしい交通流シナリオを定めることが可能になると期待できる。もちろん、第4章で示したような都道府県単位の*iF*マップ、もしくはこれをさらに細かくした市区町村やより小さい排出地域単位の*iF*マップ、第3章で示したような道路セグメント単位の*iF*マップのうちどれを利用するかは、検討する道路交通政策の規模等により適切に選択する必要がある。

但し、*iF*では、先述の2分論の検討はできない。また、*iF*は、集団摂取量ひいては健康インパクト(リスクの総和)の観点からの検討になるため、一部に極めて高い汚染物質濃度に曝され高いリスク水準にある住民が存在したとしても、全体での水準が低ければ*iF*は低い値となり、排出削減効果は高くないと判断されてしまうという倫理的な問題も存在する。このため、排出削減対策を検討する場合、まず全ての地域における汚染物質濃度について環境基準値等の目標値以下となるよう対策を講じ(2分論)、これが達成できた後に、摂取量やリスクの総和が最小となるような対策を、*iF*等を利用して検討し講じていくという、2段階で行うのが望ましいのではないかと考えられる。

(2) 提言 II: PRTR データ等の排出量目録を *iF* と併記して公開すべき

日本では化学物質排出把握管理促進法(化管法)により、自主的な化学物質の管理、すなわち排出削減を促すことを目的として、様々な化学物質の「排出量」が PRTR データ(排出量目録)として公開されている。しかし、排出量データだけでは、排出量の多寡は検討できても、排出された汚染物質が引き起こす健康インパクトの多寡について比較・検討することはできない。このため、排出量だけの公開では、当該排出によりもたらされる健康インパクトの観点から、異なる排出源間で優先順位を付けて、事業者

等に自主的な排出削減を促すことはできない。すなわち、単純に排出量が多いということだけが、排出削減対策を促す誘因となっている。しかし、例えば、ある汚染物質の2つの発生源からの排出量が仮に1 tであったとした場合、それが人口密集地と過疎地とで比較すると、この1 tの排出に起因する健康インパクトに大きな違いがあるはずである。

このため、リスク評価や健康インパクト評価が行われ、対象とした排出起因の「リスク」や「健康インパクト」の推計が行われることがある。しかし、日本では、米国のようにリスク評価やこれに基づく費用効果分析等を本格的に活用して化学物質管理を行うような事例は、現代においてもほとんど見られない (Inoue, 2012)。この原因として、対象とした排出起因のリスクや健康インパクトを推計するためには、専門的知識が必要であり、誰もが簡単に行うことができるものではないことが、理由のひとつとして考えられる。

そこで、PRTRによる「排出量データを iF と併記」して公開することで、各々の排出量の多寡について、集団摂取量については健康インパクトの観点から相対比較が容易になるため、PRTR データのような排出量目録の活用がより促進されるのではないかと考えられる。さらに iF を利用することで排出と摂取の関連性の検討が容易になるため、先述した費用対効果分析等も実施されやすくなるのではないかと期待される。

但し、「排出量データと iF」だけを用いて、異なる排出源間の比較を行う場合、異なる物質を排出する排出源間の比較はできない。しかし、この場合、毒性情報を用いていないため、リスクや健康インパクト等の比較的社会的影響の大きな情報が独り歩きしてしまう恐れなく、健康インパクトの観点から検討が可能である。もちろん、iF の解釈には、集団摂取量の多寡を健康インパクトの多寡の代替として解釈し、摂取量と健康影響発生確率との関係に閾値のない線形関係が仮定される。これについては、先述 (2.5) したように、低濃度曝露による慢性毒性に関しては不確実性がきわめて大きいこと、また閾値 (NOAEL ; No observed adverse effect level) というのは単に統計的に影響が観察されない濃度・摂取量であり、影響が無いわけではないこと等を勘案すると、現時点においては大きな問題のない解釈であると考えられる。

また、前項で iF の解釈については倫理的な問題があることを述べた。「排出量データと iF を併記」して利用する場合、レセプター*i* を対象とした排出に起因する最大摂取量の住民とした「iFi」も併記することで、極端に高い曝露濃度・摂取量の住民に対する影響も検討することができる。このため、「排出量データに対し iF と iFi の両者を利用」して検討していくのがより望ましいと考えられる。

6.3 本研究の意義と課題

本研究では、日本には iF に関する研究例がほとんどない中で、既存の学術論文を収集・整理することで、iF の利用方法や推計方法、特徴などについて、はじめて日本語を用いて体系的に記述・紹介した。

我が国の道路セグメント単位で自動車排ガスに対する iF を推計し、ボストンの都市部よりも我が国の産業道路の iF の方が高い傾向にあることを明らかにした。また、ロードプライシング制度の有用性の検討に、はじめて iF を適用し、産業道路の交通流を湾岸線へ迂回させることは、健康インパクトの観点から効果が高いことを定量的に明らかにした。

各都道府県内の自動車からの排ガスに対する iF の推計を通じて、我が国の iF 値は米国やフィンラン

ドなどと比べ高くなる傾向にある、つまり単位排出削減効果が、海外よりも我が国の方が高い傾向にあること、また各都道府県間で最大約 50 倍の違いがあることを明らかにした。この時、推計した **iF** 値を **PRTR** の排出量データと組合せた利用方法を例示した。さらに、①レセプターの範囲を排出地域内だけに限ることで **iF** 値が低下する一方で、**iF** のばらつきの大部分を排出域内の人口密度で説明することができること、②解像度を上げるほど **iF** が高い値を示す傾向にあること、③濃度や呼吸速度、人口等の経時変化を考慮すると **iF** が低下する可能性があること等を明らかにした。

これらの研究成果を踏まえ、今後 **iF** をどのように利用していくべきか、2 つの提言（道路交通政策の検討へ **iF** マップを活用すべき、**PRTR** データ等の排出量目録を **iF** と併記して公開すべき）を通じて、**iF** が有用であることを主張した。

しかし、**iF** には、推計方法により値が異なってしまってもかかわらず、実測して推計値の妥当性について検証することが困難であるという課題がある。本研究は、異なる推計方法による **iF** 値への影響について、レセプターの範囲や解像度、経時変化の考慮などが **iF** 値に与える影響に関する一定の知見を提供しているが、まだ十分とは言えない。また、**iF** の解釈にも、排出と摂取の線形関係性や、摂取量と健康インパクトとの関連性、特に閾値に関する問題も完全に解決されてはいない。今後、**iF** という概念に対して人々の信頼が得られ、**iF** の利用が促進されるためにも、これらの課題に対する知見が蓄積され、**iF** の推計や利用の妥当性について、より明確に検討できる日が来ることを期待したい。

引用・参考文献

- Apte, J. S., Bombrun, E., Marshall, J. D., Nazaroff, W. W. (2012). "Global intraurban intake fractions for primary air pollutants from vehicles and other distributed sources." Environ Sci Technol **46**(6): 3415-3423.
- Bennett, D. H., Margni, M. D., McKone, T. E., Jolliet, O. (2002a). "Intake fraction for multimedia pollutants: a tool for life cycle analysis and comparative risk assessment." Risk Anal. **22**(5): 905-918.
- Bennett, D. H., McKone, T. E., Evans, J. S., Nazaroff, W. W., Margni, M. D., Jolliet, O., Smith, K. R. (2002b). "Defining intake fraction." Environ. Sci. Technol. **36**(9): 207A-211A.
- Dockery, D. W., Pope, C. A., 3rd, Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., Jr., Speizer, F. E. (1993). "An association between air pollution and mortality in six U.S. cities." N Engl J Med **329**(24): 1753-1759.
- Evans, J. S., Wolff, S. K., Phonboon, K., Levy, J. I., Smith, K. R. (2002). "Exposure efficiency: an idea whose time has come?" Chemosphere **49**(9): 1075-1091.
- Gamo, M. (2012). "Risk Assessment and Management of Chemical Centering on Human Health Effects of Air Pollutants - 2. Risk Assessment Methods and Risk Comparison - " Journal of Japan Society for Atmospheric Environment **47**(3): A23-28.
- Gifford, F. A., Hanna, S. R. (1973). "Modelling urban air pollution." Atmos. Environ. **7**(1): 131-136.
- Greco, S. L., Wilson, A. M., Hanna, S. R., Levy, J. I. (2007a). "Factors influencing mobile source particulate matter emissions-to-exposure relationships in the Boston urban area." Environ. Sci. Technol. **41**(22): 7675-7682.
- Greco, S. L., Wilson, A. M., Spengler, J. D., Levy, J. I. (2007b). "Spatial patterns of mobile source particulate matter emissions-to-exposure relationships across the United States." Atmos. Environ. **41**(5): 1011-1025.
- Hanna, S. R. (1971). "A Simple Method of Calculating Dispersion from Urban Area Sources." J. Air Pollut. Contr. Assoc. **21**(12): 774-777.
- Heath, G. A., Granvold, P. W., Hoats, A. S., W Nazaroff, W. (2006). "Intake fraction assessment of the air pollutant exposure implications of a shift toward distributed electricity generation." Atmos. Environ. **40**(37): 7164-7177.
- Hirai, Y., Sakai, S., Watanabe, N., Takatsuki, H. (2004). "Congener-specific intake fractions for PCDDs/DFs and Co-PCBs: modeling and validation." Chemosphere **54**(10): 1383-1400.
- Hoshi, J., Nakaura, H., Ishii, K., Yoshizumi, T., Watanabe, N., Matuda, H., Soufuku, M. (2002). "Characteristics of Concentration Distribution of Hazardous Air Pollutants (HAPs) measured by a Continuous Monitoring System." Annual report of the Tokyo Metropolitan Research Institute for Environmental Protection **H14**: 3-11.
- Humbert, S., Manneh, R., Shaked, S., Wannaz, C., Horvath, A., Deschênes, L., Jolliet, O., Margni, M. (2009). "Assessing regional intake fractions in North America." Sci. Total. Environ. **407**(17):

4812-4820.

- Humbert, S., Marshall, J. D., Shaked, S., Spadaro, J. V., Nishioka, Y., Preiss, P., McKone, T. E., Horvath, A., Jolliet, O. (2011). "Intake fraction for particulate matter: recommendations for life cycle impact assessment." Environ. Sci. Technol. **45**(11): 4808-4816.
- Inoue, K. (2012). "Risk Assessment and Management of Chemicals Centering on Human Health Effects of Air Pollutants - 1. Needs and Role of Risk Assessment of Chemicals - " Journal of Japan Society for Atmospheric Environment **47**(2): A17-A-21.
- Iwata, T., Nakai, S. (2013). "A review of the concept and characteristics of the intake fraction to summarize the emission-to-inhalation relationship." J. Jpn. Soc. Atmos. Environ. **48**(3): 113-122 [in Japanese].
- Iwata, T., Nakai, S. (2014). "Estimation of Intake Fraction (iF) for Pollutants Emitted from Motor Vehicles Traveling in Each Prefecture, Japan." J. Jpn. Soc. Atmos. Environ. **49**(4).
- Ji, S., Cherry, C. R., M, J. B., Wu, Y., Marshall, J. D. (2012). "Electric vehicles in China: emissions and health impacts." Environ Sci Technol **46**(4): 2018-2024.
- Levy, J. I., Greco, S. L., Melly, S. J., Mukhi, N. (2009). "Evaluating Efficiency-Equality Tradeoffs for Mobile Source Control Strategies in an Urban Area." Risk Analysis **29**(1): 34-47.
- Levy, J. I., Wilson, A. M., Evans, J. S., Spengler, J. D. (2003). "Estimation of primary and secondary particulate matter intake fractions for power plants in Georgia." Environ. Sci. Technol. **37**(24): 5528-5536.
- Levy, J. L., Wolff, S. K., Evans, J. S. (2002). "A regression-based approach for estimating primary and secondary particulate matter intake fractions." Risk Anal. **22**(5): 895-904.
- Lobscheid, A. B., Nazaroff, W. W., Spears, M., Horvath, A., McKone, T. E. (2012). "Intake fractions of primary conserved air pollutants emitted from on-road vehicles in the United States." Atmospheric Environment **63**(0): 298-305.
- Luo, Z., Li, Y., Nazaroff, W. W. (2010). "Intake fraction of nonreactive motor vehicle exhaust in Hong Kong." Atmos. Environ. **44**(15): 1913-1918.
- Makino, R. (2012). "Risk Assessment and Management of Chemicals Centering on Human Health Effects of Air Pollutants - 4. Risk Management of Chemical Substances from Economic Point of View - " Journal of Japan Society for Atmospheric Environment **47**(5): A51-A58.
- Marshall, J. D., Nazaroff, W. W. (2006). Intake Fraction. Exposure Analysis. W. R. Ott, A. C. Steinemann and L. A. Wallance. Boca Raton, CRC Press. **533**: 237-251.
- Marshall, J. D., Riley, W. J., McKone, T. E., Nazaroff, W. W. (2003). "Intake fraction of primary pollutants: motor vehicle emissions in the South Coast Air Basin." Atmos. Environ. **37**(24): 3455-3468.
- Marshall, J. D., Swor, K., Nguyen, N. (2013). Measuring and improving environmental equality and justice: Diesel particles in California's South Coast. Annual Conference of ISEE, ISES and ISIAQ, Basel, Switzerland.
- Marshall, J. D., Teoh, S.-K., Nazaroff, W. W. (2005). "Intake fraction of nonreactive vehicle emissions in US urban areas." Atmos. Environ. **39**(7): 1363-1371.

- McKone, T. E. (1993). CalTOX, A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous-Wastes Sites Part I : Executive Summary prepared for the State of California.
- National Institute for Health and Welfare. (2011). Platform for Exposure Assessment Intake Fraction Database. 2011.10.31 access, from http://www.ktl.fi/expoplatform/if_database_ui/index.php?Option=search.
- NEDO. (2014). 局所風況マップ. 2014-7-9 access, from <http://app8.infoc.nedo.go.jp/nedo/index.html>.
- Nishioka, Y., Levy, J. I., Norris, G. A., Wilson, A., Hofstetter, P., Spengler, J. D. (2002). "Integrating risk assessment and life cycle assessment: a case study of insulation." *Risk Anal.* **22**(5): 1003-1017.
- Pope, C. A., 3rd, Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G. D. (2002). "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution." *JAMA* **287**(9): 1132-1141.
- Ries, F. J., Marshall, J. D., Brauer, M. (2009a). "Intake fraction of urban wood smoke." *Environ. Sci. Technol.* **43**(13): 4701-4706.
- Ries, F. J., Marshall, J. D., Brauer, M. (2009b). "Wood energy: the dangers of combustion." *Science* **324**(5933): 1390; author reply 1390-1391.
- Smith, K. R. (1988). "Assessing Total Exposure in Developing Countries." *Environment* **30**(10): 16-35.
- Smith, K. R. (1993). "Fuel Combustion, Air Pollution Exposure, and Health: The Situation in Developing Countries." *Annual Review of Energy and the Environment* **18**: 529-566.
- Smith, K. R. (2002). "Place makes the poison: Wesolowski Award Lecture - 1999." *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology* **12**(3): 167-171.
- Smith, K. R., Jerrett, M., Anderson, H. R., Burnett, R. T., Stone, V., Derwent, R., Atkinson, R. W., Cohen, A., Shonkoff, S. B., Krewski, D., Pope, C. A., Thun, M. J., Thurston, G. (2009). "Health and Climate Change 5 Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants." *Lancet* **374**(9707): 2091-2103.
- Stevens, G., de Foy, B., West, J. J., Levy, J. I. (2007). "Developing intake fraction estimates with limited data: Comparison of methods in Mexico City." *Atmos. Environ.* **41**(17): 3672-3683.
- Tainio, M., Sofiev, M., Hujo, M., Tuomisto, J. T., Loh, M., Jantunen, M. J., Karppinen, A., Kangas, L., Karvosenoja, N., Kupiainen, K. (2009). "Evaluation of the European population intake fractions for European and Finnish anthropogenic primary fine particulate matter emissions." *Atmos. Environ.* **43**(19): 3052-3059.
- Tainio, M., Tuomisto, J. T., Pekkanen, J., Karvosenoja, N., Kupiainen, K., Porvari, P., Sofiev, M., Karppinen, A., Kangas, L., Kukkonen, J. (2010). "Uncertainty in health risks due to anthropogenic primary fine particulate matter from different source types in Finland." *Atmos. Environ.* **44**(17): 2125-2132.
- Zhang, Y. X., Tao, S., Shen, H. Z., Ma, J. M. (2009). "Inhalation exposure to ambient polycyclic aromatic hydrocarbons and lung cancer risk of Chinese population." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **106**(50): 21063-21067.
- Zhou, Y., Levy, J. I. (2008). "The impact of urban street canyons on population exposure to traffic-related

- primary pollutants." *Atmos. Environ.* **42**(13): 3087-3098.
- Zhou, Y., Levy, J. I., Evans, J. S., Hammitt, J. K. (2006). "The influence of geographic location on population exposure to emissions from power plants throughout China." *Environ. Int.* **32**(3): 365-373.
- Zhou, Y., Levy, J. I., Hammitt, J. K., Evans, J. S. (2003). "Estimating population exposure to power plant emissions using CALPUFF: a case study in Beijing, China." *Atmos. Environ.* **37**(6): 815-826.
- 環境省. (2006). 大気環境シミュレーションの試算結果 (窒素酸化物) について (中央環境審議会大気環境部会自動車排出ガス総合対策小委員会会議第 13 回・資料 5). 2013-6-8 access, from <http://www.env.go.jp/council/former2013/07air/y076-13.html>.
- 環境省 (2010). ロードプライシング制度の在り方に関する報告書: 57.
- 国土交通省. (2012). 平成 22 年度 全国道路・街路交通情勢調査 (道路交通センサス) ・修正版. 2013.6.6 access, from <http://www.mlit.go.jp/road/census/h22-1/index.html>.
- 産業技術総合研究所. (2007). 暴露係数ハンドブック. 2011-4-17 access, from <http://unit.aist.go.jp/riss/crm/exposurefactors/index.html>.
- 産業技術総合研究所. (2008). ADMER Version2.5.0 操作マニュアル. 2011-4-17.
- 首都高速道路. (2013). 環境ロードプライシングの実施. 2013-07-01 access, from <http://www.shutoko.co.jp/efforts/environment/roadpricing/>.
- 製品評価技術基盤機構. (2013). PRTR マップ 濃度・排出量. 2014-1-8 access, from <http://www.prtrmap.nite.go.jp/prtr/top.do>.
- 製品評価技術基盤機構, 化学物質評価研究機構 (2007). 化学物質の初期リスク評価書 Ver. 1.0 No. 104 ベンゼン.
- 千葉県. (2013). ADMER の計算パラメータ. 2013.6.6 access, from <http://www.pref.chiba.lg.jp/taiki/kagakubusshitsu/guidebook/admer>.
- 総務省. (2013). 世界の統計 2013. 2013-10-01 access, from <http://www.stat.go.jp/data/sekai/0116.htm#c02>.
- 中央環境審議会大気環境部会自動車排出ガス総合対策小委員会. (2010). 川崎市における NO₂ 大気環境に係る現状と取組について (資料 4) 中央環境審議会大気環境部会自動車排出ガス総合対策小委員会 (第 2 回). 2013-3-15 access, from <http://www.env.go.jp/council/former2013/07air/y0710-02.html>.
- 中央環境審議会大気環境部会自動車排出ガス総合対策小委員会. (2012). 今後の自動車排出ガス総合対策の在り方について (答申) (案) 2012.11.1 access, from <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15788>.
- 中西, 準., 益永, 茂., 松田, 裕. (2003). 演習 環境リスクを計算する, 岩波書店.
- 中西, 準., 花井, 荘., 東野, 晴., 吉門, 洋., 吉田, 喜. (2007). 詳細リスク評価書シリーズ 1 大気拡散から暴露まで—ADMER・METI-LIS—.
- 中西, 準., 吉門, 洋., 川崎, 一., 東野, 晴. (2008). 詳細リスク評価書シリーズ 18 ベンゼン: 220.
- 中西, 準., 吉門, 洋., 東野, 晴., 三田, 和., 吉田, 喜. (2004). 詳細リスク評価書 1,3-ブタジエン 第 1 版.

付録1 iFに関する学術論文と推計対象一覧

iFに関する学術論文は、表 S1-2 に示す条件で、Web of Science、PubMed、CiNii をはじめとした様々な学術文献のデータベースから収集した。

表 S1-1 iFに関する学術論文を収集する際の条件

検索条件: ①√②√③√④ -⑤-⑥	(備考)
①Bennett et al. (2002b) の論文を引用している	iF を提案した論文
②タイトルに、“Intake Fraction” or “摂取比率”	フレーズ検索
③キーワードに、“Intake Fraction” or “摂取比率”	フレーズ検索
④要旨や本文に、“Intake Fraction” or “摂取比率”	フレーズ検索
⑤報告書や学位論文、学会要旨	
⑥無関係の論文	

図 S1-1 に示すように、iFに関する文献は、現時点において141件あり（表 S1-2）、2009年のピークを境に減少傾向に見えるが、執筆が2013年でありまたデータベースに反映されるまでの時間差などから、2013年の論文が全て反映されているわけではないので、必ずしも減少傾向とは考えられない。この中で、日本語の文献は一例だけであり（Iwata and Nakai, 2013）、日本を対象にiFが推計されている事例も一例だけである（Hirai et al., 2004）。また、世界中の都市のiFを推計する中で、日本の一部の都市も対象としてiFが推計された事例も一例だけあるというように（Apte et al., 2012）、日本におけるiFの研究はまだほとんど行われていない。また、中には、Science や PNAS、the Lancet 等の有名な雑誌に掲載されているものもある（Ries et al., 2009b ; Smith et al., 2009 ; Zhang et al., 2009）。この141件のうち77件が実際にiFの推計を行っている。

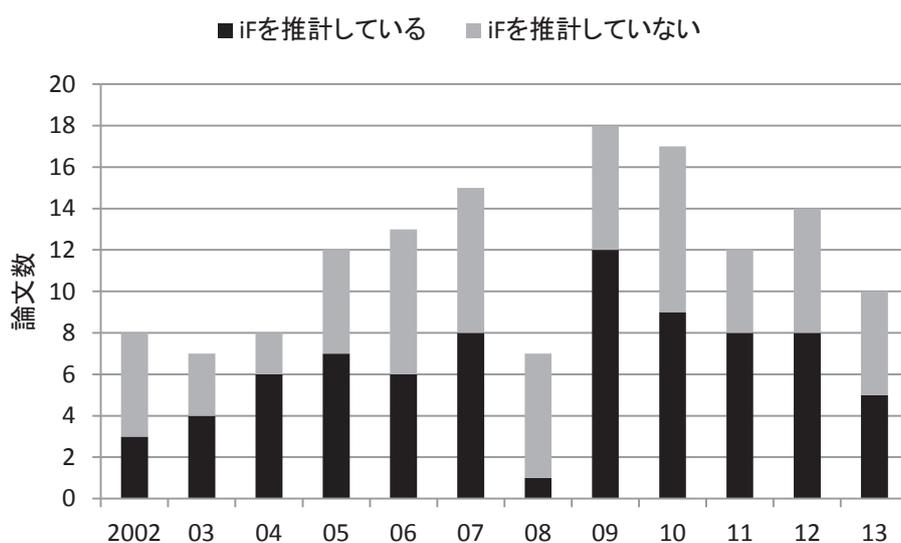


図 S1-1 iFに関する学術論文数の推移（内訳は、iFを実際に推計している論文）

iFを実際に推計している学術論文のうち、34件が、大気分野を対象としており、現時点においては大気分野が主に対象とされている(図 S1-2)。大気分野以外では、多媒体、屋内、食物等の媒体を対象として推計・利用されている。例えば、異なる多媒体環境動態モデルのアウトプットを比較・検討や、屋内で調理が行われる際、レセプターがどの位置にいるかによりどれだけ起因する摂取量が変わり得るか、または換気扇の利用の有無による影響等の検討に利用されている。また、農薬散布した場合、食物を通じて、最終的にどれだけが人に摂取されることになるかという検討にも利用されている。

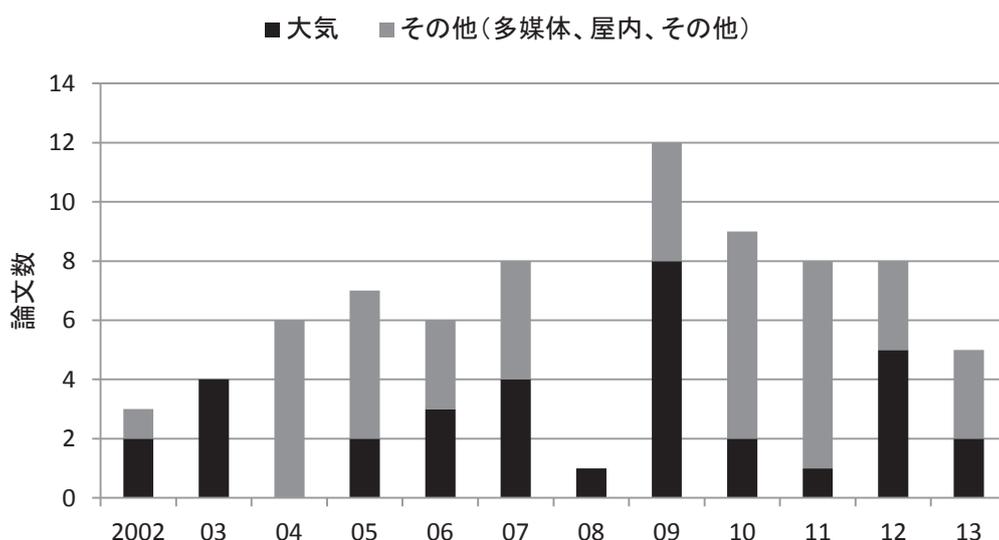


図 S1-2 iFの推計が行われている学術論文数の推移(内訳は、大気を対象としている論文)

大気汚染分野では、主に自動車排出ガスや小規模発電施設を含む火力発電所からの排気を対象としており、34件中20件と、多くの研究で自動車排出ガスに対するiFが推計されている(図 S1-3)。

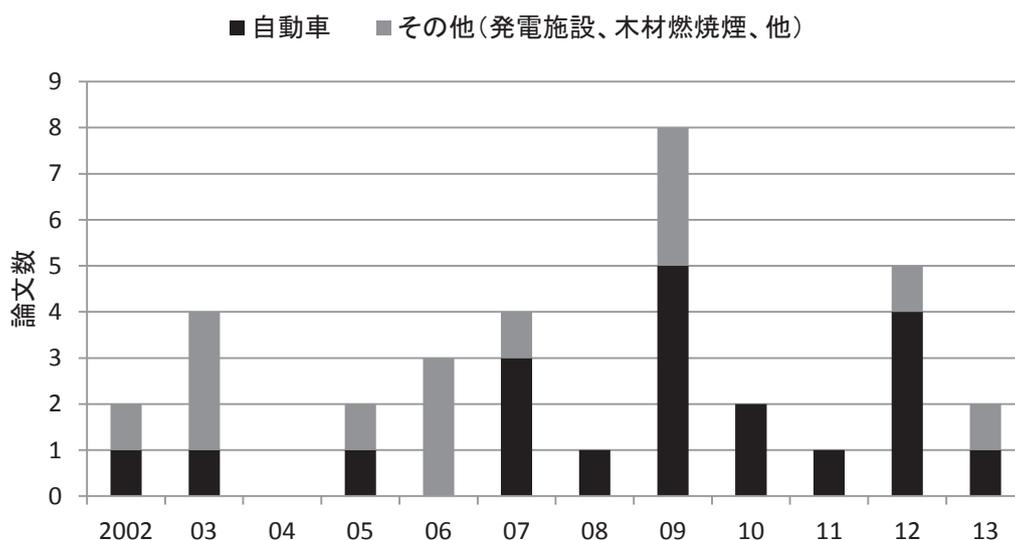


図 S1-3 大気を対象としている学術論文数の推移(自動車からの排ガスに対するiFが推計された論文)

このように、多くの研究において大気環境が対象とされている。

表 S1-2 iFに関する学術論文の一覧

筆頭著者	題名	雑誌名	刊行	巻	頁
Deborah H. Bennett	Defining intake fraction	Environmental Science & Technology	2002	36	206-211
Jonathan I. Levy	A Regression-Based Approach for Estimating Primary and Secondary Particulate Matter Intake Fractions	Risk Analysis	2002	22	895 - 904
Deborah H. Bennett	Intake Fraction for Multimedia Pollutants: A Tool for Life Cycle Analysis and Comparative Risk Assessment	Risk Analysis	2002	22	905-918
Yurika Nishioka	Integrating Risk Assessment and Life Cycle Assessment: A Case Study of Insulation	Risk Analysis	2002	22	1003-1017
Smith, Kirk R	Place makes the poison: Wesolowski Award Lecture--1999.	Journal of Exposure Analysis & Environmental Epidemiology	May-02	12	167-171
Michael Brauer	Policy uses of particulate exposure estimates	Chemosphere	Dec-02	49	947-959
Evans, J. S.	Exposure efficiency: an idea whose time has come?	Chemosphere	Dec-02	49	1075-1091
Smith, K. R.	Indoor air pollution in developing countries: recommendations for research	Indoor Air	Sep-02	12	198-207
Levy, J. I.	Estimation of Primary and Secondary Particulate Matter Intake Fractions for Power Plants in Georgia	Environmental Science & Technology	Dec-03	37	5528-5536
Zhou, Y.	Estimating population exposure to power plant emissions using CALPUFF: a case study in Beijing, China	Atmospheric Environment	Feb-03	37	815-826
Li, Ji	Application of Intake Fraction to Population Exposure Estimates in Hunan Province of China.	Journal of Environmental Science & Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering	Jun-03	38	1041-1054
Marshall, J. D.	Intake fraction of primary pollutants: motor vehicle emissions in the South Coast Air Basin	Atmospheric Environment	Aug-03	37	3455-3468
Smith, K. R.	The burden of disease from indoor air pollution in developing countries: comparison of estimates	International Journal of Hygiene and Environmental Health	Aug-03	206	279-289
Zhang, J. F.	Indoor air pollution: a global health concern	British Medical Bulletin	2003	68	209-225
Jolliet, O.	IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology	International Journal of Life Cycle Assessment	2003	8	324-330
Joseph V. Spadaro	Pathway Analysis for Population-Total Health Impacts of Toxic Metal Emissions	Risk Analysis	2004	24	1121 - 1141
MacLeod, M.	Multimedia persistence as an indicator of potential for population-level intake of environmental contaminants	Environmental Toxicology and Chemistry	Oct-04	23	2465 - 2472
Lobscheid, A. B.	Contribution of locally grown foods in cumulative exposure assessments	Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology	Jan-04	14	60-73
Margni, M.	Evaluating multimedia/multipathway model intake fraction estimates using POP emission and monitoring data	Environmental Pollution	Mar-04	128	263-277
Hirai, Y.	Congener-specific intake fractions for	Chemosphere	Mar-	54	1383-1400

	PCDDs/DFs and Co-PCBs: modeling and validation		04		
Hanninen, O.	The EXPOLIS study: implications for exposure research and environmental policy in Europe	Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology	Nov-04	14	440-456
Nazaroff, W. W.	Cleaning products and air fresheners: exposure to primary and secondary air pollutants	Atmospheric Environment	Jun-04	38	2841-2865
Guinee, J. B.	Bringing science and pragmatism together – A tiered approach for modelling toxicological impacts in LCA	International Journal of Life Cycle Assessment	2004	9	320-326
Koehler, D. A.	Rethinking Environmental Performance from a Public Health Perspective: A Comparative Industry Analysis	Journal of Industrial Ecology	Jul-05	9	143-167
David W. Pennington	Multimedia Fate and Human Intake Modeling: Spatial versus Nonspatial Insights for Chemical Emissions in Western Europe	ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY	2005	39	1119-1128
Marshall, J. D.	Vehicle Self-Pollution Intake Fraction: Children's Exposure to School Bus Emissions	Environmental Science & Technology	Apr-05	39	2559-2563
Marshall, J. D.	Inhalation of motor vehicle emissions: effects of urban population and land area	Atmospheric Environment	Jan-05	39	283-295
Marshall, J. D.	Intake fraction of nonreactive vehicle emissions in US urban areas	Atmospheric Environment	Mar-05	39	1363-1371
Nishioka, Y.	A Risk-Based Approach to Health Impact Assessment for Input-Output Analysis, Part 1: Methodology	International Journal of Life Cycle Assessment	2005	10	193-199
Yurika Nishioka	A Risk-Based Approach to Health Impact Assessment for Input-Output Analysis, Part 2: Case Study of Insulation	The International Journal of Life Cycle Assessment	2005年7月	10	255-262
Stevens, G.	A Benefit-Cost Analysis of Retrofitting Diesel Vehicles with Particulate Filters in the Mexico City Metropolitan Area	Risk Analysis	Sep-05	25	883-899
Smítková, H	Comparison of three fish bioaccumulation models for ecological and human risk assessment and validation with field data.	SAR & QSAR in Environmental Research	Oct-05	16	483-493
Mark A.J. Huijbregts	Human population intake fractions and environmental fate factors of toxic pollutants in life cycle impact assessment	Chemosphere	Dec-05	61	1495-1504
Huijbregts, M. A. J.	A comparison between the multimedia fate and exposure models caltox and uniform system for evaluation of substances adapted for life-cycle assessment based on the population intake fraction of toxic pollutants	Environmental Toxicology and Chemistry	Feb-05	24	486-493
Edwards, R. D.	Personal exposures to VOC in the upper end of the distribution – relationships to indoor, outdoor and workplace concentrations	Atmospheric Environment	Apr-05	39	2299-2307
Valberg, P. A.	Comment on “Vehicle Self-Pollution Intake Fraction: Children's Exposure to School Bus Emissions”	Environmental Science & Technology	May-06	40	3123-3123
Julian D. Marshall	Response to Comment on “Vehicle Self-Pollution Intake Fraction: Children's Exposure to School Bus Emissions”	ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY	2006	40	3124-3125

Rochat, D.	Continent-specific Intake Fractions and Characterization Factors for Toxic Emissions: Does it make a Difference?	International Journal of Life Cycle Assessment	Apr-06	11	55-63
Wang, S. X.	Intake fractions of industrial air pollutants in China: Estimation and application	Science of The Total Environment	Feb-06	354	127-141
Zhou, Y.	The influence of geographic location on population exposure to emissions from power plants throughout China	Environment International	Apr-06	32	365-373
Marshall, J. D.	Inhalation intake of ambient air pollution in California's South Coast Air Basin	Atmospheric Environment	Jul-06	40	4381-4392
Klepeis, N. E.	Modeling residential exposure to secondhand tobacco smoke	Atmospheric Environment	Jul-06	40	4393-4407
Jouko Tuomisto	Use of intake fraction to improve dioxin risk assessment	Toxicology Letters	Sep-06	164	S148-S149
Heath, G. A.	Intake fraction assessment of the air pollutant exposure implications of a shift toward distributed electricity generation	Atmospheric Environment	Dec-06	40	7164-7177
Lai, A. C. K.	Particle deposition and decay in a chamber and the implications to exposure assessment	Water Air and Soil Pollution	Sep-06	175	323-334
Klepeis, N. E.	Mitigating residential exposure to secondhand tobacco smoke	Atmospheric Environment	Jul-06	40	4408-4422
Jolliet, O.	Establishing a framework for life cycle toxicity assessment - Findings of the Lausanne review workshop	International Journal of Life Cycle Assessment	May-06	11	209-212
Jolliet, O.	Emergence and future of life cycle impact assessment: Good science comes from good people	International Journal of Life Cycle Assessment	Apr-06	11	9-10
Eric A. Mazzi	Air Quality Impacts of Climate Mitigation: UK Policy and Passenger Vehicle Choice	Environ. Sci. Technol.	2007	41	387-392
Greco, S. L.	Factors Influencing Mobile Source Particulate Matter Emissions-to-Exposure Relationships in the Boston Urban Area	Environmental Science & Technology	Nov-07	41	7675-7682
Greco, S. L.	Spatial patterns of mobile source particulate matter emissions-to-exposure relationships across the United States	Atmospheric Environment	Feb-07	41	1011-1025
R. Juraske	Human intake fractions of pesticides via greenhouse tomato consumption: Comparing model estimates with measurements for Captan	Chemosphere	Apr-07	67	1102-1107
Amaya Franco	Comparison and analysis of different approaches for estimating the human exposure to phthalate esters	Environment International	Apr-07	33	283-291
Hao, J.	Air quality impacts of power plant emissions in Beijing	Environmental Pollution	May-07	147	401-408
Stevens, G.	Developing intake fraction estimates with limited data: Comparison of methods in Mexico City	Atmospheric Environment	Jun-07	41	3672-3683
Marshall, J. D.	Urban Land Area and Population Growth: A New Scaling Relationship for Metropolitan Expansion.	Urban Studies	Sep-07	44	1889-1904
Gretchen Stevens	Corrigendum to "Developing intake fraction estimates with limited data: Comparison of methods in Mexico City": [Atmos. Environ. 41 (2007) 3672-3683]	Atmospheric Environment	Oct-07	41	6688-6689
Ilacqua, V.	Intake fraction distributions for indoor VOC	Indoor Air	Oct-	17	372-383

	sources in five European cities		07		
Garvin A. Heath	Intake-to-delivered-energy ratios for central station and distributed electricity generation in California	central tendency	Dec-07	41	9159-9172
Rosenbaum, R. K.	A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts	Environment International	Jul-07	33	624-634
Humbert, S.	Toxicity assessment of the main pesticides used in Costa Rica	Agriculture Ecosystems & Environment	Jan-07	118	183-190
Naeher, L. P.	Wood smoke health effects: A review	Inhalation Toxicology	Jan-07	19	67-106
Lundie, S.	Australian characterisation factors and normalisation figures for human toxicity and ecotoxicity	Journal of Cleaner Production	2007	15	819-832
Arnot, J. A.	Policies for Chemical Hazard and Risk Priority Setting: Can Persistence, Bioaccumulation, Toxicity, and Quantity Information Be Combined?	Environmental Science & Technology	Jul-08	42	4648-4654
Nazaroff, W. W.	Inhalation intake fraction of pollutants from episodic indoor emissions	Building and Environment	Mar-08	43	269-277
Zhou, Y.	The impact of urban street canyons on population exposure to traffic-related primary pollutants	Atmospheric Environment	Apr-08	42	3087-3098
Mara Hauck	Model and input uncertainty in multi-media fate modeling: Benzo[a]pyrene concentrations in Europe	Chemosphere	Jun-08	72	959-967
Howden-Chapman, P.	Effects of improved home heating on asthma in community dwelling children: randomised controlled trial	British Medical Journal	Oct-08	337	a1411
Spadaro, J. V.	Estimating the uncertainty of damage costs of pollution: A simple transparent method and typical results	Environmental Impact Assessment Review	Feb-08	28	116-183
van Zelm, R.	European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment	Atmospheric Environment	Jan-08	42	441-453
Hellweg, S.	Integrating Human Indoor Air Pollutant Exposure within Life Cycle Impact Assessment	Environmental Science & Technology	Mar-09	43	1670-1679
Ries, F. J.	Intake Fraction of Urban Wood Smoke	Environmental Science & Technology	Jul-09	43	4701-4706
Levy, J. I.	Uncertainty and Variability in Health-Related Damages from Coal-Fired Power Plants in the United States	Risk Analysis	Jul-09	29	1000-1014
Loh, M. M.	Intake fraction distributions for benzene from vehicles in the Helsinki metropolitan area	Atmospheric Environment	Jan-09	43	301-310
Wu, J.	Exposure of PM2.5 and EC from diesel and gasoline vehicles in communities near the Ports of Los Angeles and Long Beach, California	Atmospheric Environment	Apr-09	43	1962-1971
Zhou, Y.	Between-airport heterogeneity in air toxics emissions associated with individual cancer risk thresholds and population risks	Environmental Health	May-09	8	22 (Article Number)
Tainio, M.	Evaluation of the European population intake fractions for European and Finnish anthropogenic primary fine particulate	Atmospheric Environment	Jun-09	43	3052-3059

	matter emissions				
Ries, F. J.	Wood Energy: The Dangers of Combustion	Science	Jun-09	324	1390-1390
Juraske, R.	Uptake and persistence of pesticides in plants: Measurements and model estimates for imidacloprid after foliar and soil application	Journal of Hazardous Materials	Jun-09	165	683-689
Humbert, S.	Assessing regional intake fractions in North America	Science of The Total Environment	Aug-09	407	4812-4820
Juraske, R.	Life cycle human toxicity assessment of pesticides: Comparing fruit and vegetable diets in Switzerland and the United States	Chemosphere	Nov-09	77	939-945
Carella, B.	Exposure to Air Pollution: An Intake Fraction Application in Turin Province.	Archives of Environmental & Occupational Health	2009	64	156-163
Zhang, Y.	Inhalation Exposure to ambient polycyclic aromatic hydrocarbons and lung cancer risk of Chinese population	Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America	Dec-09	106	21063-21067
Smith, K. R.	Health and Climate Change 5 Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants	Lancet	2009	374	2091-2103
Berti, G.	Environmental indicators in ten Italian cities (2001-2005): the air quality data for epidemiological surveillance	Epidemiologia & Prevenzione	2009	33	13-26
Tainio, M.	A simple concept for GIS-based estimation of population exposure to primary fine particles from vehicular traffic and domestic wood combustion	BOREAL Environment Research	Oct-09	14	850-860
Batterman, S. A.	Concentrations and Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers from US Houses and Garages	Environmental Science & Technology	Apr-09	43	2693-2700
Levy, J. I.	Evaluating Efficiency-Equality Tradeoffs for Mobile Source Control Strategies in an Urban Area	Risk Analysis	Jan-09	29	34-47
Zhang, Q.	Measurement of Ultrafine Particles and Other Air Pollutants Emitted by Cooking Activities	International Journal of Environmental Reserch and Public Health	Apr-10	7	1744-1759
Russo, J. S.	CFD assessment of intake fraction in the indoor environment	Building and Environment	2010	45	1968-1975
Manneh, Rima	Spatial Variability of Intake Fractions for Canadian Emission Scenarios: A Comparison between Three Resolution Scales	Environmental Science & Technology	Jun-10	44	5217-4224
Arnot, J. A.	Multimedia modeling of human exposure to chemical substances: the roles of food web biomagnification and biotransformation	ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY	Jan-10	29	45-55
Dong, X.	A novel approach for soil contamination assessment from heavy metal pollution: A linkage between discharge and adsorption	Journal of Hazardous Materials	Mar-10	175	1022-1030
Luo, Z.	Intake fraction of nonreactive motor vehicle exhaust in Hong Kong	Atmospheric Environment	May-10	44	1913-1918
Tainio, M	Uncertainty in health risks due to anthropogenic primary fine particulate	ATMOSPHERIC ENVIRONMENT	Jun-10	44	2125-2132

	matter from different source types in Finland				
Russo, J. S.	CFD Analysis of Personal Ventilation with Volumetric Chemical Reactions	HVAC&R Research	Nov-10	16	799-812
Arnot, J. A.	Estimating farfield organic chemical exposures, intake rates and intake fractions to human age classes	Environmental Modelling & Software	Oct-10	25	1166-1175
Sathaye, N.	Unintended environmental impacts on nighttime freight logistics activities	Transportation research part A-policy and Practice	Oct-10	44	642-659
Dygert, R. K.	Mitigation of cross-contamination in an aircraft cabin via localized exhaust	Building and Environment	Sep-10	45	2015-2026
Zhou, Y.	Risk-Based Prioritization among Air Pollution Control Strategies in the Yangtze River Delta, China	Environmental Health Perspectives	Sep-10	118	1204-1210
Sleeswijk, A. W.	GLOBOX: A spatially differentiated global fate, intake and effect model for toxicity assessment in LCA	Science of The Total Environment	Jun-10	408	2817-2832
Rehr, A. P.	Economic Sources and Spatial Distribution of Airborne Chromium Risks in the U.S.	Environmental Science & Technology	Mar-10	44	2131-2137
Tainio, M.	Impact of Airborne Particulate Matter on Human Health: An Assessment Framework to Estimate Exposure and Adverse Health Effects in Poland	Archives of Environmental Protection	2010	36	95-115
Kakosimos, K. E.	Operational Street Pollution Model (OSPM) – a review of performed application and validation studies, and future prospects	Environmental Chemistry	2010	7	485-503
Hanninen, O.	Inter-comparison of predicted population exposure distributions during four selected episodes in Helsinki and evaluation against measured data	International Journal of Environment and Pollution	2010	40	248-266
Ronnie Juraske	Life cycle toxicity assessment of pesticides used in integrated and organic production of oranges in the Comunidad Valenciana, Spain	Chemosphere	2011	82	956-962
Fantke, P.	Plant uptake of pesticides and human health: Dynamic modeling of residues in wheat and ingestion intake	Chemosphere	2011	85	1639-1647
Juraske, R.	Pesticide Uptake in Potatoes: Model and Field Experiments	ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY	Jan-11	45	651-657
McKone, T. E.	Grand Challenges for Life-Cycle Assessment of Biofuels	ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY	Mar-11	45	1751-1756
Mackay, D.	The application of fugacity and Activity to Simulating the Environmental Fate of Organic Contaminants	Journal of Chemical and Engineering Data	Apr-11	56	1348-1355
Humbert, S.	Intake Fraction for Particulate Matter: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment	Environmental Science & Technology	Jun-11	45	4808-4816
Russo, J. S.	Computational Study of Breathing methods for Inhalation exposure	HVAC&R Research	Aug-11	17	419-431
Demou, E.	An occupational chemical priority list for future life cycle assessments	Journal of Cleaner Production	Aug-11	19	1339-1346
Rosenbaum, R. K.	USEtox Human Exposure and Toxicity Factors for Comparative Assessment of	International Journal of Life Cycle Assessment	Sep-11	16	710-727

	Toxic Emissions in Life Cycle Analysis: sensitivity to key Chemical Properties				
Fantke, P.	Dynamic Multicrop Model to Characterize Impacts of Pesticides in Food	Environmental Science & Technology	Oct-11	45	8842-8849
Grieshop, A. P.	Health and climate benefit sofcook stove replacement options	Energy Policy	Dec-11	39	7530-7542
Taimisto, P.	Evaluation of intake fractions for different subpopulations due to primary fine particulate matter (PM2.5) emitted from domestic wood combustion and traffic in Finland	Air Quality Atmosphere and Health	Dec-11	4	199-209
Gama, S.	Selecting and designing chemicals: application of a mass balance model of chemical fate, exposure and effects in the environment	Green Chemistry	2012	14	1094-1102
Du, X.	Intake Fraction of PM2.5 and Nox from vehicle emissions in Beijing based on personal exposure data	Atmospheric Environment	2012	57	233-243
Ji, S.	Electric Vehicles in China: Emissions and Health Impacts	Environmental Science & Technology	Feb-12	46	2018-2024
Apte, J.	Global Intraurban Intake Fractions for Primary Air Pollutants from Vehicles and Other Distributed Sources	Environmental Science & Technology	Mar-12	46	3415-3423
Pandey, R.	Domestic Burning of Fuelwood in a Subsistence Tribal Economy of Lower Himalayas, India: Some Implications Based on Exploratory Analysis	Small-scale Forestry	Mar-12	11	119-130
Fang, B.	The assessment of health impact caused by energy use in urban areas of China: an intake fraction-based analysis	Natural Hazards	May-12	62	101-114
Ayala, A.	Air pollutants and sources associated with health effects	Air Quality Atmosphere and Health	Jun-12	5	151-167
Solomon, P.	Macroscopic to microscopic scales of particle dosimetry: from source to fate in the body	Air Quality Atmosphere and Health	Jun-12	5	169-187
Wenger, Y.	Indoor Intake Fraction considering surface sorption of air organic compounds for life cycle assessment	International Journal of Life Cycle Assessment	Aug-12	17	919-931
Shin, H. M.	Intake Fraction for the Indoor Environment: A Tool for Prioritizing Indoor Chemical Sources	Environmental Science & Technology	Sep-12	46	10063-10072
Manneh, R.	Evaluating the relevance of seasonal differentiation of human health intake fractions in life cycle assessment	Integrated Environmental Assessment and Management	Oct-12	8	749-759
Nazaroff, W. W.	Intake to Production Ratio: A Measure of Exposure Intimacy for Manufactured Chemicals	Environmental Health Perspectives	Dec-12	120	1678-1683
Lobscheid, A. B.	Intake Fraction of Primary conserved air pollutants emitted from on-road vehicles in the United States	Atmospheric Environment	Dec-12	63	298-305
Curci, G.	Modelling air quality impact of a biomass energy power plant in a mountain valley in Central Italy	Atmospheric Environment	Dec-12	62	248-255
Laverge, J.	Experimental assessment of exposure to gaseous pollutants from mattresses and	Building and Environment	Jan-13	59	203-210

	pillows while asleep				
Xu, J.	Risk-based air pollutants management at regional levels	Environmental Science & Policy	Jan-13	25	167-175
Skaar, C.	Integrating human health impact from indoor emissions into an LCA: a case study evaluating the significance of the use stage	International Journal of Life Cycle Assessment	Mar-13	18	636-646
Collinge, W.	Indoor environmental quality in a dynamic life cycle assessment framework for whole buildings: Focus on human health chemical impacts	Building and Environment	Apr-13	62	182-190
Leung, W. T.	Study on the interzonal migration of airborne infectious particles in an isolation ward using benign bacteria	Indoor Air	Apr-13	23	148-161
Mukherjee, B.	Chronic inhalation of biomass smoke is associated with DNA damage in airway cells: involvement of particulate pollutants and benzene	Journal of Applied Toxicology	Apr-13	33	281-289
Fraser, S.	Estimating Exposure by Loose-Coupling an Air Dispersion Model and a Geospatial Information System	Journal of Environmental Informatics	Jun-13	21	84-92
Mitchell, Jade	Comparison of modeling approaches to prioritize chemicals based on estimates of Exposure and exposure potential	Science of the total environment	Aug-13	458	555-567
Iwata, T	A review of the concept and characteristics of the intake fraction to summarize the emission-to-inhalation relationship	J. Jpn. Soc. Atmos. Environ.	Jul-13	48	113-122
Henry, Heather F.	Phytotechnologies Preventing Exposures, Improving Public Health	International Journal of Phytoremediation	Oct-13	15	889-899

付録2 iF の排出量重付平均値の意味

一部の研究では、求められた iF 値を、排出量で重み付け平均して示されることがある (Levy et al., 2002 ; Greco et al., 2007b)。この理由として、各排出地域の iF を、各地域の排出量で重み付け平均することで、その地域全体からの排出に対する iF を示すことになるためであると指摘されている (Greco et al., 2007b ; Lobscheid et al., 2012)。しかし、この理由について説明されている文献が無いので、以下の仮想的な A~Z までの排出地域 (図 S2-1) からの排出に対する iF の例を用いて説明する。

A
...
...	...	Z

図 S2-1 仮想的な排出地域

まず、排出地域 (s: ソース) が、A, ..., s, ..., Z までであるとし、曝露・摂取が生じる地域 (r: レセプタ) も同様に、A, ..., r, ..., Z までであるとする。排出地域 (A, ..., s, ..., Z) からの排出量が、各々 $E_A, \dots, E_s, \dots, E_Z$ とする。各々の排出地域 (A, ..., s, ..., Z) からの排出 ($E_A, \dots, E_s, \dots, E_Z$) に起因する、レセプタ地域 r における集団摂取量を、各々 $I_{A,r}, \dots, I_{s,r}, \dots, I_{Z,r}$ とする。

各々の排出地域 (A, ..., s, ..., Z) からの排出 ($E_A, \dots, E_s, \dots, E_Z$) に起因する、全てのレセプタ地域 r における集団摂取量の合計は、各々 $\sum_r I_{A,r}, \dots, \sum_r I_{s,r}, \dots, \sum_r I_{Z,r}$ となるため、各々の排出地域 (A, ..., s, ..., Z) からの排出 ($E_A, \dots, E_s, \dots, E_Z$) に対する iF は、 $\sum_r I_{A,r} / E_A, \dots, \sum_r I_{s,r} / E_s, \dots, \sum_r I_{Z,r} / E_Z$ となる。このように求められた iF を、各々の排出量で重み付け平均すると、次式のようになる。

各々の排出地域 (A, ..., s, ..., Z) からの排出 ($E_A, \dots, E_s, \dots, E_Z$) に対する iF の排出量重付平均値

$$= \left\{ \frac{\sum_r I_{A,r}}{E_A} \times \frac{E_A}{\sum_s E_s} \right\} + \dots + \left\{ \frac{\sum_r I_{s,r}}{E_s} \times \frac{E_s}{\sum_s E_s} \right\} + \dots + \left\{ \frac{\sum_r I_{Z,r}}{E_Z} \times \frac{E_Z}{\sum_s E_s} \right\} = \frac{\sum_s (\sum_r I_{s,r})}{\sum_s E_s}$$

次に、地域全体からの排出に対する iF を求める場合 (= A~Z までの排出地域をひとつの排出地域とした場合)、排出量が $E_A + \dots + E_s + \dots + E_Z = \sum_s E_s$ であり、この排出量によりもたらされる集団摂取量は $\sum_r I_{A,r} + \dots + \sum_r I_{s,r} + \dots + \sum_r I_{Z,r} = \sum_s (\sum_r I_{s,r})$ であるため、iF は $\sum_s (\sum_r I_{s,r}) / \sum_s E_s$ となり、各々の排出地域 (A, ..., s, ..., Z) からの排出 ($E_A, \dots, E_s, \dots, E_Z$) に対する iF 値を排出量で重み付け平均したもの (上式) と同じ値となることが分かる。

また、排出量データが利用できない場合、人口が多ければ多いほど排出量も多くなるだろうという仮定の下、排出量の代わりに人口で重み付け平均されている事例もある (Marshall et al., 2005 ; Apte et al., 2012 ; Lobscheid et al., 2012)。

付録3 計算で用いたパラメータ等

(1) 第3章で用いたパラメータ等

表 S3-1 各道路セグメントの iF を推計した際に用いたパラメータ一覧

道路	No.	セグメント長 [m]	バッファ内人口 [人]	バッファ内面積 [km ²]	平均風速 [m]	呼吸量 [× 10 ⁻⁶ m/s]	大気混合層高さ [m]	iF_ppm
産業道路	0	757	8148	1.54	4.5	200.231	239.65	981
産業道路	1	695	10700	1.48	4.5	200.231	239.65	1343
産業道路	2	819	16166	1.60	4.5	200.231	239.65	1872
産業道路	3	921	18703	1.71	4.5	200.231	239.65	2036
産業道路	4	918	17152	1.70	4.5	200.231	239.65	1870
産業道路	5	762	14270	1.55	4.5	200.231	239.65	1713
産業道路	6	690	12433	1.48	4.5	200.231	239.65	1565
産業道路	7	783	14662	1.57	4.5	200.231	239.65	1736
産業道路	8	770	19758	1.55	4.5	200.231	239.65	2359
産業道路	9	710	20957	1.49	4.5	200.231	239.65	2604
産業道路	10	618	16371	1.40	4.5	200.231	239.65	2166
迂回路(大師～川崎浮島JCT)	11	807	12008	1.59	5	200.231	239.65	1260
迂回路(大師～川崎浮島JCT)	12	626	4159	1.41	5	200.231	239.65	493
迂回路(大師～川崎浮島JCT)	13	863	554	1.65	5	200.231	239.65	56
迂回路(大師～川崎浮島JCT)	14	776	141	1.56	5	200.231	239.65	15
迂回路(大師～川崎浮島JCT)	15	801	0	1.59	5	200.231	239.65	0
迂回路(大師～川崎浮島JCT)	16	716	0	1.50	5	200.231	239.65	0
迂回路(大師～川崎浮島JCT)	17	662	0	1.45	5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	18	1056	0	1.84	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	19	1114	0	1.90	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	20	954	0	1.74	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	21	952	0	1.74	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	22	1030	0	1.81	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	23	1233	0	2.02	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	24	1201	0	1.99	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	25	1355	0	2.14	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	26	1009	0	1.79	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	27	1127	0	1.91	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(湾岸線)	28	1157	0	1.94	5.5	200.231	239.65	0
迂回路(生麦～大黒JCT)	29	609	0	1.39	5	200.231	239.65	0
迂回路(生麦～大黒JCT)	30	631	0	1.41	5	200.231	239.65	0
迂回路(生麦～大黒JCT)	31	606	0	1.33	5	200.231	239.65	0
迂回路(生麦～大黒JCT)	32	663	0	1.39	5	200.231	239.65	0
迂回路(生麦～大黒JCT)	33	563	114	1.35	5	200.231	239.65	14
迂回路(生麦～大黒JCT)	34	367	4295	1.15	5	200.231	239.65	623

(2) 第4章で用いたパラメータ等

表 S3-2 各都道府県からの排出に対する iF をワンボックスモデルで推計した際のパラメータ

No.	都道府県	2005年	AIST, 2007	2005年	大気安定度出現頻度						2005年	2005年	iF値
		Pn: 夜間人口 [人] (常住人口)	Q: 呼吸速度 [m ³ /s/人]	u: 年平均風速 [m/s]	A 600	B 500	C 400	D 200	E, 70	F 70	H: 鉛直混合高さ [m] (平均値)	A: 面積 [m ²]	(ボックスモデル) [1/million]
1	北海道	5,621,000	2.0.E-04	3.61	1.5%	10.2%	12.8%	58.2%	4.1%	13.2%	239.71	8.E+10	4.50
2	青森	1,436,000	2.0.E-04	3.21	1.5%	10.5%	13.3%	57.3%	3.7%	13.7%	241.48	1.E+10	3.78
3	岩手	1,381,000	2.0.E-04	1.74	2.3%	14.5%	14.6%	46.4%	3.5%	18.7%	253.04	2.E+10	5.08
4	宮城	2,354,000	2.0.E-04	2.53	1.6%	11.5%	13.2%	53.8%	4.5%	15.4%	241.43	7.E+09	9.04
5	秋田	1,145,000	2.0.E-04	2.47	2.4%	11.8%	12.7%	58.7%	2.3%	12.0%	251.61	1.E+10	3.42
6	山形	1,216,000	2.0.E-04	2.29	2.8%	12.0%	12.9%	56.8%	2.8%	12.7%	252.85	9.E+09	4.35
7	福島	2,090,000	2.0.E-04	1.67	3.3%	14.6%	12.7%	48.3%	3.5%	17.6%	254.97	1.E+10	8.37
8	茨城	2,973,000	2.0.E-04	2.28	1.9%	15.7%	12.8%	40.6%	4.9%	24.1%	242.60	6.E+09	13.78
9	栃木	2,013,000	2.0.E-04	1.90	2.6%	16.9%	12.0%	40.7%	4.8%	23.1%	249.03	6.E+09	10.64
10	群馬	2,023,000	2.0.E-04	1.63	3.3%	16.7%	11.7%	43.9%	3.9%	20.5%	254.98	6.E+09	12.22
11	埼玉	7,036,000	2.0.E-04	1.64	2.9%	17.2%	11.3%	41.3%	4.1%	23.0%	250.17	4.E+09	55.72
12	千葉	6,034,000	2.0.E-04	3.30	1.0%	12.7%	12.9%	48.9%	5.4%	19.0%	235.98	5.E+09	21.61
13	東京都	12,416,000	2.0.E-04	2.55	2.2%	14.8%	11.9%	47.1%	4.7%	19.5%	245.94	2.E+09	84.77
14	神奈川	8,753,000	2.0.E-04	3.19	1.1%	13.4%	12.7%	49.4%	5.4%	18.1%	239.65	2.E+09	46.64
15	新潟	2,426,000	2.0.E-04	2.63	2.5%	13.0%	11.8%	58.1%	2.5%	12.0%	253.55	1.E+10	6.49
16	富山	1,111,000	2.0.E-04	2.32	2.0%	15.2%	12.9%	50.2%	2.9%	16.9%	253.86	4.E+09	5.80
17	石川	1,173,000	2.0.E-04	2.93	1.7%	11.6%	12.9%	55.9%	2.9%	15.0%	244.13	4.E+09	5.08
18	福井	820,000	2.0.E-04	2.41	1.9%	15.0%	11.3%	51.8%	3.9%	16.1%	249.20	4.E+09	4.22
19	山梨	884,000	2.0.E-04	1.41	4.0%	18.7%	10.2%	41.9%	3.5%	21.8%	259.81	4.E+09	7.23
20	長野	2,195,000	2.0.E-04	1.56	3.7%	17.4%	11.5%	45.2%	3.1%	19.1%	261.14	1.E+10	9.26
21	岐阜	2,106,000	2.0.E-04	1.24	4.1%	18.6%	11.1%	41.7%	3.3%	21.3%	262.62	1.E+10	12.56
22	静岡	3,787,000	2.0.E-04	2.08	2.9%	17.5%	10.7%	44.0%	4.4%	20.5%	253.13	8.E+09	16.33
23	愛知	7,219,000	2.0.E-04	2.55	1.8%	15.1%	12.2%	46.8%	5.1%	19.0%	245.57	5.E+09	32.12
24	三重	1,865,000	2.0.E-04	2.21	3.2%	15.4%	12.1%	44.4%	4.9%	20.0%	250.83	6.E+09	8.86
25	滋賀	1,379,000	2.0.E-04	2.29	2.3%	14.5%	12.0%	48.9%	4.3%	18.1%	247.78	4.E+09	7.68
26	京都	2,631,000	2.0.E-04	2.31	1.7%	13.7%	11.7%	52.7%	3.7%	16.5%	245.04	5.E+09	13.70
27	大阪府	8,759,000	2.0.E-04	3.09	1.2%	12.9%	12.6%	49.4%	5.3%	18.6%	237.63	2.E+09	54.88
28	兵庫	5,570,000	2.0.E-04	2.66	1.8%	13.9%	11.7%	51.8%	4.3%	16.5%	245.26	8.E+09	18.66
29	奈良	1,419,000	2.0.E-04	1.71	3.8%	16.2%	12.1%	41.8%	4.3%	21.8%	254.07	4.E+09	10.76
30	和歌山	1,035,000	2.0.E-04	2.22	3.1%	16.6%	11.9%	43.4%	4.5%	20.5%	253.50	5.E+09	5.36
31	鳥取	606,000	2.0.E-04	2.53	2.0%	13.5%	11.8%	51.5%	3.7%	17.4%	244.47	4.E+09	3.31
32	島根	741,000	2.0.E-04	2.27	2.9%	14.0%	12.0%	49.2%	3.1%	18.8%	249.13	7.E+09	3.20
33	岡山	1,950,000	2.0.E-04	1.87	3.2%	16.0%	12.2%	42.3%	3.9%	22.3%	250.94	7.E+09	9.87
34	広島	2,863,000	2.0.E-04	1.89	3.7%	15.5%	12.1%	43.7%	3.6%	21.4%	253.00	8.E+09	13.02
35	山口	1,491,000	2.0.E-04	2.33	2.7%	14.4%	12.0%	47.4%	3.5%	20.0%	247.45	6.E+09	6.62
36	徳島	810,000	2.0.E-04	2.17	3.8%	16.3%	12.0%	41.6%	5.0%	21.3%	253.91	4.E+09	4.57
37	香川	1,011,000	2.0.E-04	2.43	3.0%	14.7%	12.7%	43.6%	5.1%	20.8%	247.63	2.E+09	7.77
38	愛媛	1,467,000	2.0.E-04	2.17	3.4%	16.2%	11.9%	41.8%	4.2%	22.4%	251.22	6.E+09	7.15
39	高知	796,000	2.0.E-04	2.59	3.2%	16.1%	11.6%	42.8%	5.5%	20.9%	250.18	7.E+09	2.92
40	福岡	5,026,000	2.0.E-04	2.57	2.2%	13.4%	11.4%	49.4%	3.5%	20.1%	241.12	5.E+09	23.02
41	佐賀	866,000	2.0.E-04	3.02	1.9%	12.5%	11.2%	51.4%	3.9%	19.1%	237.60	2.E+09	4.89
42	長崎	1,478,000	2.0.E-04	4.07	1.6%	10.1%	11.1%	56.5%	4.6%	16.0%	231.92	4.E+09	4.90
43	熊本	1,840,000	2.0.E-04	2.11	3.6%	16.1%	10.6%	44.3%	3.5%	21.8%	250.81	7.E+09	8.09
44	大分	1,206,000	2.0.E-04	2.18	2.4%	15.9%	11.6%	43.2%	4.2%	22.7%	245.53	6.E+09	5.67
45	宮崎	1,152,000	2.0.E-04	2.53	2.3%	16.5%	10.7%	44.1%	5.2%	21.2%	245.78	8.E+09	4.22
46	鹿児島	1,753,000	2.0.E-04	2.56	2.4%	14.6%	11.6%	46.9%	3.7%	20.8%	244.75	9.E+09	5.84
47	沖縄	1,361,000	2.0.E-04	6.70	0.2%	4.0%	9.6%	74.9%	4.7%	6.6%	217.31	2.E+09	3.92

表 S3-3 平成 17 年度の各都道府県別の自動車からの排出量

No.	都道府県	ベンゼン	1,3-ブタジエン	NO _x
		排出量 [t/Y]	排出量 [t/Y]	排出量 [t/Y]
1	北海道	529.724	203.117	-
2	青森	148.986	43.029	-
3	岩手	165.419	55.106	-
4	宮城	221.869	79.274	-
5	秋田	132.757	41.722	-
6	山形	151.166	46.444	-
7	福島	233.963	82.794	-
8	茨城	351.772	122.698	-
9	栃木	242.773	94.407	-
10	群馬	253.689	82.093	-
11	埼玉	514.439	194.544	20,724
12	千葉	444.422	151.788	13,742
13	東京都	588.439	228.616	22,843
14	神奈川	474.083	170.388	16,108
15	新潟	286.929	94.457	-
16	富山	128.785	39.127	-
17	石川	129.061	38.871	-
18	福井	101.077	34.620	-
19	山梨	122.585	42.137	-
20	長野	307.856	100.757	-
21	岐阜	237.998	83.260	-
22	静岡	377.617	147.834	-
23	愛知	642.546	226.756	26,857
24	三重	217.010	74.180	4,640
25	滋賀	159.143	73.174	-
26	京都	201.930	67.529	-
27	大阪府	518.823	185.781	20,866
28	兵庫	410.524	157.026	12,551
29	奈良	119.816	41.368	-
30	和歌山	114.829	27.438	-
31	鳥取	74.925	21.528	-
32	島根	88.092	27.738	-
33	岡山	210.839	77.886	-
34	広島	256.332	91.700	-
35	山口	162.046	59.433	-
36	徳島	89.560	25.510	-
37	香川	101.849	29.836	-
38	愛媛	142.521	41.460	-
39	高知	86.569	22.993	-
40	福岡	428.211	146.285	-
41	佐賀	105.778	36.561	-
42	長崎	132.978	34.087	-
43	熊本	191.736	64.141	-
44	大分	137.739	42.989	-
45	宮崎	129.384	38.329	-
46	鹿児島	180.148	53.481	-
47	沖縄	109.087	28.450	-

表 S3-4 ベンゼンの各都道府県からの排出に起因する各都道府県内における日集団摂取量と iF 値

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
北海道	12.447142	0.0020868	1.379E-30	0	1.86E-06	0	0
青森	0.0007626	1.7910864	0.0083033	1.265E-31	0.0035789	3.754E-31	0
岩手	5.634E-30	0.0229071	1.6464713	0.0275554	0.0041449	2.474E-05	1.055E-09
宮城	0	1.775E-32	0.0266257	6.0977566	0.0007562	0.0370614	0.0343223
秋田	4.097E-08	0.0095064	0.034752	0.003027	0.9342006	0.0014863	7.312E-08
山形	0	1.017E-32	0.0033724	0.10556	0.00373	2.1372968	0.022654
福島	0	0	1.775E-06	0.0224124	1.888E-08	0.0040957	3.4521764
茨城	0	0	0	2.05E-07	0	3.609E-07	0.0106499
栃木	0	0	0	4.783E-06	0	9.724E-06	0.0248924
群馬	0	0	0	9.069E-32	0	2.254E-11	5.666E-05
埼玉	0	0	0	0	0	0	2.652E-05
千葉	0	0	0	0	0	0	0.0001326
東京都	0	0	0	0	0	0	5.359E-06
神奈川	0	0	0	0	0	0	7.779E-31
新潟	0	0	6.245E-08	0.0042057	2.776E-06	0.019229	0.0395308
富山	0	0	0	0	0	0	4.517E-08
石川	0	0	0	0	0	0	3.475E-32
福井	0	0	0	0	0	0	0
山梨	0	0	0	0	0	0	8.292E-12
長野	0	0	0	0	0	1.204E-16	1.035E-05
岐阜	0	0	0	0	0	0	1.894E-33
静岡	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
滋賀	0	0	0	0	0	0	0
京都	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0
奈良	0	0	0	0	0	0	0
和歌山	0	0	0	0	0	0	0
鳥取	0	0	0	0	0	0	0
島根	0	0	0	0	0	0	0
岡山	0	0	0	0	0	0	0
広島	0	0	0	0	0	0	0
山口	0	0	0	0	0	0	0
徳島	0	0	0	0	0	0	0
香川	0	0	0	0	0	0	0
愛媛	0	0	0	0	0	0	0
高知	0	0	0	0	0	0	0
福岡	0	0	0	0	0	0	0
佐賀	0	0	0	0	0	0	0
長崎	0	0	0	0	0	0	0
熊本	0	0	0	0	0	0	0
大分	0	0	0	0	0	0	0
宮崎	0	0	0	0	0	0	0
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	0	0	0	0	0	0	0
宮城	1.55E-08	7.6E-08	1.53E-31	0	0	0	0
秋田	0	0	0	0	0	0	0
山形	1.07E-06	9.94E-07	1.08E-15	0	0	0	0
福島	0.049808	0.019985	8.45E-05	0.000379	0.000227	1.508E-05	2.12E-28
茨城	9.399671	0.517035	0.06624	2.403356	2.699479	1.1387238	0.098574
栃木	0.755472	6.893345	0.676856	0.665203	0.055829	0.0635841	0.009538
群馬	0.207643	0.6069	7.774154	2.868532	0.152727	0.4533566	0.066867
埼玉	0.65344	0.143285	0.686354	62.82515	6.741891	46.31062	3.029295
千葉	1.116459	0.027175	0.007562	4.000152	30.83659	13.850377	2.911273
東京都	0.475193	0.072171	0.067091	14.92115	7.663837	147.06235	37.16016
神奈川	0.14137	0.026912	0.024294	2.28128	1.6257	18.173442	63.31234
新潟	2.24E-05	0.003293	0.005359	0.0003	1.05E-06	1.32E-06	7.23E-25
富山	0	5.89E-10	0.000276	8.75E-09	0	9.816E-28	6.16E-32
石川	0	0	5.12E-06	2E-34	0	0	0
福井	0	0	1.34E-28	1.34E-32	0	0	0
山梨	5.68E-05	2.49E-05	0.001146	0.014438	0.001586	0.0756772	0.110348
長野	0.000206	0.000876	0.061629	0.016241	0.000249	0.0168553	0.010982
岐阜	0	1.24E-26	6.09E-07	5.98E-08	0	1.532E-09	3.09E-19
静岡	0.00111	0.000223	0.000848	0.027059	0.021621	0.1347042	0.427242
愛知	0	0	4.15E-10	1.86E-09	2.76E-31	1.036E-07	1.75E-05
三重	0	0	0	0	0	0	0
滋賀	0	0	0	0	0	0	0
京都	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0
奈良	0	0	0	0	0	0	0
和歌山	0	0	0	0	0	0	0
鳥取	0	0	0	0	0	0	0
島根	0	0	0	0	0	0	0
岡山	0	0	0	0	0	0	0
広島	0	0	0	0	0	0	0
山口	0	0	0	0	0	0	0
徳島	0	0	0	0	0	0	0
香川	0	0	0	0	0	0	0
愛媛	0	0	0	0	0	0	0
高知	0	0	0	0	0	0	0
福岡	0	0	0	0	0	0	0
佐賀	0	0	0	0	0	0	0
長崎	0	0	0	0	0	0	0
熊本	0	0	0	0	0	0	0
大分	0	0	0	0	0	0	0
宮崎	0	0	0	0	0	0	0
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	1.729E-12	0	0	0	0	0	0
宮城	2.571E-05	0	0	0	0	0	0
秋田	9.57E-07	0	0	0	0	0	0
山形	0.0013283	0	0	0	0	2.08E-27	0
福島	0.0022941	1.14E-23	2.79E-28	0	3.34E-26	1.86E-07	7.44E-32
茨城	1.432E-05	3.47E-33	0	0	0.000208	8.84E-06	2.17E-33
栃木	0.0001761	2.02E-10	0	0	0.00018	0.000222	3.19E-12
群馬	0.0016989	4.59E-05	5.22E-22	4.03E-29	0.001589	0.032018	3.88E-06
埼玉	5.075E-05	2.58E-08	1.25E-34	3.82E-34	0.008052	0.002506	6.48E-08
千葉	9.68E-08	0	0	0	0.004179	0.000105	0
東京都	7.414E-07	1.04E-26	0	0	0.061024	0.001853	8.73E-08
神奈川	1.736E-09	7.67E-31	0	0	0.05053	0.000451	4.69E-06
新潟	4.3360259	0.002318	0.000129	2.63E-07	5.13E-07	0.0154	5E-06
富山	0.0046438	2.716328	0.121816	0.001998	3.81E-06	0.009297	0.003277
石川	0.0020439	0.132276	2.154416	0.044003	7.49E-10	0.008146	0.003841
福井	1.863E-09	0.001038	0.059708	1.366383	3.08E-08	0.000286	0.029372
山梨	1.065E-07	2.17E-06	1.26E-09	9.19E-10	3.260862	0.013217	4.41E-05
長野	0.0117896	0.008504	0.000607	5.4E-06	0.053798	5.675595	0.011121
岐阜	2.681E-06	0.001507	0.000323	0.001663	0.000158	0.011797	7.368226
静岡	1.132E-32	1.27E-27	8.78E-18	6.9E-10	0.031642	0.000653	0.000629
愛知	0	8.32E-07	0.000116	0.002454	0.000207	0.002246	1.907936
三重	0	7.2E-12	3.21E-07	0.000388	2.28E-08	7.44E-05	0.041994
滋賀	0	8.3E-08	1.66E-05	0.011991	2.25E-29	3.24E-05	0.108588
京都	0	6.04E-12	1.13E-05	0.008506	0	1.77E-09	0.000905
大阪府	0	0	1.46E-31	0.000486	0	6.72E-30	0.005281
兵庫	0	0	6.83E-09	0.000765	0	0	0.001698
奈良	0	0	0	2.21E-06	0	2.75E-09	0.000346
和歌山	0	0	0	2.23E-06	0	0	2.41E-08
鳥取	0	0	0	0.000117	0	0	5.87E-30
島根	0	0	0	0	0	0	0
岡山	0	0	0	3.1E-07	0	0	9.53E-33
広島	0	0	0	0	0	0	0
山口	0	0	0	0	0	0	0
徳島	0	0	0	1.23E-31	0	0	0
香川	0	0	0	7.93E-11	0	0	0
愛媛	0	0	0	0	0	0	0
高知	0	0	0	0	0	0	0
福岡	0	0	0	0	0	0	0
佐賀	0	0	0	0	0	0	0
長崎	0	0	0	0	0	0	0
熊本	0	0	0	0	0	0	0
大分	0	0	0	0	0	0	0
宮崎	0	0	0	0	0	0	0
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	0	0	0	0	0	0	0
宮城	0	0	0	0	0	0	0
秋田	0	0	0	0	0	0	0
山形	0	0	0	0	0	0	0
福島	0	0	0	0	0	0	0
茨城	9.64E-05	0	0	0	0	0	0
栃木	8.47E-06	0	0	0	0	0	0
群馬	0.000287	1.7E-23	0	0	0	0	0
埼玉	0.002553	3.33E-12	0	0	0	0	0
千葉	0.005439	4.7E-32	0	0	0	0	0
東京都	0.061284	7.45E-08	0	0	0	0	0
神奈川	0.282191	3.81E-06	0	0	0	0	0
新潟	1.43E-32	0	0	0	0	0	0
富山	2.7E-27	3.74E-08	3.55E-12	4.31E-07	4.6E-27	0	0
石川	2.63E-27	0.00015	2.74E-07	7.69E-05	3.18E-06	2.97E-31	3.84E-16
福井	2.4E-08	0.029092	0.007423	0.037055	0.025928	0.014416	0.004077
山梨	0.08578	2.16E-05	3.59E-08	1.22E-28	0	0	0
長野	0.003553	0.002421	2.53E-05	2.98E-06	5.86E-24	6.38E-28	2.8E-35
岐阜	0.003463	5.156892	0.056167	0.033137	0.00024	4.01E-05	7.42E-06
静岡	13.98426	0.30674	0.004402	0.000245	5.36E-05	1.37E-06	3.71E-30
愛知	0.837827	69.25328	0.580893	0.026869	0.007025	0.006139	0.001236
三重	0.021014	1.294546	4.233812	0.094565	0.060469	0.084422	0.01395
滋賀	0.001536	0.289589	0.239142	4.563333	1.819683	0.163903	0.017086
京都	1.25E-06	0.002262	0.035188	1.185232	18.62304	4.801629	0.295923
大阪府	4.65E-09	0.063522	0.281495	0.298027	2.917668	106.8437	6.533787
兵庫	2.46E-30	0.009575	0.037585	0.088552	0.585139	12.54524	21.91297
奈良	2.38E-05	0.009019	0.164285	0.014499	0.183194	3.33657	0.076175
和歌山	8.52E-28	9.58E-06	0.007428	0.001511	0.009228	0.3651	0.083828
鳥取	0	0	8.94E-11	0.000209	0.004554	0.004864	0.022169
島根	0	0	0	0	8.03E-06	1.16E-34	0.001279
岡山	0	0	3.91E-19	1.37E-07	0.001022	0.026471	0.145936
広島	0	0	0	0	3.48E-10	1.17E-06	0.000744
山口	0	0	0	0	0	0	0
徳島	0	0	0.000164	1.99E-06	7.98E-05	0.005398	0.016874
香川	0	0	1.73E-06	4.1E-06	0.000211	0.022406	0.035695
愛媛	0	0	0	0	0	9.04E-06	0.000191
高知	0	0	5.69E-09	0	0	6.2E-07	1.11E-05
福岡	0	0	0	0	0	0	0
佐賀	0	0	0	0	0	0	0
長崎	0	0	0	0	0	0	0
熊本	0	0	0	0	0	0	0
大分	0	0	0	0	0	0	0
宮崎	0	0	0	0	0	0	0
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	0	0	0	0	0	0	0
宮城	0	0	0	0	0	0	0
秋田	0	0	0	0	0	0	0
山形	0	0	0	0	0	0	0
福島	0	0	0	0	0	0	0
茨城	0	0	0	0	0	0	0
栃木	0	0	0	0	0	0	0
群馬	0	0	0	0	0	0	0
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
新潟	0	0	0	0	0	0	0
富山	0	0	0	0	0	0	0
石川	0	0	6.9E-35	0	0	0	0
福井	0.002245	2.56E-05	6.23E-05	6.1E-35	5.62E-06	0	0
山梨	0	0	0	0	0	0	0
長野	9.85E-25	0	0	0	0	0	0
岐阜	7.6E-06	2.76E-10	2.09E-29	0	8.86E-32	0	0
静岡	7.11E-05	8.86E-29	0	0	0	0	0
愛知	0.001589	2.52E-05	0	0	0	0	0
三重	0.056238	0.010832	9.42E-10	0	1.12E-08	0	0
滋賀	0.023182	4.53E-05	1.08E-06	0	6.39E-08	0	0
京都	0.673189	0.000972	0.000244	1.28E-07	0.000102	2.12E-11	0
大阪府	5.114967	0.40831	2.98E-05	4.47E-33	0.002473	1.74E-07	0
兵庫	0.51079	0.144816	0.006664	5.49E-05	0.041632	0.000595	0
奈良	5.424944	0.061277	9.83E-08	0	1.19E-05	7.06E-34	0
和歌山	0.045627	1.627882	3.9E-06	0	0.000481	1.86E-06	0
鳥取	1.02E-05	5.54E-08	0.661996	0.065971	0.014575	0.001828	9.3E-10
島根	0	0	0.089221	0.710402	0.004612	0.017717	0.003756
岡山	0.000537	0.00238	0.005051	0.000453	6.353684	0.195673	3.59E-05
広島	0	1.02E-05	0.000318	0.003489	0.159147	7.917949	0.129024
山口	0	0	2.37E-08	0.00244	2.48E-05	0.061731	2.316808
徳島	0.000582	0.037942	6.48E-06	9.1E-10	0.012549	0.00076	1.29E-07
香川	0.002	0.009882	1.05E-05	5.39E-06	0.079501	0.009538	2.34E-05
愛媛	1.59E-30	7.1E-05	2.18E-07	4.3E-05	0.003744	0.028138	0.010985
高知	3.12E-08	0.000123	7.18E-29	2.03E-08	0.000132	0.00047	9.23E-05
福岡	0	0	0	8.39E-05	0	0.002405	0.372367
佐賀	0	0	0	6.18E-29	0	8.1E-31	0.001215
長崎	0	0	0	0	0	0	0.000225
熊本	0	0	0	8.46E-30	0	9.75E-29	0.000162
大分	0	0	0	5.05E-06	2.86E-34	0.000209	0.007649
宮崎	0	0	0	0	0	4.31E-34	6.31E-08
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	0	0	0	0	0	0	0
宮城	0	0	0	0	0	0	0
秋田	0	0	0	0	0	0	0
山形	0	0	0	0	0	0	0
福島	0	0	0	0	0	0	0
茨城	0	0	0	0	0	0	0
栃木	0	0	0	0	0	0	0
群馬	0	0	0	0	0	0	0
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
新潟	0	0	0	0	0	0	0
富山	0	0	0	0	0	0	0
石川	0	0	0	0	0	0	0
福井	1.12E-30	2.49E-10	0	0	0	0	0
山梨	0	0	0	0	0	0	0
長野	0	0	0	0	0	0	0
岐阜	0	0	0	0	0	0	0
静岡	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	6.66E-06	6.75E-08	1.92E-36	1.88E-08	0	0	0
滋賀	2.44E-10	4.18E-11	0	0	0	0	0
京都	1.69E-06	4.71E-06	0	0	0	0	0
大阪府	0.009177	0.002081	6.73E-06	7.57E-06	0	0	0
兵庫	0.04863	0.021478	0.000115	2.03E-05	0	0	0
奈良	1.97E-05	1.08E-05	2.64E-29	7.33E-10	0	0	0
和歌山	0.049561	0.00196	9.77E-06	6.89E-05	0	0	0
鳥取	1.94E-07	0.000468	1.19E-06	3.85E-30	0	0	0
島根	8.06E-09	1.38E-05	0.000301	1.14E-10	4.98E-05	2.39E-26	3.68E-35
岡山	0.010402	0.170448	0.001373	0.000188	0	0	0
広島	0.001691	0.03115	0.082478	0.000749	0.000518	1.21E-30	0
山口	1.9E-06	2.42E-05	0.010244	4.59E-05	0.404117	0.001019	0.000102
徳島	1.57331	0.06662	0.003249	0.000953	0	0	0
香川	0.089127	2.583929	0.017875	0.000465	0	0	0
愛媛	0.009255	0.028359	2.779494	0.025232	5.99E-05	1.31E-07	1.42E-27
高知	0.001185	0.000421	0.00668	1.586203	4.73E-08	0	0
福岡	0	0	0.001262	7.71E-07	25.04885	0.748134	0.042653
佐賀	0	0	1.03E-06	2.8E-34	0.97402	1.744301	0.133799
長崎	0	0	4.31E-28	1E-34	0.068882	0.08941	2.354926
熊本	0	0	0.000114	7.12E-06	0.110925	0.008248	0.030499
大分	2.26E-32	2.69E-31	0.004487	0.000307	0.070493	0.001916	0.000459
宮崎	0	0	6.21E-05	7.52E-05	0.000105	2.38E-05	0.000136
鹿児島	0	0	6.01E-36	2.2E-33	1.87E-05	7.33E-06	0.000325
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄	iF	iFi (i: 排出県内人口)	%
北海道	0	0	0	0	0	8.58	8.58	100.0%
青森	0	0	0	0	0	4.42	4.39	99.3%
岩手	0	0	0	0	0	3.75	3.63	96.8%
宮城	0	0	0	0	0	10.19	10.03	98.4%
秋田	0	0	0	0	0	2.70	2.57	95.0%
山形	0	0	0	0	0	5.49	5.16	94.0%
福島	0	0	0	0	0	5.54	5.39	97.2%
茨城	0	0	0	0	0	16.95	9.75	57.5%
栃木	0	0	0	0	0	13.75	10.36	75.4%
群馬	0	0	0	0	0	17.50	11.19	63.9%
埼玉	0	0	0	0	0	85.43	44.58	52.2%
千葉	0	0	0	0	0	43.33	25.33	58.4%
東京都	0	0	0	0	0	128.74	91.22	70.9%
神奈川	0	0	0	0	0	66.15	48.74	73.7%
新潟	0	0	0	0	0	5.63	5.52	98.0%
富山	0	0	0	0	0	8.10	7.70	95.1%
石川	0	0	0	0	0	6.63	6.09	91.9%
福井	0	0	0	0	0	5.70	4.93	86.6%
山梨	0	0	0	0	0	10.61	9.71	91.5%
長野	0	0	0	0	0	6.96	6.73	96.6%
岐阜	0	0	0	0	0	19.38	11.30	58.3%
静岡	0	0	0	0	0	14.44	13.52	93.6%
愛知	0	0	0	0	0	41.26	39.34	95.4%
三重	0	0	0	0	0	9.94	7.12	71.6%
滋賀	0	0	0	0	0	16.60	10.47	63.0%
京都	0	0	0	0	0	46.32	33.66	72.7%
大阪府	0	0	0	0	0	86.17	75.17	87.2%
兵庫	0	0	0	0	0	31.97	19.48	60.9%
奈良	0	0	0	0	0	28.24	16.53	58.5%
和歌山	0	0	0	0	0	6.97	5.17	74.2%
鳥取	0	0	0	0	0	3.78	3.22	85.2%
島根	1.19E-27	4.88E-06	0	0	0	3.43	2.94	85.9%
岡山	0	2.5E-33	0	0	0	11.97	11.00	91.9%
広島	2.04E-29	0.000615	4.93E-33	0	0	11.86	11.27	95.1%
山口	0.000244	0.010585	4.11E-07	0	0	6.32	5.22	82.5%
徳島	0	4.21E-31	0	0	0	7.00	6.41	91.6%
香川	0	4.36E-30	0	0	0	10.22	9.26	90.6%
愛媛	1.19E-05	0.001411	4.45E-05	0	0	7.39	7.12	96.3%
高知	3.12E-06	0.000234	5.8E-05	3.03E-33	0	6.73	6.69	99.4%
福岡	0.212263	0.13764	0.000506	2.9E-05	0	22.64	21.35	94.3%
佐賀	0.055436	0.006552	0.000229	6.39E-05	0	10.06	6.02	59.8%
長崎	0.116076	0.002414	0.001598	0.004087	0	7.24	6.46	89.3%
熊本	5.976299	0.028029	0.013618	0.012747	0	11.77	11.38	96.7%
大分	0.00815	2.354981	0.003928	3.05E-07	0	6.50	6.24	96.0%
宮崎	0.007216	0.000931	1.520011	0.070664	0	4.51	4.29	95.0%
鹿児島	0.008546	1.74E-06	0.09155	3.031638	0.000233	6.35	6.14	96.8%
沖縄	0	0	0	0.000134	1.826734	6.11	6.11	100.0%

表 S3-5 1,3-ブタジエンの各都道府県からの排出に起因する各都道府県内における日集団摂取量と iF 値

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
北海道	3.3059318	0.0004216	0	0	3.041E-07	0	0
青森	0.0001089	0.3602206	0.0012304	0	0.0005229	0	0
岩手	1.361E-37	0.0040494	0.348813	0.0045204	0.000624	3.724E-06	1.529E-10
宮城	0	0	0.0045632	1.4986506	0.0001286	0.0063742	0.0059297
秋田	5.57E-09	0.0015043	0.005723	0.0004548	0.195727	0.0002429	9.937E-09
山形	0	0	0.0005144	0.0167639	0.000641	0.4073061	0.0038852
福島	0	0	2.702E-07	0.0039917	2.857E-09	0.0006855	0.7667996
茨城	0	0	0	3.108E-08	0	5.362E-08	0.0018281
栃木	0	0	0	8.341E-07	0	1.786E-06	0.0053303
群馬	0	0	0	0	0	3.048E-12	8.416E-06
埼玉	0	0	0	0	0	0	4.411E-06
千葉	0	0	0	0	0	0	1.953E-05
東京都	0	0	0	0	0	0	8.757E-07
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
新潟	0	0	8.768E-09	0.0006267	4.135E-07	0.0032983	0.0065938
富山	0	0	0	0	0	0	5.81E-09
石川	0	0	0	0	0	0	0
福井	0	0	0	0	0	0	0
山梨	0	0	0	0	0	0	1.211E-12
長野	0	0	0	0	0	1.646E-17	1.533E-06
岐阜	0	0	0	0	0	0	0
静岡	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
滋賀	0	0	0	0	0	0	0
京都	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0
奈良	0	0	0	0	0	0	0
和歌山	0	0	0	0	0	0	0
鳥取	0	0	0	0	0	0	0
島根	0	0	0	0	0	0	0
岡山	0	0	0	0	0	0	0
広島	0	0	0	0	0	0	0
山口	0	0	0	0	0	0	0
徳島	0	0	0	0	0	0	0
香川	0	0	0	0	0	0	0
愛媛	0	0	0	0	0	0	0
高知	0	0	0	0	0	0	0
福岡	0	0	0	0	0	0	0
佐賀	0	0	0	0	0	0	0
長崎	0	0	0	0	0	0	0
熊本	0	0	0	0	0	0	0
大分	0	0	0	0	0	0	0
宮崎	0	0	0	0	0	0	0
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	0	0	0	0	0	0	0
宮城	2.39E-09	1.16E-08	0	0	0	0	0
秋田	0	0	0	0	0	0	0
山形	1.4E-07	1.37E-07	1.4E-16	0	0	0	0
福島	0.009879	0.003855	1.36E-05	5.88E-05	3.5E-05	2.237E-06	2.33E-36
茨城	2.081711	0.09571	0.011381	0.437772	0.509245	0.2015739	0.016466
栃木	0.157246	1.718539	0.160004	0.134132	0.010895	0.0123772	0.001731
群馬	0.036153	0.112617	1.661595	0.52529	0.02479	0.0725448	0.010557
埼玉	0.127271	0.026787	0.134542	14.67977	1.446925	10.2457	0.607756
千葉	0.202994	0.004553	0.001241	0.762293	7.075589	2.9211935	0.539878
東京都	0.100221	0.013757	0.01292	3.212435	1.880334	38.537768	9.009598
神奈川	0.025845	0.004616	0.004209	0.455949	0.329686	4.0852848	15.85727
新潟	3.27E-06	0.000485	0.000852	4.37E-05	1.48E-07	1.845E-07	1.03E-31
富山	0	7.54E-11	3.74E-05	1.12E-09	0	2.595E-34	0
石川	0	0	6.5E-07	0	0	0	0
福井	0	0	8.14E-36	0	0	0	0
山梨	8.72E-06	3.94E-06	0.00018	0.00235	0.000252	0.0119652	0.018324
長野	2.95E-05	0.000131	0.010119	0.002517	3.47E-05	0.0025404	0.001624
岐阜	0	6.54E-34	9.38E-08	8.9E-09	0	2.288E-10	4.42E-25
静岡	0.000192	3.84E-05	0.000152	0.005146	0.004179	0.0264606	0.089949
愛知	0	0	6.2E-11	2.79E-10	0	1.55E-08	2.61E-06
三重	0	0	0	0	0	0	0
滋賀	0	0	0	0	0	0	0
京都	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0
奈良	0	0	0	0	0	0	0
和歌山	0	0	0	0	0	0	0
鳥取	0	0	0	0	0	0	0
島根	0	0	0	0	0	0	0
岡山	0	0	0	0	0	0	0
広島	0	0	0	0	0	0	0
山口	0	0	0	0	0	0	0
徳島	0	0	0	0	0	0	0
香川	0	0	0	0	0	0	0
愛媛	0	0	0	0	0	0	0
高知	0	0	0	0	0	0	0
福岡	0	0	0	0	0	0	0
佐賀	0	0	0	0	0	0	0
長崎	0	0	0	0	0	0	0
熊本	0	0	0	0	0	0	0
大分	0	0	0	0	0	0	0
宮崎	0	0	0	0	0	0	0
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	2.485E-13	0	0	0	0	0	0
宮城	4.239E-06	0	0	0	0	0	0
秋田	1.382E-07	0	0	0	0	0	0
山形	0.0001951	0	0	0	0	2.35E-34	0
福島	0.0003832	3.85E-30	8.87E-36	0	4.9E-33	2.88E-08	0
茨城	2.2E-06	0	0	0	3.27E-05	1.35E-06	0
栃木	3.143E-05	3.32E-11	0	0	3.18E-05	3.97E-05	5.26E-13
群馬	0.0002694	6.36E-06	2.73E-28	1.99E-38	0.000246	0.004615	5.37E-07
埼玉	8.632E-06	4.18E-09	0	0	0.001454	0.000444	1.06E-08
千葉	1.42E-08	0	0	0	0.000682	1.58E-05	0
東京都	1.228E-07	2.95E-33	0	0	0.011806	0.00033	1.43E-08
神奈川	2.633E-10	0	0	0	0.009427	7.33E-05	7.37E-07
新潟	0.9728054	0.000427	2.07E-05	3.64E-08	7.23E-08	0.002622	7.78E-07
富山	0.0007504	0.57165	0.020048	0.000288	4.99E-07	0.001405	0.000508
石川	0.0002904	0.024434	0.472076	0.006978	9.47E-11	0.001158	0.000596
福井	2.685E-10	0.000171	0.011496	0.327626	4.43E-09	4.27E-05	0.005092
山梨	1.596E-08	3.27E-07	1.83E-10	1.34E-10	0.643466	0.002229	6.9E-06
長野	0.001883	0.00138	9.42E-05	7.81E-07	0.009168	1.103639	0.001289
岐阜	4.253E-07	0.000252	5.31E-05	0.000286	2.41E-05	0.001743	1.494219
静岡	0	1.45E-33	1.44E-18	1.13E-10	0.006409	0.000119	0.000113
愛知	0	1.26E-07	1.79E-05	0.000421	3.22E-05	0.000364	0.35181
三重	0	1.03E-12	4.67E-08	6.38E-05	3.28E-09	1.13E-05	0.007334
滋賀	0	1.66E-08	3.47E-06	0.002955	7.07E-37	6.84E-06	0.026647
京都	0	8.41E-13	1.68E-06	0.001535	0	2.53E-10	0.000138
大阪府	0	0	0	8.14E-05	0	5.32E-38	0.000863
兵庫	0	0	1.11E-09	0.000138	0	0	0.000287
奈良	0	0	0	3.49E-07	0	3.98E-10	5.44E-05
和歌山	0	0	0	2.25E-07	0	0	2.43E-09
鳥取	0	0	0	1.58E-05	0	0	1.53E-37
島根	0	0	0	0	0	0	0
岡山	0	0	0	5.04E-08	0	0	0
広島	0	0	0	0	0	0	0
山口	0	0	0	0	0	0	0
徳島	0	0	0	0	0	0	0
香川	0	0	0	9.78E-12	0	0	0
愛媛	0	0	0	0	0	0	0
高知	0	0	0	0	0	0	0
福岡	0	0	0	0	0	0	0
佐賀	0	0	0	0	0	0	0
長崎	0	0	0	0	0	0	0
熊本	0	0	0	0	0	0	0
大分	0	0	0	0	0	0	0
宮崎	0	0	0	0	0	0	0
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	0	0	0	0	0	0	0
宮城	0	0	0	0	0	0	0
秋田	0	0	0	0	0	0	0
山形	0	0	0	0	0	0	0
福島	0	0	0	0	0	0	0
茨城	1.47E-05	0	0	0	0	0	0
栃木	1.45E-06	0	0	0	0	0	0
群馬	4.09E-05	9.95E-30	0	0	0	0	0
埼玉	0.000454	5.26E-13	0	0	0	0	0
千葉	0.000879	0	0	0	0	0	0
東京都	0.011399	1.22E-08	0	0	0	0	0
神奈川	0.04988	5.97E-07	0	0	0	0	0
新潟	0	0	0	0	0	0	0
富山	3.06E-33	4.83E-09	4.55E-13	5.55E-08	4.06E-34	0	0
石川	2.34E-34	1.95E-05	3.52E-08	1.03E-05	4.12E-07	0	4.9E-17
福井	3.42E-09	0.004884	0.001251	0.007124	0.004526	0.002403	0.000669
山梨	0.015167	3.44E-06	5.17E-09	4.68E-37	0	0	0
長野	0.000546	0.000355	3.71E-06	4.23E-07	9.34E-31	1.7E-36	0
岐阜	0.000569	0.983191	0.01049	0.004963	4.06E-05	6.11E-06	1.16E-06
静岡	3.763823	0.06461	0.000822	4.3E-05	8.93E-06	2.28E-07	0
愛知	0.162724	15.9925	0.106809	0.004723	0.00119	0.001026	0.000197
三重	0.003449	0.239307	0.973243	0.016398	0.01109	0.015008	0.002367
滋賀	0.000315	0.068689	0.059652	1.237213	0.407953	0.036755	0.003764
京都	1.84E-07	0.000335	0.005931	0.204856	3.880183	0.794822	0.048326
大阪府	7.07E-10	0.010466	0.05129	0.055532	0.575444	25.60035	1.400299
兵庫	0	0.001592	0.007	0.017219	0.124016	3.009036	5.870187
奈良	3.53E-06	0.00145	0.028571	0.002555	0.032648	0.591977	0.0135
和歌山	2.11E-36	9.69E-07	0.000929	0.000175	0.001095	0.049286	0.010964
鳥取	0	0	1.07E-11	2.55E-05	0.000624	0.000609	0.003275
島根	0	0	0	0	1.08E-06	0	0.000179
岡山	0	0	6.01E-20	2.13E-08	0.000164	0.004433	0.02763
広島	0	0	0	0	5.2E-11	1.77E-07	0.000121
山口	0	0	0	0	0	0	0
徳島	0	0	2.12E-05	2.42E-07	1E-05	0.000765	0.002411
香川	0	0	2.14E-07	5.07E-07	2.66E-05	0.003065	0.005206
愛媛	0	0	0	0	0	1.12E-06	2.48E-05
高知	0	0	6.37E-10	0	0	7.01E-08	1.33E-06
福岡	0	0	0	0	0	0	0
佐賀	0	0	0	0	0	0	0
長崎	0	0	0	0	0	0	0
熊本	0	0	0	0	0	0	0
大分	0	0	0	0	0	0	0
宮崎	0	0	0	0	0	0	0
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	0	0	0	0	0	0	0
宮城	0	0	0	0	0	0	0
秋田	0	0	0	0	0	0	0
山形	0	0	0	0	0	0	0
福島	0	0	0	0	0	0	0
茨城	0	0	0	0	0	0	0
栃木	0	0	0	0	0	0	0
群馬	0	0	0	0	0	0	0
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
新潟	0	0	0	0	0	0	0
富山	0	0	0	0	0	0	0
石川	0	0	0	0	0	0	0
福井	0.000368	3.76E-06	9.99E-06	0	8.34E-07	0	0
山梨	0	0	0	0	0	0	0
長野	2.47E-31	0	0	0	0	0	0
岐阜	1.21E-06	4.19E-11	1.76E-37	0	0	0	0
静岡	1.2E-05	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000271	3.95E-06	0	0	0	0	0
三重	0.009468	0.002474	1.35E-10	0	1.61E-09	0	0
滋賀	0.005338	9.42E-06	2.13E-07	0	1.27E-08	0	0
京都	0.123888	0.000151	4.14E-05	1.81E-08	1.57E-05	2.96E-12	0
大阪府	1.080133	0.082043	4.84E-06	0	0.000408	2.63E-08	0
兵庫	0.109098	0.028731	0.00133	9.27E-06	0.007938	0.000105	0
奈良	1.145226	0.010434	1.46E-08	0	1.81E-06	0	0
和歌山	0.005773	0.278459	3.96E-07	0	5.35E-05	1.87E-07	0
鳥取	1.23E-06	6.68E-09	0.139794	0.011415	0.002185	0.000244	1.16E-10
島根	0	0	0.01732	0.147108	0.000729	0.002875	0.000565
岡山	8.48E-05	0.00042	0.000866	8.18E-05	1.542779	0.042026	5.99E-06
広島	0	1.54E-06	5.04E-05	0.000552	0.032205	1.92546	0.025608
山口	0	0	3.68E-09	0.000422	3.96E-06	0.011818	0.54304
徳島	8.16E-05	0.00555	7.91E-07	1.09E-10	0.001764	0.000107	1.71E-08
香川	0.000254	0.001407	1.38E-06	6.9E-07	0.011521	0.001372	3.05E-06
愛媛	0	9.12E-06	2.73E-08	5.62E-06	0.000527	0.003976	0.00158
高知	3.51E-09	1.52E-05	9.11E-37	2.3E-09	1.61E-05	5.8E-05	1.12E-05
福岡	0	0	0	1.37E-05	0	0.000361	0.072526
佐賀	0	0	0	1.69E-36	0	0	0.000199
長崎	0	0	0	0	0	0	2.57E-05
熊本	0	0	0	2.51E-37	0	2.71E-36	2.38E-05
大分	0	0	0	7.13E-07	0	2.92E-05	0.001169
宮崎	0	0	0	0	0	0	7.91E-09
鹿児島	0	0	0	0	0	0	0
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
北海道	0	0	0	0	0	0	0
青森	0	0	0	0	0	0	0
岩手	0	0	0	0	0	0	0
宮城	0	0	0	0	0	0	0
秋田	0	0	0	0	0	0	0
山形	0	0	0	0	0	0	0
福島	0	0	0	0	0	0	0
茨城	0	0	0	0	0	0	0
栃木	0	0	0	0	0	0	0
群馬	0	0	0	0	0	0	0
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
新潟	0	0	0	0	0	0	0
富山	0	0	0	0	0	0	0
石川	0	0	0	0	0	0	0
福井	1.96E-38	3.59E-11	0	0	0	0	0
山梨	0	0	0	0	0	0	0
長野	0	0	0	0	0	0	0
岐阜	0	0	0	0	0	0	0
静岡	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	1.02E-06	9.69E-09	0	2.75E-09	0	0	0
滋賀	4.71E-11	8.32E-12	0	0	0	0	0
京都	2.44E-07	6.78E-07	0	0	0	0	0
大阪府	0.001617	0.000348	1.02E-06	1.19E-06	0	0	0
兵庫	0.009622	0.00401	1.92E-05	3.41E-06	0	0	0
奈良	3.27E-06	1.7E-06	8.18E-37	1.08E-10	0	0	0
和歌山	0.005736	0.000218	1.05E-06	7.29E-06	0	0	0
鳥取	2.34E-08	5.86E-05	1.45E-07	9.65E-38	0	0	0
島根	1.07E-09	1.85E-06	4.35E-05	1.52E-11	7.23E-06	1.15E-33	0
岡山	0.001891	0.033695	0.000241	3.09E-05	0	0	0
広島	0.000286	0.005672	0.015334	0.000124	8.01E-05	0	0
山口	3.05E-07	3.91E-06	0.001821	7.74E-06	0.088335	0.000179	1.68E-05
徳島	0.317315	0.010188	0.000406	0.000144	0	0	0
香川	0.014437	0.515623	0.002529	6.21E-05	0	0	0
愛媛	0.001391	0.004223	0.564893	0.003901	7.83E-06	1.69E-08	2.16E-35
高知	0.000149	5.55E-05	0.00084	0.311339	5.31E-09	0	0
福岡	0	0	0.00019	1.12E-07	5.658823	0.147297	0.007368
佐賀	0	0	1.55E-07	0	0.194404	0.395353	0.023358
長崎	0	0	1.55E-35	0	0.009323	0.012885	0.423028
熊本	0	0	1.71E-05	1.04E-06	0.018859	0.001421	0.005197
大分	0	0	0.000693	4.42E-05	0.01191	0.000307	6.58E-05
宮崎	0	0	8.72E-06	1.08E-05	1.45E-05	3.22E-06	1.86E-05
鹿児島	0	0	0	0	2.49E-06	9.59E-07	4.5E-05
沖縄	0	0	0	0	0	0	0

	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄	iF	iFi (i: 排出県内人口)	%
北海道	0	0	0	0	0	5.941483	5.9407248	100.0%
青森	0	0	0	0	0	3.071406	3.0556092	99.5%
岩手	0	0	0	0	0	2.371325	2.3104045	97.4%
宮城	0	0	0	0	0	6.9784613	6.900189	98.9%
秋田	0	0	0	0	0	1.7816273	1.7122944	96.1%
山形	0	0	0	0	0	3.3739165	3.2010192	94.9%
福島	0	0	0	0	0	3.4637908	3.3804475	97.6%
茨城	0	0	0	0	0	9.9825739	6.1926254	62.0%
栃木	0	0	0	0	0	8.507149	6.6442992	78.1%
群馬	0	0	0	0	0	10.887536	7.3877674	67.9%
埼玉	0	0	0	0	0	51.16563	27.541948	53.8%
千葉	0	0	0	0	0	27.676073	17.014405	61.5%
東京都	0	0	0	0	0	84.283662	61.528115	73.0%
神奈川	0	0	0	0	0	44.604769	33.968958	76.2%
新潟	0	0	0	0	0	3.8169647	3.7591022	98.5%
富山	0	0	0	0	0	5.5475348	5.3326356	96.1%
石川	0	0	0	0	0	4.7473074	4.4328528	93.4%
福井	0	0	0	0	0	3.8553128	3.4542155	89.6%
山梨	0	0	0	0	0	6.0111982	5.5738427	92.7%
長野	0	0	0	0	0	4.1129302	3.9980369	97.2%
岐阜	0	0	0	0	0	10.941426	6.5504575	59.9%
静岡	0	0	0	0	0	9.7823037	9.2928162	95.0%
愛知	0	0	0	0	0	26.755918	25.742488	96.2%
三重	0	0	0	0	0	6.2992143	4.7887793	76.0%
滋賀	0	0	0	0	0	9.2245847	6.1713969	66.9%
京都	0	0	0	0	0	27.351038	20.972794	76.7%
大阪府	0	0	0	0	0	56.698296	50.296346	88.7%
兵庫	0	0	0	0	0	21.362542	13.644993	63.9%
奈良	0	0	0	0	0	16.115144	10.104693	62.7%
和歌山	0	0	0	0	0	4.6918803	3.7042738	79.0%
鳥取	0	0	0	0	0	2.6829986	2.3701382	88.3%
島根	4.4E-35	6.72E-07	0	0	0	2.2216019	1.9357475	87.1%
岡山	0	0	0	0	0	7.7528193	7.229976	93.3%
広島	2.68E-37	9.89E-05	0	0	0	7.9829608	7.6640081	96.0%
山口	4.01E-05	0.001982	6.34E-08	0	0	3.9775711	3.3350023	83.8%
徳島	0	0	0	0	0	4.8470071	4.5400972	93.7%
香川	0	0	0	0	0	6.7958875	6.3079383	92.8%
愛媛	1.53E-06	0.000205	5.93E-06	0	0	5.1127645	4.9731474	97.3%
高知	3.67E-07	3.1E-05	7.2E-06	0	0	4.9611788	4.9423704	99.6%
福岡	0.039263	0.026245	7.88E-05	4.44E-06	0	14.851411	14.119473	95.1%
佐賀	0.010168	0.001155	3.57E-05	9.73E-06	0	6.2364301	3.9469541	63.3%
長崎	0.016755	0.000289	0.000188	0.000495	0	4.9576278	4.5297342	91.4%
熊本	1.296734	0.00472	0.002245	0.002262	0	7.5768954	7.3791807	97.4%
大分	0.001201	0.508386	0.000611	4.18E-08	0	4.4525278	4.3164283	96.9%
宮崎	0.001057	0.000135	0.323601	0.01176	0	3.2054821	3.0816015	96.1%
鹿児島	0.001302	2.22E-07	0.015202	0.63147	3.5E-05	4.4228853	4.3096737	97.4%
沖縄	0	0	0	1.8E-05	0.3654	4.6881193	4.6878878	100.0%

表 S3-6 NOx の各都道府県からの排出に起因する各都道府県内における日集団摂取量と iF 値

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	0.0009319
千葉	0	0	0	0	0	0	0.0035692
東京都	0	0	0	0	0	0	0.0001803
神奈川	0	0	0	0	0	0	6.721E-30
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	20.92897	4.794483	23.02918	2153.349	224.1152	1569.5224	103.5066
千葉	27.93851	0.73896	0.205148	103.6695	845.5131	377.23473	78.94869
東京都	15.96899	2.481135	2.316539	476.0299	258.0706	5074.7248	1259.516
神奈川	4.245009	0.808979	0.733	68.07445	47.56782	541.81848	1953.286
愛知	0	0	1.51E-08	6.75E-08	2.55E-30	3.758E-06	0.000635
三重	0	0	0	0	0	1.204E-36	1.91E-36
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	0.0017903	9.02E-07	1.42E-33	2.93E-33	0.28331	0.089628	2.27E-06
千葉	2.6E-06	3.56E-36	0	0	0.114111	0.002841	6.94E-36
東京都	2.503E-05	1.02E-25	0	0	2.066968	0.063318	2.94E-06
神奈川	5.109E-08	7E-30	0	0	1.481406	0.013462	0.000139
愛知	0	3.02E-05	0.004228	0.090966	0.007576	0.079082	65.70289
三重	0	1.33E-10	5.95E-06	0.007365	4.36E-07	0.001386	0.769402
大阪府	0	0	1.25E-30	0.017383	0	5.67E-29	0.186716
兵庫	0	1.02E-36	1.84E-07	0.020768	0	1.84E-35	0.04543

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.089444	1.18E-10	0	0	0	0	0
千葉	0.148377	3.29E-31	0	0	0	0	0
東京都	2.092172	2.51E-06	0	0	0	0	0
神奈川	8.003128	0.000113	1.86E-35	0	0	0	0
愛知	30.00035	2556.684	19.69251	0.967881	0.259245	0.226499	0.045287
三重	0.393091	23.0858	80.93905	1.699184	1.143879	1.599437	0.266074
大阪府	1.62E-07	2.247535	9.869033	10.40653	97.00479	3798.359	224.55
兵庫	1.44E-29	0.255255	1.005865	2.379887	15.70567	334.304	612.5206

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.058761	0.00092	8.53E-35	0	1.28E-36	0	0
三重	0.96944	0.209167	1.74E-08	0	2.07E-07	0	0
大阪府	174.6507	14.06749	0.001052	4.14E-32	0.08754	6.06E-06	0
兵庫	13.40361	3.745526	0.173515	0.001464	1.066158	0.015981	4.62E-35

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0.000125	1.25E-06	5.26E-35	3.49E-07	0	0	0
大阪府	0.320288	0.073479	0.000235	0.000265	0	0	0
兵庫	1.264029	0.56795	0.003054	0.00054	0	0	0

	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄	iF	iFi (i: 排出県内人口)	%
埼玉	0	0	0	0	0	72	37.92571504	52.5%
千葉	0	0	0	0	0	38	22.4575959	58.9%
東京都	0	0	0	0	0	113	81.08718367	71.5%
神奈川	0	0	0	0	0	60	44.26057499	74.4%
愛知	0	0	0	0	0	36.3	34.74660833	95.6%
三重	0	0	0	0	0	8.7	6.366972474	72.9%
大阪府	0	0	0	0	0	75.8	66.44307473	87.7%
兵庫	0	0	0	0	0	28.7	17.81292548	62.1%

(3) 第5章で用いたパラメータ等

表 S3-7 道路交通センサデータをもとに計算した各都府県別交通量の時間帯別割合

時間帯	埼玉	千葉	東京	神奈川	愛知	三重	大阪	兵庫
0-4	5%	4%	8%	6%	5%	6%	5%	5%
4-8	16%	17%	16%	16%	15%	14%	14%	14%
8-12	23%	23%	22%	23%	23%	24%	24%	24%
12-16	21%	22%	21%	21%	21%	22%	23%	22%
16-20	24%	23%	21%	23%	24%	24%	23%	24%
20-24	11%	10%	13%	11%	11%	11%	11%	11%

表 S3-8 既存の研究 (Marshall et al., 2003) をもとにグラフ読み取りソフト (Graphin2) で得られた各時間帯別集団摂取量 (速度) の各時間帯別の比率

時間帯	0-4	4-8	8-12	12-16	16-20	20-24
呼吸速度・比率	0.08	0.14	0.23	0.24	0.18	0.13

表 S3-9 平成17年度の国勢調査による夜間人口と昼間人口

都道府県	夜間人口	昼間人口
北海道	5621000	5,619,000
青森	1436000	1,435,000
岩手	1381000	1,377,000
宮城	2354000	2,357,000
秋田	1145000	1,144,000
山形	1216000	1,215,000
福島	2090000	2,082,000
茨城	2973000	2,886,000
栃木	2013000	1,998,000
群馬	2023000	2,021,000
埼玉	7036000	6,159,000
千葉	6034000	5,340,000
東京都	12416000	14,978,000
神奈川	8753000	7,905,000
新潟	2426000	2,428,000
富山	1111000	1,108,000
石川	1173000	1,177,000
福井	820000	821,000
山梨	884000	876,000
長野	2195000	2,193,000
岐阜	2106000	2,019,000
静岡	3787000	3,783,000
愛知	7219000	7,341,000
三重	1865000	1,824,000
滋賀	1379000	1,327,000
京都	2631000	2,651,000
大阪府	8759000	9,241,000
兵庫	5570000	5,299,000
奈良	1419000	1,259,000

和歌山	1035000	1,012,000
鳥取	606000	607,000
島根	741000	741,000
岡山	1950000	1,949,000
広島	2863000	2,872,000
山口	1491000	1,482,000
徳島	810000	808,000
香川	1011000	1,013,000
愛媛	1467000	1,469,000
高知	796000	795,000
福岡	5026000	5,030,000
佐賀	866000	866,000
長崎	1478000	1,474,000
熊本	1840000	1,833,000
大分	1206000	1,207,000
宮崎	1152000	1,152,000
鹿児島	1753000	1,752,000
沖縄	1361000	1,361,000

表 S3-10 ベンゼンの各都道府県からの排出に起因する各都道府県内における、排出量の経時変化を考慮した日平均大気中濃度を利用した場合の、日集団摂取量と、 $iF_{p,v1}$ の値

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	3.534E-05
千葉	0	0	0	0	0	0	0.0001506
東京都	0	0	0	0	0	0	5.819E-06
神奈川	0	0	0	0	0	0	1.051E-30
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.540179	0.144989	0.694981	52.35675	5.345991	38.395143	2.850324
千葉	0.960746	0.029772	0.008555	3.808779	25.12499	13.088514	2.886091
東京都	0.454839	0.079841	0.077319	14.09319	6.360978	128.46975	32.37477
神奈川	0.150955	0.030783	0.028543	2.354581	1.441726	16.700301	54.21492
愛知	0	0	5.25E-10	2.37E-09	3.81E-31	1.334E-07	1.81E-05
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	6.681E-05	3.37E-08	1.79E-34	5.24E-34	0.009008	0.003201	8.53E-08
千葉	1.328E-07	1.35E-37	0	0	0.00477	0.00012	0
東京都	8.946E-07	1.35E-26	0	0	0.065818	0.002178	6.96E-08
神奈川	2.292E-09	1.05E-30	0	0	0.053978	0.000479	3.14E-06
愛知	0	9.48E-07	0.000121	0.002639	0.000223	0.002435	1.799822
三重	0	5.76E-12	2.36E-07	0.000417	2.98E-08	7.9E-05	0.047007
大阪府	0	0	2.11E-31	0.000622	0	9.61E-30	0.006426
兵庫	0	0	9.17E-09	0.000975	0	5.85E-37	0.002118

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.002794	3.11E-12	0	0	0	0	0
千葉	0.006099	6.47E-32	0	0	0	0	0
東京都	0.064839	6.16E-08	0	0	0	0	0
神奈川	0.274362	2.71E-06	0	0	0	0	0
愛知	0.808895	56.08115	0.435955	0.02736	0.007251	0.006788	0.001397
三重	0.022336	1.135383	3.441848	0.09617	0.066632	0.090985	0.015716
大阪府	3.9E-09	0.07365	0.297928	0.325852	2.715521	82.03402	5.116085
兵庫	3.54E-30	0.011575	0.041572	0.102247	0.635312	10.33456	17.78583

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.00162	2.64E-05	0	0	0	0	0
三重	0.053832	0.009188	1E-09	0	1.27E-08	0	0
大阪府	4.548874	0.384786	3.23E-05	6.48E-33	0.002562	2E-07	0
兵庫	0.46548	0.13651	0.006041	5.5E-05	0.039651	0.000694	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	5.17E-06	5.93E-08	3.09E-36	1.49E-08	0	0	0
大阪府	0.008524	0.002016	6.35E-06	8.35E-06	0	0	0
兵庫	0.044106	0.021606	0.000134	2.18E-05	0	0	0

集団摂取量 g/day ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄	iF	iFi (i: 排出県内人口)	%
埼玉	0	0	0	0	0	71.1948	37.14769765	52.2%
千葉	0	0	0	0	0	37.71253	20.63493304	54.7%
東京都	0	0	0	0	0	112.9188	79.68784463	70.6%
神奈川	0	0	0	0	0	57.93597	41.74043132	72.0%
愛知	0	0	0	0	0	33.61491	31.85704094	94.8%
三重	0	0	0	0	0	8.375416	5.789004984	69.1%
大阪府	0	0	0	0	0	67.19765	57.71221974	85.9%
兵庫	0	0	0	0	0	26.34291	15.81351577	60.0%

表 S3-11 ベンゼンの各都道府県からの排出に起因する各都道府県内における、排出量の経時変化を考慮した各時間帯別の平均大気中濃度と夜間・昼間人口の違いを考慮した場合の、各時間帯別の日集団摂取量と、 $iF_{p,v2}$ の値

(時間帯 0-4)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	5.444E-08
千葉	0	0	0	0	0	0	3.585E-06
東京都	0	0	0	0	0	0	3.39E-07
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.053574	0.006824	0.033556	5.059104	0.624101	3.800185	0.188584
千葉	0.061125	0.000708	0.000153	0.161267	2.046096	0.5834955	0.100407
東京都	0.040694	0.002857	0.001856	1.296453	1.193653	18.775496	4.733024
神奈川	0.005596	0.000735	0.000506	0.089622	0.133804	1.3612676	5.976063
愛知	0	0	0	0	0	0	8.81E-07
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	7.097E-09	1.03E-13	0	0	0.000257	2.43E-05	2.32E-11
千葉	1.687E-20	0	0	0	8.37E-05	2.22E-06	0
東京都	8.132E-09	0	0	0	0.002324	2.88E-05	5.02E-10
神奈川	0	0	0	0	0.002095	5.09E-06	4.5E-11
愛知	0	1.08E-08	4.55E-06	9.48E-05	6.18E-06	8.16E-05	0.089967
三重	0	1.2E-13	2.63E-08	1.8E-05	4.27E-12	3.3E-06	0.001506
大阪府	0	0	0	3.81E-06	0	0	0.000112
兵庫	0	0	2.97E-12	6.98E-06	0	0	2.63E-05

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.000105	3.66E-13	0	0	0	0	0
千葉	0.000114	0	0	0	0	0	0
東京都	0.00302	5.96E-09	0	0	0	0	0
神奈川	0.017562	5.23E-09	0	0	0	0	0
愛知	0.050068	5.946534	0.054857	0.000837	0.000332	0.000223	3.93E-05
三重	0.001029	0.108229	0.416435	0.005197	0.002464	0.003726	0.000494
大阪府	0	0.00205	0.011379	0.008779	0.160752	9.572674	0.560888
兵庫	0	0.000226	0.00133	0.001898	0.017759	1.009601	1.788492

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	7.92E-05	1.12E-06	0	0	0	0	0
三重	0.003489	0.000997	5.7E-11	0	3.98E-10	0	0
大阪府	0.335809	0.021677	3.1E-07	0	0.000106	3.51E-09	0
兵庫	0.033835	0.008635	0.000439	2.76E-06	0.002059	1.53E-05	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	7.24E-07	4.09E-09	0	1.63E-09	0	0	0
大阪府	0.000552	0.000119	3.17E-07	2.28E-07	0	0	0
兵庫	0.003115	0.000942	3.21E-06	6.37E-07	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 4-8)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	6.813E-08
千葉	0	0	0	0	0	0	5.163E-06
東京都	0	0	0	0	0	0	8.621E-08
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.095402	0.011603	0.07532	10.30477	1.186038	8.1203572	0.436082
千葉	0.134701	0.001563	0.00036	0.404193	5.481929	1.8067311	0.386123
東京都	0.033166	0.003013	0.001749	1.414928	1.303549	24.579592	6.708287
神奈川	0.008629	0.001315	0.001068	0.101668	0.161819	1.7087658	10.26768
愛知	0	0	0	5.66E-36	0	8.418E-34	1.09E-06
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	1.786E-06	3.18E-09	0	0	0.000651	0.000108	4.08E-09
千葉	1.844E-30	0	0	0	0.000294	1.59E-06	0
東京都	2.771E-08	0	0	0	0.004291	2.37E-05	3.69E-10
神奈川	5.551E-11	0	0	0	0.00417	1.91E-05	5.35E-16
愛知	0	2.81E-07	2.92E-05	0.000331	1.29E-05	0.000121	0.181673
三重	0	5.43E-12	1.45E-07	5.57E-05	8.8E-12	7.22E-06	0.002513
大阪府	0	0	0	4.64E-05	0	0	0.000212
兵庫	0	0	1.05E-10	2.4E-05	0	0	3.71E-05

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.000273	2.36E-14	0	0	0	0	0
千葉	0.000569	0	0	0	0	0	0
東京都	0.007167	6.71E-09	0	0	0	0	0
神奈川	0.044478	1.55E-09	0	0	0	0	0
愛知	0.099128	10.99845	0.096052	0.002118	0.000809	0.000811	0.00015
三重	0.002057	0.130918	0.616053	0.008198	0.004435	0.00698	0.00131
大阪府	3.9E-09	0.003494	0.023868	0.019932	0.305512	16.297	1.189218
兵庫	0	0.000247	0.001553	0.002399	0.021617	1.020473	1.981471

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000245	3.77E-06	0	0	0	0	0
三重	0.005051	0.001504	1.22E-10	0	2.05E-09	0	0
大阪府	0.580245	0.04327	5.33E-06	0	0.000336	8.33E-09	0
兵庫	0.033959	0.007884	0.000436	2.16E-06	0.00247	5.24E-05	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	1.11E-06	2E-08	0	4.58E-09	0	0	0
大阪府	0.001013	0.000278	6.79E-07	5.8E-07	0	0	0
兵庫	0.003485	0.00115	7.43E-06	6.15E-07	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 8-12)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	1.007E-05
千葉	0	0	0	0	0	0	3.025E-05
東京都	0	0	0	0	0	0	8.999E-07
神奈川	0	0	0	0	0	0	8.453E-31
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.05333	0.013157	0.083091	4.513097	0.495862	5.2956664	0.414514
千葉	0.08615	0.003183	0.000592	0.32851	2.349151	2.2624708	0.452974
東京都	0.032688	0.007904	0.006897	1.121659	0.458655	17.038007	3.357896
神奈川	0.015848	0.003876	0.003611	0.217678	0.119358	1.8424771	5.537407
愛知	0	0	6.23E-11	2.5E-10	3.53E-31	1.773E-08	3.12E-06
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	3.266E-05	3.13E-08	3.62E-34	1.71E-33	0.001214	0.000268	6.15E-08
千葉	5.063E-08	0	0	0	0.000704	1.61E-06	1.09E-36
東京都	1.238E-07	2.09E-27	0	0	0.009366	9.29E-05	5.46E-10
神奈川	1.82E-09	7.8E-32	0	0	0.007106	6.15E-05	4.01E-13
愛知	0	4.42E-07	4.23E-05	0.000564	1.82E-05	0.000216	0.189608
三重	0	5.22E-13	3.02E-08	8.16E-05	1.53E-09	1.98E-05	0.003956
大阪府	0	0	1.62E-31	0.000154	0	7.55E-30	0.002064
兵庫	0	1.34E-38	2.82E-09	0.000217	0	1.52E-36	0.000589

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.000616	5.19E-13	0	0	0	0	0
千葉	0.001173	4.03E-32	0	0	0	0	0
東京都	0.012297	9.15E-09	0	0	0	0	0
神奈川	0.050814	1.45E-07	0	0	0	0	0
愛知	0.11602	6.673136	0.044573	0.004581	0.002157	0.002775	0.000442
三重	0.005161	0.10904	0.385821	0.014578	0.012266	0.01821	0.003046
大阪府	5.55E-24	0.024111	0.049158	0.051153	0.358151	9.887197	0.727259
兵庫	3.53E-30	0.003242	0.009014	0.018768	0.103831	1.239792	2.170611

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000539	7.91E-06	7.64E-36	0	0	0	0
三重	0.007917	0.001308	4.44E-10	0	6.88E-09	0	0
大阪府	0.47226	0.048261	5.31E-06	6.22E-33	0.000818	2.36E-08	0
兵庫	0.052375	0.016691	0.001074	1.23E-05	0.006757	0.000252	9.46E-37

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	8.4E-07	1.43E-08	1.1E-36	4.42E-09	0	0	0
大阪府	0.001969	0.00071	1.09E-06	1.61E-06	0	0	0
兵庫	0.006463	0.003499	3.28E-05	2.24E-06	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 12-16)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	1.394E-05
千葉	0	0	0	0	0	0	6.175E-05
東京都	0	0	0	0	0	0	2.369E-06
神奈川	0	0	0	0	0	0	2.35E-31
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.053269	0.02909	0.134015	4.189893	0.39069	3.8536755	0.390162
千葉	0.140035	0.008885	0.002886	0.495503	2.302406	2.4576914	0.486005
東京都	0.079448	0.026083	0.029359	1.799517	0.427387	15.447144	2.473902
神奈川	0.039325	0.011491	0.011056	0.490165	0.193794	2.9878151	4.925992
愛知	0	0	3.48E-10	1.49E-09	5.33E-32	9.522E-08	8.51E-06
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	2.786E-05	5.42E-09	1.06E-34	5.25E-34	0.002084	0.000968	2.27E-08
千葉	4.844E-08	0	0	0	0.001484	5.2E-05	0
東京都	9.148E-07	4.05E-28	0	0	0.015135	0.001117	5.42E-09
神奈川	1.149E-09	1.1E-32	0	0	0.013294	0.000209	1.33E-10
愛知	0	1.42E-07	2.43E-05	0.000721	0.000114	0.000808	0.24761
三重	0	1.17E-27	4.24E-14	0.000149	2.54E-08	2.27E-05	0.009709
大阪府	0	0	2.6E-32	0.000265	0	1.63E-30	0.002844
兵庫	0	0	5.52E-09	0.000455	0	1.33E-37	0.001138

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.000897	8.47E-13	0	0	0	0	0
千葉	0.002293	1.58E-32	0	0	0	0	0
東京都	0.015933	1.45E-10	0	0	0	0	0
神奈川	0.046217	1.98E-08	0	0	0	0	0
愛知	0.1593	5.727563	0.034752	0.005455	0.001308	0.001394	0.000286
三重	0.006375	0.144007	0.335837	0.022018	0.020649	0.027619	0.005066
大阪府	1.01E-24	0.030097	0.08566	0.086723	0.415407	8.678452	0.537722
兵庫	1.26E-31	0.006434	0.014428	0.033642	0.167793	1.363904	1.858664

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000226	7.22E-06	0	0	0	0	0
三重	0.009022	0.001172	1.11E-10	0	1.14E-09	0	0
大阪府	0.561274	0.052944	9.34E-06	5.3E-34	0.000485	1.1E-07	0
兵庫	0.067727	0.022898	0.001143	1.05E-05	0.006112	0.000166	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	1.42E-06	1.27E-08	8.55E-37	1.08E-23	0	0	0
大阪府	0.001345	0.000307	1.32E-06	2.1E-06	0	0	0
兵庫	0.006891	0.003883	3.86E-05	3.16E-06	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 16-20)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	1.067E-05
千葉	0	0	0	0	0	0	3.619E-05
東京都	0	0	0	0	0	0	1.763E-06
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.149847	0.060771	0.284337	14.06705	1.119767	11.597234	0.756646
千葉	0.300253	0.012008	0.003924	1.39136	6.521784	6.5650491	0.87611
東京都	0.149565	0.030555	0.03336	4.005259	1.144873	39.640302	6.087989
神奈川	0.055522	0.010463	0.010784	0.811524	0.415582	6.8736603	14.32208
愛知	0	0	5.61E-11	2.24E-10	0	1.018E-08	3.45E-06
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	5.319E-06	1.09E-31	0	0	0.003868	0.001778	1.66E-26
千葉	3.953E-08	0	0	0	0.001732	5.01E-05	0
東京都	3.539E-07	0	0	0	0.024602	0.00075	2.49E-10
神奈川	1.058E-10	0	0	0	0.020191	8.92E-05	8.15E-08
愛知	0	1.3E-08	1.02E-05	0.000707	4.14E-05	0.000927	0.636884
三重	0	1.81E-23	2.41E-10	8.1E-05	4.05E-11	1.74E-05	0.021211
大阪府	0	0	0	0.000129	0	0	0.000634
兵庫	0	0	0	0.0002	0	0	0.00015

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.000738	2.27E-14	0	0	0	0	0
千葉	0.001455	0	0	0	0	0	0
東京都	0.018751	6.73E-09	0	0	0	0	0
神奈川	0.077627	1.95E-07	0	0	0	0	0
愛知	0.268434	16.60876	0.080892	0.008443	0.002059	0.001376	0.000288
三重	0.005443	0.399023	0.932609	0.030544	0.020705	0.028211	0.003435
大阪府	0	0.010381	0.088767	0.111244	0.878706	22.39292	0.867746
兵庫	0	0.001005	0.009636	0.031082	0.219246	3.59253	4.512558

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000257	2.18E-06	0	0	0	0	0
三重	0.016277	0.00291	8.26E-11	0	2.63E-10	0	0
大阪府	1.35721	0.128996	6.69E-06	0	0.000558	2.58E-08	0
兵庫	0.136817	0.047034	0.001515	1.64E-05	0.012611	0.000153	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	9.23E-08	8.41E-12	0	7.25E-10	0	0	0
大阪府	0.002291	0.00035	1.64E-06	2.68E-06	0	0	0
兵庫	0.014436	0.008059	4.43E-05	1.1E-05	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 20-24)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	1.246E-07
千葉	0	0	0	0	0	0	9.628E-06
東京都	0	0	0	0	0	0	5.327E-07
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.117519	0.020966	0.089434	10.84927	1.103937	7.6912648	0.416596
千葉	0.192911	0.00291	0.000773	0.640069	4.680489	2.0944621	0.411185
東京都	0.102484	0.008086	0.005077	3.302177	1.425837	28.254192	7.104092
神奈川	0.01882	0.002371	0.001872	0.404442	0.302773	3.2260117	10.27184
愛知	0	0	1.9E-11	5.89E-11	0	1.632E-09	1.72E-06
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	1.034E-08	0	0	0	0.000783	9.62E-05	2.74E-34
千葉	0	0	0	0	0.000372	1.04E-05	0
東京都	1.958E-08	0	0	0	0.009146	0.000137	6.23E-08
神奈川	0	0	0	0	0.006141	9.29E-05	3.06E-06
愛知	0	7.07E-09	6.06E-06	0.000205	2.44E-05	0.000274	0.405117
三重	0	2.19E-13	3.28E-08	2.4E-05	5.25E-11	8.33E-06	0.004737
大阪府	0	0	0	1.15E-05	0	0	0.000376
兵庫	0	0	0	2.5E-05	0	0	6.44E-05

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.000162	6.16E-15	0	0	0	0	0
千葉	0.000488	0	0	0	0	0	0
東京都	0.00816	3.26E-08	0	0	0	0	0
神奈川	0.037999	2.32E-06	0	0	0	0	0
愛知	0.111687	12.20877	0.114727	0.005298	0.000803	0.000423	8.14E-05
三重	0.002101	0.235952	0.739777	0.012804	0.006052	0.009147	0.001051
大阪府	0	0.004918	0.033297	0.039611	0.505503	19.10201	1.053789
兵庫	0	0.000411	0.00364	0.01019	0.083397	2.171437	3.772597

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000153	1.82E-06	0	0	0	0	0
三重	0.009638	0.001772	6.01E-11	0	4.28E-10	0	0
大阪府	0.871413	0.068765	4.12E-06	0	0.000264	2.1E-08	0
兵庫	0.079407	0.023384	0.001065	8.48E-06	0.007548	2.37E-05	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	1.04E-06	7.79E-09	0	3.16E-09	0	0	0
大阪府	0.001451	0.000253	1.29E-06	8.92E-07	0	0	0
兵庫	0.007864	0.003406	5.94E-06	3.34E-06	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(各時間帯別の日集団摂取量の合計値と $iF_{p,v2}$ の値)

集団摂取量 g/4h ↓排出							iF	iFi (i: 排出県内人口)	
	0-4	4-8	8-12	12-16	16-20	20-24			%
埼玉	9.77	20.23	10.87	9.04	28.04	20.29	69.71	34.75	49.9%
千葉	2.95	8.22	5.48	5.90	15.67	8.02	37.98	20.88	55.0%
東京都	26.05	34.06	22.05	20.32	51.14	40.22	120.22	100.80	83.8%
神奈川	7.59	12.30	7.80	8.72	22.60	14.27	56.41	39.50	70.0%
愛知	6.14	11.38	7.03	6.18	17.61	12.85	34.76	33.04	95.0%
三重	0.54	0.78	0.56	0.58	1.46	1.02	8.32	5.76	69.2%
大阪府	10.67	18.46	11.62	10.45	25.84	21.68	69.46	60.45	87.0%
兵庫	2.87	3.08	3.63	3.56	8.59	6.16	24.79	14.30	57.7%

表 S3-12 ベンゼンの各都道府県からの排出に起因する各都道府県内における、排出量の経時変化を考慮した各時間帯別の平均大気中濃度と夜間・昼間人口の違い、各時間帯別の呼吸量の違いを考慮した場合の、各時間帯別の日集団摂取量と、 $iF_{p,v3}$ の値

(時間帯 0-4)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	2.625E-08
千葉	0	0	0	0	0	0	1.729E-06
東京都	0	0	0	0	0	0	1.635E-07
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.025835	0.003291	0.016181	2.439616	0.300956	1.8325366	0.09094
千葉	0.029476	0.000341	7.36E-05	0.077767	0.986674	0.281375	0.048419
東京都	0.019624	0.001378	0.000895	0.62518	0.575607	9.053976	2.282373
神奈川	0.002699	0.000354	0.000244	0.043218	0.064523	0.6564345	2.881795
愛知	0	0	0	0	0	0	4.25E-07
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	3.422E-09	4.98E-14	0	0	0.000124	1.17E-05	1.12E-11
千葉	8.135E-21	0	0	0	4.04E-05	1.07E-06	0
東京都	3.922E-09	0	0	0	0.001121	1.39E-05	2.42E-10
神奈川	0	0	0	0	0.00101	2.45E-06	2.17E-11
愛知	0	5.23E-09	2.2E-06	4.57E-05	2.98E-06	3.94E-05	0.043384
三重	0	5.77E-14	1.27E-08	8.7E-06	2.06E-12	1.59E-06	0.000726
大阪府	0	0	0	1.84E-06	0	0	5.42E-05
兵庫	0	0	1.43E-12	3.36E-06	0	0	1.27E-05

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	5.08E-05	1.76E-13	0	0	0	0	0
千葉	5.51E-05	0	0	0	0	0	0
東京都	0.001456	2.87E-09	0	0	0	0	0
神奈川	0.008469	2.52E-09	0	0	0	0	0
愛知	0.024144	2.867555	0.026453	0.000403	0.00016	0.000108	1.9E-05
三重	0.000496	0.05219	0.200814	0.002506	0.001188	0.001797	0.000238
大阪府	0	0.000989	0.005487	0.004233	0.077518	4.616164	0.270473
兵庫	0	0.000109	0.000641	0.000915	0.008564	0.486853	0.862452

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	3.82E-05	5.42E-07	0	0	0	0	0
三重	0.001683	0.000481	2.75E-11	0	1.92E-10	0	0
大阪府	0.161935	0.010453	1.49E-07	0	5.11E-05	1.69E-09	0
兵庫	0.016316	0.004164	0.000212	1.33E-06	0.000993	7.37E-06	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	3.49E-07	1.97E-09	0	7.86E-10	0	0	0
大阪府	0.000266	5.76E-05	1.53E-07	1.1E-07	0	0	0
兵庫	0.001502	0.000454	1.55E-06	3.07E-07	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 4-8)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	5.671E-08
千葉	0	0	0	0	0	0	4.297E-06
東京都	0	0	0	0	0	0	7.175E-08
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.0794	0.009657	0.062686	8.576352	0.987104	6.7583318	0.362938
千葉	0.112108	0.001301	0.000299	0.336398	4.562446	1.5036885	0.321359
東京都	0.027603	0.002507	0.001456	1.177603	1.084905	20.456863	5.583108
神奈川	0.007182	0.001095	0.000889	0.084616	0.134678	1.422155	8.545483
愛知	0	0	0	4.71E-36	0	7.006E-34	9.11E-07
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	1.487E-06	2.65E-09	0	0	0.000541	9.01E-05	3.39E-09
千葉	1.535E-30	0	0	0	0.000244	1.32E-06	0
東京都	2.306E-08	0	0	0	0.003572	1.97E-05	3.07E-10
神奈川	4.62E-11	0	0	0	0.00347	1.59E-05	4.46E-16
愛知	0	2.34E-07	2.43E-05	0.000276	1.07E-05	0.000101	0.151201
三重	0	4.52E-12	1.21E-07	4.64E-05	7.32E-12	6.01E-06	0.002091
大阪府	0	0	0	3.86E-05	0	0	0.000177
兵庫	0	0	8.78E-11	2E-05	0	0	3.09E-05

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.000227	1.96E-14	0	0	0	0	0
千葉	0.000474	0	0	0	0	0	0
東京都	0.005965	5.59E-09	0	0	0	0	0
神奈川	0.037017	1.29E-09	0	0	0	0	0
愛知	0.082501	9.153681	0.079942	0.001763	0.000673	0.000675	0.000124
三重	0.001712	0.108959	0.512723	0.006823	0.003691	0.005809	0.00109
大阪府	3.25E-09	0.002908	0.019865	0.016589	0.254269	13.56351	0.989751
兵庫	0	0.000206	0.001293	0.001997	0.017991	0.84931	1.64912

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000204	3.13E-06	0	0	0	0	0
三重	0.004204	0.001251	1.01E-10	0	1.71E-09	0	0
大阪府	0.482921	0.036012	4.44E-06	0	0.000279	6.94E-09	0
兵庫	0.028263	0.006562	0.000363	1.8E-06	0.002055	4.36E-05	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	9.24E-07	1.66E-08	0	3.81E-09	0	0	0
大阪府	0.000843	0.000231	5.65E-07	4.82E-07	0	0	0
兵庫	0.0029	0.000957	6.19E-06	5.12E-07	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 8-12)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	1.408E-05
千葉	0	0	0	0	0	0	4.231E-05
東京都	0	0	0	0	0	0	1.259E-06
神奈川	0	0	0	0	0	0	1.182E-30
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.074581	0.018399	0.116201	6.311459	0.693451	7.4058637	0.579687
千葉	0.120479	0.004452	0.000828	0.459413	3.285232	3.1640117	0.633473
東京都	0.045713	0.011054	0.009646	1.568614	0.641418	23.827249	4.695938
神奈川	0.022163	0.005421	0.00505	0.304417	0.16692	2.5766605	7.743933
愛知	0	0	8.71E-11	3.5E-10	4.93E-31	2.48E-08	4.37E-06
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	4.567E-05	4.38E-08	5.06E-34	2.39E-33	0.001698	0.000375	8.6E-08
千葉	7.08E-08	0	0	0	0.000984	2.26E-06	1.53E-36
東京都	1.732E-07	2.92E-27	0	0	0.013097	0.00013	7.64E-10
神奈川	2.545E-09	1.09E-31	0	0	0.009938	8.6E-05	5.61E-13
愛知	0	6.18E-07	5.91E-05	0.000788	2.55E-05	0.000302	0.265162
三重	0	7.3E-13	4.22E-08	0.000114	2.14E-09	2.78E-05	0.005533
大阪府	0	0	2.26E-31	0.000215	0	1.06E-29	0.002886
兵庫	0	1.88E-38	3.95E-09	0.000304	0	2.12E-36	0.000823

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.000862	7.26E-13	0	0	0	0	0
千葉	0.00164	5.64E-32	0	0	0	0	0
東京都	0.017197	1.28E-08	0	0	0	0	0
神奈川	0.071063	2.03E-07	0	0	0	0	0
愛知	0.162252	9.332222	0.062334	0.006406	0.003016	0.00388	0.000619
三重	0.007218	0.152489	0.539561	0.020387	0.017153	0.025466	0.00426
大阪府	7.76E-24	0.033718	0.068747	0.071536	0.500866	13.82701	1.017055
兵庫	4.94E-30	0.004533	0.012605	0.026247	0.145205	1.733819	3.035548

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000753	1.11E-05	1.07E-35	0	0	0	0
三重	0.011072	0.001829	6.21E-10	0	9.62E-09	0	0
大阪府	0.660444	0.067492	7.42E-06	8.7E-33	0.001145	3.29E-08	0
兵庫	0.073245	0.023342	0.001502	1.72E-05	0.009449	0.000352	1.32E-36

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	1.17E-06	2E-08	1.54E-36	6.19E-09	0	0	0
大阪府	0.002753	0.000993	1.53E-06	2.25E-06	0	0	0
兵庫	0.009038	0.004894	4.58E-05	3.14E-06	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 12-16)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	1.989E-05
千葉	0	0	0	0	0	0	8.81E-05
東京都	0	0	0	0	0	0	3.379E-06
神奈川	0	0	0	0	0	0	3.353E-31
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.075997	0.041501	0.191192	5.977502	0.557376	5.4978376	0.556623
千葉	0.199781	0.012676	0.004118	0.706909	3.284722	3.5062599	0.693358
東京都	0.113345	0.037212	0.041884	2.567277	0.60973	22.037633	3.529387
神奈川	0.056103	0.016393	0.015773	0.699293	0.276476	4.2625598	7.027655
愛知	0	0	4.96E-10	2.13E-09	7.6E-32	1.358E-07	1.21E-05
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	3.974E-05	7.74E-09	1.52E-34	7.48E-34	0.002973	0.001381	3.24E-08
千葉	6.91E-08	0	0	0	0.002117	7.42E-05	0
東京都	1.305E-06	5.77E-28	0	0	0.021593	0.001593	7.74E-09
神奈川	1.639E-09	1.57E-32	0	0	0.018966	0.000299	1.9E-10
愛知	0	2.03E-07	3.46E-05	0.001029	0.000162	0.001152	0.353252
三重	0	1.68E-27	6.05E-14	0.000213	3.63E-08	3.23E-05	0.013852
大阪府	0	0	3.71E-32	0.000377	0	2.33E-30	0.004057
兵庫	0	0	7.87E-09	0.00065	0	1.9E-37	0.001624

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.00128	1.21E-12	0	0	0	0	0
千葉	0.003272	2.26E-32	0	0	0	0	0
東京都	0.02273	2.06E-10	0	0	0	0	0
神奈川	0.065935	2.82E-08	0	0	0	0	0
愛知	0.227265	8.171214	0.049579	0.007782	0.001866	0.001989	0.000408
三重	0.009095	0.205447	0.479121	0.031412	0.029458	0.039403	0.007227
大阪府	1.44E-24	0.042938	0.122207	0.123723	0.592639	12.38109	0.767139
兵庫	1.79E-31	0.009179	0.020584	0.047995	0.239381	1.94581	2.651659

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000322	1.03E-05	0	0	0	0	0
三重	0.012872	0.001673	1.59E-10	0	1.63E-09	0	0
大阪府	0.80074	0.075533	1.33E-05	7.57E-34	0.000691	1.57E-07	0
兵庫	0.096623	0.032667	0.00163	1.49E-05	0.008719	0.000237	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	2.02E-06	1.82E-08	1.22E-36	1.54E-23	0	0	0
大阪府	0.001919	0.000438	1.89E-06	3E-06	0	0	0
兵庫	0.009831	0.00554	5.5E-05	4.51E-06	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 16-20)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	1.158E-05
千葉	0	0	0	0	0	0	3.927E-05
東京都	0	0	0	0	0	0	1.913E-06
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.162565	0.065928	0.308468	15.26091	1.2148	12.581479	0.820862
千葉	0.325735	0.013027	0.004257	1.509444	7.075281	7.1222175	0.950464
東京都	0.162258	0.033149	0.036191	4.34518	1.242037	43.00453	6.60467
神奈川	0.060234	0.011351	0.0117	0.880397	0.450852	7.4570202	15.53757
愛知	0	0	6.09E-11	2.43E-10	0	1.105E-08	3.74E-06
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	5.77E-06	1.18E-31	0	0	0.004197	0.001929	1.8E-26
千葉	4.289E-08	0	0	0	0.001879	5.44E-05	0
東京都	3.839E-07	0	0	0	0.02669	0.000814	2.7E-10
神奈川	1.148E-10	0	0	0	0.021904	9.68E-05	8.84E-08
愛知	0	1.41E-08	1.1E-05	0.000767	4.49E-05	0.001005	0.690936
三重	0	1.96E-23	2.61E-10	8.78E-05	4.4E-11	1.89E-05	0.023011
大阪府	0	0	0	0.00014	0	0	0.000688
兵庫	0	0	0	0.000217	0	0	0.000162

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.0008	2.47E-14	0	0	0	0	0
千葉	0.001578	0	0	0	0	0	0
東京都	0.020343	7.3E-09	0	0	0	0	0
神奈川	0.084215	2.12E-07	0	0	0	0	0
愛知	0.291216	18.01832	0.087758	0.009159	0.002234	0.001493	0.000313
三重	0.005905	0.432888	1.011758	0.033136	0.022463	0.030605	0.003726
大阪府	0	0.011262	0.0963	0.120686	0.953281	24.29338	0.941391
兵庫	0	0.00109	0.010453	0.03372	0.237853	3.897424	4.895534

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000279	2.36E-06	0	0	0	0	0
三重	0.017658	0.003157	8.96E-11	0	2.85E-10	0	0
大阪府	1.472395	0.139943	7.26E-06	0	0.000605	2.8E-08	0
兵庫	0.148428	0.051026	0.001644	1.78E-05	0.013682	0.000166	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	1E-07	9.13E-12	0	7.87E-10	0	0	0
大阪府	0.002486	0.00038	1.78E-06	2.91E-06	0	0	0
兵庫	0.015662	0.008743	4.81E-05	1.19E-05	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(時間帯 20-24)

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
埼玉	0	0	0	0	0	0	9.66E-08
千葉	0	0	0	0	0	0	7.467E-06
東京都	0	0	0	0	0	0	4.131E-07
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	茨城	栃木	群馬	埼玉	千葉	東京	神奈川
埼玉	0.091138	0.016259	0.069357	8.413763	0.856118	5.9646822	0.323076
千葉	0.149605	0.002257	0.0006	0.496383	3.629784	1.6242843	0.318879
東京都	0.079478	0.006271	0.003937	2.560884	1.105756	21.911516	5.509322
神奈川	0.014595	0.001839	0.001451	0.313651	0.234804	2.5018166	7.965955
愛知	0	0	1.48E-11	4.57E-11	0	1.265E-09	1.34E-06
三重	0	0	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	新潟	富山	石川	福井	山梨	長野	岐阜
埼玉	8.018E-09	0	0	0	0.000608	7.46E-05	2.13E-34
千葉	0	0	0	0	0.000289	8.03E-06	0
東京都	1.518E-08	0	0	0	0.007093	0.000106	4.83E-08
神奈川	0	0	0	0	0.004762	7.21E-05	2.37E-06
愛知	0	5.48E-09	4.7E-06	0.000159	1.89E-05	0.000213	0.314173
三重	0	1.7E-13	2.55E-08	1.86E-05	4.07E-11	6.46E-06	0.003673
大阪府	0	0	0	8.94E-06	0	0	0.000292
兵庫	0	0	0	1.94E-05	0	0	4.99E-05

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	静岡	愛知	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫
埼玉	0.000125	4.77E-15	0	0	0	0	0
千葉	0.000378	0	0	0	0	0	0
東京都	0.006328	2.53E-08	0	0	0	0	0
神奈川	0.029468	1.8E-06	0	0	0	0	0
愛知	0.086615	9.468066	0.088972	0.004108	0.000623	0.000328	6.31E-05
三重	0.001629	0.182984	0.573707	0.00993	0.004694	0.007093	0.000815
大阪府	0	0.003814	0.025822	0.030719	0.392025	14.81387	0.817228
兵庫	0	0.000319	0.002823	0.007902	0.064676	1.68398	2.925701

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	奈良	和歌山	鳥取	島根	岡山	広島	山口
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0.000119	1.41E-06	0	0	0	0	0
三重	0.007474	0.001374	4.66E-11	0	3.32E-10	0	0
大阪府	0.675793	0.053329	3.2E-06	0	0.000205	1.63E-08	0
兵庫	0.061581	0.018135	0.000826	6.58E-06	0.005853	1.84E-05	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	徳島	香川	愛媛	高知	福岡	佐賀	長崎
埼玉	0	0	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0	0	0
三重	8.09E-07	6.04E-09	0	2.45E-09	0	0	0
大阪府	0.001125	0.000196	1E-06	6.91E-07	0	0	0
兵庫	0.006099	0.002641	4.61E-06	2.59E-06	0	0	0

集団摂取量 g/4h ↓排出/摂取→	熊本	大分	宮崎	鹿児島	沖縄
埼玉	0	0	0	0	0
千葉	0	0	0	0	0
東京都	0	0	0	0	0
神奈川	0	0	0	0	0
愛知	0	0	0	0	0
三重	0	0	0	0	0
大阪府	0	0	0	0	0
兵庫	0	0	0	0	0

(各時間帯別の日集団摂取量の合計値と $iF_{p,v3}$ の値)

集団摂取量 g/4h ↓排出							iF	iFi (i: 排出県内人口)	
	0-4	4-8	8-12	12-16	16-20	20-24			%
埼玉	4.71	16.84	15.20	12.90	30.42	15.74	67.98	33.33	49.0%
千葉	1.42	6.84	7.67	8.41	17.00	6.22	39.07	19.56	50.1%
東京都	12.56	28.34	30.83	28.98	55.48	31.19	116.23	92.64	79.7%
神奈川	3.66	10.24	10.91	12.44	24.52	11.07	56.07	38.27	68.2%
愛知	2.96	9.47	9.84	8.82	19.10	9.96	34.17	32.39	94.8%
三重	0.26	0.65	0.79	0.83	1.58	0.79	8.25	5.58	67.7%
大阪府	5.15	15.37	16.25	14.91	28.03	16.81	67.91	58.74	86.5%
兵庫	1.38	2.56	5.08	5.07	9.32	4.78	25.07	14.24	56.8%

謝辞

本博士研究を行うにあたり、指導教員である中井里史教授には多大なご支援・ご指導を賜りました。幅広い研究テーマの中から、「摂取比率 (Intake Fraction)」という、未だ日本ではほとんど研究されておらず、私の狭い視野・知識の中ではたどり着けなかったであろう、大変やりがいのあるテーマを頂きました。また、論文の書き方、読み方、他者への発表の仕方等、研究者としての不可欠なことについても、一から丁寧に粘り強く何度もご指導頂きました。未熟ゆえ様々にご迷惑をお掛け致しましたが、5年前と比べ大きく成長したと実感している今の自分があるのも、ひとえにご指導の賜物であると存じております。心より御礼を申し上げます。

益永茂樹教授、松田裕之教授には、MNM 研究室内のゼミを通じて、また審査員として、本研究に対し、多くの有益な助言やご指導を賜りました。また、研究室内での生活についても、暖かく見守って頂きました。報告書や論文などの有用な情報があると、私はその情報に気付く前にメール等でお教え頂くこともありました。この場をお借りし、心より御礼を申し上げます。

本藤祐樹教授、小林剛准教授には、審査員を引き受けて頂き、本研究に関する様々な有益な助言やご指摘を頂きました。また、研究者としてキャリアの描き方等のご相談にも乗って頂きました。この場をお借りし、心より御礼を申し上げます。

Lawrence Berkeley National Laboratory の Joshua Apte 氏、University of Cambridge School of Clinical Medicine の Marko Tainio 氏には、iF に関する様々なコメントや資料を頂きました。現国立環境研究所の頭士泰之先輩、現 Njala University の Eldred Tunde Taylor 先輩、現製品評価技術基盤機構の桑詩野先輩、現国際連合大学高等研究所の秋庭はるみ先輩には、研究生活面で様々な助言や心遣いを頂きました。現みずほ情報総研の井上知也先輩には、研究活動を始めるとあたり様々な刺激を頂きました。この場にて、御礼を申し上げます。

本研究を進める上で、様々な経済的な支援を頂きました。一般財団法人自動車研究所、横浜国立大学大学院環境情報研究院（共同研究推進プログラム）、横浜国立大学成長戦略研究センターVB 部門、横浜国立大学（国際学術支援事業、学費免除制度）等に対しても、御礼申し上げます。

最後になりましたが、幼少の頃からずっと優しく見守ってくれ、またいろいろなことを教えてくれ、私の成長についてどんな些細なことでも楽しみにし、私のモチベーションが高く保たれるよう顔を合わせる度に様々な励まし鼓舞し続けてくれた、最も良き理解者であった祖父 鈴木恭一は、2013年1月22日に、容体が急変し他界してしまい、とうとう博士号学位を見せることが出来ませんでした。本論文を祖父に捧げるとともに、実直で自分に厳しく常に凜とした姿勢でいた祖父のように、今後生きていきたいと思いをします。

2014年9月

