

仙台パワーステーション稼働による 大気汚染および健康影響の評価

2018.7.4

著者

ラウリ・ミルヴィエルタ Lauri Myllyvirta
(グリーンピース東アジア)

クリフォード・チュワ Clifford Chuwah
(グリーンピース・サイエンスユニット)

翻訳・用語解説

明日香壽川 Jusen Asuka

(東北大学)

要約

1. はじめに
2. 方法
3. 結果
4. 結論と考察

用語解説

参考文献

要約

仙台港に建設され、2017年10月1日に営業運転を開始した石炭火力発電所（仙台パワーステーション：以下では仙台PS）は、大気汚染物質の顕著な排出源となって近隣の地域住民および生態系に大きな影響を与える可能性がある。そのため、本研究では、仙台PSの稼働が近隣の大気質および地域住民の健康などに与える影響について、大気汚染モデルや疫学知見などを用いて具体的に分析した。その結果、仙台PS稼働による大気汚染物質排出は、仙台市および近隣地域において、1) 年間約 ~~49名~~9.7名（40年間の営業運転期間では合計で約 ~~760名~~388名）の脳卒中、肺がん、心疾患、呼吸器疾患などによる早期死亡を発生させる、2) 年間約1名の低出生体重児を発生させる、3) 農作物、土壌、建造物などに悪影響を及ぼす酸性物質を沈着させる、4) 水銀、ヒ素、ニッケル、クロム、鉛などの重金属化合物を降下させる、などが明らかとなった。

1. はじめに

大気汚染は、世界中で重大な環境および健康上の問題となっており、日本も例外ではない。例えば、石炭火力発電所などから排出される微小粒子状物質（PM_{2.5}）などの大気汚染物質によって 2015 年だけでも日本で年間約 3 万人を超える早期死亡者¹が発生したとする複数の研究報告がなされている（Goto et al. 2016; Lancet 2017）。

しかし、そのような状況において、現在、日本で石炭火力発電所の大幅な増設が計画されている。その主な理由は、1) 2016 年から始まった電力自由化、2) 2016 年策定のエネルギー基本計画の中での石炭の「ベースロード電源」という位置付け、の二つである。これらによって、2012 年以降、石炭火力発電の建設計画がまさに雨後の竹の子のように発表された。

日本での石炭火力発電所建設による健康影響に関する先行研究であるミルヴィエルト（2016）は、東京・千葉エリアと大阪・兵庫エリアにおける火力発電所計画の大気環境と健康への影響について分析している。その結果、大気汚染物質である PM_{2.5} と二酸化窒素（NO₂）の健康影響に関して、東京・千葉エリアでは約 260 人/年の早期死亡と約 30 人の低出生体重児が発生することを明らかにしている（稼働年数である 40 年間では計 10400 人が早期死亡、1200 人の低出生体重児出産）。同様に、大阪・兵庫エリアでは、約 200 人/年の早期死亡と約 20 人の低出生体重児が発生すると推定している（稼働年数である 40 年間では計 8000 人が早期死亡、計 800 人の低出生体重児出産）。

本論文では、このミルヴィエルト（2016）と同様に Kopplitz et al.（2017）の方法論に基づいて、仙台 PS が稼働した場合の近隣住民への健康影響などを明らかにする。そのために、2 では方法論について述べ、3 では結果について述べる。最後の 4 でまとめる。

2. 方法

2.1. 分析の枠組み

本研究では、1) 大気汚染モデル、2) 疫学知見による相対危険（リスク比あるいは死亡率の上昇割合）²、3) 曝露人口の 3 つのユニットからなるシミュレーションによって仙台 PS 稼働によ

¹ 大気汚染がないときと比べて追加的に増加する死亡者の絶対数。過剰死亡者とも呼ぶ。大気汚染物質に対する曝露によって特定の疾病（例：心筋梗塞）による死亡率が上昇し、平均寿命よりも早く死亡する人が発生することによる。

² 相対危険（relative risk あるいは risk ratio。リスク比とも呼ばれる）は、大気汚染物質などの危険因子に曝露した群の罹患リスク（危険）の、曝露していない群の罹患リスクに対する比で示される。リスク比ともいう。すなわち、「危険因子に曝露した場合、それに曝露しなかった場合に比べて何倍疾病に罹りやすくなるか（疾病罹患と危険因子曝露との関連の強さ）」を示す。疫学の要因分析で重要な指標であり、コホート調査（特定の要因に曝露した集団と曝露していない集団を、例えば 10 年間など一定期間追跡し、研究対象となる疾病の発生率を比較する分析疫学的手法）などによって数値を求める。例えば、ある危険因子が単位量増えた場合（例：PM_{2.5} が 10 µg/m³）の特定の疾病に対する相対危険が 1.1 であれば、PM_{2.5} が 10 µg/m³ 増加した場合の特定の疾病（例：心筋梗塞）の死亡率（単位人口あたりの死亡数）が 10% 上昇することを意味する。そのため、相対危険は死亡リスク上昇割合と表現される場合もある。詳細は、本論文文末の用語解説を参照のこと。

る近隣の住民や生態系への具体的な影響を早期死亡人数などの推定によって明らかにする（図1）。

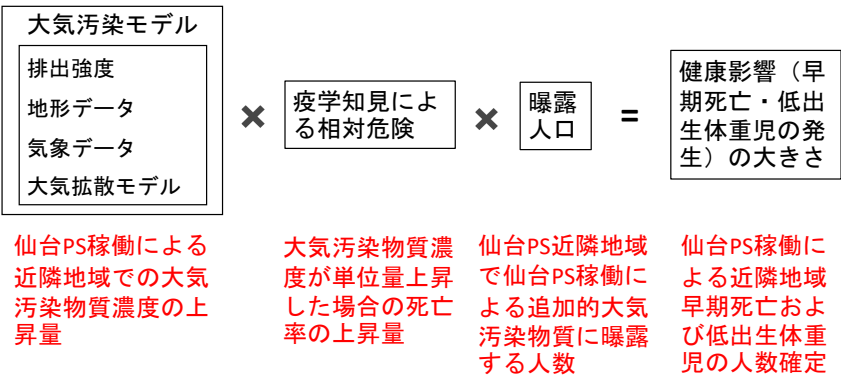


図 1. 仙台 PS 稼働による早期死亡人数計算における
三つのユニットおよび計算フローチャート

出典：筆者作成

以下では、それぞれのユニットごとにより詳しく説明する。

2.2. 大気汚染モデル

以下では、大気汚染物質が拡散・沈着・化学変化する状況を具体的にシミュレートする大気汚染モデルの構造を、1) 大気汚染物質の排出強度算出、2) 地形データ処理、3) 気象データ処理、4) 大気拡散モデル、の4つのユニットにさらに分けてより詳しく説明する。

1) 大気汚染物質の排出強度算出

大気汚染物質の排出強度（排出濃度や排出量）の計算は、仙台 PS の発電設備および燃焼排ガス中の大気汚染物質濃度などに関する仙台 PS の公表情報に基づいている。ただし、公表されていない煙突内径は、同規模の石炭火力発電所において一般的な標準とされる 2.75 m、稼働率は 90%と想定した（表 1、表 2）。

表 1. 仙台 PS の発電設備に関する基礎データ

煙突高さ (m)	煙突内径 (m)	排ガス速度 (m/s)	排ガス温度 (K)
80	2.75	21.1	325.15

出典：煙突高さ、排ガス速度、排ガス温度は仙台 PS 公表値から。煙突内径は筆者らの推定。

表 2. 仙台 PS からの大気汚染物質排出量推計値

大気汚染物質名	SO ₂	NO	NO ₂	ばいじん
排出量 (t)	937	401	21.1	157.68

出典：SO₂ 排出量は公害協定³から。その他は、仙台 PS 公表値をもとに筆者らが推算。

なお、仙台 PS の場合、排出されるばいじん（煤塵）の 67%は直径 10 μ m 以下の浮遊粒子状物質（PM₁₀）であり、そのうちの 30%が直径 2.5 μ m 以下の PM_{2.5} とするとそれぞれ仮定した。これらの仮定は米国環境保護局（EPA）が推奨する方法論（AP-42）に基づいている。また、大気汚染物質の排出は年間を通じて均一に行われるとしている。一方、直径 10 μ m 以上の浮遊粒子は、すべて空気動力学径 15 μ m の粒子状物質と仮定した。

2) 地形データ処理

オーストラリア連邦科学産業研究機構の世界の地形に関するデータベースを用いた。仙台 PS を中心に、50 km x 50 km のグリッドサイズ、30km、10km、5km の水平解像度を持つ多層格子のセットとして分析した。早期死亡者数などの分析の対象地域は、仙台市および近隣地域の一部を対象とする 1500 km x 1500 km の区域である。

3) 気象データ処理

気象データは、1) アメリカ海洋大気庁気候データセンター、2) オーストラリア連邦科学産業研究機構、の二つのデータベースを用いた。後者は、オーストラリア気象庁の世界の気象データと高解像度の地上データを合わせたものになっている。これらの気象データは気象パラメータ（風速、湿度、温度、降水量など）と共に後述の大気拡散モデルにインプットされている。

4) 大気拡散モデル

大気拡散モデルは CALPUFF モデル⁴の ver.7 を用いた。CALPUFF モデルは、米国環境保護局が推奨する大気汚染物質影響評価モデルであり、その信頼性の高さから世界中で使われている。硫黄酸化物（SO_x）および窒素酸化物（NO_x）の大気中での化学反応は、CALPUFF モデルの中の化学モデルを用いた。また、大気化学パラメータ（月別平均のオゾン量やアンモニア量など）は、一般的な化学物質輸送モデルである Geos-Chem からインポートした。排出源近くの水平解像度は 500 m x 500 m である。

³ 仙台 PS が宮城県らと結んだ協定。大気汚染物質の排出量などが規定されているが、PM_{2.5} は対象規制物質から除外されている。

⁴ CALPUFF モデルは、1980 年代から開発が始まった大気拡散モデルである。使いやすさもあり、米国の環境保護局や中国の国家環境保護標準（HJ2.2-2008 环境影响评价技术导则大气环境）での推奨モデルにもなっている。日本の国際協力機構（JICA）の専門家チームも、2013 年に CALPUFF モデルを用いて中国の大気汚染の状況を分析している（JICA 専門家チーム 2013）。詳細は本論文の用語説明を参照のこと。

2.2. 疫学知見による相対危険

大気汚染物質曝露による前出の相対危険（死亡率の上昇割合）は、Krewski et al. (2009) などの数値を用いた（表 3）。これらの数値は、アメリカがん協会などによる 18 年間におよぶ 1200 万人を対象とした疫学調査などによるもので、大気汚染物質の健康影響の試算において一般的に用いられるものである。これらをもとに、PM_{2.5}に関しては Koplitz et al. (2017)、NO₂に関しては WHO (2013) にそれぞれ基づいて早期死亡者数を計算した。また、低出生体重に関しては、Dadvand et al. (2013) に基づいた。

表 3. 健康影響評価に用いた相対危険

PM _{2.5} 10μg/m ³ 増加による相対危険	中央値	95% 信頼区間 (低)	95%信頼区間 (高)	参照
心肺疾患	1.128	1.077	1.182	Krewski et al. (2009)
虚血性心疾患	1.287	1.177	1.407	Krewski et al. (2009)
肺がん	1.142	1.057	1.234	Krewski et al. (2009)
低出生体重	1.100	1.030	1.180	Dadvand et al. (2013)
NO ₂ 10μg/m ³ 増加による相対危険	1.080	1.055	1.021	WHO (2013)
全原因死亡	1.037 (注)	1.021	1.08	WHO (2013)

注：NO₂10μg/m³増加による相対危険は WHO (2013) によると 1.055 である。しかし、ここでは PM_{2.5}の影響と 3 分の 1 が重複していると仮定して、 $1 + (0.055 \times 2/3) = 1.037$ とした。なお、脚注 2 でも述べたように、PM_{2.5}10μg/m³増加の場合の心肺疾患の相対危険が 1.128 というのは、PM_{2.5}が 10μg/m³増加がすることによって心肺疾患による死亡率が 12.8%上昇することを意味する。

出典：筆者作成

2.3. 曝露人口

仙台 PS 近隣の曝露人口については、米国航空宇宙局社会経済データ・応用センター (NASA-SEDAC) の世界人口データベースを用いた。

3. 結果

3.1. 仙台 PS 近隣地域での大気汚染物質濃度上昇量

仙台 PS からの大気汚染物質排出は仙台市の近隣で大気汚染物質濃度の上昇をもたらすことが定量的に明らかになった（図 2、図 3、図 4、図 5、図 6）。SO₂、NO₂、PM_{2.5}のレベルの推計値が最も高い地域は、具体的には多賀城市、利府市、塩釜市、七ヶ浜市などであった（図 7）。

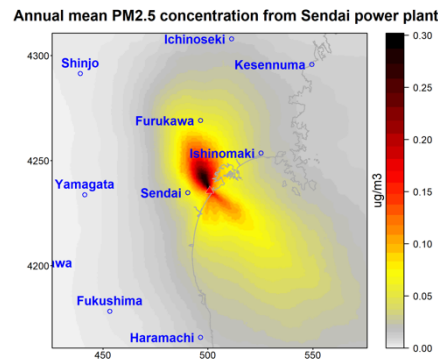


図 2. 仙台 PS 稼働による近隣地域での PM_{2.5} の年間平均濃度上昇量推定値

出典：筆者作成

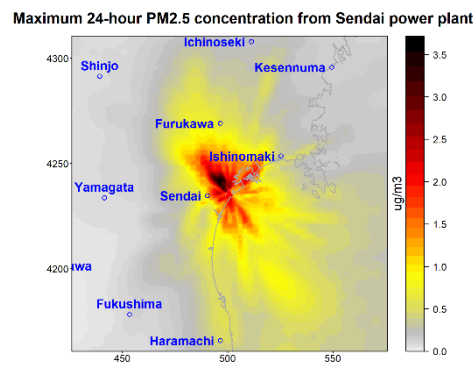


図 3. 仙台 PS 稼働による近隣地域での PM_{2.5} の 24 時間濃度上昇量推定値

出典：筆者作成

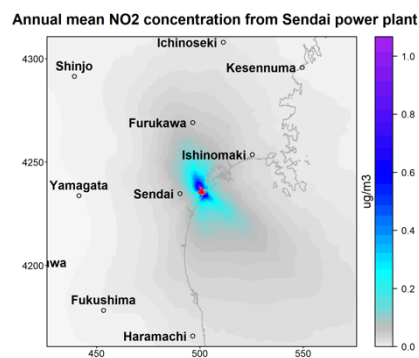


図 4. 仙台 PS 稼働による近隣地域での NO₂ の年間濃度上昇量推定値

出典：筆者作成

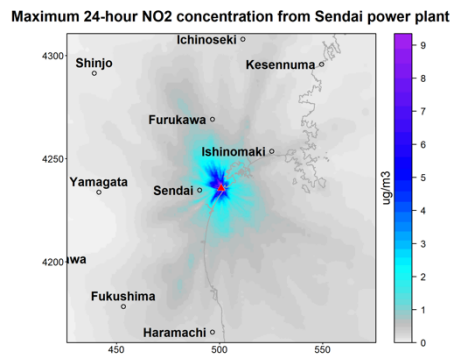


図 5. 仙台 PS 稼働による近隣地域での NO₂ の 24 時間濃度上昇量推定値

出典：筆者作成

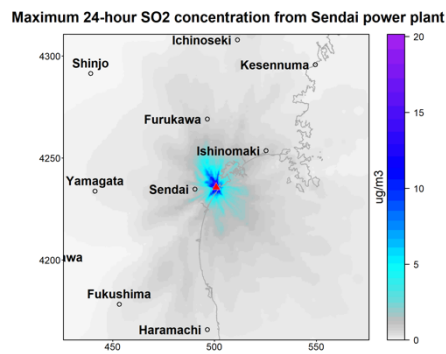
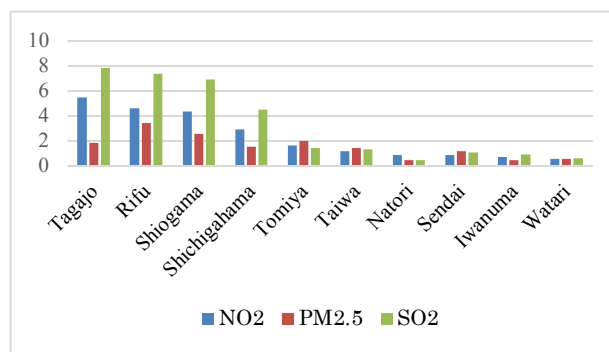


図 6. 仙台 PS 稼働による近隣地域での SO₂ の 24 時間濃度上昇量推定値

出典：筆者作成



単位：μg/m³

図 7. 仙台 PS 稼働による大気汚染物質濃度上昇量が高い地域（24 時間最大値）

出典：筆者作成

3.2. 仙台 PS 近隣地域での酸性物質、フライアッシュ、重金属などの降下量

仙台 PS からは、酸性雨などの原因となる酸性物質、フライアッシュ（石炭灰）、水銀などの重金属が排出され、一定時間浮遊した後、地上に降下する（図 8、図 9、図 10）。酸性物質の降下は、収量を維持するために降下物を中和する必要がある農作物の生産コストを増加させる可能性がある。また、酸性雨は、不動産価値を損なうほか、文化的に重要な建築物にも被害を与える。酸性物質およびフライアッシュの降下量が最大となるのは発電所周辺であり、降下量が大きな地域では、SO₂ 換算で年間 5 kg/ha、フライアッシュでは年間 7 kg/ha となる。

さらに、仙台付近では、仙台 PS からの水銀降下量が年間 60 mg/ha となる（図 10）。日本で建設されようとしている石炭火力発電所からの重金属排出がもたらす影響に対しては、すでに大きな懸念が示されている（後藤 2016）。水銀の降下量は、米 5 大湖における石炭火力発電所からの水銀汚染の事例などから年間 125mg/ha を越えると魚類の体内に安全でないレベルの蓄積を生む可能性がある（Swain et al. 1992 ; Stamper et al. 2012）。しかし、AMAP/UNEP（2015）によると、仙台地域の水銀の降下量は、すでに年間 150-250mg/ha となっている。したがって、仙台 PS からの新たな水銀降下量（年間 60 mg/ha）を考慮すると、仙台地域での水銀影響は無視できない状況である。なお、水銀に関しては、排出量及び推計される降下量は不確実性が大きいため、実際の排出量及び降下量は、本研究での数値よりかなり高くもしくは低くなる可能性がある。いずれにしても、水銀など重金属が生態系などへ与える影響が大きな懸念材料であることには変わりがない。

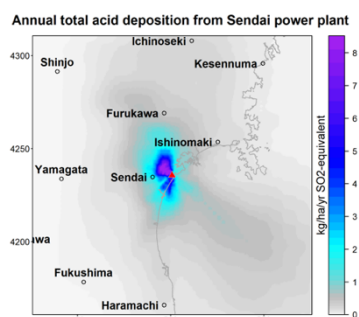


図 8. 仙台 PS 稼働による近隣地域での酸降下（沈着）量推定値（SO₂ 換算）

出典：筆者作成

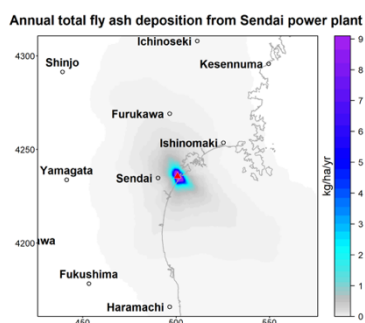


図 9. 仙台 PS 稼働による近隣地域でのフライアッシュ降下量推定値

出典：筆者作成

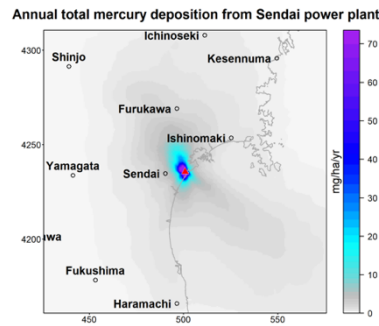


図 10. 仙台 PS 稼働による近隣地域での水銀降下量推定値

出典：筆者作成

3.3. 仙台 PS 近隣地域での健康影響

仙台 PS 稼働により $PM_{2.5}$ 及び NO_2 への曝露を原因とする早期死亡および低出生体重の発生数は、表 3 で示した相対危険を含む下記の式 1 および式 2 から計算できる（文末の用語解説「相対危険」も参照のこと）。

$$\begin{aligned} \text{早期死亡数} &= \text{各早期死亡原因による死亡率} \times \log(\text{各早期死亡原因の相対危険}) \times \\ &\text{仙台 PS 稼働による年平均 } PM_{2.5} \text{ 濃度上昇量}/10 \times \text{人口} \end{aligned}$$

・・・式 1

$$\begin{aligned} \text{低出生体重数} &= \text{低出生体重の発生率} \times \log(\text{低出生体重の相対危険}) \times \\ &\text{仙台 PS 稼働による年平均 } PM_{2.5} \text{ 濃度上昇量}/10 \times \text{人口} \end{aligned}$$

・・・式 2

注：各式の第一項のベンチマーク（新規の大気汚染物質曝露がない場合）となる各早期死亡原因による死亡率および低出生体重発生率は、WHO による世界健康調査（Global Health Estimate）のデータベース（WHO 2015）にある日本での各死亡原因死亡率および低出生体重発生率を用いた。

計算の結果、早期死亡は約 ~~19~~9.7 人/年、低出生体重児は約 1 人/年が発生することが明らかになった（表 4）。石炭火力発電所は一般に 40 年程度操業されることを考慮すると、合計で約 ~~760~~388 人の早期死亡者と約 40 人の低出生体重児が発生することになる。

なお、算出過程に関する補足資料として、添付 3（追加死亡者の計算方法に関する補足説明）参照。

表 4. 仙台 PS 稼働による早期死亡者数などの推定値

	健康影響（早期死亡原因）	早期死亡数（中間値）	信頼区間（95%）
PM _{2.5} ：早期死亡	肺がん	1.2	0.5-1.8
	脳卒中 虚血性心疾患	1.8	1.1-2.5
	心肺疾患 心筋梗塞	4.4 3.4	2.7-6.3 2-4.3
	（その他の循環器系疾患）	1.8	1.1- 2.5 2.6
	（虚血性心疾患）	1.5	0.9-2.1
	（慢性閉塞性肺疾患）	0.9	0.5-1.2
	（その他の呼吸器疾患）	0.3	0.2-0.4
PM _{2.5} ：早期死亡	PM _{2.5} 合計	9.0 7.4	5.4-12.7 4.3-10.5
NO ₂ ：早期死亡	全ての原因	10.2 2.3	4.0-14.7 0.9-3.2
PM _{2.5} と NO ₂ ： 早期死亡	合計	19.2 9.7	9.4-27.3 5.2-13.7
低出生体重児		1.1	0.4 - 2.0

注：表 3 で示した心肺疾患、~~虚血性心疾患~~、肺がんに関する相対危険の数値を用いて計算している。「心筋梗塞」「~~虚血性心疾患~~」「その他の循環器系疾患」「慢性閉塞性肺疾患」「その他の呼吸器疾患」に関しては、心肺疾患の相対危険の数値を代替的に用いた。

なお、内山専門委員会のご指摘を踏まえ、疾患の分類を再構成した。修正後の表 4 においては、括弧で示した「その他の循環器系疾患」「虚血性心疾患」「慢性閉塞性肺疾患」及び「その他の呼吸器疾患」は、いずれも「心肺疾患」に含まれるものとして分類している。

また、NO₂の早期死亡者の計算については、添付 1（NO₂死亡者の再計算）参照。

出典：筆者作成

4. 結論と考察

本研究では、仙台港に建設され、2017 年 10 月 1 日に営業運転を開始した石炭火力発電所である仙台 PS による近隣の地域住民および生態系に影響について分析した。その結果、仙台 PS の稼働は、1) 年間約 ~~19~~ 9.7 名（40 年間の営業運転期間では合計で約 ~~760~~ 388 名）の脳卒中、肺がん、心疾患、呼吸器疾患などによる早期死亡を発生させる、2) 年間約 1 名の低出生体重児を発生させる、3) 農作物、土壌、建造物などに悪影響を及ぼす酸性物質を沈着させる、4) 水銀、ヒ素、ニッケル、クロム、鉛などの重金属化合物を降下させる、などが明らかとなった。

本研究で行った分析は、具体的な被害の大きさを、モデルを使って推計したものである。この分析方法は、大気汚染物質などのリスクや危険の大きさを検討する際に一般的に使われるものであり、逆にこれ以外の分析方法は存在しない。

また、その推定数値の確からしさは、モデルの精度や用いたパラメータなどがどれだけ正確なものかによる。本研究で用いた大気拡散モデルは、世界で一般的に使われているものであり、米国環境保護局も推奨している信頼性が非常に高いものである。また疫学知見も、ほぼ世界の研究者の間でコンセンサスとなっている数値を用いている。

さらに、被害の大きさは多少変化しても、死亡を含む被害が発生することは、幾多の疫学知見から否定されることはない。すなわち、仙台 PS 稼働によって早期死亡などが発生するという事実には変わりがない。

したがって、仙台 PS に関しては、このような仙台市近隣に住む人々が受ける健康被害などと共に稼働されている事実は認識すべきだと考えられる。

補足および用語解説

1. 相対危険

1) 定義

相対危険は、危険因子（例：大気汚染物質である PM_{2.5}）に曝露した群の罹患リスク（危険）の、曝露していない群の罹患リスクに対する比で示される（表 5 および式 3）。そのまま比率として表すが、百分率で表す場合もある。リスク比ともいう。すなわち、「危険因子に曝露した場合、それに曝露しなかった場合に比べて何倍疾病に罹りやすくなるか（疾病罹患と危険因子曝露との関連の強さ）」を示す。疫学の要因分析で重要な指標である。

表 5. 罹患と曝露群との関係

要 因	人数		計
	罹患あり	罹患なし	
曝露群	A	B	A+B
非曝露群	C	D	C+D

$$\text{相対危険} = \frac{\text{危険因子曝露群の罹患率}}{\text{危険因子非曝露群の罹患率}} = \frac{\frac{A}{A+B}}{\frac{C}{C+D}}$$

・・・式 3

罹患ではなく死亡者の場合、相対危険は曝露群と非曝露群の死亡率の比となり、曝露による死亡率の上昇割合になる。したがって、相対危険は死亡率の上昇割合あるいは死亡リスクの上昇割合と表現される場合もある（式 4）。

$$\text{相対危険} = \frac{\text{危険因子曝露群の死亡率}}{\text{危険因子非曝露群の死亡率}} = \text{死亡率の上昇割合}$$

・・・式 4

また、曝露群と非曝露群との違いは、危険因子、たとえば大気汚染物質の濃度の違いで示される。すなわち、一般には単位量（大気汚染物質の場合であれば 10 µg/m³）だけ濃度が増加した

場合の死亡率などの変化に関する疫学知見によって統計的に求められ、その値が下記で述べるような大気汚染物質に曝露した場合に発生する早期死亡者数などの計算に用いられる。

相対危険を用いた大気汚染物質濃度の上昇がもたらす死亡率の増加の推定は、Anenberg et al. (2010) にしたがって下記のように定式化されている。

$$\Delta y_{ij} = y_{0ij}(1 - \exp^{-\beta_i \Delta x_j}) p_j$$

Δy は死亡率変化、 y_0 はベースライン死亡率、 p は人口、 Δx は濃度変化量、 i は死亡要因、 j は国・地域、 β は特定の疾患における死亡率の回帰分析係数

・・・式 5

また、下記の関係が成り立っている。

$$RR = \exp^{\beta \Delta x}$$

RRはAnenberg et al. (2010) における相対危険、 ΔX は実際の濃度変化量

・・・式 6

具体的な計算方法については添付 2（追加死亡者の計算方法に関する補足説明）参照。

2) 大気汚染物質曝露による相対危険の具体的な数値

PM_{2.5} の曝露による相対危険の具体的な大きさに関しては、ハーバード大学医学部や世界保健機関（WHO）などに主導されたものなど、日本も含め世界中で多くの疫学研究がある。上田ほか (2016) は、これらの研究のメタ分析（過去に独立して行われた複数の疫学研究のデータを収集・統合し、統計的方法を用いて系統的に解析したもの）を行っている。具体的には、上田ほか (2016) では、医学・生物学文献データベース PubMed にて 1990 年 1 月 1 日～2015 年 12 月 31 日の間に公表されている英語の論文について文献検索を行い、大気中 PM_{2.5} の長期曝露が死亡に及ぼす影響についての疫学研究について系統的文献レビューを行っている。その結果、PM_{2.5} と全死亡との関連について検討した論文について 24 件を検討し、それぞれの疫学研究に用いられている曝露評価方法についてまとめるとともに、PM_{2.5} 曝露と死亡との関連の結果についてメタ解析を用いて統合している。そのようなメタ解析の結果、PM_{2.5} 濃度が 10 µg/m³ 上昇することによる死亡の相対危険は 1.07（95%信頼区間：1.04-1.09）であり、ほぼ全ての研究で PM_{2.5} と死亡との正の関連が明らかに認められた。

3) 最新の PM_{2.5} などの相対危険に関する研究

大気汚染物質、特にPM_{2.5}による早期死亡に関する最新かつ最大の疫学研究は、Di et al. (2017) である。この研究は、米国ハーバード大学公衆衛生学部の研究者などが2000年から2012年の期間において、米国大陸部のメディケア（米国の高齢者向け医療保険）の全受給者（60,925,443人）

を対象に、後述するコホート調査を行い、46,031,521人・年のフォローアップを行ったものである。また、Di et al. (2017) では、検証済みの予測モデルを利用し、調査対象者の居住地ZIPコード（郵便番号）に基づき、微少粒子状物質であるPM_{2.5}およびオゾンの年平均値を推計している。この2つの大気汚染物質に対する曝露の死亡リスクを推計するにあたっては、人口統計学的特性およびメディケイド（米国における低所得者向け医療保険）受給資格の有無、地域レベルの共変量で定められるコックス比例ハザードモデル⁵を用いて、PM_{2.5}が10μg/m³、オゾンが10 ppb、それぞれ増加した場合の相対危険の増加量を推計している。

その結果、PM_{2.5}の場合は10μg/m³の増加、オゾンの場合は10 ppbの増加に伴い、全ての原因の死亡率がそれぞれ7.3%（95%信頼区間で7.1から7.5）、1.1%（95%信頼区間で1.0から1.2）上昇した（相対危険で示すと、それぞれ1.073と1.011）。PM_{2.5}では12μg/m³人・年以下の曝露、オゾンでは50 ppb以下の曝露に限定した場合、死亡率の上昇は、それぞれ13.6%（95%信頼区間で13.1から14.1）、1.0%（95%信頼区間で0.9から1.1）であった。

PM_{2.5}の場合、男性、黒人、メディケイド受給資格者の相対危険が、他の種類の人々の相対危険より大きかった。また、メディケアの全受給者では、PM_{2.5}およびオゾンに関する現行の米国での環境基準を下回る低濃度での曝露においても悪影響を示す明確な証拠が示された。この影響は、特に自身を人種的マイノリティと評した人々および低所得者において最も顕著であった。

これらの結果より、著者らは現状の米国におけるPM_{2.5}環境基準の引き下げや低濃度の地域における対策の強化などを提言している。

⁵ 時間の経過で発生するイベント（本研究の場合は疾病）に対して、調査した複数の項目の何が影響するかを調べるための統計的手法。

2. コホート調査

調査時点で、仮説として考えられる要因を持つ集団（曝露群）と持たない集団（非曝露群）を、ある一定期間（例：10年間）追跡し、両群の疾病の罹患率または死亡率を比較する方法であり、これによって前出の相対危険を求めることができる。すなわち、どのような要因を持つ者が、どのような疾病に罹患しやすいかを究明し、かつ因果関係の推定を行うことができる。

たとえば、表 6 に示したように、大量喫煙者（曝露群）と非喫煙者（非曝露群）の各々10万人について10年間追跡調査を行い、肺がんと冠動脈性心疾患に関する死亡率を得たとする。そこで、疫学の要因分析で重要な指標である相対危険を算出することにより、肺がんおよび冠動脈性心疾患が喫煙との関連が強いということが判明する。また、公衆衛生対策で重要な指標である寄与危険を算出することにより、集団に対する禁煙の効果が最も期待されるのは、肺がんよりも冠動脈性心疾患であることも推測されたりする。仮想の例を下に示す。

なお、コホートは、語源的には、ローマ時代の軍団の単位を示す。

表 6. 大量喫煙者と非喫煙者の肺がんおよび冠動脈性心疾患の死亡率

曝露の種類	10万人に対する罹患率	
	肺がん	冠動脈性心疾患
大量喫煙者	75	3000
非喫煙者	10	1000
相対危険	$75/10 = 7.5$	$3000/1000 = 3$
寄与危険	$75 - 10 = 65$	$3000 - 1000 = 2000$

出典：日本疫学会「疫学用語の基礎知識」

<http://glossary.jeaweb.jp/glossary006.html>

3. 大気拡散モデル

1) 定義

大気拡散モデルは、大気汚染物質などの特定物質の大気拡散の状況を定量的に明らかにするモデルである。大気拡散とは、工場や火力発電所の煙突などから大気中に放出された特定物質を含む排ガスが風によって運ばれて、排ガスの中に含まれる特定物質が希釈されながら待機中を拡散していくプロセスを意味する。現在、火力発電所などの人体や環境に影響を及ぼす汚染物質・危険物を扱う特定プラントの設置許可申請時等における環境影響評価や、光化学スモッグ・PM_{2.5}に代表される大気汚染問題の現況把握やその改善対策効果の定量的評価には、これらの物質の大気中での挙動を適切にシミュレートする大気拡散モデルの利用が必要・不可欠となっている。例えば、2011年の福島第一原発事故で有名になった放射性物質の拡散モデルであるSPEEDIも大気拡散モデルの一つである。

PM_{2.5}などの大気汚染物質の大気拡散現象の予測に関しては、様々な大気汚染モデルがあり、本研究で用いたCALPUFF (California Puff Model) モデルもその一つである。それらのモデルの多くでは、気象、人口等の基礎データが内蔵されており、大気汚染物質の排出量と簡単な物性を入力データとして用意すれば、大気汚染物質の大気中濃度と地表への沈着量の分布を、詳細な空間解像度(5kmから100m四方格子)で推定することができるようになっている。また、排出量や気象データを計算に使える形に加工する機能、計算結果を解析し地図やグラフに表示する機能、操作や結果の管理を助けるユーザー・インターフェイスなど、実務でリスク評価を行うときに手助けとなる便利な機能を搭載している(図11)。

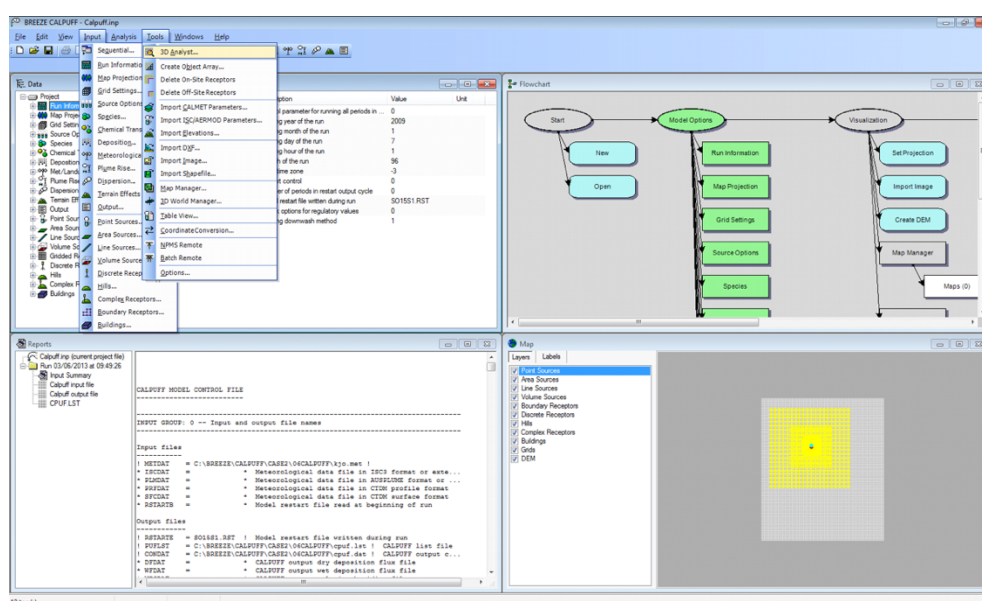


図 11. コンピューター画面での CALPUFF モデルの操作パネルのイメージ

出典：breeze 社 HP (<http://www.breeze-software.com/CALPUFF/>) より

一般的に使われている大気拡散モデルとしては、世界では、CALPUFF、CTDMPLUS (Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situations)、EDMS (Emissions and Dispersion Modeling System)、ISC3 (Industrial Source Complex Model) などがある。CALPUFF は 2000 年に、米国環境保護局の推奨モデル (Guideline on Air Quality Model の Appendix A に記載されるモデル) となっている。日本の研究機関などが作成したモデルとしては、国立研究開発法人産業技術総合研究所の曝露・リスク評価大気拡散モデルである ADMER (Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk Assessment) などがある。

2) CALPUFF モデルの特徴

CALPUFF モデルは、1) 三次元気流モデルである CALMET、2) ガウス型パフの移流拡散モデルである CALPUFF、3) 出力の解析モデルである POSTUTIL と CALPOST、の 3 つのコンポーネントによって構成され、さらにいくつかのサブモジュールの使用が可能となっている。CALPUFF モデルの特徴は、沿岸部や複雑地形による非定常な気流変化による汚染物質の移流・拡散に対応することが可能なことである。また、CALPUFF への入力条件となる気流モデルには、三次元非定常気流の他、定常の単気流を用いることもできる。さらに、同モデルは、化学反応による 2 次粒子生成や内部境界層によるフミゲーション⁶を扱うことができるなど、日本で一般的に使われているモデルに比較してより精緻な構造をもっているため、広域における健康被害の分析に適している。

⁶ 上空の濃い排ガスが人の住む地面近くに落ちてくることをフミゲーション (fumigation) と呼ぶ。市川 (2011) によると、フミゲーションには 2 つのタイプがある。第一のタイプは、いわゆる逆転層に関係する。夜間、放射冷却によって逆転層が発達すると、逆転層の中の排ガスはあまり拡散しないため、濃度は高いままになる。夜が明け太陽が昇ると、地面近くが暖かくなって逆転層が崩壊し、対流により混合が盛んになる。やがて混合の盛んな領域が排ガスの位置まで達すると、上空から濃い排ガスが一気に地面近くに落ちてくる。第二のタイプは、熱的な内部境界層によるフミゲーションである。例えば、海風が吹いているとき、日射によって海岸線から対流、混合の盛んな領域が発達する。これを熱的な内部境界層と呼ぶ。日本では海岸に大きな工場などがあって、高い煙突が建っている場合が多い。海岸の高い煙突からの排ガスは、煙突から出た段階では乱れの小さな海風の影響を受ける。つまり、あまり拡散しないので濃い排ガスのままである。そして、濃い排ガスが内部境界層の中に入ると、そこは混合が盛んな領域であるため、この場合も一気に地面近くに落ちてきて大気汚染を引き起こす。

参考文献

- 市川陽一 2011. 大気拡散と環境アセスメント, 龍谷大学理工ジャーナル, 22-1/4.
<https://www.rikou.ryukoku.ac.jp/images/journal58/RJ58-04.PDF>
- 上田佳代ほか 2016. 大気中微小粒子状物質の長期曝露が死亡に及ぼす影響—疫学研究における曝露と健康影響の評価に関する系統的レビューとメタ解析—, 大気環境学会誌, 第51巻第6号, p.245-256.
https://www.jstage.jst.go.jp/article/taiki/51/6/51_245/_pdf
- 後藤隆雄 2016. 我が国の石炭火力発電所の大増設はハイリスク, 安全工学, Vol.55, No.1, p.64-68.
https://www.jstage.jst.go.jp/article/safety/55/1/55_64/_article/-char/ja
- JICA 専門家チーム 2013. 大気汚染物質拡散シミュレーションモデルの活用, 2013/10/22.
http://open_jicareport.jica.go.jp/pdf/12249827_03.pdf
- ミルヴィエルト, ラウリ 2016. 新規石炭火力発電所による大気環境および健康への影響～東京・千葉エリアと大阪・兵庫エリアのケーススタディ～.
http://www.kiconet.org/wp/wp-content/uploads/2016/05/Japan-case-study_JP_final4.pdf
- AMAP/UNEP. 2015. Global Mercury Modelling: Update of Modelling Results in the Global Mercury Assessment 2013. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.
- Anenberg SC et al. 2010. An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. Environ. Health Perspect. 2010, 118 (9), 1189. <https://ehp.niehs.nih.gov/0901220/>
- Dadvand et al. 2013. Maternal Exposure to Particulate Air Pollution and Term Birth Weight: A Multi-Country Evaluation of Effect and Heterogeneity, Environmental Health Perspectives.
<http://ehp.niehs.nih.gov/pdf-files/2013/Feb/ehp.1205575.pdf>
- Di et al. 2017. Air Pollution and Mortality in the Medicare Population, The New England Journal of Medicine, Vol. 376, No.26, pp.2513-2522, June 29, 2017.
<http://www.nejm.org/doi/full/10.1056/NEJMoa1702747>
- Goto et al. 2017. Estimation of excess mortality due to long-term exposure to PM_{2.5} in Japan using a high-resolution model for present and future scenarios, Atmospheric Environment, Volume 140, September 2016, Pages 320-332.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.015>

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231016304484>

Kopplitz et al. 2017. Burden of Disease from Rising Coal-Fired Power Plant Emissions in Southeast Asia. Environmental Science & Technology.

<http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b03731>

Krewski et al. 2009. Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. Health Effects Institute.
<https://www.healtheffects.org/system/files/Krewski140.pdf>

Mehta et al. 2011. Ambient particulate air pollution and acute lower respiratory infections: a systematic review and implications for estimating the global burden of disease. Air Qual. Atmos. Health. DOI 10.1007/s11869-011-0146-3.

Mills et al. 2016. Distinguishing the associations between daily mortality and hospital admissions and nitrogen dioxide from those of particulate matter: a systematic review and meta-analysis. BMJ Open 6:e010751.
<http://dx.doi.org/10.1136/bmjopen-2015-010751>

Lancet 2017. The Lancet Countdown on health and climate change: from 25 years of inaction to a global transformation for public health.
[http://www.thelancet.com/pdfs/journals/lancet/PIIS0140-6736\(17\)32464-9.pdf](http://www.thelancet.com/pdfs/journals/lancet/PIIS0140-6736(17)32464-9.pdf)

Stamper Vicki et al. 2012. Poisoning the Great Lakes: Mercury Emissions from Coal-fired Power Plants in the Great Lakes Region, NRDC, June 2012.
<https://www.nrdc.org/sites/default/files/poisoning-the-great-lakes.pdf>

Swain et al. 1992. Increasing rates of atmospheric mercury deposition in mid-continental North America. Science 257: 784–787.

WHO 2013. Health risks of air pollution in Europe-HRAPIE project.
http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf?ua=1

WHO 2015. Global Health Estimates, Estimates for 2000–2015.
http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/en/