

詳細リスク評価テクニカルガイダンス

- 詳細版 -

その3

- 1 低煙源工場拡散大気濃度推算システム (METI-LIS)

(Ministry of Economy, Trade and Industry –
Low rise Industrial Source dispersion model)

- 2 媒体間移動量の評価

- 3 暴露量 (摂取量)の評価

2006年2月

詳細版-3 の構成

詳細版-3 は 3 つの部分から成る .

- 1 は METI-LIS の科学技術的内容の解説であって ,CRM 推算モデル全体の解説ではない . 全体については , 別途 概要版の一部の詳細化・最新化で解説する . 低煙源工場拡散大気濃度推算システム METI-LIS の全体について解説する .

モデルの**取扱説明書** = システム使用法マニュアル(経産省(2003a)) と
予測手法マニュアル = 技術解説書(経産省(2003b))

は別に用意されているので , 詳細はそれらを参照されたい .
また , システムの実際の使用に際してのポイントをわかりやすく解説した**活用術ノート**も有用である . 随時改訂され CRM ウェブサイトで公開される .

- 2 で媒体間の物質移動を , Risk@Learning に主体をおいて解説する .
- 3 で摂取量評価を述べ , 暴露評価のまとめとする .

全体の構成

内容としては , 基本的にはデータ処理システムなので , 入力 - 処理 - 出力の順に解説することを原則とする .

3 - 1 低煙源工場拡散大気濃度推算システム (METI-LIS)

(Ministry of Economy, Trade and Industry –
Low rise Industrial Source dispersion model)

第 0 章 詳細版 3-1 の内容

第 1 章 はじめに - METI-LIS とは

第 2 章 計算範囲 - シナリオの設定

第 3 章 排出源の設定

第 4 章 気象情報の設定

第 5 章 建屋情報の設定

第 6 章 濃度・沈着量の計算

第 7 章 結果の表示

第 8 章 モデルの検証

第 9 章 その他

用語集

引用文献

詳細版 3 は 3 つの部分から成る。これは、その-1 である。

その-1 は METI-LIS の科学技術的内容の解説であって、CRM 推算モデル全体の解説ではない。低煙源工場拡散大気濃度推算システム METI-LIS の全体について解説する。

モデルの**取扱説明書** = システム使用法マニュアルと**予測手法マニュアル** = 技術解説書は別に用意されているので、詳細はそれらを参照されたい。

また、システムの実際の使用に際してのポイントをわかりやすく解説した**活用術ノート**も有用である。

- 第 0 章 詳細版 3-1 の内容 (この章)
 - 目次による内容の一覧
 - 取扱説明書と評価マニュアルの構成
 - 概要説明 - 概要版での 2 ページの最新化および補足

- 第 1 章 はじめに - METI-LIS とは
 - 1.1 基本的な考え
 - 1.2 環境動態モデルにおける位置づけ
 - 1.3 基本的な手順
 - 1.4 要求されるモデルの機能
 - 1.5 実現した主な機能
 - 1.6 開発の歴史
 - 1.6.1 ver.1 開発まで
 - 1.6.2 ver.2 の開発と公開
 - 1.7 応用
 - 1.8 今後の展開

- 第 2 章 計算範囲 - シナリオの設定
 - 状況 = 背景の設定から 計算ケースの設定まで
 - 2.1 はじめに
 - 2.2 背景としての地図画像
 - 2.3 評価対象物質の設定
 - 2.4 排出源の設定
 - 2.4.1 排出源のタイプ
 - 2.4.2 排出源の状況を記述するパラメータ
 - 2.5 建屋の設定
 - 2.6 地形(起伏)の設定
 - 2.7 計算点の設定
 - 2.8 気象条件の設定
 - 2.9 計算ケースの設定
 - 2.10 設定条件による制限・限界

- 第 3 章 排出源の設定
 - 3.1 はじめに
 - 3.2 排出源のタイプ
 - 3.2.1 点源の記述
 - 3.3.2 線源の記述
 - 3.3 排出量の設定
 - 3.4 排出量設定に利用できるデータ

- 第 4 章 気象情報の設定
 - 4.1 はじめに - 時間の関係

- 4.2 濃度平均化の時間の補正
- 4.3 短期気象データ
- 4.4 長期気象データ
- 4.5 気象データの処理
- 4.6 気象データ源
- 4.7 気象データ入手の問題点

第5章 建屋情報の設定

- 5.1 はじめに
- 5.2 建屋による影響と評価
- 5.3 入力するデータと影響の有無
- 5.4 建屋影響の処理

参考

- ・ダウンウォッシュかダウンドラフトか
- ・EPA の GEP(Good Engineering Practice)

第6章 濃度・沈着量の計算

- 6.1 はじめに - 計算式の基本
- 6.2 排出源解析
 - 6.2.1 排出量 Q
 - 6.2.2 スタックチップダウンウォッシュ(stack-tip downwash)
 - 6.2.3 浮力による上昇
- 6.3 気象情報処理
 - 6.3.1 処理の流れ
 - 6.3.2 重要なパラメータ
 - 6.3.3 風速変換と日射量変換
- 6.4 建屋情報処理
 - 6.4.1 建屋による影響の種類と評価の流れ
 - 6.4.2 処理の各ステップ
- 6.5 乾性沈着モデル
 - 6.5.1 重力沈降式
 - 6.5.2 濃度計算式
- 6.6 線源計算オプション
 - 6.6.1 拡散幅パラメータの初期値
 - 6.6.2 拡散計算式
- 6.7 その他の計算処理に関する問題
 - 6.7.1 地形の影響の評価 - 標高データによる
 - 6.7.2 乱数計算 - 風向平均化

表 METI-LIS 評価に関する要注意項目一覧

図 計算処理の基本的流れ

第 7 章 結果の表示

- 7.1 はじめに
- 7.2 計算結果の内容
- 7.3 濃度分布図等の表示
- 7.4 リストの出力
- 7.5 画像の印刷と保存
- 7.6 その他の表示・確認機能

第 8 章 モデルの検証

- 8.1 はじめに
- 8.2 METI-LIS と ISC との比較
 - 8.2.1 風洞実験による推算精度
 - 8.2.2 野外拡散実験に関する文献データによる推算精度
- 8.3 ISC モデルの評価
 - 8.3.1 文献資料にみる ISC モデルの検証
 - 8.3.2 数値解モデルとの比較
- 8.4 ISC モデルと他のモデルとの関係 - AERMOD へ
ISC3 ISC-PRIME AERMOD
- 8.5 METI-LIS の評価のまとめ
- 8.6 残された課題

付録 1 3MRA における ISCST3 の評価

付録 2 米国の大気拡散モデル検証用実測データ

付表 8-1 一般技術資料による ISC の評価など

付表 8-2 EPA の報告などによる ISC の評価

付表 8-3 ISCST3 vs AERMOD そして METI-LIS

付表 8-4 モデル評価のクライテリア

付表 8-5 verification とは, validation とは

第 9 章 その他

用語集

計算情報

計算ケース

乾き排ガス量 湿り排ガス量

CONCAWE 式

GEP Stack Height

大気安定度

ダウンウォッシュとダウンドラフト

単純地形と複雑地形

引用文献

取扱説明書の構成

経産省(2003a)

システムの使用法マニュアルであり、画面でのデータ入力法などが具体的に説明されている。参考資料A～Dは、各解析ソフトの入出力を、Eは建屋解析法、Fは地形の考慮法を詳しく説明している。

1. 稼動環境	1
2. ソフトウェアのインストール	1
3. ソフトウェアの起動	2
4. 主な操作手順	3
5. データベース部でのデータ作成方法	7
5.1 データベースの基本操作	7
5.2 計算対象物質データ	8
5.3 稼動パターンデータ	9
5.4 短期気象データ	12
5.5 長期気象データ	14
5.6 地図画像データ	17
5.7 点源データ	21
5.8 線源データ	27
5.9 建屋データ	31
5.10 計算点データ	33
5.11 計算結果	37
6. 計算条件の設定、計算の実行、計算結果の表示	38
6.1 計算ケースの概要	38
6.2 計算条件の設定方法	39
6.2.1 計算情報	39
6.2.2 気象	40
6.2.3 点源	41
6.2.4 線源	42
6.2.5 建屋	43
6.2.6 計算点	44
7. 拡散計算の実行方法	46
8. 計算結果表示	47
9. 画像の印刷と保存	50
10. 計算結果リスト印刷	51
参考資料	53
A. 気象解析プログラム	56
B. 建屋解析プログラム	58
C. シュミレータ・プログラム	60
D. 出力リスト類	67
E. 建屋解析実装法	72
F. 地形の考慮	83

評価手法マニュアルの構成

経産省(2003b)

予測手法の技術解説書であり，評価手法の具体的な計算式などが解説されている．

1. 本マニュアルの適用範囲	1
1.1 計算対象物質	1
1.2 発生源対象施設 ベンゼン ~ プタジエンまで 10 物質につき	2
1.3 建屋の影響 と計算対象範囲	12
1.4 計算対象時間	13
2. 排出源の把握	14
2.1 排出場所の特定	14
2.2 排出量の算定 ベンゼンなど3物質につき	15
2.3 周辺濃度と排出源の排出量との関係が異常な場合の対処	21
3. 環境濃度の把握	23
4. 気象条件の把握	25
4.1 必要な気象データと入手方法	25
4.1.1 風向・風速	25
4.1.2 日射量	26
4.1.3 日射量に代わるデータ	27
4.1.4 大気安定度分類	27
4.2 気象データの内部処理	28
4.2.1 風速	28
4.2.2 日射量	29
4.2.3 日射量に代わるデータ	29
5. METI - LISモデル	31
5.1 拡散計算式	31
5.2 座標系その他の基本設定	32
5.2.1 計算点の設定	32
5.2.2 風速の高度補正	32
5.3 有効煙突高さの設定	33
5.3.1 stack-tip downwash	33
5.3.2 浮力等による上昇のない煙源	34
5.3.3 浮力等による上昇が想定される煙源	34
5.4 拡散パラメータ	34
5.5 建物によるダウンウォッシュ	37
5.5.1 基本的な考え方	37
5.5.2 計算の流れ	39
5.5.3 ダウンウォッシュを考慮する方法	41
5.6 その他の注意事項	48
5.6.1 無風時の計算	48
5.6.2 計算値の評価時間	48
5.6.3 年平均値計算	49

5.6.4	ISCモデルとの相違点について	49
5.7	METI - LISモデルの適用条件	50
5.7.1	METI - LISモデル適用範囲について	50
6.	乾性沈降沈着モデルおよび線源モデル	52
6.1	乾性沈降沈着モデル	52
6.1.1	基礎拡散式	52
6.1.2	重力沈降式	52
6.1.3	煙軸の降下と粒子沈着式	54
6.2	線源モデル	55
6.2.1	拡散式	55
6.2.2	初期拡散幅の設定	55
6.2.3	数値積分方法	55
7.	予測結果の利用と環境影響評価	57
7.1	評価の方法と環境基準	57
7.2	環境基準が設定されていない有害大気汚染物質の環境目標値	57
7.3	風洞実験の利用	61
資料		63
A.	大気汚染防止法	65
1	有害大気汚染物質対策の体系	65
2	法規制改正点の解説	67
B.	METI - LISモデルとISCモデルの比較	71
C.	列数のパラメータ化について	74
D.	有害大気汚染物質対策の経済性評価調査に関する文献	75
E.	METI-LIS プログラム開発関係機関一覧	75
プログラムの著作権		76

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry - Low-rise Industrial Source dispersion model

概要版

基本

固定点源から排出される大気汚染物質の大気中濃度を推算する。プルーム・パフモデルであるが、排出源近傍の建屋によるダウンドラフト効果を考慮できる点に特徴がある。

粒径 $10\mu\text{m}$ 以上の粒子に対しては重力沈降効果を考慮することが可能で、重力沈降なし($10\mu\text{m}$ 未満)を含め最大4階級の粒径範囲を指定することができる。この場合、地表への沈着量(毎秒単位面積当たり)も計算される。

障害物のない平坦地を仮定した簡略な線源(近傍の道路を通行する自動車)からの拡散濃度の計算も可能である。

処理

対象領域：任意に選択できる。ただしプルーム・パフモデルの特質として精度的に信頼できるのは、平坦地域で、短期評価では排出源から半径 2km 、長期評価では 10km 程度以内であろう。

空間解像度：任意に選択できる。

時間解像度：モデルの側では任意に選択できる。入力データ、すなわち排出量や気象のデータ間隔、それらの変動状況に支配される。

仮定

ダウンドラフト効果は、排出源近傍の建屋を風向方向から見た場合の幅および高さの小さい方を基準長さ L として、排出源から風下に向かって $3L$ から $10L$ の範囲で作用し、大気安定度によらないと仮定する。 $3L$ より近傍は、精度は保証されないが計算は可能。 $10L$ 以遠は拡散幅が大気安定度に依存する通常のプルームモデルに滑らかにつないでいる。

入力データ

特定時の短期的な条件での拡散計算、長期平均濃度計算の二つの機能がある。

対象物質データ：分子量、沈降性粒子の場合は粒径区分別構成比、抵抗補正計数等

排出量データ：排ガス量、排ガス中汚染物質濃度等に加え、排出量の時間的・季節的低減率を設定できる。

気象データ：長期気象データはAMeDAS CD(財団法人気象業務支援センターが販売)から取り込める。

地図画像：排出源の位置等を画像上で入力するための補助として、計算対象領域の地図画像を登録できる。

排出源座標、影響建屋座標、計算点座標、濃度計算高度、等

出力

メッシュ点および指定位置の指定高度における濃度および補間濃度分布図

システムの入手と利用

(社)産業環境管理協会のウェブサイト(<http://www.jemai.or.jp/>)から解説書等と合わせダウンロードできる。

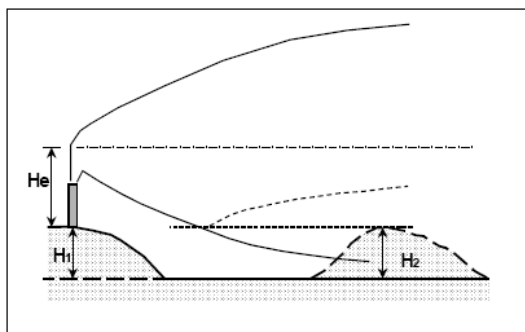
システムの有効性と限界

ある程度の起伏がある地形には一応対応できる機能が付いているが、一般的に言って複雑地形には適用できない。

参考資料

吉門ら「METI-LIS 活用術ノート」(CRMウェブサイトですぐ公開)、河内ら(2001)

ブルームイメージ図 単純地形として評価する



粒子状物質の抵抗補正係数

粒子形状	軸長比	抵抗補正係数
球形	1	1.00
楕円体	4	1.28
円筒1	1	1.06
円筒2	4	1.32
三角形	-	1.20

大気安定度の決定

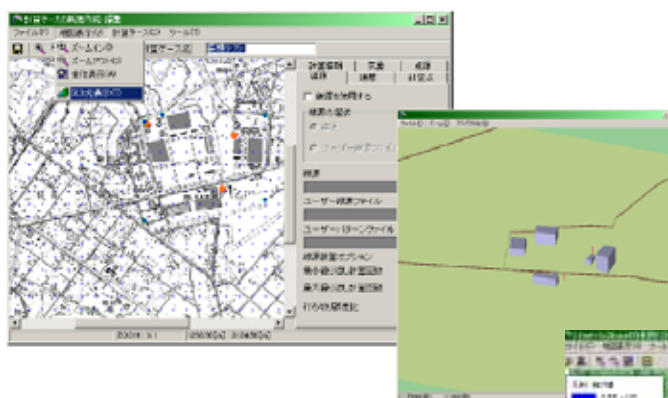
地上風速 U (ms ⁻¹)	日 中				夜 間 (日射量=0)
	日射量Q (単位 0.01kWm ⁻²)				
	60<Q	30~59	15~29	1~14	
U < 2.0	A	A-B	B	D	F
2.0~2.9	A-B	B	C	D	E
3.0~3.9	B	B-C	C	D	D
4.0~5.9	C	C-D	D	D	D
6.0< U	C	D	D	D	D

AMeDAS 気象データから
きめる
風速 0.5m/s 以下は無風と判
断し、風向はなし

下表により A-B 等を整理

大気安定度	A	A-B	B	B-C	C	C-D	Dd	Dn	E	F	G
近似式		A	B	C	D	E	F				
METI-LIS 短期気象入力		A	B	C	DD	DN	E	F			

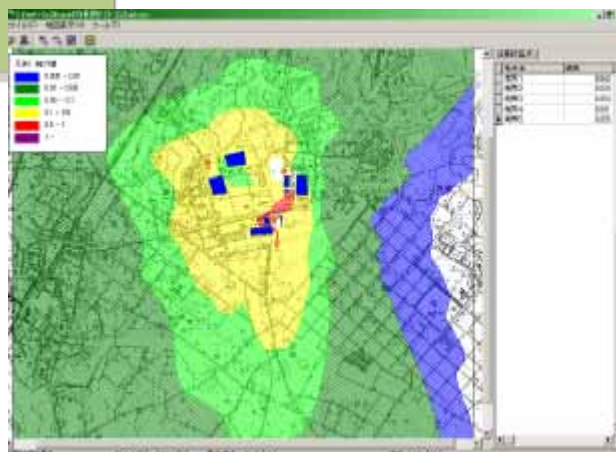
システム画面の例



建屋情報の入力チェック画面図

推算結果出力図

濃度表示の配色変更も可能



詳細版 3-1 の構成

はじめに

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model
低煙源工場拡散モデル

第1章 はじめに - METI-LIS とは

- 1.1 基本的な考え
- 1.2 環境動態モデルにおける位置づけ
- 1.3 基本的な手順
- 1.4 要求されるモデルの機能
- 1.5 実現した主な機能
- 1.6 開発の歴史
 - 1.6.1 ver.1 開発まで
 - 1.6.2 ver.2 の開発と公開
- 1.7 応用
- 1.8 今後の展開

付録 本プログラムの経歴 「プログラム情報について」 産環協資料より

第1章 はじめに - METI-LIS とは

低煙源工場拡散モデル METI-LIS(Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model)の考え方と背景の科学・技術の要点を解説する。各機能の詳細は第2章以降で記述する。

1.1 基本的な考え

河内ら(2001)による。産環協(2006b)の、「プログラムの解説」にも記述されている。

1996年(平成8年)の大気汚染防止法の改正により、ベンゼンやトリクロロエチレンなどが有害大気汚染物質の指定物質となり、環境基準と達成期間が設定された。これらの化学物質の排出源からの排出量による環境濃度への寄与を評価する必要がある。

これらの排出形態は、従来の大気汚染物質(SO_x, NO_xなど)の排出形態とは大きく異なる。SO_xなどは、周辺の建屋より高いエントツから他の大量の排出ガス成分とともに排出されるのに対し、ベンゼンなどの場合は、建物レベルの高さから少量が排出される場合が多い。

METI-LISは、固定点源から排出される大気汚染物質の大気中濃度の推算を基本機能とする。応用として、自動車などの移動源からの排出を評価するために線源からの排出の寄与の評価も可能であるが、点源に比べると機能的には制限がある。

米国EPAのISC(Industrial Source Complex)モデルに採用されているブルームモデルとパフモデルを組合せて推算するが、排出源近傍の建屋によるダウンドラフト効果を考慮できる点に大きな特徴がある。排出地点と濃度計算点の標高差も考慮できる。

また、大気中のガス態の評価が中心であるが、粒径10 μ m以上の粒子に対しては重力沈降効果を考慮することが可能で、重力沈降なし(10 μ m未満)を含め最大4階級の粒径範囲を指定することができる。この場合、地表への沈着量(毎秒当たり)も計算される。

1.2 環境動態モデルにおける位置づけ

化学物質の環境中での挙動を解析する数理モデルも、その目的・対象・空間的・時間的広さ等に応じて数多く開発され利用されている。その詳細を論じることは、このガイダンスの範囲を超えるが、比較的関連性の高いモデルとの関係で位置づけると、右の図のようになる。

METI-LISは、事業所等に多く存在する点源から排出される化学物質が、その地域の気象条件に応じて周辺に拡散する状況を解析する。対象範囲は、10km以内が目安である。

応用として、事業所周辺の道路を通過する移動体(自動車等のこと)からの排気ガス(CO₂・NO_x・SO_xだけでなく、ベンゼンやブタジエンも含まれる)の拡散も解析の対象となる。

この点は、他の大気拡散モデルの機能と同じであるが、工場建屋に存在する低い位置の煙源から排出される化学物質の拡散に影響する周辺建屋の影響を評価することに最大の特徴がある。

1.3 基本的な手順

システムの実行は、他の環境動態モデルと同じように、次のステップを踏む。

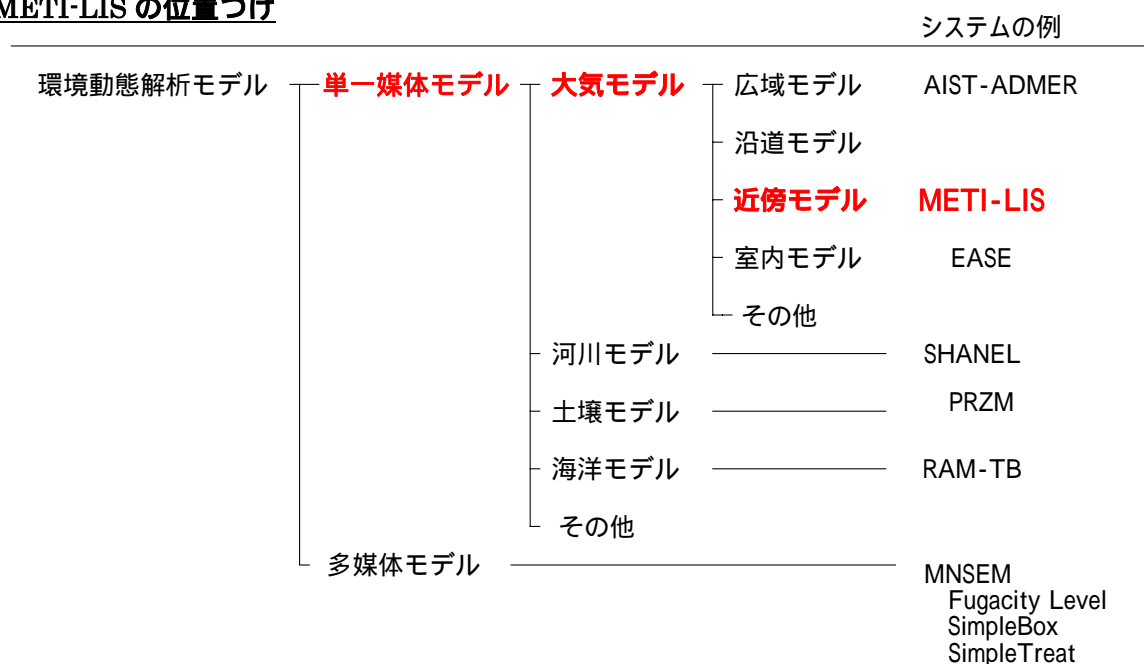
計算条件(各種データ)の入力

計算条件(各種条件の組合せ)の設定 - 計算ケースと呼ぶ

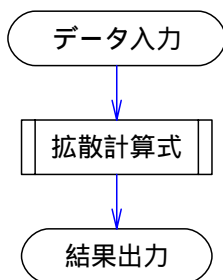
計算の実行

計算結果の表示

METI-LIS の位置づけ



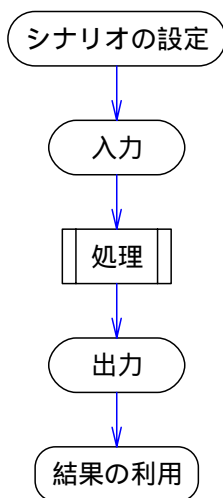
データ処理一般の流れ



システムは入力されたデータを処理し結果を出力する

環境動態モデル一般と

METI-LIS での主な流れ



対象化学物質	空間的枠組み	時間的枠組み
排出源条件	気象条件	周辺建屋条件
濃度分布		

1.4 要求されるモデルの機能

関東地方あるいは日本全国などのかなり広い空間を単位として化学物質の拡散を評価する AIST-ADMER とは異なり、具体的な事業所の点源、あるいは周辺道路上の自動車等の線源、からの化学物質の排出による環境中濃度を推算するためには、次のような機能が要求される。

機能として期待されること

- 一般的な化学物質なら、物質が異なっても同じように評価できること
- 特定の排出源(エントツ等)の具体的な条件(排出源の構造, 排出量, 周辺に存在する建物等)を入力し、評価できること
- 事業所周辺などの特定の場における気象条件(風向・風速等)が利用できること
- モデルの科学技術的内容が公開されていること
- モデルに論理的な整合性があり、かつ、将来の発展のためにモジュール化(科学技術的に意味のある処理の単位毎に分割して構成する。より良いアルゴリズムが開発されればその単位だけ入れ替えればよい)されていること
- 推算結果が現実を反映し、実験等により正当性が検証できること
- 実験データとの比較に関する統計値の指針としては、例えば、右ページ中の表がある。
- システムとして使いやすく、仮定や入力と結果の関係がわかりやすいこと
- 安価であること

一般的な特性として要求されること

いろいろな議論が可能であろうが、ひとつの例として、米国 EPA が大気質規制のために使う推奨モデルのガイダンスに右ページ上表の項目があげられている。EPA(2005) p.68321

1.5 実現した主な機能

小林(2005)は、次のようにまとめている。

- 工場建屋等の影響を受けた物質拡散の予測ができる
- 通常のプルームモデルと同様に高い煙突からの物質の拡散予測もできる
- 重力沈降(乾性沈着)の加わる粒子状物質の拡散予測も可能
- 点源からの排出だけでなく、線源としての周辺主要道路からの自動車排ガスの拡散も合わせて予測可能(ガス体のみ)
- 気象条件入力には、気象庁のアメダスデータが利用できる(ユーザーが購入して用意する)
- 拡散計算部のデータ引渡しは、CSV ファイル形式(例えば Excel)なので、応用が容易である
- 短期(数分)～長期(年間)の拡散予測計算が可能
- 実測との整合性の検証としては、米国の ISC モデルの 20 年を超える実績がある
- ユーザーが用意する地図画像上で排出源・建物データの入力ができ、操作性がよい
- 無償で提供される(取扱説明書、使用法マニュアル、活用法解説付き)

米国 EPA の ISC モデルを出発点としているが、**主要な特徴**は以下のようである、
建屋の影響を、風洞実験あるいは実地試験の結果に基づいてモデル化した
現実の場で必要性が高い低煙源・低浮力の排出の評価が可能である
試用版の公開を通じてユーザーの意見を組み込み、操作性を向上させた

EPAの推奨モデル (Preferred Model) となるための条件 EPA(2005)より

過去の利用，一般の知名度，価格あるいは必要資源，入手可能性などの他に，

- ・一般的な言語で書かれ，普通の計算機環境で実行できること
- ・使用手引書に，数式・必要データ・実行環境の特性が記載されていること
- ・入力パラメータと結果の出力を含む完全なテストデータセットを備えていること
- ・例えば，州の大気汚染担当者のようなユーザーの具体的なニーズに役立つこと．ユーザーが付属文書を参考にすれば実行できること
- ・大気の実測データ(トレーサー測定結果でも)，あるいは他の確立された分析法と比較した結果を備えていること
- ・開発者は，進んで適切な価格でインターネットあるいはNTISを通して提供すること．モデルとプログラムコードの独占化はできない

システム評価のクライテリア 実測データと予測データの比較による検証

Kumar et al(1999)の解説．Kumar et al(1993) (Hanna がソフト開発)

項目	意味	理想	reasonable
NMSE 標準誤差	normalized mean square error	0	0.5
FB	fractional bias	0	-0.5 ~ 0.5
Fa2 factor2 内比率	factor of 2	1.0	0.8
MG 幾何平均差	geometric mean bias	0	0.75 ~ 1.25
VG 幾何平均偏差	geometric mean variance	0	0.75 ~ 1.25

METI-LIS で実現した機能の主なポイント

- ・建屋の影響評価 : 低煙源からの排出のため無視できない
- ・気象データの作成・確認 : アメダス気象データを加工
- ・線源からの排出影響評価 : 周辺道路の自動車からの寄与
- ・化学物質大気中濃度及び沈着量の計算 : 浮遊粒子に関しても
- ・結果の2次元グラフ表示 GUI : データ入力と結果の出力が理解しやすい

特徴と位置づけ

モデルの例	媒体	対象の広さ	濃度評価単位	評価の時間単位
METI-LIS	大気	・点源周辺近傍 ~ 数 km ・線源	点 (x, y, z)	短期間 : 1 時間 長期間 : 期間平均
ADMER	大気	広域 数 km ~ 数 100km	グリッド 5km × 5km	4 時間単位の組合せによる期間平均
Mackay レベル	多媒体	広域	ボックス 媒体毎	ひとつの定常状態

全体的平均的濃度分布と，高濃度域における高排出源周辺の濃度分布を解析するために，ADMER と METI-LIS を組合せて用いる評価は，産総研の詳細リスク評価書シリーズにおける検討によってほぼ確立したと言ってよい．これは欧米には見られないシステムとして貴重である．国土の広さ，人口密度から考えると日本独自の発想かも知れない．

1.6 開発の歴史

開発の経緯を CRM(2005a)と産環協(2006c)からまとめた。後者は章末に採録する。

1.6.1 ver.1 開発まで

1996年～1998年 有害大気汚染物質実態調査

・現地実態調査 年度毎に1工場 ベンゼン発生源+SF6トレーサー実験

・モデルの構築

風洞実験

モデル化 建屋によるダウンウォッシュ発生時の拡散パラメータの関数化

実工場適用時の運用方法の検討

モデル予測精度検討：単純建屋 工場 風洞実験

野外拡散実験データを用いた予測精度の検討

1.6.2 ver.2の開発と公開

(独)産業技術総合研究所・化学物質リスク管理研究センターのイニシアチブのもとに、以下のように開発され、公開された。

・2001年7月 Version 1 公開 基礎式の計算結果の簡易なディスプレイ

・2003年12月 Version 2.00 公開 線源対応および沈降性粒子対応、データ入出力とディスプレイの飛躍的高度化

・2004年2月 Version. 2.01 軽微なバグ修正

Ver.2.00の不具合状況：

・長期気象による平均濃度計算の際、低煙源からの近傍地上濃度が5%ほど高めに計算されていた(20m高から排出の周囲200m圏内、という感じ)。高煙突の影響は逆にやや低めに出ていた可能性がある。(50m高からの排出で1km圏、という感じ)

・2005年7月 Version 2.02 英語版公開 (Ver. 2.02 日本語版は10月公開)

Ver. 2.01からの修正点：

・特殊な条件設定で不具合を起こす数点のバグを修正した。

・AMeDASデータ読み込みの不具合(西日本のデータが一部読めないなど)を修正した。

・精度向上のため建屋矩形化手法などの計算手法を見直した。

・英語版ではアメダスCDは使えない。また、日本語版で作成した長期気象データをそのまま英語版で用いることは出来ない(地域に関するコードを追加記載する必要がある)。逆に英語版用に作成した長期気象データを日本語版で用いることは可能。

・データ数の制限(理論上扱い可能であるデータ数の上限)緩和：

Ver.2.01では「計算点数×点源数×気象(時間)数=2147483647」であったものを、

Ver.2.02では「点源数×気象(時間)数=2147483647」とした。

・2005年11月 Version. 2.02 軽微なバグ修正

・修正以前のプログラムでは、巨大な建屋によりダウンドラフトが起きるとき、安定度階級A、E、Fでプルーム幅の不連続な変化が目立つ濃度分布が計算されるケースがあった。

METI-LIS 開発と利用の歴史

太字は月

年	法規制の動き	準備とシステム開発	詳細リスク評価での使用
1996 平成 8	5 大防法改正・公布 ：自主管理指針	有害大気汚染物質 実態調査	
1997 9		同上	
1998 10		同上	
1999 11			
2000 12	12 第 6 次答申： 地域自主管理計画		
2001 13	関東経済産業局報告 河内ら文献	7 ver.1(試作版)公開	
2002 14			12 ブタジエン
2003 15		12 ver.2.00 公開	
2004 16		2 ver.2.01	12 フタル酸エステル
2005 17		7 ver.2.02 英語版 11 同上デバッグ	2 1,4-ジオキサン 3 トルエン 7 ジクロロメタン 9 短鎖塩素化パラフィン
2006 18			

1.7 応用

下の表に見るように，詳細リスク評価書では，局所域評価に METI-LIS が使用されている．ブタジエンから始まったここ数年の詳細リスク評価の過程で，AIST - ADMER と METI-LIS を組合せて暴露状況の評価する手法は確立したと言ってよいだろう．

今後，さらに多くの事例への適用が期待される．

1.8 今後の展開

システムを公開した CRM のウェブサイトからは数多くダウンロードされ，国内で広く使われつつあることが伺える．

また，英語版も公開された．AOTS((財)海外技術者研修協会)や JICA(国際協力事業団)が主催する東南アジアを中心とした諸国からの産・官の化学物質管理担当者に対する技術研修の題材として活用されている．

今後も各方面での応用が期待される．

詳細リスク評価書における暴露評価過程 吉田(2006)に一部加筆

物質	吸入		経口		経皮
	屋外 広域	室内 局所	食事	飲料水 その他	
1,3-ブタジエン					
トリブチルスズ			海域生態系		
ノニルフェノール					
DEHP					
1,4-ジオキサン					
トルエン					
ジクロロメタン					
短鎖塩素化パラフィン					
ビスフェノール A					
p-ジクロロベンゼン					

広域モデルとして ADMER，局所モデルとして METI-LIS が使われている．

付録 本プログラムの経歴 「プログラム情報について」

産環協(2006c) より

2001/08/03 Ver 1.01 初公開版

2002/02/01 Ver 1.02 バグ修正版

2003/12/10 Ver 2.00 バージョンアップ版

平成 14 年度に METI-LIS Ver.2.00B 版の改定バージョンアップを行いました。さらに、平成 15 年に講習会を開催し更なる改良を実施し Ver 2.00 として公開しました。

Ver.1 からの主な改良・変更点は以下の通りです。

- a. 自動車排出源による予測濃度：敷地境界濃度における車からの影響予測
- b. 粒子状物質の予測濃度：ニッケル化合物などへの対応
- c. 煙上昇高さ、「長期予測」の風データをアメダスに変更，夜間の安定度分類の修正など
予測精度の向上
- d. 地図画像の取り込みと等濃度線の重ね合わせ：利用者からの要望
- e. 操作性の向上(画面レイアウト，煙源・建屋位置指定，計算利用域の設定方法の改良)：
利用者からの要望
- f. メイン計算部分のプログラムソース言語の変更：FORTRAN99 >> C++

2004/2/10 Ver 2.01 バグ修正版

METI-LIS Ver.2.01 では以下のバグ修正とロジックの見直しを行いました。

- (1) バグフィックス ・ CD の日照率情報処理が Ver1 での処理法で処理。
- (2) ロジックの見直し ・ 10 L 以遠での時間修正法について

METI-LIS 拡散幅と PG 拡散幅の接続法の合理性や現在進行中のモデル評価結果との整合性を進めた結果見直しを行いました。

このため 10 L 以遠 ,かつ 3 分間以外の時間修正オプションを選択した場合に結果へ影響します。

Ver 2.00 との計算結果の差の説明

- ・ 長期気象による平均濃度計算の際，低煙源からの近傍地上濃度がやや高めに計算されています (20m 高から排出の周囲 200m 圏内程度の範囲内)。また，高煙突の影響は逆にやや低めに出る可能性があります。(50m 高からの排出で 1 km 圏程度の範囲内)
- ・ 上記はごく大まかな推測です。実際には排出源条件によって異なりますが，あるモデル条件で実験した結果では，年平均濃度で 5 % 高めにしました。
- ・ 既に使用した結果については，「METI-LISver2 の若干精度が悪いバージョン (ver.2.00) を用いた」と位置づけてください。

2005/10/1 Ver 2.02 バグ修正版

< 変更内容 >

Ver.2.01 からの主な変更点を以下にまとめました。マイナーな変更点としては，数値精度に関するもの，リスト表示の充実化，入力データのチェック機能，ソースコードの可読性向上などがあります。また幾何ライブラリーとして使用してきたサードパーティソフトウェア WildMagic2 については必要なソースコードを抜き出して添付しました。

はじめに

<システム>

長期気象におけるファイル作成機能の修正

アメダスデータを利用する長期気象データの作成において、西日本のデータが作成できない不具合があったため、修正。

アメダスデータを利用する長期気象データの作成において、気温が0度未満のデータがただしく取り込めなかった不具合があったため、修正。

<エンジン>

building.exe

建屋群・列判定に関するバグを修正と建屋グループの矩形化手法の改良。

建屋群・列の判定に用いる建屋グループの矩形化近似手法を改良。

より直感に近い矩形近似手法を導入。

<影響>

建屋群・列の判定。

建屋ずれ線形補間区分の修正。

<影響>

煙源高さ：影響建屋高さが 1.5 ~ 1.83 で建屋による煙源のずれが生じる場合。

meteorology.exe

日の出・日の入時刻計算アルゴリズムの改良。

タイムゾーン入力により、北緯65～南緯65度の任意の地域の日の出・日の入時刻を計算できるようにした（現バージョンは東京を中心とする限られた地域のみ有効）。

ただし、日本語版はタイムゾーン9に固定。

太陽南中時刻計算の1日分のずれを修正。

<影響>

日照率から大気安定度を求める場合にのみ影響する。1日分のずれのため太陽南中時刻計算結果への影響は軽微。

simulator.exe

非ダウンウォッシュ時に建屋パラメータを使用するバグを修正。

<影響>

建屋データ入力時の2ケースにおいて不適切な処理がされていた。

風向入力（0～360°）が入力された静穏時のケース。

浮力上昇により影響建屋を無視すべきケース。

16方位別建屋パラメータの選択において、区分のずれがあるバグを修正。

<影響>

建屋を入力し、かつ16方位以外の風向角度を使用した場合に影響。50%の確率で一方位ずれた建屋パラメータを用いていた。

建屋ずれ（建屋による仮想煙源評価）結果の実装もれを修正。

<影響>

建屋による煙源移動の評価が無視される。

静穏時閾値の緩和

静穏時は風速 0.4m/s 以下と定義しているが、システムが行う浮動小数データのテキスト出力の過程で、入力値よりわずかに上下した数字が出力されることがある。0.4m/s と入力した場合は静穏時として取り扱うため、0.40001m/s 以下を静穏時として取り扱う。以上

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model
低煙源工場拡散モデル

第2章 計算範囲 - シナリオの設定

状況の設定 = 背景の設定から計算ケースの設定まで

- 2.1 はじめに
- 2.2 背景としての地図画像
- 2.3 評価対象物質の設定
- 2.4 排出源の設定
 - 2.4.1 排出源のタイプ
 - 2.4.2 排出源の状況を記述するパラメータ
- 2.5 建屋の設定
- 2.6 地形(起伏)の設定
- 2.7 計算点の設定
- 2.8 気象条件の設定
- 2.9 計算ケースの設定
- 2.10 設定条件による制限・限界

第 2 章 計算範囲 - シナリオの設定

METI-LIS で評価する空間的・時間的枠組みを解説する。

METI-LIS は、点源、あるいは線源から排出された化学物質が排出源の周辺 10km 程度に拡散する状況を、その空間的濃度変化として評価する。空間的な背景としての地図画像・対象物質・排出源の状況・拡散を支配する気象条件・周辺の建屋・濃度を計算する点の分布・その他の状況を「シナリオ」として具体的に確定する必要がある。

ここでは、それぞれの観点について設定項目・設定の考え方・データの入手法等を概説するが、発生源・気象・建屋については別に章を設けて詳しく述べる。

2.1 はじめに

METI-LIS では、化学物質が排出源の周辺に拡散する状況を数理モデルによりシミュレーションする。そのためには、まず評価対象の物質を決めるとともに、

- ・空間的状況

排出源、周辺地図、周辺の建屋、地形(標高としての起伏)、計算点など

- ・時間的状況

短期的なひとつの気象条件における濃度分布か、長期間にわたる濃度分布の平均かを具体的に設定する必要がある。

2.2 背景としての地図画像

具体的な排出源からの化学物質が、その周辺に分布する状況を検討するには、排出源と周辺との関係が、地図画像と距離の関係としてシステムの画面上に表示されるとわかりやすい。

システムでは、インターネット上で流通している地図画像データを取り込み、スケール(縮尺)を入力して定量的な位置関係を設定すると、その後の排出源(点・線)・建屋・計算点の指定の際に、それらの画面上の位置を距離[m]で管理することができる。特定の排出源を原点に選べば、その点を中心にした解析に便利である。

地図画像データ

インターネットで流通している bmp, jpg, または jpeg 形式のファイルを利用できる。

また、背景のない白地図を作成するには、幅と高さのピクセル数を指定すればよい。

スケール(縮尺)

座標原点とマウスポインターの位置関係を計測するために必要である。入力には 2 つの方法がある。

画像の解像度[dpi]と縮尺率[1/]を入力する

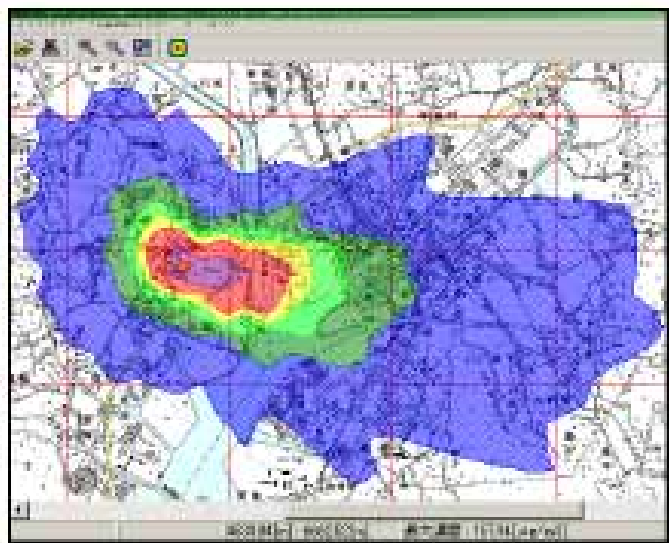
画像の一部で直線を選択・指示して、その実距離[m]を入力する

取り込んだ地図画像の解像度と縮尺率が不明のときに有用である。

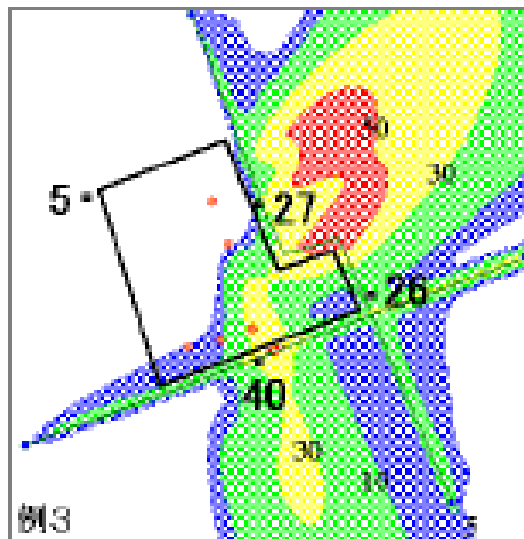
原点の指定

画面では当初「左下端」が原点となっているが、地図画像上で「原点の座標」を入力すると、その地点が新たな原点となる。例えば、特定の固定発生源を原点とすれば、その点を中心にした距離関係が表示されるのでわかりやすい。

背景としての地図画像と濃度推算結果の表示



排出点源・線源・等濃度線表示

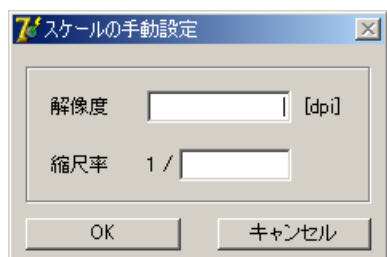


地図データの例

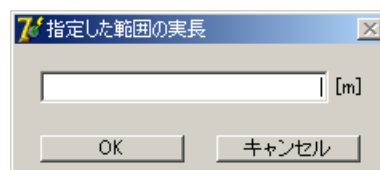
マピオン <http://www.mapion.co.jp>

縮尺の設定

画像の解像度[dpi]と縮尺率[1/]の入力



画像の一部を選択して,その実距離[m]を入力



解像度(dpi : dots per inch)は,ユーザーがスキャナーで地図を入力する場合にスキャナーパラメータとして設定できる

原点の指定



東西方向と南北方向にともに 0 を入れれば
左下端が原点になる

2.3 評価対象物質の設定

METI-LIS は環境中における化学物質の分布挙動を評価する。そのためには、まず評価対象の化学物質を特定する必要がある。

METI-LIS は、「ガス状物質」、あるいは「粒子状物質」の挙動を評価する。

土壌・河川などの環境媒体中での挙動を解析するためには、媒体内、あるいは媒体間での

- ・移動
- ・分配
- ・分解

を評価する必要があり、蒸気圧、水に対する溶解度、オクタノール/水分配係数 K_{ow} などの多くの物理化学性データが必要である。

しかし、METI-LIS のように大気中の拡散だけを評価するシステムでは、物質が大気とともに移動する移流 convection のみを評価するので、化学物質の個性はほとんど効いてこない。METI-LIS は、対象物質に関しては、以下の情報を必要とするのみである。

- ・ **名称**：ユーザーが他と区別するために使うだけなので、例えば IUPAC 名などのような化学的に体系的な名称である必要はない。慣用名・商品名・あるいは社内通称(番号など)で充分である。
- ・ **分子量**：ガス状汚染物質の場合、体積濃度[ppm など]と重量濃度[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]の換算に使用する
- ・ **性状**：ガス状か、粒子状物質かの区別
- ・ **抵抗補正係数 ***：粒子状物質の乾性沈着の程度を評価する際に、重力沈降式で使用する。粒子形状で決まる(球形で = 1)

粒子状物質の特性

ガス状物質の場合と違って、粒子状物質の拡散計算は以下のような影響を受ける。

重力沈降による煙軸の降下

$$He \rightarrow He - V_s x / u$$

He に関しては第 6 章で述べる。

記号	意味
He	有効煙突高(METI-LIS で評価したもの)
u	平均風速
x	風下距離
V_s	粒子の沈降速度

粒子沈着式

拡散式の地面反射項(第 2 項)で、粒子乾性沈着による減少分を補正係数 $\alpha(x)$ (< 1) で評価する。第 6 章で、やや詳しく述べる。

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(He - V_s x / u - z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \alpha(x) \exp\left(-\frac{(He - V_s x / u + z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

$$\alpha(x) = 1 - \frac{2V_d}{V_s + V_d + (uHe - V_s x) / \sigma_z \times (d\sigma_z / dx)}$$

計算対象物質の入力

物質に要求される項目は少ない

粒子の沈降速度式

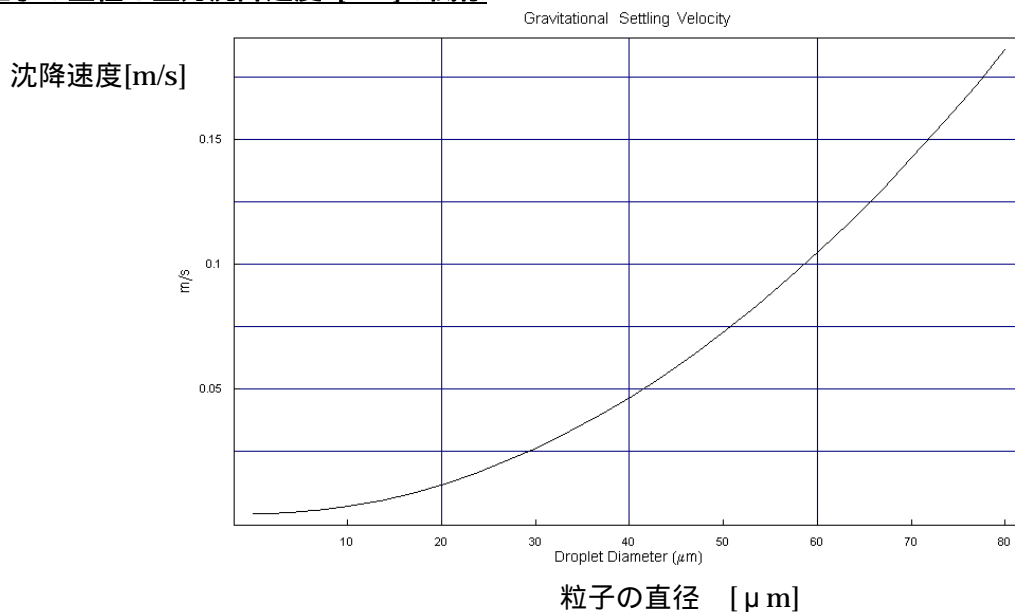
ストークスの式 粒子の沈降速度 : $V_s = 2r^2 \rho_p g / 9\mu\rho_a \dots (6.2)$

記号	意味	
V_s	粒子の沈降速度	[m/s]
r	粒子半径	[m]
ρ_p	粒子のみかけ密度	通常は 1000 [kg/m ³]
ρ_a	空気密度	通常は 1.25 [kg/m ³]
μ	空気の動粘性係数	1.5×10^{-5} [m ² /s]
g	重力加速度	9.8 [m/s ²]
V_d	乾性沈着速度	[m/s]

粒子形状と抵抗補正係数 *

形状	軸長比	α^*
球形	1	1.00
楕円体	4	1.28
円筒1	1	1.06
円筒2	4	1.32
三角形	-	1.20

粒子の直径と重力沈降速度 [m/s]の関係



2.4 排出源の設定

評価すべき排出源のタイプと排出の具体的条件を設定する。詳しくは、第3章で述べる。

2.4.1 排出源のタイプ

METI-LIS では、以下の2種の排出源を評価する。米国 EPA の ISC(Industrial Source Complex)モデルに含まれる面源、あるいは体積源は評価の対象としていない。

- ・ **固定点源**：事業所からの排出が典型的な源である。第1章で述べたように、高いエントツから排出される SO_x、あるいは NO_x と異なり、製造プラントあるいは使用建屋のダクトなどの低煙源からの排出を主な対象としてイメージしている。
- ・ **線源**：高速道路など車両の往来が多い幹線道路上の不特定多数の移動体からのベンゼンなどの排気ガスの寄与をイメージしている。線としては固定的であるが、排出源そのものは移動性である。

2.4.2 排出源の状況を記述するパラメータ

排出源に関して、拡散モデルに入力するパラメータとして以下のものがある。

ガス状物質の場合

基本情報

- ・ 排出源の座標：東西 x ・南北 y ・原点からの相対位置関係でよい。
- ・ 実煙突高：[m]
- ・ 排出量：乾き排ガス量[m³N]
- ・ 標高：[m]
- ・ 稼動パターン：月別・時間帯別の絶対排出量、あるいは相対比

評価情報

- ・ スタックチップダウンウォッシュ：周囲の建物より高く突出し上に開口している煙突の場合
- ・ 浮力上昇：CONCAWE 式による判定。煙突に陣笠など浮力上昇抑止機構があれば、はずす。
- ・ 煙突口径：[m]
- ・ 排ガス速度：[m/s]
- ・ 排ガス量：湿り排ガス量
- ・ 排ガス温度：

粒子状物質の場合は、これらの他に **粒径情報**が必要である。

- ・ 粒径分布数：分布の種類がいくつあるか
- ・ 粒径と質量比、見かけ比重：各分布について

点源の基本情報の例 ガス状物質

粒子状物質

排出量の単位が異なる

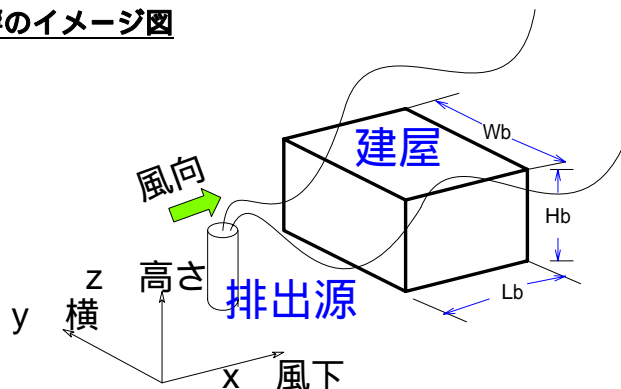
点源の評価情報

粒子状物質の粒径情報

粒径R[μm]	質量比	みかけ比重
0 ≤ R < 10	100 %	100

線源情報

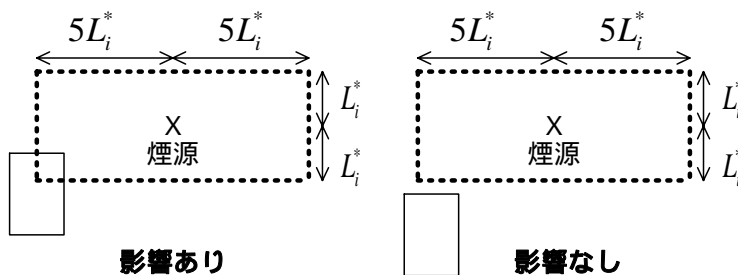
建屋による影響のイメージ図



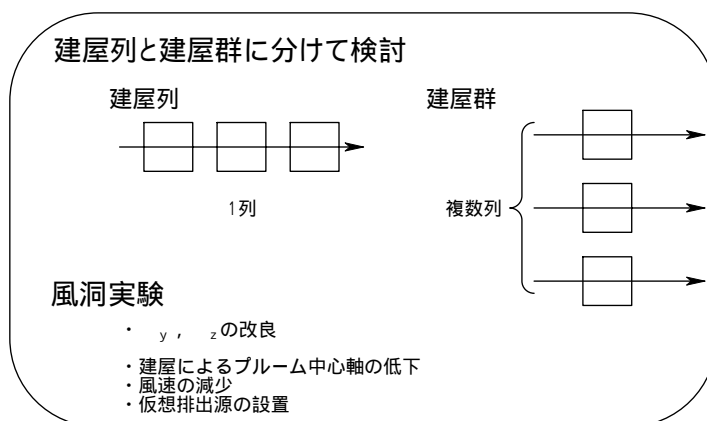
影響を及ぼす範囲の判断 平面図

図 5.2

L_i^* は $\min(H_b, W_b)$



建屋列と建屋群



システムによる建屋解析の入力と出力の関係

項目	入力	処理	出力
建屋群	名称	そのまま	
建屋	名称	そのまま	
	高さ[m]		
	座標 4点	直方体近似	直方体
		位置的に影響ある建屋の判定	影響ある建屋 s
		高さとして GEP 高さの決定	GEP 高さ s
		代表建屋の決定	代表建屋 / 建屋群
			幅 高さ 奥行き

2.6 地形(起伏)の設定

大気拡散モデルは、一般的にはある程度高い位置にある排出源から排出された化学物質が平坦な地面上を拡散するシナリオを設定することが多く、煙源中心高さ > 計算点高さ である。周辺に起伏があり計算点がある程度の標高をもつ場合は、煙源中心高さ < 計算点高さ となって起伏の影響を受ける。

METI-LIS Ver.2 では限定的条件下で USEPA ISC3 に準拠した地形の影響を評価する。右のファイル形式で標高データを入力すればよい。

次の制約があるので注意が必要である。

- ・ 建屋を含まないこと：建屋データを使用した場合には標高データは使用できない。
- ・ **単純地形**であること

ISC3 では計算点の地形状態を単純地形、中間地形、複雑地形と分類し、それぞれ異なる計算スキームで評価している。

単純地形：標高を加味した点源の排出口高さが、計算点の標高より高い

中間地形：計算点標高が排出口高さ と有効煙突高さ の中間にある

複雑地形：計算点標高が有効煙突高さより高い

この処理は、丘の高さ（谷でも同様、ただし上下が逆）に応じて計算点高さを上げる代わりにプルーム軸を下げて考えるだけであり、プルームが丘にぶつかって上昇する効果を考慮できない。完全反射のプルーム式が使われているため、一つの計算点だけが突出したような地形(H2)の場合でも、その計算点標高がはるか上流からずーっと続いている平坦地表面を反射し続けてきたと仮定してしまうことになる。もし stack- tip- downwash があれば、排出口より低い標高でも「単純地形」を逸脱する。

単純地形でない場合へ適用された場合、ソフトウェアは警告をログファイルへ出力し、形式的に単純地形と同じ式で計算する。

2.7 計算点の設定 - 領域(x,y)と高さ(z)

化学物質の濃度は拡散モデルから $C(x,y,z)$ として算出される。濃度を出力すべき領域(平面位置 x,y と高さ z)を計算点として指定する。

領域 (x,y)

x,y 座標は煙源との関係で決まる 2次元座標である。

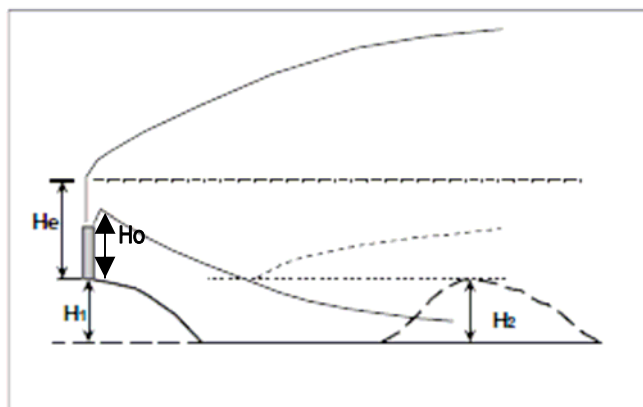
ある期間における平均的な風向分布による濃度分布を評価するので、例えば、 x 方向で 2km、 y 方向でも 2km といった範囲をグリッドとして指定すればよい。

- ・ 等間隔で区切った格子(グリッド)を指定：領域の大きさ(東西 × 南北)とグリッドの分割数
- ・ 必要に応じて任意地点を追加指定できる。

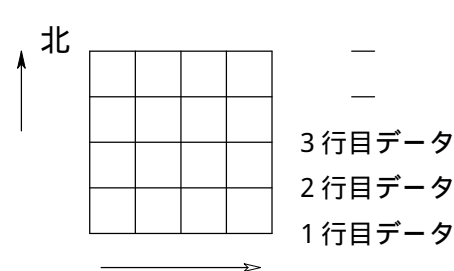
計算点高さ (z)

z は地面からの高さである。一般的には、身長 1.5m 前後のヒトへの影響評価に使用することが多いので、 $z = 1.5m$ とすればよい。煙源や建屋によるダウンウォッシュがある条件では、縦方向の濃度分布の動向を知るために z 座標を変えて濃度を出力して検討する必要がある。

地形・起伏影響評価のイメージ



標高ファイルのデータの並び



H0 : 煙突高さ
 H1 : 点源標高
 H2 : 計算点標高

$H2 < H1 + H0$	単純地形	simple
$H1 + H0 < H2 < H1 + He$	中間地形	intermediate
$H1 + He < H2$	複雑地形	complex

標高データファイル

標高データを使用した場合には建屋データが使用できない。

建屋データを使用した場合には標高データは使用できない。

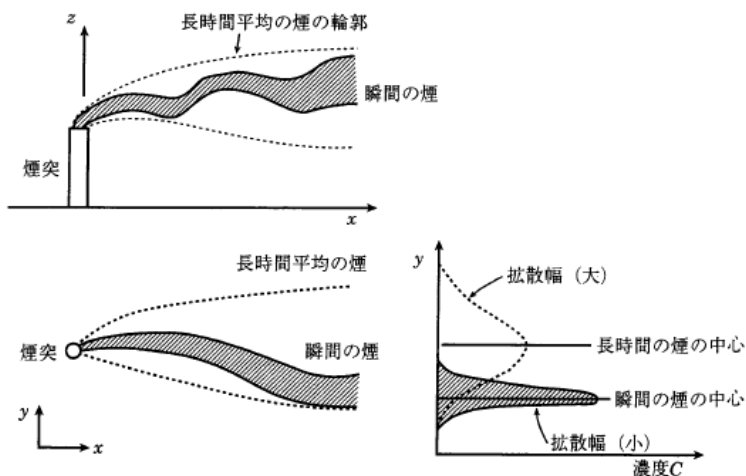
行	内容 (データ型)	意味・単位
1	計算点数 (I) -	
2	標高データフラグ (I) 0 = 標高データ使用せず 1 = 標高データ使用する	
3 ~	計算点 X, Y 座標 (F) [m]	
	計算点 Z 座標 (F) 地上からの高さ [m]	
	計算点標高 (F) 地上海抜高度 [m] def = 0	
	コメント (S) -	

(I) は整数, (F) は浮動小数, (S) は文字列

計算点データの設定

項目	入力	例	処理
計算点管理	名称		そのまま
グリッド計算点	原点 (x,y)	0,0	そのまま
	計算領域の大きさ 東西×南北 [m]	2000m, 2000m	結果として計算間隔は 100m となる 計算点は端点を入れて 21×21=441
	グリッド分割数 東西×南北 [-]	20, 20	
	計算点高さ [m]	1.5m	そのまま
	標高ファイル 各交点につき, その地点の標高 [m]	21 行×21 列 データ	1 行目: 南西端から南東端へ 順次 北へ上がる. 最終行: 北西端から 北東端へ def= 0 m
任意の計算点 必要なら追加	原点に対する (x,y)	(203,39)	高さ z はグリッドに合わせる

評価時間による分布 岡本(2001)によるイメージ図



p.56 マニュアルの解説
長時間では分布が大きい

3分値から60分値への外挿

$$\sigma_{y'} = \sigma_y \times \left(\frac{60}{3}\right)^{1/5} = 1.82\sigma_y$$

この式の1/5が時間修正係数である

短期気象データの入力

気象データの追加

長期気象データの入力

測定局の選択

2.9 計算ケースの設定

これまで述べてきた化学物質の環境中濃度の推算に必要な各種情報・データをまとめて設定し、名前をつけて管理する。その単位が「計算ケース」である。ひとつの「計算ケース」としてまとめて管理されるのは以下の「計算情報」、「気象」、「点源」、「線源」、「建屋」、「計算点」である。

計算情報：

- ・地図画像：使用する地図画像を選定
- ・計算対象物質：予め登録した物質の中から、希望するものを選定
- ・乱数計算を行う：風向・風速の気象データには、毎正時前 10 分間のデータを平均して 1 時間のデータとするためのバラツキと、風向を 16 方位で指定するために 22.5 度の角度誤差とがある。その点を補正するために風向分布に対して乱数を加えて計算する。1 気象データあたり 1 ~ 30 までの乱数計算数を設定できる。数字を大きくとると計算時間が多くかかる点に注意が必要
- ・リストオプション：計算結果のテキスト出力の形式を指定。
コンパクト/標準/フル から選択
- ・計算結果情報：計算は行われたもの(「計算済」)、未だ計算していないもの(「未計算」)を表示。

気象：

- ・気象情報の種類：短期/長期/ユーザー短期/ユーザー長期からひとつ選択。選択に応じて、既に設定されているデータ一覧が表示されるので使用するものを選択する。

点源：

- ・点源の選択：既に設定済みの点源データ(地図画像 + データ)一覧から選択するか、ユーザー点源ファイル(ユーザー点源ファイル・ユーザー粒径ファイル・ユーザーパターンファイルが必要)からファイル名を指定

線源：

- ・線源の選択：既に設定済みの線源データ(地図画像 + データ)一覧から選択するか、ユーザー線源ファイル(ユーザー線源ファイル・ユーザーパターンファイルが必要)からファイル名を指定
- ・線源計算オプション：「打ち切り誤差比」、「最小繰り返し計算数」、「最大繰り返し計算数」を指定。意味とデフォルト値等は右ページを参照。

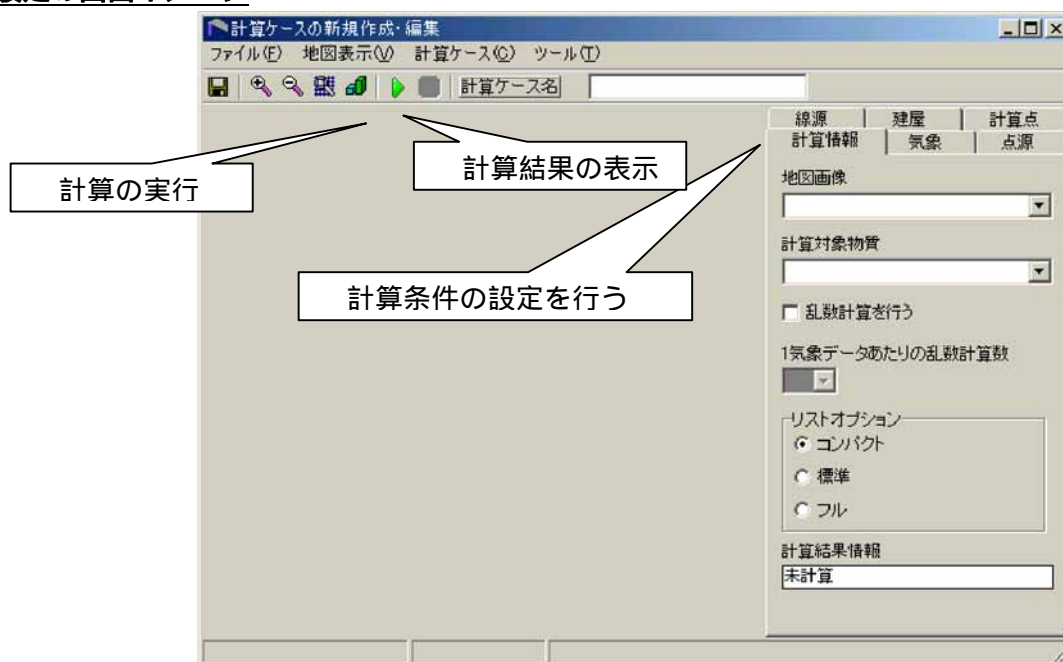
建屋：

- ・建屋の選択：既に設定済みの建屋データ(地図画像 + データ)一覧から選択するか、ユーザー建屋ファイルからファイル名を指定

計算点：

- ・計算点の選択：既に設定済みの計算点データ(地図画像 + データ)一覧から選択するか、ユーザー計算点ファイルからファイル名を指定
- ・標高データを使用：この場合は建屋データが使用できないことに注意

計算ケース設定の画面イメージ



線源計算オプション

項目	意味	デフォルト値	精度を上げるには	要注意
打ち切り誤差比	シンプソン積分 計算の収束条件	0.03	小さく	高精度の結果が 得られるが、計算 時間が増大する
最小繰り返し計算数	分割の数	5	大きく	
最大繰り返し計算数		5	大きく	

・線源については、点源ブルーム式を数値的に積分する。数値積分は直線の区間を逐次的に2分割しながらシンプソン式を使用する。分割点を増やして繰り返し計算を行うが、積分値がほぼ変わらなくなる時に計算が収束するとみなす。打ち切り誤差値も設定できる。

線源データの選択



2.10 設定条件による制限・限界

基本とした ISC モデルの制限などにより，METI-LIS にもいくつかの制限がある．

観 点	点 源	線 源
排出源の標高[m]	標高を指定	地上 0m. 高架は点源列で仮想的に
地形考慮	計算点につき標高で	正当に評価できない
粒子の重力沈降	評価できる	評価できない
建屋のダウンドラフト効果	評価できる	作用しない
風速	排出源高さに補正	高さ 10mでの風速
無風時	パフ	線源パフ式

その他

- ・ 建屋によるダウンウォッシュとスタックティップダウンウォッシュの補正は排他的である
- ・ 風速は 0.4m/s 以下は無風としてパフ式で，0.5m/s 以上 1m/s 以下は弱風 1 m/s としてブルーム式で評価する
- ・ 計算に必要な気象データと，現実に日本で入手できる気象データにはギャップがある．第 4 章末尾の表にまとめた．

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model
低煙源工場拡散モデル

第3章 排出源の設定

3.1 はじめに

3.2 排出源のタイプ

3.2.1 点源の記述

3.2.2 線源の記述

3.3 排出量の設定

3.4 排出量設定に利用できるデータ

第3章 排出源の設定

METI-LIS は、固定点源からの排出量の評価を基本とするが、周辺道路を通行する自動車などの移動体からの排出の寄与も評価できる。各排出源情報と排出量の設定を解説する。

3.1 はじめに

METI-LIS は、固定点源からの排出に対する建屋の影響を評価する機能を特徴とするが、線源からの排出に伴う拡散評価の機能には、建屋の影響は除かれるなどの制限がある。

3.2 排出源のタイプ

METI-LIS では、以下の2種の排出源を評価する。ISC に含まれる面源、あるいは体積源は評価の対象としていない。

- ・ **固定点源**：事業所からの排出が典型的な源である。第1章でやや詳しく解説したように、高いエントツから排出される SO_x あるいは NO_x と異なって、製造プラントあるいは使用建屋のダクトなどの低煙源からの排出を主な対象としてイメージしている。高いエントツなど建屋影響がない煙源も評価できることは言うまでもない。
- ・ **線源**：高速道路など車両の往来が多い幹線道路の不特定多数の移動体(=自動車)からのベンゼンなどの排気ガスの寄与を評価する。線としては固定的であるが、排出源そのものの自動車は移動性である。

3.2.1 点源の記述

排出源に関して、拡散モデルに入力するパラメータとして基本情報・評価情報がある。粒子状物質の場合は、さらに粒径情報が必要である。

点源 - ガス状物質の場合

基本情報

- ・ 座標：東西 x ・南北 y [m]。原点からの相対関係でよい。地図画像上で指定できる。
- ・ 実煙突高：地面からの高さ [m]
- ・ 排出量：乾き排ガス量(水分を除いた排ガス量) [m³N]
- ・ 標高：地形の影響を評価するために必要 [m]
- ・ 稼動パターン：(月別・時間帯別)

評価情報

まず、スタックチップダウンウォッシュと浮力上昇を考慮するか否かを選択する。

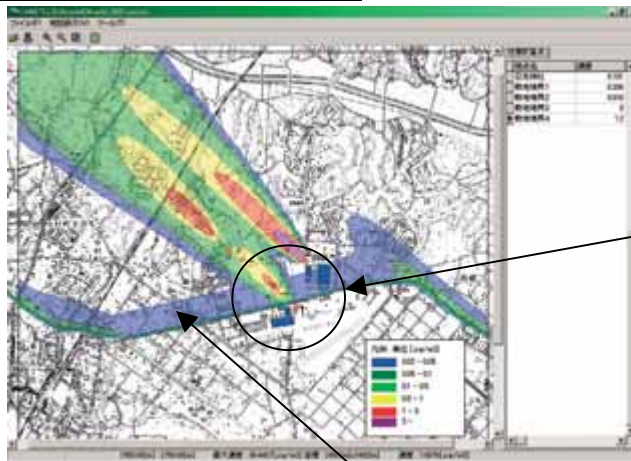
スタックチップダウンウォッシュ：建物より高く突出し上に開口している煙突の場合、排ガスが煙突自身の影響を受けて、煙突後流で巻き込まれる現象

浮力上昇：排ガスと周辺大気との温度差があれば、浮力を受け上昇する。CONCAWE 式(6.2.3

参照)により判定する。煙突に陣笠など浮力上昇抑止機構があれば評価しない。評価する場合は、次のデータが必要となる。

- ・ 煙突口径：[m]
- ・ 排ガス速度：[m/s]
- ・ 排ガス量：湿り排ガス量(水分を含んだガス量) [m³N]
- ・ 排ガス温度：[]

点源と線源の設定イメージ図



点源群の例

青色の四角は建屋の存在

線源の例

点源の基本情報 ガス状物質
排出量は乾き排ガス量

点源情報

基本情報 | 評価情報

点源名

座標(東西) [m]

座標(南北) [m]

実煙突高 [m]

排出量 m3N/h

標高 [m]

パターン

OK キャンセル

点源の評価情報 ガス状物質
排ガス量は湿り排ガス量

点源情報

基本情報 | 評価情報

スタックチップダウンウォッシュ

浮力上昇

煙突口径 [m]

排ガス速度 [m/s]

排ガス量 [m3N/h]

排ガス温度 [°C]

OK キャンセル

ダウンウォッシュのイメージ図



図4-2 煙突によるダウンウォッシュ

横山(1997) p.37 より

有効煙突高さ

エントツからある速度で排出された排ガスは、その運動量による上昇力と風速との関係で決まるダウンウォッシュと、周囲の気温との温度差による浮力とでブルームの中心高度が変化する。

ダウンウォッシュ、および、浮力上昇の有無に関しては、排出源であるエントツの状況からユーザーが判断して、計算オプションを決めることができる。

浮力上昇の判断

浮力上昇評価には CONCAWE 式を採用しているが、排ガス温度が常温に近く、煙突に陣笠などの排ガスの浮力上昇を抑えるような加工が施されている場合、チェックを外して排ガスの浮力上昇を計算させないようにすることができる。有効煙突高さは、実煙突高さとして計算する。

浮力上昇オプションの選択の目安として、高く突出した「煙突」では温度にかかわらず、また「煙突」型でなくとも 60 を超えるような上向きの排気の場合は浮力上昇を選択し、それ以外であれば浮力上昇オプションを外す。

浮力上昇を評価する場合は、煙突口径・排ガス速度または排ガス量および排ガス温度の入力が必要である。なお、排ガス量は、湿り排ガス量である。

CONCAWE 式は、6.2 で解説する。

点源 - 粒子状物質の場合

基本情報・評価情報に加えて、**粒径情報**が必要である。粒径が $10\mu\text{m}$ 以上の粒子状物質では沈降現象があり、乾性沈着モデルにより沈降量を評価する。粒径が $10\mu\text{m}$ 未満の粒子はガス状物質と同じように大気中に浮遊するのみとし、沈着降下量は計算しない。

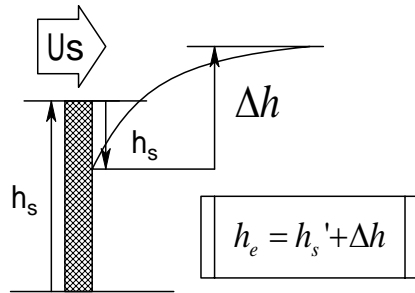
- ・粒径分布数：1 がデフォルト値。分布数 1 は、粒径は $0\sim 10\mu\text{m}$ で浮遊粒子として存在し、乾性沈降は無しとする。 $10\mu\text{m}$ 以上の分布の種類を数えて、2 ~ とする。
- ・粒径と質量比、みかけ比重：2 番目以降の各分布につき粒径 R の範囲・全体での質量比・みかけ比重を入力する。

みかけ比重：

多孔性物体のように実質以外の空間がその物体の構成要素を成している場合の比重は**真比重**より空隙率 p の分、小さくなる。 $\rho_p = (1-p)\rho_s$ 。これをみかけ比重という。

他に**かさ比重**があり、粒子をある容器につめたとき粒子間の空間も含めた比重をいう。詰め方により異なる。

有効エントツ高さに関するイメージ図



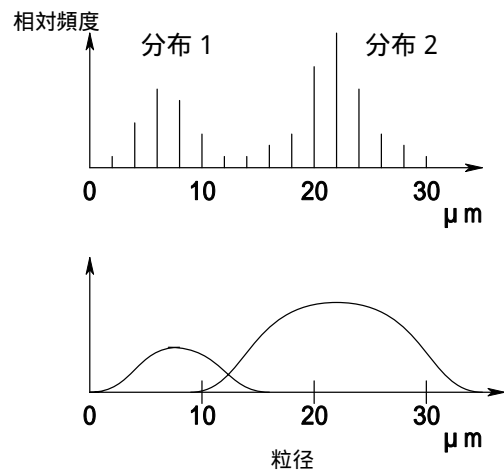
風速 U_s によるダウンウォッシュ h_s'
 浮力による上昇 h
 有効エントツ高さ h_e

粒子状物質の基本情報

粒子状物質の粒径情報

粒径R[μm]	質量比	みかけ比重
0 ≤ R < 10	100 %	100

粒径分布数 2 のときのイメージ図



3.2.2 線源の記述

例えばベンゼンなどの有害大気汚染物質の工場敷地境界での濃度を評価する場合に、近傍に車両の往来が多い幹線道路があれば、そこを通過する不特定多数の移動体(=自動車)からの排気ガスによる寄与を無視できない可能性がある。この場合に線としての排出源を考慮する。排出源そのものの自動車は移動性であるが、線としては固定的である。

直線状の線源は1本の直線で表現できるが、湾曲している路線の場合はいくつかの直線のつながりで近似する。始点から各点の x,y 座標を順次入力する。

必要なパラメータ

線源群管理名のもとに複数の直線から成る線源を管理する。

線源群につき

- ・対象物質名：
- ・排出量の単位：道路 1 mあたり 1 時間あたりの量 [mg/m/h] , [g/m/h] , [kg/m/h] , [m³N/m/h]

各線源につき

- ・線源名：
- ・座標 (各点につき) : x,y [m] 直線の連続として折れ線を表現する
- ・道路幅：[m]
- ・排出量：[g/m/h]
- ・稼動パターン：

線源計算オプション

- ・最小繰り返し計算回数：def 5 回(def はシステムが予め設定する初期値。必要なら変更可能)
- ・最大繰り返し計算回数：def 5 回
- ・打ち切り誤差比：def 0.03

計算上の注意

マニュアル p.55～

線源については、点源ブルーム式を数値的に積分する。数値積分にはシンプソン公式を用いる。直線の区間を逐次的に 2 分割しながらシンプソン式を使用する。分割点を増やしても数値積分値がほぼ変わらなくなる時に計算が収束するとみなす。打ち切り誤差値を 0.03 とする

初期拡散幅の設定

- ・水平方向初期拡散幅 y_0 知見が乏しい 道路幅 / 2.15 とする (ISC 3 にならう)
- ・鉛直方向初期拡散幅 z_0 3.5m に設定 旧建設省実験による

線源評価機能の限定

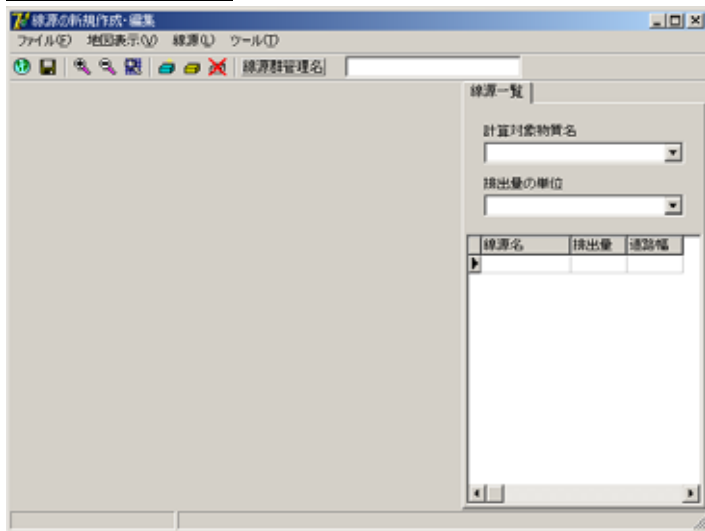
線源の機能には、以下の限定条件があるので注意が必要である。

排出高さは地上 0m → 高架を再現するには点源列で仮想的に作成しなければならない
 地形を考慮した場合でも、線源は標高ゼロ面に設定されるので、正当に評価できない
 粒子の重力沈降による影響の評価は出来ない

線源近くの建屋によるダウンドラフト効果(煙軸低下・拡散幅増大・風速低下)は線源に作用しない

線源ブルーム式には高さ 10m での風速を与え、無風では線源パフ式を用いている

線源データの入力



線源群の設定



線源の設定
始点から順次各点の座標

線源計算条件の設定



線源の選択

線源計算オプション
の入力

TOL

収束条件式

$$|curr - prev| < TOL \times \frac{|curr| + |prev|}{2}$$

curr … 最新の数値積分値

prev … 直前の数値積分値

TOL … 設定打ち切り誤差

線源評価の機能限定 点源評価との対比

観 点	点 源	線 源
排出源の標高[m]	標高を指定	地上 0m. 高架は点源列で仮想的に
地形考慮	計算点につき標高で	正当に評価できない
粒子の重力沈降	評価できる	評価できない
建屋のダウドラフト効果	評価できる	作用しない
風速	排出源高さに補正	高さ 10mでの風速
無風時	パフ	線源パフ式

3.3 排出量の設定

大気中の拡散計算のためには、評価対象時間における排出量を入力する必要がある。

短期気象条件では、その時間帯における排出量をひとつ入力すればよいが、長期気象条件の評価では、1時間ごとの気象条件に対応して稼働パターンデータを準備しなければならない。

稼働パターンデータ

短期気象条件

あるひとつの条件における排出量(例えば[m³N/h])を入力する。

長期解析

月別・時間帯別に1時間毎の変動パターンを入力する。線源の場合も同様である。

初期値として1月から12月、0時から24時まで一律に稼働率が100%となっている。稼働率は年間で最大の稼働を100%とし、その他はこれに比例させて稼働割合を%表示させる。例えば、最大燃料使用量が1,000kl/時(100%)の場合、ある時間で燃料使用量が800kl/時であるとすると、この時の稼働率は80%となる。

排出量

固定排出源

具体的データは、該当する事業者が保有している。事業者以外のものが評価する場合には、PRTR届出データを利用することも可能であるが、これは年間合計の排出量が報告・公開されるのみであるため、稼働率の時間変化あるいは排出の具体的条件は推定に頼ることになる。

また、排出源としての各種反応施設のちがいによる排出量算定方法は「マニュアル第2章」に解説されている。

線源

道路を通行する自動車からの排出量は、自動車の車種・車種別通行量・車種別排出物質量などから推算する。AIST-ADMERの詳細解説文書の第3章で述べたので参照されたい。

3.4 排出量設定に利用できるデータ

METI-LISなどの環境動態解析モデルを使用するには、発生源の各種条件と排出量を入力しなければならない。それらのデータを、どこから入手するかが難問である。

基本的には、モデルシステムを使用する者が把握しているのが当然である。

手元になれば調査する。

- ・問い合わせる
- ・公開されているデータを調べる
 - ・PRTRデータ（例えば、METI(2005)）
 - ・その他

各種データから推理する

例えば、PRTRデータは1年間の大気への排出量として公表されているので、入手しても実際の使用には限界がある。

- ・排出量だけ入手しても、各種条件がなければ推算は精度の低いものになる
- ・周辺の大気中濃度は、平均濃度より最大濃度が問題にされることが多い。となると、通年の排出総量は、あまり意味をもたない。

モデルを使う目的などをよく吟味して、相応しいデータを入手する努力が必要である。

稼働パターンデータ入力 初期値としてすべて 100%が設定されている

稼働パターンの新規作成・編集

時間稼働パターン

パターン識別名

期別時刻別稼働率 [%]

時刻	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月
00:00 - 01:00	100	100	100	100	100	100	100
01:00 - 02:00	100	100	100	100	100	100	100
02:00 - 03:00	100	100	100	100	100	100	100
03:00 - 04:00	100	100	100	100	100	100	100
04:00 - 05:00	100	100	100	100	100	100	100
05:00 - 06:00	100	100	100	100	100	100	100
06:00 - 07:00	100	100	100	100	100	100	100
07:00 - 08:00	100	100	100	100	100	100	100
08:00 - 09:00	100	100	100	100	100	100	100
09:00 - 10:00	100	100	100	100	100	100	100
10:00 - 11:00	100	100	100	100	100	100	100
11:00 - 12:00	100	100	100	100	100	100	100
12:00 - 13:00	100	100	100	100	100	100	100
13:00 - 14:00	100	100	100	100	100	100	100
14:00 - 15:00	100	100	100	100	100	100	100
15:00 - 16:00	100	100	100	100	100	100	100
16:00 - 17:00	100	100	100	100	100	100	100
17:00 - 18:00	100	100	100	100	100	100	100
18:00 - 19:00	100	100	100	100	100	100	100
19:00 - 20:00	100	100	100	100	100	100	100
20:00 - 21:00	100	100	100	100	100	100	100
21:00 - 22:00	100	100	100	100	100	100	100
22:00 - 23:00	100	100	100	100	100	100	100
23:00 - 24:00	100	100	100	100	100	100	100

稼働率 %を 設定

テキスト編集 OK キャンセル

パターン識別名で管理する。月度と時刻を選んで稼働率を入力すれば、初期値の 100 を変更できる。テキスト編集を選べば、CSV ファイルが開くので編集と再設定が容易である。

排出量設定の関係 排出量の単位は代表例

排出源	情報	短期気象 1条件	長期気象 複数条件 + 月別・時間帯別稼働パターン
点源	ガス 基本情報 評価情報	排出量 [m ³ N/h]	排出量 [m ³ N/h]
	粒子 基本情報 評価情報 + 粒径情報	排出量 [mg/h]	排出量 [mg/h]
線源	ガス・粒子区別せず		排出量 [g/m/h] 道路幅 [m]

排出量に関するデータ源

- ・ PRTR 法による公表データ
経済産業省，あるいは，環境省のウェブサイトから入手できる。

排出源の設定

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model
低煙源工場拡散モデル

第4章 気象情報の設定

- 4.1 はじめに - 時間の関係
- 4.2 濃度平均化の時間の補正
- 4.3 短期気象データ
- 4.4 長期気象データ
- 4.5 気象データの処理
- 4.6 気象データ源
- 4.7 気象データ入手の問題点

第4章 気象情報の設定

具体的な点源、あるいは線源から排出される化学物質の環境中での挙動を解析するためには、その地点での風向・風速などの気象データの入手と処理が重要である。解析に必要な気象データの内容とその前処理について解説する。

4.1 はじめに - 時間の関係

化学物質の大気中での拡散は風向・風速などの変化により、時間的・空間的に連続的に変化するものである。そのすべての状況を評価することが望ましい場合もあるが、一般的には、目的に応じて決められる時間・空間のサンプリングデータについて解析し、全体的な状態を把握して判断することが実際的である。

評価に関係する時間軸としては、つぎの2つがある。

濃度平均化時間の長短

風向・風速は刻々変化する。したがって化学物質の拡散は、短時間(例えば、3分間)の平均をとるか、60分間の平均で評価するかによって変化する。平均時間の補正が必要である。

評価期間の長短

化学物質の影響をどの時間範囲で評価するかによって、短期評価と長期評価がある。

短期：特定のひとつの気象条件や、短時間の一連の気象条件における濃度分布を評価する

長期：ある期間について、例えば1時間ごとの気象条件による拡散と、その濃度分布を評価し、その平均濃度分布を求める

4.2 濃度平均化の時間の補正

3分間の分布と60分の分布では、拡散幅のパラメータ y, z (右ページ) に差が生じる(右図のイメージ)。 σ が大きくなると濃度は小さくなる。

拡散モデルによる濃度分布の計算は最長では1時間を単位として行うため、気象データは少なくとも評価対象期間全体にわたる1時間ごとの値が必要である。もし1時間を10分間隔に区切った6個のデータがあるなら、10分を単位とした6回の拡散計算の結果を平均して「1時間平均濃度」を求めると精度は向上する。

拡散モデルの拡散幅を表現する σ 値の検討のために実施した風洞実験の評価時間は、3分間値であり、また、Pasquill-Gifford 線図の評価時間も数分間程度であると言われている。

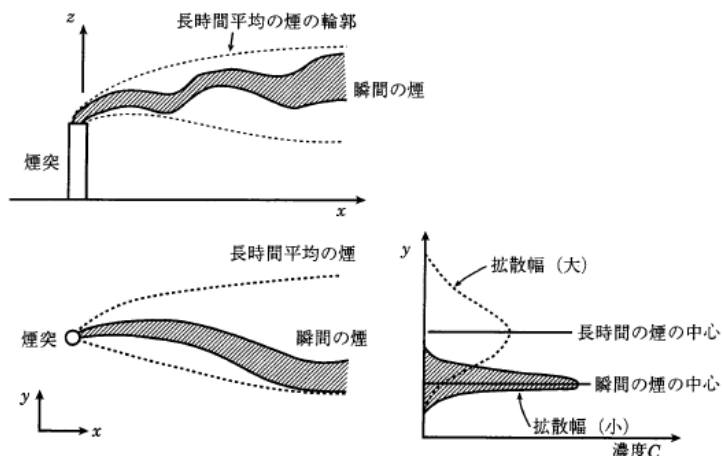
METI-LIS に用いる気象データは1時間値である。また計算に入力する排出量についても気象条件に合わせて1時間値として整理する。

モデルによる推算結果を1時間値として評価するためには、何らかの時間補正を行う必要がある。従来よく用いられてきた時間補正の方法として、1/5乗則を用いて拡散幅パラメータを大きくする方法がある。時間修正係数と評価時間として入力する。

短期では、この1/5乗則による時間補正で幅の広がりを評価する。ISCSTも同じ処理を行う。

長期では、「計算情報」設定時に「乱数計算を行う」を選択すると、乱数にしたがって風向を分布させた濃度計算が実行できる。EPAのISCLTでは、風向の16方位による濃度分布の不連続性の不自然さ(ヤツデ状分布になってしまう)を少なくするため、三角形近似などの工夫がある(右下図)。

評価時間による分布 岡本(2001)によるイメージ図 p.56 マニュアルの解説
 長時間では分布の広がりが大きい



3分値から60分値への外挿

$$\sigma_{y'} = \sigma_y \times \left(\frac{60}{3}\right)^{1/5} = 1.82\sigma_y$$

1/5 が時間修正係数である

拡散濃度計算式

パラメータの意味は p.4-8 参照

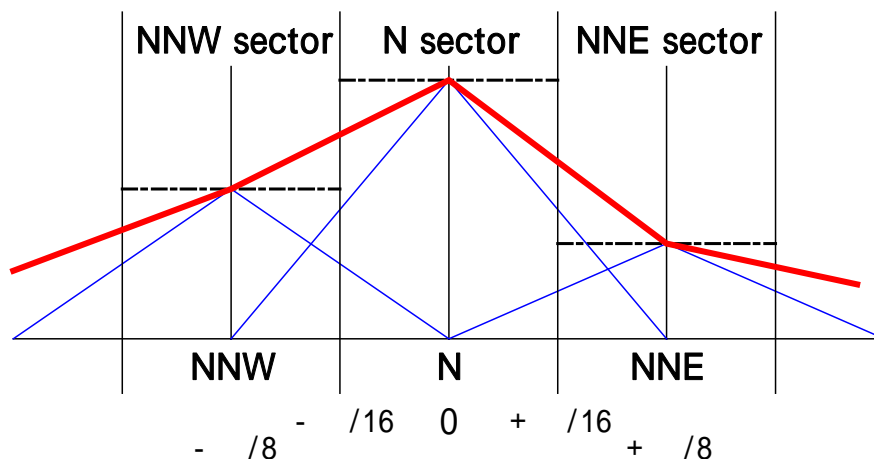
$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(H_e - z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(H_e + z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

ISCST と ISCLT における時間平均の補正

項目	METI-LIS 短期	ISCST	METI-LIS 長期	ISCLT
平均化時間補正 3分 60分	時間修正係数 1/5 など適用も可能 マニュアル p.49 取扱説明書 p.12	記述なし マニュアル p.48	なし	記述なし
拡散幅推算 y + 風向分布	Pasquill-Gifford 式 マニュアル p.35	同左	同左 + 風向乱数計算	平均化関数の導入 3 角形近似など
z	Pasquill-Gifford 式 マニュアル p.35	同左	同左	同左 点源・面源で差など

ISCLT における平均化関数 野口 淳平氏による解説より(2.2.10)

三角形で近似して、つながりを平滑化する。



4.3 短期気象データ

短期評価は、あるひとつの気象条件での濃度分布であり、長期評価は、ある期間における濃度分布の平均を求める。

短期評価は、例えば、ある排出源から大量の化学物質が排出され、特定の風下方向でその臭気が問題になる、といった状況を評価するために使用できる。

短期気象データは、ある特定の気象条件での物質の拡散を評価するために必要である。ある時刻におけるひとつの条件、あるいは、5分、10分、60分、など短時間の一連の気象データがあるときは、それぞれの気象条件に対応する濃度を拡散式から求める。その条件(風速・気温・大気安定度等)での風下1方向の分布という表現も可能であろう。

短期気象データ

以下の項目のデータを入力する。

- ・ 識別名
- ・ 風向と風速計の高さ [m] : def 10m
- ・ 時間修正係数 : def 0.2 (前に述べた 1/5)
- ・ 評価時間 : 30分, 60分, 任意[分]
- ・ 気象データ :
 - 風向 16方位 (北 N から北北東 NNE ~ 北北西 NNW まで)
 - 風速 0.4 [m/s]未満は無風と判断
 - 無風時は、パフ式と Turner 線図による拡散幅パラメータ
 - 弱風時(0.5~0.9[m/s])は、1m/s としてブルーム式を用いる 活用術 p.27
 - 気温 []
 - 大気安定度 A,B,C,DD,DN,E,F

気象データの ~ の4項目を1単位として、複数の気象データの 입력が可能であり、1回の処理でまとめて計算・出力される。

補足

大気安定度の分類について (用語解説を参照)

大気の安定度は、化学物質の拡散を支配する重要な因子であり、拡散幅、あるいは、風速の高度補正係数が安定度に依存して変わる。

大気の安定度を表現する分類は、Pasquillのものを基本として、各種提案されている(右表)。METI-LISでは、

Pasquillの原分類から出発し、日射量を数値化したもの(日本式)を利用する。中立クラスDを、昼DDと夜DNに分けて入力するが、評価に使う際はDとしてまとめられる。

短期気象データの新規作成・編集

気象データの追加・編集

大気安定度の判定

マニュアル 表.4.1 パスキルの安定度を判定する

地上風速 U(ms ⁻¹)	日 中				夜 間 (日射量=0)
	日射量Q (単位 0.01kWm ⁻²)				
	60 < Q	30 ~ 59	15 ~ 29	1 ~ 14	
U < 2.0	A	A-B	B	D	F
2.0 ~ 2.9	A-B	B	C	D	E
3.0 ~ 3.9	B	B-C	C	D	D
4.0 ~ 5.9	C	C-D	D	D	D
6.0 < U	C	D	D	D	D

マニュアル 表 5.2

大気安定度	A	A-B	B	B-C	C	C-D	Dd	Dn	E	F	G
近似式	A		B		C		D		E	F	
METI-LIS 短期気象入力	A		B		C		DD	DN	E	F	

大気安定度のクラス分け

METI-LIS 短期気象入力	A		B		C		DD	DN	E	F	
Pasquill パスキル	A		B		C		D		E	F	
	強不安定		不安定		弱不安定		中立		安定	強安定	
日本式 + Gifford	A	A-B	B	B-C	C	C-D	Dd	Dn	E	F	G
							昼	夜			

4.4 長期気象データ

ベンゼンなどの物質に関する環境基準は、年平均値で評価されることとなっているから、年間の平均濃度を推定する必要性は大きい。

長期気象データは、ある期間における物質の拡散の平均的な挙動を評価するために必要である。

長期平均予測では、1時間を単位とするある期間(期別、1日の時間帯別)の平均濃度分布を求める。期の最大は4つ、時間帯の最大は4つ指定できる。1時間ごとの気象条件に応じて拡散式から濃度を求め、期あるいは時間帯ごとの濃度の平均を算出する。

拡散モデルによる濃度分布の計算は最長では1時間を単位として行うため、気象データは少なくとも評価対象期間全体にわたる1時間ごとの値が必要である。日本ではアメダスの気象データが利用できる。

長期気象データ

一般的には、公開されているアメダス観測年報の毎時のデータを利用するとともに、以下の項目データを入力する。

- ・ 識別名
- ・ 風向と風速計の高さ [m] : def 10m
- ・ 対象期間 : アメダス年報の年を指定する
- ・ 期間帯 : 4つまで指定できる。def = 1。日単位 [yyyy/mm/dd]で、開始日～終了日
- ・ 時間帯 : 4つまで指定できる。def = 1。分単位 [mm:ss]で1日のうちの開始時刻～終了時刻まで指定
- ・ 測定局名 : CD-ROM あるいはハードディスクのアメダスファイルから自動的に表示される局から選択する

アメダス年報から、対象期間・対象局の毎時の風向・風速・日照時間が読み込まれる。

アメダス年報における気象データの扱い

風向 : 正時前10分間の平均風向を、16方位で表している。(01:NNE, 02:NE ~ 15:NNW, 16:N) ただし、その時の平均風速が1 [m/s] 未満の場合は値を「00(静穏)」で表す。

風速 : 正時前10分間の平均風速を1 [m/s] 単位で表している。

気温 : 気温は、正時の値を0.1 単位で表している。

日照時間 : 太陽電池式日照計または回転式日照計による観測値で、0.1[時間(h)]単位で表す。

なお、2004年版アメダスデータ(2005年6月発売CD)は、それまでのものに比べて記録形式が変更されたため、METI-LIS 使用時に直接 CD-ROM から読み込むことができない。予めハードディスクに複写保存する必要がある。具体的手法は、「活用術ノート」p.30 を参照されたい。

長期気象データの入力

測定局の選択

METI-LIS に必要な気象データ風向・風速・日照時間(と降水量)を自動測定している局は、全国で約 840 か所に上る。さらに全国の気象官署 約 150 か所のデータが利用できる。

アメダスデータの読み込み

2004 年データ(2005 年発売)での注意
左ページ参照

4.5 気象データの処理

読み込まれた気象データから拡散計算式に必要な気象関連パラメータが導出される。
詳細は第6章で示すとして、基本的な流れは以下のとおりである。

- ・ 風向：
その時間の風向は 16 方位のひとつである。
- ・ 風速：
測定局高さでの風速 u_{ref} 高さ 10m での風速 u_{10} 大気安定度の決定に用いる。
別に排出源高度での風速 u を求め、拡散計算式に入力する。
- ・ 日照率：
日射量がない場合は、日照率から日射量を求める。対象の月日・地点の緯度・経度と合せて日射量に変換し、高さ 10m での風速とパスキルの大気安定度を定める(右ページの表)。
- ・ 大気安定度：
風速と日射量とからパスキルの大気安定度が決まる。

拡散濃度計算式へ

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(He-z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(He+z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

上の基本的な計算式に必要なパラメータは以下のように導かれる。

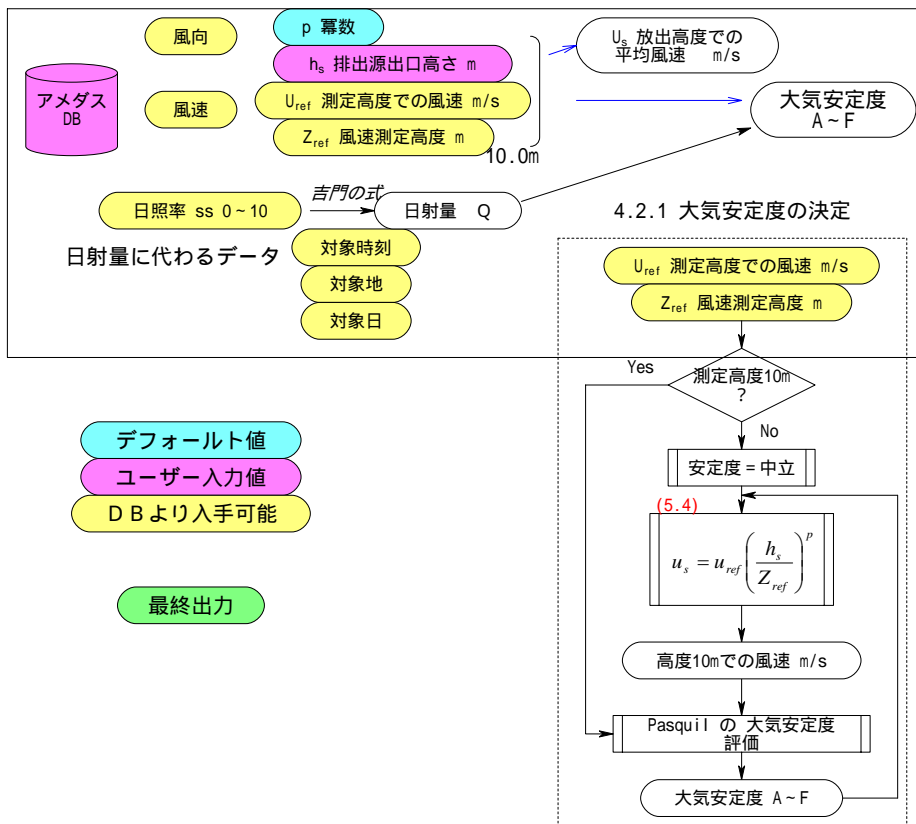
- ・ 排出量 Q は、評価対象期間における稼動パターンデータから (第3章)
- ・ 拡散幅 σ_y , σ_z は、気象データからの大気安定度と風下距離 x から Pasquill-Gifford の表 (マニュアルの表 5.3 と 5.4) で、建屋の影響がある場合は、補正される。
- ・ 排出源の高さでの風速 u は、測定高さでの風速 u_{ref} から冪乗則を用いて換算(右ページの表)
- ・ 排出源高さ z とダウンウォッシュ・浮力評価から煙源中心高さ He

建屋あるいは地形の影響は、それぞれ、拡散幅 σ_y , σ_z あるいは煙源中心高さ He の補正項として効いてくる。

気象情報の中心としての風速データ

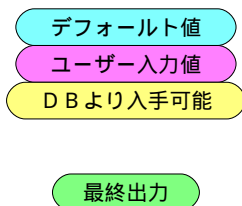
入手された気象情報データから拡散濃度計算式への入力パラメータまでの処理を眺めると、いわば舞台回しの役割として、その中心に風速データがあることがわかる。

気象データの処理



風速補正の冪乗則の p

安定度	冪 p
A	0.07
B	0.07
C	0.10
D	0.15
E	0.35
F	0.55



大気安定度の決定

地上風速 U(ms ⁻¹)	日 中				夜 間 (日射量=0)
	日射量Q (単位 0.01kWm ⁻²)				
	60 < Q	30 ~ 59	15 ~ 29	1 ~ 14	
U < 2.0	A	A-B	B	D	F
2.0 ~ 2.9	A-B	B	C	D	E
3.0 ~ 3.9	B	B-C	C	D	D
4.0 ~ 5.9	C	C-D	D	D	D
6.0 < U	C	D	D	D	D

風速の関係

測定局	測定局高さ	高さ h _{ref}	風速 U _{ref}
基準として	地上 10m	10	べき乗則で補正 U ₁₀ 大気安定度 設定へ
排出源	排出源高さ	高さ h _s	風速 U _s
		浮力・慣性力補正 h _e べき乗則で補正	u 拡散計算式へ

4.6 気象データ源

アメダスデータが利用できるといっても、その測定局の数は限られている。具体的な事業所周辺における化学物質の拡散状況を評価するには、システム使用者が独自のデータを整備することが望ましい。

一般的にはアメダスに頼ることになる。他に、気象官署データがあり、混合層高さに関しては、高層気象台データなども利用できる。これらについては、ADMER 編で解説した。米国に比べると、データの整備・利用サービス体制が不十分である。

4.7 気象データ入手の問題点

マニュアル 4.1 の記述などを参考にして、問題と思われる点を最後の横長表にまとめた。

- ・時間平均
- ・毎時の代表 10分
- ・局所代表性
- ・測定高さ 周辺の建物
- ・風向 16方位
- ・風速 0.1m/sまで アメダスより気象官署
- ・日射量 10~20km 離れていても使える
- ・日照データ
- ・夜間の安定度

いわゆる知的基盤としての公共的情報提供体制の整備が強く期待される分野であるが、ユーザーも、自主管理の精神に則り、自らに關係するデータは自分で整えることを検討すべき時期であろう。

気象データの設定

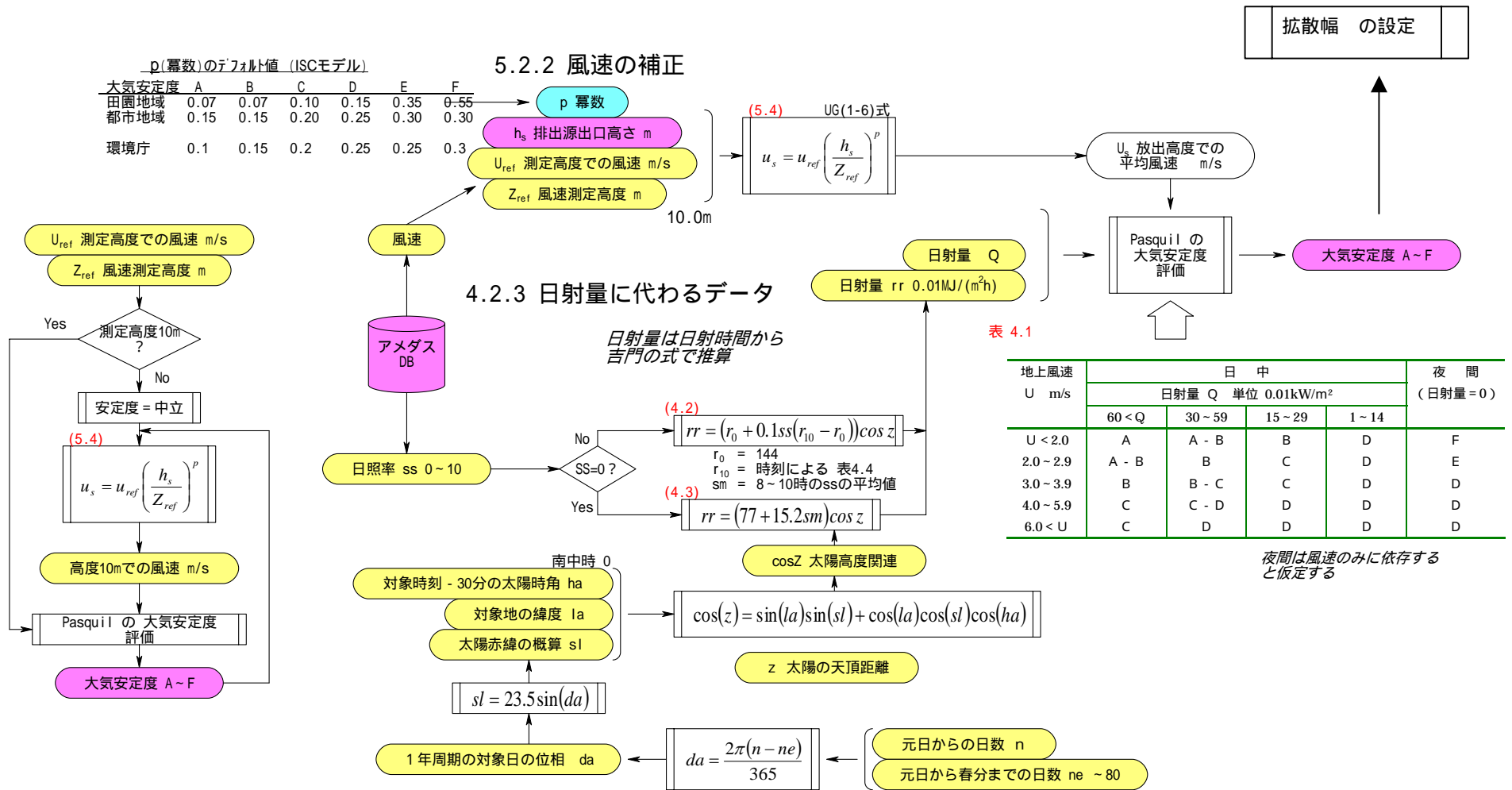
風速データの扱い どこで	なにを	望ましい	現実	対処
パスキルの大気安定度設定 u_{ref} $u_s (= u_{10})$	地上 10m 相当の風速 u_{ref} u_s	半径 5km 以内のデータ 測定の地上高さ h 6m 0.1m/s の桁まで 時間の平均値	測定高さ h_{ref} が異なる 1m/s の単位であること 1 時間のうち最後の 10 分間であること	冪乗則で補正
地上 10m 相当の風速				
拡散式 実高さでの風速 u_s その後は煙中心高さで補正	排出源出口高さ h_s のもの =排出源の実高さ p.32 STDW 修正後の実高さ h_s 浮力上昇 補正 h_e	$h > h_s$ h_s h_s h_e	測定高さが異なる	冪乗則で補正 Briggs の ST ダウンウォッシュ式 ISC と同じ CONCAWE 式による
大気安定度の判定には 10m での風速 拡散式では、排出源の実高さでの風速を用いる				

気象データの設定

気象データの現状・問題点・今後

項目	望ましくは	現実に可能なのは	どう処理するか	今後
時間代表	長期気象では1時間平均 短期気象では10分平均×6 個などのデータも扱える	毎正時10分前の平均	それで代表させる	
測定場所	評価の場(局所性) 独自データ 5km以内がよい	最寄のアメダス測定局	ADMERの方法? 10km以上は参考データとすべき	ユーザーが評価する地点で 独自にデータを整備する必要 があるのではないか
測定高度	・地上高さh 6m ・半径h内に高さ2/3h以上のビルがない ・半径10h内にh以上の建物がほとんど無い			
大気安定度	拡散評価式の定義を忠実に 反映するデータ	風速と日射量から	古い分類法 (Pasquillらの)	
夜間の大気安定度	放射計測定データ	データが少ない 雲量では無理	風速のみで	
風速 m/s	0.1m/sの桁まで	1m/s単位	気象官署 大気汚染常時監視局	
日射量	全天日射計による1時間積 算入射量 MJ/m ²	大気汚染常時監視局で若干 あり	10~20km離れたデータでも可 ・日照データから推算	

気象データ処理の全体



気象データの設定

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model
低煙源工場拡散モデル

第5章 建屋情報の設定

5.1 はじめに

5.2 建屋による影響と評価

5.3 入力するデータと影響の有無

5.4 建屋影響の処理

参考

- ・ダウンウォッシュかダウンドラフトか
- ・EPA の GEP(Good Engineering Practice)

第5章 建屋情報の設定

排出源の周辺に、ある程度以上の高さの建物が存在すると、大気の流れは乱れて拡散幅が広がる。建物データの入力から拡散式パラメータ出力までの過程を述べる。

5.1 はじめに

METI-LIS は低煙源からの排出後の拡散過程の推算精度を上げるために、源の風上風下周辺に存在する建物(以下建屋と表記する)による影響を定量的に評価することを最大の目的として開発された。

システムのユーザーが注目する周辺の建屋の空間的特性(位置と大きさ)を入力すると、あとはシステムが自動的に処理して補正された拡散パラメータを出力する。

5.2 建屋による影響と評価

化学物質の大気中の拡散は、媒体としての大気の動きにより影響される。大気の運動は、風向、あるいは風速といったパラメータで記述されるが、周辺に存在する建屋により流れが乱される。また、風下の地形(起伏)により煙源の高さと計算点の高さとの相対関係が変化して計算点が高くなる場合は、その影響を無視できない。

システムの利用に際しては、ユーザーが評価対象地域の状況から判断してピックアップし入力した建屋データから影響を及ぼす可能性のある建屋を選択する作業もシステムが自動的に行うので、ユーザーは可能性のある候補建屋をある程度広めに選択するのがよい。

大気の流れに対して構造物・あるいは物体によりもたらされる乱れは、ストリートキャニオン・ビル風・キャビティ渦といった用語で表現されるように、条件によっては物体の陰への回りこみにまで及ぶ(右ページの図)。コンピュータシミュレーションを活用した流体動力学を応用して、気象学ではかなり広く研究されている分野である。化学物質のリスク評価という観点では、作業現場での化学物質の管理手法の導入を検討する場面で LEV(Local Exhaust Ventilation 局部排気装置)の定量的効果の評価に、このような解析手法を活用すべきであろう。

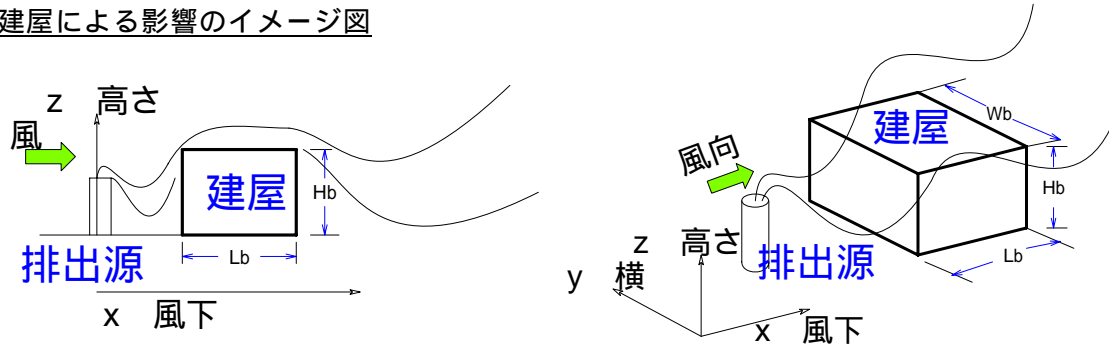
建屋影響の評価項目

基本的には ISC の評価法を出発点にして改良したモデルである。建屋がない場合からの変化を以下の観点でモデル化してシステムに組み込んでいる。

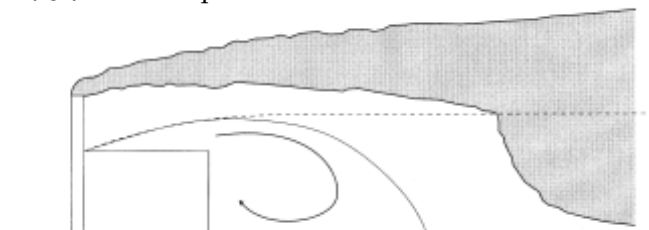
- ダウンウォッシュ(= 建屋風下の乱れへの巻き込まれ)による拡散幅 y , z の変化
- 風速の変化
- 煙源高さの変化
- 建屋に対し斜めに風が吹くときの点源位置の変化 - 仮想的位置の設定

評価するためには、「計算ケース設定」の中で、「建屋評価」を選択し、建屋情報を入力すればよい。

建屋による影響のイメージ図

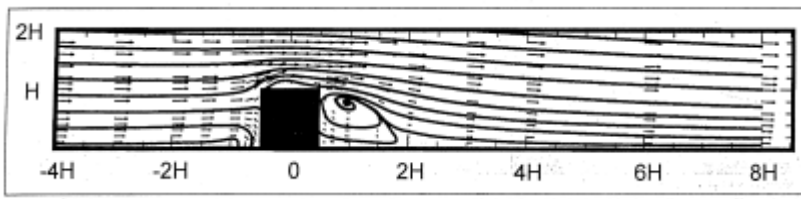


岡本(2001) p. 240 より

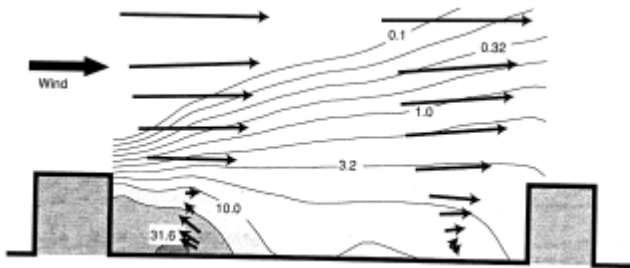


建屋による乱れ域 wake の影響

Schulman et al(2000)による ISC-PRIME 関連論文でのイメージ



松本ら(2005) による 高速道路沿道濃度分布解析論文でのイメージ



建屋評価の選択指定

計算ケース設定の中で選択する



5.3 入力するデータと影響の有無

かなり具体的に影響評価を行うが、ユーザーに求められるのは、煙源との位置関係を明確にした建屋の形状(形と高さ)を地図画像上で入力することだけである。

建屋群の入力データ

- ・ 建屋群管理名
- ・ 建屋名：

各建屋の入力データ

- ・ 建屋名
- ・ 座標： [m] 建屋の角を時計回りに 地図画像上で指定，あるいは，(x,y)座標入力
- ・ 高さ： [m]

任意の多角形で入力できるが、処理の段階で平面的には適切な長方形として取り扱われる。一つの建屋の中で高さが大きく異なる建造物は、個別の建屋として入力する。

建屋の特性を表現するパラメータ

- ・ 建屋形状：アスペクト比 W_b/H_b 幅/高さ
- ・ 建屋のタイプと個数：列か群か，列数，個数
- ・ 風向角度：建屋に直角に当たっていないとき
- ・ 煙源高さ：煙源実高さ/建屋高さ Z_s/H_b 大きいほど建屋の影響は小

考慮すべき建屋

- ・ 煙源高さによる判断：煙源高さ Z_s と建屋高さ H_b の比較
無次元化煙源高さ $Z_s/H_b > 2.5$ では ダウンウォッシュはない .パスギル-ギフォードの式そのまま風下距離における拡散幅 z と y を評価する。
 $Z_s < 2.5H_b$ (煙源高さ $< 2.5 \times$ 建屋高さ) のとき，つまり排出源が低い場合に，風洞実験の結果を活用して改良した評価式を適用する。
この場合分けは，ISCでも使われている Huber-Snyder モデル(右ページの表に概念)による。
- ・ 平面上での位置関係による判断： $3L^* \sim 10L^*$ の範囲については影響を考慮する。詳しくは次節 で記述する。

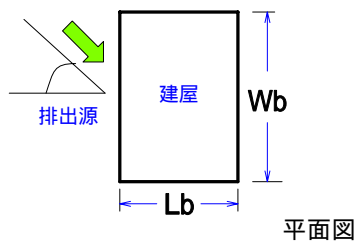
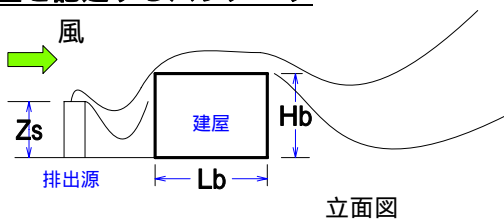
建屋列と建屋群

周辺建屋の配置を建屋の数が少ない場合(建屋列)と多い場合(建屋群)に分ける。影響の程度が異なる。

建屋列：風が吹いてくる方向に対して建屋が1つであり，風下方向については列を作る場合を考える。建屋が1棟あるいは複数の建屋が列上に並んでいるような建屋の少ない工場を想定している。

建屋群：風が吹いてくる方向に対して建屋が複数個並び，風下方向について列を作る場合を考える。排出源周辺に多数の建屋が散在しているような工場を想定している。

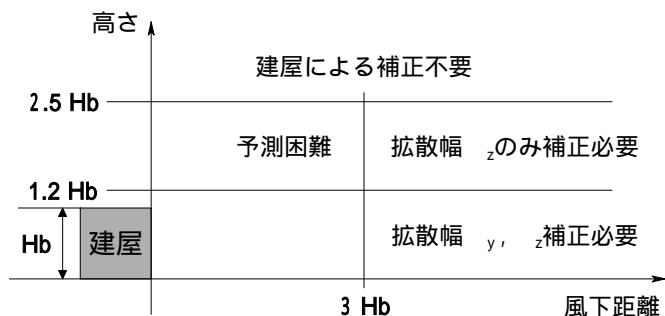
建屋を記述するパラメータ



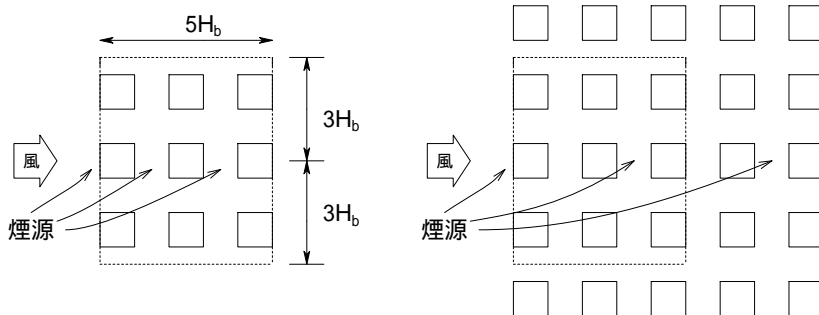
Huber & Snyder による建屋影響評価 小林(2005)の記述

高さとしては(立面図では)

平面図的には次節 に記述



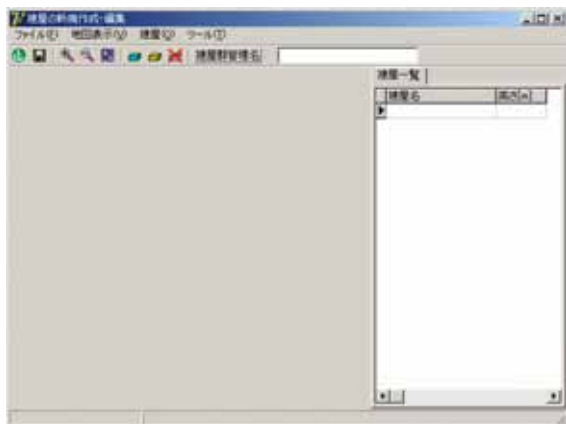
建屋列と建屋群



影響建屋(代表)の高さを H_b とすると、その建屋を含む複数の建屋グループの広さが、風下方向に $5 H_b$ 超、横方向に両側 $3 H_b$ 超の場合に建屋群とする。

建屋群の設定

複数の建屋の管理



建屋の設定

ひとつの建屋についてのプロパティ



地図画像上でもここで座標入力も可能

高さ[m]はここで入力

5.4 建屋影響の処理

評価の流れ

システムにおける処理の流れは以下のとおりである。

排出源周辺の建屋のピックアップ：

ユーザーが入力したすべての建屋につき以下を順次検討する。

建屋の直方体近似：

ユーザーが任意の多角形状で入力した建屋を長方形化し、高さ H_b 、正面幅 W_b 、奥行き L_b を導出する。現在の論理(右ページ)では、適切な近似が得られない場合が生じ得るので、一般論としては、複雑な形状を持ち、かつ直感的な判断で長方形化が可能な場合は、ユーザーの判断で長方形化して入力することが望ましい(取扱説明書 参考資料 E(1)の記述)。

影響ある建屋の決定：

煙源と建屋の距離、と $L^* = \min(H_b, W_b)$ との関係で範囲が決まる。ISC モデルを踏襲している。建屋の高さと幅のどちらか小さい値(L^*)を指標として、 $3 L^* \sim 10 L^*$ の範囲についてはダウンウォッシュを考慮した拡散パラメータを用いる。

GEP 高さの決定：

各建屋につき米国 EPA のガイドライン GEP(Good Engineering Practice)(EPA(1985))による高さを計算する。これは建屋によるダウンウォッシュの影響を受けないために必要な高さを意味する。建屋の配置が風向に対して斜めである場合は、方向の補正を行う。

(末尾の参考 も参照)

代表建屋の決定：

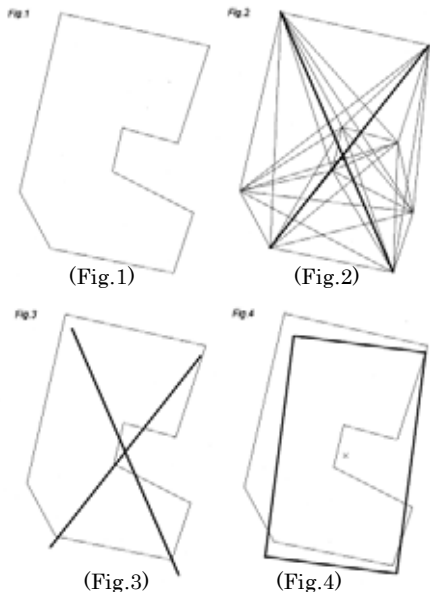
各建屋について計算された GEP 高さのうち最大の高さとなる建屋で代表させる

有効上昇高さとの比較：

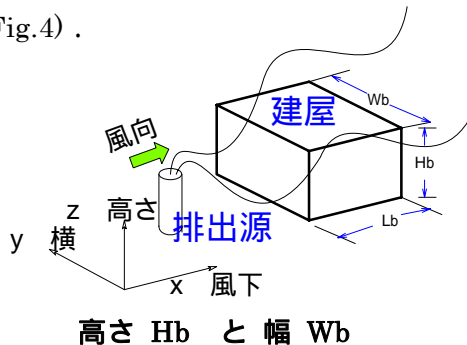
煙源高さ²と浮力²、および StackTip²ダウンウォッシュから定まる有効上昇高さ H_e (6.2.2 ,6.2.3) と GEP 高さを比較する。有効上昇高さが充分高ければ、建屋の影響はない。

建屋による影響評価

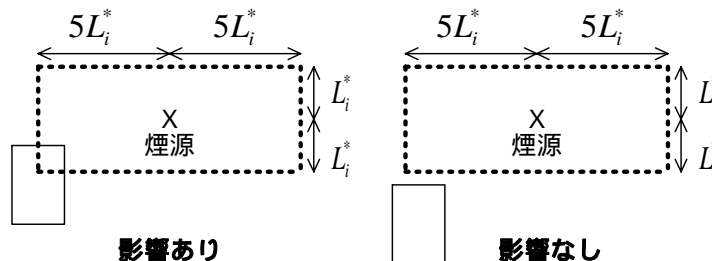
建屋の直方体近似：任意の多角形(Fig.1)を長方形化する．例えば，取扱説明書 参考資料 E 長方形化の論理



- 長方形化の論理
- ・すべての対角線を書く(Fig.2)
 - ・対角線の長さを評価し，上位2つの長さをもつ対角線(Fig.3)を選択する
 - ・任意多角形と同じ重心をもち，2つの対角線と同じ向きに伸びる等面積の長方形を作成する(Fig.4)．



影響する建屋：煙源と建屋の距離， $L^* = \min(H_b \text{ 高さ}, W_b \text{ 幅})$ との関係で範囲が決まる
 図 5.2



- ・ $3L^*$ より煙源に近い範囲については，計算対象外とする
- ・ $10L^*$ より風下側では，建屋の影響を考慮しない．パスキル - ギフォード式で算出する $10L^*$ の地点で拡散パラメータの大きさに違いが生じないように仮想点源を設定し， $10L^*$ より風下側についてはこの条件で計算を行う．詳しくは取扱説明書 5.5 節参照．

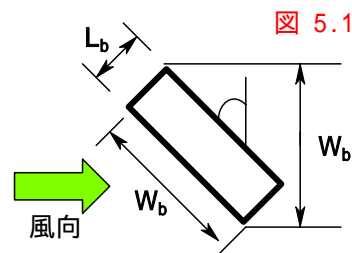
GEP Stack Height 高さの決定：GEP(Good Engineering Practice, EPA)による建屋によるダウンウォッシュの影響を受けないために必要な高さのことで，EPA が大気汚染防止のためにガイドライン EPA(1985)を発表している．

$$GEPStackHeight = H_b + 1.5 \times \min(H_b, W_b)$$

建屋が風向に対し直角でない場合は右図の W_b' で計算する．

$$W_b' = W_b \times \cos \theta + L_b \times \sin \theta$$

$$GEPStackHeight = H_b + 1.5 \times \min(H_b, W_b')$$



有効上昇高さ： $H_e > \text{GEP 高さ}$ なら ダウンウォッシュを考慮しない
 $H_e \leq \text{GEP 高さ}$ なら ダウンウォッシュを評価する

建屋列か建屋群かの判断：

建屋列(小規模塊)と建屋群(大規模塊)で拡散幅 y, z への変更を評価するモデル式(で記述)が異なる．建屋と建屋の近接関係を定量的に評価して建屋群への帰属を判定する．

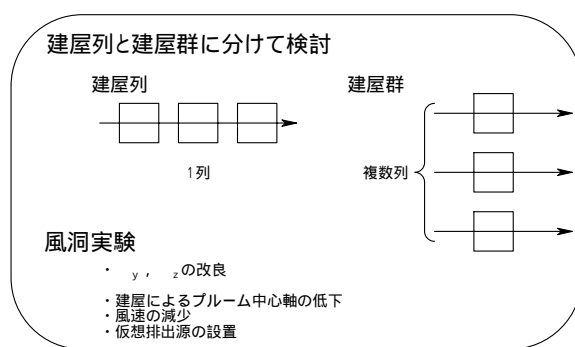
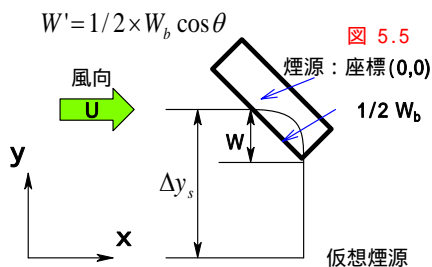
影響建屋(代表)の高さを H_b とすると，その建屋を含む複数の建屋グループの広さが，風下方向に $5 H_b$ 以上，横方向に両側 $3 H_b$ 以上の場合に建屋群とする．

建屋群については，前述の建屋の長方形化の論理と似た論理で，群全体としての幅と奥行きを決める．

モデル化：

建屋による以下の影響を推算して，拡散計算式に用いる．モデル化には，風洞実験，野外トレーザーガス拡散実験の結果を用いた(河内ら(2001))．

- ・ 拡散幅 y, z のモデル化： $Cz1, Cz2, Cy1, Cy2$ のモデル化
- ・ 風速の変化
- ・ 煙源高さの変化
- ・ 風向が建屋に対し直角ではない場合の仮想煙源位置に関するモデル化



改良のポイント

改良の観点	状況・条件	パラメータ	
拡散幅 z と y	影響ありの建屋	$Cy1, Czi$	実測値とフィッティング
煙軸高さ He		Zs He による	GEP 高さで判断
風速値 u		$u = \alpha u_s$ 係数 α	
仮想煙源位置	風向 0 斜め	移動距離 y	

建屋に関する 入力 処理 出力

入力	処理	出力
建屋群名称	そのまま	
建屋名称	複数指定可能	そのまま
高さ[m]		
座標[m]		
	直方体近似	直方体 H_b, W_b, L_b
	位置的に影響ある建屋の判定	影響ある建屋 s
	GEP 高さの決定	GEP 高さ s
	最大 GEP 高さ 代表建屋	代表 建屋 / 建屋群 高さ, 幅, 奥行き
	有効上昇高さ He との比較	ダウンウォッシュ評価の有無
	建屋列と建屋群の判別	モデル式のちがいで

建屋間の近接関係

建屋Blg 1 と建屋Blg2が近接しているとは：

$$\text{Blg}_1 \text{ と } \text{Blg}_2 \text{ の距離 } D < 0.51 \times (W_1 + W_2)$$

$$W_1 = \sqrt{\text{Blg}_1 \text{ の面積}} \quad W_2 = \sqrt{\text{Blg}_2 \text{ の面積}}$$



$D < 0.51 \times (W_1 + W_2)$ 近接している
同一の建屋群に属する：Blg₁ ~ Blg₂

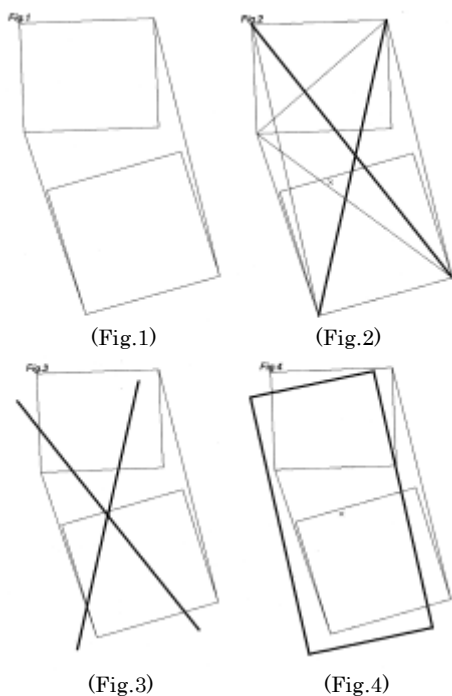
$D > 0.51 \times (W_1 + W_2)$
異なる建屋群に属する

同値律(A ~ B, B ~ C A ~ C)を満足するすべての建屋を建屋群とする。

建屋群の長方形化

建屋群(Fig.1)の幅と奥行きを決める論理

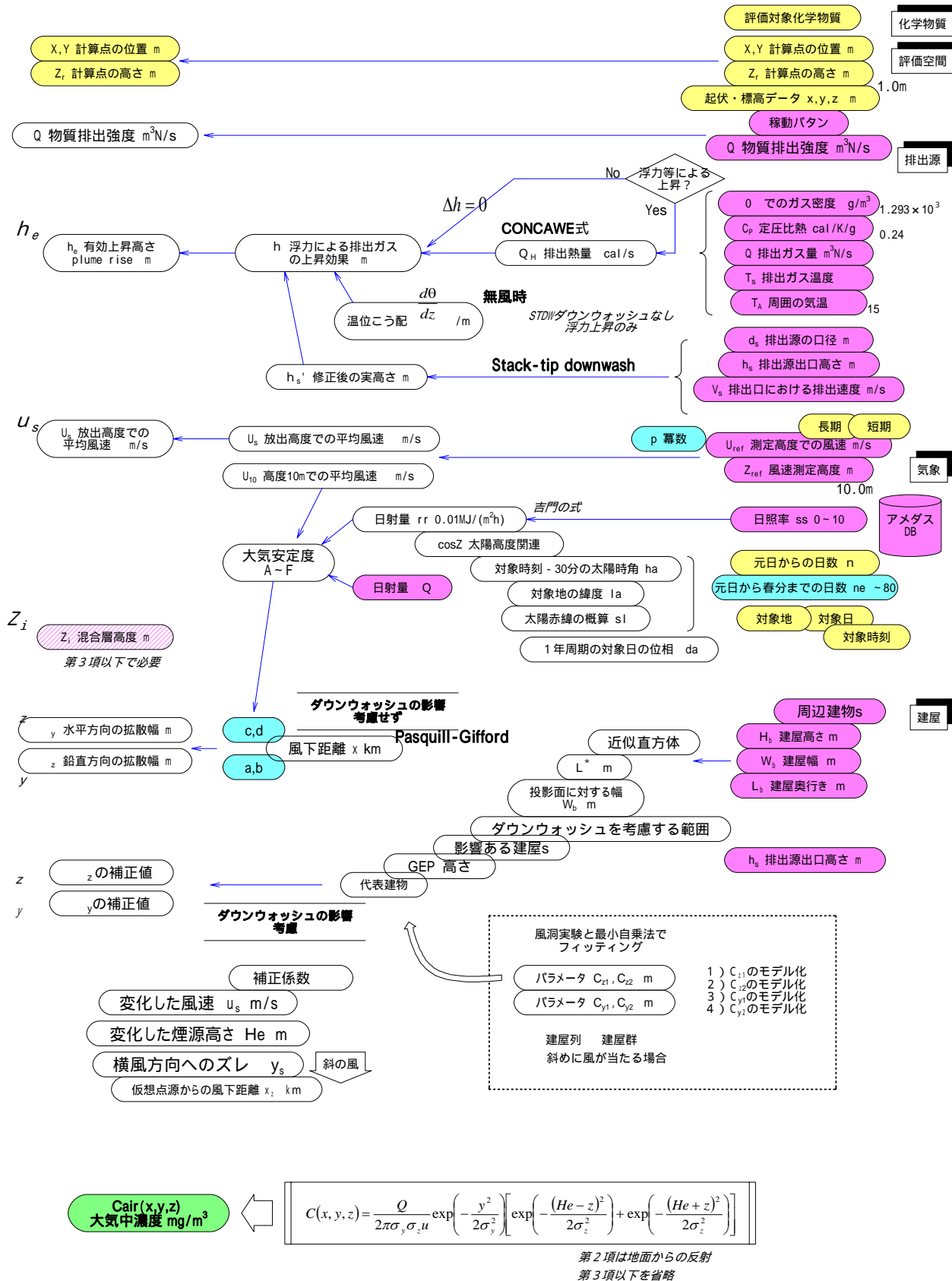
- ・ 建屋群の属するすべての建屋頂点を含む最小の凸多角形を作成する(Fig.2)
- ・ この凸多角形を先に述べた建屋の長方形化論理(Fig.3)で長方形化し、建屋群の外形とする(Fig.4)。



このスキームは現在開発段階であり、今後、変更・改良される可能性がある。

モデル化の処理

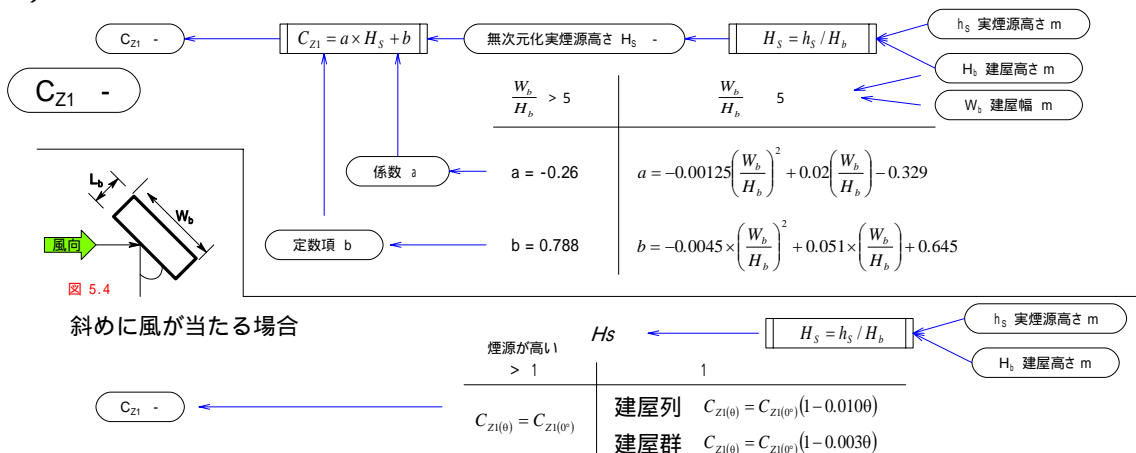
全体の流れ ユーザー入力から拡散計算式への入力パラメータまで



関東経済産業局(2001) p.57 に一覧表あり

高さ方向 Z 軸 の拡散幅補正

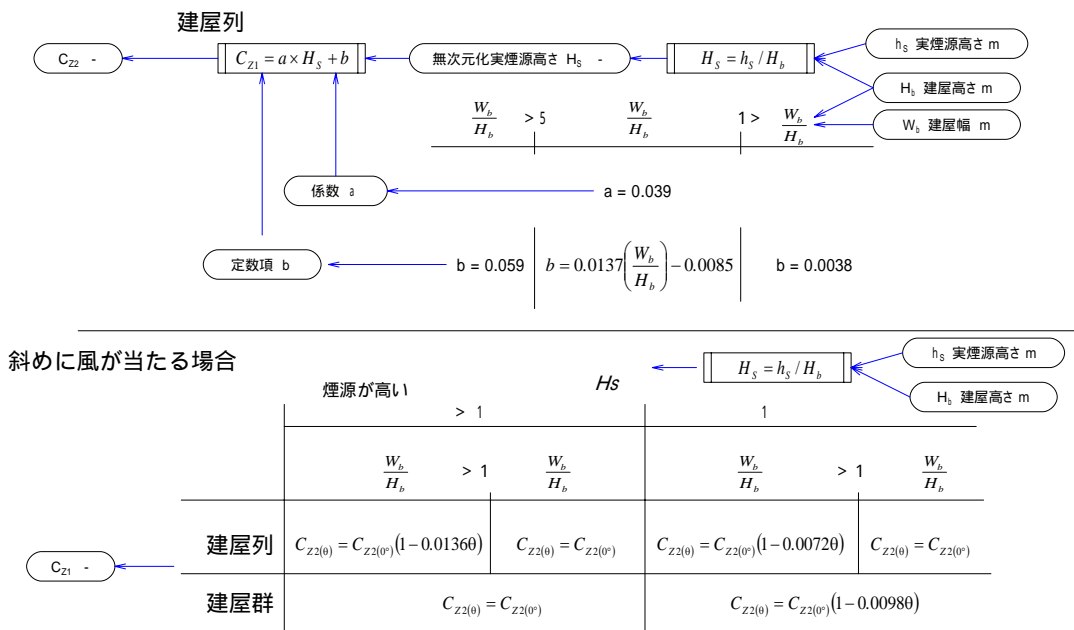
1)



C_{z2} - 建屋群 マニュアル p.42 ~ 5.5.3 2)

$C_{z2} = 0.052$

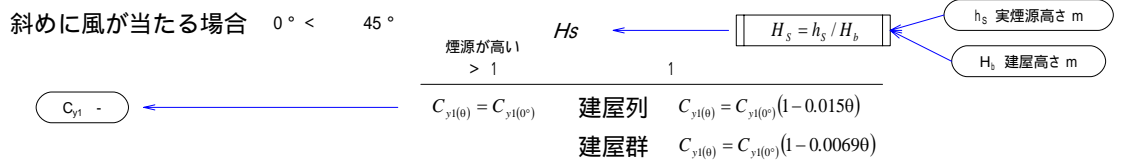
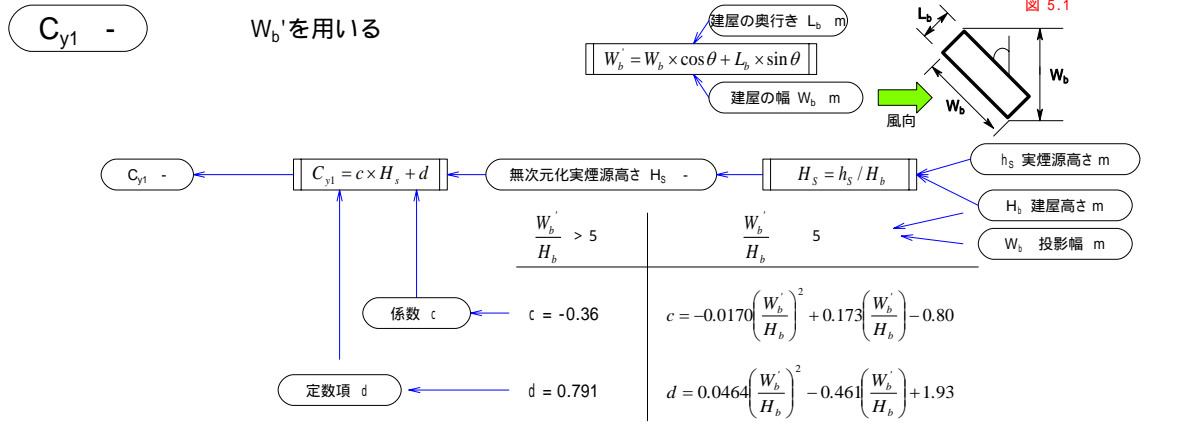
2)



建屋の設定

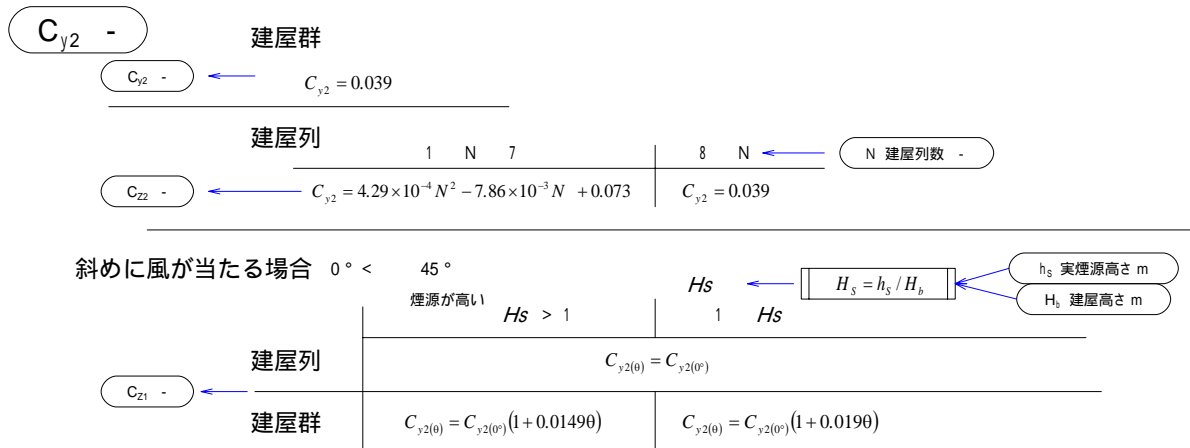
横方向 Y 軸 の拡散幅補正

3)

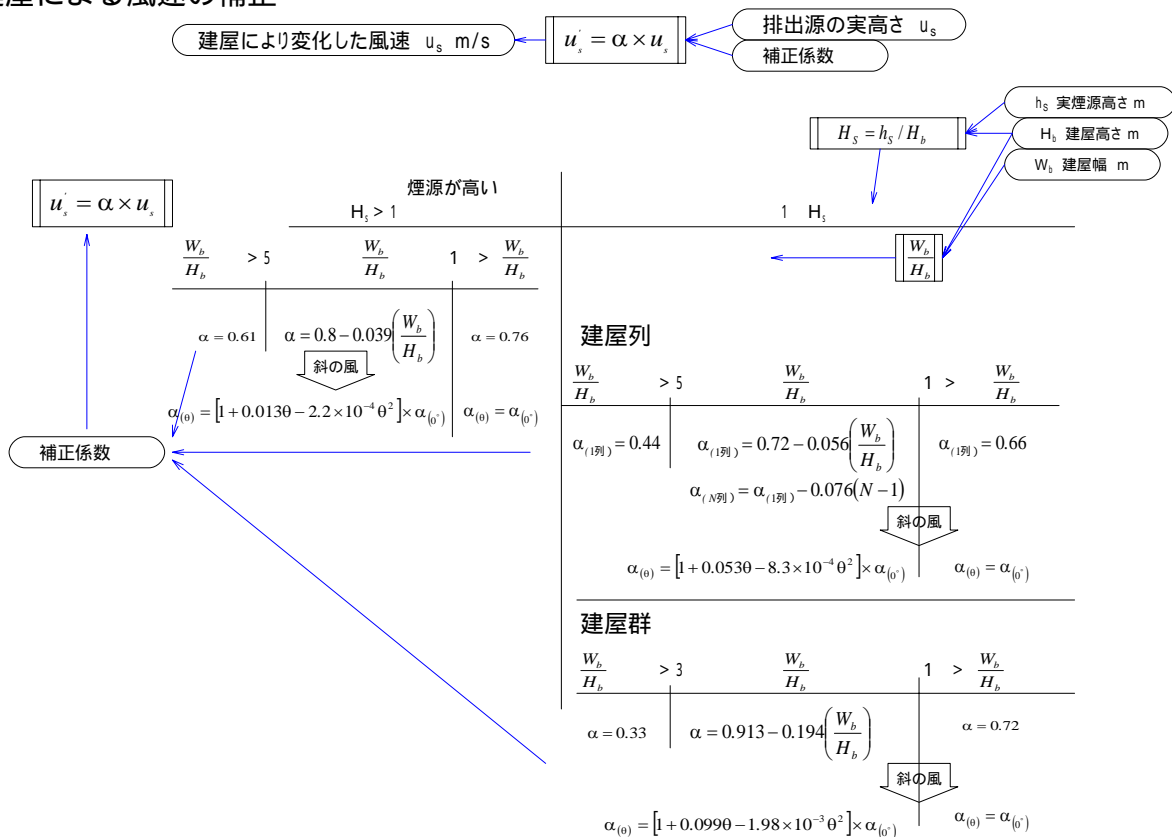


4)

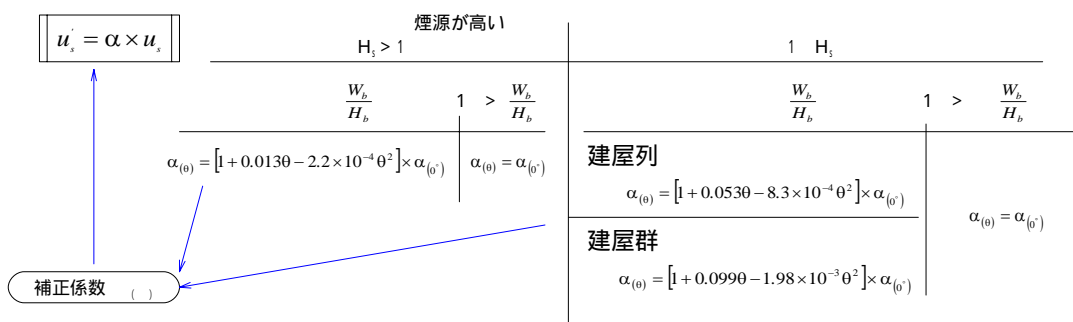
マニュアル p.44 ~ 5.5.3 4)



5) 建屋による風速の補正 補正係数の決め方



斜めに風が当たる場合 若干の修正



建屋による煙源高さの補正

h_e と h_s の関係

マニュアルp.46 ~ 6)

6)

H_s 0.5	0.5 < H_s 1	1 < H_s < 2.5
$h_e = 0$	$h_e = 0.5 h_s$	
		$\frac{W_b}{H_b} > 1$
		1 < $\frac{W_b}{H_b}$
	建屋列 $h_e = 0.56 h_s$	$h_e = 0.44 h_s$
	建屋群 $h_e = 0.67 h_s$	

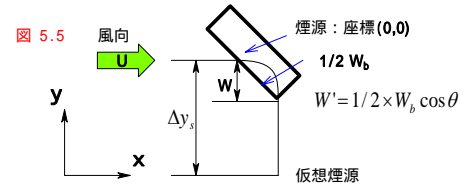
建屋の設定

仮想煙源位置のモデル化

7)

建屋による横風方向へのズレ y_s

$$W' = 1/2 \times W_b \cos \theta$$



建屋列

$\frac{W_b}{H_b} \geq 1$			$1 < \frac{W_b}{H_b}$		
煙源が高い			煙源が高い		
$H_s > 1.5$	1.5	$H_s > 1.0$	1.0	H_s	
$\frac{\Delta y_s}{W'} = 0.0$		$\frac{\Delta y_s}{W'} = -4.0 \left(\frac{h_s}{H_b} \right) + 6.0$	$\frac{\Delta y_s}{W'} = 2.0$		
			$\frac{\Delta y_s}{W'} = 0.0$	$\frac{\Delta y_s}{W'} = -3.0 \left(\frac{h_s}{H_b} \right) + 5.0$	$\frac{\Delta y_s}{W'} = 2.0$

建屋群

煙源が高い		
$H_s > 1.83$	1.83	$H_s > 1.0$
$\frac{\Delta y_s}{W'} = 0.0$		$\frac{\Delta y_s}{W'} = -3.0 \left(\frac{h_s}{H_b} \right) + 5.5$
		$\frac{\Delta y_s}{W'} = 2.5$

煙源が建屋より充分高ければ
影響がないので $y = 0.0$

参考

ダウンウォッシュかダウンドラフトか 第10章 用語集参照

歴史的には、煙突によるダウンウォッシュ down-wash、建屋によるダウンドラフト down-draught と使い分けられたようであるが、最近はともにダウンウォッシュとするのが主流のようである。敢えて区別する必要もないのかも知れない。

EPA の GEP Good Engineering Practice

ISCSTなどで標準的に使用されている。 EPA(2005)での記述

6.2.2 Good Engineering Practice Stack Height

a. The use of stack height credit in excess of Good Engineering Practice (GEP) stack height or credit resulting from any other dispersion technique is prohibited in the development of emission limitations by 40 CFR 51.118 and 40 CFR 51.164. The definitions of GEP stack height and dispersion technique are contained in 40 CFR 51.100. Methods and procedures for making the appropriate stack height calculations, determining stack height credits and an example of applying those techniques are found in several references (64 65 66 67), which provide a great deal of additional information for evaluating and describing building cavity and wake effects.

b. If stacks for new or existing major sources are found to be less than the height defined by EPA's refined formula for determining GEP height, then air quality impacts associated with cavity or wake effects due to the nearby building structures should be determined. The EPA refined formula height is defined as $H + 1.5L$ (*see* reference 66). Detailed downwash screening procedures 24 for both the cavity and wake regions should be followed. If more refined concentration estimates are required, the recommended steady-state plume dispersion model in subsection 4.2.2 contains algorithms for building wake calculations and should be used.

64 Environmental Protection Agency, 1981. Guideline for Use of Fluid Modeling to Determine Good Engineering Practice (GEP) Stack Height. Publication No. EPA-450/4-81-003. Office of Air Quality Planning & Standards, Research Triangle Park, NC. (NTIS No. PB 82-145327)

65 Lawson, Jr., R.E. and W.H. Snyder, 1983. Determination of Good Engineering Practice Stack Height: A Demonstration Study for a Power Plant. Publication No. EPA-600/3-83-024. Office of Research & Development, Research Triangle Park, NC. (NTIS No. PB 83-207407)

66 Environmental Protection Agency, 1985. Guideline for Determination of Good Engineering Practice Stack Height (Technical Support Document for the Stack Height Regulations), Revised. Publication No. EPA-450/4-80-023R. Office of Air Quality Planning & Standards, Research Triangle Park, NC. (NTIS No. PB 85-225241)

67 Snyder, W.H. and R.E. Lawson, Jr., 1985. Fluid Modeling Demonstration of Good Engineering-Practice Stack Height in Complex Terrain. Publication No. EPA-600/3-85-022. Office of Research & Development, Research Triangle Park, NC. (NTIS No. PB 85-203107)

建屋の設定

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model
低煙源工場拡散モデル

第6章 濃度・沈着量の計算

第5章までは 設定 = 入力 + 処理の考え方 計算は6章で解説する 結果の表示は7章

- 6.1 はじめに - 計算式の基本
- 6.2 排出源解析
 - 6.2.1 排出量 Q
 - 6.2.2 スタックチップダウンウォッシュ(stack-tip downwash)
 - 6.2.3 浮力による上昇
- 6.3 気象情報処理
 - 6.3.1 処理の流れ
 - 6.3.2 重要なパラメータ
 - 6.3.3 風速変換と日射量変換
- 6.4 建屋情報処理
 - 6.4.1 建屋による影響の種類と評価の流れ
 - 6.4.2 処理の各ステップ
- 6.5 乾性沈着モデル
 - 6.5.1 重力沈降式
 - 6.5.2 濃度計算式
- 6.6 線源計算オプション
 - 6.6.1 拡散幅パラメータの初期値
 - 6.6.2 拡散計算式
- 6.7 その他の計算処理に関する問題
 - 6.7.1 地形の影響の評価 - 標高データによる
 - 6.7.2 乱数計算 - 風向平均化

表 METI-LIS 評価に関する要注意項目一覧
図 計算処理の基本的流れ

第6章 濃度・沈着量の計算

METI-LIS は低煙源から排出される化学物質の大気中濃度と乾性沈着量を推算する．ここでは，計算に関する諸問題を解説する．計算処理全体の基本的な関係を章末の図に示す．

6.1 はじめに - 計算式の基本

計算式は比較的簡単なガウス型ブルームモデルである．排出源から，運動量・風速・温度・浮力などのバランスによって高さを変えつつ風に流されて風下方向に移動するが，空気流の乱れによって上下左右方向に広がる(右図)．その分散の状況がガウス関数で記述される(右の式)．

評価対象の具体的なシナリオによって設定される空間・時間的枠組みの中で，これまでの各章で記述してきたいくつかのパラメータを用いれば，3次元空間における化学物質濃度が得られる．

一般のガス状物質に対しては，

- ・排出量 Q ：時間によって変化する量も評価できる
- ・拡散幅：横方向 y ・縦方向 z は風下距離 x の関数である
- ・有効上昇高度 H_e ：煙源の排出速度，温度差による浮力などで決まる
- ・その高度での風速 u ：風速を測定した高度の風速との差を補正する

を得て，右ページの式(1)に代入すれば，空間の点 (x,y,z) における濃度 $C(x,y,z)$ が出力される．

これらのパラメータは，第3～5章で詳しく解説したように，

- ・排出源の具体的条件：煙突の高さ・太さ，排出ガスの温度・速度，気温，風向・風速
- ・評価期間における気象変動：短期的なひとつの条件か，長い期間での平均濃度か
- ・周辺の建屋の影響：排出源の位置・高さに近い建屋

によって，複雑に変化する．

粒子状物質の乾性沈着を含む濃度評価には，上のパラメータに追加して，

- ・抵抗補正係数 $*$ ：粒子の沈降に対する抵抗の程度．速度粒子の形状により変化する
- を入力すれば，同じように濃度 $C(x,y,z)$ が出力される．右ページ式(2)．

計算点

計算式における座標 (x,y,z) によって，注目する空間点を指示する．

x,y は，平面状の点を示す．規則的なグリッドの点，あるいは，任意の点を設定できる．

z は，各点の地面からの高さを示す．ふつうは，ヒトの呼吸する高さ = 1.5m とすることが多いが，鉛直方向の濃度分布が意味をもつ場合は高さを変更して計算し，検討する．

計算時間

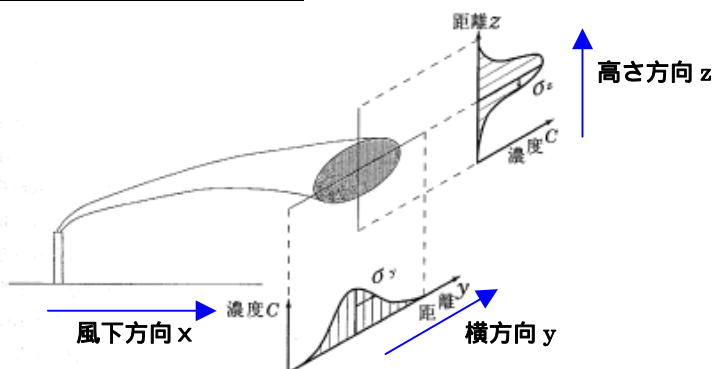
短期評価は，ひとつの条件(風向・風速・気温など)下で，ある量の化学物質を連続的に排出しているシナリオでの定常濃度である．

長期評価は，年間あるいは指定期間において，1時間単位で気象条件と排出量が変化するというシナリオである．各1時間内では，短期評価と同じような定常濃度が得られるとする．期間内の毎時の条件で濃度を算出し，最後にその期間での平均濃度を求める．

それぞれのパラメータを導出するために入力すべきデータについては，これまでの各章で述べてきた．以下で，計算処理に注目してその過程を述べる．

ガウス型ブルームのイメージ図

岡本(2001)の記述



拡散濃度計算式

一般のガス状物質

関連パラメータは次節以下で解説する

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(He-z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(He+z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (1)$$

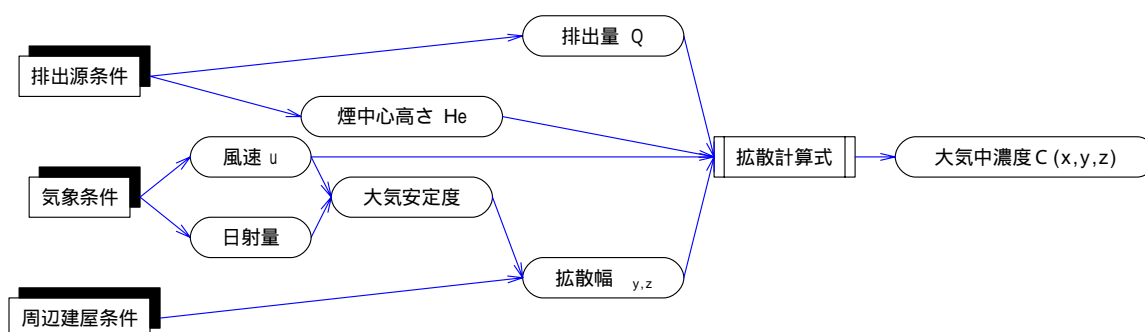
粒子状物質 乾性沈着を含む

関連パラメータは 6.5.2 で解説する

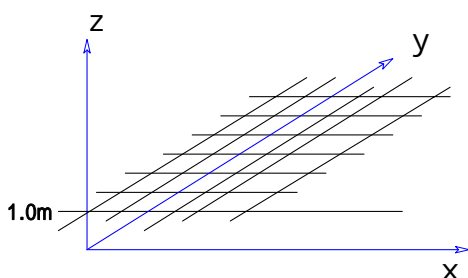
$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(He-V_s x/u-z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \alpha(x) \exp\left(-\frac{(He-V_s x/u+z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (2)$$

$$\alpha(x) = 1 - \frac{2V_d}{V_s + V_d + (uHe - V_s x) / \sigma_z \times (d\sigma_z / dx)}$$

拡散濃度計算の基本的な関係



計算点のイメージ



グリッド点 における濃度評価点を
計算点(x, y, z = 1.0)と呼ぶ
の例では, 高さ 1.0m

6.2 排出源解析

METI-LIS が評価の対象とするのは、従来の SO_2 , NO_x のように周辺の建屋より高い煙突から他の大量の排ガス成分とともに放出されるものではなく、建物レベルの高さから少量が排出される低煙源・低浮力の場合である。この場合の物質の拡散は、周辺の建屋から発生する渦の影響を強く受け、ダウンドラフトあるいはダウンウォッシュと一般的に呼ばれる現象に支配される。この建屋の影響を評価できる点が METI-LIS の特徴である。

排出源のタイプ

排出源としては、2つのタイプを評価できる。

- ・点源：工場における煙突のイメージである。複数の点源を同時に設定でき、条件はそれぞれ個別に設定する。
- ・線源：幹線道路を通過する自動車などの移動体からの排出ガスを想定する。線の連なりとして、あるいは、点源の連なりとして設定する。

必要なデータ

排出源としては、以下の点を解析し必要なデータを入手して入力する必要がある。

- ・排出量 Q ：
- ・排出源の高さ h_s ・排出温度・煙突口径・排出速度：周囲の条件とともに、有効排出源高さ H_e を導く。

$$H_e = h_s' + h$$

慣性(排出ガスの速度)による上昇+煙突によるダウンウォッシュ(巻き込み) h_s h_s'
浮力による上昇 CONCAWE 式による h

6.2.1 排出量 Q

第3章で述べた。

長期的な排出量 m^3/h は、排出源の時期的な稼動パターンに応じて設定できる。

月別・1時間ごとの時刻別のマトリックス表に、最高時を 100 とした稼動パターンを設定することにより、時期的な排出量の変化を設定できる。量が具体的にどう変化するかは、ユーザーが調査して決めるしかない。

短期的な評価では、その排出量はひとつのデータである。

6.2.2 スタックチップダウンウォッシュ(stack-tip downwash)

煙突からの排出速度が風速に比べて小さい場合には、煙突の風下に渦が発生し空気が巻き込まれて下降することがある。これをダウンウォッシュ stack-tip downwash と呼ぶ。

ISC モデルでは Briggs らによって提唱された方法を用いており、METI-LIS でも、その方法をそのまま採用する。

煙突からの排出速度 $[\text{m}/\text{s}]$ は、煙突の口径 $[\text{m}]$ や排出ガス量 $[\text{m}^3/\text{s}]$ などから得られる。他に、煙突高さにおける風速 $[\text{m}/\text{s}]$ も必要であり、観測高さにおける風速から冪乗則で換算できる。

6.2.3 浮力による上昇

排出ガスが周囲の気温より高温である場合には、CONCAWE 式を利用して上昇分 h を求める。

6.3 気象情報処理

METI-LIS の実行に必要な気象データについては第 4 章で述べた。ここでは入力された気象データから拡散計算式に必要な気象関連パラメータが導出される過程を解説する。

6.3.1 処理の流れ

基本的な流れを右図に示す。拡散計算式に入力されるのは、風速と拡散幅である。

風速は地上高さに依存して変化するので必要に応じて補正する。

拡散幅の設定には大気安定度を定める必要があり、そのためには日射量が要求されるが、日射量の入手は困難なので、日照時間から変換する。

リスク評価に用いる気象条件として、発生源と周囲との関係から、風向がどう変化するかが重要であることは言うまでもない。

これらのデータは、アメダスデータベースから入手できる。

6.3.2 重要なパラメータ

・風向

その時間の風向は 16 方位（北 N から北北東 NNE～北北西 NNW まで）のひとつで表現される。

短期気象データによる濃度計算では、その特定の風向ひとつを対象にすればよい。

長期気象データによる濃度計算では、対象期間中の毎時データに基づいて順次解析・計算し、それぞれの結果を合計して期間平均を求める。最終的な 2 次元濃度分布には、その期間の風向分布が反映される。化学物質の排出源周辺への濃度分布を解析するには、その場所の風向分布を、いわゆる風配図(Wind rose)等でわかりやすく表示し、その特性を把握しておく必要がある。

・風速

測定局高さでの風速 u_{ref} 高さ 10m での風速 u_{10} 大気安定度の決定に用いる。

別に排出源高度での風速 u を求め、拡散計算式に入力する。

測定局高さ、10m 高さ、排出源高さ等の異なる高さでの風速は、冪乗則で外挿する。

・日照率

大気安定度の判定には、日射量のデータが必要であるが、その入手は簡単ではない。日射量のデータがない場合は、日照率から日射量を求める。評価対象の月日・地点の緯度・経度と合わせて日照率を日射量に変換する手法については項を改めて解説する。

高さ 10m での風速と組合せてパスキルの大気安定度を定める(右ページの表)。

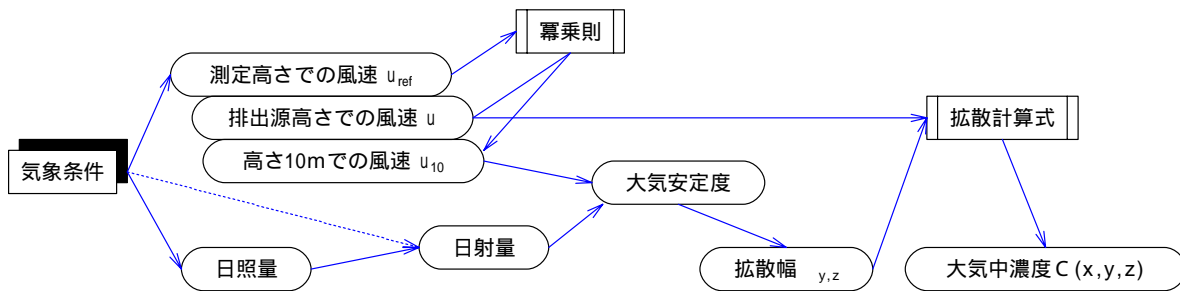
・その他関連パラメータ

建屋の影響が無い場合の拡散幅 σ_y , σ_z は、大気安定度と風下距離 x から Pasquill-Gifford の表(マニュアルの表 5.3 と 5.4)で設定する。

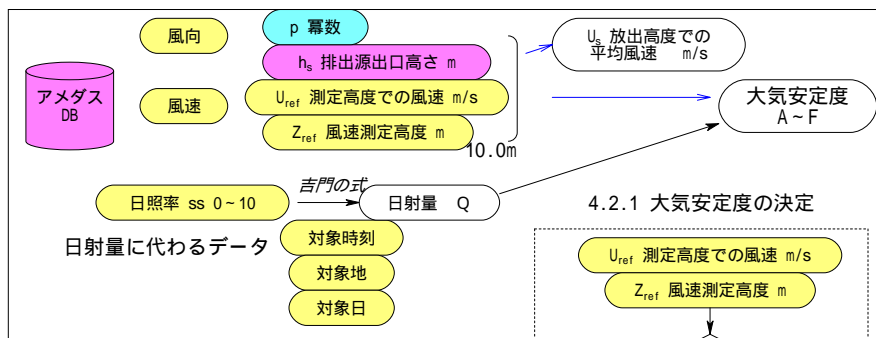
煙源の高さでの風速 u は、測定高さでの風速 u_{ref} から冪乗則で換算する。

建屋あるいは地形の影響は、それぞれ、拡散幅 σ_y , σ_z あるいは煙源中心高さ H_e の補正項として効いてくる(次節で解説)。

気象情報から拡散計算式への基本的な関係

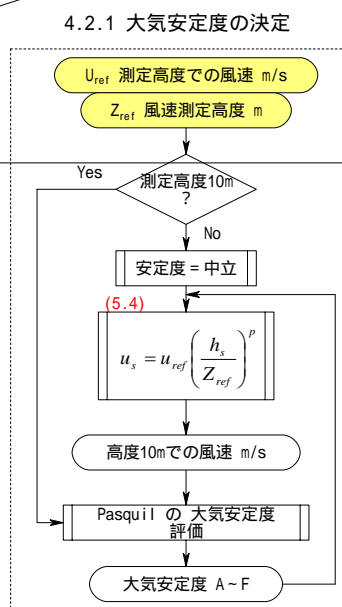
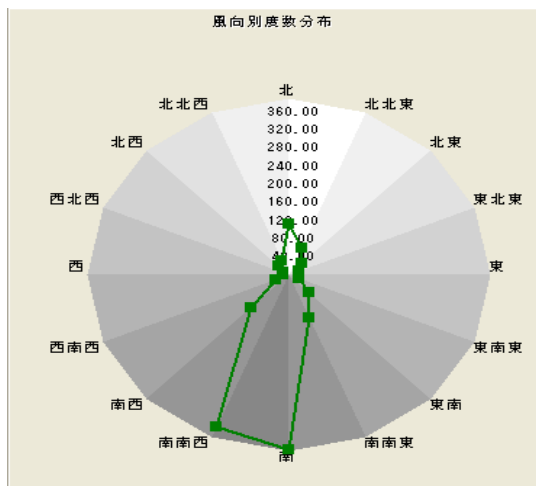


気象データの処理



風配図の例

辻堂 7~8月 昼間



- デフォルト値
- ユーザー入力値
- DBより入手可能
- 最終出力

大気安定度の判定表

地上風速 U(ms ⁻¹)	日 中				夜 間 (日射量=0)
	日射量Q (単位 0.01kWm ⁻²)				
	60 < Q	30 ~ 59	15 ~ 29	1 ~ 14	
U < 2.0	A	A-B	B	D	F
2.0 ~ 2.9	A-B	B	C	D	E
3.0 ~ 3.9	B	B-C	C	D	D
4.0 ~ 5.9	C	C-D	D	D	D
6.0 < U	C	D	D	D	D

6.3.3 風速変換と日射量変換

気象情報の中心としての風速データ

入手された気象情報データから拡散濃度計算式への入力パラメータまでの処理を眺めると、いわば舞台回しの役割として、その中心に風速データがあることがわかる。

測定局地上高さ h_{ref} u_{ref} 測定局によって高さが異なる

例：つくば 20.4m，東京(大手町気象庁) 74.5m

地上 10m 10 u_{10} パスキルの安定度は高さ 10m での風速を基準に決められる

排出源高さ h_s u_s ダウンウォッシュと浮力上昇の有無により

h_s 煙源高さ h_s' h_e 有効上昇高さ と変化する。

注) 大気安定度の判定には高さ10mでの風速データが必要である。入手した風速データの測定高度がこれと大きく異なる場合は冪乗則を用いて10m相当に補正する必要がある。しかし、その補正係数(べき指数)が安定度に依存するため、一度で決定することはできない。そこで、まず安定度中立に対応する補正係数を用いて10m相当の風速に変換し、これを用いて安定度を判定する。安定度が決まったら、再度その安定度に対応する補正係数を用いて10m相当の風速に変換する、この繰り返しは回数を増すほど近似精度が上がることになるが、極端な高度差の場合を除き繰り返しは省略できる。 マニュアル4.2.1より

日照量から日射量への変換

パスキルの大気安定度の判定には日射量に関する情報が必要である。

当初のパスキルの分類では、イングランドにおける「真夏」と「真冬」の「真昼」の日射に相当する日射の強さを「強」、「弱」とし中間を「並」とする定性的な判定を用いていた。日本式に改良されたときに、日射量 $\text{cal}/(\text{cm}^2 \cdot \text{h})$ として、50, 49~25, 24 の定量的な尺度が導入されたが、数値データの入手は簡単ではない。

全国で800か所のアメダス測定局では日射量を測定していないが、日照時間は毎正時前1時間における日照時間として、0.1時間単位[h]で報告されている。このデータから日射量に変換する方式がいくつか提案されているが、METI-LISは、吉門(1990)の方式を採用している。

必要な情報

単位面積あたりの日射量とするには、

- ・ その時間における日照率 ss 0~10
- ・ 太陽高度
 - ・ ・ 対象の地点 緯度・経度
 - ・ ・ 月日
 - ・ ・ 時刻

が必要であるが、これらはアメダスファイルから入手できる。

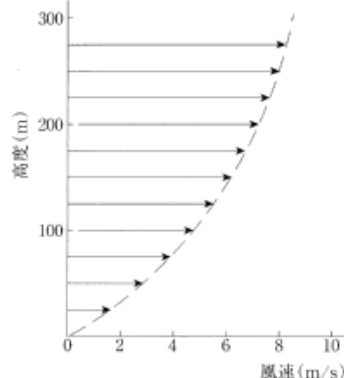
風速補正の冪乗則の p の値

安定度	冪 p
A	0.07
B	0.07
C	0.10
D	0.15
E	0.35
F	0.55

$$u_s = u_{ref} \left(\frac{h_s}{Z_{ref}} \right)^p$$

u_s 高度 h_s での風速
 u_{ref} 測定高度 Z_{ref} での風速

岡本(2001) p . 28 の図



日照量から日射量への変換の流れ

マニュアル 4.2.2 ~

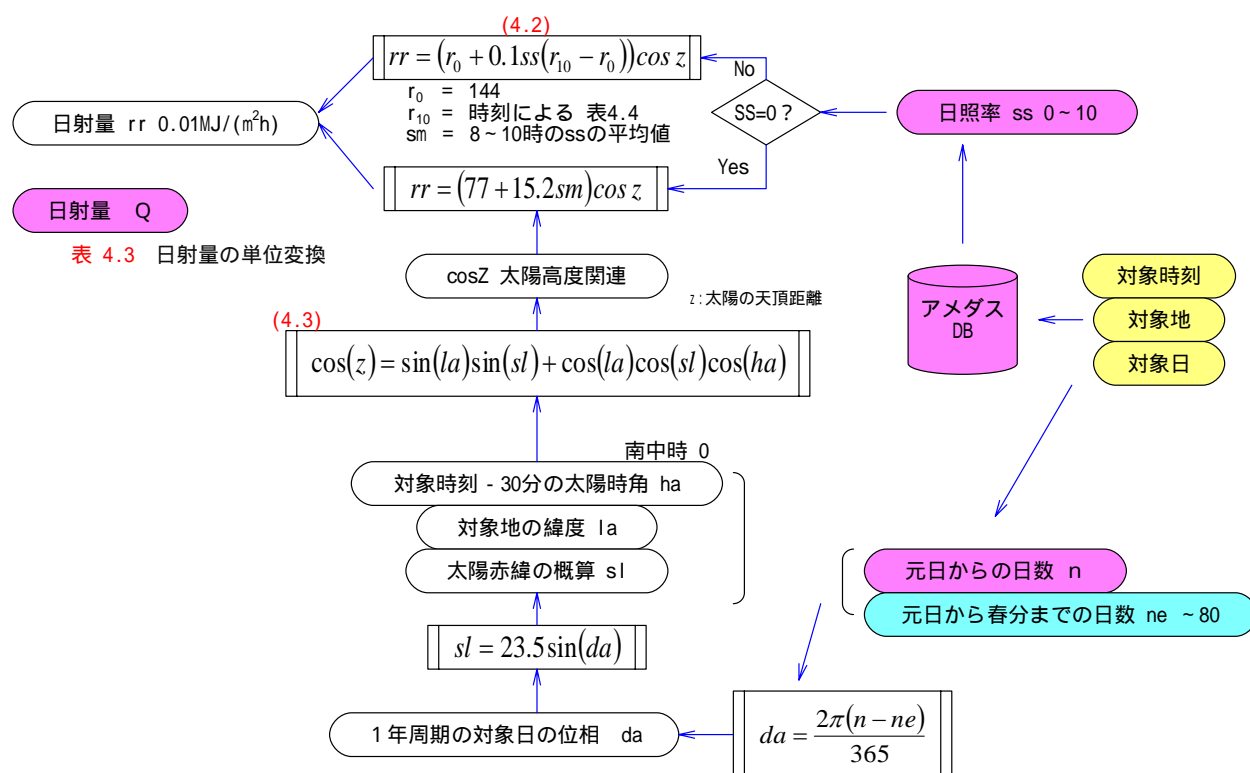


表 4.3 日射量の単位変換

日射量の単位と数値

cal/(cm ² · h)	W/m ²	MJ/(m ² · h)
12.5	145	0.52
25	290	1.05
50	580	2.1

日照率10相当の垂直面日射量r10の特別値

(単位0.01MJ/(m² · h))

マニュアル 表4.4

時刻	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
r10	270	320	340	351	351	351	351	351	330	300	260	220

6.4 建屋情報処理

排出源の周辺(風上あるいは風下)に、ある程度の高さをもつ建物(ここでは建屋と呼ぶ)が近接して存在すると、いわゆる building downwash 現象により大気の動きに影響が及び、一般には巻き込みにより煙源の中心高さが低下し、地上濃度の増大がもたらされる。

煙源高さ h_s が 建屋高さ H_b の 2.5 倍以上あれば($h_s \geq 2.5 \times H_b$)、建屋の影響はないと判断する。

6.4.1 建屋による影響の種類と評価の流れ

周辺建屋の物質拡散計算式への影響は、主として以下の4点による変化である。

- ・ダウンウォッシュ(=建屋風下の乱れへの巻き込まれ)による**拡散幅** y , z の変化
- ・**風速**の変化
- ・**煙源高さ**の変化
- ・建屋に対し斜めに風が吹くときの**点源位置**の変化 - 仮想的位置の設定

処理の流れは、次のようなものである。「METI-LIS モデルの運用方法」と表現されている。

排出源周辺の建屋につき、以下の項目を順次検討する(~ まで)

建屋の直方体近似：任意の多角形から

影響ある建屋の決定：排出源との位置関係

GEP 高さの決定：影響のある建屋高さ(GEP：EPA の Good Engineering Practice の考え方)

代表建物の決定：GEP 高さから

有効上昇高さとの比較：影響を及ぼすか否かの判定

建屋列か建屋群かの判断：適用する評価式が異なる

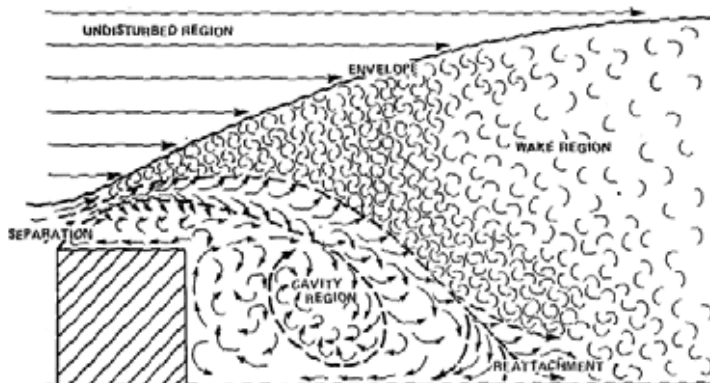
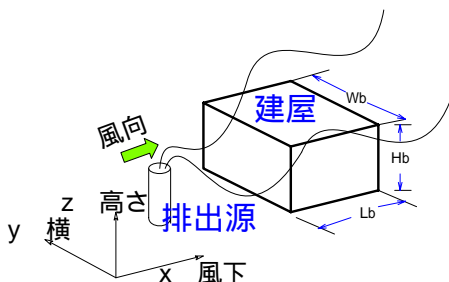
モデル化：拡散幅・風速・煙源高さ・煙源位置の建屋による変化の定量的表現

建屋に関する 入力 処理 出力

入力	処理	出力
建屋群名称	そのまま	
建屋名称	複数指定可能	そのまま
高さ[m]	建屋の高さ	H_b
座標[m]	形状に応じて形状頂点の座標(x,y)	
	直方体近似(単純化)	直方体 H_b, W_b, L_b
	位置的に影響ある建屋の判定	影響ある建屋 s
	GEP 高さの決定	GEP 高さ s
	最大 GEP 高さ 代表建屋	代表 建屋 / 建屋群 高さ, 幅, 奥行き
	有効上昇高さ h_e との比較	建屋ダウンウォッシュ評価の有無
	建屋列と建屋群の判別	モデル式のちがい
	モデル化	各種パラメータの値

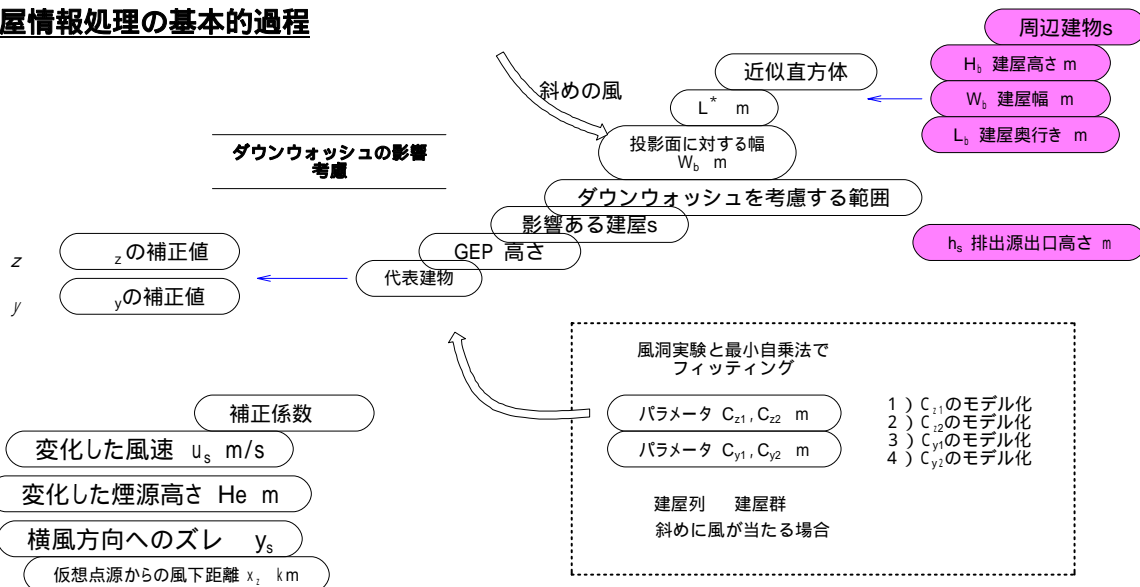
建屋による影響のイメージ図

EPA(1985) p.10 より



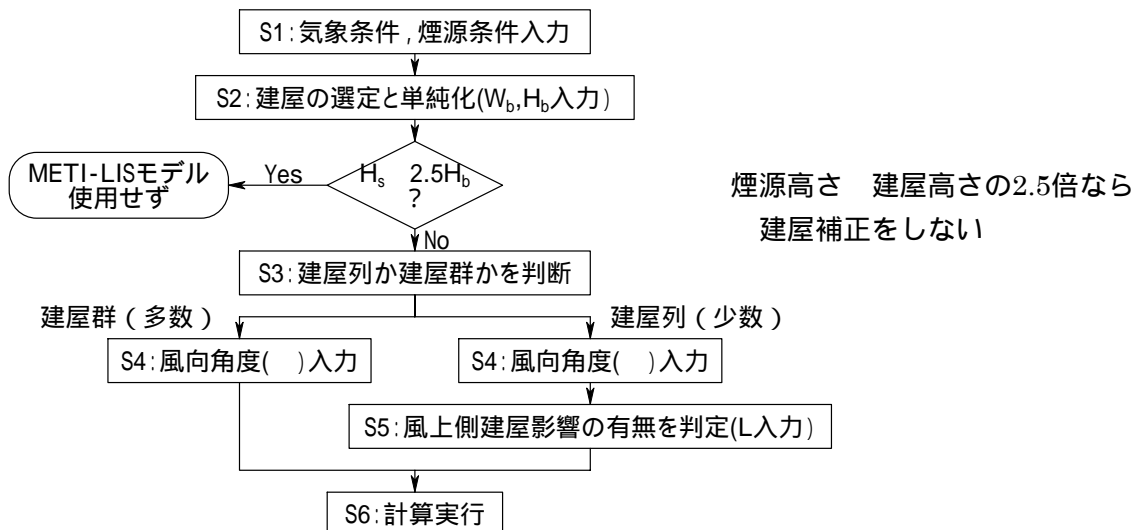
建屋の高さ H_b と 幅 W_b と 奥行き L_b

建屋情報処理の基本的過程



METI-LIS モデルの運用

関東経済産業局(2001)総合報告書 p.61 による



6.4.2 処理の各ステップ

排出源周辺の建物のピックアップ：

ユーザーが入力したすべての建屋につき以下の から を順次検討する。

建屋の直方体近似：

ユーザーが任意の多角形として入力した建屋を長方形化し、高さ H_b 、正面幅 W_b 、奥行き L_b を導出する。

長方形化の論理 右ページの図

- ・すべての対角線を書く (Fig.2)
- ・対角線の長さを評価し、上位 2 つの長さをもつ対角線 (Fig.3) を選択する
- ・任意多角形と同じ重心をもち、2 つの対角線と同じ向きに伸びる等面積の長方形を作成する (Fig. 4)

影響ある建屋の決定：

煙源と建屋の距離、と建屋の $L^* = \min(H_b, W_b)$ との関係で範囲が決まる。

- ・ $3L^*$ より煙源に近い範囲については、濃度計算の対象外とする。
- ・ $10L^*$ より風下側では、建屋の影響を考慮しない。拡散幅は Pasquill - Gifford 式で算出する。
 $10L^*$ の地点で拡散パラメータの大きさに違いが生じないように仮想点源を設定し、 $10L^*$ より風下側についてはこの条件で計算を行う。詳しくは取扱説明書 5.5 節参照。

GEP 高さの決定：

各建屋につき米国 EPA のガイドラインによる GEP 高さを計算する。

GEP (Good Engineering Practice) は、EPA が大気汚染防止の規制の中で使用するガイドラインであり、周辺の建屋の影響を受けて地上濃度が高くなることを避けるためには、煙突高さをいくらにすべきかをガイドする (EPA(1985))。

$$GEPStackHeight = H_b + 1.5 \times \min(H_b, W_b)$$

で決まる煙突の高さがあれば、ダウンウォッシュの影響を受けないだろうと判断する。

ガイドには、既存の煙突の評価判定、周辺の地形の影響の考え方も記述されている。

GEP 高さの定義： その stack 近辺において、source 源自身・nearby structures 近隣の建屋・あるいは nearby terrain obstacles 地形の障害による、downwash ダウンウォッシュ、eddies 渦、wakes 残跡による濃度の上昇を、もたらさないために必要な stack の高さ

代表建物の決定：

各建屋について計算された GEP 高さのうち最大の高さとなる建屋を代表として選ぶ。

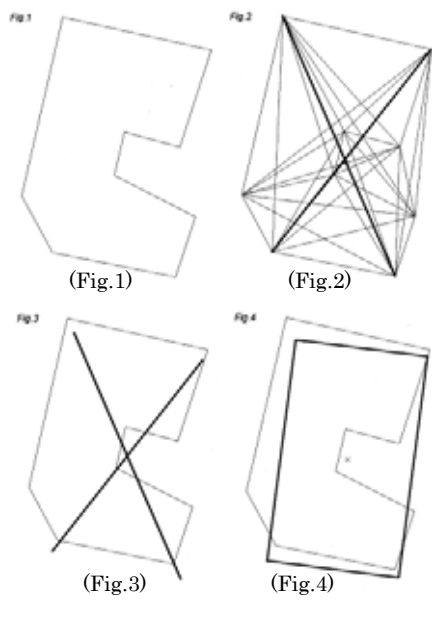
有効上昇高さとの比較：

煙源の有効上昇高さ H_e と GEP 高さを比較し、建屋の影響の有無を判断する。

有効上昇高さ $H_e > \text{GEP 高さ}$ なら 建屋によるダウンウォッシュを考慮しない
 $H_e \leq \text{GEP 高さ}$ なら 建屋によるダウンウォッシュを評価する

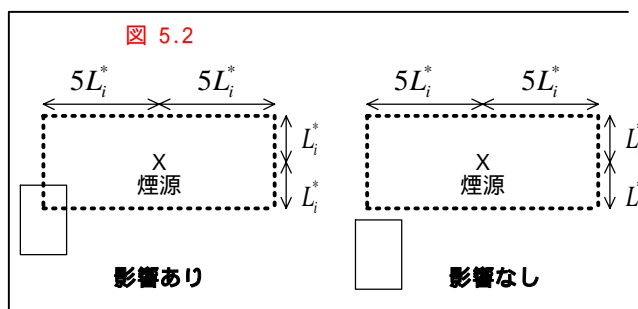
建屋の直方体近似

任意の多角形(Fig.1)を長方形化する．例えば，取扱説明書 参考資料 E



長方形化の論理

- ・すべての対角線を書く(Fig.2)
- ・対角線の長さを評価し，上位2つの長さをもつ対角線(Fig.3)を選択する
- ・任意多角形と同じ重心をもち，2つの対角線と同じ向きに伸びる等面積の長方形を作成する(Fig.4)．



GEP 高さの推定

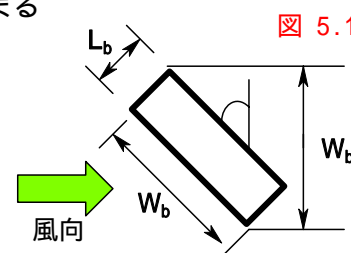
煙源と建屋の距離， $L^* = \min(H_b \text{ 高さ}, W_b \text{ 幅})$ との関係で範囲が決まる

$$GEPStackHeight = H_b + 1.5 \times \min(H_b, W_b) \quad (\text{式1})$$

建屋が風向に対し直角でない場合は右図の W_b' で計算する．

$$W_b' = W_b \times \cos \theta + L_b \times \sin \theta$$

$$GEPStackHeight = H_b + 1.5 \times \min(H_b, W_b')$$

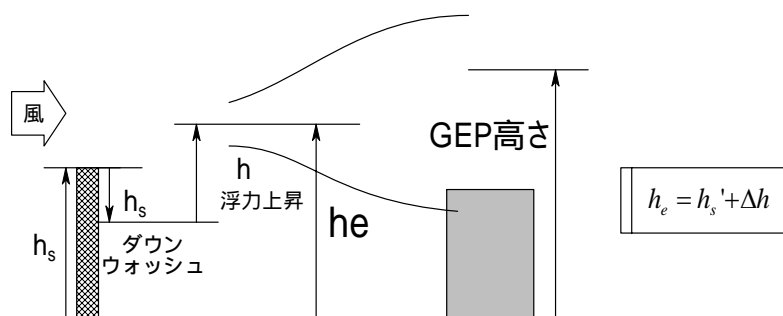


EPA(1985)ガイドラインでの推奨：GEP 高さ

文献に見る知見からの推奨：ダウンウォッシュなどの影響を防止する一般則

- (1) fluid modeling や field study を実施すべき
- (2) 具体事例での検討が重要だが，一般論として，範囲 $< 5L$ で上の(式1)が成立
 $5L < \dots < 0.8\text{km} (= 0.5 \text{ マイル})$ の間の複雑な建屋は，相当するデータがなければ風洞か field study で判断
- (3) terrain もケースバイケースで field study あるいは field model で評価(1985年の論文あり)
- (4) 非常に低い源の場合は，65m
- (5) 空気力学的に滑らかで流線型の場合は，(式1)は適用しない field study / field model

有効上昇高さ： h_e と GEP 高さの比較



建屋列か建屋群かの判断：

建屋列(小規模塊)と建屋群(大規模塊)で拡散幅への変更を評価するモデル式が異なる．
建屋列と建屋群の関係を定量的に評価して区分する．

関連する判断には，つぎの3点がある．

a．建屋列と建屋群の区分

風向方向と横方向の長さ L と高さ H_b との関係で決める．右図上

b．孤立した建屋か，建屋群への帰属か

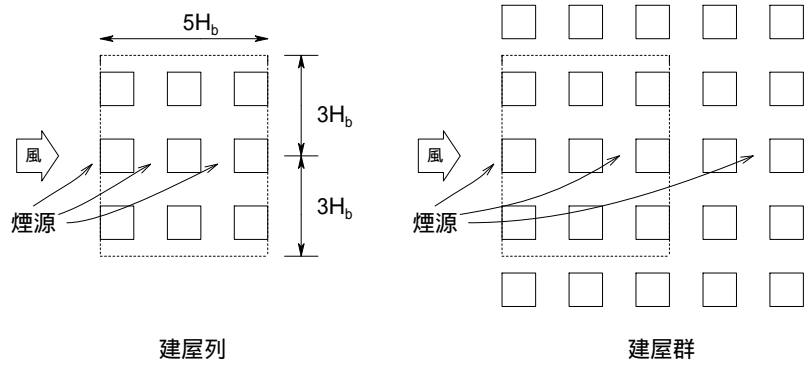
2つの建屋の近接関係の判断は，右図中のように，距離と大きさを表わす面積の関係による．
近いものは同じ群に帰属させる．
同値律により，同じ建屋群に属する建屋の数を増やす．

c．建屋群の長方形化

任意の多角形の建屋を長方形化した論理に似た論理(前述)を使って，建屋群の幅と奥行きを決める．右図下

建屋列と建屋群

H_b : 煙源にもっとも影響を及ぼす建屋の高さ
 その建屋を含む群の広さが風向方面に > 5H_b
 横方向両側に > 3H_b
 の場合に建屋群とする



建屋間の近接関係

建屋Blg1と建屋Blg2が近接しているとは：

Blg1とBlg2の距離 $D < 0.51 \times (W_1 + W_2)$

$W_1 = \sqrt{Blg_1 \text{の面積}}$ $W_2 = \sqrt{Blg_2 \text{の面積}}$

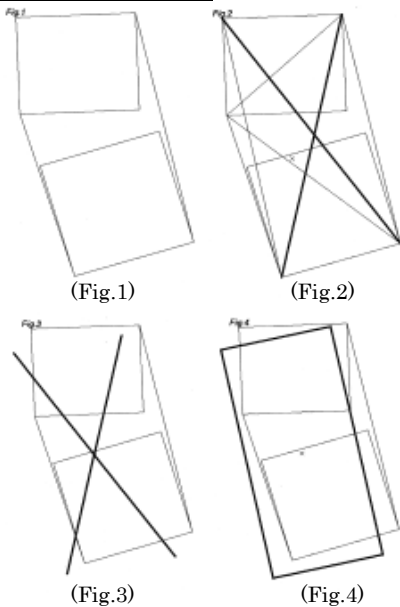


$D < 0.51 \times (W_1 + W_2)$ 近接している
 同一の建屋群に属する : Blg₁ ~ Blg₂

$D > 0.51 \times (W_1 + W_2)$
 異なる建屋群に属する

同値律(A ~ B, B ~ C A ~ C)を満足するすべての建屋を同じ建屋群とする。

建屋群の長方形化



建屋群(Fig.1)の幅と奥行きを決める論理

- ・ 建屋群の属するすべての建屋頂点を含む最小の凸多角形を作成する(Fig.2)
- ・ この凸多角形を先に述べた建屋の長方形化論理(Fig.3)で長方形化し、建屋群の外形とする(Fig.4)。

このスキームは現在開発段階であり、今後、変更・改良される可能性がある。

モデル化：

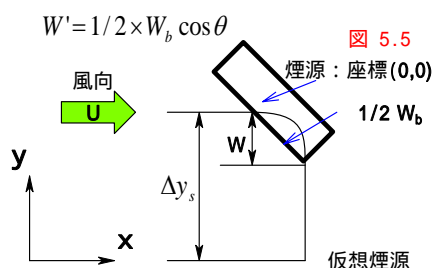
建屋による以下の影響を推算して，結果を拡散計算式に用いる．推算には，風洞実験，野外トレーサーガス拡散実験の結果を用いた(河内ら(2001))．詳しい内容は，関東経済産業局(2001)の総合報告書にある．

- ・ 拡散幅 y, z のモデル化： C_{z1} ， C_{z2} ， C_{y1} ， C_{y2} のモデル化
- ・ 風速の変化
- ・ 煙源高さの変化
- ・ 風向が建屋に対し直角ではない場合の仮想煙源位置に関するモデル化

ISCモデルに建屋による影響の補正を組み込む手順 関東経済産業局(2001) 4.3(p.50～)

- 手順1：各実験ケースの濃度分布を基に，各ケースにおける z ， y の風下方向の分布を求める．
- 手順2：手順1で求めた z ， y の分布形状にあうように，(4-2)式～(4-9)式で表されるISCモデル中におけるダウンウォッシュ発生時の z ， y の式中のパラメータ C_{z1} ， C_{z2} ， C_{y1} ， C_{y2} を修正する．具体的には，実験結果の z ， y に基づいて，最小自乗法によるフィッティングを用いて求めた． C_{z1} の場合を右ページに示す．
- 手順3：煙軸高さを補正する．実験における煙源は，垂直上向きに吐出速度を持たない，いわゆる点源である．しかしこの場合も，煙源近くに建物がある場合は，その影響により煙軸が低下する．そこで，計算に用いる煙軸の高さ He を補正する．
- 手順4：ISCモデルで計算する際の風速を補正する．即ち，実験における風速測定結果を基に，建屋がある場合の風速の減速率

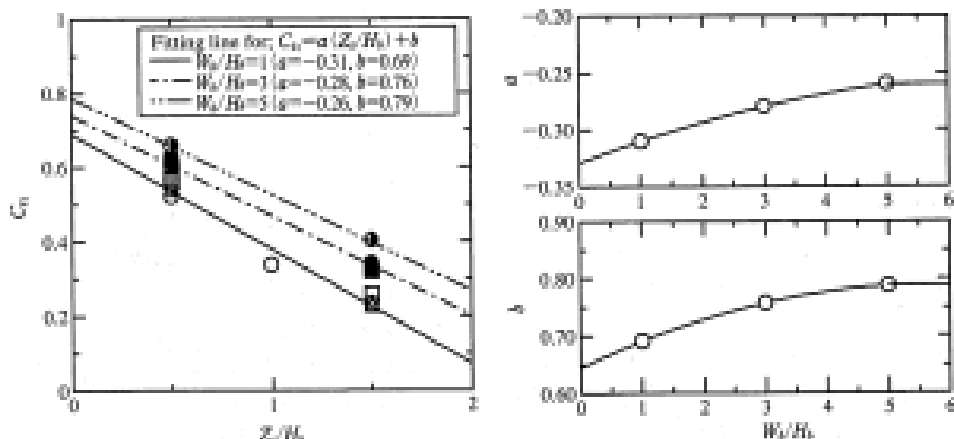
$$= U(\text{建屋あり}) / U(\text{平板})$$
 を求め，濃度差を補正する．
- 手順5：風向角度変化がある場合には， C_{z1} ， C_{y1} のパラメータを調整するだけでなく，煙源位置を仮想的に横方向にずらす．仮想点源位置の導入である．



建屋影響の組み込みによる改良のポイント

改良の観点	状況・条件	パラメータ	評価法
拡散幅 z と y	広がりが大きくなる	C_{yi} ， C_{zi}	回帰解析
煙軸高さ he	高さが下がる	Z_s he による	GEP 高さ
風速値 u	風速が小さくなる	$u = u_s$	係数
仮想煙源位置	風向 0 斜め		移動距離 y

フィッティングによる拡散パラメータ決定の具体的手順 河内ら(2001)より



実験データを解析して C_{z1} を求める

各実験ケースにおける最適な C_{z1} を求め、建屋高さ H_b との比で無次元化した煙源高さ Z_s/H_b との関係を求める。上の左のグラフ

この関係で、 C_{z1} が

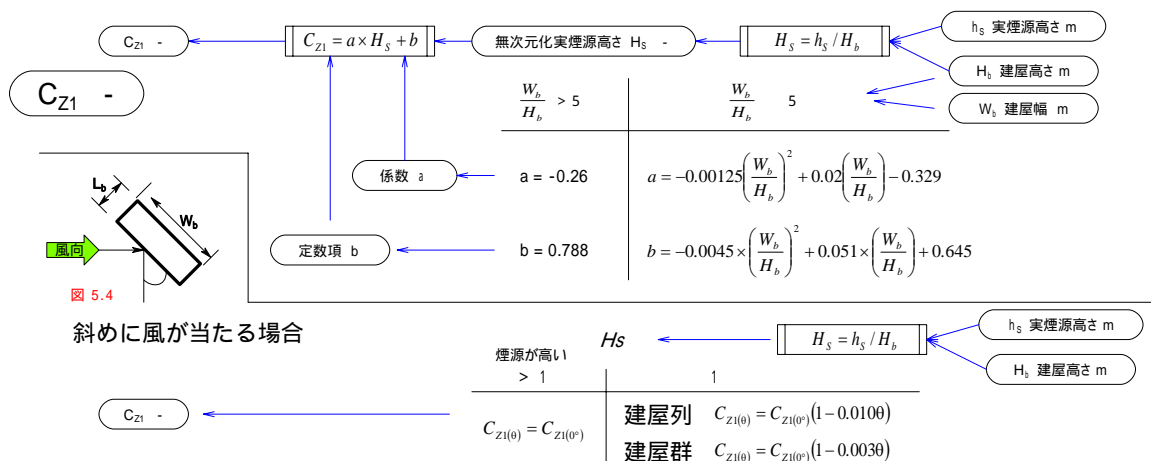
- ・ Z_s/H_b に対してほぼリニアな関係にある
 - ・ アスペクト比 W_b/H_b が大きい方が大きな値となる(オリジナルの H-S モデルでは固定値)
- ことがわかる

この関係を、 W_b/H_b ごとに次式でフィッティングする。左図の3本の直線

$$C_{z1} = a \left(\frac{Z_s}{H_b} \right) + b$$

係数の a と b は、 W_b/H_b の2次関数としてモデル化される。図の右と下の式

$W_b/H_b \leq 5$	$W_b/H_b > 5$
$a = -0.00125 \left(\frac{W_b}{H_b} \right)^2 + 0.02 \left(\frac{W_b}{H_b} \right) - 0.329$	$a = -0.26$
$b = -0.0045 \left(\frac{W_b}{H_b} \right)^2 + 0.051 \left(\frac{W_b}{H_b} \right) + 0.645$	$b = 0.788$



6.5 乾性沈着モデル

その環境中での挙動が問題になる化学物質には、大気中で微粒子を形成したり、大気中の微粒子に付着したりするものがある。粒子の大きさが 10 μm を超える粒子は重力により沈降する。乾性沈着現象である。

METI-LIS では、10 μm を超える粒子の沈降を評価する。10 μm 未満のものは通常のガス状物質と同じ挙動をするとみなす。降雨による湿性沈着は評価しない。

6.5.1 重力沈降式

乾性沈着による大気中濃度の補正には 2 つの因子がある。

環境庁(1997)：浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル p.219～ の記述による。

ストークス式の補正による粒子沈降速度の変化

重力沈降はストークス式を使用し、粒子の形状に依存する抵抗係数で補正する。

ストークス式で粒子は球形を仮定している。球形でない場合の重力沈降速度は一般に減速する。表は抵抗の強さを示す抵抗補正係数 * (参考値)であり、粒子の形状により各抵抗補正係数の逆数をストークス式に乗じたものが、粒子の沈降速度となる。

粒子の半径と空気の物性などの粒子と大気の関係 抵抗補正係数 * でストークスの式を補正 粒子沈降速度 沈降による濃度減少分 拡散式反射項に補正係数

沈降量 Flux

煙軸 He の降下

重力沈降による煙軸の降下は式で考慮した。右ページ上のイメージ図参照。

6.5.2 濃度計算式

沈降した粒子状物質の一部は地面に吸収されるため、同時期に放出された物質の大気中残量は時間とともに減少する。環境省(1997)の乾性沈着補正式を用いて、沈着による大気中汚染物質の減少、および沈着量を考慮する。本モデルは第 2 項の反射項を通じて沈着効果を表現するもので、補正係数 α を導入している。

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(He - V_s x / u - z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \alpha(x) \exp\left(-\frac{(He - V_s x / u + z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

$$\alpha(x) = 1 - \frac{2V_d}{V_s + V_d + (uHe - V_s x) / \sigma_z \times (d\sigma_z / dx)}$$

$$V_d = V_s + 0.006u$$

$$FLUX = V_d C(x, y, z_{ref})$$

記号	意味	
V_s	粒子の沈降速度	[m/s]
r	粒子半径	[m]
ρ_p	粒子のみかけ密度	通常は 1000 [kg/m ³]
ρ_a	空気密度	通常は 1.25 [kg/m ³]
μ	空気の動粘性係数	1.5×10^{-5} [m ² /s]
g	重力加速度	9.8 [m/s ²]
V_d	乾性沈着速度	[m/s]

乾性沈着 重力沈降のイメージ図

環境省(1997) p.221

重力落下する粒子の煙流主軸の下降

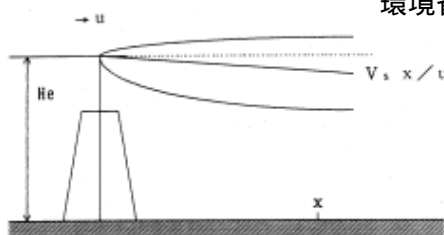
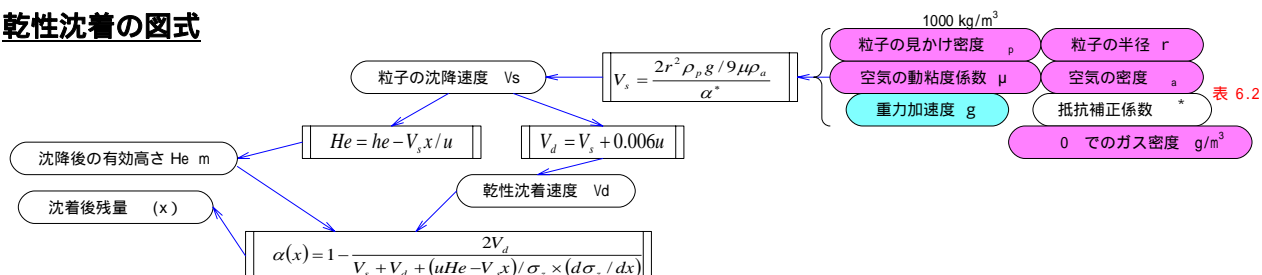


図5-5-15 重力落下する粒子の煙流主軸の傾きの説明図

乾性沈着の図式



ストークスの重力沈降式と抵抗補正係数

$$V_s = \frac{2r^2 \rho_p g / 9 \mu \rho_a}{\alpha^*}$$

粒子形状による抵抗補正係数 *

形状	軸長比	*
球	1	1.00
楕円体	4	1.28
円筒 1	1	1.06
円筒 2	4	1.32
三角形	-	1.20

煙軸の降下

$$He = he - V_s x / u$$

記号	意味
He	有効煙突高 (METI-LIS で評価したもの)
u	平均風速
x	風下距離
V _s	粒子の沈降速度

沈着速度・沈着量

$$\alpha(x) = 1 - \frac{2V_d}{V_s + V_d + (uHe - V_s x) / \sigma_z \times (d\sigma_z / dx)}$$

$$V_d = V_s + 0.006u$$

$$FLUX = V_d C(x, y, z_{ref})$$

記号	意味
Q	粒子排出量
C	濃度 [kg/m ³]
x, y	座標 (風下を x 軸とする) [m]
z _{ref}	参照高さ [m]
FLUX	汚染物質の沈着量 [kg/m ² /s]
u	平均風速 [m/s]
V _d	乾性沈着速度 [m/s]

6.6 線源計算オプション

METI-LIS モデルは、事業場からの化学物質の排出が、その周辺環境に及ぼす影響を評価するために使用するのが一般的な使い方である。工場敷地境界での予測濃度評価を実施する場合は、敷地境界の近傍に自動車道が走っている場合が多い。ベンゼンなどは自動車排ガス中にも含まれており、これらの影響を無視できない場合がある。このような場合には、自動車道を通る移動発生源を線源としてとらえ、その周辺濃度への寄与分も評価する必要がある。

線源からの拡散は METI-LIS モデルで主として扱う点源からの拡散の形態と同じではないため、あくまで上述の問題が生じた場合に補足的情報を与えるためのものと考えられる。

なお、線源では、以下の制約がある(活用術ノート)。

建屋によるダウンウォッシュを受けないものとする。

排出源の高さ h_s と有効高さ h_e は、いずれも 0 m とする。

地形の影響は評価できない。

粒子状物質の乾性沈着を考慮できない。

6.6.1 拡散幅パラメータの初期値

道路近傍で観測される水平方向の初期拡散幅については知見がとぼしく、ここでは USEPA (米国環境保護庁) がリリースする ISC3 線源計算スキームにならい 道路幅÷2.15 と設定する。

鉛直方向拡散幅については旧建設省で行われた実験があり、気象条件による変化が少ないことが確認されている。これらの知見に基づき鉛直方向初期拡散幅は 3.5m に設定する。

6.6.2 拡散計算式

線源形態の発生源からの濃度寄与分は、右の点源ブルーム式を数値的に積分して求める。

数値積分は、シンプソン公式を用いて収束するまで計算する。

(1) シンプソン公式

シンプソン公式は関数を区分的に 2 次の多項式で近似し、この近似式を解析的に積分するものである。直線で近似し台形として積分するものより精度が高い。

(2) 計算手法

区間を逐次的に 2 分割しながらシンプソン公式を使用すれば、計算機の精度範囲内で定積分値を求めることができる。計算を繰り返して分割数を増せば精度が上がるが計算時間は長くなる。繰り返し計算数はデフォルトで 5 回に設定されているが変更できる。

(3) 打ち切り誤差の設定

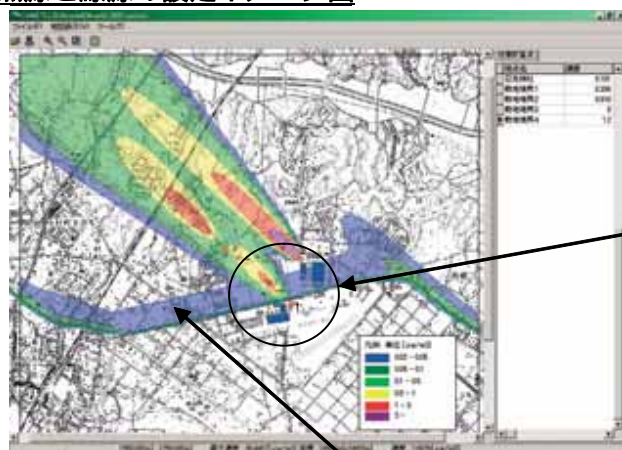
分点を増やしても数値積分値がほぼ変わらなくなった時に計算が収束したとみなす。数値的には右ページの不等式が満足される場合に収束とする。

理論上シンプソン公式により計算機の精度範囲内(32 ビットマシンでは相対誤差で 10^{-6} 程度が限度とされる)で真値を求めることができる。METI-LIS プログラムでは計算時間節約のため、打ち切り誤差値を 0.03(分点を増やしたことによる改良分が、増やす前の出発点に比べて 3%) とした。

線源計算オプションで条件を設定することにより高精度の計算結果が得られる反面、著しい計算時間の増大を招くことがある。多数の線源を含む長期平均予測を実行するには、短期平均予測を実行して線源計算オプションと計算所要時間の関係を確認した上で最適なオプションを選ぶことが望ましい。

点源と線源の設定イメージ図

吉門(2006)による



点源群の例
建屋(青い四角)による影響の例

線源の例

シン普森式

例えば区間 $[x_1, x_2]$ で定義されている関数 $f(x)$ を区間端点と中点を通る 2 次式で近似した場合、解析的に求めた定積分値は次のようになる：

$$\frac{x_2 - x_1}{6} \left(f(x_1) + 4f\left(\frac{x_1 + x_2}{2}\right) + f(x_2) \right) \quad \text{2 次式で近似}$$

$$\frac{x_2 - x_1}{4} \left(f(x_1) + 2f\left(\frac{x_1 + x_2}{2}\right) + f(x_2) \right) \quad \text{直線台形近似}$$

計算手法

計算プログラムでは Numerical Recipes in C を参考に、区間 $[a, b]$ で定義された関数 $f(x)$ の定積分値 $\int_a^b f(x)dx$ を次の公式で求めている。

$$f_i = f\left(a + \frac{b-a}{N-1}(i-1)\right) \dots i=1, \dots, N \quad S_N = \frac{b-a}{N} \left[\frac{1}{2}f_1 + f_2 + f_3 + \dots + f_{N-1} + \frac{1}{2}f_N \right]$$

$$\int_a^b f(x)dx \approx \frac{4}{3}S_{2N} - \frac{1}{3}S_N$$

収束条件式

$$|curr - prev| < TOL \times \frac{|curr| + |prev|}{2}$$

curr ... 最新の数値積分値
prev ... 直前の数値積分値
TOL ... 設定打ち切り誤差 0.03

一般に大気安定度が安定の場合、計算点が線源に近接する場合ほど「打ち切り誤差比」を達成するまでに多くの繰り返し計算数を必要とする。「最大繰り返し計算数」内で「打ち切り誤差比」に達しない場合は警告を、点源計算ログ.txt、線源計算ログ.txt に出力する。

6.7 その他の計算処理に関する問題

6.7.1 地形の影響の評価 - 標高データによる

大気拡散モデルは、一般的にはある程度高い位置にある排出源からの化学物質が平坦な地面上を拡散するシナリオを設定することが多く、煙源中心高さ > 計算点高さ である。周辺に起伏があり計算点がある程度の標高をもつ場合は、煙源中心高さ < 計算点高さ となって起伏の影響を受ける。

METI-LIS Ver.2 では限定的条件下で USEPA ISC3 に準拠した地形の影響を評価する。2.6 節で必要なデータにつき解説した 事前に用意したファイルから標高データを入力すればよい。この計算には、次の制約があるので注意が必要である。

- ・ 建屋を含まないこと：建屋データを使用した場合には標高データは使用できない。
- ・ **単純地形**であること

ISC3 では計算点の地形状態を、単純地形、中間地形、複雑地形と分類(右ページに簡単なイメージ)し、それぞれ異なる計算スキームで評価している。

単純地形のモデル化

単純地形下では、有効煙突高さを右ページの式で補正する。

丘の高さ H_2 (谷でも同様、ただし上下が逆) に応じて計算点高さを上げる代わりにプルーム軸を下げて考えるだけで、プルームが丘にぶつかって上昇する効果を考慮できない。完全反射のプルーム式が使われているため、一つの計算点だけが突出したような地形(H_2)の場合でも、その計算点標高がはるか上流からずっと続いている平坦地表面を反射し続けてきたと仮定してしまうことになる。もし stack- tip- downwash があれば、排出口より低い標高でも「単純地形」を逸脱する。

単純地形でない場合へ適用された場合、ソフトウェアは警告をログファイルへ出力し、形式的に単純地形と同じ公式で計算する。

6.7.2 乱数計算 - 風向平均化

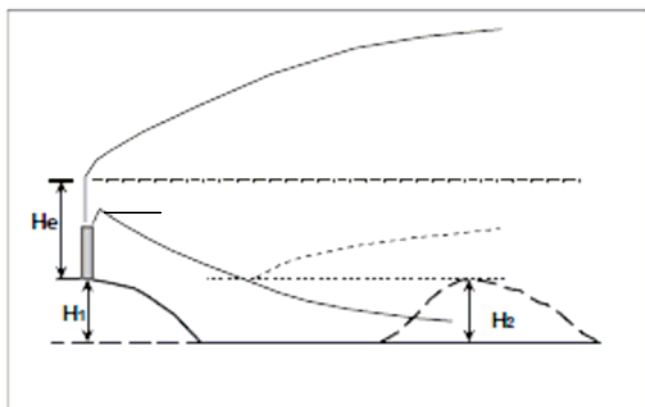
大気汚染防止法による環境基準濃度(例えば、ベンゼンで $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$)が年平均値で評価されるように、大気濃度は、わが国では年平均値で議論されることが多い。METI-LIS の長期気象データによる大気濃度予測でも、年間の全ての時刻の排出・気象データに対して実施した計算結果を統計的に処理することにより年平均値の算出を行うことができる。

年平均値として濃度分布図を求める場合、気象条件として 16 方位の風向データを用いて、各風向について風向軸を固定して計算を行うと隣接方位との境界で不連続が発生して、ヤツデ状の分布になることがある。この不連続を回避するため、長期平均計算モードでは、気象データを処理するプログラムで乱数を発生させ、ひとつの風向内での風向を 22.5° の幅の中で均一に分布させることで、この不自然な不連続を緩和させている(右中図に仮想的な例を示す)。

同じ長期平均濃度を求める EPA の ISCLT では、右図に示すような三角形近似関数を用いて平均化を行う。

地形・起伏影響評価のイメージ

活用術ノート の記述



H0 : 実煙突高さ

H1 : 煙源地上標高

H2 : 計算点の標高

He : 平面地形で評価した有効煙源高さ

He_{simple} : 単純地形での有効煙源高さ

$$He_{simple} = He - (H_2 - H_1)$$

$$H_2 < H_1 + H_0$$

$$H_1 + H_0 < H_2 < H_1 + He$$

$$H_1 + He < H_2$$

単純地形 simple

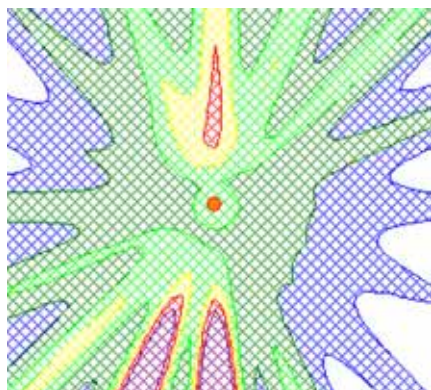
中間地形 intermediate

複雑地形 complex

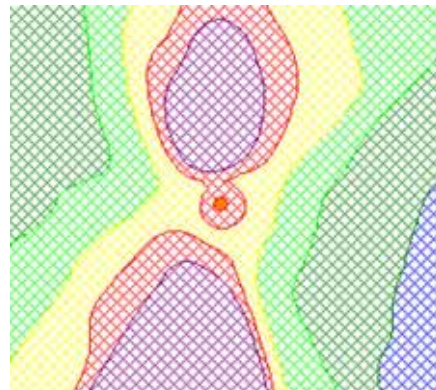
風向の16方向固定によるヤツデ状不連続分布の平準化

1. 乱数発生による風向の平準化の例

仮想的な条件で計算したイメージ図



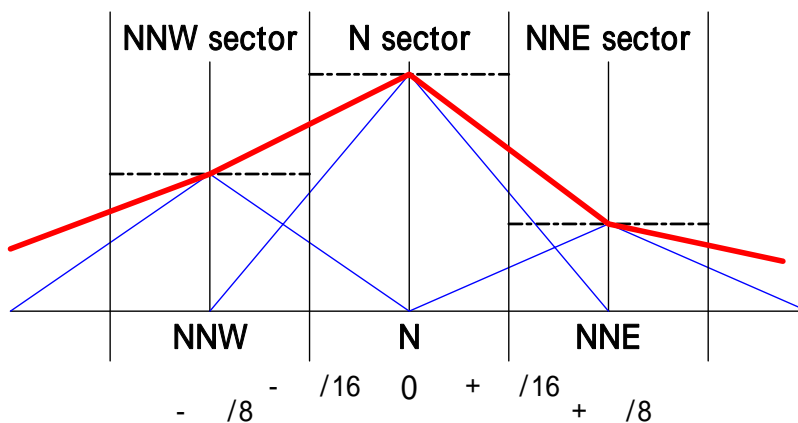
乱数計算を行う
20回の場合



2. ISCLTにおける平均化 三角形近似

野口 淳平氏 解説より

- 一点鎖線 : 当初計算結果
- 青線 : 三角形近似
- 赤線 : 結果としての分布



濃度計算

METI-LIS 評価に関する要注意項目一覧

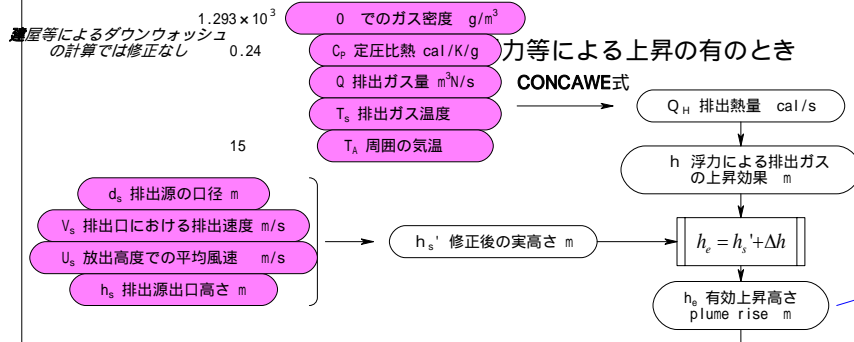
大項目	ポイント	可能か否か	結果の解釈・対処法など
計算範囲	地図画像 p.12	jpeg/bmp 1000×1000pxl を超えない	
	対象物質 活用 p.6	反応で変化する物質は評価不能 混合物は組成比から分子量勘案して	
	計算点	任意計算点のみは不可能 (grid + 任意点)	
排出源	線源の扱い 活用 p.16 点源の扱いとは差がある	排出口高さは 0m , 高さ 10m の風速で 地形の影響は評価できない 建屋の影響は評価できない 粒子状物質の重力沈降は評価せず	高架道路などは仮想点源列で
	p.47	過小評価の傾向	10m での風速 vs 排出高さ 0m 初期拡散幅 : 道路幅
	排出量	汚染物質の量. 体積は「乾き」ガス量	
	排ガス量(汚染物質 + 空気)	「湿り」ガス量	
	スタックアップのウインドの設定	高く細長く, 開口部が上向きの「煙突」	
	浮力上昇の設定	「煙突」, >60 の高温ガス	設定の On-Off で差異を検討する
	気象	短期 p.9	複数データの平均値出力が可能
風速 p.27		0.4m/s 以下は無風で同心円パフ. 0.5 ~ 0.9m/s は 1m/s の扱い	
アメダスデータ		欠測値を確認する習慣を 2004 年版はハードディスクから	気象解析リストファイルの頻度出力を活用
ユーザー作成長期		日射量入力が可能. 短期では不能	
建屋	対象範囲	ある程度広く選択し自動判定に任せる	
計算	乾性沈着 - 粒子状物質の		
	乱数計算	風向を ±11.25° で散らす. 短期では不要	

濃度計算

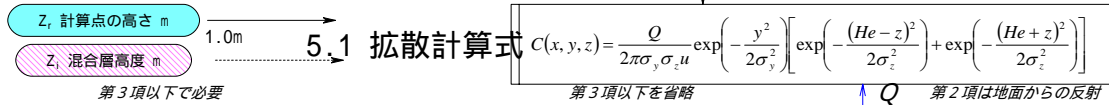
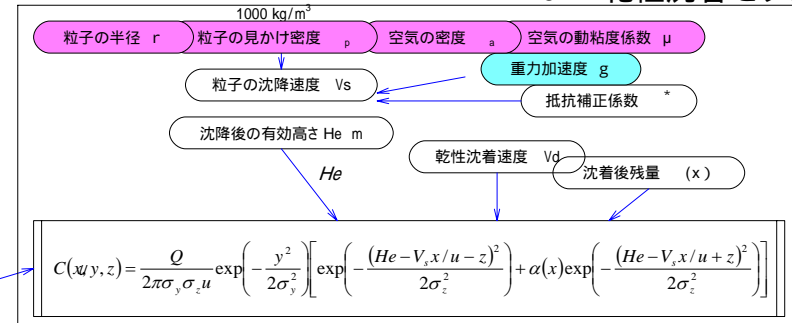
	ユーザー作成ファイル	気象・点源・線源・建屋・計算点で設定可能 関連して同時に必要なファイルもある	気象 + 稼動パタン
	計算可能なデータサイズ	気象数 × 煙源数 2,147,483,647	
結果の表示	計算点	grid 間は単純な補間 最大濃度は変わりやすい	
	起伏 p.35	単純地形のみ評価可能. 完全反射	
	バックグラウンド濃度	ゲタをはかせる表示法 簡易 + 書き換え	

5.3 有効煙突高さの設定

5.3.1 Stack-tip downwash



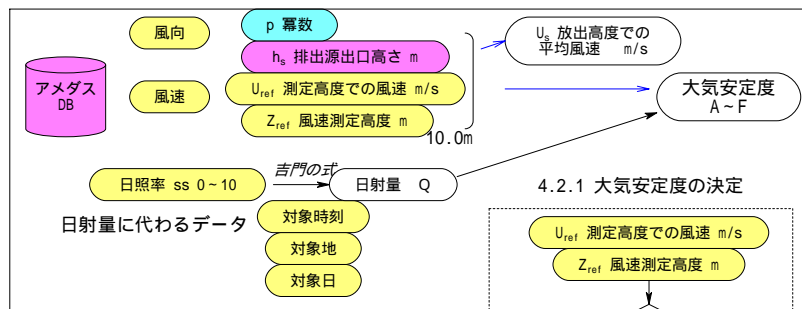
6.2 乾性沈着モデル



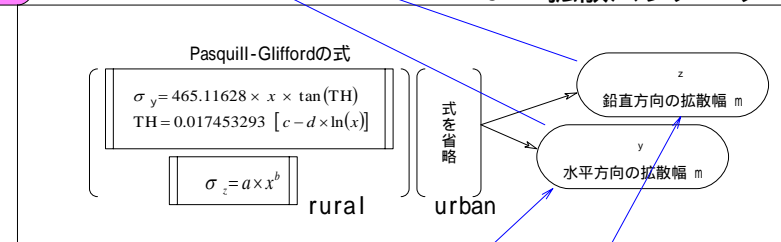
4 気象条件の把握

5.2.2 風速の高度補正

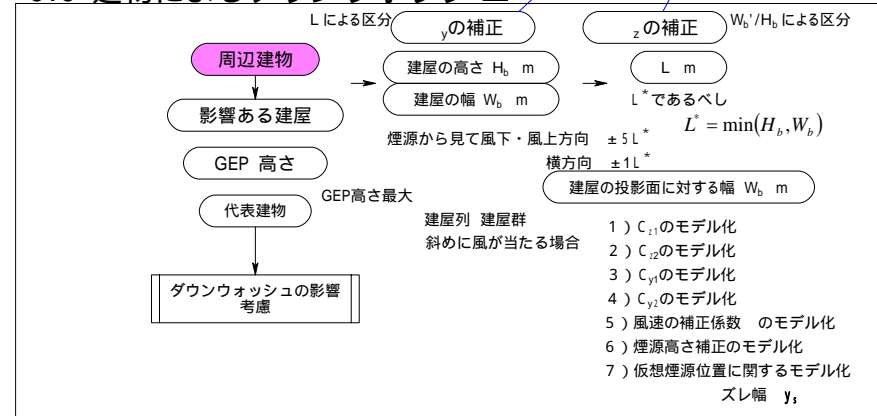
4.2.2 拡散式入力風速



5.4 拡散パラメータ



5.5 建物によるダウンウォッシュ



数字はマニュアルの章.節

- デフォルト値
- ユーザー入力値
- DBより入手可能
- 最終出力

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model
低煙源工場拡散モデル

第7章 結果の表示

- 7.1 はじめに
- 7.2 計算結果の内容
- 7.3 濃度分布図等の表示
- 7.4 リストの出力
- 7.5 画像の印刷と保存
- 7.6 その他の表示・確認機能

第7章 結果の表示

大気中濃度シミュレーションモデルは、その結果を数値で出力するだけでなく、分かりやすい図表で出力することが求められる。METI-LIS の関連機能を述べる。

7.1 はじめに

METI-LIS の計算結果は、発生源周辺における対象化学物質の濃度分布として得られる。利用の目的によって、2次元分布図、数値データファイル、などの形で出力することができる。

計算結果のファイル：リスト・ログ・エラーなど

図の出力

- ・コンター図：等濃度曲線
- ・未検証領域：排出源あるいは建屋近傍で未検証(0)。その他は検証済(1)
- ・沈着濃度：単位面積・時間あたりの沈着量 (kg/m²/s)
- ・絶対濃度・濃度プロファイル・その他

リスト出力

計算結果リスト

点源・線源・建屋・気象のテキストデータ

結果の保存・印刷も可能である。

7.2 計算結果の内容

計算ケースごとに計算結果がまとめられる。第2章で述べたように、ひとつの「計算ケース」を構成するのは、「計算情報」、「気象」、「点源」、「線源」、「建屋」、「計算点」である。これらの条件で決められるシナリオについて、計算点(2次元の広がり x, y と地上高さ z)における化学物質の推算濃度(例えば、mg/m³)が結果として得られる。

システムとしては、計算の実行の結果、気象・建屋・シミュレーターという括りで、リストファイル、ログファイル、エラーファイルが得られる(右ページの表)。リストファイルは、それぞれの入力と評価結果であり、評価システムとしては、リストファイルの内容が具体的な意味をもつ。その項目を右ページ以下にまとめて示す(取扱説明書の参考資料 D による)。

気象リストファイル

原データ(raw data)を解析して、ユーザー指定の対象期間・大気安定度などを加えてモデルに入力できるデータと、解析結果としての有効データ数、風向発生頻度、平均風速などが出力される。

建屋リストファイル

解析結果として、長方形近似、建屋群への帰属、有効煙突高さ、拡散パラメータ z, y などが列挙される。

シミュレーター(計算)リストファイル

計算ケースの内容として定義される「計算情報」、「気象」、「点源」、「線源」、「建屋」、「計算点」に関するデータがまとめられる。各計算点における濃度とは別に、最大濃度出現点と最大沈着量出現点が、検証域のみを対象とするものと、未検証域(排出源あるいは建屋近傍における濃度評価は検証が不十分であるため、システムでは区別して扱う)をも含めた全計算点を対象とするものについて記述される。

ファイル類の名称 取扱説明書

	エンジン名	リストファイル名	ログファイル名	エラーファイル名
気象	meteorology.exe	meteorology_lst.txt	meteorology_log.txt	meteorology_err.txt
建屋	building.exe	building_lst.txt	building_log.txt	building_err.txt
計算	simulator.exe	simulator_lst.txt	simulator_log.txt	simulator_err.txt

リストファイルの内容

(1) 気象リストファイル 気象原データ 解析処理済みデータ

見出し名	項目名	意味・単位
<i>OBS POSITION</i> 観測所データ	<i>Longitude</i> <i>Latitude</i> <i>Anemometer Ht</i> <i>Time zone</i>	気象測定所経度 (°) 気象測定所緯度 (°) 風速測定器地上高さ (m) タイムゾーン (9種 = 米国の標準時間帯) ¹
<i>RAW METEOROLOGICAL DATA</i> 原気象データ	<i>Year, Month, Day, Hour</i> <i>Wind dir</i> <i>Wind spd</i> <i>Temp.</i> <i>Sunshine</i> <i>Short Rad</i>	西暦年, 月, 日, 時: 1 ~ 24 風向: 0 ~ 16 (16方位, 0 = 無風) 風速: (m/s) 気温: (K) 日照率: (0 ~ 1) ユーザー入力日射量 (0.01MJ/m ² /h)
<i>USER DEFINED DAY CLASSIFICATIONS</i> 期間区分	<i>Start or End dates</i> (year/month/day)	期区分定義 始あるいは終 年/月/日
<i>USER DEFINED HOUR CLASSIFICATIONS</i> 時間帯区分	<i>Start or End hours</i>	時間帯区分定義 始あるいは終 時
<i>MODEL-READY METEOROLOGICAL DATA</i> 短期気象データ	<i>Day cl, Hour cls, Year, Month, Day, Hour</i> <i>Wind dir, Wind spd</i> <i>PG-cls, Temp.</i> <i>Sunrise-set(hh:mm)</i>	期別コード, 時間帯コード, 西暦, 月, 日, 時: 1 ~ 24 風向: 0 ~ 16 (16方位, 0 = 無風), 風速: (m/s) 安定度コード(パスキル・ギフォード), 気温: (K) 日の出・日の入時刻
長期気象データ	<i>Season Class, Time Class</i> <i>Total Hours,</i> <i>Available WD, WS, Stability...</i> <i>WIND DIRECTION, FREQUENCY (%)</i> <i>AVERAGE (m/s)</i>	期別コード, 時間帯コード 区分中の全時間 有効な風向・風速数, 有効な大気安定度数 16方位風向シンボル, 該当風向発生頻度 該当風向平均風速

1 Samoa, Hawaii-Aleutian, Alaska, Pacific, Mountain, Central, Eastern, Atlantic, UTC(Coordinated Universal Time)

(2) 建屋リストファイル 煙源・建屋処理済みデータ

見出し名	項目名	意味・単位
<i>RECTIFIED BUILDINGS GEOMETRY</i> 長方形近似建屋	<i>Bldg IDs</i> <i>P1(x,y)</i> <i>P2(x,y)</i> <i>P3(x,y)</i> <i>P4(x,y)</i> <i>Height</i>	建屋番号 長方形近似した建屋底面座標 1 (m) 長方形近似した建屋底面座標 2 (m) 長方形近似した建屋底面座標 3 (m) 長方形近似した建屋底面座標 4 (m) 建屋高さ (m)
<i>PROXIMITY MATRIX'</i> 近接行列	-	A_{ij} : 添え字 ij は建屋 ID を意味する。 $A_{ij}=0$: 建屋 i, j が離れている場合。 $A_{ij}=1$: 建屋 i, j が近接している場合。
<i>INDIVIDUAL BUILDING'S GROUP IDs</i> 建屋グループ	<i>Bldg IDs, Group IDs</i> <i>Approximated rectangular cluster verteces coordinates</i>	建屋番号 建屋番号が属する建屋グループ番号 ² 属するグループの近似長方形頂点座標。

結果と表示

見出し名	項目名	意味・単位
MODEL-READY DIFFUSION PARAMETERS RELATED TO BUILDING DOWNWASH モデル入力建屋 データ	Stack IDs Wind dir Bldg Width 1, Width 2, Height Cluster type Wake He Stack transl. x, y Vert param (Cz1), (Cz2) Horiz param (Cy1), (Cy2) Wake wind factor Bldg IDs, Cross angle, GEP Stack	煙源番号 1 ~ 16 (16 方位) 影響建屋正面幅 (m), 投影幅 (m), 高さ (m) 影響建屋を含む建屋塊規模 (1 = 小規模, 2 = 大規模) 建屋影響時の有効煙突高さ (m) 建屋影響煙源 X 方向移動量 (m), Y 方向移動量 (m) 鉛直方向拡散パラメータ ^{1, 2} 水平方向拡散パラメータ 1, 2 建屋影響風速修正係数 ⁴ 影響建屋番号, 建屋正面の法線ベクトルと風向ベクトルのなす角度, GEP スタック高さ (m)

- 1 建屋数の次元を持つ対称行列。 2 建屋グループ番号は建屋塊に含まれる最小の建屋番号である。
3 拡散パラメータ類についてはマニュアル 5.5.1 参照。 4 マニュアル 5.5.3 5 参照。

(3) 計算ケース関連リストファイル 各種入力データ 計算結果

見出し名	項目名	意味・単位
INPUT POINT SOURCE DATA & OPTIONS 点源データ	Stack IDs, X, Y, Z Diameter, H Description StackTip Plume Rise Emission, Exit velocity Gas volume, Exit temp. Droplet infos, INF-SUP	煙源番号, X 座標 (m), Y 座標 (m), Z 座標 ⁵ (m) 口径 (m), 煙源地上位置海拔 (m) コメント 1 = スタックチップ考慮。0 = 考慮しない。 1 = 浮力上昇考慮。0 = 考慮しない。 計算対象物質排出量 (kg/s), 排出速度 (m/s) 湿り排ガス量 (m ³ N/s), 排ガス温度 (K) 粒径情報 INF以上 SUP未満 ⁶ の粒径重量比が R (%) かつ粒径みかけ比重 W ⁷ の場合 < R, W > と表記。
METEOROLOGICAL DATA ⁸ 気象データ	Year, Month, Day, Hour Wind dir, Wind Speed Stability, Temperature	西暦, 月, 日, 時刻 1 ~ 24 北から時計回りに測った角度 (°) ⁹ , 風速 (m/s) 安定度コード, 気温 (K)
RECEPTOR レセプタ 3D 座標	X, Y, Z, H DESCRIPTION	計算点 X 座標 (m), Y (m), Z (m), 海拔高度 (m) コメント
DIFFUSION PARAMETERS RELATED TO BUILDING DOWNWASH 建屋がダウンウォッシュ関連 拡散パラメータ	Stack IDs, Wind dir Bldg Width 1, Width 2, Height Cluster type Wake He Stack transl. x, y Vert param (Cz1), (Cz2) Horiz param (Cy1), (Cy2) Wake wind factor Bldg ID	building_lst.txt "MODEL-READY DIFFUSION PARAMETERS RELATED TO BUILDING DOWNWASH" を参照。 前ページモデル入力建屋データを参照
Operation Rates at time YYYY/MM/DD : HH:MM ⁰ 稼働率データ	Scanned : [IDs: (%)] Applied : < dh(m)> WD=XX ¹¹	読み取った煙源番号 (id) および該当時刻の出力 (op)。 例. [id:op]。 計算に利用した煙源番号 (id), 出力 (op), プルーム 上昇量 (dh)。例. [id:op]<dh>または [id:op]{dh}。中括 弧は建屋によるダウンウォッシュ発生を示唆する。な お上昇量は点源計算時にのみ出力される。

結果と表示

見出し名	項目名	意味・単位
RECEPTOR 位置, 高さ 濃度, 沈着量, 検証 ² 計算点 3D データ	X, Y, Z, H Conc. Flux Validated DESCRIPTION	計算点 X 座標 (m), Y 座標 (m), Z 座標 (m), 海拔高度 (m) 濃度 (kg/m³N または m³/m³) , 沈着量 (kg/m ² /s) 0 = 未検証域, 1 = 検証域. コメント
EXTREME CONC , (ONLY VALIDATED) 最大濃度出現点	X, Y, Z H Conc.	最大濃度出現点 X・Y・Z 座標・検証域のみ対象 (m) 最大濃度出現点地上海抜高度・検証域のみ対象 (m) 最大濃度・検証域のみ対象 (kg/m ³ N または m ³ /m ³)
EXTREME CONC . (INCLUDING NOT VALIDATED) 最大濃度出現点	X, Y, Z, H Conc.	最大濃度出現点 X・Y・Z 座標・全計算点対象 (m) 最大濃度出現点地上海抜高度・全計算点対象 (m) 最大濃度・全計算点対象 (kg/m ³ N または m ³ /m ³)
EXTREME FLUX (ONLY VALIDATED RESULTS) 最大沈着量出現点	X, Y, Z, H Flux	最大沈着量出現点 X・Y・Z 座標・検証域のみ対象 (m) 最大沈着量出現点地上海抜高度・検証域のみ対象 (m) 最大沈着量・検証域のみ対象 (kg/m ² /s)
EXTREME FLUX (INCLUDING NOT VALIDATED) 最大沈着量出現点	X, Y, Z, H Flux	最大沈着量出現点 X・Y・Z 座標全計算点対象 (m) 最大沈着量出現点地上海抜高度・全計算点対象 (m) 最大沈着量・全計算点対象 (kg/m ² /s)

5 排出口の地上高 .

6 単位はミクロン .

7 Wは密度単位 kg/m² に変換したもの .

8 表は長期平均計算時のもの . 短期計算では時刻データのかわりにケース番号が記入される . 安定度コードの意味についてはリスト見出し *Stability Code Table* や meteorology_st.in.csv、meteorology_lt.in.csv の解説を参照 .

9 負値は無風 .

10 YYYY,MM,DD,HH,MM は西暦、月、日、時、分をそれぞれ意味する . 短期計算時はケース番号が記入される . なお短期計算時の「ケース 0」は各ケースの平均値に対応する .

11 XX は風向を示唆する (0-16) . 本情報は点源計算時にのみ出力される .

12 ケース番号 (短期計算時) または期別・時間帯コード (長期計算時) については本見出しの上に記入されている .

7.3 濃度分布図等の表示

計算が終了したあとは、計算ケース名で csv ファイル(例えば、Excel のような Comma Separated Value ファイル)を特定して開くと、2次元空間・高さ一定の計算点での等濃度分布図(コンター)が表示される。目的とする情報の種類・表示条件により多くの組合せが選択できる。

気象条件の種類

- ・短期気象：ひとつの気象条件に関する評価が標準的であるが、複数の気象条件の結果をまとめて濃度分布の平均を求めて表示することも可能である。
- ・長期気象：少なくとも4種の結果が得られ、表示できる。期別・時間帯別・全期・全時間帯平均。

表示条件の選択

「描画情報の編集」画面で、いろいろな表示条件を選択できる。

- ・未検証領域：建屋、あるいは煙源の直ぐ近くに関しては拡散モデル式が未検証のため、デフォルトでは表示しない。
- ・濃度表示：絶対値か、相対値(デフォルト設定)か。未検証領域の濃度も表示の対象にすると最大濃度が変わって、濃度分布画像も変わることになるので、絶対濃度表示で濃度値そのものに注目する必要がある。
- ・濃度単位の調整：濃度階級の数(最大6)、区切り点、色の種類、塗りつぶし様式など

濃度プロファイル(濃度断面図)の表示

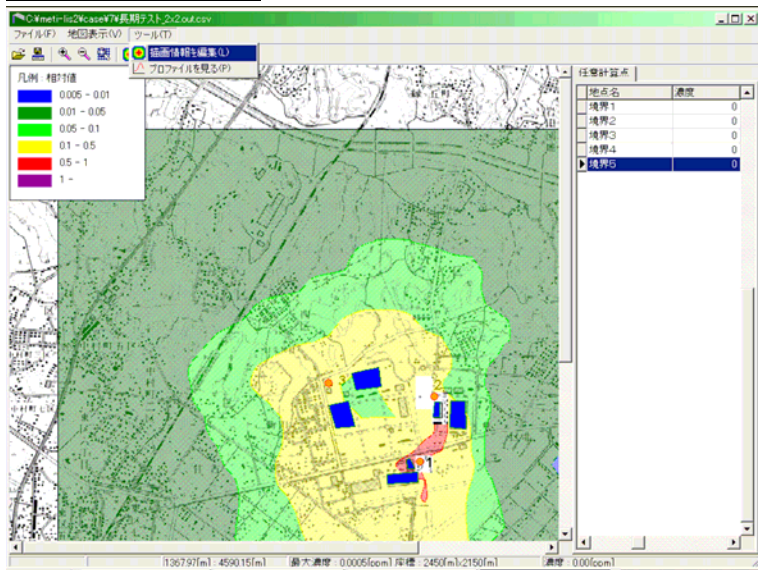
2次元における濃度分布を、x軸あるいはy軸に平行な鉛直面で切断した場合の濃度分布図を表示する。切断面の位置はx,yの座標位置で設定する。

バックグラウンド濃度の組み込み

METI-LISでは、計算区域内の点源・線源として設定された排出に相当する計算濃度のみを表示するが、その他からのデータとして得られるバックグラウンド濃度を加えた濃度分布図を描きたい場合がある。そのためには以下の手法で工夫する必要がある(活用術ノート p.39~)。

- ・簡易的な方法：
 - 「描画情報の編集」画面で、凡例描画色指定のカラムで設定される濃度値からバックグラウンド濃度分を差し引いた値に修正する。ただし、リストファイルのデータは、そのままなので、凡例の表示、あるいは最大濃度値の表示などには問題が残る点に注意が必要である。
- ・データを書き換える方法：
 - 計算結果が収められたファイル(拡張子:.out.csv)を表計算ソフトで開いて、各計算点の濃度データにバックグラウンド濃度を加算する(表計算ソフトのコピー・ペースト機能等を活用)。バックグラウンドが計算点により一定でない場合も、手間はかかるにしても対処可能であるが、濃度単位の換算等に注意が必要である。

濃度コンターの表示



描画情報の編集(指定)

対象：通常・沈着・未検証領域

凡例：数(最大6)

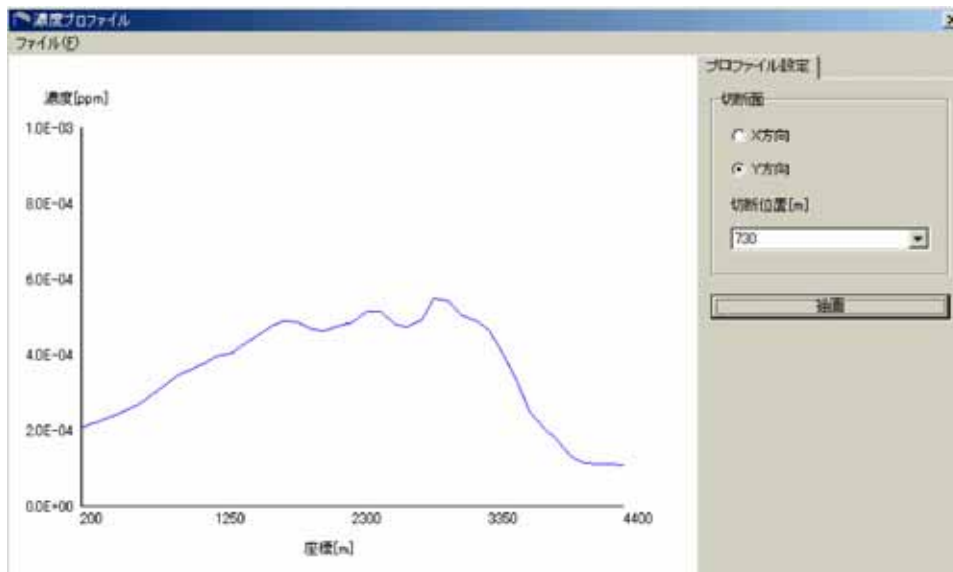
絶対値か相対値(最大が1)か
濃度単位

表示するか否か・位置

描画色：ダブルクリックで変更可能

描画スタイル：透過など

濃度プロファイルの表示 濃度の断面図



切断面方向
x,y
切断位置

7.4 リストの出力

濃度分布図の描画に使用するファイルの内容はテキスト形式(カンマ区切り)であり，一般のテキストエディタや表計算ソフトで内容を見ることができる。

計算結果のリストオプションの設定 活用術 p.38

第2章で解説したように，計算ケース設定において「計算情報」の「リストオプション」で，

- ・コンパクト
- ・標準
- ・フル

のいずれかを選択することにより，結果として得られる計算条件・計算結果をテキスト形式で出力する際の内容・量を決めることができる。点源の場合の出力内容の差を右ページ下の表に示す。

- ・この表は点源の場合のものである。線源では建屋が評価対象外なので，この項目はない
- ・一般情報(general information)は，評価期間の長，あるいは，短の区別 などの簡単なもの
- ・フルで出力されるレセプター座標は，ユーザーが指定したレセプターの x,y,z 座標の確認
- ・過小濃度データ extreme concentration, flux は，検証済み域と，未検証域での濃度と沈着量の最小値を与える点の座標である。

計算結果の数値ファイルを開く 活用術 p.37

テキストデータであるので，パソコンによる編集・加工・グラフ表示などの処理の対象となり得る。

7.5 画像の印刷と保存

出力した濃度コンター図(等濃度曲線図)をビットマップ(bmp) , あるいは Jpeg ファイルのイメージファイルとして保存できる .

出力したコンター図を , プリンタに出力することも可能である .

7.6 その他の表示・確認機能

発生源や建屋の視覚的確認

地図画像上の 2 次元的確認

3 次元的確認 活用術ノート p.19

計算ケースを作成した段階で , 「地図表示」メニューから 3 次元表示をおこなうことにより設定の妥当性が視覚的に確認できる .

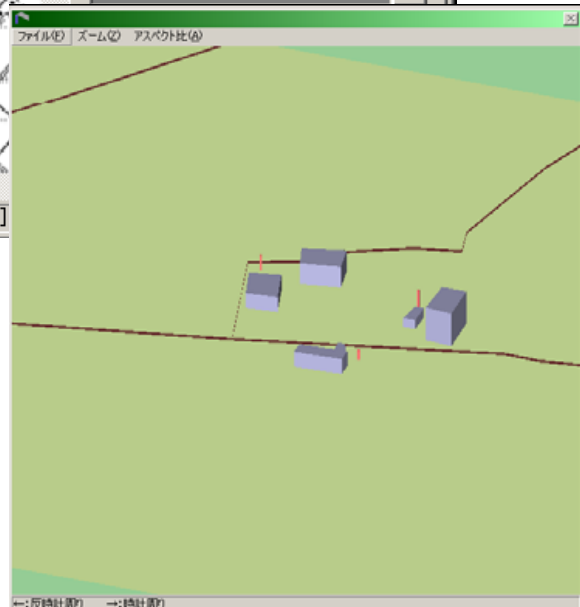
表示をしても分かり難い場合は , 表示された画面の「アスペクト比」メニューから水平方向の縮尺に対する高さ方向の縮尺比を変える (高さ方向の差を強調する) ことができる . また , パソコンの方向キーにより見る方向や角度が変えられる .



2次元平面図から 3次元表示へ

aspect ratio アスペクト比
映画やテレビの画面の縦横比．標準は 3 対 4

アスペクト：外観



METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model
低煙源工場拡散モデル

第8章 モデルの検証

- 8.1 はじめに
- 8.2 METI-LIS と ISC との比較
 - 8.2.1 風洞実験による推算精度
 - 8.2.2 野外拡散実験に関する文献データによる推算精度
- 8.3 ISC モデルの評価
 - 8.3.1 文献資料にみる ISC モデルの検証
 - 8.3.2 数値解モデルとの比較
- 8.4 ISC モデルと他のモデルとの関係 - AERMOD へ
ISC3 ISC-PRIME AERMOD
- 8.5 METI-LIS の評価のまとめ
- 8.6 残された課題

付録 1 3 MRA における ISCST3 の評価

付録 2 米国の大気拡散モデル検証用実測データ

付表 8-1 一般技術資料による ISC の評価など

付表 8-2 EPA の報告などによる ISC の評価

付表 8-3 ISCST3 vs AERMOD そして METI-LIS

付表 8-4 モデル評価のクライテリア

付表 8-5 verification とは , validation とは

第8章 モデルの検証

METI-LIS のような大気濃度推算モデルでは、推算結果の正しさが重要である。システムとしての論理一貫性と、推算結果が現実を正しく反映しているか、という2つの面がある。

8.1 はじめに

METI-LIS のような化学物質の環境中挙動を推算するためのシミュレーションソフトウェアが実際の場で使われるためには、その推算の確からしさが保証されている必要がある。

その正確度・再現性(accuracy あるいは exactness)と、精度・バラツキの程度(precision)を明確に示すことは、規模の大きな空間と時間における問題であるために、容易なことではない。ここでは、METI-LIS の出発点である ISC(Industrial Source Complex)の歴史的な評価経過も含めて、実際の物質分布に関する検証の内容を解説する。

8.2 METI-LIS と ISC との比較

ISC を中心とする大気拡散プルームモデルの検証については、あとで述べる。まず METI-LIS が目指した建屋影響の評価を中心に ISC との比較を述べる。

資料としては、システム開発者によるまとめ(河内ら(2001))と関東経済産業局(2001)の総合報告書がある。後者には、かなり詳しいデータが報告されているが、資料は一般に公刊されたものではないので、入手は簡単ではない。前者は、ダイジェスト版であるが、技術誌に公刊されたものなので入手は比較的簡単であろう。ここでは、後者を中心に一部前者を参照して述べる。

システムの検証のために実施された実験および検討は以下のようなものである。

風洞実験による比較

単純建屋模型風洞実験データ - いくつかの建屋から成る基本構成での実験

工場模型風洞実験データ - 実際の複雑な建屋構成から成る工場での運用実験

主要な建物のリストアップ 直方体近似 代表建屋の選択といった過程の妥当性を確認

野外拡散実験に関する文献の条件とデータを用いた比較

Millstone 原子力発電所野外拡散実験 - 米国で 1975 年に報告されたデータ

鶴見地区野外拡散実験 - 日本で 1991 年に報告された鶴見地区でのデータ

8.2.1 風洞実験による推算精度

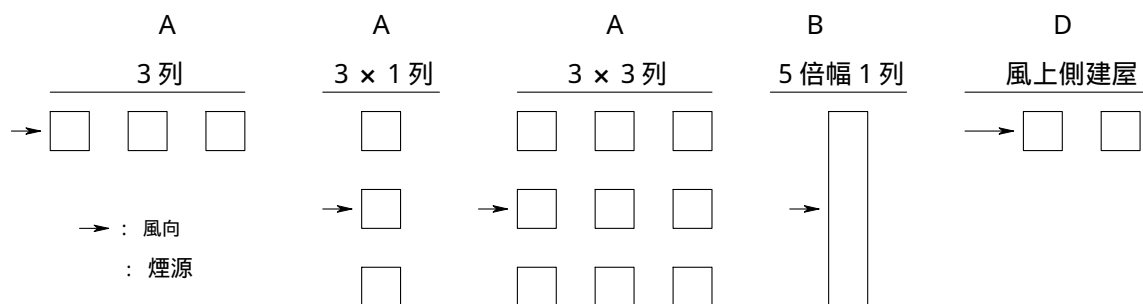
単純建屋模型風洞実験データ

平面構造としていくつかのタイプを設定し、煙源の位置、煙源の高さを変えた組合せでケースを設定し実験した(下線を引いたものを右ページに例として図示)。

- ・ 建屋形状：タイプ A (単体) 3列, 3 × 1列, 3 × 3列, 5 × 7列(結果を右図に示す)
- タイプ B (3倍幅) 5 × 5列 タイプ B (5倍幅) 1列
- タイプ D (風上側建屋・3倍幅) 2列
- ・ 煙源高さ：0.5Hb, 1.5Hb

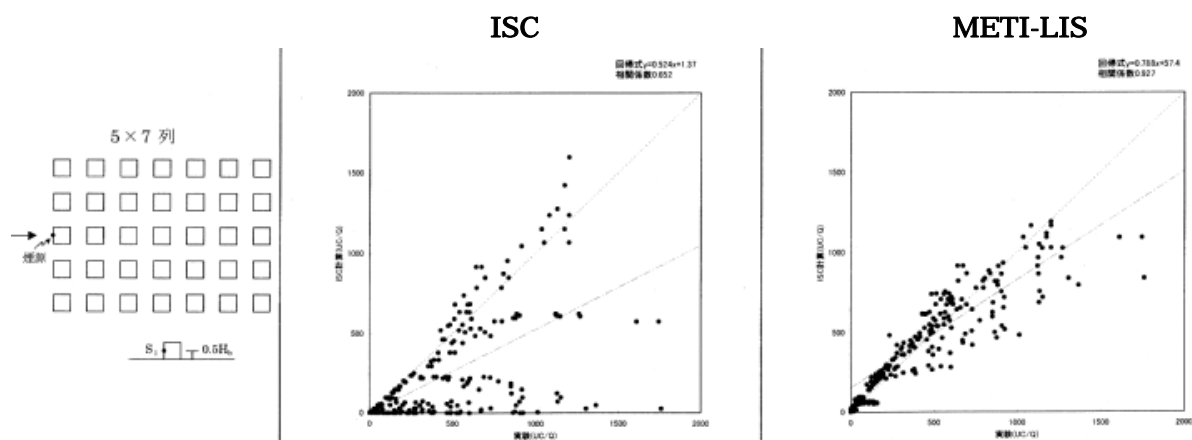
ISC モデルと METI-LIS モデルで推算したデータと風洞実験データを比較した。結果の 1 例(タイプ A, 5 × 7 列)を、推算濃度と実測濃度の相関グラフとして示す。横軸(実験値)・縦軸(推算値)とも対数軸であることに注意。結果として、METI-LIS モデルの方が相関係数が高く、予測精度が向上しているとしている。

単純建屋模型風洞実験 河内ら(2001) と 関東経済産業局(2001) による
基本構成の例



タイプA 5×7列の結果の比較

横軸：実験データ 縦軸：計算値 対数値



比較結果の例

項目	ISC	METI-LIS
タイプA：3列	$y=0.340x + 61.1$	$y=0.825x + 82.2$
	$r=0.383$	$r=0.785$
3×1列	$y=0.553x - 10.4$	$y=0.676x + 153.2$
	$r=0.867$	$r=0.934$
3×3列	$y=0.448x - 3.18$	$y=0.745x + 74.4$
	$r=0.680$	$r=0.934$
タイプA：5×7列	$y=0.524x + 1.37$	$y=0.788x + 57.4$
	$r=0.652$	$r=0.927$
タイプD：風上側建屋 2列	$y=1.009x - 24.721$	$y=1.262x - 9.551$
	$r=0.969$	$r=0.990$

横軸 x：風洞実験値，縦軸 y：計算値 いずれも対数軸．r：相関係数

この種の解析としては，相関式 $y = ax + b$ の a が 1 に近く，b が 0 に近く，r が 1 に近いほど良い相関があることになる．

工場模型風洞実験データ

運用方法の妥当性を検討するために、工場模型(右図に例を示す)を用い、評価対象建屋の選択・直方体近似・GEP 高さの設定等を順次進める METI-LIS 運用方法の妥当性を検討した。

METI-LIS の運用は第 6 章で述べた手順に従う。

- ・ 模型の多くの建屋のうち、主要な 5 つの建屋をリストアップ 図の ~
- ・ 5 つの建屋につき直方体近似
- ・ 各建屋につき、幅 W_b ・高さ H_b ・GEP Stack 高さ の設定
- ・ これらのデータをインプットデータとして、METI-LIS モデルと ISC モデルで計算
右図に結果を示す。

結果の判断

- (1) ISC モデルより METI-LIS モデルの方が予測精度が向上している。
- (2) 5 種類の建屋のうち、建屋 の形状を入力して計算した場合が、最も予測精度が良い。

METI-LIS の運用としては、この工場建屋群・煙源配置では、建屋 を「代表建屋」として選定するのが適当である。判定の考え方を右の表に示す。

判定のステップを以下に示す。

step 2 建屋と煙源の位置関係から、建屋 と が除外される

step 2 GEP Stack 高さの比較 最も大きいのは

実際に METI-LIS モデルで計算した結果も、「最も拡散場に影響を及ぼす建屋」は であるという結果と一致する。

煙源の位置が明示されていないが、縦横の 2 直線の好天であろう。高さは 7m

項目	ISC	METI-LIS
建屋	$y=0.532x + 46.8$	$y=1.364x + 92.4$
	$r=0.430$	$r=0.635$
建屋	$y=0.591x + 36.9$	$y=1.114x + 101.5$
	$r=0.521$	$r=0.634$
建屋	$y=0.562x + 39.3$	$y=1.141x + 83.2$
	$r=0.436$	$r=0.628$
建屋	$y=0.647x + 49.0$	$y=2.678x + 160.0$
	$r=0.495$	$r=0.602$
建屋	$y=0.546x + 34.9$	$y=0.969x + 114.2$
	$r=0.563$	$r=0.631$

関東経済産業局(2001)の総合報告書では、さらに 2 種類の別の工場模型についての検討結果も報告し、「前述の代表建屋の選定方法が、異なる工場模型に対してもほぼ妥当であることが裏付けられた」としている。

結果として、

METI-LIS モデルが ISC モデルに比べて同等か、それ以上の予測性能があるという結論である。

工場模型風洞実験

工場模型建屋配置 評価対象建屋は ~

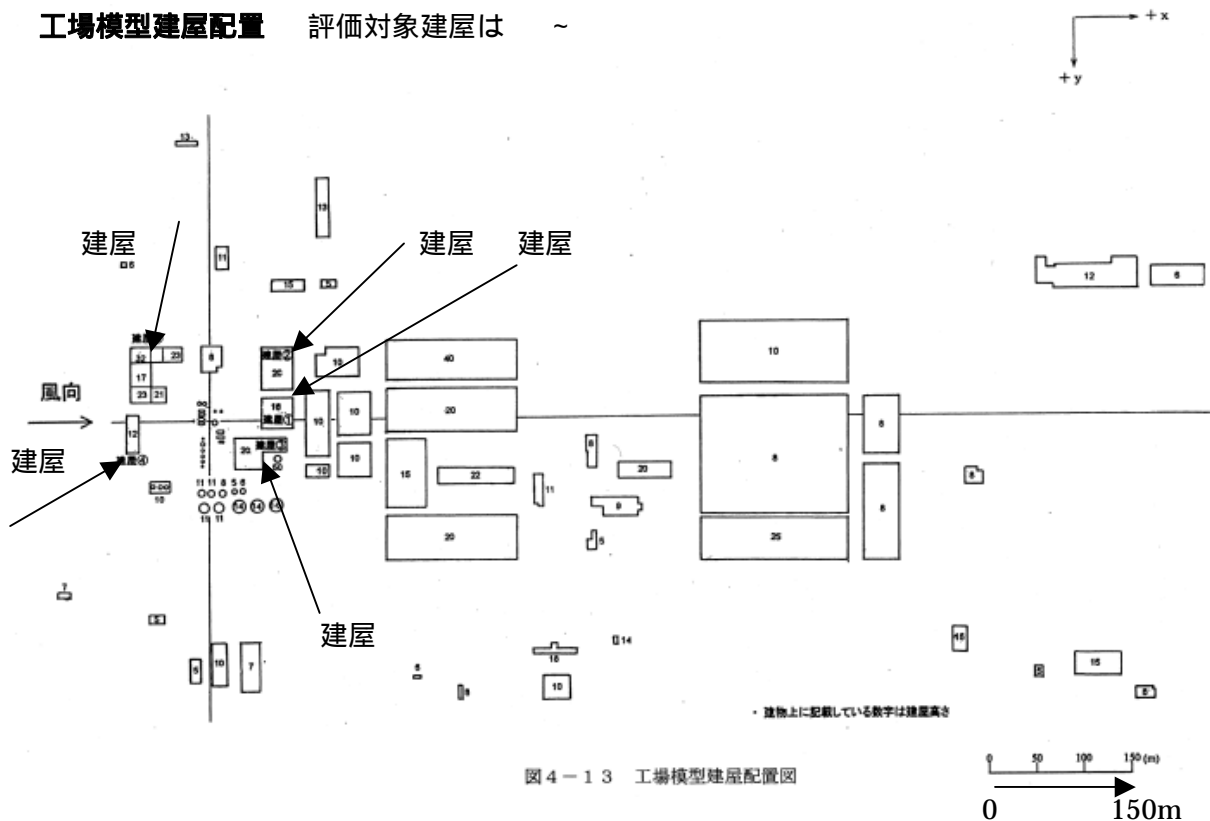


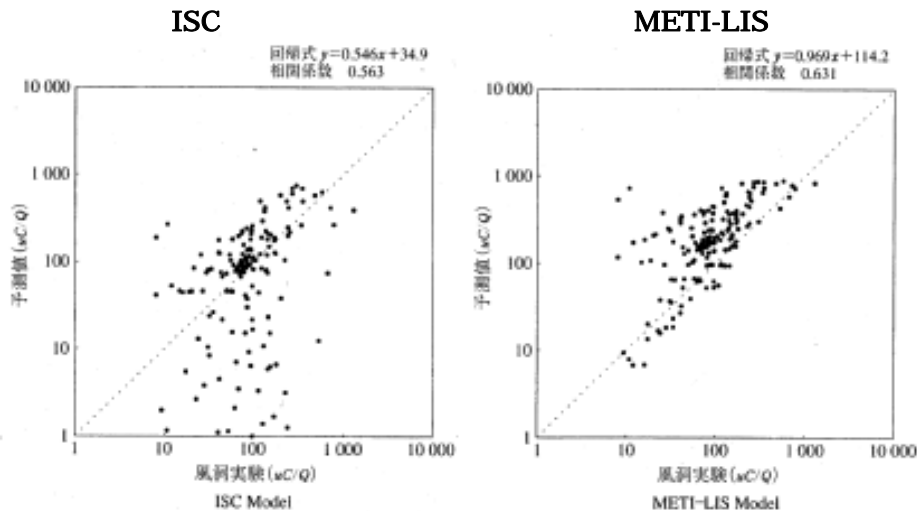
図4-13 工場模型建屋配置図

主要建屋に関する判定

建屋	予測精度	影響を及ぼす建屋の判断	判定基準	GEP Stack 高さ m
		影響あり		40
		× 影響なし		50
				50
		×		30
	良			57.5

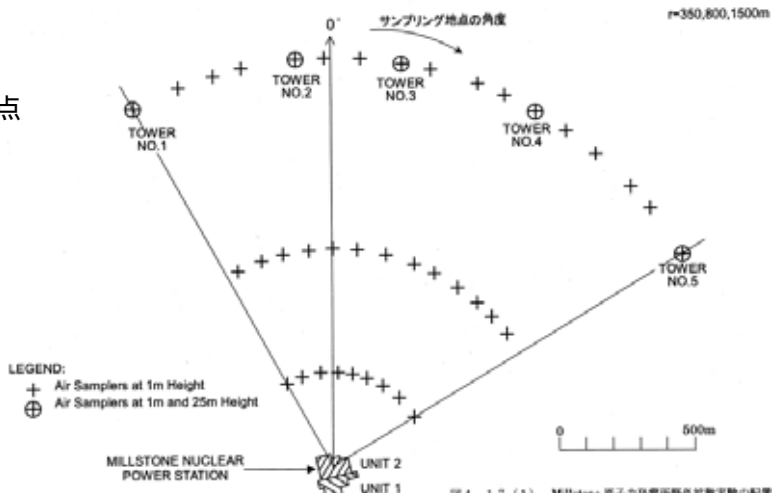
結果の比較

建屋 についての結果



Millstone での実験

煙源と測定点



濃度相関の比較

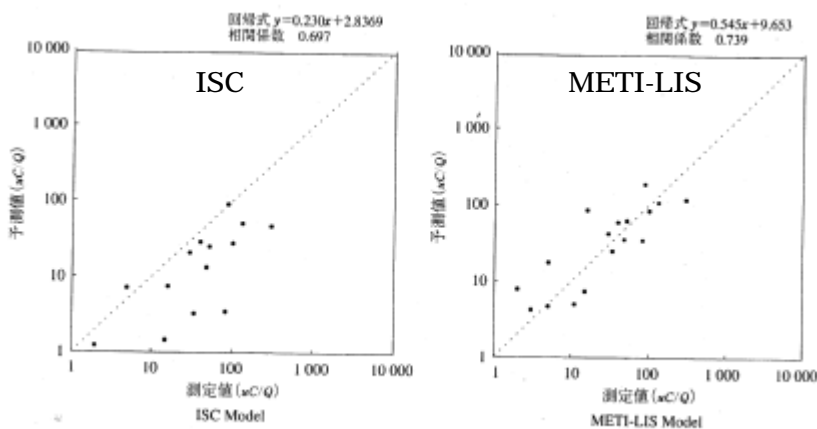
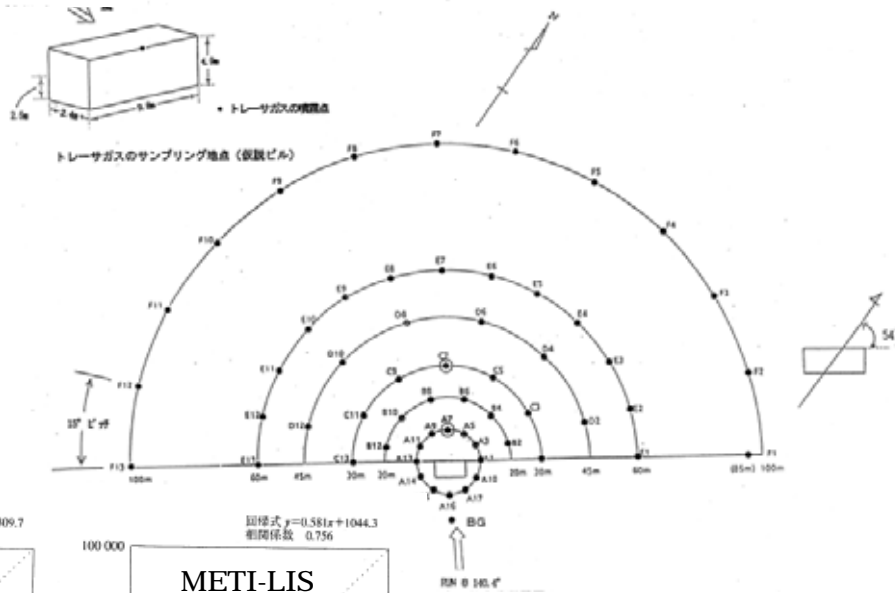


図4-17(1) Millstone 原子力発電所野外拡散実験の配置図

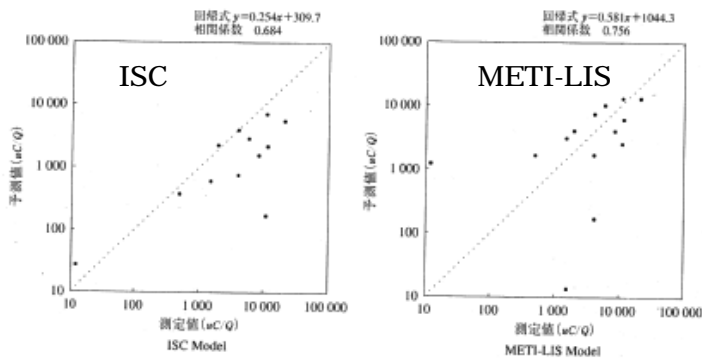
(b) Millstone 地点 (Run 18, 25/10/1974)

鶴見での実験

煙源と測定点



濃度相関の比較



ISC
 $y = 0.2536x + 308$ $r = 0.684$
 METI-LIS
 $y = 0.5812x + 1044$ $r = 0.756$

(a) 鶴見地点 (Run 8, 6/7/1971)

8.3 ISC モデルの評価

METI-LIS モデルは、これまで何回も述べたように解析解モデルとして標準的な ISC モデルを基本にし、特に建屋影響をより精度良く評価することを目標に開発されたものである。したがって、METI-LIS の拡散数式モデルの基本機能は、ISC の機能に準ずることになるので、そのモデルとしての機能の検証には、ISC モデルの機能を良く理解しておく必要がある。

幸いにも、歴史の長い ISC のモデルとしての妥当性に関しては、多くの議論がなされてきている。換言すれば、「米国で規制に使えるモデルとして約 30 年に近い長い歴史を経て現在にあるもの」として、信頼できるという評価も成り立つ。

ここで簡単に、ISC に関する検証の文献をまとめておく。

8.3.1 文献資料にみる ISC モデルの検証

ISC は、1970 年代の終わりに米国 EPA が開発し、大気清浄化法 Clean Air Act の規制を実施するにあたって化学物質の大気環境中濃度を推算する標準的モデルとして使われてきた。ISC2、ISC3 と発展してきた歴史を表に示す。25 年を経て、標準モデルとしては 2006 年末で AERMOD にその座を譲ることになった(EPA(2005))。

Irwin(2002)の総説を中心に関連モデルの変遷を章末の表に示したが、そのうち ISC 関連は右の表のとおりである。

ISC の検証に関しては、EPA 内部・外部の専門家による内部資料・技術解説書などと、外国も含めた使用者からの学術論文などが多数報告されている。網羅的な調査は実施できていないが、現在までに入手した資料を整理した。

EPA からは、詳細な User's Guide(EPA(1995))の他に、ISC をモデルとして採用した多くのリスク評価システムで、その機能の解説がある。例えば、3MRA(EPA(3MRA))、あるいは焼却場評価(EPA(HHRAP))のいくつかのガイドラインにも簡単な記述がある。そのモデルとしての妥当性を検討し報告しているが、個別的・相対的であり網羅的・絶対的なものではない。

例として、3MRA 文書での ISC に関する記述の概要を示す。

EPA 外の研究者による技術論文が報告されている。発展途上国の科学者からのものも目立つ。欧米では、現時点では、学術論文として報告するテーマではないという感じかも知れない。

検証は簡単ではない。近隣あるいは局所という位置付けではあっても発生源から数 100m ~ 数 10km の広い範囲の空間において、各種の気象条件における長時間にわたる事象を追跡する必要がある。多くの関係者の関与が必要であり、日本では至難の事業であろう。

これらの資料に記述されているものは、検証といっても必然的に、「個々のケースでどうだこうだ」、「こういう条件ではこうだ」という内容が中心であり、一般性のある客観的評価は無理である。

右の表からもわかるように、拡散プルーム式単独の評価は意味がない。地形・建屋・沈着などの影響を評価してはじめて実際への応用が検討できる。ISC ISC2 ISC3 と発展し、建屋影響と組合せて ISC-PRIME となった経緯がわかる。結果として、AERMOD-PRIME にとって替わられる時代を迎えることになった。

ISC モデルの変遷 Irwin(2002)を基本に加筆した

年	システム	+ 機能	ガイダンス	モデル評価の基準
1977	CRSTER I	rural		metersticks
1978	RAM	urban	Guideline 推奨 + 代替 手続き複雑	評価基準なし
1979	ISC	wake		Randerson
1981				Fox
1982	INPUFF	puff		
1983	CALPUFFへ		GEP ガイド	
1984				Fox, Smith, Irwin & Smith
1985			地形影響ガイド	
1992	CTDM/PLUS ISCST2	complex terrain area source		
	AERMOD	CBL:convective boundary layer		
1994	DEPST AREAST ISC-COMPDEP	dry deposition		
1995	ISCST3		ST/LT User's Guide	
1996				
1997	ISC-PRIME	building downwash		
1998		SCIM time sampling plume depletion		
2000	CALPUFF			ASTM D-7144-00
2005	AERMODへ			ASTM D-6589-05

ISC3 の Verification と Validation 3MRA 文書での記述 EPA(3MRA)による

- ・ Verification は本体システム，あるいは，前後の処理システムとの関係における整合性か．
モデルで採用した物理・化学・数学過程が目的どおりプログラム化されているか．
- ・ Validation は，期待される機能を正しく果たし，実世界の測定データを表現できるか．
長く EPA で使用され大気モデルガイドラインでも preferred model とされている．1979 年に公布され，その後改訂されてきた長期間に，かなりの一般評価とコメントを受けてきた．これらのやりとりの経過は Docket で公開されている．

ISCST3 が採用されてきた理由 EPA(HHRAP)の解説の中で，p3-4 以下

- ・ 地域・州・地方の多くの当局が使用している他に，以下の基準の多くを満足しているから．
- ・ 各種の産業排出源(例えば，短・高エントツ，工程・貯蔵過程からの散逸排出 fugitive emissions)からの大気汚染の評価において，広く行政として受入れられた経験がある．
- ・ 単一排出源だけでなく多排出源 multiple sources も評価できる
- ・ ガスあるいは粒子として排出されたものの物理化学性に基づいて沈着と除去を評価できる
- ・ 濃度評価の位置としては，適用可能な範囲の中で任意の点を grids として設定できる
- ・ 多数年にわたる毎時の気象条件データを順次解析して，短期(急性)と長期(慢性)平均値を出力できる
- ・ 建物のダウンウォッシュ影響を評価できる

8.3.2 数値解モデルとの比較 関東経済産業局(2001)による

ISC も METI-LIS もいわゆる解析解モデルであり，簡単なガウス型関数でブルームの広がりを表現する．これは短時間に計算できる点で有用であるが，計算機内で拡散方程式を逐次解きながら計算する数値解モデルと呼ばれる方式に比べると，精度は良くない．

解析解モデルの妥当性を示すひとつのデータとして，METI-LIS モデルの基となる ISC モデルと数値解モデルについて比較した結果が，関東経済産業局(2001)にかなり詳しく報告されている．

数値解モデルによる濃度再現計算

数値解モデルの結果を，野外での拡散実験および風洞実験の結果と比較検討する．以下の項目が，報告されている．

- 1) 野外拡散実験と風洞実験および数値解モデルの各種条件
- 2) 計算対象領域：水平方向 約 500×900m，鉛直方向 約 150m，風下方向 約 500m まで
- 3) 計算モデル：
 - 基礎式 (a) 気流計算モデル (b) 移流拡散方程式
 - 数値解法
- 4) メッシュ分割と構造物のモデル化：
 - メッシュ分割幅 不等間隔 水平方向：3m～6m 鉛直方向：2m～20m
 - メッシュ数 $92 \times 74 \times 29 = 197,432$ 点
 - 工場内の構造物のモデル化 ビル・家屋，配管系構造物，タンク，煙突
- 5) 計算条件： 風向風速 排出量 乱流拡散係数 境界条件
 - 計算時間とタイムステップ
 - 気流計算：300 秒まで
 - 拡散計算：500 秒までで定常に達する

拡散モデルの比較検討

- 1) 数値解モデルの濃度計算結果 右図に簡単なイメージ図
- 2) 風洞実験との比較検討 以下は右表にまとめ
- 3) 現地実験との比較検討
- 4) ISC モデルとの比較検討

まとめ

数値モデル vs 風洞実験：

相関係数 $r \sim 0.9$ ，勾配 0.75～0.94 と一致の程度は良好である．

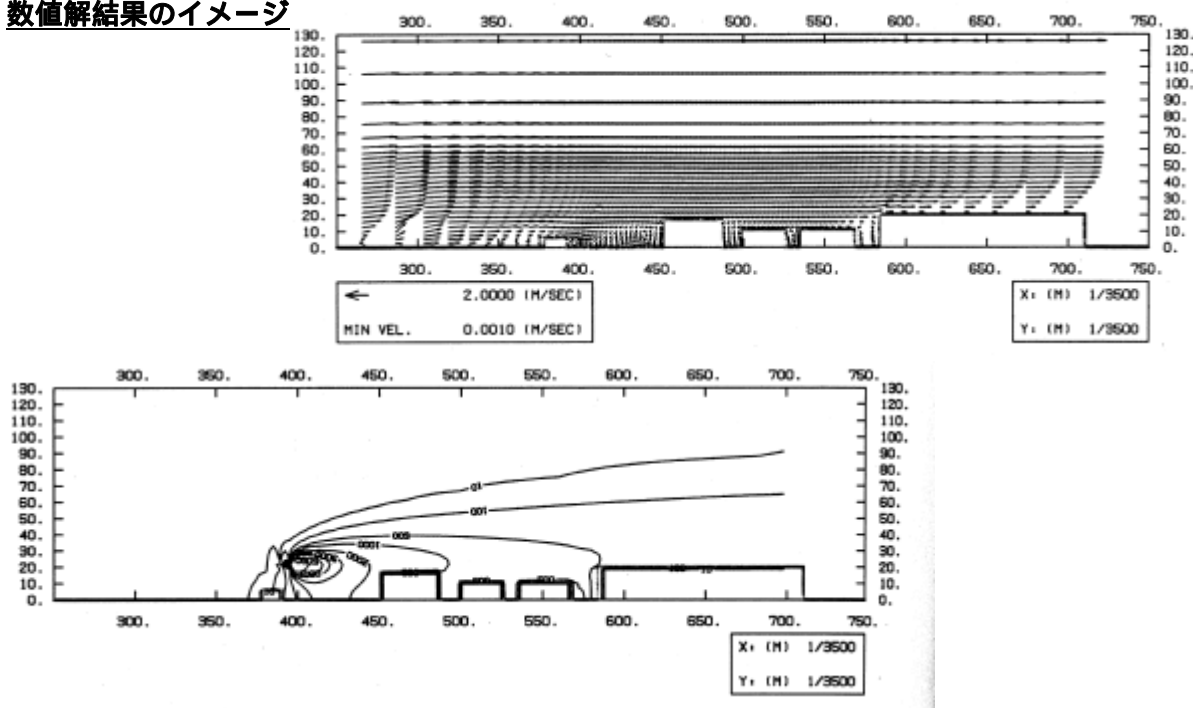
現地(野外)実験：

計算値が過大評価の傾向にある．

まとめ：数値モデル vs ISC

ISC モデルは，ある程度の風下距離(例えば 250m)以遠で，数値解モデルの代用となり得る．

数値解結果のイメージ



数値解モデルとISCモデルの相関関係

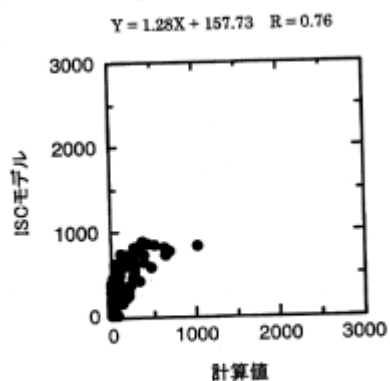


図 5-19 計算値とISCモデルの比較(CASE-A)
単位 (UC/Q × 10⁻⁶)

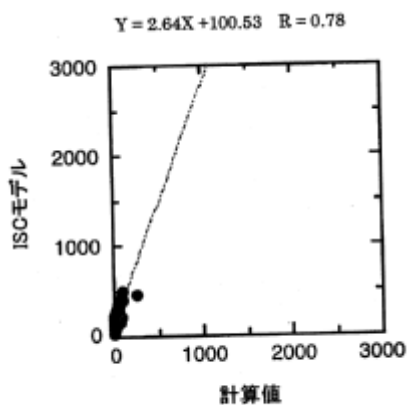


図5-21 測定点81より風下での比較(CASE-A)
単位 (UC/Q × 10⁻⁶)

数値解モデルと実験，数値解モデルとISC との比較検討

パラメータ	数値実験 vs 風洞実験	数値実験 vs 現地実験	数値実験 vs ISC
放出口高さ	地上 7m r : ~0.9 a : 0.75 ~ 0.94	計算値が過大	地上 7m と 21m
風下距離	地上 21m 放出口近傍で数値解過大 その他 r>0.9	実験時の大気不安定側 工場内建屋は配管多い	全体の計算点： 相関低い 250m 以遠： r ~ 0.8

数値解モデルは，過大の傾向あり

ISC モデルも，ある程度の風下距離をとれば，数値モデルに近い濃度予測が可能であると
考えられる。

8.4 ISC モデルと他のモデルとの関係 - AERMOD へ

EPA は、Clean Air Act などの法律で大気環境保護を推進する中で、SO₂あるいはオゾンなどの対象化学物質の大気中濃度を推算するモデルを各種検討し、推奨モデルと、それに替わる他のモデルの内容を Federal Register で公開してきた。最新は、EPA(2005)。

1970 年代からの議論の過程で、ISC は標準的なモデルとして第一に推奨されてきたが、AERMOD に改良が加えられ、2006 年 12 月で AERMOD が推奨モデルとして使用されることになった。

詳しい議論と考察が別途望まれるところであるが、ここでは、EPA(2003)に基づいて、ISCST3 と AERMOD の比較検討内容を紹介するにとどめる。

観点は以下の 15 項目に及ぶ。章末の表 に抄訳した。

1. 発生源のタイプ
2. プルームの上昇
3. 気象データ入力
4. 気象データの特性表示 profiling
5. プルーム拡散での気象データの活用
6. プルームの拡散：一般的
7. 都市域の処理
8. モデル地域の表面特性の特性づけ
9. 接地境界層のパラメータ
10. 混合層高さ
11. 地表面の表現
12. プルームの拡散：プルームの広がり率
13. 混合層上蓋(リッド)とプルームの関係：対流が起こる条件で
14. 混合層上蓋(リッド)とプルームの関係：安定な条件で
15. 建屋ダウンウォッシュ

簡単に言えば、AERMOD は以下の点で ISC より進んでいるという評価である。

- ・ 気象情報の有効利用
- ・ 地表面に近い高さ(接地境界層 PBL：Planetary Boundary Layer)での動きの詳細な解析
- ・ 上層への物理的乱れの考慮

以下の点では、特にちがいはない。

- ・ 発生源の種類(点・面・体積など)では変らない
- ・ 建屋の影響評価は、別の評価システム PRIME との結合という意味では同じである。

ISCST3 と AERMOD

EPA(3MRA) : Appendix A “Side by Side Comparison AERMOD versus ISCST3”

項目	ISCST3	AERMOD(version02222)	コメント
1. 発生源のタイプ	点・面・体積	同左	モデルとしては同等
2. プルームの上昇	煙突頂の風速と鉛直方向温度勾配 Briggs 式	安定側と不安定側で別処理	AERMOD が優る；対流による上下運動などを説明できる
3. 気象データ入力	1レベルのデータ	任意に多レベルのデータ	AERMOD は多種のデータに対処可能
4. 気象データ特性表示	風速のみ	風速・温度・乱れを処理	AERMOD がずっと改善
5. 気象データ活用	すべての風下距離に対して煙突頂での変数	プルームの広がり全体において実測の変数	AERMOD の扱いははるかに進歩
6. プルームの拡散：一般的	水平方向・鉛直方向でガウス型処理	安定側ではガウス型；不安定側では鉛直方向を非ガウス型確率密度関数	AERMOD の処理が実際の条件をより正しく表現する
7. 都市域の処理	都市域処理の on/off は任意；すべての源を田園域か都市域で設定	人口特定で都市域の多様な条件を考慮；発生源は各個に田園域か都市域か	AERMOD は発生源を田園域/都市域と指定できる
8. モデル地域の表面特性の特性	田園域か都市域かの選択	粗度長・アルベド・Bowen比を方向と月で選択	AERMOD は選択肢が広い
9. 接地境界層のパラメータ	風速・混合層高さ・大気安定度	摩擦速度・M-O 長さ・対流速度スケール・物理的/対流的混合層高さ・顕熱輸送量	AERMOD は最新のPBLの特性化に必要な変数を提供する
10. 混合層高さ	Holzworth の方式；最大午後混合層高さの内挿を使用	物理的/対流的混合層高さを使用；対流高さは毎時の顕熱輸送量の累積量	AERMOD の処理が、より実際に表現できる
11. 地表面の表現	各レセプター位置での高さ	デジタル地表高さモデルを使用し、前処理で得られる地表高さを制御	AERMOD は流線型高さアルゴリズム用の情報を提供できる
12. プルームの拡散：プルームの広がり率	6種の大気安定度クラスによるのみ；Pasquill-Gifford の表	鉛直・水平方向の乱れ特性を使用；高さで変化；連続的の広がり関数による	高さ依存性の広がり率で、AERMOD は格段の進歩
13. 混合層リッドとプルームの関係：対流条件で	プルームの中心線がリッドより上にあれば地表面濃度はゼロと仮定	3つのプルーム要素を考慮：	AERMOD は上昇と下降の確率密度関数による扱いで進歩
14. 同上：安定条件で	混合層リッドは無視（無限に高いと仮定）	地面近くの物理的混合層を考慮する。	AERMOD の物理的混合層の使用で進歩
15. 建屋ダウンウォッシュ	H-SとS-S*の方式の結合；不連続性多し	新しく PRIME のアルゴリズムを導入	PRIME モデルによる技術進歩の利益

*Huber-Snyder と Scire-Schulman

8.5 METI-LIS の評価のまとめ

METI-LIS の特徴的な機能と、次節に述べる今後の課題を右の表にまとめた。細かい議論はいろいろと可能であろうが、現時点での総括である。

8.6 残された問題 小林(2005)より

予想精度をさらに向上させるためには、下記のような点に関して課題や改良の余地がある。

- ・年平均値としての予測精度検討
短時間(数分～1時間)平均値に関しては実測値と比較検討したが、年平均値に関する予測精度は未検討である。
- ・大気安定度の影響の検討
安定度が中立である状態の風洞実験のみ行った。他の場合は未検討。
- ・代表建屋選定法
3つの工場模型で検討したが、できるだけ多くの工場建屋模型を用いて検討したい。
- ・他の建屋影響評価モデルとの比較
ISC モデルとの比較だけであり、例えば、米国の ISC-PRIME モデル(Schulman et al(2001))との比較検討が必要である。

ここで挙げられた項目は、それぞれ重要であるが、その実行は簡単ではない。それを承知で敢えて付記すれば、米国で排出源規制評価用標準モデルとして ISC の代替となった AERMOD(AMS/EPA Regulatory **MO**Del) (EPA(2005), EPA(AERMOD))との比較検討も今後の大きな課題と言えよう。

METI-LIS 機能のまとめ

項目	METI-LIS の機能	付 記	残された問題
対象物質	粒子状物質も評価 乾性沈着を評価	ガス状物質は当然	湿性沈着は評価しない
排出源	低煙源・低浮力源を評価 線源(周辺道路の自動車) も評価	高い煙源ももちろん いくつかの制限がある ・ガス態のみ ・発生源高さ 0 m	
気象	アメダスデータ活用 短期～長期		安定度「中立」でのみ風洞 実験 年平均値に関する予測制 度の検討
建屋	建屋の影響評価	風洞実測	建屋検討の事例を増やす
検証	米国での ISC の実績		安定度の影響 ISC-PRIME などとの比 較検討も
応用 普及	英語版開発		
使い易さ	地図画像との重ね CSV ファイルで結果渡し 応用へ 無償で提供 取扱説明書・マニュアル ・活用術ノート 完備	試用版公開でユーザーの 意見取り入れ	

付録 1

3 MRA における ISCST3 の評価

EPA(3MRA)

大気拡散モデルの verification (システムとしての整合性) と validation (予測の正しさ)

A.1 大気モデルの概観

A.2 ISCST3 検証の歴史 verification システムとしての整合性

1979 非反応性有害物質のモデルとして

Irwin(2002)が発展の歴史を記述している

1992 大変更 ISCST2

1989 superfund との関連で, 面源からの排出
有限直線近似 finite line source では非現実的結果

1992 AREA-ST として公開 integrated line source

1994 大気 他の媒体への移行 dry deposition を
plume depletion も DEPST として公開

1993 間接暴露 焼却場と産業用炉も評価する

すべての terrain での dry と wet deposition を評価するモデルとして region 5 が推進

AREA-ST と DEPST を結合して ISC-COMPDEP へ

点源用の COMPLEX も結合

検証結果は, Strimatis(1993)に報告

ISCSTDFT として AQM のガイドライン付属 C に提案

これが 60FR 40465 で 1995/8/9 に ISCST3 として公布された promulgate

HWIR の要求を満たすために Hazardous Waste Identification Rule さらに改良

まず計算時間

1. 連続時間気象データでなく 規則的サンプリングで
SCIM(Sampled Chronological Input Methodology) 年平均値へ
試験した 1998

2. plume depletion 特に面源について 1998 に 1983 のものを改良

さらに 3 MRA に採用にあたって試験計画あり

1. 全体の流れ
2. spline surface
3. plume depletion を正確に
4. SCIM を正しく

A.3 ISCST3 の validation 予測の正しさ

濃度と乾性沈着, 湿性沈着を評価

濃度は比較データが多いが, 沈着実験は難しい

以下の記述でモデリングが大気中の物理過程をよく表現していることを示そう

A.3.1 濃度推定

ISCST : 1979 は以前のモデル CRSTER : 1977 から発達 building downwash を追加
CRSTER の検証データ 表 A-1 も有効 点源につき 4 文献
別に面源の評価も 困難

上記モデルの比較 : 1989 選択したモデルで風洞実験と比較した 1992

A.3.2 乾性沈着推定

粒子につき . 実験は困難 . 沈着速度を評価する .

各種アルゴリズムを比較して , most appropriate approach を選択

簡単に入手できる気象・物理・化学データで推算できること

1997 に感度解析 期待される範囲にはいるという結論

depletion : 発生源からの減少分

1998 の早くしっかりしたモデルを採用した 検証された 私信だが

A.3.3 湿性沈着推定

粒子と蒸気につき

すべてのガスについて単一の値 小粒子の扱い 1980 の提案である Maul

A.4 ピアレビュー

ISCST3 は長く EPA で使用され Guideline でも preferred model とされている

はじめに公布されその後改訂されてきた長期間の間に , かなりの public review とコメントを受けてきた . これらのやりとりの過程は Docket で公開されている .

改訂 :

処理時間の短縮 : サンプル間隔選択

さらに unit emission rate 採用 年平均

single scavenging coefficient 蒸気の湿性沈着に

次のモデルへの出力の改良 : dry deposition による plume depletion

ピアレビューを受けた : いくつかの改善点

depletion はあたらしいアルゴリズムが必要だろうが未開発

サンプリングは wet で , 別のサンプリングも可能に

年毎に変わる濃度 沈着の推定 物質固有の scavenging 係数の必要性など

EPA(3MRA) 終わり

付録 2

米国の大気拡散モデル検証用実測データ

EPA(2003)

モデルの検証には、比較に足るデータの取得が困難である。米国には、EPA が管理している 17 のデータベースがある。AERMOD の評価に利用された。

http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm#aermod の記述を採録する。

This folder contains the evaluation databases for the AERMOD dispersion model (dated 02222). Each subfolder contains the raw inputs and outputs for AERMET, AERMAP (if applicable), BPIP (if applicable) and AERMOD. A separate subfolder containing the observed concentration data is provided. Subfolders are also provided for other models included in the evaluation.

A total of 17 databases were used in the evaluation of AERMOD. The databases and their role within the AERMOD performance evaluation are identified below:

AGA	Flat, Rural, Downwash, Independent
Alaska	Flat, Rural, Downwash, Developmental
Baldwin	Flat, Rural, Non-downwash, Independent
Bowline	Flat, Rural, Downwash, Developmental/Independent*
Clify Creek	Flat, Rural, Non-downwash, Independent
DAEC	Flat**, Rural, Downwash, Developmental
EOCR	Flat, Rural, Downwash, Independent
Indianapolis	Flat, Urban, Non-downwash, Developmental
Kincaid SF6	Flat, Rural, Non-downwash, Developmental
Kincaid SO2	Flat, Rural, Non-downwash, Developmental
Lee Wind Tunnel	Flat, Rural, Downwash, Independent
Lovett	Terrain, Rural, Non-downwash, Developmental
Martin's Creek	Terrain, Rural, Non-downwash***, Independent
Millstone	Flat, Rural, Downwash, Developmental
Prairie Grass	Flat, Rural, Non-downwash, Developmental
Tracy	Terrain, Rural, Non-downwash, Independent
Westvaco	Terrain, Rural, Non-downwash, Independent

* Half of the days for Bowline were randomly selected for use as a developmental database for PRIME, and the full year was used as an independent database.

** The DAEC database included some elevated terrain, which was included in the final evaluation results.

*** Martin's Creek included some limited downwash effect due to nearby cooling towers, which was included in the final evaluation results.

付表 8 - 1 一般技術資料による ISC の評価など Riswadkar et al (1994)を引用した文献 Kumar A (Univ. Toledo OH) を中心に

資料	報告者	内容	ISC の評価	コメント
Abdul-Wahab (2004)	Abdul-Wahab S A ; Sultan Qaboos Univ, Oman	ISCST の評価 地形の影響(平坦と実際) SO ₂ について .近隣に住民	モデル濃度は低目に出る 平坦では , だまし WHO の基準値は下回る	評価の引用文献あり 精油所近辺 < 1km での濃度
Jampana et al (2004)	Jampana S S ; Kumar A; Varadarajan C ; Univ Toledo, OH	AERMOD の工業地帯への応用	AERMOD は ISC の改良版 6 点で改良された	ISC-AERMOD view という UI
Abdul-Wahab (2003)	Abdul-Wahab S A ; Sultan Qaboos Univ, Oman	ISCST32 の評価 SO ₂ の拡散 製油所 WHO 基準値 365 μg/m ³	月間平均でモデルは過小評価 基準値以下 製油所が汚染してはいない	
Cheng (2001)	Cheng W L ; Tunghai Univ, Taiwan	中央台湾における風状態による SO ₂ の場所-時間変動	ISC モデルは以前うまくいかなかった(複雑な地形・気象で)	10 か所の測定データ使用
Kumar et al (1999)	Kumar A; Bellam N K; Sud A ; Univ Toledo, OH	ST と LT モデルの挙動. SO ₂ .都市域における長期濃度の予測. クイック解説	比較的良いが , ISCS3 > ISCLT3 両者とも予測値 < 実測値	統計パラメータで評価
Lorber et al(1999)	Matthew Lorber, Randall Robinson, & Alan Eschenroeder, EPA など	ISCST3 の沈着量評価 ダイオキシン類の土壤中濃度で検討	土壤中濃度で 10 倍以内の濃度予測となる	排出源から 3km 以上はなれるとバックグラウンド濃度になる
Riswadkar et al (1999)	Riswadkar R ; Mukhopadhyay N ; Occidental Chem Corp,	EPA RMP への対応 . Oxychem 社の経験.EPA の lookup table では不足.	ALOHA,CHARM,PHAST,TRACE らで検討.ISC は言及なし	Risk Management Program : 最悪シナリオで基準値を超えない最大距離を報告.例えば 塩素
Patel et al (1998)	Patel V C ; Kumar A ; Univ Toledo, OH	都市域における Hg 放出に関する大気拡散 : ISCST2,	ST2 がベストマッチ . LT2 は低目.SCREEN2 は高目	統計パラメータで評価する criteria あり Kumar et

モデルの検証

		ISCLT2, SCREEN2 の3 モデルの比較, クライテリア言及	全体としては ISCST TM がベスト 改良は必要	al(1993)
Kumar et al (1996)	Kumar A ; Madasu R; Manocha A ; Univ Toledo, OH	製造所からの毒性物質放 出に関する健康リスク評 価(発がん・非がん)	ISC2ACE 使用 ISCST は安全側評価. 新しい進歩の 組込みがまだ	カリフォルニア対応 Cr, ベンゼン, ホルムアルデヒド, ガ ソリン, ジクロロメタン, Se を評価
Riswadkar et al (1994)	Riswadkar R M, Kumar A;	大規模多発生源による ISCST の評価 各種安定 度で		
Kumar et al (1993)	Ashok Kumar, Jie Luo & Gary F.Bennett. Univ Toledo, OH	モデル評価の統計的クライテ リア, 4 種モデル評価 DEGADIS, SLAB, OME,	ISC は言及なし	比較評価の尺度・統計変数 EPA(1983)を引用 事故時評価

付表 8 - 2 EPA の報告などにおける ISC の評価

資料	報告者	表題	内容	ISC として
3MRA Docs July 2003 EPA(3MRA)	Center for Exposure Assessment Modeling (CEAM)	A.2 ISCST3 の検証の歴史 verification A.3 ISCST3 の有効性 validation	1977 以来の簡単な経緯 改訂の過程 いくつかの評価文献	長く EPA で使用され大気モデルガイドラインでも preferred model とされている .1979 年に公布され、その後改訂されてきた長期間に、かなりの一般評価とコメントを受けてきた。これらのやりとりの経過は Docket で公開されている
Federal Register 40 CFR Part 51 April 15,2003	EPA	大気質評価推奨モデルのガイドライン 2003 年版 その Appendix A.5 ISC3	規制における使用条件 ・事業所からの複数排出源 ・農耕地/都市域 ・平面か緩やかな起伏地形 ・ <u>移動距離は 50km 以下</u> ・1 時間以上 年間平均まで ・連続放出源	2005 年のガイドラインでは、ISC が姿を消し、AERMOD について左記に似た条件が記載されている
焼却場評価 HHRAP(2005) Chap.3 3.1.1 September 2005 EPA(HHRAP)	Office of Solid Waste and Emergency Response	3.1.1 リスクアセスメントのための大気分散モデルに関する背景	開発の歴史 . AERMOD, CALPUFF, ISC-PRIME と も比較	・地域・州・地方当局が使用 ・各種排出源に対処 規制に受入れ ・単一源との関係明確 多数源も可 ・ガスも粒子も、沈着量と減少量 ・適用範囲内の任意の点 grid で ・毎時の気象データから短・長期 ・建屋ダウンウォッシュ評価可

付表 8 - 3 ISCST3 vs AERMOD そして METI-LIS

USEPA(3MRA) : Appendix A “Side by Side Comparison AERMOD versus ISCST3”

項目	ISCST3	AERMOD(version02222)	コメント	METI-LIS
1. 発生源のタイプ	点・面・体積	同左	モデルとしては同等	点・線を評価・面・体積は不可能
2. プルームの上昇	煙突頂の風速と鉛直方向温度勾配を用いる Briggs 式	大気安定度が安定側では、煙突頂と半分高さでの風速と温度勾配で最終プルーム高さへ；対流による不安定側では、ランダムな対流速度による上昇に重ねる	AERMOD が優る；安定側では煙突頂での風速と温度の変化を考慮し、不安定側では対流による上下運動を説明できるから	CONCAWE 式による浮力上昇
3. 気象データ入力	1レベルのデータ	任意に多レベルのデータを処理可能	AERMOD は多種の煙突とプルーム高さに対応できる	1レベルのデータ
4. 気象データの特性表示 profiling	風速のみ	風速・温度・乱れを可能な測定レベルを使用して処理	この点では AERMOD が ISCST3 よりずっと改善	
5. プルーム拡散での気象データの活用	すべての風下距離に対して煙突頂での変数	プルームの広がり全体において実測の変数(プルームの中心線から 2.15 z まで；風下距離での変化も)	AERMOD の扱いは ISCST3 よりはるかに進歩；プルーム広さを通して気象データを説明できる	ISCST3 と同じ
6. プルームの拡散：一般的	水平方向・鉛直方向でガウス型処理	安定側では水平・鉛直方向でガウス型；不安定側では鉛直方向を非ガウス型確率密度関数で処理	AERMOD の不安定側の処理が実際の条件をより正しく表現する	ISCST3 と同じ
7. 都市域の処理 urban vs rural	都市域処理の on/off は任意；他の機能は無し；すべての源を田園域か都市域で設定	人口を特定できるので都市域の多様な条件を考慮できる；発生源は各個で田園域か都市域か設定できる	AERMOD は都市の人口の関数として処理を変え、発生源を田園域、都市域と選択できる	特に urban/rural は意識しない

モデルの検証

項目	ISCST3	AERMOD(version02222)	コメント	METI-LIS
8. モデル地域の表面特性の特性づけ	田園域か都市域かの選択	粗度長・アルベド・Bowen比を方向と月で選択し, 多様な表面特性を柔軟に処理	AERMOD は表面特性の選択で, かなりの選択肢を与える	同上
9. 接地境界層のパラメータ	風速・混合層高さ・大気安定度	摩擦速度・Monin-Obukhov長さ・対流速度スケール・物理的/対流的混合層高さ・顕熱輸送量	AERMOD は最新の接地境界層(PBL)の特性化に必要なパラメータを提供する; ISCST3 は不可能	風速・大気安定度
10. 混合層高さ	Holzworth の方式; 最大午後混合層高さの内挿を使用	物理的/対流的混合層高さを使用; 対流高さは毎時の顕熱輸送量の累積量による	AERMOD の処理が, 物理的要因を含み, 毎時のデータを使用して混合層高さの日内変化をより实际的に表現できるのでずっと進歩	なし
11. 地表面の表現	各レセプター位置での高さ	デジタル地表高さモデル(DEM)を使用する特別な地表前処理(AERMAP)から得られる丘陵高さと各点高さを制御できる	AERMOD の地表前処理システムは, 流線型高さアルゴリズム用の情報を提供し, レセプター高さを得るのにデジタルデータを使用	なし
12. プルームの拡散: プルームの広がり率	6種の大気安定度クラスによるのみ; 拡散幅曲線(Pasquill-Gifford)は, 平面(プレーリーの草原)での放出実験による	鉛直・水平方向の乱れ特性(実測とPBL理論から)を使用; 高さで変化; 大気安定度による離散的数式でなく連続的広がり関数による	安定度クラスによるのでなく, 高さ依存性の乱れによる広がり率の使用で, AERMOD は ISCST3 より格段の進歩	ISCST3 と同じ

モデルの検証

項目	ISCST3	AERMOD(version02222)	コメント	METI-LIS
13. 混合層上蓋(リッド)とプルームの関係：対流が起こる条件で	プルームの中心線がリッドより上にあれば地表面濃度はゼロと仮定	3つのプルーム要素を考慮：“直接”：ダウンドラフトで地面へ対流．“間接”：上昇運動でリッドに到達し結果として地面へ．リッドを透過し上の安定層をゆっくり拡散する(混合層に再進入し地面へ拡散もある)	AERMOD の処理はISCST3の“全てかなしか”の処理による過小評価の危険性を避ける．AERMODの対流による上昇と下降の確率密度関数による扱いはISCST3よりずっと進歩	考慮せず
14. 混合層上蓋(リッド)とプルームの関係：安定な条件で	混合層リッドは無視(無限に高いと仮定)	地面近くの物理的混合層を考慮する．高所のリッドからの反射を考慮	AERMOD の物理的混合層の使用は，単純なISCST3に比べ進歩	ISCST3と同じ
15. 建屋ダウンウォッシュ	Huber-Snyder と Scire-Schulman の方式の結合；多くの不連続性あり	新しく PRIME のアルゴリズムを導入	AERMOD は PRIME モデルによる技術進歩の利益あり	実験データにもとづきパラメータを改良した

付表 8 - 4 モデル評価のクライテリア

資料	報告者	内容	検証の可能性	コメント
1 . ASTM (2005) D 6589-05	引用から推算すると Irwin, J.S.の執筆かも	大気拡散モデルの機能の 統計的評価の標準ガイド evaluation 具体的手法でなく考え方の 整理	科学的内容のピアレビュー 野外データの統計評価 指標 metrics と methods 解説 bootstrap 法解説など ソフト verification コードが物 理と数学を忠実に再現しているか 感度分析とモンテカルロ	・モデル間の相対評価 ・評価の目的を明確に Oreskes et al 引用 can never be validated
2 . EPA(2003)	3 MRA DOCs のひとつ Vol. 全体プロセス	システム・モジュール・デ ータの質の保証 ensuring. 各モジュールにつき検討	verification : 数学的枠組み, コン ピュータプログラムは意図したと おりに開発されたか validation : 物理過程を正確に表現 しているか	1.ピアレビュー 45人以上 2.verification 3.validation 全レンジでは無 理 水銀で一部 不完全 進行中 4.モデル比較 TRIM と 進行中 5.代表的な全国データセット 6.感度解析と不確実性
3 . 公害研究対策セン ター(2000)	窒素酸化物検討委員会 総量規制マニュアル	計算値と実測値の整合性 の判定基準について	従来 : 相関係数 0.71 回帰曲線の 傾きが 0.8 ~ 1.2 の範囲内 今回 : 変動係数 (推定誤差比) に 変更 より合理的	
4 . Kumar et al (1999)	Kumar A; Bellam N K; Sud A ; Univ Toledo, OH	ST と LT モデルの挙動. SO2.都市域における長期 濃度の予測. クライテリア解説	比較的良いが, ISCSC3 > ISCLT3 両者とも予測値 < 実測値	統計パラメータで評価 Kumar et al (1993) 引用
5 . Kumar et al (1993)	Ashok Kumar, Jie Luo & Gary F.Bennett. Univ Toledo, OH	モデル評価の統計的クラ イテリア LFD 評価	4 モデル : DEGADIS, SLAB, OMEsimple, OMEheavy . ISC は言及なし	Appendix A で 比較評価の尺度 . 統計変数 EPA(1983)を引用 事故時評価

モデルの検証

6 . EPA(1992)	William M.Cox , USEPA	最善性能モデルを決める プロトコル ある 1 条件での値を高い ものから順に並べて	2 段階で スクリーニング factor of 2 $FB=2(OB - PR)/(OB+PR)$ FB : Fractional Bias 平均の FB vs 標準誤差の FB bootstrap で統計解析	評価の実際例あり
------------------	-----------------------	--	--	----------

付表 8 - 5 verification とは , validation とは

資料	報告者	内容	検証の可能性	コメント
1 . ASTM (2005) D 6589-05	引用から推算すると Irwin, J.S.の執筆かも	大気拡散モデルの機能の 統計的評価の標準ガイド evaluation 具体的手法でなく考え方 の整理	科学的内容のピアレビュー 野外データの統計評価 指標 metrics と methods 解説 bootstrap 法解説など ソフト verification コードが物 理と数学を忠実に再現しているか 感度分析とモンテカルロ	・モデル間の相対評価 ・評価の目的を明確に Oreskes et al 引用 can never be validated
2 . EPA(2003)	3 MRA DOCs のひとつ Vol. 全体プロセス	システム・モジュール・デ ータの質の保証 ensuring. 各モジュールにつき検討	verification : 数学的枠組み , コン ピュータプログラムは意図したと おりに開発されたか validation : 物理過程を正確に表現 しているか	1.ピアレビュー 45 人以上 2.verification 3.validation 全レンジでは無 理 水銀で一部 不完全 進行中 4.モデル比較 TRIM と 進行中 5.代表的な全国データセット 6.感度解析と不確実性
3 . Oreskes et al (1994)	Naomi Oreskes, Kristin shrader-Frechette, Kenneth Belitz ; Dartmouth College	地球科学における数値モ デルの verification , validation , confirmation verify も validate も無理	科学の対象は open な系だから verification : 真かどうか ・現実 incomplete ・仮定や推論 が存在 ・補助仮説の相殺で合うこ	(厳密にはそのとおりだろうが)

ともあり得る
validation : legitimacy 正当性 エ
ラーなし 一貫性
confirmation: モデルとデータの一
致度良ければそれだけ probable

大きな流れとして2つある

大気モデルを相対比較するときの measure としての統計指標

FB (Fractional Bias) 統計解析としての bootstrap 法

factor 2 も広く用いられている

相対比較としては OK ということが

しかし、比較対象の実測データが難しい そんなに多くはない(付録2に米国のデータベースの例)

そもそも verification と validation は？

EPA と ASTM は verification : 意図を正しくプログラム化したか バグはないか

validation : 現実を正しく表現しているか

Oreskes et al (1994) 哲学者は反対 verification true か否か

validation エラー・バグはないか

用語の詳細な意味は、英語を母国語としないものが議論しても意味がなさそうである。

モデルの検証

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry- Low rise Industrial Source dispersion model
低煙源工場拡散モデル

第9章 その他

用語集

計算情報
計算ケース
乾き排ガス量 湿り排ガス量
CONCAWE 式
GEP Stack Height
大気安定度
ダウンウォッシュとダウンドラフト
単純地形と複雑地形

引用文献

第9章 その他

用語集

このシステム特有のものを中心に解説する。

計算情報：

地図画像・対象物質・乱数計算・リストオプション・計算結果情報(の出力の詳しさ)をまとめたもの

計算ケース：

計算情報・気象・点源・線源・建屋・計算点情報をまとめて計算を管理する

乾き排ガス量 湿り排ガス量：

水分を除いた排ガス量 M^3N が乾き排ガス 水分を含めた量が湿り排ガス
 焼却に伴う排気ガスの量を議論する際に差が出る。

CONCAWE 式：

浮力による plume 中心高さの上昇分 Δh の推算

いくつかの方式がある。岡本(2001) p.194, 通産省(1998) 五訂版 p.157 参照
 METI-LIS では通産省マニュアルに従い CONCAWE の式を採用する。

$$Q_H = \rho C_p Q (T_s - T_A)$$

$$\Delta h = 0.175 \times Q_H^{1/2} \times u^{-3/4}$$

Q_H : 排出熱量 [cal/s]
 : 0 におけるガス密度 1.293×10^3 [g/m³]
 C_p : 定圧比熱 0.24 [cal/K/g]
 T_s : 排出ガス温度 []
 T_A : 周辺の気温 []
 u : 煙突出口高さでの風速 [m/s]

CONCAWE (CONservation of Clean Air and Water in Europe) :

欧州における石油業界の団体)

GEP Stack Height :

米国 EPA が GEP : Good Engineering Practice として, 建屋によるダウンウォッシュの影響を受けないために必要な煙突の高さを決めたもの。

大気汚染防止のためにガイドライン EPA(1985)を公表している。具体的内容は, 5-7 ページで解説している。

大気安定度：

ADMER の解説書を参照

ダウンウォッシュとダウンドラフト

一般には、煙突による巻き込みがダウンウォッシュ、建物による巻き込みをダウンドラフトというらしいが、最近は特に区別することなくダウンウォッシュで使われているようだ。用語としてダウンウォッシュかダウンドラフトか

	ダウンウォッシュ	ダウンドラフト
マニュアル	ほとんどこちら	p. 50 煙源高さ補正で2回のみ
取扱説明書	すべてこちら	-
活用ノート(Nov.05)	煙突風下	建屋による
河内ら(2001)	-	のみ 建屋影響評価を論じた
気象の事典	煙突の風下にできる渦による下降	建物や山などの影響による下降
v.6(1982)		
岡本(2001) p.236	煙突による巻き込み	風下にある建物による巻き込み
EIC ネット用語集	煙突の背後の気流の変化	風下にある建造物の後ろ
松梨ら(1993) p.265	-	建物風下のウェークに巻き込まれ
横山(1997) p.36	煙突風下側での巻き込まれ	ダウンウォッシュあるいはダウンドラフト
CRM リスクアセスメント用語集	ダウンドラフト：ダウンウォッシュともいう	
	煙突などの排出口から排出されたガスが煙突自体や近傍の建造物の風下にできた渦に巻き込まれて下方に強く拡散する現象。	
産環協(1998) p.146	煙突の背後あるいは付近の建造物	ダウンウォッシュあるいはダウンドラフト。最近ではダウンウォッシュと呼ぶ
EPA(1985) p. A-3	Down-wash : chimney	Down-draught : Building or a hill
ISC-PRIME	Building Downwash	
Schulman et al (2001)		
ISC guidance(1999)	Stack-tip downwash も building downwash も	downdraft は ない down-draught でないか?

敢えて区別する必要もないのかも知れないが、ダウンウォッシュが主流のようである

参考

EIC ネット環境用語集 <http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&serial=1664> より

ダウンウォッシュ 【英】 Downwash

解説 |

煙の大気拡散現象を表す用語。'煙突から排出された煙は普通、その吐出速度と高温による浮力によって上昇し、気流や希釈により大気中に拡散していく。しかし排出されるガスの吐出速度が周囲の風速よりも小さく、また、排煙温度が低い場合には、煙はあまり上昇せず、煙突の背後の気流の変化によって生じる渦に巻き込まれて降下することがある。この現象をダウンウォッシュという。

これに伴って、大気中に広く拡散されるはずの汚染物質が煙突周辺に、もしくは地表付近に留まり局地的に汚染物質濃度を高めるため、この現象を抑制する必要が生ずる場合がある。改善策として煙突出口の形状の工夫、吐出速度を高めるなどの措置が有効とされる。

関連 Web サイト |

環境 Q&A 「ダウンウォッシュが起こる条件について」

<http://www.eic.or.jp/qa/?act=view&serial=7292>

「低煙源工場拡散モデル（有害大気汚染物質の大気拡散予測）」（経済産業省関東経済局）

http://www.kanto.meti.go.jp/seisaku/kankyo/recycle/20011217meti-lis_top.html

作成日 | 2003.09.12 更新日 | 2005.08.05

<http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&serial=1665> より

ダウンドラフト 【英】Downdraft

解説 |

煙の大気拡散現象を表す用語。煙突から排出される煙の吐出速度が周囲の風速よりも小さく、また、排煙温度が低い場合には、煙はあまり上昇せず、**風下にある建造物の後ろ**で生じる渦に巻き込まれて降下し、滞留を起こすことがある。この現象をダウンドラフトという。

これに伴って、大気中に拡散されるはずの汚染物質が建築物付近に留まり汚染物質濃度を高めるため、この現象を抑制する必要がある場合がある。改善策として煙突高を周囲の建造物より高くする、吐出速度を高めるなどの措置が有効とされる。

関連 Web サイト |

低煙突を対象としたダウンドラフト時の大気拡散予測手法の開発（財団法人電力中央研究所）

<http://ge-rd-info.denken.or.jp/ge-leaflet/pdf/T02032.pdf>

「低煙源工場拡散モデル（有害大気汚染物質の大気拡散予測）」（経済産業省関東経済局）

http://www.kanto.meti.go.jp/seisaku/kankyo/recycle/20011217meti-lis_top.html

単純地形と複雑地形：

「単純地形」とは、

A = 計算点の地上標高 が ,B = 煙源地上標高 + 実煙突高 以下であることを意味する(A < B).

単純地形下では有効煙突高を次の式で補正する .

$$He_{simple} = He - (ALT_{receptor} - ALT_{source})$$

He_{simple} : 単純地形下の有効煙突高 He : 平面地形で評価した有効煙突高

ALT_{receptor} : 計算点の標高 ALT_{source} : 煙源地上標高

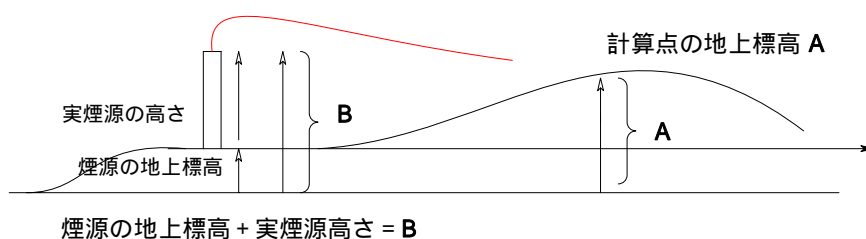
$$A = ALT_{receptor}$$

$$B = ALT_{source} + He$$

条件 A < B は ALT_{receptor} < ALT_{source} + He

これは He_{simple} > 0 を意味する . これが成立しないと , 地形を考慮した煙突高さ He_{simple} が 0つまり地面下となってしまう .

単純地形のイメージ



単純地形であること A < B
つまり、降下することはあっても這い上がることはない

「活用術ノート」の解説 (p.35)

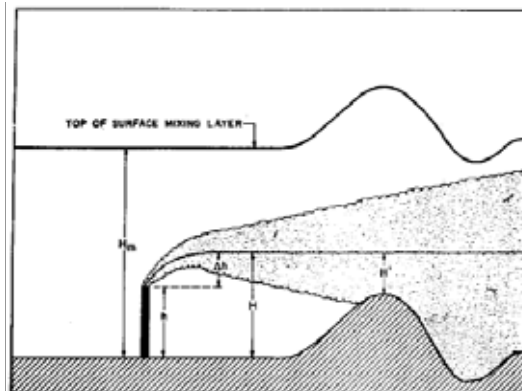
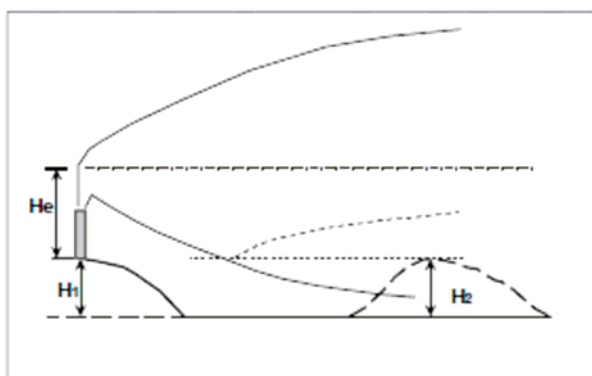
丘の高さ(谷でも同様、ただし上下が逆)に応じて計算点を上げる代わりにプルーム軸を下げて考えるだけで、プルームが丘にぶつかって上昇する効果を考慮できません .

完全反射のプルーム式が使われているため、一つの計算点だけが突出したような地形(H2)の場合でも、その計算点標高がはるか上流からずっと続いている平坦地表面を反射し続けてきたと仮定してしまうこととなります(下図参照) .

もし stack-tip-downwash があれば、排出口より低い標高でも「単純地形」を逸脱します .

H1 : 点源標高 H2 : 計算点標高

図の煙突高さを H0 とすると、H1 + H0 > H2 のとき、この計算点は単純地形と見なせます .



EPA(1999) p.1-86 fig1-5 complex terrain

引用資料

CRMは、(独)産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センターの略である。

以下の3資料は、「取扱説明書」、「マニュアル」、「活用術ノート」として引用されることが多い。

取扱説明書 経産省(2003a)

マニュアル 経産省(2003b)

活用術ノート CRM(2005a) 2006年2月時点では、2005年11月版が最新版であるが、随時更新される点に注意

岡本(2001) 岡本 眞一,「大気環境予測講義」,ぎょうせい

環境庁(1997) 浮遊粒子状物質対策検討会,「浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル」,環境庁大気保全局大気規制課 監修,東洋館出版社

関東経済産業局(2001) 関東経済産業局「有害大気汚染物質の環境影響予測評価手法開発調査総合報告書」,2001年3月

気象業務支援センター(2003) (財)気象業務支援センター,「アメダス観測年報」,
<http://www.jmbse.or.jp/> より注文できる

経産省(1998) 経済産業省産業技術環境局 監修,「公害防止の技術と法規 大気編 公害防止管理者等資格認定講習用」,公害防止の技術と法規編集委員会編,産業環境管理協会,五訂,1998年6版 2004年4月

経産省(2003a) 経済産業省,「経済産業省 - 低煙源工場拡散モデル METI-LISモデル ver2.02 取扱説明書」,第3訂 2003年11月.内容は使用法マニュアル.(社)産業環境管理協会(産環協)のウェブサイトよりダウンロード可能.

http://www.jemai.or.jp/CACHE/tech_details_detailobj1816.cfm

経産省(2003b) 経済産業省,「有害大気汚染物質に係る発生源周辺における環境影響予測手法マニュアル(経済産業省 - 低煙源工場拡散モデルMETI-LIS) ver2.02」,第3訂 2003年11月 内容は手法の解説.(社)産業環境管理協会(産環協)のウェブサイトよりダウンロードできる.

http://www.jemai.or.jp/CACHE/tech_details_detailobj1816.cfm

公害研究対策センター(2000) 公害研究対策センター編纂,「窒素酸化物総量規制マニュアル」,新版 公害研究対策センター 2000年12月

河内ら(2001) 河内(こうち)昭紀,岡林 一木,山本 晋,吉門 洋,小泉 正明,岡本 眞一,小林 恵三,小野 憲仁,「低煙源工場拡散モデル(METI-LIS Model)の開発」,環境管理 ,vol.37, no.12, 1154-1164

小林(2005) 小林 恵三,「経済産業省 - 低煙源工場拡散モデル METI-LIS 概要」,講習会資料 2005年2月

産環協(2006a) 産業環境技術管理協会,「METI-LISモデルver.2.02プログラムダウンロード」
http://www.jemai.or.jp/CACHE/tech_details_detailobj1816.cfm より 2006年1月11日現在

産環協(2006b) 産業環境技術管理協会,「プログラムの解説」,ウェブサイト

http://www.jemai.or.jp/CACHE/tech_details_detailobj1818.cfm より 2006年1月11日現在

産環協(2006c) 産業環境技術管理協会,「プログラム情報について」,ウェブサイト

http://www.jemai.or.jp/CACHE/tech_details_detailobj1819.cfm



通産省マニュアル(1985) 通産省「産業公害総合事前調査における大気に係る環境濃度予測手

- 法マニュアル」, METI-LIS マニュアルの種本 p.31 など
通産省(1998) 経産省(1998)五訂版 p.157 参照
野口 淳平氏 解説書
松本ら(2005) 松本 幸雄, 上原 清, 林 誠司, 若松 伸司, 山尾 幸夫, 「風洞実験による沿道濃度分布の状況把握と高濃度の低減手法の検討 - 事例研究 - 」, 大気環境学会誌, 第 40 巻 第 6 号, 221-237(2005)
横山(1997) 横山 長之, 「煙 - 大気中における振る舞いと姿 - 」, 白亜書房, 1997年
吉門(1990) 吉門 洋, 「アメダス日照データと毎時全天日射量の関係」, 公害, vol.26, 1-8 (1990)
吉門(2006) 吉門 洋, 「近傍大気汚染用拡散モデルソフト METI-LIS」, CRM(2006) pp.60-61
吉田(2006) 吉田 喜久雄, 「暴露経路の確認と変動性を考慮した暴露解析」, CRM(2006) pp.18-21
- Abdul-Wahab(2003) Sabah, A. Abdul-Wahab, "SO₂ Dispersion and Monthly Evaluation of the Industrial Source Complex Short-Term(ISCST3) Model at Mina Al-Fahal Refinery, Sultanate of Oman", Environ. Manage., Vol.31, no.2, 276-291(2003)
Abdul-Wahab(2004) Sabah, A. Abdul-Wahab, "Evaluation of the Industrial Source Complex Short-Term Model : dispersion over terrain.(Technical Paper9)", J. Air & Waste Manage. Assoc., Vol.54, no.4, 396-(2004)
ASTM(2005) ASTM, "Standard Guide for Statistical Evaluation of Atmospheric Dispersion Model Performance", Designation:D 6589-05, October 2005
Cheng(2001) Wan-Li Cheng, "Spatio-Temporal Variations of Sulfur Dioxide Patterns with Conditions in Central Taiwan", Environ. Monitor. Assess., Vol.66, 77-98(2001)
CRM(2005a) 吉門 洋, 高井 淳, 「METI-LIS ver.2 活用術ノート」2005年11月10日版, CRM ウェブサイトで
CRM(2006) 化学物質リスク管理研究センター, 「詳細リスク評価書出版記念講演会 - リスク評価の理念とノウハウ 要旨集」 2006年1月20日. 当日資料がウェブサイトで公開されている
CRM(2006a) METI-LISに関する情報の入り口 <http://unit.aist.go.jp/crm/mainmenu/5-3.html>
CRM(2006b) 環境濃度予測モデルに関する情報の入り口 <http://unit.aist.go.jp/crm/mainmenu/2.html>
CRM(website) 各種モデル, 詳細リスク評価書は, <http://unit.aist.go.jp/crm/> より
EPA(1985) US EPA, "Guideline for Determination of Good Engineering Practice Stack Height (Technical Support Document for the Stack Height Regulations)", EPA-450/4-80-023R, Revised, June 1985
EPA(1992) USEPA, "Protocol for Determining the Best Performing Model", EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, EPA-454/R-92-025, PB93-226082, Sep. 1992
EPA(1995) USEPA, EPA-454/B-95-003a "User's Guide for the Industrial Source Complex(ISC3) Dispersion Models, Vol.II, Description of Model Algorithms" <http://www.epa.gov/scram001/userg/regmod/isc3v2.pdf>
EPA(2003) USEPA, "Comparison of Regulatory Design Concentrations, AERMOD vs ISCST3, CTDMPPLUS, ISC-PRIME Staff Report", EPA-454/R-03-002, June 2003 : Appendix A Side by Side Comparison AERMOD versus ISCST3

- EPA(2005) USEPA, “Revision to the Guideline on Air Quality Models : Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions ; Final Rule 40 CFR Part 51”, Federal Register, Vol.70, No.216, 68218-68261 Nov. 9, 2005 ISC から AERMOD へ
- EPA(3MRA) USEPA, “The Multimedia, Multi-pathway, Multi-receptor Exposure and Risk Assessment (3MRA)”, <http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/3mra/index.htm>
- EPA(AERMOD) USEPA , http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm より
- EPA(HHRAP) USEPA, “Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities, Final”, EPA530-R-05-006, Office of Solid Waste and Emergency Response, September 2005,
<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/combust/risk.htm>.
対になっている環境生態影響評価は finalize されず 1999 年のままである
- Irwin(2002) J.S.Irwin, “A Historical Look at the Development of Regulatory Air Quality Models for the United States Environmental Protection Agency”, NOAA Technical Memorandum OAR ARL-244, NOAA, June 2002
- Jampana et al(2004) Jampana S S ; Kumar A; Varadarajan C, “Application of the United States Environmental Protection Agency's AERMOD Model to an Industrial Area”, Environ, Progress, Vol. 23, No. 1, pp. 12-18(2004)
- Kumar et al(1993) Ashok Kumar, Jie Luo & Gary F.Bennett. “Statistical Evaluation of Lower Flammability Distance(LFD) Using Four Hazrdous Release Models”, Process Safety Progress, Vol.12, No.1, 1-11(1993)
- Kumar et al(1996) Ashok Kumar, Ravindranath Madasu, & Ajay Manocha, “Health Risk Assessment for Toxic Emissions from a Manufacturing Facility”, Environ. Monitor. Assess., Vol.42, 211-228(1996)
- Kumar et al(1999) Ashok Kumar, Naveen K. Bellam & Anupma Sud, “Performance of an Industrial Source Complex Model: Predicting Long-Term Concentrations in an Urban Area”, Environ. Progress, Vol.18, No.2, 93-100(1999)
- METI(2005) 経済産業省 web site より PRTR データ
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/h15kohyo/shukeikekka.htm
- Oreskes et al(1994) Naomi Oreskes, Kristin shrader-Frechette, Kenneth Belitz, “Verification, Validation, and Confirmation of Numerical models in the Earth sciences”, Science, vol.263, 641-646 (1994) can never be validated
- Patel et al(1998) Vrajesh C.Patel, Ashok Kumar, Evaluation of Three Air Dispersion Models: ICST2, ISCLT2, and SCREEN2 for Mercury Emissions in an Urban Area”, Environ. Monitor. Assess., Vol.53, 257-277(1998)
- Riswadkar et al(1998) Raj Riswadkar & Nik Mukhopadhyay, “RMP Hazard Assessment for Compliance wit EPA’s Risk Management Program Regulation: Oxychem’s Experience”, Process Safety Progress, Vol.17, No.4, 272-277(1998) Ocidental Chem Corp,
- Schulman et al(2001) Lloyd L.Schulman, David G.Strimaitis, and Joseph S.Scire, “Development and Evaluation of the PRIME Plume Rise and Building Downwash Model”, J. Air & Waste Manage. Assoc., Vol.50, 378-390(2000)

以上

3 - 2 媒体間移動量の評価

- 1 . はじめに - 移動量評価とは
- 2 . 環境中のいろいろな媒体
- 3 . 化学物質の挙動と媒体
- 4 . 具体的な評価過程
 - 基本 4 媒体 (大気・土壌・水・底質) とその他の関係
 - 4.1 大気関連の過程
 - 4.1.1 大気中のガス態(分子)と吸着態の分配平衡
 - 4.1.2 大気からの沈着
 - 4.2 土壌関連の過程
 - 4.2.1 定常状態モデル
 - 4.2.2 非定常状態を評価するモデル
 - A. EUSES の土壌モデル
 - B. 米国 EPA の評価システムにおける土壌モデル
 - 4.3 植物関連の過程
 - 4.3.1 一般的な議論
 - 4.3.2 評価システムでの例
 - Risk  Learning EUSES 米国 EPA
 - 4.4 家畜・魚介類関連の過程
- 5 . 評価システムの例 - 全体の流れ
 - 5.1 Risk  Learning
 - 5.2 EUSES
 - 5.3 3 MRA
- 6 . 応用・検証・その他
- 7 . まとめ - 媒体間移動
 - 引用文献
 - 付録

環境への排出直後の環境媒体中の濃度を知った後の、環境中の各種媒体間の移動を評価し、最終的な暴露媒体内濃度を推算する過程を扱う。化学物質の移動・分配・分解などの問題である。

暴露媒体からの摂取量評価は次の章で扱う。

3 - 2 媒体間移動量の評価

1 . はじめに - 移動量評価とは

化学物質のリスク評価のためには、設定されたシナリオにおける暴露量を知るために、物質の環境中での挙動を解析し、どのような媒体(大気・水・食物など)の中にどのような濃度で存在するかを明確にする必要がある。

化学物質が発生源から環境媒体中に出たあと、ヒト、あるいは環境生態系と接するに至るまでには、多くの媒体中での移動・分配・分解の物理・化学・生物過程がある。これらの過程を解析するための手法を解説する。

化学物質のリスク評価には、多くの状況に関する各種のシナリオがあり得るが、ここでは、複雑化を避けるために、環境中に存在する化学物質がヒトの健康に及ぼす影響を評価するための過程を主に議論する。環境生態系への影響は、関連のある場面で簡単に言及するにとどめる。

2 . 環境中のいろいろな媒体

媒体 Medium, Media とは、大気、あるいは、河川の水に代表されるような、その中に化学物質が存在する物理化学的な相のことである。詳しい体系的な議論は省略して、これまでに存在する代表的な評価システムの事例から考えると、以下のような媒体を基本的なものとして考慮すればよいことになる。

- ・大気
- ・土壌
- ・水
- ・(底質)
- ・(地下水)
- ・ヒトへの暴露の接点としての飲食物
- ・中間的な動植物

リスク評価の観点では、ヒトとの接点となる暴露媒体が最終的に問題となるが、そこでの化学物質の存在の形を考えると、媒体中の以下の要因を区別する場合もある。

形式あるいは種類：大気といっても、外気と室内では意味が異なる

構成要素：大気は空気と微粒子から、土壌は微量の有機質を含む固体、水、空気から成る

着目する化学物質の形態：分子状に溶けているか、凝集しているか、他に付着しているか

ヒトへの暴露媒体としての形と暴露経路：最終物と吸入・経口・経皮

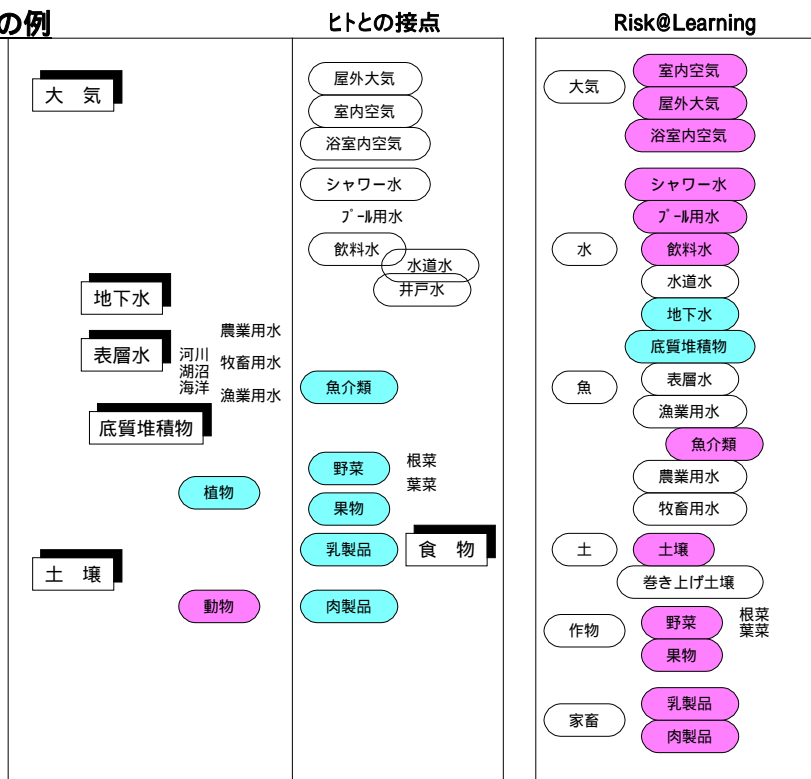
それに基づいて細分すると、右の表のように細かくなり、微小なところまで議論すれば際限のないことになる。どこまで評価するかによって決まる問題である。

例えば、Trapp et al(1998)のように環境中の物理化学的素過程を議論する教科書での扱いと、DEHP の詳細リスク評価書での広域における排出から動植物までの蓄積の過程を議論しなければならないときの扱いとは異なる。空間・時間的広がりが必要な挙動をどこまで検討するかとの差である。

細分した媒体

基本的な媒体	形態/空間的な種類と例	構成要素	化学物質の存在形態	ヒト暴露媒体 / 経路
大気	外気 室内 作業場 シャワー室	空気 浮遊粒子	ガス 蒸気 微小粒子 付着態	大気 / 吸入
土壌	都市 住宅 工業 農耕/牧畜	固体・有機炭素 空気 水 生物 野菜・果物 家畜	付着態 ガス・蒸気 溶存態 体内	土 / 経皮 食物 / 経口 野菜/穀類/果物 肉類 乳製品
水	河川 井戸水・水道水 湖沼 海洋・潟	水 浮遊粒子 生物 魚類 その他	溶存態 付着態 体内	飲料水 / 経口 水道/井戸 生活水 / 経皮 シャワー/プール 魚類 / 経口
底質	河川 湖沼 海洋・潟	土壌 生物		
地下水				井戸水/工業用水

評価システムで対象とする媒体の例



3 . 化学物質の挙動と媒体

化学物質は、2 でまとめた各種の媒体の内部、あるいは媒体間をどのように動くのか？

挙動の記述にもいろいろあるが、排出後の環境媒体からヒトとの接点となる暴露媒体までの挙動を大きく括れば、移動(移流)・分配・分解となる。

・単一媒体内での移動・分解：

大気中を風により、あるいは、河川中を水流により、つまり、媒体により輸送される過程が移動、あるいは移流である。

一般には、流れの下流方向にガウス型の分布形で拡散・分散する(dispersion)。例えば、別に詳しく解説した ADMER や METI-LIS では、大気中の物質の分散を評価する。河川や土壌といった単一媒体内での移動も重要な問題であるが、ここでは取上げないことにする。

廃水処理のあと一般河川へ放流される場合の濃度変化の評価を考えると、もっとも簡単なものとしては、瞬間完全混合モデルがある。流入化学物質質量 kg/sec を河川流量 m^3/sec で割れば、濃度 kg/m^3 が得られる。河川の流量データは入手困難な場合が多いので希釈係数(例えば 5、あるいは 10)で割って新しい濃度を推定する手もある。

より細かい乱れによる分散、さらに分子の熱運動による拡散などの事象が区別されることがある(花井(2003) p.6-49)。河川でも、川下方向への動きだけでなく、川幅方向への分散が問題になる場合もある(同じく p.6-43)。

化学物質の分解は、光分解・水(熱)分解・生分解などのメカニズムによる。化学物質によっては、あるいは、評価の時間スパンによっては、それぞれの機構による環境中濃度の変化を無視できない場合がある。

・他媒体への移動：

大気中の浮遊粒子に付着して土壌・あるいは表層水へ重力により沈着する乾性沈着と、降雨に溶け込んで雨滴とともに沈着する湿性沈着がある。

溶け込み・蒸発などのプロセスで媒体間を移動することもある。

・複数媒体間での分配：

複数の媒体間での平衡関係で分配する。基本的な媒体としての大気中で、より微細にみたガス態と粒子吸着態の平衡分配、大気と水でのヘンリー定数による分配などの例がある。土壌を細かくみると、固体・水・空気の相から成り、化学物質はその間のバランスで存在するという表現ができる。また、水中でも、水以外に、浮遊粒子、あるいは魚や藻類といった生物の存在もあるので、それらの間の分配、あるいは濃縮過程が問題となる。

評価のシナリオにより複数の媒体の連なりが重要な意味をもつ場合には、その濃度は、環境媒体から暴露媒体までのシナリオで関係ありとされる全媒体を設定したプロセスで推算し、空間的・時間的な物質収支上も整合性のあるものを得ようとするのが基本であろう。しかし、現実の具体的な問題では、全体の大きな流れとは別に、摂動的な微小変化としての部分における濃度を評価することも許されよう。

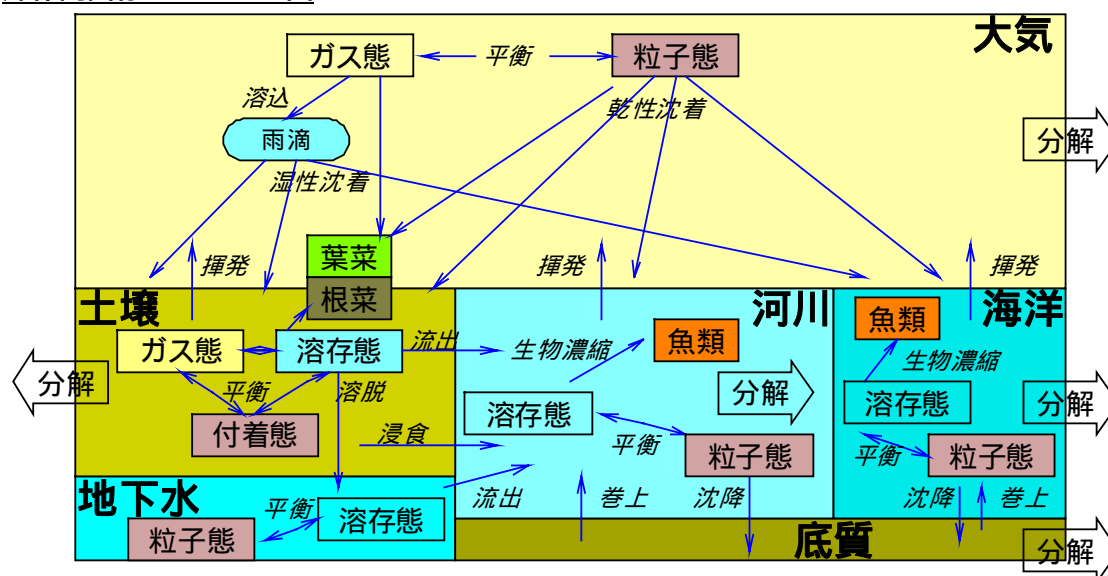
単一媒体内と他媒体間と

基本媒体	基本媒体内での挙動			他媒体との関係		
	移動	分配	分解	大気へ	土壌へ	水へ
大気	大気拡散	ガス態 付着態	光分解など	-	沈着	溶け込み
土壌		固・液・気体間	生物分解など	揮発	-	浸食 erosion
水	河川希釈	溶存態 吸着態	加水分解など	蒸発	吸着	地下水 河川

媒体間移動評価モデルあるいはシステムの例

媒体	世の中のモデルの例	産総研のモデル
基本媒体内移動	大気中ガス態と粒子付着態の平衡分配	Risk Learning
基本媒体間移行		
大気 土壌へ	乾性・湿性沈着	ADMER , METI-LIS
大気 植物へ	Trapp & Matthies	Risk Learning
土壌 植物	USES モデル, EUSES モデル	
水 魚	生物濃縮	
多媒体間分配	Mackay(フガシティレベル) , CalTox	Risk Learning
大気・土壌・水	MNSEM , SimpleBox	
廃水処理場	SimpleTreat	

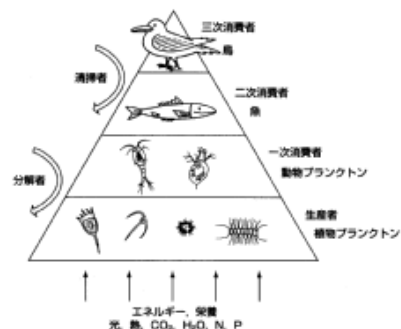
媒体間関係のイメージ図



leaching 溶脱 る過ぎて地下水へ
 runoff 流出 水が流れ出る
 erosion 浸食 固体の流出

さらに環境生態系における食物連鎖の関係(生物ピラミッド)が存在するが、記述が複雑になるので省略する。

環境生態評価においては、重要な要因であるが、ヒト健康リスク評価では、ヒトの飲食物以外の観点は無視する。



4 . 具体的な評価過程

これらの媒体内あるいは媒体間での各種挙動も際限なく分割され得る。問題によっては、避けて通れない場合があるが、詳細リスク評価で問題にする時間空間的に全般的・平均的な広範なシナリオでは、対象を限定する必要がある。

このガイダンスでは以下のポイントに絞って記述する。右にイメージ図を示す。

大気中でのガス態と粒子態での分配

物質自身が微粒子化する場合と、大気中の微粒子に吸着する場合とがある。1970年代に提案された Junge の式による分配評価が一般的である。

大気中から土壌・河川・植物への沈着 deposition

土壌側から見れば、沈着量が土壌中濃度の増分になる。大気側から見ると、大気濃度の減少 depletion と捉えることができる。

主として重力による乾性沈着と、降雨にともなう湿性沈着とがある。

土壌中での分配・土壌中から他への移動

土壌を構成する固相・液相(水)・気相(空気)での分配がある。土壌から、水として地下水への溶脱 leaching、水として河川・海洋への流出 runoff、土壌として消失する浸食 erosion などの移動過程もある。

大気・土壌から植物への移行

葉菜・果物・飼料など植物の地上部分への大気からの沈着、および吸収と、地下部分(根菜)への土壌からの吸収がある。根の部分から茎あるいは葉への水流としての translocation の評価もある。

飼料や大気から動物への濃縮過程

家畜としての牛・豚・鶏を経て、食肉・乳・卵までの移動・濃縮過程である。大気・水・餌の摂取による。

表層水などから上水までの処理

河川・湖沼などの水、地下水をヒトの飲料水として利用するために処理し供給する過程。

水中での生物への濃縮

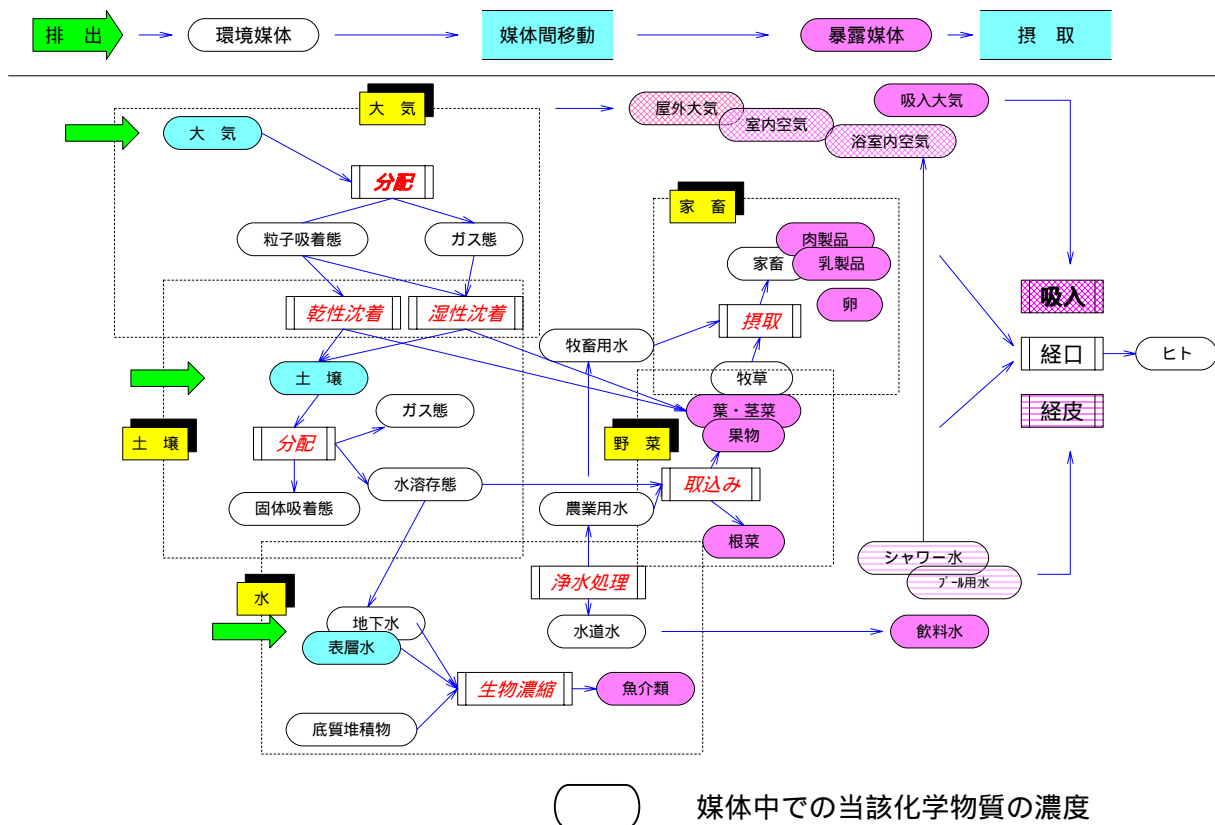
魚などの動物、藻類などの植物などへの生物濃縮 bio-concentration。浮遊粒子は底泥として沈降する。

その他

欧州のリスク評価システム EUSES では、廃水処理場 STP sewage treatment plant で沈殿した sludge を農場に散布して使用する後の経時変化を評価する。

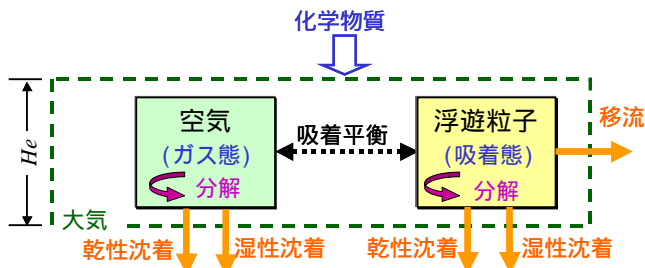
以下では、これらの過程の評価内容を概説する。

排出から摂取までの主な媒体間移動



媒体間移動のプロセスイメージ図

大気中でのガス態と粒子態間の分配



大気中から土壌などへの沈着 乾性と湿性

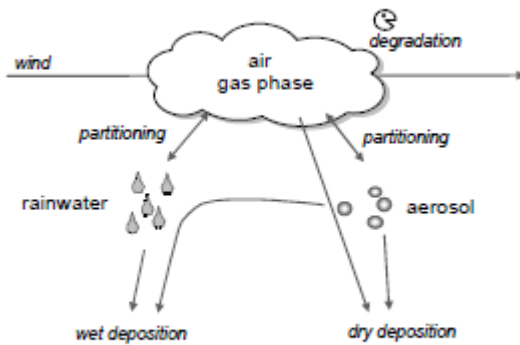
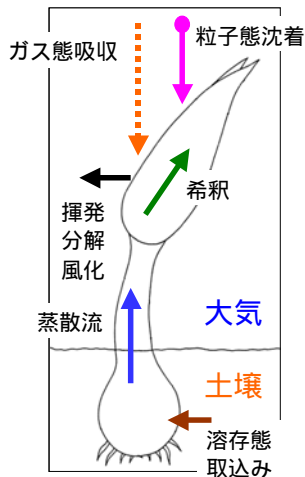
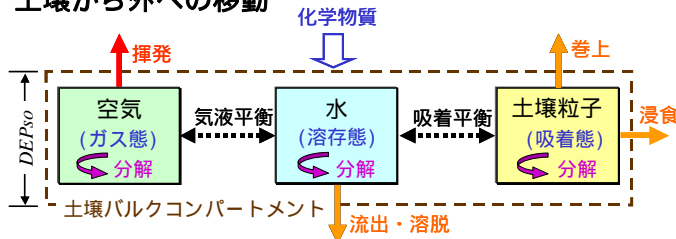


Figure 8 Fate processes in the air compartment

大気・土壌から植物への移動



土壌から外への移動



4.1. 大気関連の過程

4.1.1 大気中のガス態(分子)と吸着態の分配平衡

大気中の有機化学物質は、ガス態(分子状)と大気中の浮遊粒子への吸着態、の2つの形で存在する。その比率は化学物質の大気中での挙動の議論に重要である(Mackay(2001) p.97 など)。

その比率を実測する手法もあるが、化学物質の物理性から推定する式が提案されている。これまでの検討の過程、各手法の比較などは、Bidleman(1988)、Bidleman et al(2000)に詳しい。日本語の解説としては、吉田による CRM ウェブサイト(<http://unit.aist.go.jp/crm/fate/>)での解説が有用である。

以下は、主として Bidleman et al(2000)の記述による。

Junge(1977)による式が中心である。(Bidleman et al(2000)では、Junge-Pankow 式と表現)

$$f_p = \frac{C_{par}}{C_{gas} + C_{par}} = \frac{1}{1 + K_{gp}} = \frac{c \times S}{V_p + c \times S} = \frac{c \times \theta}{V_p + c \times \theta}$$

Cpar : 大気中の化学物質のうち粒子に吸着されたものの濃度, fp : 全体中の比率 [-]

Cgas : 大気中の化学物質のうちガス態として分子状で存在するものの濃度, fg : 比率 [-]

$$f_p + f_g = 1$$

Kgp : ガス/粒子の分配係数 $K_{gp} = C_{gas} / C_{par} = V_p / (c \times S)$
= 蒸気圧 / (定数 × 粒子の平均表面積)

Vp : 蒸気圧 [Pa]

S : 大気単位体積あたりの粒子の平均表面積 1.5×10^{-6} [cm²/cm³] (と書かれることも)

c : 定数 17 [Pa · cm] Trapp et al(1998)が採用している値

c は、粒子表面からの脱着熱 Qd[J/mol]、物質液体の揮発熱 Qv[J/mol]、粒子の吸着サイト数 Ns[mol/cm²]などによる。物理的・表面吸着のみが問題なら物質依存性は小さい(Junge(1977))。

$$c = 10^6 \times RT \times N_s \times \exp[(Q_d - Q_v) / RT]$$

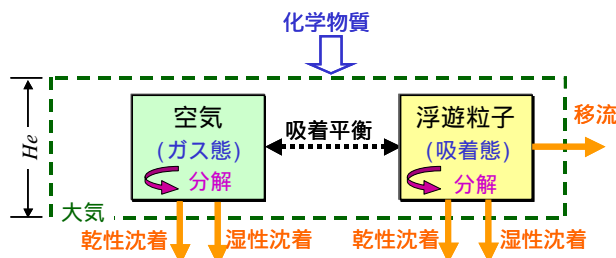
c および S(あるいは)の値の不確実性、その他は、Bidleman et al(2000)が論じている。

また、比率を求める他の方法として、Macaky の吸着モデル、Pankow の吸収モデル、オクタノール-空気分配係数(logKoa)法などもある。

実際の化合物での値の例を右表に引用する。粒子吸着態の存在比率は、PCB 類では最大 60% を超えるが、農薬類で 1%以下、PAH では、ピレンで 1%前後であるから、ふつう問題となる有機化学物質では、あまり問題とはならない値であることがわかる。

注) Pankow(1987)は、Junge が、BET 等温式から得たとする考えは、Yamasaki らが 1982 年に Langmuir 等温式から得たことと同一であるとし、Bidleman らの 1987 年の解析も含めて、解析法とデータを統一的に論じている。定数 c は、上式のように Qd と Qv から決まり、化合物群ではほぼ一定となる。HCB や Lindane などの塩素系有機物質で、13.3、Anthracene などの PAH 物質で 173 となるという。

大気中におけるガス態と吸着態の挙動 DEHP の詳細リスク評価書 CRM(website)より



$$dMa/dt = Ia - (k_{adv,a} + (DDR_g + DWR_g) \times f_{a,g} + (DDR_p + DWR_p) \times f_{a,p} + k_{deg,a}) \times Ma$$

Ma : 大気中のDEHP量

DDR_g : ガス態の乾性沈着に対する1次速度定数

Ia : 大気へのDEHPの

DWR_g : ガス態の湿性沈着に対する1次速度定数

排出速度と流入速度の和

DDR_p : 粒子吸着態の乾性沈着に対する1次速度定数

$f_{a,g}$: ガス態のDEHP存在割合

DWR_p : 粒子吸着態の湿性沈着に対する1次速度定数

$f_{a,p}$: 粒子態のDEHP存在割合

$k_{adv,a}$: 移流に対する1次速度定数

$k_{deg,a}$: 大気中での分解に対する1次速度定数

教科書あるいは評価システムでの扱い

Trapp et al(1998) p.270	Risk Learning E6 数式 2 p.82	EC(2003) TGD part chapter 3, 2.3.5.1	EPA(HHRAP) あるいはEPA(3MRA)
分配 $K_{gp} = V_p / c \cdot S$			蒸気圧の単位に注意
粒子体付着分比率 $f_p = 1 / (1 + K_{gp})$	$FP = 0.0001 / (VPI + 0.0001)$	Fassaer = $c \cdot S / (VP + c \cdot S)$	vapor phase $F_v = 1 - c \cdot S_T / (P_L + c \cdot S_T)$
表面積 S $= 1.5 \times 10^{-6} [cm^2/cm^3]$	章末注記参照	$S = 5 \times 10^{-3} [m^2/m^3]$ $5 \times 10^{-5} [cm^2/cm^3]$	$S_T = 3.5 \times 10^{-6} [cm^2/cm^3]$
constant c $= 17 [Pa \cdot cm]$		c Junge 式定数 $= 0.2 [Pa \cdot m]$ 20[Pa · cm]	Junge constant $= 1.7 \times 10^{-4} [atm \cdot cm]$
$c \cdot S = 1.5 \times 17 \times 10^{-6}$ $= 2.55 \times 10^{-5} [Pa]$	Junge 式定数[Pa · m] × 粒子表面積[m ² /m ³] $= 0.0001 [Pa]$	デフォルト $c \cdot S = 0.0001 [Pa]$ オランダから	$c \cdot S_T = 1.7 \times 10^{-4} \times 3.5 \times 10^{-6}$ $= 5.95 \times 10^{-10} [atm]$
蒸気圧 $V_p [Pa]$	VPI [Pa]	VP [Pa]	P^o_L 液相の [atm]

吸着態の存在比 f_p の例 Bidleman et al(2000) Table 10.3 より 物性値は 20 のもの

物質クラス	化学物質	log 蒸気圧(Pa)	logKoa	f_p
農薬	HCB	-1.12	7.11	0.0014
	Lindane	-1.41	8.25	0.0028
	p,p'-DDT	-3.58	10.29	0.29
PCB 類	2,2',4,5'-TeCB	-2.02	8.57	0.011
	2,2',3,4,4',5,5'-HpCB	-4.18	10.75	0.62
PAH 類	Fluorene	-0.10	7.04	0.00014
	Anthracene	-1.25	7.94	0.0019
	Pyrene	-2.09	9.04	0.013

4.1.2 大気からの沈着

前節で述べた化学物質のガス態と粒子付着態が、乾性沈着および雨水による湿性沈着によって地上(土壌あるいは表層水)へ落ちる過程である。

この移動量は、拡散過程における大気中濃度の減少(depletion)として、また、土壌中から根菜への吸収、大気中から葉菜への沈積の量として、ヒトの食する野菜類中の化学物質濃度の推算に関係する。

乾性沈着

重力による沈降成分と、空気抵抗などによる抵抗成分とがある。

湿性沈着

大気中の化学物質が、水分に取り込まれて水滴として沈降する過程である。詳しくは、washout(雲中の水滴への取込み、その後の成長)と rainout(雨滴へ溶け込み)のふたつが区別されるが、評価システムでは、rainout として扱われることが多い。

沈着量の評価式

大気中拡散過程での濃度減少分としての評価

ADMER は、乾性沈着も湿性沈着も評価する。

乾性沈着：粒径が大きいものの沈降速度

$$k_{dry} = \frac{V_d}{h}$$

k_{dry} : 乾性沈着定数 1/sec, h : 混合層高さ m
 V_d : 乾性沈着速度 m/sec

湿性沈着：雨洗による除去

$$k_{wet} = \frac{\Lambda \times Rain}{h}$$

$$\Lambda = \frac{R \times T}{H}$$

k_{wet} : 湿性沈着定数 1/sec, Λ : 雨洗係数(洗淨比) -
 Rain : 降水強度 m/sec, R : 気体定数 Pa·m³/mol/K
 H : Henry 定数 Pa·m³/mol T : 大気温度 K

全体としての濃度減少分は、排出後の時間の関数として評価される。

$$C_t = C_0 \exp\left\{-\left(k_{dry} + k_{wet}\right) \times t\right\}$$

METI-LIS では、乾性沈着のみを評価し、湿性沈着は評価しない。

乾性沈着：次の2つの観点を組み込む。

・ストークス式の補正による粒子沈降

環境庁(1997) p.219~ の記述による。

重力沈降にストークス式を使用する。ストークス式で粒子は球形を仮定しているが、球形でない場合の重力沈降速度は一般に減速する。抵抗の強さを示す抵抗補正係数 * を用いて粒子の沈降速度を求める。

・煙軸 He の降下

重力沈降による煙軸の降下を式で考慮する。イメージ図を示す。

右の式で、 V_d は沈着速度 m/sec, V_s は粒子の沈降速度, C_{pr} が抵抗補正係数である。

詳しくは、METI-LIS 解説の第6章で記述している。

乾性沈着と湿性沈着のイメージ図 EU TGD より EC(2003)

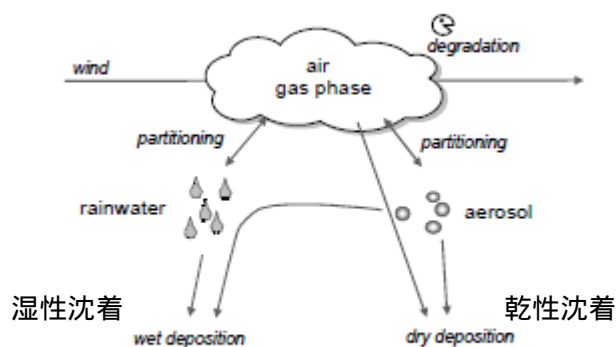


Figure 8 Fate processes in the air compartment

粒子形状による抵抗補正係数 *		
形状	軸長比	*
球	1	1.00
楕円体	4	1.28
円筒 1	1	1.06
円筒 2	4	1.32
三角形	-	1.20

METI-LIS の乾性沈着を入れた評価式

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(He - V_s x/u - z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \alpha(x) \exp\left(-\frac{(He - V_s x/u + z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

$$\alpha(x) = 1 - \frac{2V_d}{V_s + V_d + (uHe - V_s x) / \sigma_z \times (d\sigma_z / dx)}$$

洗浄比 洗浄係数 雨洗係数 湿性沈着定数

小倉・東野(2002)より

ADMER に入力するのは

洗浄比 = 雨水中濃度 g/m³ ÷ 大気中濃度 g/m³ [-]

物性値からは RT/H

H : ヘンリー定数 Pa/(mol/m³), PV = nRT から RT は Pa m³/mol
 だから RT/H = 無次元になる

洗浄係数 = 大気中の物質総量のうち, 単位時間で雨により降下する量の割合

Wc = D/At [1/sec]

D g/m²/sec 単位面積 単位時間あたり降下する量

At g/m² 単位断面積中の物質総量 気相 + 液相

k_{wet} = 洗浄比 × 降雨強度 / 鉛直混合高さ

[-] m/sec / m = [1/sec]

煙軸降下のイメージ図

環境庁(1997) p.221

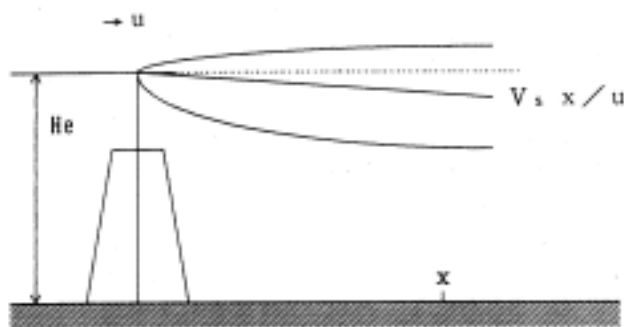


図5-5-15 重力落下する粒子の煙流主軸の傾きの説明図

沈降フラックスの評価 EPA(1995) ISC guide p.1-58 ~ での記述

乾性沈着 Dydp : dry deposition velocity で議論する .

$$\begin{aligned} \text{flux} &= \text{濃度} \times \text{沈着速度 } V_d \\ \text{mg/m}^2/\text{s} &= \text{mg/m}^3 \times \text{m/s} \end{aligned}$$

速度 V_d は抵抗法により評価

$$V_d = 1 / \text{各種抵抗} + \text{重力沈降項 } V_g \quad 1-84$$

抵抗 : 空気力学的抵抗 r_a s/cm 1-81 1-82

沈着層の抵抗 r_d s/cm 1-83

平均粒子径・粒子密度・粒子分布のデータが必要である . さらに 表面粗度長 cm(コーナー設定) , 摩擦速度 m/s , M - O 長さ m も必要であるが , それらは , 気象データを前処理する PCRAMET MPRM で計算される .

いくつかの泳動現象の寄与も議論している . 微小粒子 $0.1 \sim 1 \mu$ では無視できないが , 各種の泳動現象全体で $+0.01\text{cm/s}$ 程度の寄与がある .

結果として , 沈積量 Dydp 単位排出量あたり particle からの年あたり乾性沈着量 $\text{s/m}^2\text{-yr}$ が得られる . (排出量 /s あたりということであろう . kg/s をかければ $\text{kg/m}^2\text{-yr}$)

湿性沈着 Dywv : ガス態からの湿性沈着量 scavenging ratio アプローチ (雨洗係数)

$$\begin{aligned} \text{flux } F_w(x,y) &= \text{scavenging ratio} \times \text{濃度 } X \text{ の高さ方向積分量} \\ \text{mg/m}^2/\text{s} &= \text{/s} \times (\text{mg/m}^3 \times \text{m}) \end{aligned}$$

$$\text{scavenging ratio} = \text{scavenging coefficient 係数} \times \text{降雨量 } R$$

$$\text{/s} = 1/(\text{s}\cdot\text{mm/hr}) \times \text{mm/hr}$$

係数 の粒子径依存性データを右図に示す . EPA(1995) ISC guide の fig.1-11

評価の観点 - 評価結果の利用

濃度推算モデルの目的によって , 沈着量評価の使われ方が異なる .

大気中濃度の推算に重点がある場合 : ADMER , METI-LIS の場合

大気濃度推算式に , 沈着によるブルーム中心高さの低下分として , また , 抵抗係数 を用いた濃度減少分として組み込まれる . depletion としての扱いである .

大気中濃度の推算結果を次の評価プロセスの入力に使う場合 : ISCST の場合

濃度 C_{air} から , 乾性および湿性の沈積量を推算して出力し , 次の土壤中濃度 , あるいは , 野菜類中濃度の推算モデル(例えば , HHRAP(2005))への入力とする . 大気からの沈着量を大気中濃度の減少分 depletion として評価したい場合には option として指定すればよい .

表面的には明示的でない使い方 : EUSES の場合

大気中濃度は , ある標準的な条件のもとでの大気濃度を算出する(OPS : Toet et al(1992)) . この過程では , 沈着量を大気濃度減少とは捉えない . 土壤中濃度を推算する入力として沈着量を評価する . この土壤中濃度は , 環境生態影響を評価する暴露濃度評価に応用される . 野菜類中の濃度推算モデルは , USES で採用された分配・濃縮の考え方の変形モデルであり , 大気からの沈着量を算出するわけではない .

各システムでの使用法などを末尾の付録 3 の表にまとめて示す .

ここでは 大気中濃度推定の観点からの沈着に注目しているが , 主として硫黄化合物の沈着を , 東アジア , あるいは日本全体の広さのスケールで議論したレビュー(藤田(2004))がある .

粒子径依存性 EPA(1995)より

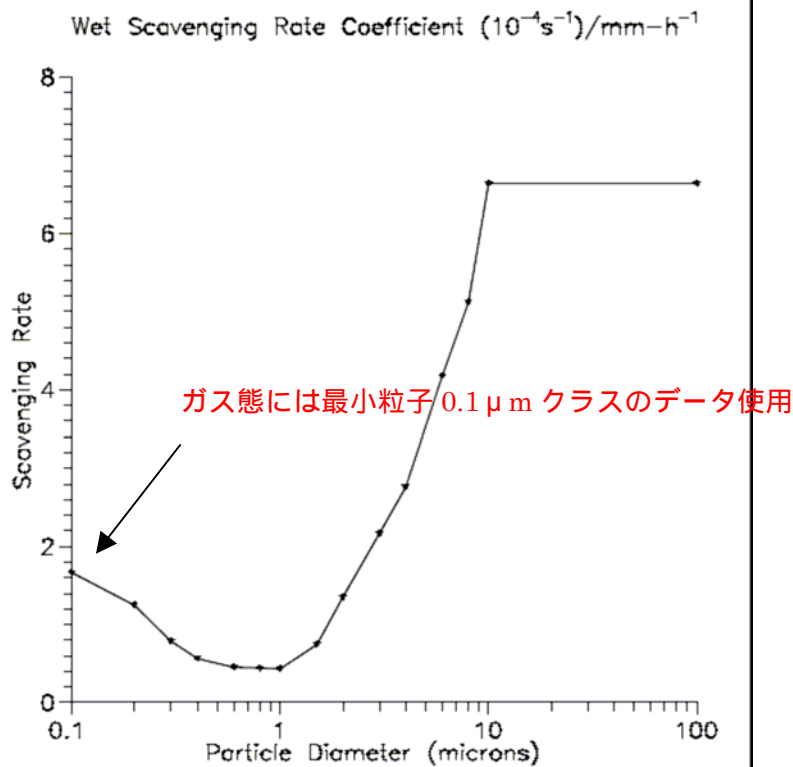


FIGURE 1-11. WET SCAVENGING RATE COEFFICIENT AS A FUNCTION OF PARTICLE SIZE (JINDAL & HEINOLD, 1991)

ISCST の沈着評価まとめ

s/m ² -yr	乾性 dry	d	沈降速度法	湿性 wet	w	除去係数法
ガス v	Dydv	速度 0.5 cm/s など		Dywv	0.1 μ の粒子として scavenging ratio × 濃度 X を積分 = 係数 × R 降雨量 mm/hr	
粒子 p	Dydp	dry deposition velocity 空気抵抗 + 層抵抗 - 重力沈降		Dywp	粒径 vs 係数のグラフ	

HHRAP(2005)による補足説明 ISCST の使用上の注意など

- DDEP と WDEP で乾性と湿性を，DEPOS で合計の沈着量の計算を指定する
- DRYDPLT と WETDPLT は，removal による depletion を指定
- ガス乾性沈着速度を設定するには TOXICS を使う CO GASDEPVD m/s で速度
有機物，塩素，HCL には 0.5cm/s を推奨
2 価水銀 2.9
- 安定度クラスと土地利用形態に依存する．夜間は安定度によらず一定
- 直接に速度を入力する代わりに，ISCST の計算に任せる手もある．しかし単位排出法とちがうので，計算に手間がかかる．
- 係数 は粒子径に依存．ガス態のデータは少ないので，最小微粒子(0.1μm)のデータを使う．
- 雨と雪でも異なり，雪は雨の 1/3 である．

4.2 土壌関連の過程

土壌中の化学物質は、ガス態・溶存態・付着態として存在し、その濃度は、以下の諸過程によって決まる。とが、土壌中への増加分、とが減少分、が諸過程間の関係を記述する。

排出：排出源から直接に土壌への排出

大気からの沈着(乾性と湿性)：前節で述べた

ガス態・溶存態・付着態間の分配平衡：定常的状态が簡単である

分解：各相(態)での加水分解・生分解・光分解などの化学的プロセス

溶脱(水成分が地下水へ)・流出(水成分が表層水へ)・浸食(土壌の流去)：物理的プロセス

4.2.1 定常状態モデル

土壌への物質の入力が定常的であり、出力も一定の速度で決まるとなれば、定常状態を仮定した濃度を求めることができる。

ECETOC の Soil モデル (ECETOC(1994)) では、

$$C_{soil} = \frac{D_{dep} + D_{direct}}{(K_{deg} + K_{leach} + K_{evap}) \times H_{soil} \times RHO_{soil}}$$

分解・溶脱・揮発のプロセスの速度定数 k を評価する必要がある。

DEHP の詳細リスク評価書のモデルにおける土壌中の分配 評価書 3.2 による

f_{sa} , f_{sw} , f_{ss} を、空気、水、固体粒子への化学物質の分配比とする。

$$f_{sa} + f_{sw} + f_{ss} = 1$$

θ は土壌の空隙率、 ϕ は水含有率、 K_{AW} は気/液分配係数、 K_{OC} は有機炭素吸着係数、 OC_{SO} は粒子中有機炭素含有率、 DEN_{SO} は粒子密度 (右表)

$$f_{sa} = \frac{K_{AW} \times \theta}{K_{AW} \times \theta + \phi + K_{OC} \times OC_{SO} \times (1 - \theta - \phi) \times DEN_{SO}}$$

$$f_{sw} = \frac{\phi}{K_{AW} \times \theta + \phi + K_{OC} \times OC_{SO} \times (1 - \theta - \phi) \times DEN_{SO}}$$

$$f_{ss} = \frac{K_{OC} \times OC_{SO} \times (1 - \theta - \phi) \times DEN_{SO}}{K_{AW} \times \theta + \phi + K_{OC} \times OC_{SO} \times (1 - \theta - \phi) \times DEN_{SO}}$$

揮発 volatilization, 溶脱 leaching と流出 runoff, 浸食 erosion, 巻上 windblown dust は、右ページのようなパラメータを用いて評価する。詳細は原評価書を参照されたい。

関連用語の意味

揮発・蒸発 volatilization：大気中への移動

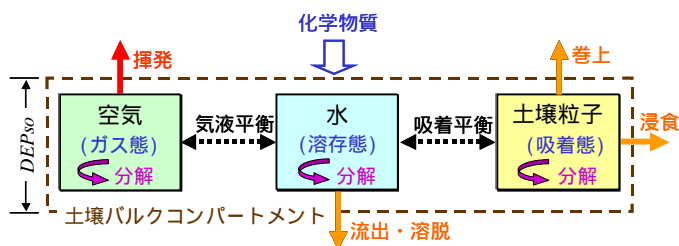
溶脱 leaching：降水が土壌中の空隙を鉛直方向に浸透するのに伴う土壌中の溶存態物質の輸送過程。filtration ともいう。

流出 runoff：降水の地表傾斜面に沿った流れに伴う土壌中溶存態物質の水環境への移行。

浸食 erosion：降水の水環境への流出に伴う土壌粒子の輸送過程。土壌粒子に吸着された化学物質が水環境へ移行する。

巻上 windblown dust：風による土壌微粒子の大気への移行過程。水環境中では、水流や生物かく乱などによる底質粒子の水相への移行過程(resuspension か)。

DEHP - フタル酸エステルの評価に用いられた土壌モデル CRM(2005)



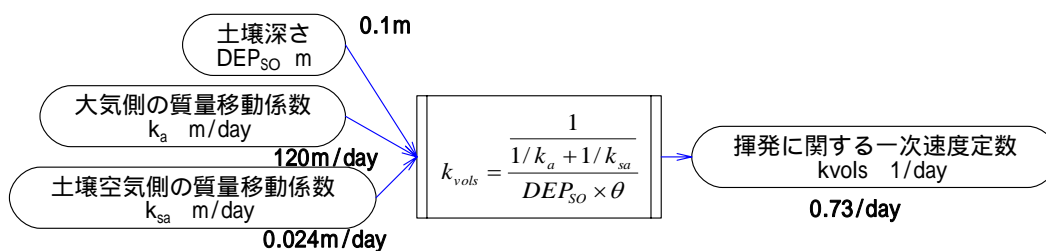
$$dMs / dt = Is - (k_{vol,s} \times f_{s,a} + (k_{le} + k_r) \times f_{s,w} + (k_{er} + k_{rs}) \times f_{s,s} + k_{deg,s}) \times Ms$$

- M_s : 土壌中のDEHP量
- I_s : 土壌へのDEHP流入速度
- $f_{s,a}$: ガス態の存在割合
- $f_{s,w}$: 溶存態の存在割合
- $f_{s,s}$: 粒子吸着態の存在割合
- $k_{vol,s}$: 揮発に対する1次速度定数
- k_{le} : 溶脱に対する1次速度定数
- k_r : 流出に対する1次速度定数
- k_{er} : 浸食に対する1次速度定数
- k_{rs} : 巻上に対する1次速度定数
- $k_{deg,s}$: 分解に対する1次速度定数

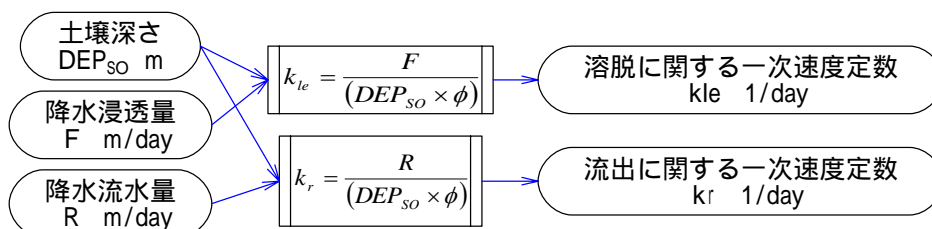
パラメータの例

記号	パラメータ	単位	値
	土壌の空隙率	-	0.33
	水含有率	-	0.27
OC _{so}	粒子中有機炭素含有率	-	0.022
DEN _{so}	粒子密度	g/cm ³	1.6

「揮発」過程評価の例



「溶脱と流出」過程評価の例



降水量(P) = 蒸発量(E) + 浸透量(F) + 流出量(R) の関係がある。
 例えば 年間 P = 1500mm/y その 1/4 が F と R とすれば, $k_{le} = k_r = 3.8 \times 10^{-2} / \text{day}$

4.2.2 非定常状態を評価するモデル

A. EUSES の土壌モデル

欧州のリスク評価システム EUSES は、一般的・平均的な条件における化学物質のリスクを評価するシステムである。以下の項目の評価において媒体としての土壌における物質の移動が関連する。

- ・陸上生物への環境生態影響
- ・環境を介したヒト健康影響評価で、野菜やなど家畜を食用とするシナリオ

土壌への物質の入力：

農地あるいは草地への廃水処分場の土壌 sludge の施肥による初期濃度：C(0) [mg/kg]
年 1 回施肥すると仮定する。

大気からの沈着量(乾性と湿性)による濃度：D_{air} [mg/kg/day]

定常的に沈着する。放出シナリオの季節変化は平均化で対処する。農薬や肥料の直接投与は評価しない

濃度の計算：

初期濃度 C(0)，沈着量 D_{air}，消失 removal 係数 k [1/day] がわかれば，解析濃度が得られる。その時間変化のイメージを右図に示す。

この濃度がある時間 T で平均化したものを，C_{local} とする。

$$C_{local\ soil} = \frac{D_{air}}{k} + \frac{1}{kT} \left[C_{soil}(0) - \frac{D_{air}}{k} \right] \times [1 - e^{-kT}]$$

平均化の時間 T が問題であるが，生態系評価では，施肥後 30 日の平均，biomagnification とヒト間接評価には，180 日とする。

消失速度係数 k の設定 removal

- ・生分解速度：k_{bio}
- ・土壌からの揮発：k_{volat}
- ・深い層への溶脱 leaching：k_{leach}
- ・他(植物への吸収による減少など)があれば追加する。

揮発：古典的な 2 薄層抵抗理論で算出

土壌側は，大気相と水層の平行抵抗で扱う。

$$\frac{1}{k_{volat}} = \left(\frac{1}{k_{asl\ air} \times K_{air-water}} + \frac{1}{k_{asl\ soilair} \times K_{air-water} + k_{asl\ soilwater}} \right) \times K_{soil-water} \times DEPTH_{soil}$$

溶脱：偽 1 次速度定数

$$k_{leach} = \frac{F_{inf\ soil} \times RAINrate}{K_{soil-water} \times DEPTH_{soil}}$$

EU TGD の土壌関連シナリオ

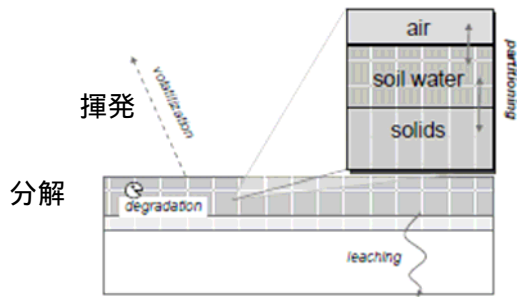


Figure 10 Fate processes in the soil compartment.

EC(2003) TGD 2.3.8.5 (part2 p.78)の記述
 土壌中 空気 } 間での分配
 水 }
 固体 }

流出
 溶脱

EU の一般的な環境濃度評価のイメージ

年度のはじめに施肥する。

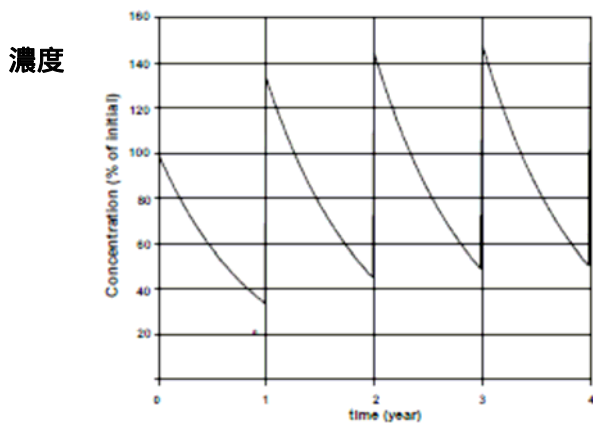


Figure 11 Accumulation in soil due to several years of sludge application

経年で累積する状況を示す。

デフォルトパラメータの例

Table 11 Characteristics of soil and soil-use for the three different endpoints

	Depth of soil compartment [m]	Averaging time [days]	Rate of sludge application [kg _{dwt} · m ⁻² · year ⁻¹]	Endpoint
PEC _{local, soil}	0.20	30	0.5	terrestrial ecosystem
PEC _{local, agr. soil}	0.20	180	0.5	crops for human consumption
PEC _{local, grassland}	0.10	180	0.1	grass for cattle

土壌深さ [m] 平均時間 [日] 施肥の量 [kg_{dwt}/m²/year] エンドポイント

陸上生態系
 ヒト用作物
 家畜用作物

B. 米国 EPA の評価システムにおける土壌モデル

HHRAP(2005) 焼却場の影響評価システム

米国 EPA は 2005 年 9 月に,

Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities の最終版を発表した。以下 EPAHHRAP(2005) と略称する。

これは、廃棄物焼却場から排出されるダイオキシンなどの有害化学物質が、焼却場の周辺のヒト健康に及ぼすリスクを評価する手法を標準化したものである。

下記の全 9 章と付録データ 3 部から成る文書は、評価法、およびデフォルトデータ値が具体的に記述されているので有用である。

1. はじめに
2. 焼却場からの排出量の評価：煙突・キルンなどから、VOC、ダイオキシン類など
3. 大気拡散と沈着のモデル化：ISCST3 を標準的に使用する。必要気象データ
4. 暴露シナリオの同定：農夫・周辺住民・漁夫、子供
5. 媒体中濃度の推定：大気・作物・牛肉・牛乳・鶏・卵・飲料水・魚
6. 暴露の定量評価：吸入・経口・経皮 頻度・期間・平均時間
7. リスクとハザードの判定：発がん・非発がん
8. ヒト健康リスク評価の不確実性の解釈：
9. リスク評価文書の作成とフォローアップ

付録 A. 評価対象化学物質の個別データ：COPC(Chemicals Of Potential Concern)

約 200 の CAS 登録番号がリストアップされている

B. 媒体中濃度推定式と変数の値

C. リスク判定の式

HHRAP での土壌関連シナリオ 資料 5.2 で解説している

右図に示すとおり、

- ・排出 大気からの沈着(乾性と湿性)による増加
- ・分解・溶脱・浸食・流失・揮発による減少

を扱っており、これまでに述べたものと特に変わっているものではない。

$ks = ksg + kse + ksr + ksl + ksv$ で

分解(生物・非生物)、浸食、流出、溶脱、揮発の速度 [year]を算出する。

それぞれの推算式と必要なパラメータが詳しく解説されている。

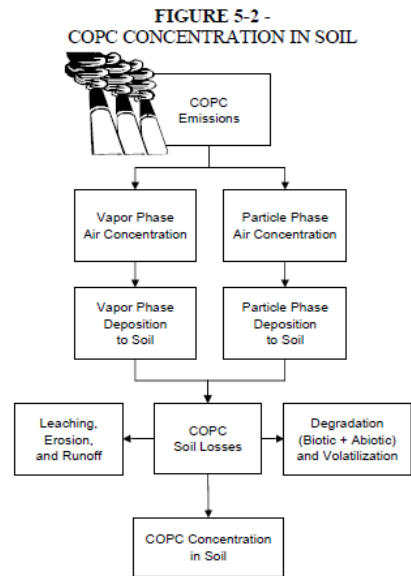
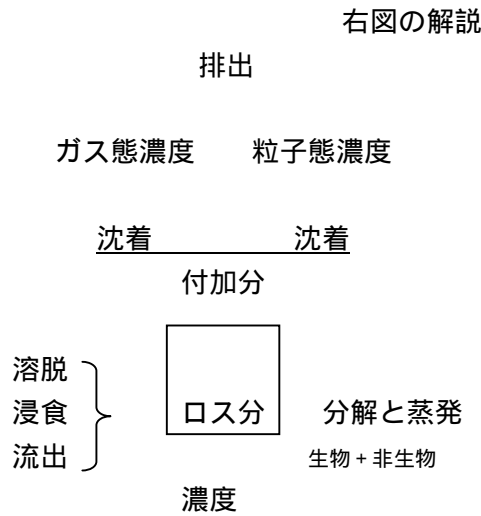
3 MRA での土壌関連

2003 年に公表された 3 MRA(多媒体・多経路・多レセプターリスク評価システム)でも、土壌関連は、上記の増加要因過程と減少要因過程を評価する。ただ、関連媒体として、地下水・表層水・底質などの媒体や、各種生物系での食物連鎖系が組み込まれ、より複雑になっている。3MRA の全体像は、次節でやや詳しく解説する。

土壌モデル PRZM での媒体間移動 右図

PRZM(Pesticide Root Zone Model)は、農薬を散布した後の土壌中の濃度変化を時系列で追跡する専用システムである。多数のパラメータを使う解析は非常に詳細であるが、関連する媒体間移動プロセスは、上のものと同じである。

EPAHHRAP(2005)の評価シナリオ



参考

土壤中濃度の推奨推算式の歴史の変遷過程

EPA での検討経過を示す意味で記述する．具体的な内容は原資料 5.2 節を参照されたい．

式 5-1 : 粒子の沈着は評価するが，ガスの沈着を評価しなかった．

式 5-1A : ガスの項を導入した

式 5-1B : これから TCDD に対する消失項を省いた

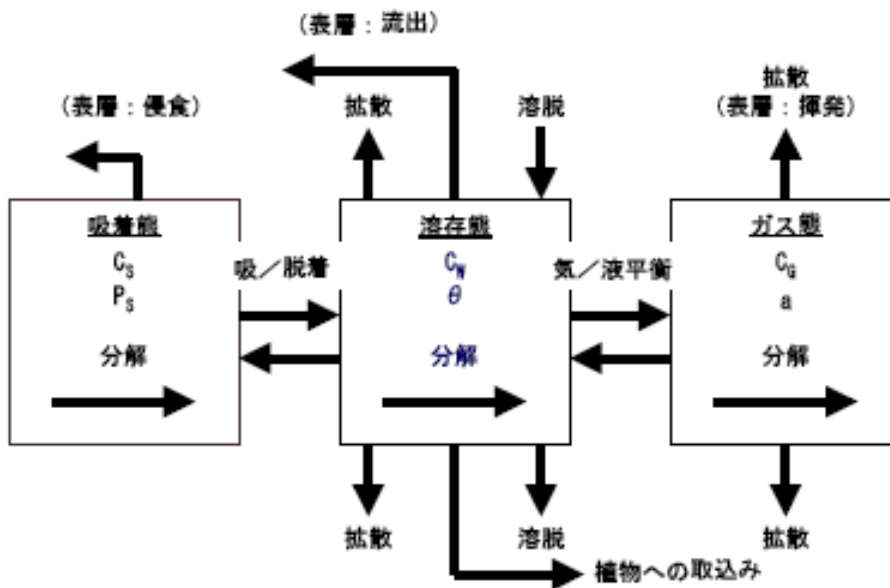
さらに発がん性物質に対する時期的考慮から，次の 3 つを推奨する

式 5-1C $T_2 < t_D < T_1$: 焼却作業時間 沈着ありの時期 ずっと長く暴露

式 5-1D $T_1 < t_D < T_2$: 焼却開始時期 T_2 : 暴露継続時間 一部期間暴露

式 5-1E 非発がん性物質の評価

PRZM の媒体間関連図



4.3 植物関連の過程

地上の植物での化学物質の蓄積は、地上のヒトを含む食物連鎖系の一環として、また、大気中の汚染物質を除去する過程としても重要である。ここでは、ヒト健康影響評価の観点から、野菜類への化学物質の移動の過程を解説する。地上部分と地下部分に分けて考える。

葉菜：植物地上部(葉・茎・実)での濃度は、大気からの沈着、根からの吸収・輸送、揮発、成長に伴う希釈および分解を考慮する Trapp らのモデルで推算できる。

根菜：土壌中の溶存態を吸収する。植物根部での濃度推算には、Briggs et al(1982)の式がある。

4.3.1 一般的な議論

基本的な議論は、Trapp et al(1998)にある。植物の地上部分と大気との分配の扱いは、McLachlan(2000)が解説している。後者では、植物の各部分(コンパートメント)における脂質分比率などの具体的データの取得が困難であるために不確実性が大きいことが強調されている。

4.3.2 評価モデルの例

Risk Learning

全体のイメージを右の図に示す。根の部分と葉の部分への取込み量を評価する。

・ **根への取込み** 右ページ 式 E5

濃縮係数による基本的なものである。(Briggs et al(1982))

・ **葉への取込み** 右ページ 式 E6

すべてで 28 個の算出式を組合せて以下の過程を評価する。全体の評価フローを付録に示す。

ガス態関連：下記の b 項と a 項のバランスで、ガス態由来の物質濃度が算出される。

植物に取り込む過程 b

土壌中の水に溶けている分の茎を通した吸込み b1

大気中ガス態から 湿性沈着で取込み b2

植物から消え去る過程 a

大気への蒸散 a1

代謝・光分解による消失 a2

成長による希釈 a3

粒子吸着態関連：これも bp と ap のバランスで濃度が決まる。

取り込む過程

湿性沈着と乾性沈着 bp

減少する過程

weathering(風化減少)と成長による希釈 ap

植物全体としては、ガス態由来と粒子吸着態由来のものとの和となる。

この媒体間の移動過程は、

・ 大気中のガス態と粒子吸着態 ・ 土壌中の水/固体/空気 ・ 植物中の脂肪分と水
 といった多くの媒体が複雑にからむ問題である。物理化学的過程は、媒体間の移動・分配・分解に、植物の成長に伴う希釈なども対象となっている。これですべてというわけではなからう。対象となる植物の系も多様である。実測データは限られている。限りなく一般的なモデルとして大まかな傾向を探るためのシステムと位置づけたい。

植物 - 大気分配の一般式 McLachlan(2000)による 体積基準濃度・比率

植物中に複数のコンパートメントを設定し、その間の分配で評価する単純なモデルである。

$$K_{PA}(25) = V_A + V_W / K_{AW} + \sum_i V_{Li} K_{LiA}$$

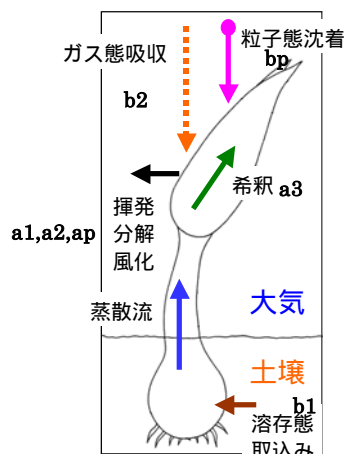
K_{PA} = 植物中濃度/大気中濃度, V_A : 植物中空気相の比率, V_W : 水相の比率

K_{AW} : 大気/水分配係数, V_{Li} : 植物中に i コンパートメントの体積

K_{LiA} : 植物中各コンパートメントと大気との分配係数

植物への化学物質の移動のイメージ

Risk Learning



大気からの沈着 $b_2 + b_p$

大気への移動

揮発 a_1 分解 $a_2 + a_p$

植物の生長に伴う希釈 濃度変化 a_3

植物内での移動 (蒸散流)

土壌からの取込み b_1

Risk Learning の根の部分での濃度の推定 式 E5



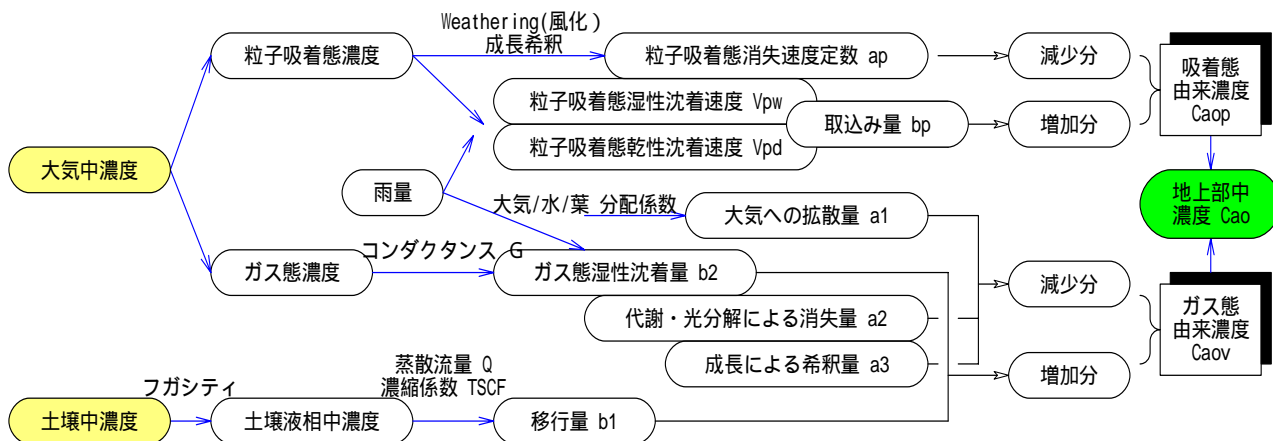
水より $\log(RCF_w - 0.82) = 0.77 \times \log K_{ow} - 1.52$

$Cr = RCF_w \times C_w$

土壌より $\log(RCF_s \times K_{oc} \times OC - 0.82) = 0.77 \times \log K_{ow} - 1.52$

$Cr = RCF_s \times C_t$

Risk Learning の葉の部分での濃度の推定 式 E6 全体図は、末尾に示す。



EUSES

大気中濃度，土壤中濃度を用いて，分配・濃縮の考え方で植物中の濃度を推定する．
(花井(2003) p.6-52 で簡単な紹介．詳細は TGD 参照)

はじめにオランダでシステム化された USES v.1(USES(1994～))では以下の項目を評価する．

- ・ 土壌と土壌中の水 porewater との分配係数 $K_{\text{soil-water}} = C_{\text{soil}}/C_{\text{porewater}}$
- ・ 地中の水から植物中の水流への取込み

Transpiration Stream Concentration Factor(TSCF)

- ・ 植物中の水流から葉・茎の組織への分配 Stem Concentration Factor (SCF)
- ・ 大気中の物質の葉の表面への沈着と透過(微粒子と蒸気と)

これらのパラメータとして 1980 年代から 1990 年代前半の実験データが利用されているが， $\log K_{ow}$ の適用範囲の制限(例えば TSCF では - 1.0 ~ 4.5 の範囲のみ)などに注意する必要がある．土壌・水・植物の密度・物質濃度を表す単位が重量(kg)・体積(m³)とあり，かつ変化するので式の確認が重要である．

EUSES(EC(1996))および USES の v.2(USES(1994～))では次の変化があった．

- ・ 葉への付着では，大気中の粒子吸着態からの沈着を評価しない．
- ・ USES では，土壌中濃度から根菜へ直接的な生物濃縮で評価するが，EUSES では，土壌中濃度から直接ではなく，土壌を水・固体・大気の 3 相にわけ，その水相(porewater)中の化学物質が植物の導管中で濃縮されるというモデルを使う．
- ・ 植物の成長による希釈や分解による減少分を評価する(ALPHA 項)
- ・ 蒸気透過による増加分(BETA 項)を求め ALPHA 項とのバランスで葉中濃度を推算する

なお，USES の version2(1999)では，EUSES の処理が採用された．

イメージ図を以下に示す．Risk Manager の図 p.10-25

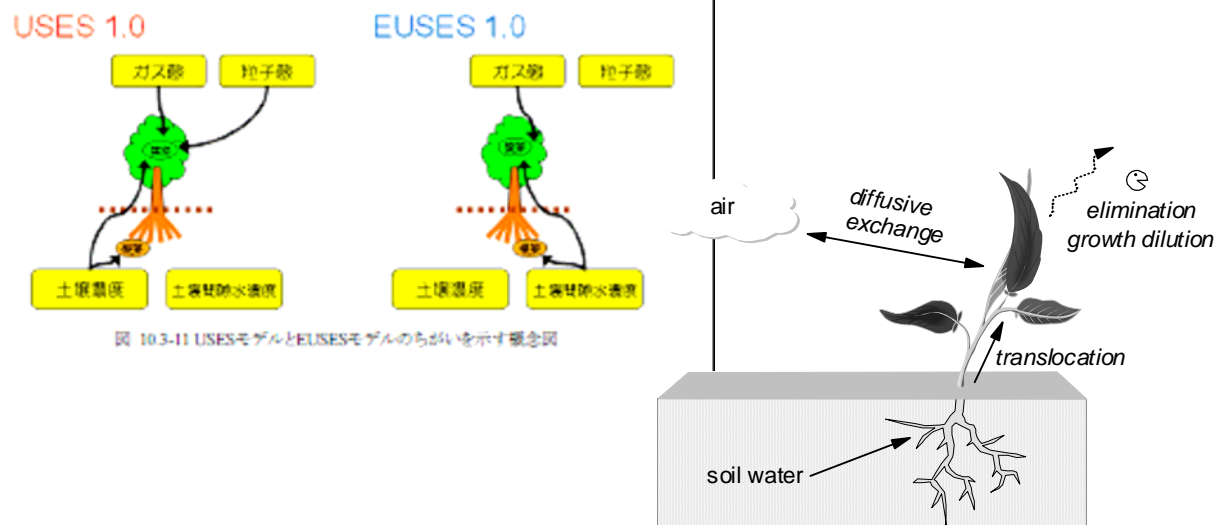


図 10-3-11 USESモデルとEUSESモデルのちがいを示す概念図

米国 EPA の評価システム

HHRAP 2005 EPA(HHRAP) より

廃棄物焼却場よりの有害化合物のリスクを評価するシステムである。

大気拡散は ISCST3 を利用する。植物関係(技術解説書 5.3 節)は、右図のように、

- ・ 粒子吸着態の沈着
- ・ ガス態の吸収
- ・ 根からの吸収

を評価する。

粒子吸着態からの直接沈着量の評価式(解説書 5-14 式)では、乾性・湿性沈着量 $Dydp, Dywp$,

Q : 廃棄物焼却場からの排出量 [g/s] , Fv : 大気中濃度のうちガス態である比率 [-] の他に、

Fw : 陰イオンで 0.2 , その他では 0.6 の補正 , Rp : 植物のうち食用に供しうる部分の比率 [-]

k_p : 植物の表面消失係数 [1/yr] , T_p : 食用部分に沈着が起こる期間 [yr] ,

Y_p : 植物の収量 [kgDW/m²]

といった補正係数が導入されている点が他と異なる。

3MRA 2003 EPA(3MRA) より

廃棄物処理施設からの排出を評価するシステムの全体構成などは、あとで簡単に記述する。

これも大気中の拡散過程の評価には ISCST3 を使用している。

Farm Food Chain と名づける食物連鎖過程は、

陸上食物連鎖：主として陸上生物の生態環境影響評価

水中食物連鎖：水生生物の環境生態影響と、ヒトの魚食による影響評価

農場食物連鎖：野菜・家畜経由のヒト健康への影響評価

の 3 つの要素からなる。植物関係は であるが、これは、以下の機能を含む。

・ 大気 植物へ

・ 土壌 植物へ

・ 植物全体での合計濃度の算出

・ 牛肉と牛乳中の濃度算出

物質の挙動としては、

・ ガス態と粒子吸着態の沈着、

・ 土壌からの根による取込み、

・ 食用部分への移行 translocation、

を評価するが、化学物質の排出源 Release から、植物に至る過程において、流域における地下水の挙動、土壌の流出 Runoff・浸食 Erosion などを評価に組み込んでいる点に特徴がある。

また、下記のような植物を評価対象とする。

・ 大気に曝されている野菜類 Exposed vegetables キウリ・トマト・トウガラシなど

・ 皮などで保護されている野菜類 Protected vegetables サヤエンドウなど 根から

・ 曝された果物類 Exposed fruits リンゴ・ナシ・イチゴなど

・ 保護された果物類 Protected fruits メロン・バナナなど 生育期間が問題

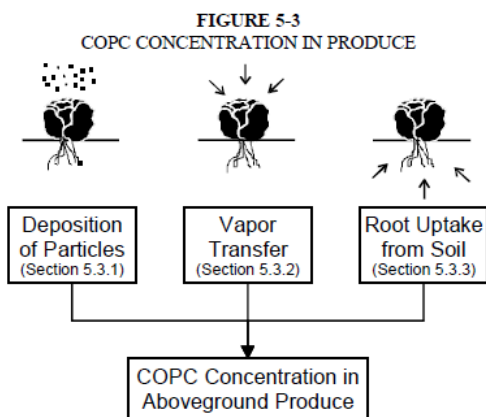
・ 根を食する野菜

評価式の例

大気からのガス態あるいは粒子付着態の沈着は、ISCST3 で評価される沈着量を用いる。

ガス態の乾性沈着を評価する transfer モデルがある(右ページ)。後で述べる肉牛への移動なども、その Biotransfer factor の実測データ、推算式がまとめて提供されている。

HHRAP における植物への移動量の評価



$$Pd = \frac{1,000 \cdot Q \cdot (1 - F_v) \cdot [Dydp + (Fw \cdot Dywp)] \cdot Rp \cdot [1.0 - \exp(-kp \cdot Tp)]}{Yp \cdot kp} \quad \text{Equation 5-14}$$

Pd : 植物中の化学物質濃度 [mg/kgDW] その他のパラメータの意味は左ページ参照

3 MRA の植物関連図

3MRA document vol. p.10-4 の図

化学物質の発生源は具体的な WMU (Waste Management Unit)である。

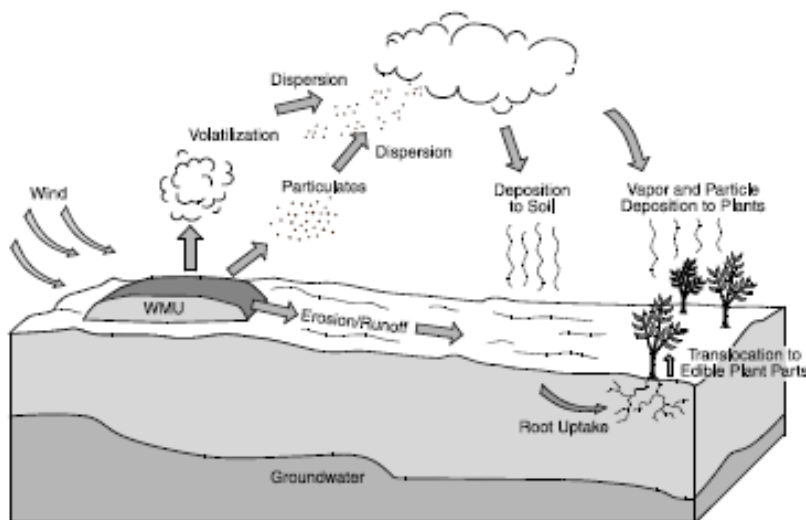


Figure 10-2. Release, exposure, and uptake mechanisms of contaminants in plants.

BTF を用いる推算式の例

$$C_{plant_vap}^i = \frac{C_{air_vapor} \times BTF_{air-plant}^i \times ECF_{exposed}^i}{1000 \times \rho_{air}}$$

DW は dry weight 乾燥重量あたり
1000 : 換算因子 [L/m³]

C_{plant_vap}ⁱ : 植物 i 中の濃度[mg/kgDW]

C_{air_vapor} : 大気中の濃度[μg/m³]

BTF_{air-plant}ⁱ : 植物 i についての biotransfer 係数

[μg/gDW] / [μg/g air]

ρ_{air} : 空気の密度 1.19 [g/L]

一般有機化合物には, 体積ベースの BTF(biotransfer 係数) Bvol が提案されている。

$$\log Bvol = 1.065 \log Kow - \log \left[\frac{H}{RT} \right] - 1.654$$

Kow : オクタノール/水分配係数 [-]

H : ヘンリー定数

4.4 家畜・魚介類関連の過程

家畜の肉と乳製品(乳・チーズ)中での濃度は、Travis と Arms の式で推算できる。コンパートメントモデルにはデータが不足なので、生物移行係数(日/kg) $\log BTF_{meat/milk}$ を用いて推算する。

魚介類中の濃度も生物濃縮係数 BCF による。水相中の溶存態の比率が効いてくる。

媒体中濃度 空気・水・餌など	生物濃縮係数 BCF	生体内濃度
-------------------	---------------	-------

Risk Learning が採用している評価式をまとめておく。

E7 : 水 乳製品 牛が、周囲の牧草と土を食べ、呼吸し、水を飲むシナリオである。

$$\log BAF_{milk} = -8.056 + 0.992 \times \log Kow$$

$$C_{milk} = BAF_{milk} \times \sum C_i \times IC_i$$

評価の対象となる媒体は、牧草・土壌・大気・水であり、それぞれの濃度が C_i 、その摂取量 IC_i は経口：kg/day, L/day, 吸入：m³/day などで表現される。

E8 : 水 肉製品 上と同じシナリオである。

$$\log BAF_{meat} = -7.735 + 1.033 \times \log Kow$$

$$C_{meat} = BAF_{meat} \times \sum C_i \times IC_i$$

E9 : 水 魚介類

分子量 MW 700 以下の物質には次の予測式が適用される。

$\log Kow < 6$ の場合

$$\log BCF = 0.85 \times \log Kow - 0.70 - 3$$

$\log Kow > 6$ で非常に親油性が高い場合

$$\log BCF = -2.0 \times (\log Kow)^2 + 2.74 \times \log Kow - 4.72 - 3$$

$$C_{fish} = C_w \times BCF \times \frac{1000L}{1m^3}$$

C_{fish} : 魚介類中濃度 [$\mu g/kg$]

C_w : 水中濃度 [$\mu g/L$]

BCF : 魚への濃縮倍率 [m^3/kg]

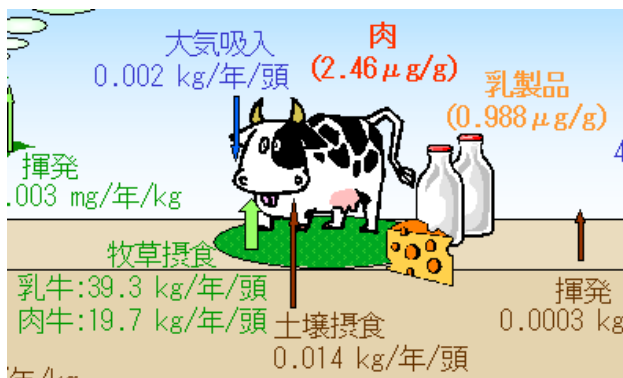
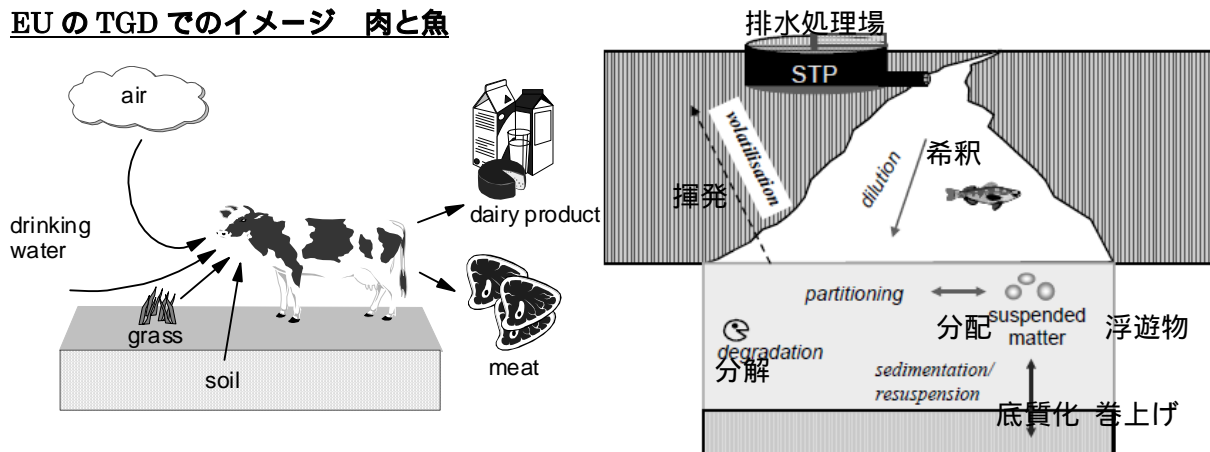
最後の 1000 は m^3 L の単位変換

E10 : 底質堆積物 魚介類

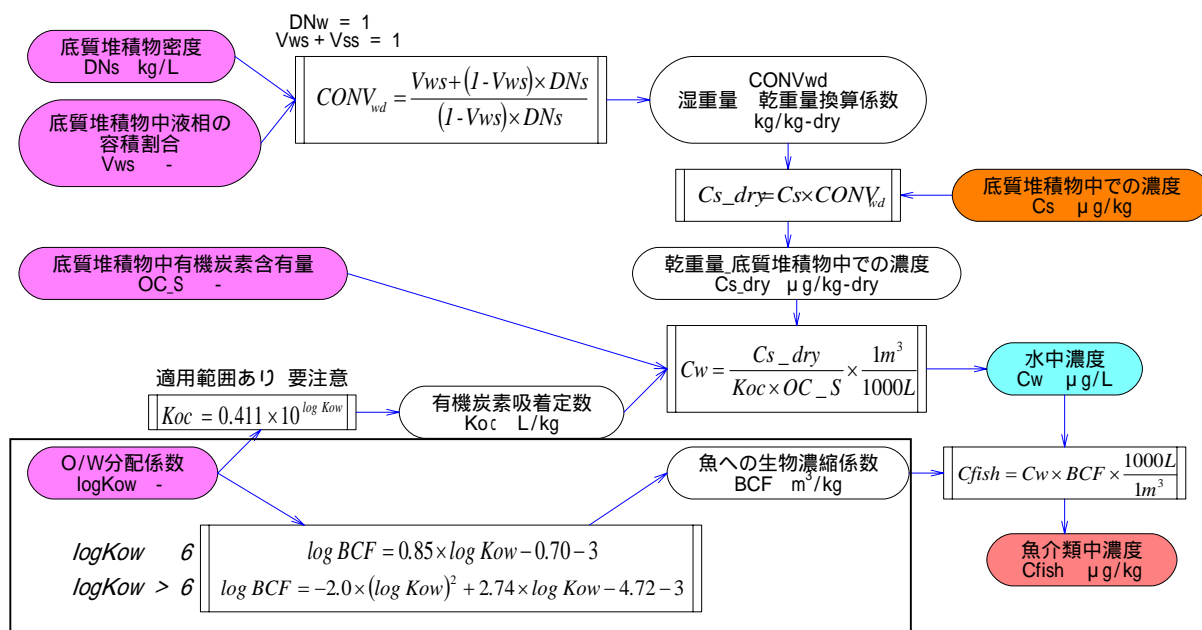
底質 水中 魚介類の過程を評価する。水 魚介類は E9 を使う。

この生物濃縮係数 BCF を用いる手法は、米国 EPA の 3 MRA、あるいは HHRAP でも同じように使用されている。

EU の TGD でのイメージ 肉と魚



Risk Learning の 底質から魚介類への移動過程 数式コード E10



この部分は式 E9 である

5. 評価システムの例

この章で扱う個々の過程は、それぞれが独自に検討されるものであるが、評価システムとしてまとめたものも存在する。具体的内容としては、すでに個々のケースで取上げたものの繰り返しとなるが、評価システム全体との関係という意味でここにまとめておく。

5.1 Risk Learning

媒体間移動に関する全体図

このシステムでは、身の回りの各種媒体からの化学物質の取り入れ量(暴露量)を推定し、リスク指標の算出まで行う。

右ページの図には、暴露媒体に至る移動過程を示す。この図では明示されていないが、暴露媒体からの取込み過程には、大気の吸入、飲料水の経口、シャワー時の経皮・吸入などの暴露シナリオを評価する過程が含まれている。

出発点の媒体中濃度は、実測値、あるいは他の推算システムで得られたものを入力する。

数式番号	移行元媒体	移行先媒体	数式の数
E1	水(地下水,表層水)	浴室内空気	4
E2	水(地下水,表層水)	室内空気	3
E3	水(地下水,表層水)	屋外大気	7
E4	土壌, 底質堆積物	大気	27
E5	水(地下水,表層水), 土壌	植物の根の部分	2
E6	水(地下水,表層水), 土壌, 大気	植物の葉・茎の部分, 果物	28
E7	水(地下水,表層水)	乳製品	2
E8	水(地下水,表層水)	肉製品	2
E9	水(表層水)	魚介類	2
E10	底質堆積物	魚介類	3

特徴のある推算過程

上の表でもよくわかるように、E4 と E6 が複雑な過程を扱っている。

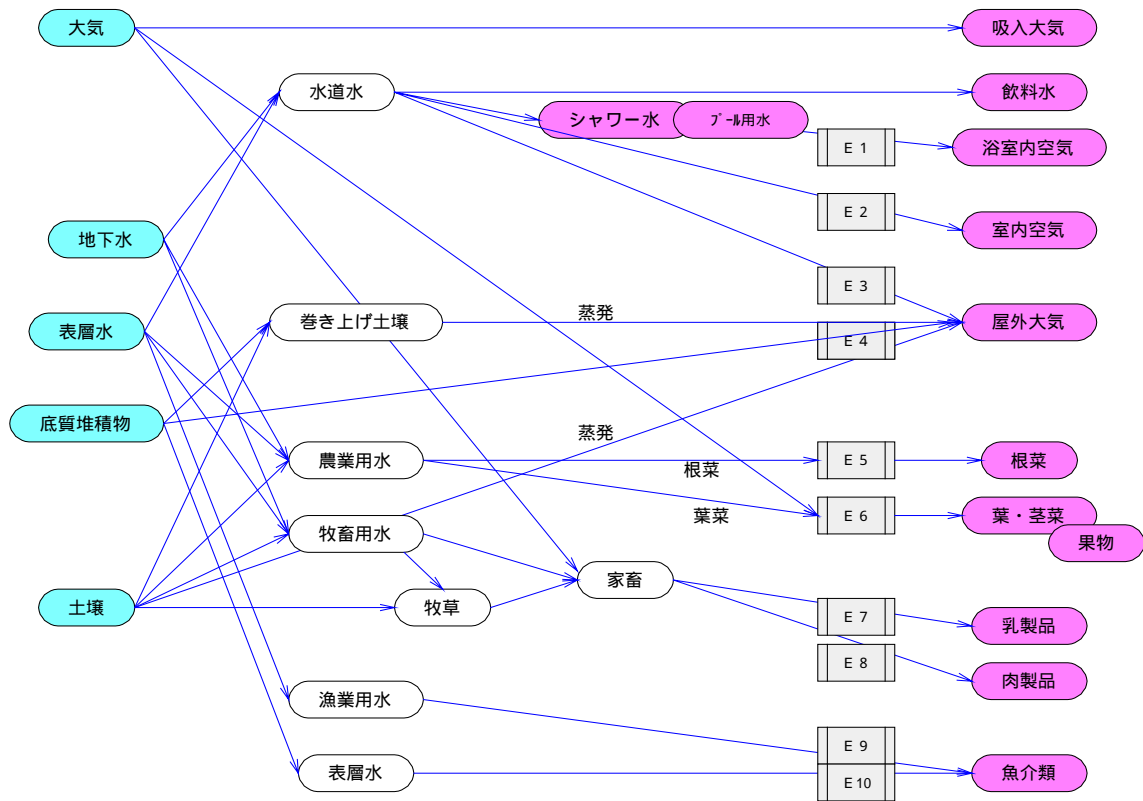
E6 の植物への移動過程については、すでに解説した。

E4 は、土壌、あるいは、河川の底質堆積物から大気への揮発や巻き上げなどによる物質移動を評価する。土壌から大気への物質移動フラックスと、大気中での風による拡散を処理するが、大気中拡散の扱いは、ヒトの呼吸高さ(例えば 1.5m)での風速を予測する機能などの素過程を含む複雑なシステムとなっている。

ここでは、全体の構成を示すだけであるが、
 付録 1 に、式 E6 に含まれる全 28 式の標題
 付録 2 に、式 E5 と E6 で使われるデフォルト値の一覧
 を示す。

risk Learning の全体構成

Risk@Learning



DEHP への応用例

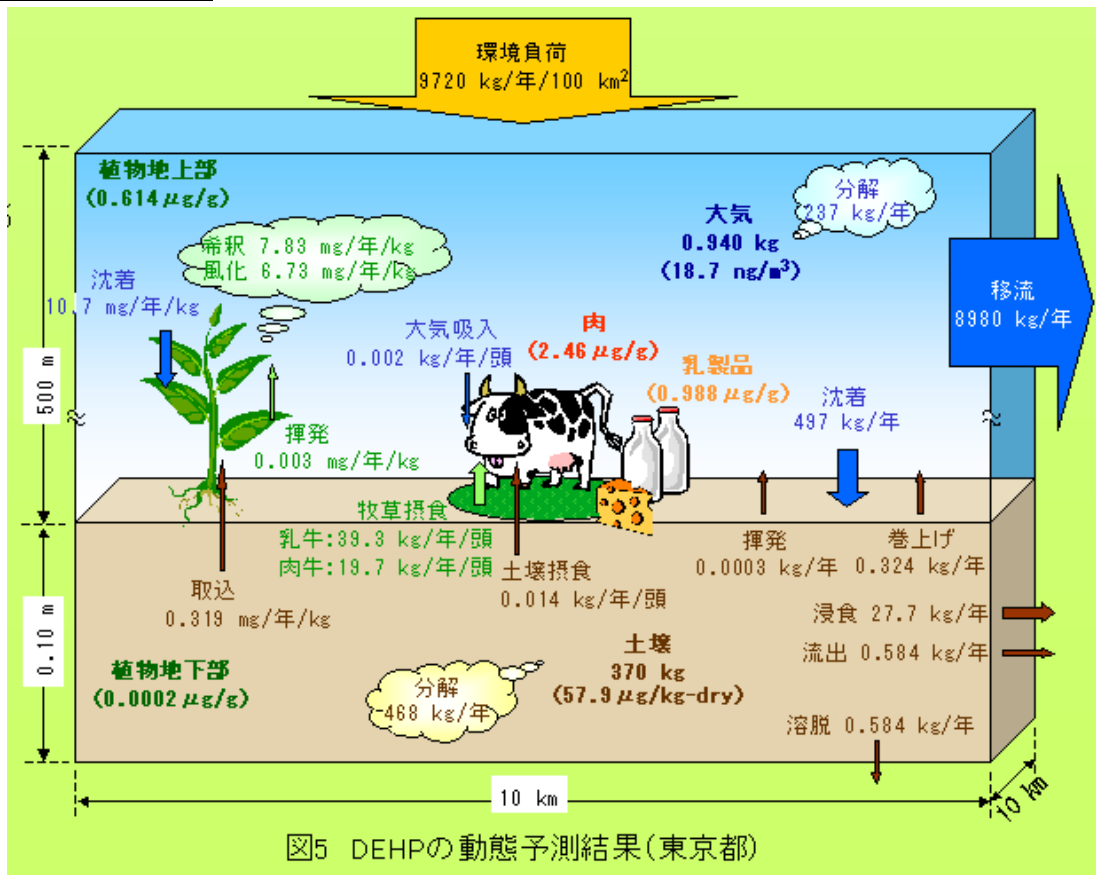


図5 DEHPの動態予測結果(東京都)

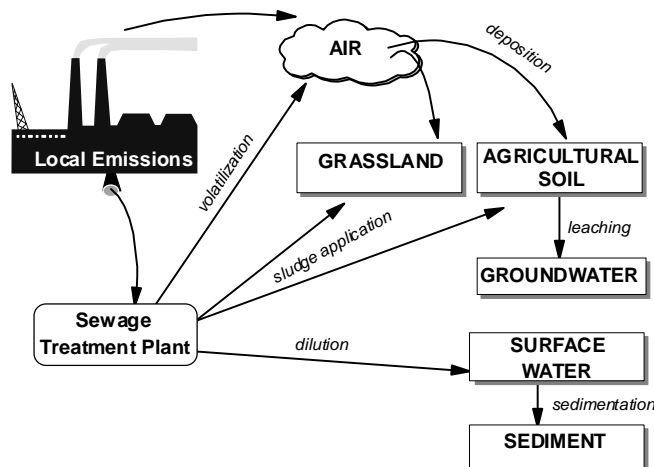
5.2 EUSES

EU 全体の統合リスク評価システム EUSES では、一般的・全般的なリスクを評価するために次のようなシナリオを設定する。

地域的広がり

- local : 半径 1000m内の大気と土壌
- regional : 国レベル . EU の人口密集地域 2000 万人/200km 平方 (関東地方の広さ程度)
- continental : 全西欧レベル . 3.56M km² (日本の約 10 倍の広さ)

local 域 評価のイメージ



評価対象

ヒト 作業員 Workplace : 暴露評価モデルとして、例えば EASE を推奨

消費者 Consumer : いくつかのシナリオをガイド . モデルとして CONSEXPO を推奨

- ・ 歯磨きペーストの使用時における誤飲
- ・ 包装用プラスチックフィルム中の可塑剤が食物へ移動 (下記の評価式)

$$C_{oral} = \frac{AREA_{art} \times TH_{art} \times C_{art} \times FC_{migr} \times T_{contact}}{V_{prod}}$$

C_{oral} : 食品中の化学物質濃度 [kg/m³]

$AREA_{art}$: 食品と接触するフィルムの面積 [m²]

TH_{art} : フィルムの厚み [m]

C_{art} : フィルム中の化学物質濃度 [kg/m³]

FC_{migr} : 時間あたりの移動量 [kg/d]

$T_{contact}$: フィルムと食品の接触時間 [d]

V_{prod} : 食品の量 [m³]

他のパラメータは当たり前のものであるが、 FC_{migr} にどのような値を与えるかが問題である。

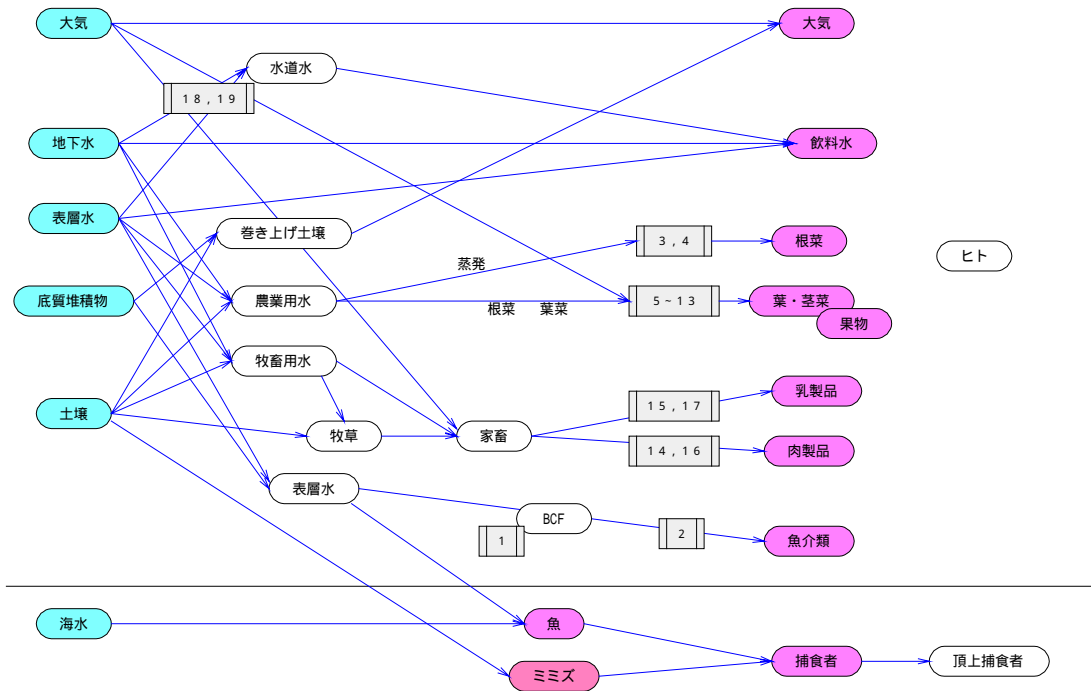
環境経由の間接暴露 Indirect exposure via environment : 右ページのイメージ図

環境生態系

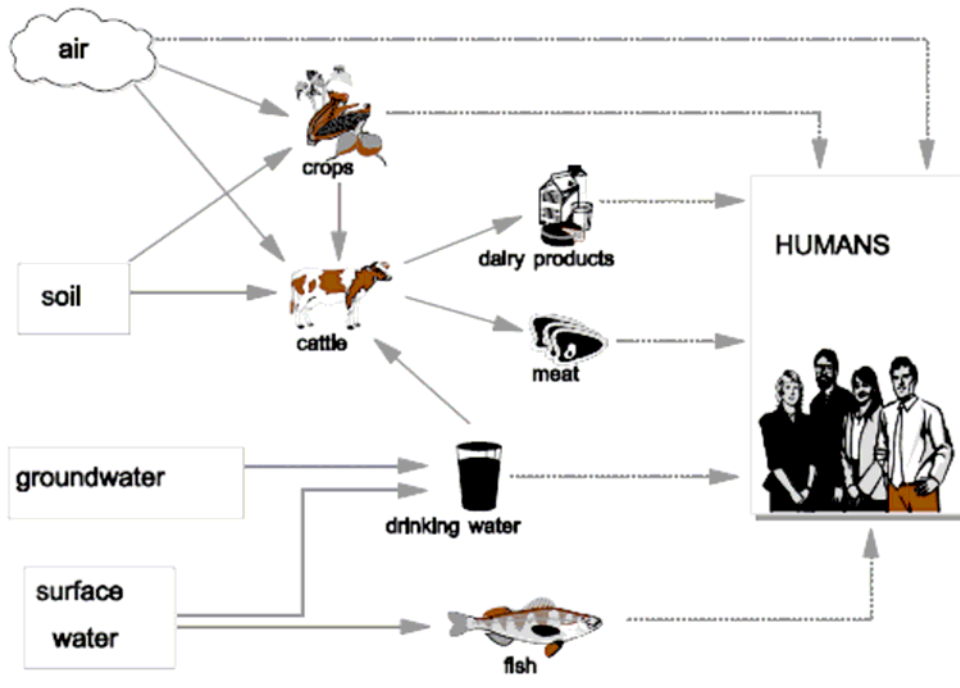
河川 river : local では、希釈倍数 10 で濃度推定

海洋 marine : local では、沿岸域で希釈倍数 100 を使って濃度を推定し初期評価

EUSES での媒体間移動モデル 式の数字は, TGD Part , Appendix での式番号を示す
EUSES



媒体間移動のイメージ図



5.3 3MRA

米国 EPA は 2003 年 7 月に , 3 MRA version1.0 システムを公表した .

内容

3 M (Multimedia, Multi-pathway, Multi-receptor)でのリスク評価 RA である . 廃棄物管理施設 WMU(Waste Management Unit)から環境中に出てくる有害化学物質による健康・環境生態リスクを , 多媒体・多経路・多レセプターにわたるシナリオに沿って詳細に評価するシステムである . そのために必要な評価モジュールとデータが提供されている .

シナリオ

具体的には , 全米 201 か所の WMU を選択し , その周辺 2 km への具体的な健康・環境影響を評価し , その結果をまとめて全米での集団リスクの統計分布を推定し , 規制の必要性を検討する . 時間スケールは長期的であり , 残留濃度が最高濃度の 1 %以下に達するまで , あるいは 200 年までをシミュレートする . 金属など残留性の高いものでは 10,000 年まで追跡する .

対象物質

RCRA hazardous waste 400 以上の物質から ,例示物質として 5 クラス 46 物質で検討した .

評価モデル

大気 ISCST3 , 表層水 EXAMS , 地下 EPACMTP Vadose 1-D , Aquifer 3-D .

これらは , これまで長く使用された実績がある legacy(遺産的) モデルと位置づけられている .

リスク評価

発がんリスクは発がん確率で , 非発がん環境生態リスクは HQ で評価する .

媒体間の関係の捉え方 右図 Volume , section 3.0

輸送媒体 Transport media

- ・大気 大気拡散は ISC3 モデル ・流域 watershed
- ・地表下 subsurface (不飽和層 vadose zone と地下水 aquifer)
- ・表層水 水は EXAMS モデル

分解と分配 Fate Processes

- ・化学的/生物的变化 (+ 生成物) ・線形分配 (水/大気 , 水/土壌 , 大気/植物 , 水/生物 Biota)
- ・非線形分配 (不飽和層 vadose zone における金属)
- ・化学反応/化学種 speciation (表層水中の水銀) 金属の原子価状態

媒体間の物質束 fluxes

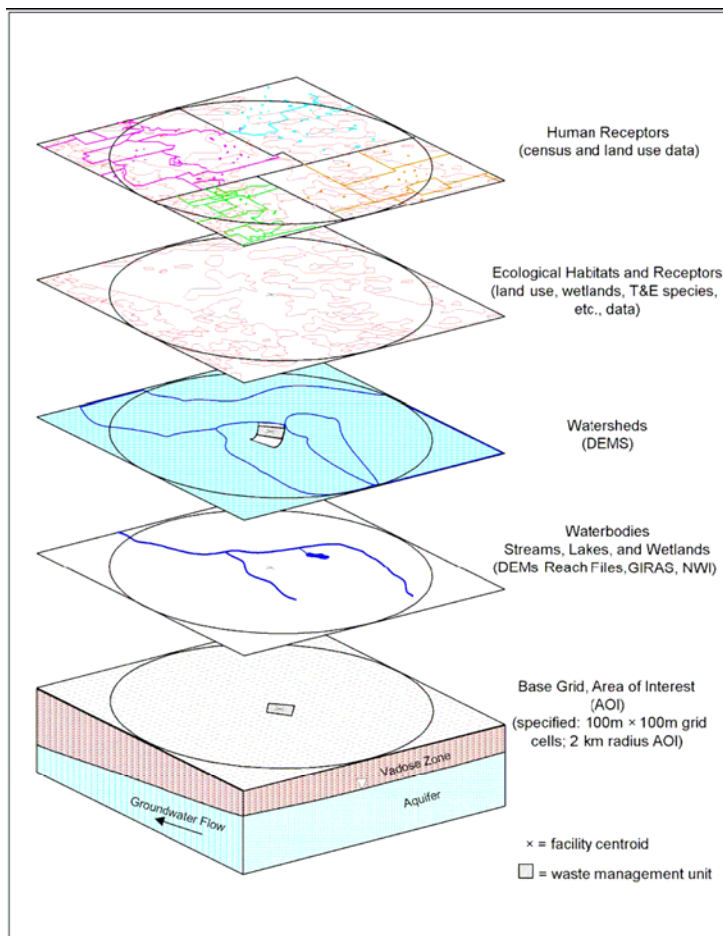
- ・大気 流域/地上生物土壌 (湿性/乾性沈着 , ガスの拡散)
- ・大気 表層水へ (湿性/乾性沈着 , ガスの拡散)
- ・流域の土壌 表層水へ (浸水 erosion , 流出 runoff)
- ・表層水 底質へ (底質化 sedimentation) ・不飽和層 地下水へ (濾過性 infiltration)
- ・流域の土壌 大気へ (揮発) ・地下水 表層水へ

食物連鎖/食物網の flux p.2-22

- ・大気 植物 vegetation (粒子沈着 ; ガス拡散)
- ・農場/生息地/庭の土壌 植物 (根から吸収 ; 移行 translocation ; 沈着)
- ・植物 , 土壌 , 表層水 , 地下水 動物 (取込 uptake)
- ・表層水 , 底質 水生有機体 aquatic organisms (取込)

- ・母乳 母親 乳児については , 2,3,7,8-TCDD についてのみ計算 . MOE で評価する .

3MRA の全体システム - 評価対象空間の重層構造



ヒトレセプター :
国勢調査と土地利用データ

生態系生息種とレセプター :
土地利用, 湿地データなど

流域(分水界) :
数値地形モデル DEMs

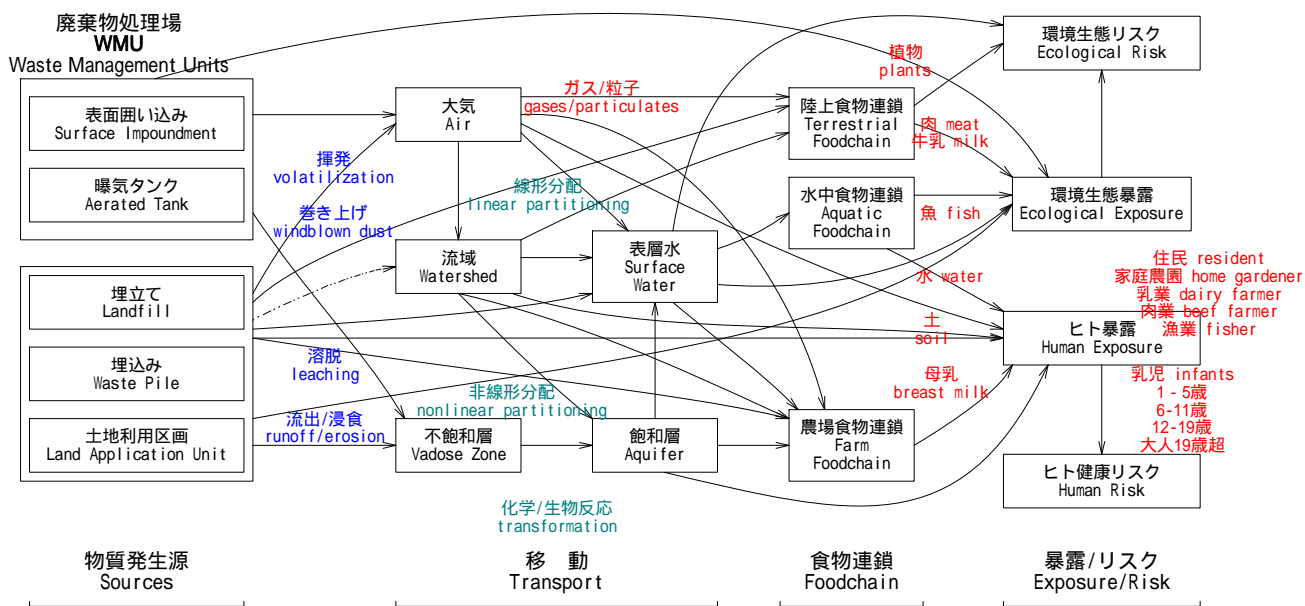
水系 : 河川, 湖沼, 湿地
直線流域ファイル, GIRAS など

基本グリッド, 対象地域(AOI) :
100m x 100m のグリッド単位,
半径 2km の地域
不飽和層と地下水も

X : 処理施設の中心

DEMs : digital elevation models

3 MRA の各媒体間の関係



6. 検証・応用・その他

6.1 検証

この章では、環境媒体中の化学物質の移動を解析するモデルの内容を解説した。

実際のリスク評価に応用する立場からは、これらのモデルの妥当性を検証したいところである。それぞれのモデルの提案と利用にあたっては、その目的に応じて実際系との突合せが行われてきたはずであるが、一般論としては、簡単ではない。

大気中の現象はまだしも、土壌・植物・家畜・魚介類などが関係する過程は、対象物が多種多様であり、実験も簡単ではないので納得できるデータを入手することが困難である。

その意味でも、これらのモデルは、化学物質の環境中における基本的な挙動の方向性を理解するためのものであり、具体的で詳細な検証にはなじまないものであると位置づけたい。

6.2 詳細リスク評価書での応用

吉田(2006)が、その時点までに公刊された詳細リスク評価書での暴露過程を整理している。

物質	吸入		経口			経皮
	屋外 広域	室内 局所	食事	飲料水	その他	
1,3-ブタジエン						
ノニルフェノール						
DEHP						
1,4-ジオキサン						
トルエン						
ジクロロメタン						
短鎖塩素化パラフィン						
ビスフェノール A						
p-ジクロロベンゼン						

これまでに公表された詳細リスク評価書の対象物質が、大気への排出・拡散が中心であったこともあって、食事・飲料水などによる経口暴露、あるいは、経皮暴露などが評価の対象になるケースは少なかった。今後いろいろな化学物質の詳細評価が進むにつれて、評価シナリオにもケースが増え、多種多様な媒体間挙動の評価が必要となることが予想される。

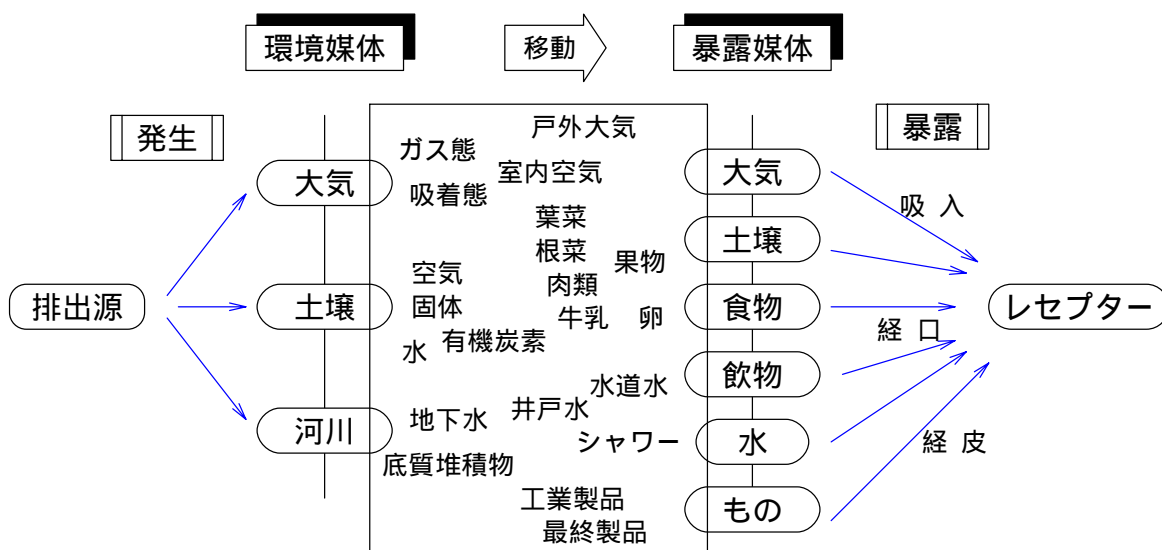
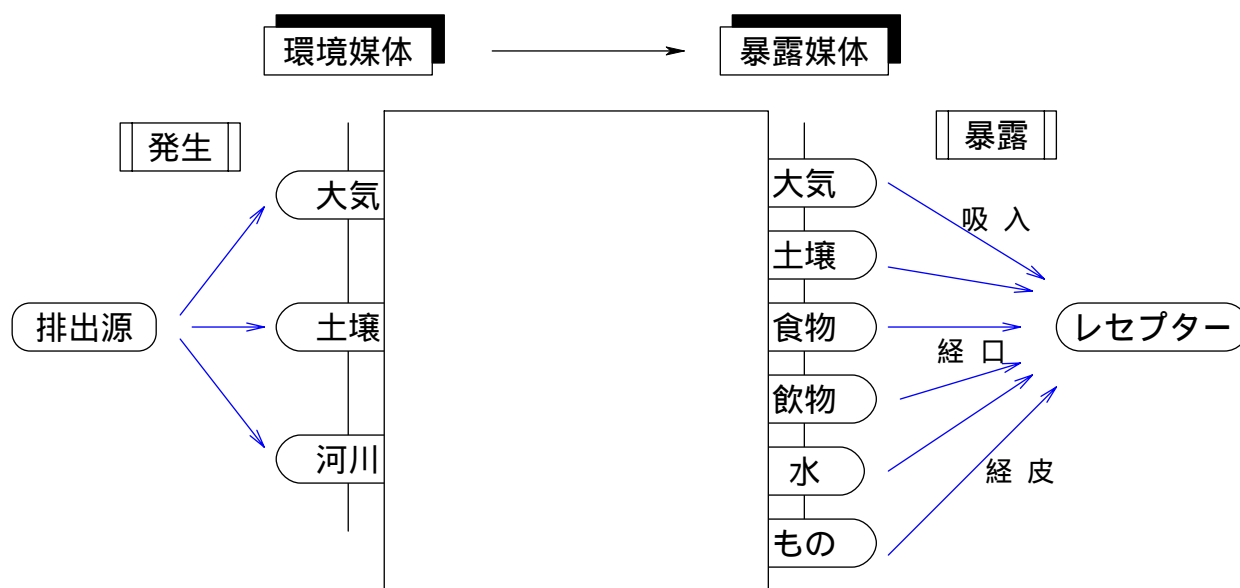
7. まとめ - 媒体間移動

要するに，媒体間移動とは，なんらかの排出源から環境媒体へ放出された化学物質が，最終的に影響を受けるレセプターとの接触点としての暴露媒体に至るまでにたどる道筋のことである．その意味では，化学物質リスク評価のシナリオの設定そのものであるとも言えよう．

その過程をどのように表現するか，各過程をどのように評価するかは，リスク評価の目的によって変わってくる．

単一媒体モデルで済ませるか，多媒体モデルの使用が避けられないか，あるいは，いくつかのモデルをつなげてたどるかは，評価のはじめに吟味して決める必要がある．

いずれにしる，評価すべきシナリオと，その評価内容とは，常に明確に意識していなければならない．



引用文献

- 小倉・東野(2002) 小倉 勇, 東野 晴行, 「ADMER についてのやりとり」
http://unit.aist.go.jp/crm/1kousyu_ADMER.htm より 湿性沈着
- 環境庁(1997) 浮遊粒子状物質対策検討会, 「浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル」, 環境
 庁大気保全局大気規制課 監修, 東洋館出版社 1997 年
- 花井(2003) 花井 荘輔, 「はじめの一步! 化学物質のリスクアセスメント - 図と事例で理解
 を広げよう - 」, 2003 年 12 月 丸善
- 藤田(2004) 藤田 慎一, 「ガス状・粒子状物質の沈着に関する研究」, 大気環境学会誌, Vol.39,
 No.3, 107-118(2004) 自分の仕事のレビュー 受賞記念講演か 電力中研
- 松梨ら(1993) 松梨 順三郎, 池田 有光, 海老瀬 潜一, 中田 喜三郎, 「環境流体汚染」, 森北
 出版, 1993 年 9 月
- 吉田(2006) 吉田 喜久雄, 「暴露経路の確認と変動性を考慮した暴露解析」, CRM(2006)
 pp.18-21
- Bidleman(1988) Terry F. Bidleman, “Atmospheric processes”, Environ. Sci. Technol.,
 Vol.22, No.4, 361-367 (1988)
- Bidleman et al(2000) Terry F. Bidleman & Tom Harner, “Sorption to Aerosols”,
 Chapter 10, pp.233-260, in Boethling et al(2000)
- Boethling et al(2000) Robert S. Boethling, Donald Mackay, eds., “Handbook of Property
 Estimation Methods for Chemicals, Environmental and Health Sciences”, Lewis
 Publishers
- Briggs et al(1982) G.G. Briggs, R.H. Bromilow & A.A. Evans, “Relationships between
 Lipophilicity and Root Uptake and Translocation of Non-ionized Chemicals by Barley”,
 Pest. Sci., Vol.13, 495-504(1982)
- CRM(website) <http://unit.aist.go.jp/crm/> より
- CRM(詳細リスク評価書) <http://unit.aist.go.jp/crm/mainmenu/1.html> より
- CRM(2006) 化学物質リスク管理研究センター, 「詳細リスク評価書出版記念講演会 - リスク
 評価の理念とノウハウ 要旨集」 2006 年 1 月 20 日 . 当日資料がウェブサイトで公開さ
 れている
- EC(1996) “the European Union System for the Evaluation of Substances”, December
 1996, RIVM. available from EC/JRC, Ispra, Italy
- EC(2003) “2nd Edition of the Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment of
 Chemical Substances following European Regulations and Directives”, European
 Chemicals Bureau (ECB), <http://ecb.jrc.it/tgdoc>
- EC(2004) “EUSES : European Union System for the Evaluation of Substances, version 2”,
 July 2004, <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- ECETOC(1994) ECETOC Technical Report No.61, “Environmental Exposure Assessment”
- EPA(1995) USEPA, EPA-454/B-95-003a "User's Guide for the Industrial Source
 Complex(ISC3) Dispersion Models, Vol.II, Description of Model Algorithms"
<http://www.epa.gov/scram001/userg/regmod/isc3v2.pdf>
- EPA(HHRAP) USEPA, “Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste

- Combustion Facilities, Final”, EPA530-R-05-006, Office of Solid Waste and Emergency Response, September 2005,
<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/combust/risk.htm>.
 対になっている環境生態影響評価は finalize されず 1999 年のままである .
- EPA(3MRA) USEPA, “Multimedia, Multipathway, and Multireceptor Risk Assessment (3MRA) Modeling System”,
<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/id/hwirwste/risk03.htm#vol1> より
- Junge(1977) C.E.Junge, “Basic Considerations About Trace Constituents in the Atmosphere as Related to the Fate of Global Pollutants”, pp.7-25, in I.H.Suffet ed., “Fate of Pollutants in the Air and Water Environments, Part 1. Mechanism of Interaction Between Environments and Mathematical Modeling and the Physical Fate of Pollutants”, John Wiley & Sons, 1997
- Hemond et al(2000) Harold F.Hemond & Elizabeth J.Fechner-Levy, “Chemical Fate and Transport in the Environment”, 2nd. ed., Academic Press, 2000
- Mackay(2001), Donald Mackay, “Multimedia Environmental Models, The Fugacity Approach”, 2nd ed., Lewis Publishers
- McLachlan(2000) Michael S.McLachlan, “Vegetation-Air Partition Coefficient”, Chapter 6, pp.115-123, in Boethling et al(2000)
- Pankow(1987) James F.Pankow, “Review and Comparative Analysis of the Theories on Partitioning between the Gas and Aerosol Particulate Phases in the Atmosphere”, Atmos. Environ., Vol.21, No.11, 2275-2283(1987)
- Toet et al(1992) C.Toet & F.A.A.M.de Leeuw, “Risk Assessment System for New Chemical Substances : Implementation of Atmospheric Transport of Organic Compounds”, RIVM Report 679102008, OPS モデル
- Trapp et al(1998) Stefan Trapp & Michael Matthies, “Chemodynamics and Environmental Modeling, An Introduction”, Springer, 1998
- USES(1994 ~) RIVM, VROM, VWS (Netherlands), “Uniform System for the Evaluation of Substances(USES)”, version 1.0, December 1994, version 2.0, June 1998, version 3.0, December 1999, version 4.0, June 2002

参考書 - 更なる学習のために

土木学会 環境工学委員会編, 「環境工学公式・モデル・数値集」, 丸善, 2004年6月

注記

Junge 式で用いる表面積 S に関して p.3-2-9 の表の赤字数字

1 atm=101325Pa 　だから 1.7×10^{-4} atm は, 約 17Pa になる . $1.7 \times 3.5 = 5.95$
 EU の TGD では, $c \cdot S$ として 0.0001 [Pa]を採用している . OPS の原資料(Toet et al(1992), p. 7)では 0.2 [Pa・m]と 5×10^{-3} [m²/m³]となっている . これでは, 積が 1×10^{-3} となって 1 桁違う . この表の他との比較から, $S=5 \times 10^{-3}$ [m²/m³]が 1 桁大きいミスであり, 5×10^{-4} [m²/m³] = 5×10^{-6} [cm²/cm³]が正しい値であろう .

付録 1

地上部分(葉あるいは茎)への濃縮を評価する処理の流れ (式 E6)

- . 大気からの沈着
 - 大気中のガス態と粒子吸着態の存在状態を計算
 - 【1】融点の単位換算, 過冷却液体の蒸気圧
 - 【2】粒子吸着態の割合を算出 Junge 式による
 - 【3】大気中濃度を用いて, **ガス態濃度と粒子吸着態濃度**を算出
- . 土壌パラメータの算出
 - 【1】土壌中濃度の換算 湿重量 乾重量基準へ, 水溶解度の換算 mol/m^3 へ
- . **土壌液相中濃度**を計算
 - 【1】有機炭素吸着定数の算出 K_{oc} $\log K_{ow}$ より
 - 【2】土壌中固相の容積割合
 - 【3】土壌液相フガシティ容量を算出
 - 【4】土壌固相フガシティ容量を算出
 - 【5】土壌気相フガシティ容量を算出
 - 【6】土壌液相中に存在する化学物質量の割合を算出 P_w
 - 【7】**土壌液相中濃度**を算出 C_{soilw}
- p.88 下半分の土壌液相中濃度を計算 は意味不明?
- . 大気ガス態, 水, 土壌から
 - 【1】蒸散流濃縮係数の算出 TSCF 2つの推算式で大きい方を用いる. $\log K_{ow}$ より
 - 【2】**土壌から植物地上部への移行量**を算出 蒸散流量 Q など b_1
 - 【3】大気/水分配係数を算出 K_{aw}
 - 【4】葉/水分配係数を算出 K_{pw}
 - 【5】葉/大気分配係数を算出 K_{la}
 - 【6】全コンダクタンスを算出 G クチクラ(cuticle)層など
 - 【7】ガス態の湿性沈着速度を算出 V_{gw} K_{aw} と雨量 $Rain$
 - 【8】**大気への拡散速度定数 a_1** と大気からの**乾性? 沈着量 b_2** を算出 G, V_{gw}
 - 【9】**代謝・光分解による消失速度定数を算出 $a_2 = E$**
 - 【10】**植物成長による希釈速度定数 $a_3 = G$** を算出
 - 【11】植物からの全消失速度定数 $a = a_1 + a_2 + a_3$ と, 植物への蓄積量 $b = b_1 + b_2$ を算出
 - 【12】ガス態に由来する植物地上部中濃度を算出 C_{aov}
- . 粒子吸着態に関して
 - 【1】粒子の Weathering rate の単位変換, **成長希釈で粒子吸着態の消失速度係数を算出 a_p**
 - 【2】粒子吸着態の**湿性沈着速度**を算出 V_{pw} 雨洗比, 降水量
 - 【3】粒子吸着態の**取込み量**を算出 $b_p = \text{湿性} + \text{乾性}$
 - 【4】粒子吸着態に由来する植物地上部中濃度を算出 C_{aop}
- . 合計濃度
 - 【1】植物地上部中濃度を算出 $C_{ao} = C_{aov}, C_{aop}$

付録 2

Risk Learning でシステムが用意しているデフォルト値

媒体間移行式 E5

名称	記号	単位	デフォルト値	出典
有機炭素含有率	OC	-	0.02	EC (1996)

※ 媒体間移行式 E6 と共通の値が用いられる。

媒体間移行式 E6 (葉菜)

名称	記号	単位	デフォルト値	出典
有機炭素含有率	OC	-	0.02	EC (1996)
土壌中気相の容積割合	V_a	-	0.2	Waitz, et al. (1996)
土壌中液相の容積割合	V_w	-	0.4	
バルク密度	SD	kg-dry/L	1.04	-
温度	Tmp	K	293.15	Trapp, et al. (1998)
植物中の水分量割合	m_{WP}	-	0.8	
植物中の脂質量割合	m_{LP}	-	0.02	
植物体の密度	ρ_P	kg/L	1.0	EC (1996)
水の密度	ρ_W	kg/L	1	-
植物表面積	A	m ²	5	Trapp, et al. (1998)
植物体積	V	m ³	0.002	
代謝、光分解による消失速度定数	λ_E	/sec	0	-
植物成長による希釈速度定数	λ_G	/sec	0.0000004	Trapp, et al. (1998)
密度補正係数(オクタノールー水)	aa	-	1.22	
補正係数(オクタノールー植物脂質)	bb	-	0.95	
蒸散流量	Q	m ³ /sec	0.0000000115	
粒子の weathering rate	WR	/day	0.05	
降水量	$Rain$	mm/year	1500	-
粒子乾性沈着速度	V_{pd}	m/sec	0.0005	Trapp, et al. (1998)
粒子雨洗比	$R_{washout}$	(kg/m ³ -rain) /(kg/m ³ -air)	200000	

別表として果物に対する値があるが、データとしては同じものである。

付録 3 は、全体の末尾にある。

概要版（再録）

媒体間移行モデル

化学物質のリスク評価のために暴露量を推定するためには、いわゆる環境媒体(大気・水・土壌等)から暴露媒体(室内外大気・水道水・各種食物等)への物質の移動を定量的に評価する必要がある。簡易リスク評価システムとしての *Risk Learning* の内容は、次項で簡単に紹介するが、ここではその中のポイントとなる各媒体モデルについて、その概要を述べる。評価式の具体的内容等は、各システムのマニュアルに記述されている。

大気モデル

大気中の有機物は、分子および大気中の浮遊粒子に吸着された吸着態として存在する。それらが、乾性沈着および雨水による湿性沈着によって土壌・表層水へ落ちる。

土壌モデル

土壌中では、ガス態・水溶存態・土壌粒子吸着態として存在し、各態間の平衡・大気への揮発・地下水あるいは河川水への流出・溶脱 leaching 等の過程で濃度が決まる。

植物モデル

植物地上部(葉・茎・実)での濃度は、大気からの沈着、根からの吸収・輸送、揮発、成長に伴う希釈および分解を考慮する Trapp らのモデルで推算できる。植物根部での濃度推算には、Briggs らの式がある。

家畜・魚介モデル

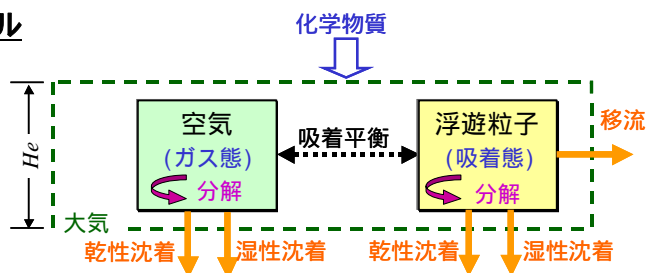
家畜の肉と乳製品(乳・チーズ)中での濃度は、Travis と Arms の式で推算できる。コンパートメントモデルにはデータが不足なので、生物移行係数(日/kg) $\log BTF_{\text{meat/milk}}$ による推算である。魚介類中の濃度も生物濃縮係数 BCF による。水相中の溶存態の比率が効いてくる。

これらは、EC の TGD(EC(2003))で採用され USES あるいは EUSES といった評価システムで使用されている。具体的な状況での検証は困難であるが、大きな傾向を把握する上では有用であろう。

参考資料

神子尚子, 小山田花子, 吉田喜久雄 環境科学会 2004 年会(10 月)にて発表

大気モデル



$$dMa / dt = Ia - (k_{adv,a} + (DDR_g + DWR_g) \times f_{a,g} + (DDR_p + DWR_p) \times f_{a,p} + k_{deg,a}) \times Ma$$

Ma : 大気中のDEHP量

Ia : 大気へのDEHPの

排出速度と流入速度の和

$f_{a,g}$: ガス態のDEHP存在割合

$f_{a,p}$: 粒子態のDEHP存在割合

DDR_g : ガス態の乾性沈着に対する1次速度定数

DWR_g : ガス態の湿性沈着に対する1次速度定数

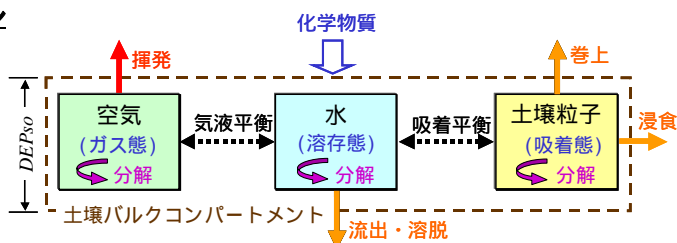
DDR_p : 粒子吸着態の乾性沈着に対する1次速度定数

DWR_p : 粒子吸着態の湿性沈着に対する1次速度定数

$k_{adv,a}$: 移流に対する1次速度定数

$k_{deg,a}$: 大気中での分解に対する1次速度定数

土壌モデル



$$dMs / dt = Is - (k_{vol,s} \times f_{s,a} + (k_{le} + k_r) \times f_{s,w} + (k_{er} + k_{rs}) \times f_{s,s} + k_{deg,s}) \times Ms$$

Ms : 土壌中のDEHP量

Is : 土壌へのDEHP流入速度

$f_{s,a}$: ガス態の存在割合

$f_{s,w}$: 溶存態の存在割合

$f_{s,s}$: 粒子吸着態の存在割合

$k_{vol,s}$: 揮発に対する1次速度定数

k_{le} : 溶脱に対する1次速度定数

k_r : 流出に対する1次速度定数

k_{er} : 浸食に対する1次速度定数

k_{rs} : 巻上に対する1次速度定数

$k_{deg,s}$: 分解に対する1次速度定数

植物モデル

Risk Learning E5 水・土壌 植物根媒体間移行式

E6 水・土壌・大気 植物の葉・茎の部分, 果物媒体間移行式

畜産物・水産物中の濃度

生物濃縮係数 BCF による農産物・畜産物・水産物中の濃度推計

肉, 乳製品

生物移行係数 BTF の式 2つ

$$\log BTF_{meat} = -7.735 + 1.033 \times \log Kow$$

$$milk = -8.056 + 0.992 \times \log Kow$$

魚介類

$$C_{fish} = BCF_{fish} \times C_{aqua} \times f_{ww}$$

f_{ww} は水相での溶存態存在比

Risk Learning

ヒト健康リスク評価ツール

基本

化学物質は環境媒体中に出たあと、各種媒体中でいろいろな挙動(移動・分配・分解)をしながら、ヒトあるいは環境生物と接触するに至る。それらの過程をシミュレートしてヒトの暴露量(取込み量)を推定し、予めデータベースに用意してある影響データを用いて健康影響リスクを算出する。シナリオには、室外大気の吸入・野菜類の経口摂取以外に、浴室でのシャワーによる経皮吸収等も含まれる。

処理

対象とする環境媒体・暴露媒体・その間を結ぶ道筋(pathway)の関係は複雑であり、各種のシナリオが用意されている。これまでに国内外で提案されてきた各種の計算プログラムがまとめられている。右ページの図のまとめを参照。

計算：媒体間移行プログラム 10 種、暴露量推算プログラム 3 種、リスク値算出プログラム 4 種の計算式が組み込まれている。それぞれの式は、付録のユーザーズマニュアルに詳しく解説され、結果の出力リストにも記載されるので分かりやすい。

実行：システムの主画面で、汚染源・対象物質・暴露シナリオ・暴露対象・リスク指標を順次選択していけば、短時間で計算できる。

仮定

計算式の根拠となったモデルには、それぞれの仮定がある。化学物質の植物への移行を推算するモデルのイメージ図を次ページ右下の図に示す。他の移行式の内容は、前節でやや詳しく述べた。

入力データ

環境媒体中の濃度はすでに入手されているという前提から出発する。PRTR 法第一種指定化学物質のうち 76 物質については、物性値・毒性値が用意されている。暴露量の推算に必要なヒトの体重・大気吸入量等の暴露因子(システムでは暴露係数と呼ぶ)データも用意されている。別のデータを使用したいときは入力すればよい。

出力

主画面で設定した各種条件と途中経過、および最終的なリスク推算値等が、詳細なテキストファイルとして出力される。グラフ出力等は今後の課題である。

システムの検証

それぞれの移行量計算プログラムは、これまでに多くの場で使用されてきたものである。例えば、Trapp らの植物への移行式は、欧州のリスク評価システム EUSES に導入されている。それぞれに多くの仮定を含むので、各種の検証実験ができればよいが、簡単ではない。

システムの利用可能性

CRM のウェブサイトからシステムとマニュアルをダウンロードできる。2003 年 12 月に Ver1.0 が公開された。

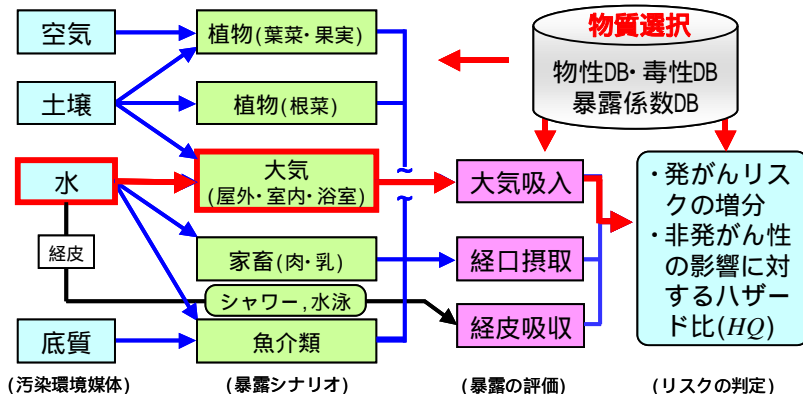
システムの有効性と限界

いくつかのシナリオについて簡単な操作でリスク値まで得られるので、化学物質の健康リスクの基本的概念を習得するには有用である。モデルの具体的内容については議論の余地がある。

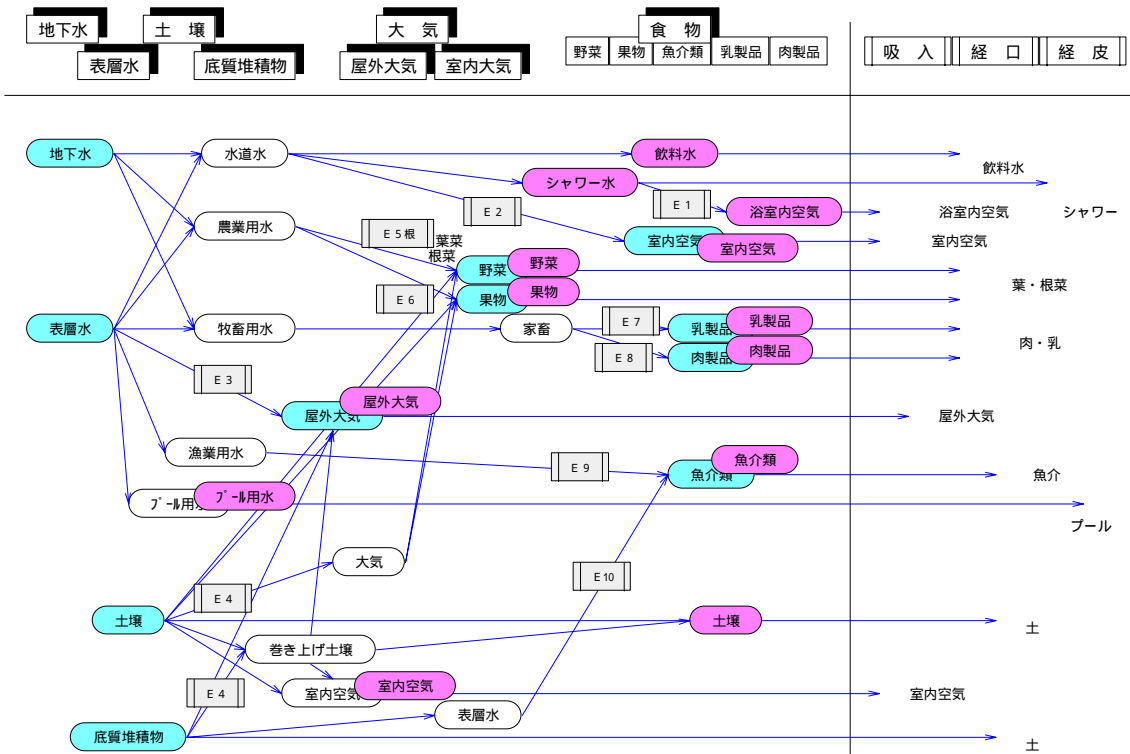
参考資料 吉田喜久雄 CRM Newsletter No.6 2-5 (2004) およびマニュアル

全体の構成

物質データベースが用意
リスク値を推算する



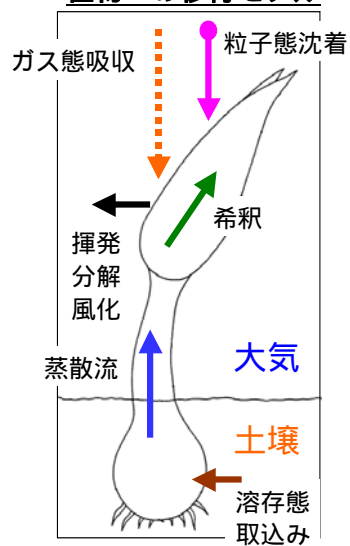
処理フロー



システムの主画面




植物への移行モデル




付録 3 各評価モデル等における沈着量評価手法

	ADMER・METI-LIS	EPA ISCST	EUSES・EU・OPS	教科書
基本的考え方	時間-濃度減少分 depletion と して評価 METI-LIS は乾性のみ	ISC で評価して出力 単位排出量 g/s あたり 3 MRA も HHRAP も同様 合計量・depletion としても	オランダの OPS システム 1g/s 排出量基準濃度 EUSES v.2 1 kg/d 排出量基準	Hemond et al(2000) 松梨ら(1993) 浮遊粒子状物質 washout : 雲中水滴へ rainout : 降水中へ
乾性沈着 蒸気 vapor		沈着速度 cm/s × 濃度 mg/m ³ Dydv Vd : 一般有機物 0.5cm/s 2 価水銀 2.9 安定度と土地利用形態に依存	0.01cm/s	空気抵抗 vs 重力 煙軸の降下
粒子 particle	大きな粒子 沈着速度 Vd[m/s] 係数 kdry [1/s]	Dydp 空気抵抗+層抵抗 - 重力沈降 各種パラメータより	OPS	Stokes の式 + 抵抗補正係数
湿性沈着 蒸気	雨洗による除去 洗浄比 : 無次元 H 定数 [-] 洗浄係数 kwet[1/s]	Dyvw 最小 0.1 μ 粒子として scavenging ratio × 濃度 = 係数 × 降雨量 R 雪は雨の 1/3	OPS washout ratio H/RT H 定数に依存 logH < - 2 : 5 × 10 ⁻¹⁰ [g/m ² /s] - 2 ~ 2 : 4 × > 2 : 3	洗浄係数 : 降下量 / 物質総量 洗浄比 : Cp/Ca
粒子		Dywp 粒径 vs 係数 のグラフ	OPS 1 × 10 ⁻⁸ [g/m ² /s] 平均的粒子分布を想定	

3 - 3 暴露量（摂取量）の評価

- 1．はじめに
- 2．暴露経路 - 吸入・経口・経皮，複合経路
- 3．シナリオに応じたパラメータ
 - 3.1 暴露媒体 - どこまで評価するか，その濃度は？
 - 3.2 生活パタンのパラメータ
 - 3.3 さらに細かい解析 - 時間と空間の分解能 -
- 4．潜在用量(摂取量)の評価法
- 5．評価システムでの事例
 - 5.1 Risk  Learning
 - 5.2 EUSES
 - 5.3 3MRA
- 6．分布データの扱い
- 7．さらなる展開 - 体内用量の評価へ

引用文献

付録 Risk  Learning における経皮吸収量評価

1. はじめに

化学物質のリスクアセスメントにおける暴露評価は、環境媒体から、いろいろな過程を経て暴露媒体に到達した化学物質がヒトと接触し影響を及ぼすに至るまでの量的関係性を評価する。この章では、暴露媒体とヒトとの接点(吸入・経口・経皮)における現象を解説する。ヒト体内での動態にも簡単に触れる。

経皮吸収を別にして、吸入あるいは経口経路による暴露を考えれば、ある化学物質について、その濃度が C_i (mg/kg)である暴露媒体 i を In_i (kg/day)だけ体内に取り入れれば、ヒトの体重 BW (kg)あたりの暴露量 $Dose$ (mg/kg/day)は、次の式で計算される。

$$Dose_i = \frac{C_i \times In_i}{BW}$$

したがって、暴露量を評価するには、問題となる暴露媒体中の濃度 C_i と媒体の取り入れ量 In_i を知り、レセプターの体重 BW で割ればよい。暴露媒体中の濃度評価過程は、別の章で解説した。取り入れ量と体重はレセプターの生活パターンなどで決まる。

2. 暴露経路 - 吸入・経口・経皮、複合経路

化学物質とヒトとの接点は、以下の3種の経路 route で評価される。排出後の環境媒体から暴露媒体までの道筋 pathway とは区別して表現したい。

吸入：ヒトの呼吸にともない周辺大気中の化学物質は鼻・口から吸気として体内に入り込む。

吸気の一部は呼気として体外に排出されるが、多く(比率 $R_f = 1$)は気道を通り肺から肺壁を経て血液中に取込まれる。

経口：ヒトの飲食活動により、食物あるいは飲物に含まれる化学物質が、食道を経て胃に入る。

消化につれ胃壁から血液中に取り込まれるものと、さらに腸へ移動するものもあろう。

経皮：化学物質は、その物理化学的な特性に応じて人体の保護膜である皮膚の多層構造を通過して体内の血管に入る可能性をもつ。

リスク評価で問題にする暴露量は、シナリオにおいてヒトに影響を及ぼすに至る物質の量である。健康影響が(体内の)ある部位で発現する可能性は、原則として外部の暴露媒体の取込み量ではなく、体内に取込まれて標的部位に到達する物質の量で議論すべきである。

一般には、動物実験データが外部投与量あるいは暴露濃度で表現されることもあって、取込み量(あるいは摂取量)による議論が行われることが多いが、次のような場合には、濃度による評価は不可能であり、体内用量あるいは生物有効用量で議論すべきであろう。

シナリオの暴露経路が吸入あるいは経口単独でなく、他の経路からの寄与もあり、合計の暴露量が問題となる場合：

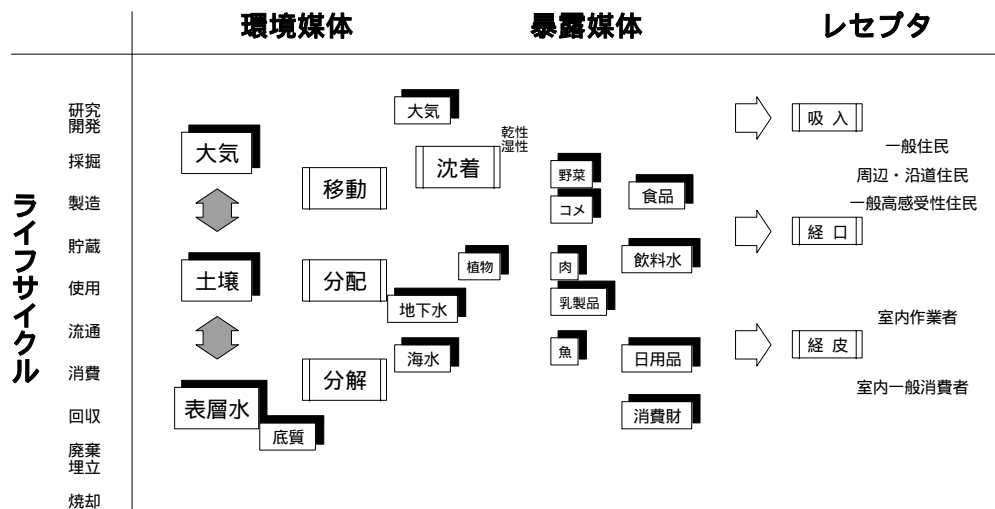
例えば、米国 EPA の Aggregate リスク評価(EPA(2001))では、複数経路からの農薬の暴露を評価する。

経路間外挿が必要なとき：

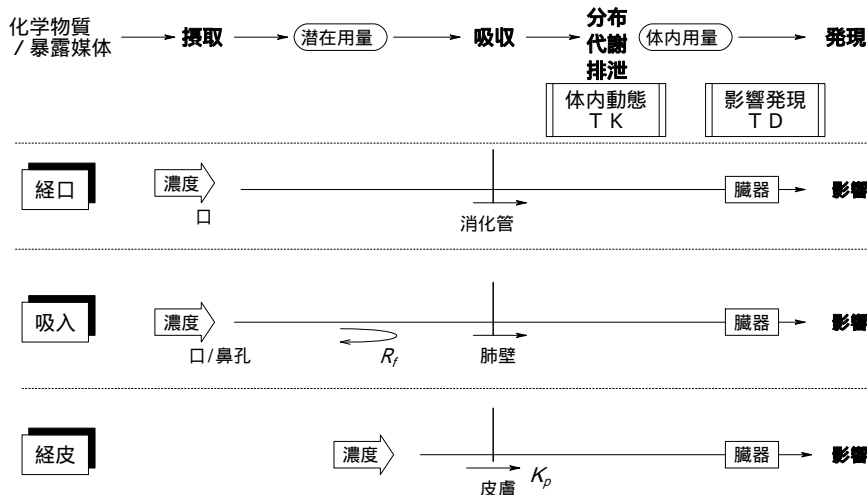
例えば、データの少ない経皮暴露の評価に経口影響データを使いたい場合 (5.2 EUSES)。

Exposure	Dose
摂取量(潜在用量)	吸収量(体内用量) (体の組織における生物有効用量)
	吸収率 (あるいはバイオアベイラビリティ (BIO))

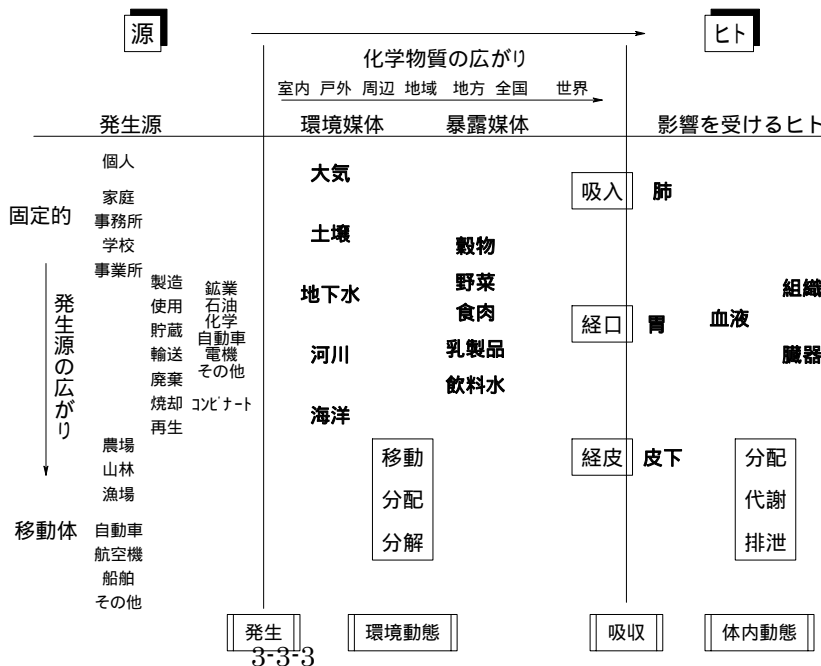
発生源 環境媒体（環境動態） 暴露媒体 暴露まで



暴露媒体 摂取 吸収 体内動態 影響まで



発生源と空間的広がり 暴露へ



3．シナリオに応じたパラメータ

これらの経路を経て体内に取り込まれる化学物質の量を定量的に評価するには、その具体的なシナリオに応じた状況を記述するために、以下のパラメータが必要である。

化学物質の物理化学的特性：

接点近辺、あるいはヒトの体内における物質の挙動を記述する。吸収・分配・代謝・排泄(ADME)の定量的記述には、物質の水溶解度、オクタノール/水分配係数、それらの関数としての皮膚透過係数、生体内での分解速度などが要求される。既存物質であればデータ検索で、予測システムがあれば推算式で入手できるが、新規物質の場合は、自ら実測しなければならない。

暴露媒体とその中の化学物質濃度：

空気から、ありとあらゆる飲食物、水・土・植物・建材・衣料など、身のまわりに媒体は無限にある。シナリオで、どこまでを対象範囲とするかを吟味しておく必要がある。

生活パターンデータ：

暴露媒体とヒトとの接触の程度を決める。接触頻度・接触継続時間・飲食物量などの具体的なデータが必要であり、ヒトの空間的挙動と時間的挙動により左右される。

3.1 暴露媒体 - どこまで評価するか、その濃度は？

リスク評価の目的によって決まってくるものであるが、シナリオの広さと詳しさによって問題となる暴露媒体は異なる。

右上表に3つのリスク評価システム *Risk Learning*, EUSES(EC), 3MRA(米国 EPA)で評価する暴露媒体を示す。これらのシステムは目的が異なるので、その内容には差があるが、3システムが共通して評価する環境経由のヒト暴露(間接暴露)の例である。作業員暴露・消費者暴露(直接暴露)では、状況は異なる。

また、3M(Multimedia, Multi-pathway, Multi-receptor)RA システムでは、多媒体(経路)と多レセプター(評価対象者)の関係がきめ細かく設定されている(p.3-16)。レセプターにより、どの暴露媒体について評価するかが異なる。

さらに、2006年初頭までのCRMの詳細リスク評価書で取上げられた暴露経路と暴露媒体の一覧表を示す(吉田(2006))。物質によって異なっている様子が明白である。

暴露媒体中濃度は、いろいろな手法で推算される。

排出源から環境媒体への排出に続き暴露媒体に至るまでの媒体間の移動は、別の章で解説した。シナリオの流れに沿って媒体間の移動量の推定を続ける手法の他に、最終的な暴露媒体に絞って、そこでの濃度を推定する手法もある。食品からの暴露を例にすると、

- ・データ検索：社会的に問題となった物質については、データが報告されている可能性があるが、一般的には無理であろう。
- ・実測：陰膳法・マーケットバスケット法・主要食品の選択調査がある(桜井(2003))。例としては、ビスフェノール A の詳細リスク評価書(CRM(website)より)を参照されたい。
- ・再構築法：バイオモニタリングの測定データ(尿中の濃度など)から、摂取量を逆算する。

暴露量（摂取量）評価

暴露媒体の種類		間接暴露における H：吸入 G：経口 D：経皮						
暴露媒体		Risk Learning		EUSES 間接暴露*		3MRA		
引用資料		CRM(website)より		EC(2003)		EPA(3MRA)		
大気	室外	屋外大気	H	Air	H	Air	H	
	室内	室内空気	H					
		浴室空気	H				Shower	H
水	地下水					Ground water	G	
	水道水	飲料水	G	Drinking water	G			
		プールの水	D					
食物	乳	シャワーの水	D			Breast milk	G	
		牛乳	G	Dairy product	G	Milk	G	
		肉	G	Meat	G	Beef	G	
	魚介	魚	G	Fish	G	Fish	G	
	野菜	根菜	G	Root Crops	G			
		葉菜	G	Leaf Crops, Fruit,		Produce	G	
果物	果物	G	Cereals (穀類)	G				
土	室内外の土	土	G			Soil(watershed/Land)	G	

*：EC(2003) Chapter2, Appendix III . 作業者暴露・消費者暴露では異なるシナリオがある。

詳細リスク評価書に見る暴露経路と暴露媒体 吉田(2006)

表1 詳細リスク評価で考慮された暴露経路と暴露媒体

評価対象物質	吸入			経口			その他の暴露経路
	屋外		室内	食事	飲料水	その他	
	広域	局所 ^a					
1,3-ブタジエン	●	●					
ノニルフェノール	●		●	●	●		● ^b
フタル酸ジ(2-エチルヘキシル)	●		●	●	●	● ^c	
1,4-ジオキサン	●	●			●		● ^d
トルエン	●	●	●				
ジクロロメタン	●	●	●				
短鎖塩素化パラフィン	●	●		●	●		
ビスフェノール A	●		●	●	●	● ^e	● ^f
p-ジクロロベンゼン	●	●	●				

a: 浴道, 事業所周辺; b: 皮膚保湿剤・香水からの経皮暴露; c: 調製乳, 離乳食; d: 洗淨製品からの経皮暴露; e: 調整乳, 離乳食, 缶詰・缶飲料, 食器, おもちゃ; f: 尿中濃度から再構築法による摂取量推定

3.2 生活パタンのパラメータ

評価対象であるレセプターが、時間的・空間的にどのような動きをして暴露媒体と接することになるかの定量的なデータが必要である。例えば、ビスフェノール A の詳細リスク評価で利用された幼児の生活パターンデータの例を右表に示す。

一般的には、いくつかの要因に分けられる。

暴露媒体との接触に関係ある空間的・時間的要因

- ・評価対象地域に滞在する時間(日/年, 時間/日) 例：350 日/年 居住, 12 時間/日 在宅
- ・ある行為をする頻度(時間/日) 例：シャワーの時間 15 分/日

暴露媒体との接触量 吸入量・経口摂取量・接触表面積など

- ・大気吸入量 m^3/day
- ・食物摂取量 kg/day
- ・接触する皮膚の面積 m^2

暴露媒体中の濃度を左右する因子

- ・住宅の部屋の広さ
- ・換気率
- ・排出源(点源/線源)からの距離

レセプターの特質を表現するパラメータ

- ・体重 kg
- ・体表面積 m^2

これらのデータは個人差が大きいですが、暴露評価に使用する際には次のような場合が考えられる。

平均値,あるいは,最大値の利用:

簡単なので初期評価などで多用されるが,定量的なリスク評価としては限界がある。

分布データの利用:

対象とする集団などの特性によってデータに分布がある場合は,分布データそのもの,あるいは,分布データから導出した 95%tile 値などを利用する。

化学物質のリスク評価における分布データの処理は,6 節で述べる。

データの入手源

これらのいわゆる生活パターンデータは,入手が容易ではない。

欧米諸国では,古くから暴露因子ハンドブックとしてデータベースが構築されてきた。

日本でも,栄養状態に関する基本的なデータの集積は,ある程度の歴史をもつが,リスク評価に関連する生活パタンのデータ集積は,ようやく始まったところである(CRM(website)より)。蒲生(2006)の簡単な解説が出発点になる。

このような活動は,なによりも継続することが重要であり,知的基盤技術のひとつとして位置づけ充実させる必要がある。

乳児の生活パターンに関するパラメータの例 ビスフェノール A 詳細リスク評価書
CRM(website)より

p.88 の表

表 IV.11 6～11ヶ月児の一日摂取量の推算に用いたパラメータ

パラメータ	単位	分布型	分布のパラメータ	引用文献
飲料水濃度	μg/L	一様	最小 0 最大 0.17	東京都衛生局(2002d)など
1回の調製乳量	mL	一様	最小 180 最大 220	明治乳業(2002)
粉末ミルク中濃度	μg/L	定数	0	仮定
調製乳の摂取回数	回/day	定数	5	明治乳業(2002)
PC樹脂製哺乳瓶の使用率	%	定数	6.3	日本保育協会(1999)
哺乳瓶からの溶出濃度	μg/L	一様	最小 0 最大 3.9	河村ら(1998)など
屋内大気濃度	μg/m ³	一様	最小 0 最大 0.0081	瀬戸ら(2001)など
屋外大気濃度	μg/m ³	一様	最小 0 最大 0.028	千葉県(2002a)など
呼吸量	m ³ /day		体重の関数として計算	Travis(1987)
屋内生活時間の割合	%	定数	90	塩津ら(1998)
屋外生活時間の割合	%	定数	10	"
肺からの吸収率	%	定数	100	仮定
MOUTHING 時間	min	正規	平均 73.9 標準偏差 32.9	谷村(2000)
MOUTHING 時間のうち BPA を溶出するおもちゃ を口に入れている時間の 割合	%	定数	50	仮定
おもちゃからの BPA 溶出 速度	μg/cm ² /min	一様	最小 0 最大 0.0162	神奈川県(2000)
口に入れるおもちゃなどの 表面積	cm ²	定数	10	石綿ら(2001)
離乳食量	g/day	定数	300	仮定
離乳食中濃度	μg/kg	一様	最小 0 最大 5	西村(1999)など
体重 (男)	kg	対数正規	幾何平均 8.91 幾何標準偏差 1.11	厚生労働省(2001b)
体重 (女)	kg	対数正規	幾何平均 8.25 幾何標準偏差 1.11	"

暴露因子ハンドブックの例

蒲生(2006)が、簡単に国内外の状況を紹介している。

日本：CRM の暴露係数ハンドブック

取上げた項目

暴露係数

- ・食品摂取量・その他摂取量・食品自給率・生活時間・その他(住宅数など)
- ・人体関連(寿命,呼吸率,体重など)

暴露の個人差

- ・暴露濃度・体内蓄積量

米国 EPA：Exposures Factors Handbook

ヒト一般のデータだけでなく、子供に特化したもの、あるいは、環境生態影響評価に関係するものなどの整備が進んでいる。

Child specific exposure factors handbook あり

<http://cfpub2.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=55145>

欧州：ExpoFact sourcebook

3.3 さらに細かい解析 - 時間と空間の分解能 -

ある個人がある化学物質にどのように暴露されるかを細かく解析するためには、そのヒトの挙動を時間的・空間的に詳しく追跡する必要がある。

- ・対象とする化学物質が、どのように分布して存在するか $C(i,p,t)$
媒体 i ，場所 p ，時間 t
- ・そのヒトの行動のパターンはどうか $A(i,p,t)$
時間 t ，場所 p ，媒体 i との接点における行動
- ・接触の結果、その化学物質をどの程度取り込むことになるか
物質の時空間内分布とヒトの時空間内行動パターンの分布との接点が問題となる。

こういった問題意識での検討には、次のような例がある。

- ・米国における Microenvironment の概念

EPA が、children's health 評価の関連で、いわゆる Microenvironment 微小限定空間における乳幼児の挙動を詳細に解析し、化学物質との接点に関するデータを取得しようとしている。

- ・Microenvironment：子供の活動場所 例．家庭の室内から庭など
 - ・Macroactivity：一般的行動．例．TV を見る，ごはんを食べる，シャワーを浴びる など
 - ・Microactivity：上の macroactivity(一般的行動)中の細かい動き．なにかに触る，指を舐める
- EPA の E.C.Hubal ら(Hubal(2001))は、ビデオで子供たちの行動を撮影し、細かいデータ収集と解析を実施している。これらのデータの積み重ねで行動パターンに関するデータを収集する。

- ・石上ら(2005)，Sakamoto et al(2005)の試み

空間的暴露評価モデル ASEM(Activity-based Spatial Exposure Model)を開発している。
ヒトの行動パターンを、

- ・毎日の活動：家庭・通勤通学・仕事勉学・戸外の4つの活動
 - ・活動分野：幼児/家庭労働者・中小校生/自営業者・一次産業従事者・学生/事務員
- などの因子で分け、国勢調査、あるいはパーソントリップ調査からの OD データ(発地 O 着地 D)を使って、生活行動別暴露時間を推定する。

時空間パターンのイメージを右図に示す。

空間的な分解能は、例えば $1\text{ km} \times 1\text{ km}$ に絞って、そこでの物質濃度を推定することは可能になりつつある。

時間的な分解能としては、例えば ADMER による濃度分布のように、4 時間毎の気象データで濃度を推算することは可能である。

個人の活動パターンを仮定すれば、その空間時間における行動を追跡して、個人暴露を詳細に推算することは可能であろう。

ただ、その個人の暴露データをどこまで集団化・社会化することが可能だろうか？ 以下のような点で議論をつめる必要がある。

- ・点源・線源の排出量データは4時間ごとに確定できるか？
- ・個人の行動パターンは仮定できるとして、ある地域の集団を評価するときに、集団としての行動パターンデータ(平均と分布型がわかったとして)が暴露量評価まで展開できるか？
- ・そこまでして評価しなければならないシナリオが存在するのか？

Microenvironment 評価の例 E.C.Hubal(2001)

For each microenvironment-macroactivity combination (me/ma), inhalation exposure over the 24-hr period is defined as

$$E_{\text{inhale_me/ma}} = C_{\text{air_me}} \times IR_{\text{ma}} \times ED_{\text{me/ma}}$$

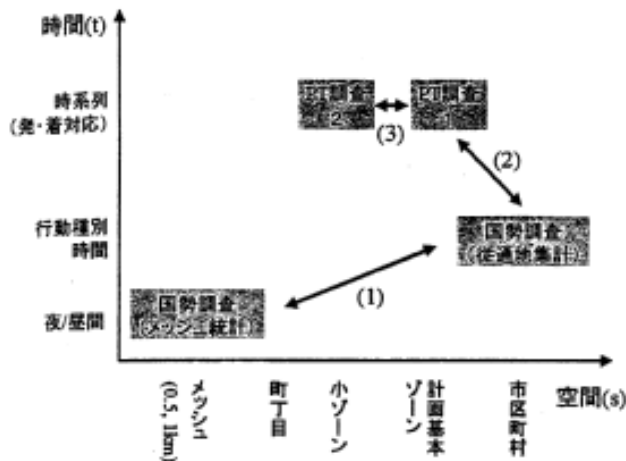
$C_{\text{air_me}}$ = air concentration measured in the microenvironment (mg/m³)

IR_{ma} = child's respiration rate for the macroactivity (m³/h)

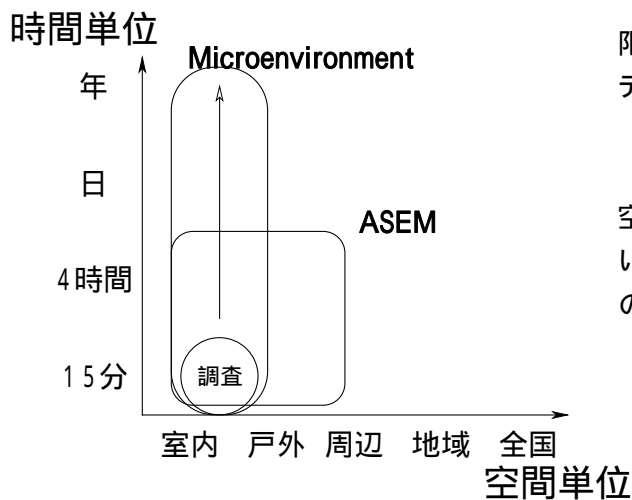
ED = time spent in that me/ma over the 24-hour period (h/24h)

Exposure over the 24-hr period is the sum of all of the me/ma exposures.

石上らの時空間パターン 石上ら(2005)



評価の分解能



限定した空間(家庭)での詳細行動パターンデータから，長期評価へ展開する

空間的な広がりを大きくし，かつ，細かい時間単位での行動を解析する．行動そのものは，それほど細分しない

4. 潜在用量(摂取量)の評価法

潜在用量(外部用量ということもある)は、暴露媒体中の化学物質の濃度 C と暴露媒体の取込み量 In で算出される。

In_i は暴露媒体と接触する単位の活動(呼吸する、食べる、飲む、触るなど) i に関する量である。いわゆる生活パターン、あるいは活動パターンで決まる。

$$\text{全摂取量} = \sum_i C_i \times In_i \quad \text{mg/day}$$

暴露媒体 i 中の物質濃度 C_i mg/kg あるいは mg/m³

暴露媒体 i の取込み量 In_i kg/day あるいは m³/day

基本的な計算式 EPA(1992a)を、吉田(2003)によって記述する。

暴露媒体中の濃度 C 、および接触量 In が時間変化するとき、時間 $T1$ から $T2$ までの潜在用量は、積分で与えられる。

$$D_{pot} = \int_{T1}^{T2} C(t) \times In(t) dt$$

暴露媒体中の濃度 C 、および接触量 In が暴露期間中ほぼ一定であれば、それぞれの平均値を \bar{C} と \bar{In} 、暴露継続時間を ED として、潜在用量は

$$D_{pot} = \bar{C} \times \bar{In} \times ED$$

リスク評価には、ある評価期間 AT における 1 日平均の量とし、かつ体重 BW で規格化する

$$ADD_{pot} = \frac{\bar{C} \times \bar{In} \times ED}{BW \times AT}$$

発がんリスク評価の場合は、生涯 LT 時間での平均値とする

$$LADD_{pot} = \frac{\bar{C} \times \bar{In} \times ED}{BW \times LT}$$

と の潜在用量に基づいて体内用量を推算するには、吸収率 AF を用いる

$$ADD_{int} = AF \times ADD_{pot} \quad LADD_{int} = AF \times LADD_{pot}$$

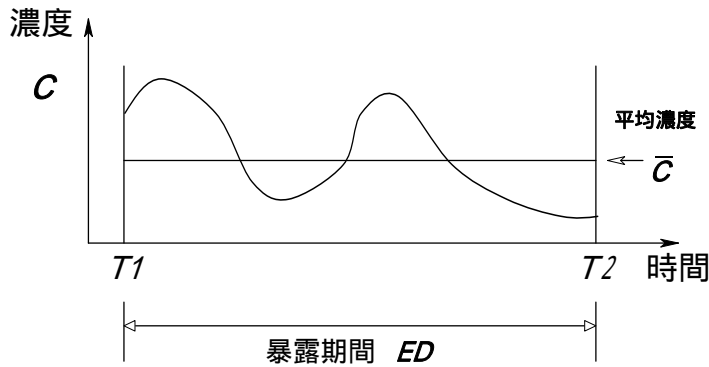
経皮吸収の場合は、皮膚上の暴露媒体(水、あるいはネー卜な蒸気あるいは液体、または固体粉末など)中から皮膚を透過するモデルとなるので潜在用量の概念はなく、透過係数 Kp と接触皮膚面積 SA から、体内用量が推算される。この点は後述する。

平均時間

単回暴露、あるいは、短期暴露の場合は、その事象の間に暴露された量が問題になる。体重あたりの摂取量 mg/kg で評価する。

長期暴露、即ち繰り返し暴露の場合は、その期間中の全暴露量ではなく、単位時間(例えば 1 日)あたりの暴露量 mg/kg/day を問題とする。非がんの場合は暴露を受けている期間(=AT)での、発がんの場合は生涯(たとえば 70 年=LT)にわたっての平均をとることが、一般的な手法であるが、実際の問題では、影響の種類・暴露の実態を吟味して検討する必要がある。

暴露期間と平均濃度



平均暴露量の算出

	吸入	経口	経皮	用語
暴露媒体中の濃度	C_{air}	C_{food} C_{water}	C_{water} C_{liquid}	
潜在用量	$D_{pot} = \bar{C} \times \bar{I}_n \times ED$			Potential Dose Intake, Exposure
非がん 期間 AT 平均	ADD_{pot} $ADD_{pot} = \frac{\bar{C} \times \bar{I}_n \times ED}{BW \times AT}$			AT : averaging time
発がん 生涯 LT 平均	$LADD_{pot}$ $LADD_{pot} = \frac{\bar{C} \times \bar{I}_n \times ED}{BW \times LT}$			LT : life time 例えば, 70 年
吸収係数に相当する	AF [-]	AF [-]	K_p [cm/hr]	absorption factor Bioavailability, BIO
体内用量 非がん 期間 AT 平均 発がん 生涯 LT 平均	$ADD_{int} = AF \times ADD_{pot}$ $LADD_{int} = AF \times LADD_{pot}$		$D_{int} = \bar{C} \times K_p \times \bar{S}A \times ED$ SA : 皮膚面積	Internal Dose Uptake, Dose

$$ADD_{int} = ADD_{pot} \times AF$$

$$LADD_{int} = LADD_{pot} \times AF$$

$$D_{int} = \bar{C} \times K_p \times \bar{S}A \times ED$$

5．評価システムでの事例

基本的な算出法は前節までに述べたものであるが、実際のシステムでは、評価の目的や局面の違いで他の要因が導入される場合がある。いくつかのシステムについて紹介する。

5.1 Risk Learning

吸入(式 X1)と経口(式 X2)の2つの式は、いずれも基本式を展開したものである。

吸入

シナリオによって、室内大気、屋外大気が評価の対象になる。水道水中の化学物質が問題になるときは、入浴時(シャワーを含む)の浴室内濃度も問題にする。

暴露濃度でリスクを評価する場合は、暴露期間、あるいは生涯における平均濃度を計算し、濃度で表現された有害影響に関する参照濃度 RfC、あるいは、濃度で表現されたユニットリスク値 UR との関係からリスクを評価する。

濃度でなく取込み量で評価する場合には、暴露濃度と吸入空気体積から、吸入量を算出する。

経口

暴露媒体としての食品、飲物などの摂取量と、そのものに含まれる化学物質の濃度から摂取量が計算される。大気などの媒体から、野菜類・食肉類などへの物質の移行を評価する。

経皮

(式 X3)は、米国 EPA の暴露評価ガイドラインとスーパーファンDRISK評価のガイドラインに従ったものである。評価全体の流れを章末の図に示す。

経皮吸収の評価には、以下の項目が必要である。

- ・皮膚透過係数 K_p の推算
- ・透過に要する時間
- ・定常状態に達するまでの時間

皮膚は、化学物質を貯留する reservoir 作用があるので、皮膚上に水溶液が付着しても、その浸透、透過、血液中への吸収には時間差が生じ、皮膚への流入と血液中への流出が一定になり定常状態が実現するまでには時間がかかる。また、皮膚への暴露が終了しても、皮膚中に残った化学物質が血液中に流れ出る過程は続く。

ここで採用された評価の流れは、A.L.Bunge らが 1992 年に EPA に提出した B 法 (EPA(1992b), Bunge et al(1993),(1995)) による。

B とは、物質の皮膚透過の抵抗を、皮膚を構成する角質 (Stratum Corneum, c) と表皮 (Viable Epidermis, e) (厳密には最外層の角質は、表皮の一部であるが) の2つの抵抗の和として表したときの、抵抗 (r) の逆数である透過率 (P) の比である。

$$B = \text{角質の透過率} / \text{表皮の透過率} = P_{cv} / P_{ev} \quad 1/r = 1/rc + 1/re \quad P_{cv} = 1/rc, \quad P_{ev} = 1/re$$

一般には、角質の抵抗が大きいため、B は 0 に近い値になるが、疎水性の高い化学物質で大きくなる。EPA(1992b)から例を示す。

Aniline : 7.9×10^{-4} , Benzene : 1.3×10^{-2} , 2,4-Dichlorophenol : 8.3×10^{-2} ,
Ethylbenzene : 1.4×10^{-1} , Phenanthrene : 2.9, Pentachlorophenol : 7.2×10^{-1} ,
Chlordane : 3.5×10^{-1} , DDT : 2.3×10^2 , TCDD : 6.3×10^2

皮膚吸収の諸問題には、McDougal(2002)の総説が、 K_p の推算には Bunge et al(2002)の取りまとめが有用である。

Risk Learningでの評価式

吸入 式 X1 暴露を平均濃度で表現する場合

$$C_{adj} = C_{air} \times EF \times ET \times \frac{1yr}{365day} \times \frac{1day}{24hr}$$

C_{air} : 大気中濃度 [$\mu g/m^3$]

EF : 対象イベント頻度 [day/yr]

ET : 対象イベント時間 [hr/day]

C_{adj} : 平均暴露濃度 [$\mu g/m^3$]

Cl_{adj} : 生涯平均暴露濃度 [$\mu g/m^3$]

ED : 暴露期間 [yr] LT : 平均寿命 [yr]

$$Cl_{adj} = C_{adj} \times \frac{ED}{LT}$$

経口 式 X2

$$ADD_{ing} = C_{ing} \times \frac{IA \times EF}{BW} \times \frac{1yr}{365day} \times \frac{1mg}{1000\mu g}$$

ADD_{ing} : 平均1日摂取量 [mg/kg/day]

C_{ing} : 摂取媒体中濃度 [$\mu g/kg$]

IA : 媒体摂取量 [kg/day]

EF : 暴露頻度 [day/yr]

BW : 暴露対象ヒトの体重 [kg]

$LADD_{ing}$: 生涯平均1日摂取量 [mg/kg/day]

$$LADD_{ing} = ADD_{ing} \times \frac{ED}{LT}$$

経皮 数式 X3 は、いくつかのステップから成る。

【1】 水中濃度の単位換算 $\mu g/L \rightarrow mg/cm^3$

暴露時間の設定 t_{event}

水吸収割合の設定 $FA = 1$

【2】 水中化学物質の皮膚透過係数 K_p を算出 K_{ow} , 分子量 M_w

【3】 皮膚の透過にかかる時間 皮膚透過長さ, MW

【4】 角質層と表皮の浸透係数への影響の大きさの比 B を求める

【5】 定常状態到達に要する時間 t^*

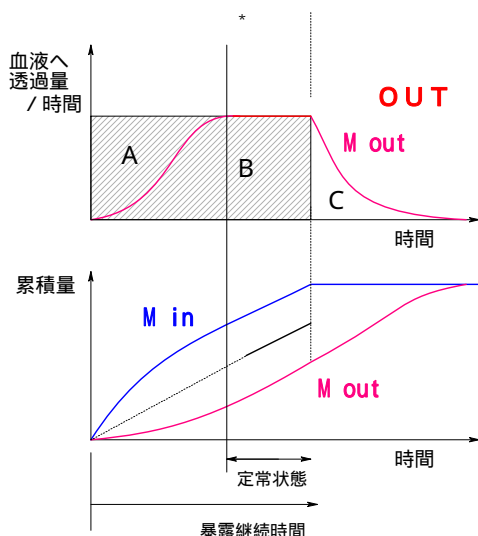
【6】 単位面積あたりの皮膚吸収量 DA_e $mg/cm^2/event$

【7】 平均1日吸収量 [mg/kg/day]

【8】 生涯平均1日吸収量 [mg/kg/day]

この評価の流れは複雑なので、章末に図にまとめて示す。

皮膚透過と定常状態の関係 花井(2003)より



皮膚を透過して血液へ至る量は徐々に増加する

ある時間 t^* が経過後、定常状態に達する

5.2 EUSES

EU のリスクアセスメントシステム EUSES では、ヒト健康影響を、
 作業場暴露 workplace exposure TGD Chap.2, Appendix
 消費者暴露 consumer exposure Appendix
 環境を経由した間接的な暴露：大気・食物などの暴露媒体との接触による吸入・経口暴露
 indirect exposure via the environment Appendix p.252
 の3つのシナリオについて評価する(EC(2003))。

の作業場暴露は、作業現場の濃度による管理を中心としている。使用する濃度データは、
 実測 > 類似 > 推算の順位で優先度をつけており、各データの使用法についても丁寧にガイドし
 ている。

の消費者暴露では、吸入と経口は、いわゆる摂取量 I (Intake) で評価し、経皮は体内へ
 の吸収量 U (Uptake) で評価する。3つの経路からの合計をまとめて評価する。BIO はいわ
 ゆるバイオアベイラビリティであり、体内用量としてまとめて評価する姿勢が見てとれる。

$$U_{tot} = I_{inh} \cdot BIO_{inh} + U_{der,pot} \cdot BIO_{der} + I_{oral} \cdot BIO_{oral}$$

経口・経皮では消費者が直接接する物品 article からの移動の評価を試みているが、移動の程
 度の定量的見積もりは至難の業であろう。

の間接暴露は、大気の吸入と、飲料水・魚・葉菜・根菜・肉・乳の摂取による経口暴露で
 ある。計算式は、基本式の応用である。

$$DOSE_{tot} = \left(\sum_i DOSE_i \right) + DOSE_{air}$$

$$DOSE_i = \frac{C_i \times IH_i}{BW} \quad DOSE_{air} = \frac{C_{air} \times IH_{air}}{BW} \times \frac{BIO_{inh}}{BIO_{oral}}$$

i = drinking water, fish, stem, root, meat, milk

BIO_{inh} は吸入に関するバイオアベイラビリティ(デフォルト値=0.75)であり、BIO_{oral} は、
 経口暴露に関するもの(デフォルト = 1)である。この式は、経口投与の実験による動物デー
 タが多いことと、吸入暴露に関してはデータが少ないために経口データを転用することとを意
 識していると考えられる。

EUSES の作業員暴露評価 EC(2003) Technical Guidance Documents, chap2. Appendix

- ・事業者からの情報の提供 吸入・経皮・バイオロジカルモニタリング
- ・暴露シナリオの構築
- ・データの優先順
 - ・実測データ
 - ・適切な類似/代替データ
 - ・モデルで推算したデータ(EASE の利用など)

TGD では、Table 1(p.63)の rating criteria で、それぞれのデータの使い方(MOS で検討)をガイドしている。

EUSES の消費者暴露評価 EC(2003) TGD chap2 Appendix

- ・吸入

$$C_{inh} = \frac{Q_{prod} \times Fc_{prod}}{V_{room}}$$

C_{inh} : 大気中濃度 [kg/m³]

Q_{prod} : 使用製品量 [kg]

Fc_{prod} : 対象化学物質の製品中比率 [-]

V_{room} : 部屋の容積 [m³]

$$I_{inh} = \frac{F_{resp} \times C_{inh} \times IH_{air} \times T_{contact}}{BW} \times n$$

I_{inh} : 吸入潜在用量 [kg/kg-bw/d]

F_{resp} : 呼吸量のうち吸入する比 [-]; 0.75

IH : 対象となるヒトの呼吸量 [m³/d]

$T_{contact}$: 接触 1 回での継続時間 [d]

BW : 対象となるヒトの体重 [kg-bw]

n : 平均接触回数 [/d]

- ・経皮

(1) 媒体中に含まれる物質 使用体積か、厚み×面積 皮膚上の化学物質質量全量/回 A_{der}

(2) 物品 article 中の物質が移動 単位時間に移動する量 皮膚上へ

$$U_{der} = \frac{A_{der} \times n}{BW} \quad U_{der} = \frac{A_{migr,der} \times n}{BW}$$

- ・経口

(1) 歯磨きクリームのようなものを通常の使用中に誤飲

(2) フィルムやプラスチックカップなどの物品 article 中の物質が飲食物へ移動

$$C_{oral} = \frac{AREA_{art} \times TH_{art} \times C_{art} \times Fc_{migr} \times T_{contact}}{V_{prod}} \quad I_{oral} = \frac{V_{appl} \times C_{oral} \times n}{BW}$$

物品(article)からの化学物質の移動 EC TGD による migration

上式の Fc_{migr} に関して、TGD (EC(2003))では以下の記述がある。

TGD Part 2, Appendix , Table 2 (p.228)の記述：

家具、木製品の他に、織物(カーペットなど)からの放出もある。

家具からのホルムアルデヒド、塩ビフローリングからの VOCs、カーペットからの放出のモデルに関する文献を引用。吸入だけでなく経皮吸収・経口吸収もある。

織物の染料の migration は、Part 2, Appendix 5.3.3 に記述

洗濯や発汗に際しての染料タイプ別の移動比率(%)を記載している。

5.3 3MRA

3MRA(Multimedia,Multipathway,Multireceptor Risk Assessment)システムは、米国EPAが開発したもので、全国200か所の大規模な廃棄物処理施設(WMU:Waste Management Unit)から発生する化学物質に起因する周辺の媒体・道筋・レセプターに関するシナリオについてのリスクを評価し、全国的なレベルでのリスク管理政策を検討するためのものである(EPA(3MRA))。

評価の対象となる媒体・レセプターは次の各層を重ねた概念モデルで表現される(右の図)。

- ・ 処理場を中心に半径2kmの空間範囲を100m×100mの単位で区切る
- ・ ヒトのレセプターは国勢調査のデータと土地利用データ
- ・ 環境生態系の生物分布
- ・ 河川の流域 watershed に分割
- ・ 河川・湖沼などの表層水系データ
- ・ 地下の不飽和層 Vadose zone
- ・ 地下水層

ヒト暴露評価モジュールで評価する暴露媒体とレセプターの組合せの例を右の表に示す。経路とレセプターを広範囲に設定していることがわかる。

リスクは、非がん健康影響については参照値 RfC, RfD と暴露濃度あるいは摂取量とを比較した HQ で、発がん性についてはスロープファクターと摂取量との積で評価する。

このモジュールは次の機能をもつ。

農場の広さでの平均大気濃度の計算。住民用の大気濃度は大気モジュール(ISCST3)で計算。

シャワーに地下水を用いる場合の室内空気中濃度の計算。

発がん性物質に関して外気とシャワー時の摂取量の計算。非がん物質では大気濃度による。

土・地下水・野菜類(果物を含む)・牛肉・牛乳・魚の経口摂取量の計算。

母乳中のダイオキシン様物質の摂取量を幼児について計算。

用いる計算式そのものは特に複雑ではなく基本的なものである。摂取量を計算しており、吸収率あるいは Bioavailability で体内用量にする計算はない。

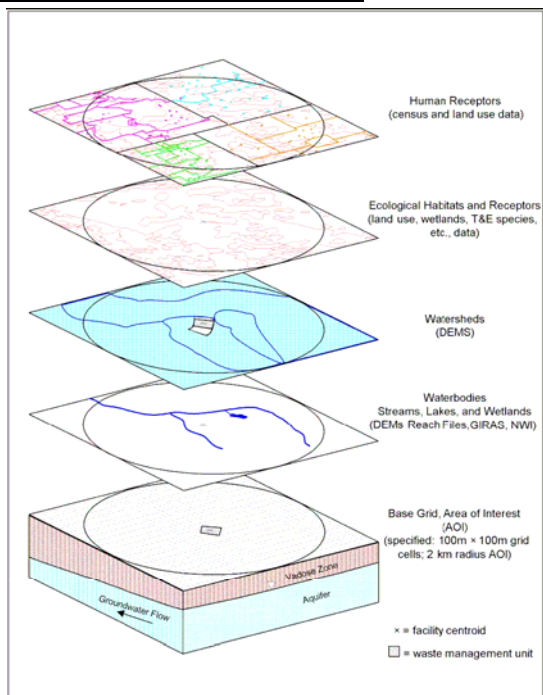
このモジュールの利点として以下の項目が挙げられている。

- ・ 焼却場モデルなどでピアレビュー済みである
- ・ シャワー中の吸入モデルは McKone らのピアレビューされたもの
- ・ fishing, farming, gardening などの activity の区別
- ・ 年齢のちがいを考慮
- ・ レセプタータイプ毎に、体重と食物摂取量のデータ分布を考慮

このモジュールの不確実性と限界として以下の項目が挙げられている。

- ・ ヒトレセプターが固定位置に居住していると仮定。移動を考慮していない。
- ・ 居住者は国勢調査ブロックの中心位置に居住していると仮定している
- ・ 農場があるとされているブロックについて、ひとつの農場のみを評価する
- ・ 居住者と漁師の魚釣りの位置はランダムサンプリングで設定する
- ・ バックグラウンド濃度を考慮していない
- ・ 食物の調理過程での汚染物質の減少をモデル化していない

3 MRA の評価空間の重層構造 EPA(3MRA)による



ヒトのレセプター 国勢調査と土地利用

環境生態レセプター 生息生物

河川流域

表層水系 河川・湖沼・湿地

基本グリッド 半径 2km 内の
100m x 100m セル

地下飽和層 Vadose zone と
地下水 Aquifer

3 MRA の暴露評価 暴露媒体の摂取経路とレセプター種類の組合せ

Pathway	Receptor Type							
	Resident	Resident Fisher	Home Gardener	Home Gardener Fisher	Beef Farmer	Beef Farmer Fisher	Dairy Farmer	Dairy Farmer Fisher
Air inhalation	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Shower inhalation	✓*	✓*	✓*	✓*	✓	✓	✓	✓
Ground water ingestion	✓*	✓*	✓*	✓*	✓	✓	✓	✓
Soil ingestion	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Produce ingestion			✓	✓	✓	✓	✓	✓
Beef ingestion					✓	✓		
Milk ingestion							✓	✓
Fish ingestion		✓		✓		✓		✓
Breast milk ingestion	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

* Ground water and shower pathways are considered for residents and home gardeners only if Census data indicate the presence of private wells in the Census block group. All farms are assumed to have a private well.

母乳からの摂取量の計算式

$$Dose_{\text{bmlk}} = \frac{[C_{\text{milkfat}} \times f_{\text{mbm}} + C_{\text{aqueous}} \times (1 - f_{\text{mbm}})] \times f_{\text{ai}} \times CR_{\text{bmlk}} \times 0.001}{BW_{\text{infant}}} \quad (13-5)$$

where

- Dose_{bmlk} = annual average applied dose from breast milk ingestion (mg/kg-d)
- C_{milkfat} = annual average concentration in maternal milk fat (mg/kg) 母乳脂肪分中濃度
- f_{mbm} = fraction of fat in breast milk (unitless) 母乳中脂肪分比率
- C_{aqueous} = annual average concentration in aqueous phase of maternal milk (mg/kg)
- f_{ai} = fraction of ingested contaminant absorbed by the infant (dimensionless)
- CR_{bmlk} = ingestion rate of breast milk (mL/d)
- 0.001 = units conversion factor (kg/mL)
- BW_{infant} = body weight of infant (kg).

母乳中の脂肪分と水溶性分中の濃度を別に扱っている。

6．分布データの扱い

化学物質のリスク評価には、いわゆる不確実性の問題がある。

一般論は、詳細解説書の別の章で取り扱うが、ここでは、科学・モデルの不完全性に由来する U(Uncertainty 不確実性)と、データが本来的にもつバラツキ V(Variability 変動性)のうち、V 変動性のみを議論する。

リスク評価に必要な多くのパラメータは、生体现象や自然現象が関係するために一義的には決まらず、分布をもつ。

健康影響評価では、化学物質が人体に及ぼす影響に対する感受性は、個人・民族・生活習慣などの影響を受け個人差が大きい。

暴露量評価にも分布が伴う。4．で解説した評価式に必要なパラメータの多くは、分布をもったものとして扱うべきものが多い。

例えば、

- ・体重 BW
- ・暴露媒体中濃度 C

がある。

各因子の分布を知り、その分布状況を反映してサンプリングし、計算を実行して結果として得られる分布量の関係からリスクを評価する。

典型的な状況を右上図に示す(吉田(2006)より)。

中央の図は、パラメータの分布状況である。

- ・暴露媒体中濃度は、対数正規分布
- ・生理学的個人差は、三角分布
- ・生活行動時空間個人差は、正規分布

データが分布をもつのは、暴露と影響の双方にあり得ることであり、それぞれの関係は右図中のように整理できる。1点評価でなく分布のあるデータによる評価が求められるようになりつつある。

この3つの分布型を合理的に反映させる手法としてモンテカルロ法がある(右図下)。

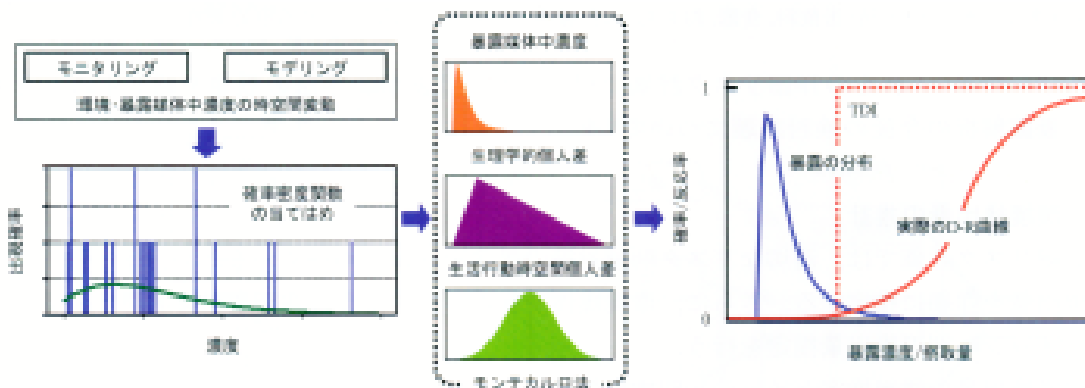
モンテカルロ法の原理は 概要版で簡単に説明したので繰り返さない。一様乱数を発生させ、その乱数に応じて分布形状の特性を反映させるために、累積密度分布曲線の逆関数を使う。

ただ、単純なモンテカルロ法では因子間の相関関係が存在しないという前提で、各パラメータが独立に選択されるが、実際のデータではなんらかの相関関係が存在することは容易に想像できる。そのためには、パラメータの発生に、その相関関係を反映させる必要がある。

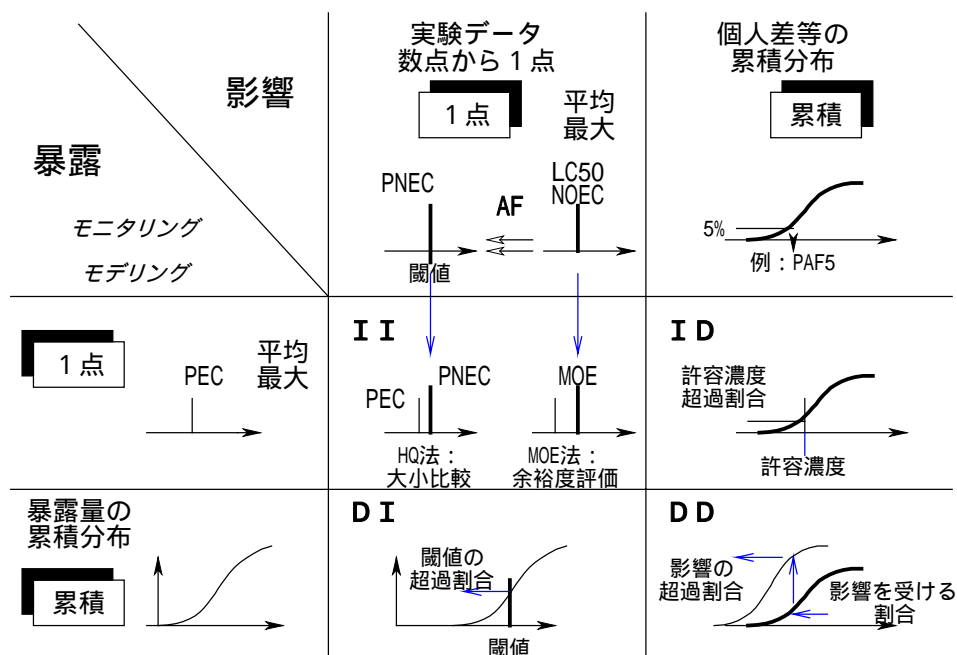
結果の表示と解析

暴露量評価の結果は、1点データであれば数値で与えられてもよいが、分布がある場合はグラフとして出力し、影響データとの関係を図で示すとわかりやすい。

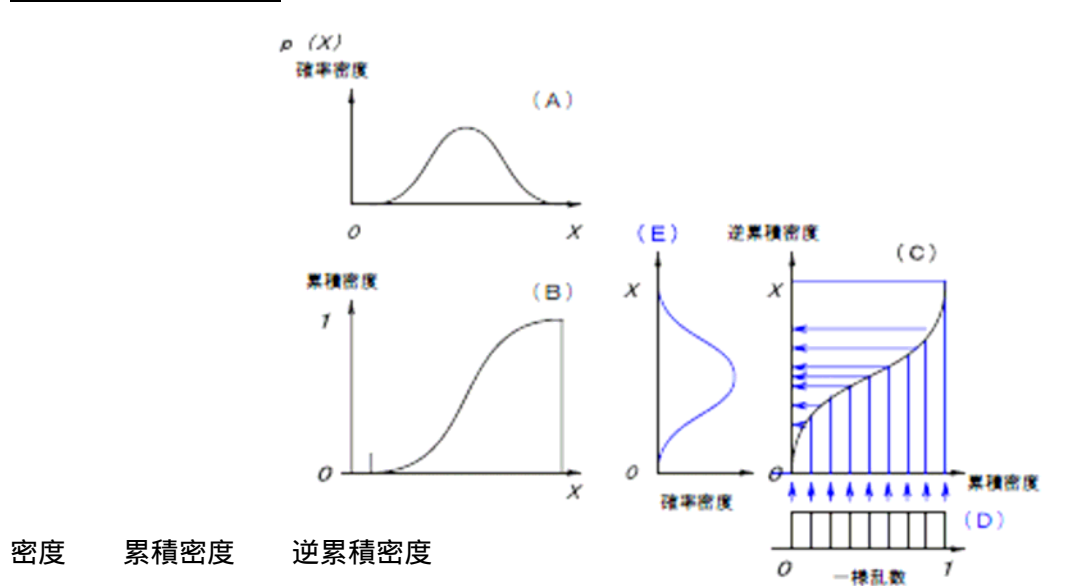
分布データの処理 吉田(2006)の図



リスク評価におけるデータの分布



モンテカルロ法の原理



7.さらなる展開 - 体内用量の評価へ

ヒト健康影響に関する化学物質のリスクアセスメントにおいては、一般的に、摂取量(Intake)、つまり暴露媒体とヒトの外部表面との接触点での取込み量(潜在用量)で評価することが多い。

理由：

体内用量の評価は難しい

動物実験での投与量は摂取量として表現されるから、NOAEL や TDI などの有害性データも潜在用量である。シナリオ暴露量が体内用量である必要はない。

しかし、鼻腔や口というヒトと外部との外部境界を乗り越えたもののすべてが、体内・血液系の循環系から標的臓器へ向かうわけではない。空気を呼吸する場合は、吸気のうちの一部(例えば 25%)が直ちに呼気として暴露媒体に戻るという議論 (EUSES でのデフォルト値)もあるし、また、いわゆる ADME(吸収・分配・代謝・排泄)の過程に入っても、そのまま体外に排泄されるものもあろう。いずれにしても、リスク評価の不確実性を小さくするために、吸収境界(肺・消化管・皮膚)を通して体内・血液系に入り込む物質の量を知るべき必要はあろう。

体内用量の議論は次のケースで必要となる。

複数の経路からの暴露の合計で議論する必要がある場合

全体の暴露量が問題であるシナリオでは、個別経路の暴露量は意味がない。とくに経皮吸収が多いものでは重要であろう。EUSES の消費者暴露シナリオの全暴露量評価式は、

$$U_{tot} = I_{inh} \cdot BIO_{inh} + U_{der,pot} \cdot BIO_{der} + I_{oral} \cdot BIO_{oral}$$

数が多い経口毒性データを、経皮あるいは吸入リスク評価に援用したい場合

EUSES では、次の式で環境経由の間接暴露シナリオでの大気の吸入量を推算している。

$$Dose_{air} = \frac{C_{air} \times IH_{air}}{BW} \cdot \frac{BIO_{inh}}{BIO_{oral}}$$

体内用量に関する定量的な議論には、次のようなものがある。

Bioavailability あるいは 吸収率

潜在用量のうちどの位の量が、体内へ吸収されるかを意味する係数である。

Bioavailability(例えば、Hrudey et al(1996))は、もともとは摂取した薬物が生物学的に薬効として有効である程度を評価するための概念であろうが、一般化学物質の体内吸収の程度を議論するにも用いられる。

吸収率は、文字通り体内に吸収される比率である。化学物質の環境、あるいは生物体内での挙動の議論には、各種の吸収過程が存在するので、区別するために体吸収率と表現することもある(吉田(2003))。

TK : Toxicokinetics

化学物質の体内における挙動を数理モデルで解析する手法の利用が進みつつある。その内容はこの技術解説書の範囲を超えているので、イメージ(右図)を示すにとどめる(EPA(PBPK))。

バイオモニタリング

尿などの体液・体組織中の化学物質濃度を実際に追跡し、暴露の程度を推算する試みも脚光を浴びつつある。これも、最新の総説(Paustenbach et al(2006))の引用にとどめる。

体吸収率の例 吉田(2003)による Hrudehy(1996)の表のまとめ

ヒトの場合の%値を示す。()は動物データ

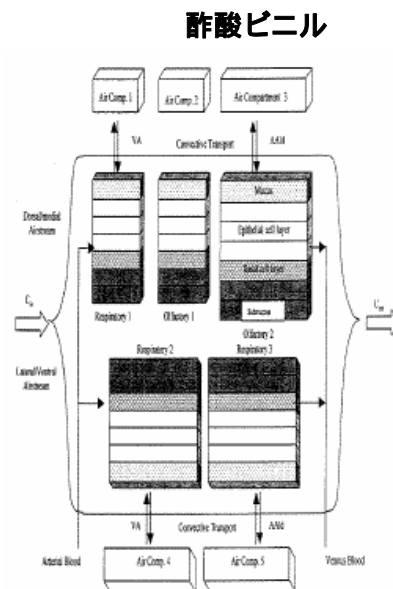
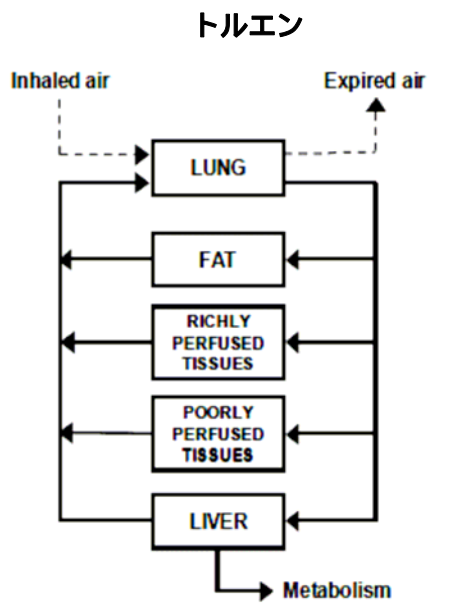
各データには、いろいろな条件があるので使用する時は原典を参照されたい。

化学物質	吸入	経口	経皮
カドミウム	30 ~ 95	2 ~ 9	0.01 ~ 0.6
水銀(有機)	-	95	(2 ~ 6)
鉛	50 ~ 80	40 ~ 55	0.05 ~ 29
TCDD	(100)	90	40 ~ 50
ベンゼン	50 ~ 60	(90 ~ 100)	< 1
トルエン	30 ~ 50	100	
ペンタクロロフェノール	90	75 ~ 100	10 ~ 60
フェノール	60 ~ 70	90	4 ~ 25
アニリン	90	(60)	(5)

吸収率あるいはバイオアベイラビリティ

	デフォルト 完全吸収	デフォルト 若干の検討	詳細な定量的評価
吸入	1	0.75 吸気の25%は呼気として戻る	CFD なども
経口	1 胃に入った物質はすべて		TK-TD
経皮	1 皮膚上の物質はすべて	0.1 ~ 0.05 透過率は低い	Kp による

PB-PK モデルのイメージ EPA(PBPK)よりモデル図



同じ PB-PK モデルといっても、目的によりその詳しさには大きな差がある。

引用文献

- 石上ら(2005) 石上 愛,吉田 喜久雄,「有害大気汚染物質の暴露評価における時空間単位の影響」,環境科学会 2005 年年会 講演予稿集 1A-05 名古屋 2005 年 9 月
- 蒲生(2006) 蒲生 昌志,「暴露係数ハンドブック」, CRM(2006) pp.60-61
- 桜井(2003) 桜井 健郎,「食品からの暴露の評価」,中西ら編(2003) 4-4 節
- 中西ら編(2003) 中西 準子,蒲生 昌志,岸本 充生,宮本 健一 編,「環境リスクマネジメント ハンドブック」,朝倉書店
- 花井(2003) 花井 荘輔,「はじめの一步! 化学物質のリスクアセスメント 図と事例で理解を広げよう」,丸善 2003 年 12 月
- 吉田(2003) 吉田 喜久雄,「環境中濃度の基づく暴露評価」,中西ら編(2003) 4-1 節の解説
- 吉田(2006) 吉田 喜久雄,「暴露経路の確認と変動性を考慮した暴露解析」, CRM(2006) , pp.18-21
- Bunge et al(1993) Robert L.Cleek & Annette L.Bunge, “A new Method for Estimating Dermal Absorption from Chemical Exposure. 1. General Approach”, Pharm. Res., Vol.10, No.4, 497-506(1993) B 法
- Bunge et al(1995) Annette L.Bunge & Robert L.Cleek, “A new Method for Estimating Dermal Absorption from Chemical Exposure. 2. Effect of Molecular Weight and Octanol-Water Partitioning”, Pharm. Res., Vol.12, No.1, 88-95(1995)
- Bunge et al(2002) Chapter 2 ~ 4, in “Transdermal Drug Delivery Systems”, 2nd Ed., Eds. J. Hadgraft & R.H. Guy, Marcel Dekker
- CRM(2006) 化学物質リスク管理研究センター,「詳細リスク評価書出版記念講演会 - リスク評価の理念とノウハウ 要旨集」 2006 年 1 月 20 日 . 当日資料がウェブサイトで公開されている
- CRM(website) 各種モデル, 詳細リスク評価書は, <http://unit.aist.go.jp/crm/> より
- EC(2003) “2nd Edition of the Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment of Chemical Substances following European Regulations and Directives”, European Chemicals Bureau (ECB), <http://ecb.jrc.it/tgdoc>
- EPA(1992a) USEPA, "Guidelines for Exposure Assessment", Federal Register, vol.57,no.104,Friday, May 29,1992, pp.22888-22938
- EPA(1992b) USEPA, EPA/600/8-91/011B, "Dermal Exposure Assessment : Principles and Applications. Interim Report" , DEA と書かれることがある .
- EPA(2001) USEPA, “General Principles for Performing Aggregate Exposure and Risk Assessment”, USEPA, Office of Pesticide Programs aggregate risk
- EPA(3MRA) USEPA, “The Multimedia, Multi-pathway, Multi-receptor Exposure and Risk Assessment (3MRA)”, <http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/3mra/index.htm>
- EPA(PBPK) USEPA, “Approaches for the Application of Physiologically Based Pharmacokinetic (PBPK) Models and Supporting Data in Risk Assessment”, External Review Draft , EPA/600/R-05/043A, June 2005
- Hrudey et al(1996) Steve E.Hrudey, Weiping Chen & Colin G.Rousseaux,

- “Bioavailability in Environmental Risk Assessment”, Lewis Publishers
- Hubal(2001) Elaine-Cohen Hubal, EPA/ACC Technical Workshop for the Voluntary Children’s Chemical Evaluation Program (VCCEP), December 11-13, 2001, Herndon, VA
- McDougal et al(2002) J.N.McDougal, M.F.Boeninger, “Methods for assessing risks of dermal exposures in the workplace”. Crit. Rev. Toxicol., 32(4)291-327 review
- Paustenbach et al(2006) Dennis Paustenbach & David Galbraith, “Biomonitoring: Is body burden relevant to public health?”, Regulat. Toxicol. Pharmacol., Vol.44, No.3, 249-261
- Sakamoto et al(2005) Ai Sakamoto, Hiromichi Fukui, “Spatial Approach to Estimate Chemical Exposure considering Activity Patterns: Case Study on 1,3-butadiene in the Tokyo Metropolitan Area”, J. Environ. Inf. Sci., Vol.33, No.5, 57-64(2005)

付録 Risk Learning における経皮吸収量評価

