

本資料は 年 月 日付けで登録区分、

変更する。

01.10.4

[技術情報室]

リスク評価手法を用いた環境影響評価に関する調査研究 (I)

(動力炉・核燃料開発事業団 委託研究成果報告書)

1997年3月

財団法人 原子力安全研究協会

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:
Technical Cooperation Section,
Technology Management Division,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-1184
Japan

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)

この資料は、動燃事業団社内における検討を目的とする社内資料です。ついては、複製、転載、引用等を行わないよう、また第三者への開示又は内容漏洩がないよう管理して下さい。また、今回の開示目的以外のことには使用しないよう注意して下さい

本資料についての問い合わせは下記に願います。

〒107 東京都港区赤坂1-9-13
動力炉・核燃料開発事業団
技術協力部 技術管理室



リスク評価手法を用いた環境影響評価に関する調査研究(I)

松本 史朗※

要 旨

本調査研究の目的は、個々の施設の安全性にのみ着目した環境影響評価ではなく、核燃料サイクル全体を通しての地球規模での環境影響評価を行うための手法等の検討を行い、他のエネルギー源に係る環境影響との相対的評価手法の基礎を確立することである。

このため本年度は上記目的達成のための第一段階として以下の調査を行った。

- (1)各種エネルギー源に係るリスクプロセス、リスクソース等の調査研究
各種発電エネルギーに伴うリスク、既存の核燃料サイクルに関するリスクーベネフィット研究、事故影響評価の手順について調査を行った。
- (2)リスク評価手法に関する調査研究
大気拡散のモデル化と濃度評価事例、放射性核種の大気中での移行について調査を行った。
- (3)一般公衆のリスク認知に係る社会科学的評価手法に関する調査研究
リスク認識、リスク受容に関する討論を行った。
- (4)各種エネルギー源へのライフサイクルアセスメント手法適用に関する調査研究
ライフサイクルアセスメント評価事例について調査を行った。

本報告書は、(財)原子力安全研究協会が動力炉・核燃料開発事業団の委託により実施した研究の成果である。

契約番号 080D0265

事業団担当者 浅野 智宏(本社 安全部安全管理課主査)
片桐 裕実(東海事業所 安全管理部環境安全課課長代理)
森田 重光(東海事業所 安全管理部環境安全課副主任研究員)

※環境安全総合評価専門委員会委員長(埼玉大学教授)



OFFICIAL USE ONLY

PNC ^IJ1533 97-002

March 1997

Investigation and research on the environmental impact assessment
using the risk evaluation technique(I)

Shiro Matsumoto ※

Abstract

The purpose of this research is that it examines techniques for carrying out not environmental impact assessment which noticed only the safety of facilities here but environmental impact assessment at a global scale throughout the whole nuclear fuel cycle, etc. and establishes the base of the relative evaluation technique with the environmental effect which concerns other energy source.

The following items have been studied in this year.

- (1) Investigation research of risk processes and risk sources which concern the energy source variously, etc..
- (2) Investigation research on the risk evaluation technique.
- (3) Investigation research on the socioscientific evaluation technique which concerns the risk recognition of the general public.
- (4) Investigation and research on the life cycle assessment technique application to the energy source variously.

Work performed by Nuclear Safety Research Association under contract with Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation.

PNC Liaison: Tomohiro Asano, Safety Division, Head Office.

Hiromi Katagiri, Health and Safety Division, Tokai Works.

Shigemitsu Morita, Health and Safety Division, Tokai Works.

※ Chairman of Expert Committee on Approaches of Environmental Safety Evaluation for Radioactive Effluents. (Saitama University)

環境安全総合評価専門委員会

委員構成

平成9年3月現在

(敬称略，五十音順)

委員長	松本 史朗	埼玉大学工学部教授
委員	市川 陽一	(財)電力中央研究所狛江研究所 大気科学部上席研究員
”	稲葉 敦	資源環境技術総合研究所 エネルギー資源部燃料物性研究室長
”	大橋 弘士	北海道大学大学院工学研究科量子エネルギー工学専攻教授
”	大原 利眞	(財)計量計画研究所環境資源研究室主任研究員
”	小佐古敏荘	東京大学原子力研究総合センター助教授
”	杉浦 紳之	東京大学原子力研究総合センター助手
”	鈴木 正昭	東京工業大学原子炉工学研究所助教授
”	福井 正美	京都大学原子炉実験所助手
”	本間 俊充	日本原子力研究所東海研究所 環境安全研究部環境影響解析研究室副主任研究員
”	保田 浩志	放射線医学総合研究所第3研究グループ 第3サブグループ研究員

目 次

まえがき	1
第1章 各種のエネルギー源に係るリスクプロセス, リスクソース等の調査研究	3
1.1 はじめに	3
1.2 各種発電エネルギーに伴うリスク	3
1.3 核燃料サイクルに関するリスク-ベネフィットについてのレビュー	11
1.3.1 Environmental Costs of Electricity	11
1.3.2 Social Costs of Energy Consumption	13
1.3.3 Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity	15
1.3.4 Abschätzung der Schaden durch einen sogenannten Super-GAU	16
1.3.5 Broad Economic Impact of Nuclear Power	18
1.3.6 Ontario Hydro's Study	19
1.3.7 CEPNによるECの原子力研究の最新の結果	21
1.3.8 まとめ	22
1.4 事故影響評価の手順	33
1.4.1 はじめに	33
1.4.2 PSAの手順	33
1.4.3 レベル3 PSA	34
第2章 リスク評価手法に関する調査研究	46
2.1 外部性評価における大気拡散のモデル化と濃度評価事例	46
2.1.1 電気事業から排出される一次汚染物質の大気拡散のモデル化: 石炭火力	46
2.1.2 石炭火力の煙突から80km以遠の大気汚染物質の濃度評価	49
2.1.3 考察	51

2.2	放射性核種の大気中での移行	56
第3章 各種エネルギー源へのライフサイクルアセスメント手法適用に		
	関する調査研究	63
3.1	ライフサイクルアセスメント手法による環境への影響評価	63
3.1.1	はじめに	63
3.1.2	手法の概念	63
3.1.3	冷蔵庫のライフサイクルインベントリー分析について	64
3.1.4	LCAにおける環境影響評価(Impact assessment)手法について	65
3.1.5	まとめ	67
3.2	温暖化対策技術のコスト評価	71
3.2.1	はじめに	71
3.2.2	脱硫/脱硝とCO ₂ 回収のコスト比較	71
3.2.3	ライフサイクルからの温暖化分析	73
3.2.4	まとめ	74
	あとがき	79

諸表リスト

- 表1.3.1 Expected damages associated with nuclear power generation, estimated by Pace
- 表1.3.2 Possible variations of important parameters
- 表1.3.3 DeLuchi's estimates of CO₂-equivalent emissions of greenhouse gases from nuclear power plants and upstream processes in g/kWh delivered to end user
- 表1.3.4 DeLuchi's estimates of total CO₂-equivalent emissions for the nuclear fuel cycle in g/kWh delivered to end user
- 表1.3.5 Estimated fatality rates per year for routine operations in the nuclear fuel cycle
- 表1.3.6 Nuclear fuel cycle: annual radiological health effects
- 表1.3.7 Nuclear fuel cycle radiological health & property externality costs (1992 cents/kWh-Can)
- 表1.3.8 External costs by station Dollars per tonne(\$1992-Can)
- 表1.3.9 Nuclear station radiological and fossil external environmental costs (1992 cents/kWh-\$Can)
- 表1.4.1 米国原子炉安全性研究(WASH-1400)で用いられたソースタームの例
- 表1.4.2 気象ピンの例
- 表2.1.1 南東サイトに対するモデルの予測結果 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- 表2.1.2 南西サイトに対するモデルの予測結果 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- 表2.2.1 Annual airborne radionuclide releases for 36 W-PWRs(1988 data)
- 表3.1.1 環境負荷項目別指数の算出方法
- 表3.1.2 Eco-indicator 95における低減係数

諸図リスト

- 図1.4.1 原子力発電所の確率論的安全評価(PSA)の手順と得られる情報
- 図1.4.2 OSCAARコードシステムの構成
- 図1.4.3 Frequency distribution for early fatalities and latent-cancer fatalities
- 図1.4.4 流跡線パフモデル
- 図2.1.1 拡散モデルにおけるキーホール効果
- 図2.1.2 濃度計算結果(南東サイト)
- 図2.1.3 濃度計算結果(南西サイト)
- 図3.1.1 LCAの概念図
- 図3.1.2 Eco-Indicator 95による環境影響評価の概念図
- 図3.2.1 発電効率と発電コストの変化
- 図3.2.2 発電システムの温暖化影響
- 図3.2.3 温暖化抑制コストの比較

まえがき

核燃料サイクル諸施設から放出される放射性物質の環境へ与える影響に関する研究については、原子力安全委員会においてとりまとめられている環境放射能安全研究年次計画に示されるように、環境・線量研究、生物影響研究、内部被ばく研究、安全評価研究等の各分野ごとに各研究機関が独立する形で実施され、それぞれの分野において研究の成果が蓄積されている。しかし、これらの研究は、核燃料再処理、廃棄物の処理・処分等、個々のプロジェクト中での局地的な評価が主なものである。しかしながら、昨今のプルトニウム利用をめぐる国内外の関心の高まり、さらには原子力はもとより自然環境汚染に関しても広域的な酸性雨問題やフロン、炭酸ガスの地球温暖化現象等の生態系も含めた地球規模での環境問題に対する意識が高まる等、核燃料サイクル全体を取り巻く社会情勢が大きく変わりつつある。

これらの背景を考慮し、これまで実施されてきたような個々の施設の安全性のみ着目した環境影響評価ではなく、他のエネルギー源に係る環境影響との相対的評価手法を含めた調査研究をすることは意義あることである。

このような観点から本調査研究では以下の項目について基礎的検討を行った。

- ①各種のエネルギー源に係るリスクプロセス、リスクソース等の調査研究
- ②リスク評価手法に関する調査研究
- ③一般公衆のリスク認知に係る社会科学的評価手法に関する調査研究
- ④各種エネルギー源へのライフサイクルアセスメント手法適用に関する調査研究

第1章では、各種エネルギー源に係るリスクプロセス、リスクソース等の調査研究として、これまで行われてきた検討を含め各種発電エネルギーに伴うリスク、既存の核燃料サイクルに関するリスクーベネフィット研究、事故影響評価の手順について調査を行った。

第2章では、リスク評価手法に関する調査研究について、集団の健康影響評価を行うために各種エネルギー源の各プロセスを通じて放出された物質の環境移行評価手法に関する調査として、大気拡散のモデル化と濃度評価事例、放射性核種の大気中での

移行について調査を行った。

第3章では、各種エネルギー源へのライフサイクルアセスメント手法適用に関する調査研究として、ライフサイクルアセスメント手法による環境への影響評価および温暖化対策技術のコスト評価について調査を行った。

なお、一般公衆のリスク認知に係る社会科学的評価手法に関する調査研究については、委員会内部の認識の統一を図るために一般的なリスクの認識、リスクの受容に関する討論を行った。討論内容の概要をあとがきに示す。

1.1 はじめに

まず、各種エネルギー源が潜在的に持っているリスクについてこれまでの検討を基に再整理を行った。そして今年度は、核燃料サイクルについての外部性についての検討が行われている欧米の文献のレビューを行った。また、事故時評価の取扱いに関してP S A影響評価の検討を行った。

1.2 各種発電エネルギーに伴うリスク

各種発電システム(石炭、ガス、原子力、経常資源(renewable energy))の持っているリスクに焦点をあてて論じる。ここでいう「リスク」は、科学的な「損害の頻度と損害レベルの積」という意味だけでなく、損害を被る危険、すなわち「チャンス(利益を得る可能性)」の反語として定義する。

(1)石炭火力発電のリスクについて

石炭の燃焼は、古典的な有害物質である SO_2 、 NO_x 、ダスト、揮発性有機化合物(VOC:volatile organic compounds)の放出をもたらす。電力産業はその放出源として大きな割合を占めている。

SO_2 は酸性雨の原因物質であり、環境を酸性化させるだけでなく、建造物を浸食する。 NO_x は生物に有害なオゾンの形成に関与する。ダストは重金属の大気中輸送を促す。これらの大気汚染物質は我々の呼吸器、心臓・循環器系の病気にも関与し、死亡原因の20~50%が大気汚染物質に由来するとの報告もある。

これらの有害物質の放出低減のための対策としては、排出口での処理が有効である。旧西ドイツの研究によれば、脱硫装置や脱硝装置を付けることにより、過去10年間で SO_2 の放出を10%、 NO_x を25%低減するのに成功している。また、米国では、1990年に採択されたClean Air Actで SO_2 放出の半減が要求されていることもあって、石炭硫黄の3分の2を除去できるガス洗浄装置が開発されている。

固形燃料としての石炭は環境汚染をもたらす原因として非常に問題の多いエネルギ

一源であり、クリーンな石炭利用技術の開発なくしては、石炭によるエネルギー安定供給と環境保護の両立は難しい。エネルギー効率を上げることで汚染物質の放出量は低減したり、ガス化により燃焼前に粉塵や硫黄を取り除く工夫等が必要である。

石炭は、燃焼だけでなく、石炭の採掘・輸送、廃物処理も別種のリスクをもたらす。露天掘りの採掘は、景観を変え、場合によっては住民が立ち退きを余儀なくされる。この場合、金銭的な補償や再整地が行われることになる。しかし、最も大きなリスクは、石炭の採掘にあたっている作業者のリスクであり、ヨーロッパだけでも、ピットでの災害によって過去30年間で50人以上が死亡している。また、通常の石炭生産においても、珪肺による死亡あるいは病気のリスクが大きい。

石炭ではその輸送に伴うリスクも無視できない。1 TWhの電力を生産するのに、320,000tの石炭が消費される。ちなみに同じ電力を生産するのに、石油では220,000t、天然ガスでは270,000t、バイオマスでは1,000,000t、ウランでは22tが必要である。

石炭を燃やすことで、灰やスラグが生じる。脱硫や脱硝により生じる残さも加わる。その量と毒性は深刻な問題となり得る。それらは地中や池に捨てられることになるが、重金属や灰が溶出する危険性がある。1966年イギリスのAberfanにおける廃物処分場の地崩れでは、子供50人を含む144人が死亡した。

炭素含有量の多い石炭は他の燃料に比べてCO₂の排出源になりやすい。二酸化炭素は最大の温室効果ガス(寄与50%)であるが、その半分は電力生産に伴うものである。将来のエネルギー需要を満たすために石炭を燃やせば、CO₂の排出量とその影響は大きくなるだろう。ただし、熱利用型発電所のエネルギー変換効率を上げることで若干の埋め合わせが可能である。温室効果については議論の余地があるが、海面上昇に伴う浸水によって耕地の喪失(による栄養不足や飢餓)や伝染病が広がると予想しているケースもある。

(2) 石油および天然ガスのリスクについて

液状あるいはガス状の炭化水素の燃焼は、少量のSO₂、NO_x、CO₂を放出するが、通常運転時の環境影響は石炭と比較して小さい。しかし、燃料サイクルに伴う有害性が問題である。

石油のリスクは、火災、海底油田、輸送中のタンカーの衝突等に関連した事故によって現れる。1980年から1990年にかけて、毎年300,000～450,000tの原油が海洋に流出したと見積もられている。メキシコでは、1992年に227人がガソリンの爆発で死亡している。イギリス保健安全行政部では、1978年から1981年にかけて、Canvey島で石油化合物に関するリスクアセスメントを実施し、安全基準の改善に役立てている。

メタン(CH_4)は、天然ガスの主成分であるが、重要な温室効果ガスでもある。メタン1分子の温室効果は CO_2 の約20倍である。その環境放出に関して、ロシアの生産・輸送システムから漏出しているメタンの量が問題となっている。

いくつかの天然ガス爆発事故により、過去20年間に数百人が死亡している。ロシアのチェリアピンスクでは、パイプラインから漏れ出た天然ガスに付近を走行中の電車が発した火花が引火し、607人が死亡した。天然ガスの輸送量は増加を続けており、幸い大事故はまだ起こっていないが、石油の場合と同様に停泊しているガス輸送船やメタン供給中の施設のリスクは大きいと考えられる。

(3)原子力(核燃料サイクル)のリスクについて

原子力ほど徹底的にリスクが調べられ議論されているエネルギー源はない。しかし、数多く行われたアセスメントの報告は、科学技術の専門家と公衆の意見に明らかなギャップがあることを示している。

原子力施設から放出される放射性物質の量はきわめて少ない。その放出がもたらす被ばく量は通常自然放射線の0.1～1%であり、ブラジル、フランス、インド、スイスなどのある地域では、自然放射線による被ばくははるかに高くなる。

200mSvを超えるような高い線量で得られた結果を外挿して閾値のない線量-効果関係を仮定したとしても、原子力施設の通常運転が及ぼす健康影響はごく小さいと考えられ、原子力施設から放出されているわずかな放射線量で白血病の発生率が上昇するとは考えられない。また、作業者についても、ALARAの原則に従うことにより、被ばくは低く保つことができると考えられる。

しかし、原子力発電の大きな問題とみなされているのは、その確率は低いものの、重大な事故において多量の放射性物質が環境に放出される可能性がゼロではないこと

である。多くの人々はゼロより大きな確率は認めない傾向がある。

旧ソビエト型の原子炉は、素材、火災対策、必要な付属装置、制御システム、密閉性等が不十分な状態のままである。特にRBMK型の原子炉は欧米型に改良する必要があるとは分かっているが、コストの問題からその実現は困難な状況にある。

1986年のチェルノブイリ事故は、IAEAの尺度で最も深刻な「大事故」に分類される。今後、放射性物質の環境放出を伴うこれ以上の大事故が起こるとは考えにくい。

チェルノブイリ事故後のアセスメントはまだ不完全である。避難した人は200,000人にのぼるが、その妥当性には疑問が残る。広大な面積の土地が汚染され、いまだに居住や耕作が行われていない現状である。高汚染地域では、子供の甲状腺がんが増加しているとの報告もある。情報の不足や当局への不信感や恐れは、心理学的な悪影響をもたらしている。

チェルノブイリ事故の悲劇の一部は、地方あるいは旧ソ連政府の対応のまずさに起因した。このことは、前もってリスクを監視しておく必要性を示唆している。この必要性はどのエネルギー源にもいえることである。

核燃料サイクルのリスクは、やはり放射能である。

ウラン採掘のリスクは石炭と同様であるが、石炭と違って廃物（鉍滓）が放射能を含んでいるので、それらを注意深く隔離することが肝要ある。旧東ドイツには、ロシアが軍事目的でウランを採掘し放置した跡があり、「負の遺産」となっている。

前述したように、他のエネルギー源に比べて原子力では単位発電量あたりに必要な燃料(ウラン)の量が格段に少なく、輸送のコスト面における原子力エネルギーの有利さは際だっている。また、ウラン鉍石には、強い透過能力を持つ放射線を出す核種はないので、輸送に伴うリスクも問題にならない。使用済核燃料の輸送も、国際安全基準を満たしているならば、特に問題はないと考えられる。再処理の結果濃縮された純酸化プルトニウムに関しては注意が必要だが、厳密な安全基準の下で管理されている。

廃棄物処理処分については多くの議論がある。1,000MWの原子力発電所は、25～30tの放射性物質を生じる。この量は、一般・産業廃棄物に比べるとわずかである。再処理を行えば、プルトニウムがリサイクルされ、長半減期核種の量は減少する。また、

核兵器へ使用される潜在リスクも下げることができる。ただし、再処理プロセスには、液体廃棄物の量が増加すること、その輸送に伴うリスクやプルトニウムを使用すること自体のリスクが存在する。

原子力施設のリスクは確実に把握することができている。再処理施設からの廃液量は制御され、ろ過や希釈が行われている。地中処分においては、放射性廃棄物を10,000年隔離しておくことが技術的に可能で、1,000年後には処分場の放射能レベルは天然のウラン鉱山と同程度のレベルになるように工夫されている。

他のリスクと違い、原子力のリスクは、発電所を解体すれば消えるわけではない。残存している燃料は抜き取って処分せねばならないし、機械類や建物は放射性物質で汚染あるいは放射化されている。解体作業は、作業員や公衆が放射性物質に過度に被ばくしないよう注意深く行う必要がある。

(4) 経常資源のリスクについて

経常資源は「ソフト」な印象を与える。多くの人々は、これらが環境にやさしく低リスクであると考えており、その評価は非常に共通している。しかし、発展途上国の森林伐採問題が示しているように、これらのエネルギー源も決して環境にやさしいとはいえない。

情報と経験の不足から、これらの経常資源に対するアセスメントは困難な状況にある。実際に発電が行われるようにならないと、正確な影響は評価できないだろう。明らかなのは、太陽光・風力・水力では、燃焼に伴う放出はないことである。また、エネルギー密度・生産規模が小さいので、長期かつ広域的な悪影響は避けられるだろう。バイオマスを除けば、燃料サイクルの必要性もない。問題は、その設備に広い土地面積や資材を必要とすることである。その結果、その設備の建設や資材の輸送に伴うリスクが大きくなる。そのリスクは、公衆よりも作業員が被る。

河川を利用した水力発電は、局地的な自然生態系、景観、地下水等に影響を及ぼす。ダムを利用した水力発電は、谷間の土地とそこに住む人々の移住を必要とする。貯水池周辺では寄生性・水媒介性の疾病が増加する可能性がある。通常、これらのリスクは、各プロジェクトのベネフィットとの比較によって評価される。

ダムの決壊はしばしば起こっている。その結果として、これまで数千人が死亡し、浸水や掃流で耕作土壌が失われた。先進国では、ここ20年間そうした事故は減少しており、より安全で大型のダムが開発されている。ただし、ダム建設時の事故や地滑りのリスクは依然として存在する。

木材や炭、下水汚泥から出るガス等のバイオマスは、現在電力源として注目されているが、燃焼に伴って発生する物質の多さに問題がある。バイオマス自身のエネルギー密度は小さいため、その燃焼に伴って生成・放出される物質は多い。燃焼後の廃棄物には、ダイオキシン等の発ガン性・毒性の物質が含まれている。したがって、放出基準を満たすために、燃焼設備には高い燃焼温度と集塵効率の高いフィルターが要求される。燃焼後の灰に含まれる有害物質や重金属は、漏出して地下水汚染を引き起こす可能性があることに注意を要する。

早生の植物をエネルギー源として栽培する場合は、単種栽培、肥料、農薬等の影響について考慮しておく必要がある。

風力の利用は最もリスクが小さいように見えるが、風力施設の立地場所を決める上では騒音が大きな問題となる。また、鳥への影響も検討を要する。翼がからまったりすることが事故につながるからである。全体のリスクバランスには、輸送や設置にかかるリスクが最も大きく寄与する。

太陽光で発電する方式には、集熱型と光発電型の2つのタイプがあり、両者のリスクは異なる。太陽熱を利用する装置は既に農業用に市販されている。この場合、熱伝達に用いる内部オイルの漏出に伴う火災のリスクが考えられる。ナトリウムで冷却するタイプでも同様の火災リスクがある。光発電型は、エネルギー変換効率が低く、その装置の製造にかかる問題が最も大きい。非常に広い面積の光発電装置を用いれば、アルベドを変化させ、局地的な天候に影響を与える恐れがある。

太陽電池の原料であるシリコン(ケイ素)は、環境にやさしい物質である。しかし、その加工プロセスにおいて、毒性の高いフッ化ケイ酸が生じる。また、セルの作製段階では多くの有害ガスが使用される。新しい素材として注目されているガリウム-ヒ素や硫酸カドミウムは、天然にはほとんど存在しない物質であり、環境影響が懸念さ

れる。また、太陽光発電用のセルは故障して火災を起こす危険がある。

太陽電池やその他の施設廃棄物の処理・処分については、明確な解決方法が確立していない。有機炭化水素化合物による地下水汚染も考えられる。それらのリスクは、注意深く処理またはリサイクルすることにより低減できる。

これらの問題は大量のエネルギー生産を太陽光発電に頼った場合に生じる。

(5) 比較(Comparisons)

個々のエネルギー源のリスクを比較する試みは数多く為されている。パイオニア的なくつかの研究では、理解しやすい手法で健康リスクを比較している。

しかし、異なる種類の影響を比較するための説得力のある方法はまだ確立されていない。その原因は、アセスメント方法に関する問題と共通のリスク評価基準(risk yardstick)の欠如である。意見が一致している点は、年間発電量等のベネフィットがはっきりした完全なシステム同士でなければ比較は難しいということである。

ほとんどの研究者は、温室効果を考慮しない場合でも、石炭および石油の使用が最も健康リスクが大きく、天然ガス、原子力および風力は小さいと考えている。太陽光発電はその中間に位置する。

一般的結論にはいたっていないが、エネルギー源の最適な配置(allocation)が必要なことは疑いの余地がない。それぞれの状況に応じて、代替エネルギーを確保しつつ、より悪影響の少ないような選択を行うことが肝要である。

最大限の知恵を絞って影響評価を行うことが望まれる。あるリスクを低減するために選択した対策が別のリスクを増加させていたのでは意味がない。総合的によりリスクの小さい方を選ぶべきで、ある技術がもたらすリスクは、その活用によって低減されるリスクを差し引いて評価するべきである。例えば、CO₂やSO₂、NO_xなどの放出を伴わない原子力発電は、気候変動のリスクを低減できるという点で、もっと高く評価され得る。

経済的側面も無視することはできない。最も小さなコストで悪影響を低減する努力(eco-efficiency)が必要である。

(6)まとめ

すべてのエネルギー源にはマイナス面がある。そのマイナス面は技術の改良によりある程度低減されるが、リスクはゼロにはならない。エネルギー源のベストバランスを達成するには、総合的なリスクを最小化するための戦略が必要である。

エネルギーを使用する側のリスクも必ず存在する。また、そのリスクは明らかに増加している。エネルギーの密度を上げれば、使用する物質の量は減るが、代わりに潜在的な事故の危険が増加する。ただし、その潜在リスクの評価基準ははっきりしたものではない。

いったん認識されたリスクは絶えず低下している。エネルギー技術の効率は大きく向上しており、有害物質の放出量も下がってきている。

エネルギー源に関連したリスクを評価する際には、そのベネフィットも考慮の対象とすべきである。また、コスト(外部コストを含む)のバランスも重要である。リスクを受けている個人あるいは公衆は通常ベネフィットも得ている。リスク解析はコスト-ベネフィット解析の一部として位置づけるのが適当であろう。

アセスメントを完全なものにするためには、(推測の範囲ではあるが)何の行動もとらなかった場合のリスクを評価することも必要である。

[参考文献]

Grawe, J.: Outlook for Risks by Energy Sources, In: Power generation choices - Costs, risks and externalities -, OECD Nuclear Energy Agency, Washington (1993), pp. 305-330.

1.3 核燃料サイクルに関するリスクーベネフィットについてのレビュー

今年度においては、基礎的な調査として核燃料サイクルに関し、外部コストを含めたリスクーベネフィットについての欧米での研究についてレビューを行った。検討した文献は、Environmental Costs of Electricity; Pace University(1990), Social Costs of Energy Consumption; Olav Hohmeyer(1988), Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity; M. A. DeLuchi(1991), Abschätzung der Schaden durch einen sogenannten Super-GAU; Ewars and Rennings, Broad Economic Impact of Nuclear Power; Nuclear Energy Agency(1992), Ontario Hydro's Study; Ontario Hydro(1993), およびCEPNによるECにおける核燃料サイクルに関する研究である。以下に各研究の概要を述べる。

1.3.1 Environmental Costs of Electricity

Environmental Costs of Electricityでは、環境の外部性に対する金銭的なコストを与える方法論に関する文献をレビューし、これらの方法論を適用した研究の結果を示すことを目的としている。この研究における評価は、それ以前の彼等の研究から引き出されてきている。あるインパクトに対する経済的評価に関する情報が欠落していると、これらのインパクトは経済的損失の計算から除外されてしまう。ここでは損失と外部コストを区別していない。それらの解析研究に基づいてみると、必ずしも外部コストを評価したのではないけれども、損失として評価してきたものと考えられる。

この研究では原子力施設の通常運転に伴う事故と同様に、炉の苛酷事故に関連する損失を調査している。ここでは健康へのインパクトと財産の損失の両方が議論されている。公衆に生ずる外部コスト(すなわち、財産の損失と野生生物に掛かるコスト)もまた議論されている。いくらか放射性のある水の流出、機器の故障とかそのようなものも含めた、ルーチン的ではない操作もまた取り扱われている。また、炉の事故確率、健康のコストと財産の損失の立場から、事故の損失を議論している。炉の苛酷事故の確率に関連した損失は核燃料サイクルの全損失の主要な部分からなっている。デコミッショニングと廃棄物処理コストは重要ではあるが、はるかに小さな部分しか効いて

いない。

人の健康への損失のために引き出される評価は、早死に当たり400万ドル、主要な病気当たり40万ドルとあって良い。ここでの線量応答関数は100~300remの範囲で線形であるように見える。すなわち、ガンになる確率は放射線量と線形の関係で増加する。

健康影響は即発性コストと晩発性コストに分けられる。即発的な傷害は放射線でない事故に起因し、一方晩発性の傷害はガンによって引き起こされる。ここではこれらの全ての職業人の傷害は晩発性傷害で2重にカウントされてしまう死に発展するかどうかは明らかではないとしている。

職業人の即発性死亡率はShuman and Cavanagh(1982), Cohen and Prichard(1979)の数字を使って導き出されている。しかし、これらの研究の全ての基礎的なデータは古く、そのどれもが動力炉プラントの老朽化のために起こる職業人の傷害と死の今後の水準を反映するものではないと述べている。職業人の晩発性健康影響の結果はBonneville Power Authority, Shuman and CavanaghとSpanglerによって成された研究を用いて導き出されている。

原子力事故による健康コストはU. S. DOEの情報とチェルノブイリ事故のデータを使って評価された。財産の損失はまたチェルノブイリデータとHeising and George(1986)とShuman and Cavanagh(1982)を用いて評価された。

デコミッショニングからのコストは、異なるデコミッショニングの方法と異なる炉のサイズに対して得られた評価値を用いて導き出された。ここではこれらのコスト、これは1986年のために導き出されたものであるが、デコミッショニングコストの年々の上昇のためはかなり控えめの値であると述べている。

表1.3.1は上で議論された各々の段階に対してこの研究によって評価された損失をまとめたものである。全ての数字はcents/kWhで表されている。解析は全核燃料サイクルを完全に吟味したものではない点に注意することが重要である。他と同様にフロントエンドのサイクルコストは意図的に除外されている。除外されているコストは、採鉱事故によるコスト、ルーチン運転によるもの、核廃棄物の処分によるコスト、野生生物にからむコスト、熱汚染損失に起因するコストと財産の損失のコストである。研究

や情報が欠如したものもあり、すべてが見積もられているわけではなく、また議論されているわけでもない。それゆえ、全損失を正確に見積もるためには、さらなる研究が必要である。そのような制限があるにもかかわらず、本研究では議論の余地があるものの、電気的环境コストに一つの道を設定した例として位置づけられている。核燃料サイクルからの主な影響は、原子炉の苛酷事故の結果として起こる公衆への低レベルの放射線量に起因する不運な出来事によるものが大きいことを述べている。

上で述べたように、その計算において、米国の原子炉の損失の計算の基礎としてチェルノブイリからの放射能放出値を使っている。チェルノブイリ炉は格納容器をもっていないが、現存の(今後も)米国の炉には格納容器がある。このようにこの研究は、格納容器の破損で引き起こる放射性物質の破滅的な放出の頻度と、炉心溶融の頻度を同等に扱っている。しかしながら、これら2つの事象は2つの異なった事象である。もし格納容器が考慮されるなら、ここで仮定したタイプの放出の事故確率は、見積もった頻度の1/300になり得る。死亡率や疾病率に対する見積もりは米国の既存の炉に適用するためには(ファクター300ほど)大きすぎるであろう。

デコミッショニングのコスト評価もまた10倍ほど大きい。というのは、ここで使っている外挿の方法が不適當だからである。さらに、公益会社によって蓄えられる財源、消費者によって支払われる料金で内部化される財源は、デコミッショニングコストをカバーするには十分であるかも知れない。それゆえ、デコミッショニングの外部コストはゼロになりうる。

本報告は燃料サイクルの文献の中で重要なものの一つであるが、その数値が出発点であって外部性の決定的な評価値でないという点に注意する必要がある。

1.3.2 Social Costs of Energy Consumption

燃料サイクルベースの社会的コストを明るみに出すための最初の研究はHohmeyerによってなされた。彼の研究の目的は「エネルギーシステムの外部効果に初めてのシステムチックな評価を与えること」であった。研究の前提は、新しい、あるいは新しく使われうるエネルギー源(太陽光や風力)を使ったエネルギーシステムが、市場におい

て外部コストと便益の考慮が必要となるよりもはるかにゆっくりと普及しているという前提である。Hohmeyerはこの研究とは違うところから出発した。Hohmeyerは、ドイツ(西ドイツあるいは東ドイツ(この時まで統一されていない))の全損失を見積もっている。

Hohmeyerの損失の計算評価は原子力プラントの故障に集中しているので、それなりに、彼はそれらが恐らく原子力の潜在的な損失を過小評価していると信じている(1988)。解析には大きな炉心溶融事故の影響の定量化を行っており、原子力プラントのルーチン運転の影響については言及していない。これは通常操作による全健康影響の約30%という少ない評価になることを示している。

この解析で、Hohmeyerはその出発点として、チェルノブイリ事故からの人の健康への損失の見積もりを使っている。Hohmeyerは平均的な労働者の正味の国内生産は一人当たり50,000DM(ほぼ\$21,000)であることを仮定してスタートした。各々の労働者は40年の平均的な労働年数を持っており、ガンになる平均の不運のために、この労働年数の半分がロスとなる。不運でないガンは10年の労働年数のロスとなる。Hohmeyerはまた、各々のガン事象に対して50%の死亡率を仮定している。これらの仮定を使って、不運なガン事象は結果として1,000,000DM(\$420,000)のロスになる。一方、各々の不運でないガン事象は結果として500,000DM(\$210,000)のロスになる。

シリアスな原子力事故によるロスを決めるために、Hohmeyerは再度チェルノブイリのデータを使っている。2億4千万人レムの被ばくがチェルノブイリ事故の結果として仮定され、百万人レム当たり約200~3,700のガンが発生すると仮定されている(Bott, 1987)。これらの数はチェルノブイリ事故で影響を受けた全領域では48,000~888,000のガン発生を引き起こす。このうち西ドイツへの割り当ては、1,200万人レムと見積もられている。それゆえ、それに相当する数は西ドイツで2,400~45,000のガン発生である。チェルノブイリ事故で影響を受けた全領域に対しての健康の損失は150億ドルから2,800億ドルと見積もられている。西ドイツの領域に対しては7億6千万ドルから140億ドルである。

kWh当たりの損失を計算するために、平均の事故確率と年間の平均発電量に関する情

報が必要である。1,250MWの平均的なサイズの発電炉が年間6,000時間の運転時間を持つと仮定された。これは7.5TWh/年の発電量となる。この事故確率は1回の事故当たり2,000~20,000年の運転時間の幅を持っている。結果として起こる損失は0.01~1.9cents/kWhである。表1.3.2は原子力事故のような重要パラメータの変化やガン発生数の変化を示している。表は原子炉事故で予測される健康影響による生産性のロスに対する影響を示している。

Hohmeyerの研究は燃料サイクルの外部性の定量化への興味に火をつけた萌芽的な仕事である。

1.3.3 Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity

M. A. DeLuchiは、地球規模の気候の変化を引き起こす温室効果ガスに関して、様々なエネルギーオプションの影響を調べるのに役立つ目的で行った。研究は核燃料サイクルからの温室効果ガスの放出を含んでいる。ここでは他の放出、影響損失の評価はしていない。

この研究では西暦2000年に対して予想をし、そのために、様々な温室効果ガス、メタン(CH_4)、亜酸化窒素(N_2O)、メタン以外の有機化合物(NMOCs)、一酸化炭素(CO)、窒素酸化物(NO_x)、二酸化炭素(CO_2)の放出評価を展開する放出モデルと、様々なエネルギー源からのデータを用いている。これらの評価は、電力プラントの効率と他の要因についての仮定が異なる、いくつかのシナリオに対して展開されている。研究はまた、 CO_2 以外の放出に対しては同じ効果の CO_2 放出に換算することによって、各々の燃料サイクルの地球規模の温暖化への影響を比較できるようにしている。

備蓄の回復と燃料生産段階、採掘場から燃料生産施設への備蓄の輸送、燃料施設からエンドユーザーへの燃料の分配、そして施設のための材料の生産と組立などから、結果的に放出される量を考慮している。すなわち、各々の燃料サイクルにとって、研究は、そのサイクルを動かすのに使われるエネルギーを供給する燃料の回収、生産そ

して輸送からの放出を考慮している。

この研究の評価値は、核燃料サイクルの生産電力のkWhあたりの評価としてCO₂換算のグラム数で評価され、表1.3.3のように、研究の基礎シナリオに対して表で示される。表は燃料サイクルの上流プロセス(採鉱、輸送他)と発電段階の両者に対する放出量を並べている。おのおののCO₂以外のガスの見積もりは、百年の期間にわたって度・年(1度・年は1年間の摂氏1度の海面温度の上昇)で、同等の温暖化効果を持つCO₂放出に換算することによって導かれた。もともと、CO₂以外の等価放出は燃料サイクルの詳細な解析結果である。この解析は、ディーゼル燃料を使った非常用発電機と周囲のボイラーからの放出と同様に、核燃料サイクルの上流段階を動かす動力生産による放出を考慮している。CO₂以外のガスをCO₂へ換算するために、気候変化に関する政府間委員会(IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change)(Shine et. al. 1990)からのデータに基づく「等価係数」を使っている。

表1.3.4は各期間の核燃料サイクルの全CO₂等価放出量を示す。これらの全量はCO₂量と燃料サイクル中の発電操作を含めた全ての段階での他のガスのCO₂等価量を足し合わせて得られる。この報告の追加として、CO₂等価放出量を導く等価係数の有効性についての近年の不確かさに注意を払うことを念頭におくべきである。彼は当初から意図しているように、等価係数が20年、100年、500年の期間にわたって温室効果を具体的に表現できる必要はないと述べている。それゆえ、表1.3.4の20年、100年、500年にわたる放出は、温室効果ガスによる温暖化のために必要となる代替シナリオやそれについての仮定を反映する評価としてみなされるべきである。

1.3.4 Abschätzung der Schaden durch einen sogenannten Super-GAU

EwarsとRenningsは原子力のリスクの経済性を考察する論文を書いた。彼らの研究はドイツを対象とし、リファレンスとしてドイツの発電所を使ってドイツの人口密度を反映した健康影響について言及した。方法論は他の環境にも一般に適用できる広い集合的な評価法である。

彼らは核燃料サイクルの支配的な損失であるような発電プラントの健康影響に焦点

を当てている。物質の損失は健康の損失よりも2桁小さく評価されている。

健康の損失は率直な方法で評価される。彼らの以前の論文の一つに基礎をおいて、主たる仮定としてドイツにおける炉心溶融はチェルノブイリの2倍の放射性物質の放出が起こると仮定している。健康影響は放射性物質の放出によって起こり、ドイツの人口密度が高いためにチェルノブイリよりも7倍影響が大きいと評価された。

このように苛酷事故が与えられ、死亡率、疾病率はチェルノブイリの14倍と評価された。この評価は放出の条件次第であって、チェルノブイリが最低線として評価したPace(1990)の14倍にもなっている。

この放出の確率は、"Deutsche Risikostudio Kernkraftwerke" Phase B(ドイツ原子力発電所リスクの研究)によれば約33,000年に1回である。この確率は、Paceが使った確率(3,300年に1回)より1桁小さい。前述のEnvironmental Costs of Electricity(以下「Pace Report」)では苛酷事故確率についてのNRCの評価はチェルノブイリタイプの放出確率に同等とされていた。

また不運回避の経済的評価値として4万ドルを用いている。この値はPace Reportによっても使われ、Hohmeyerが使った値ともほぼ等しい。このように、原子力発電所からの健康損失の期待値はPace Reportと同オーダーの値を得ており、Hohmeyer報告の範囲内に入っている。

33,000年に1回の放出確率は、動力炉の緊急事態の影響を避ける判断は効果が無いであろうことを仮定している。上で引用した原子力発電プラントについてのドイツの研究はこれらの内部機器の緊急事態の判断はリスクを大幅に低減できると仮定している。これらから判断をすれば、炉心溶融の確率を250,000分の1にまで減少する。これに相当する健康損失の期待値は、同様に1桁小さくなる。

33,000年に1回の確率を最低線として用いて、彼らは以下のように結論している。「保険を通してこれらの損失を内部化することは不可能である。」というのは、保険会社は可能性のある損失—彼らが見積もった1兆マルクもの額—を全額保障できないからである。

彼らの方法論はHohmeyerと同様のものであり、広域にわたる、集団的なトップダウン

的なアプローチである。これによって得られる結果は上で述べたキーとなる仮定に支えられている。

1.3.5 Broad Economic Impact of Nuclear Power

OECD/NEAによる研究は現行の規制の枠の下での近代的な動力炉プラントに対して、それが壊滅的な大規模低確率の事故を考慮したとしても、可能性のある健康コストと環境コストは直接発生するコストに比べて小さいと結論している。研究はまた、雇用、所得の増加、エネルギー供給の保障を含む核燃料サイクルのあまたの便益を示唆している。これらの便益が外部性になるまで拡張すれば討論すべき問題となる。

この報告ではその環境と健康への影響に関する議論を、ルーチン運転に起因するものと原子炉事故にともなうリスクに起因するものとに分けた。ルーチン運転に起因する外部性の計算において、Fritzsche(1989)の解析を使用している。これは後にHelsinkiで開催されたシンポジウム(1991)で受け入れられる。これらの見積もりを表1.3.5にまとめる。

例証の目的で、統計的な生命の価値を500万ドルと仮定して、核燃料サイクルの通常の運転からの統計的に早すぎる死に関連する損失は、0.1~0.6mills/kWhと評価した。NEAはこれと全発電コスト30mills/kWhとを比較している。この報告ではまた、労働者の給料、保険、その他の補償で補われたリスクも電力利用料金に内部化されるので、外部性ではないということを記述している。

原子炉事故のリスクの解析において、英国の設計目標は炉心溶融に至る可能性が、炉・年あたり100万分の1以下であることを述べている。この報告はまた、Federal Ministry of Research and Technology of the Federal Republic of Germany(1979, 1990)とU. S. NRC (NUREG-1150)が、そのリスクは低いことを結論していることを挙げている。

リスクが低いという点を説明する計算例として、悲観的な原子炉事故の確率は10万年に1度と仮定した。この報告によってこの確率は悲観的に考えられているが、Abschätzung der Schaden durch einen sogenannten Super-GAUで使われた33,000分の

1より、Pace Reportの3,333分の1に比べてはるかに十分に楽観的ではある。苛酷事象において、この報告はチェルノブイリで計算された2兆ドル(\$200billion)と同オーダーの損失を仮定している。これらの仮定から、低確率の事故でもたらされるコストは統計的に、生産コストの1%位であると評価している。リスクは低いとはいっても、苛酷事故は欧米地域の最も議論が必要な広く知られるリスクである。原子炉事故が高い社会的重要性を持つという事実は確かに大衆のものの見方に影響を与えている。

1.3.6 Ontario Hydro's Study

1993年にOntario Hydroは原子力システムの全寿命にわたって外部性の予備的な評価を行った。評価は化石燃料使用による汚染と放射能汚染の影響の両者に対してなされた。

(1)放射線影響

放射能解析では、核燃料サイクルの以下の6つの部分が考慮された。それは、アップストリーム燃料(ウラン採掘)、ルーチン運転、事故、デコミッショニング、中/低レベル廃棄物、使用済燃料の廃棄である。放射能放出解析のために、重水製造(D_2O)、トリチウム(HTO)回収もまた考慮された。

放射線効果の線量応答関数は、低い方は9人Sv/影響から、高い方25人Sv/影響の範囲であり、名目値20人Sv/影響である。低い値は、ICRPによって提出された値であり、高い方はCommittee on the Biological Effects of Ionizing Radiation (BEIR V)による値であり、名目値はUnited Nations Scientific Commission on Radiological Protectionによる。これらの値は、ガンの死亡率の場合に対して評価されたものであり、ガンの疾病率と等しい値が仮定されている。この研究では、放出分散の経路のモデル化を必要としていない。唯一損失のみがモデル化され、それは人の死と事故時の財産の損失である。

上記の人Sv/影響の値の範囲を使って、燃料サイクルの各々の段階に対するガン発生が、死亡率と疾病率の両方に対して評価された。この値を表1.3.6に示す。アップストリームからの損失は、ウラン採掘、燃料製造、輸送からの放射線影響に関する文献

から得られた汚染の値を基本としている。ルーチン運転からの損失はこれまでに Ontario Hydroが計算した歴史的な公衆線量に基づいている。事故による損失は設計基準事故と壊滅的な事故シーケンスの全てをカバーする5つの事故カテゴリーにモデル化されたりスク解析に基づく。5つのカテゴリーは年間の健康影響と財産の損失リスクに統合されている。これは、公衆が受ける線量と現場以外の損失コストに発現頻度をかけた積を加え合わせることによって計算されている。すべての発現確率は、地震やトルネードのような外部事象のためにはファクター2がかけられる。これらの計算により、年間の期待されるコストが求まる。ここでは、事故解析に対する更なる誤差の係数を適用する技術基準は考慮されていない。加えて、チェルノブイリ事故をCANDU炉に関係づけることが適切であると考えられていない。というのは、CANDUは全く異なる設計の丈夫な格納容器系を持っているからである。低レベルの廃棄物と、使用済燃料の廃棄からの損失は基本的に、壊滅した施設から地下水経由で起こる健康影響を基礎としている。

表1.3.7に結果のまとめを示す。ここでは対象とされた施設の寿命と期待される運転容量に基づいて、燃料サイクルの各々の段階に対して、放射線による外部コスト(健康損失と財産損失)が予備的に評価されている。湖、動物、森林に対する影響は定量的に評価するのは難しく評価に含まれないものもあるが、小さいものと期待された。統計的な寿命とガンの疾病率の値の評価はそれぞれ4,725,600カナダドル、358,000カナダドルである。これらは、Ontario Hydroの電力輸出研究の社会的コストのためにVHBコンサルティングが適用した(インフレも考慮した)評価値に基づいている。

(2)化石燃料排出物

原子力発電システムに関連した化石燃料の放出も、燃料サイクルの以下の6つの部分に対して特定された。アップストリーム(ウラン採鉱、輸送)、発電所建設、ルーチン運転、デコミッショニング、中/低レベル廃棄物(施設建設、運転、隔離)、輸送と使用済燃料の廃棄(施設の建設、輸送、廃棄)の6つである。重水製造と、トリチウム回収の影響はここでも考慮されている。

化石燃料の汚染の基本的な発生源は各々の原子力施設での化石燃料の燃焼を反映し

ている。プラントからの汚染物質の放出は、Energy Research Group Inc.によって評価された。彼らの評価は、表1.3.8で示されるように、化石燃料系に対してOntario Hydroによって展開されてきた、トン当たりのドルとしての評価をもって、統合されている。

Lakeview発電所(トロント郊外の石炭火力)に対してなされたトンあたりのドルは、DarlingtonとPickering原子力発電所からの化石燃料の放出に適用された。Lambton(南西オンタリオの石炭火力)への評価はBruce発電所に適用された。これらの評価が選ばれたのは、各々の施設が各々の原子力施設の周囲への汚染をよりよく反映していると思われるからである。

化石燃料物質の放出と分散、物理的損失、ドルへの換算などを明確に表現するモデル化は、各々の発電所に対して行われてはいない。これらの評価が近似値であると考えられるべきであるけれども、トンあたりのドルという化石燃料の評価は第一時近似としては理にかなったものであると考えられる。

表1.3.9はOntario Hydroの原子力発電所に関連した外部環境コストをまとめたものである。表は放射線の外部コストを原子力エネルギー生産に関する化石燃料の外部コストを共に示している。

Ontario Hydroはこの研究に多くの限定された条件が存在していることは認めている。また、不確実性もある。更なる研究が必要であり、これらの評価を改善するために研究が開始される必要がある。

1.3.7 C E P NによるE Cの原子力研究の最新の結果

E C核燃料サイクルの技術的アプローチは、最近になって解析を発展させてきた。C E P N(The Centre d'Etude sur l'Evaluation de la Protection dans le Domaine Nucleaire)がこの研究をリードする組織である。1994年C E P Nはプラントに続く地理的な要素と時間的な要素による評価結果を仕分けすることとした。すなわち、地理的には、local(0~100km), regional(100~1,000km), global(1,000km以上)に分け、時間的には、短期(1年以下)、中(1~100年)、長期(100~100,000年)に分けた。

長期において(割引率を0とした場合に)起こる損失の大部分はグローバルな影響である。その結果は、炭素-14(^{14}C)の世界人口への放射線量に起因する。 ^{14}C は燃料、燃料クラッド中の窒素のn-p反応によって25ppm位が生成される。この核種は、再処理あるいはルーチン運転中に燃料要素から放出される。CEPNは、米国では商業的には運転されていない核燃料再処理施設が最も多くの ^{14}C を放出し、それが影響することを見いだした。

CEPNはこれからの100,000年にわたって、通常の発電原子炉と再処理の運転からの健康と環境への影響が、kWhあたり最大2.48milliECU(3.12 U. S. Mills)になることを評価した。加えて、低確率高影響の苛酷事故の影響ではこの値が5%しか増えない。EC/CEPN研究はCEPN(1994)報告においてより詳細にカバーされている(米国の研究チームはグローバルな分散モデルや、時間的空間的に損失評価を分類する資金源を持たなかったことに注意すべきである)。Nucleonics Week(1994)は、米国とECの燃料サイクルにおける相似性と方法論に対して、数値的な損失の結果は、合理的で近い値であることを示している。

1.3.8 まとめ

Broad Economic Impact of Nuclear Power(以下「NEA Report」)とPace Reportは発電プラントの通常運転からの損失は重要でないことを述べている一方で、Hohmeyerはそれらが全損失の30%にのぼるかも知れないと示唆している。Abschätzung der Schaden durch einen sogenannten Super-GAU(以下「Ewars and Rennings」)は事故以外のリスクは全リスクの20%ほどであることを見込んでいる。

発電炉の苛酷事故に起因する損失は核燃料サイクルの中で最も重要なものである。そこには予想される損失の評価において大きな幅が生ずる。しかしながら、NEA Reportは発電コストの約1%とはじているし、これと反対に、Pace Report, Hohmeyer, Ewars and Renningsは、外部性は電力生産コストと同じオーダーであると見積もっている。U. S. DOEに委託されたPace Reportのレビューの評価は、一般的にはNEA Reportの評価と一致している。評価された損失のこれほどの大きな違いが

感覚的なあるいは主観的なリスクについての考察によるのではなく、技術的な科学-工学的な評価によって生じているというのは興味深いことである。

米国内では使用済燃料の永久貯蔵の場所は多くの議論がある事柄である。

レビューした研究の中で、Pace Reportはデコミッショニングを考慮した希有な例の一つであり、デコミッショニング関連の外部性は重要で、約5 mills/kWhと評価している。

発電や濃縮で用いられる化石燃料からの放出の議論では、NEA Reportは、これらの二次的な放出は(原子力発電所で発電される電力によって割ると)化石燃料の火力プラントからのkWhあたりの放出量に比べてはるかに少ないと述べている。そのような評価に続いて、我々は、サイクルの濃縮段階について、とりわけ廃棄物の流れに関連して、今後の研究の高い優先順位を付けているにもかかわらず、考慮することはしなかった。

このような中でOntario Hydro's Studyは最も洗練された研究であるかに見える。

それは、損失関数アプローチにしたがっているし、核燃料サイクルをライフサイクルベースで考察している。この研究は、核燃料サイクルで使われる化石燃料からライフサイクルを通して放出される影響を含んでいる。

Ontario Hydro's Studyの結果を以下に示す。

- ・全燃料サイクル(その場での化石燃料の放出を除く)の外部性の大きさのオーダーは、発電所近隣の人工規模に依存するが、その中間的な評価としては0.01~0.07 mills/kWhである。
- ・より人口が密集している地域では、考えられる影響の内では通常運転からの損失が最も大きい。
- ・中/低レベル廃棄物に対する被ばくの影響は人口密度が疎な地域にある施設からの影響が最も大きく現れる。
- ・発電炉の事故による健康へのリスクは、高い事故損失ケースにおける外部性の中で最も大きい。
- ・中間的な場合では、その場での化石燃料の使用による放出に関連する外部コストは、

核燃料サイクルの外部性の残りの部分と同程度である。

Ontario Hydro's Studyの外部性の評価は、レビューした他の論文で示されたものより顕著に低い値である。この差の主要な原因は、事故確率の違いによっている。

表1.3.1 Expected damages associated with nuclear power generation, estimated by Pace

	Expected damages (cents/kWh)
Routine operation	
(a) Human health costs	
Immediate occupational mortality	0.007
Latent occupational mortality	0.07
Occupational morbidity	0.02
Public mortality	0.001
(b) Wildlife costs	0.01
Accidents	
(a) Human health	2.0
(b) Property damage	0.3
Decommissioning and waste disposal	0.5
Total	2.908

Source: Pace University 1990. Pace University Center for Environmental Legal Studies, *Environmental Costs of Electricity*, prepared for New York State Energy Research and Development Authority and the U.S. DOE, Oceana Publications, Inc. New York.

表1.3.2 Possible variations of important parameters

Cases considered	% of released radioactive inventory 1-50% (0.25-12.5) ¹	Population density (0.5-10) ² Result in million person rem	Cancer incidents per 1 million pers. rem (200-3,700) ¹	Cancer incidents per nuclear accident	Production losses per nuclear accidents (million dollars)	Probability of nuclear accidents (one accident per 2,000-20,000 years of operation)	Electricity produced per nuclear accident	Production losses/kWh nuclear electricity produced (10 ³ American dollars per kWh)	
General nuclear accident based on the impact of Chernobyl (240 million person rem)	0.25	0.5	200	6000	1890	20000	150000	0.0013	
						2000	15000	0.0126	
		3700	111000	34980	20000	150000	0.0233		
					2000	15000	0.2332		
		10	200	120000	37815	20000	150000	0.0252	
					2000	15000	0.2521		
	3700		2220000	699580	20000	150000	0.4664		
					2000	15000	4.663		
		12.5	0.5	200	300000	94540	20000	150000	0.063
						2000	15000	0.6303	
	3700		5500000	1733800	20000	150000	1.155		
					2000	15000	11.558		
		10	200	200	6000000	1890750	20000	150000	1.26
						2000	15000	12.605	
	3700		111000000	34979000	20000	150000	23.31		
					2000	15000	233.19		

表1.3.2 Possible variations of important parameters(continued)

Cases considered	% of released radioactive inventory 1-50% (0.25-12.5) ¹	Population density (0.5-10) ² Result in million person rem	Cancer incidents per 1 million pers. rem (200-3,700) ³	Cancer incidents per nuclear accident	Production losses per nuclear accidents (million dollars)	Probability of nuclear accidents (one accident per 2,000-20,000 years of operation)	Electricity produced per nuclear accident	Production losses/kWh nuclear electricity produced (10 ³ American dollars per kWh)
Chernobyl 10 ³ cancer incidents/10 ⁶ person rem	1	1	1000	240000	75600	2000	15000	0.5042
Accident like Chernobyl in the FRG. 10 ³ incidents per 1 10 ⁶ person rem	1	10	1000	2	756300	20000 2000	150000 15000	0.5042 5.042

¹ 0.25-12.5 times the percentage released at Chernobyl.
² 0.5-10.0 times the population density of the western part of the USSR.
³ 200-3,700 cancer incidents per 1 million person rem.

Source: Hohmeyer, O. 1988. *Social Costs of Energy Consumption: External Effects of Electricity Generation in the Federal Republic of Germany*, Springer Verlag, New York.

表1.3.3 DeLuchi's estimates of CO₂-equivalent emissions of greenhouse gases from nuclear power plants and upstream processes in g/kWh delivered to end user

Greenhouse gases from upstream processes	CO₂-equivalent emissions
CH ₄	2.7
N ₂ O	0.7
NMOCs	0.0
CO	0.1
NO _x	4.6
CO ₂	45.9
Upstream total	54.0
Greenhouse gases from power generation stage	
CH ₄	0.1
N ₂ O	3.3
NMOCs	0.1
CO	0.1
NO _x	4.9
CO ₂	6.5
Power generation total	14.9

表1.3.4 DeLuchi's estimates of total CO₂-equivalent emissions for the nuclear fuel cycle in g/kWh delivered to end user

Length of time period	CO ₂ -equivalent emissions
20-year case	101
100-year case	69
500-year case	60

表1.3.5 Estimated fatality rates per year for routine operations in the nuclear fuel cycle

Type of fatality	Immediate fatalities	Delayed fatalities
Occupational	0.09 - 0.5 ¹	0.13 - 0.37
	0.07 - 0.4 ²	0.07 - 0.33
Public	0.001 - 0.01	0.005 - 0.2

¹ Applies to underground mining conditions.

² Applies to surface mining conditions.

Source: Fritzsche (1989), as given in NEA (1992).

表1.3.6 Nuclear fuel cycle: annual radiological health effects*

Station	Low (ICRP)	Nominal (BIER V)	High (UNSCEAR)
Pickering A			
Upstream	0.007320	0.017694	0.039319
Routine	0.026458	0.049608	0.166891
Accidents	0.001340	0.032530	1.449444
Decommissioning	0.005305	0.057844	1.243366
I/LLW	0.008412	0.010514	0.023365
Used Fuel	0.000263	0.000329	0.000732
Pickering B			
Upstream	0.009211	0.022265	0.049477
Routine	0.011791	0.021675	0.073213
Accidents	0.001340	0.032530	1.449444
Decommissioning	0.003619	0.035549	0.756985
I/LLW	0.008337	0.010421	0.023158
Used Fuel	0.000332	0.000414	0.000921
Bruce A			
Upstream	0.011750	0.028402	0.063116
Routine	0.002654	0.004424	0.014747
Accidents	0.000124	0.003150	0.039444
Decommissioning	0.000869	0.010419	0.249412
I/LLW	0.011928	0.014910	0.033132
Used Fuel	0.000423	0.000529	0.001175
Bruce B			
Upstream	0.015113	0.036530	0.081177
Routine	0.000910	0.001423	0.006322
Accidents	0.000136	0.003650	0.411111
Decommissioning	0.000794	0.009469	0.209873
I/LLW	0.013598	0.016998	0.037773
Used Fuel	0.000544	0.000680	0.001511
Darlington			
Upstream	0.014295	0.034552	0.076783
Routine	0.021528	0.034983	0.098567
Accidents	0.000656	0.017100	0.638889
Decommissioning	0.003799	0.036731	0.800403
I/LLW	0.012603	0.016998	0.035008
Used Fuel	0.000515	0.000643	0.001429

* Each entry in the table represents the number of fatal cancer effects and an equivalent number of additional non-fatal cancer effects.

Source: Ontario Hydro, "Full Cost Accounting for Decision Making," December 1993.

表1.3.7 Nuclear fuel cycle radiological health & property externality costs(1992 cents/kWh-Can)

Station	Low	Nominal	High
Pickering A			
Upstream	0.000406	0.000507	0.001128
Routine	0.002022	0.003792	0.012755
Accidents	0.000121	0.002603	0.095909
Decommissioning	0.000036	0.000045	0.005704
I/LLW	0.000283	0.000353	0.000785
<u>Used Fuel</u>	<u>0.000001</u>	<u>0.000025</u>	<u>0.000055</u>
Total	0.002869	0.007325	0.116336
Pickering B			
Upstream	0.000441	0.000551	0.001225
Routine	0.000669	0.001230	0.004155
Accidents	0.000104	0.002247	0.082786
Decommissioning	0.000041	0.000051	0.004968
I/LLW	0.000308	0.000384	0.000854
<u>Used Fuel</u>	<u>0.000001</u>	<u>0.000035</u>	<u>0.000078</u>
Total	0.001564	0.004498	0.094066
Bruce A			
Upstream	0.000419	0.000524	0.001164
Routine	0.000122	0.000203	0.000675
Accidents	0.000013	0.000094	0.001999
Decommissioning	0.000006	0.000008	0.000705
I/LLW	0.000292	0.000366	0.000812
<u>Used Fuel</u>	<u>0.000001</u>	<u>0.000030</u>	<u>0.000065</u>
Total	0.000853	0.001225	0.005420
Bruce B			
Upstream	0.000443	0.000553	0.001230
Routine	0.000031	0.000049	0.000218
Accidents	0.000011	0.000082	0.001642
Decommissioning	0.000002	0.000003	0.000721
I/LLW	0.000309	0.000387	0.000859
<u>Used Fuel</u>	<u>0.000001</u>	<u>0.000037</u>	<u>0.000081</u>
Total	0.000797	0.001111	0.004751
Darlington			
Upstream	0.000456	0.000571	0.001268
Routine	0.000772	0.001254	0.003537
Accidents	0.000046	0.000855	0.027627
Decommissioning	0.000040	0.000050	0.003730
I/LLW	0.000321	0.000401	0.000891
<u>Used Fuel</u>	<u>0.000001</u>	<u>0.000036</u>	<u>0.000080</u>
Total	0.001636	0.003167	0.037133

Source: Ontario Hydro, "Full Cost Accounting for Decision Making," December 1993.

表1.3.8 External costs by station Dollars per tonne(\$1992-Can)

Pollutant Station (Unit \$)	Lakeview (1256)	Lambton (12)	Lambton (34)	Lennox	Nanticoke	Total System Average
SO ₂ *	2345	431	535	375	803	734
NO ₃ **	267	87	193	61	214	188
TSP	46	9	12	9	16	15

* Includes externality values of SO₄, which is derived from SO₂.

** Includes externality values of O₃, which is derived from NO_x.

Source: Ontario Hydro, "Full Cost Accounting for Decision Making," December 1993.

表1.3.9 Nuclear station radiological and fossil external environmental costs(1992 cents/kWh-\$Can)

Station	Low	Nominal	High
Pickering A			
Nuclear	0.002869	0.007325	0.116336
Fossil	<u>0.002676</u>	<u>0.002676</u>	<u>0.002676</u>
Total	0.005545	0.010001	0.119012
Pickering B			
Nuclear	0.001564	0.004498	0.094066
Fossil	<u>0.002734</u>	<u>0.002734</u>	<u>0.002734</u>
Total	0.004298	0.007232	0.096800
Bruce A			
Nuclear	0.000853	0.001225	0.005420
Fossil	<u>0.000973</u>	<u>0.000973</u>	<u>0.000973</u>
Total	0.001826	0.002198	0.006393
Bruce B			
Nuclear	0.000797	0.001111	0.004751
Fossil	<u>0.000752</u>	<u>0.000752</u>	<u>0.000752</u>
Total	0.001549	0.001863	0.005503
Darlington			
Nuclear	0.001636	0.003167	0.037133
Fossil	<u>0.002968</u>	<u>0.002968</u>	<u>0.002968</u>
Total	0.004604	0.006135	0.040101

Source: Ontario Hydro, "Full Cost Accounting for Decision Making," December 1993.

1.4 事故影響評価の手順

1.4.1 はじめに

核燃料サイクル全体、あるいは原子力発電システムの外部性については、これまでに燃料サイクルの比較リスク評価の中でいくつかその評価がなされている。それぞれ評価方法に違いがあるため結果の直接の比較はできないが、結論の大きな相違の一つが原子力発電所のシビアアクシデントによる外部コストの推定にある。したがって、原子力発電所のシビアアクシデントの評価は、核燃料サイクルの外部性評価の中で重要な位置を占めている。これまでのところ、事故放出による影響の評価は一般に事故放出の確率を考慮した損害の期待値に基づいて行われており、その結果は事故放出の発生確率、放出の程度、被ばくシナリオに依存することになる。

原子力発電所の事故の潜在的なリスクを推定する方法は、確率論的安全(リスク)評価(Probabilistic Safety(Risk) Assessment: P S A, P R A)手法として開発されており、外部性評価においてはこれまでのP S Aの結果を用いたり、その手法を一部適用して解析が行われている。以下では、シビアアクシデントによる環境への放射性物質の大量放出に伴う人および環境への影響を評価する、いわゆるレベル3 P S Aを中心にその手法を概観する。

1.4.2 P S Aの手順

原子力発電所のP S Aでは、環境への放射性物質の放出の起因となる可能性のある事故、すなわち炉心損傷事故を対象に、その発生頻度と事故影響を評価する。P S Aの手順とそこから得られる情報の概略を示したものが図1.4.1である。P S Aでは、炉心損傷頻度の評価までをレベル1 P S A、格納容器破損頻度とソースターム評価までをレベル2 P S A、環境影響の評価とリスクの定量化までをレベル3 P S Aと呼び、各段階で有益な情報が得られる。

炉心損傷事故の発生頻度評価では、まず事故の発端となる起因事象の洗い出しと分類が行われる。起因事象には、機器の故障や配管破断等プラント内の原因による内的事象と、地震や火災、航空機落下等プラント外の原因による外的事象がある。次に、

各起因事象毎に安全設備の作動／不作動，運転操作の成功／失敗等により事故条件を分類するイベントツリーの作成が行われ，炉心損傷に至るいわゆる事故シーケンスが同定される。

各事故シーケンスの発生頻度は，統計データから推定される起因事象の発生頻度と，フォールトツリー等を用いた信頼性解析によって推定される安全設備の機能喪失確率，人間信頼性解析による運転操作失敗確率等から計算され，各事故シーケンスの発生頻度の総和として炉心損傷事故の発生頻度が求められる。

炉心損傷事故が発生しても，格納容器が健全であれば環境への放射性物質の大量放出は回避できる。レベル2 P S Aでは，レベル1 P S Aで同定された事故シーケンスについて，その事故進展のシナリオを分析し，この中から格納容器破損に至るシーケンスを同定し，発生頻度を推定する。そして，格納容器破損事故シーケンスについて原子炉冷却系および格納容器内における熱水力的状況を解析(事故進展解析)し，さらに格納容器内における放射性物質の移行挙動解析を行って，環境に放出される放射性物質の量や放出のタイミング等からなる放出源情報(ソースターム)の評価を行う。

1.4.3 レベル3 P S A

レベル3 P S Aでは，レベル2 P S Aで得られた事故時のソースタームを入力として，放出された放射性物質の環境中の移行挙動を解析し，人の健康影響および経済的な影響を評価する。レベル3 P S Aで計算された事故の影響は，レベル2 P S Aで得られる放出の発生頻度と合わせて，リスクとして表現しレベル3 P S A評価を完結する。

原子炉事故時における放射性物質の環境への放出経路として重要なのは大気経路である。炉心の溶融貫通によって地表から水系へ放射性物質が移行する経路も考えられるが，一般に水系の経路による環境への影響の寄与は小さいので，大気放出の評価が中心である。大気放出を扱った事故影響評価(Accident Consequence Assessment: A C A)コードは一般に，

①気象サンプリングモデル

②大気中移行および沈着モデル

③線量算定モデル

④防護対策モデル

⑤健康影響モデル

⑥経済影響モデル

で構成される。図1.4.2は、原研で開発したACAコードであるOSCAARの構成を示したものである。

事故の影響としては、人への健康影響、環境への影響、事故後の対策等に係わる経済影響に大別できる。ACAコードでは、ある発生頻度の事故シーケンスから得られるソースタームを用い、後述する気象サンプリング法で得られたいくつかの気象シーケンスに対して被ばく集団に生じる健康影響の数、特定の防護対策の対象となる人の数あるいは領域の範囲、汚染による投棄等の制限を受ける農畜産物の量、敷地外の経済損失といった評価項目を計算し、図1.4.3に示すような余累積分布関数(CCDF: complementary cumulative distribute function)という形式で結果を表現する。

これらの影響を評価するためには、まず第一に事故の影響を決定付けるパラメータを検討する必要がある。事故による敷地外の影響の程度を左右する基本的な要因としては、

- ・ソースターム
- ・気象条件
- ・サイトデータ

等がある。このうち、サイトデータとは施設の位置とその周辺的环境特性に関するデータで、人口および農畜産物分布、防護対策に係わる様々な情報(住居の密閉・遮蔽効果、道路状況等)等も含まれる。

以下では、原研で開発したOSCAARコードを中心に、大気放出による環境影響評価の入力情報と評価手順を概観する。

(1)ソースターム

レベル2PSAから提供される放射性物質の放出源情報は、事故時のソースターム

と呼ばれる。ソースタームとしては、放射性核種の放出量、事故発生から環境への放出が開始されるまでの時間、放出の継続時間、放出に伴うエネルギー、放出の高さ、放出の発生頻度、さらに、防護対策のために放出開始前に得られるの時間的余裕(警告時間)が通常与えられる。表1.4.1に、米国の原子炉安全性研究(WASH-1400)で用いられたソースタームの例を示す。この他、放出核種の物理的・化学的形態に関する情報は、特に環境中および呼吸器における沈着の算定に重要であるが、影響評価モデルで実際に考慮しているのは、希ガスを別にして、放射性ヨウ素についてガス状(無機、有機の別)、粒子状で沈着速度を変えている程度である。

(2) 気象サンプリング

放出物質の時間的、空間的な分布は、放出時の気象条件に大きく左右される。確率的な事故影響評価では、事故発生時におけるあらゆる可能な気象条件に対してその影響を計算し、その気象条件の確率を考慮しなければならない。しかし、全ての気象条件について計算を行うことは原理的に不可能だけでなく、計算コストの点からも現実的でない。そこで、解析のためには、事故後に放出物質が対象領域外に去るまでの間のサイト周辺における代表的な気象条件の時間変化(気象シーケンス)をいくつか選択する必要がある。この場合、選択された気象シーケンスが可能な気象シーケンスの全範囲を代表し、事故影響のできるだけ正確なCCDFを与えることができるように、気象シーケンスを選択しなければならない。

最も単純な方法は、1年8,760時間の毎時のサイトで観測された気象データの中から、ランダムに気象シーケンスの出発点(事故開始時刻)を選択する(ランダムサンプリング法)か、あるいは、一定の時間間隔毎に事故開始時刻を選択する方法(層別サンプリング法)である。しかし、これらの方法はしばしば確率は小さいけれど極端に大きな影響を与えるような気象シーケンスが抜け落ちる可能性があるため、かなり数多くの気象シーケンスを選択する必要がある。

より洗練された方法は、インポートランスサンプリングと呼ばれる方法である。これは、ある放出条件に対して、同じような事故影響が計算される気象条件をグループ化して、気象ビンと呼ばれるいくつかのカテゴリーに分類し、気象ビンから数個気象シ

シーケンスを選択し、それで気象条件を代表させるという方法で、別名気象ビンサンプリング法とも言う。米国の代表的なACAコードMACCSで用いられている気象ビンの例を表1.4.2に示す。MACCSコードで用いられている気象ビンは

- ・ユーザが指定したサイトからの一定の距離間隔で降雨が伴う気象シーケンス
- ・降雨がなく、放出初期の風速、大気安定度で決まる気象シーケンス

に大別され、表1.4.2の例では降雨の伴う気象ビンが24、降雨なしが16で合わせて40の気象ビンが設定され、サイトで得られた毎時の気象データがこの気象ビンに分類され、各ビンから例えば4つの気象シーケンスがランダムに選択されるとすると、全部で160の気象シーケンスに対して事故影響の評価が実施され、結果がCCDFで与えられることになる。

(3)大気中移行および沈着

大気中に放出された放射性物質の輸送、拡散および地表面への沈着を予測し、時間的、空間的な分布を求めることが事故の環境影響を評価する上での第一歩となる。従来から大気拡散の評価には、簡便さの点および拡散パラメータに関する実験データの豊富さからガウスプルームモデルが用いられてきた。事故影響の評価においては、これに放出点近傍の建造物が拡散に及ぼす影響、熱を伴った物質の浮力による上昇の効果等が考慮される。また、放射性崩壊、地表面への乾性沈着および降水による湿性沈着が考慮される。

確率論的な事故影響評価では、いくつかの事故シーケンスに対応したソースタームに対して、上に記した気象サンプリング法で選択された相当数の気象シーケンスについて事故影響の計算を繰り返さなければならないので、計算コストの観点から適用範囲に制限があるガウスプルームモデルが大気拡散の評価に依然として広く用いられている。しかしながら、近年は気象データの時間的、空間的変化を考慮したモデル、例えばガウスパフモデルあるいは広域の流跡線モデルを用いた計算コードも開発されている。これらのコードは、長時間放出や放出量の時間変化を伴う場合でも扱いが簡単であるという利点がある一方、必要とする気象データの量および計算コストの問題から広く用いられていない。原研のOSCARコードでは、広域の拡散評価に用いる

気象データとして気象庁の数値予報データを入力として用い、さらにサイト近傍の拡散評価には気象官署およびアメダスデータを利用して、流跡線に基づくガウスパフモデルを採用している(図1.4.4参照)。

事故影響評価に用いる大気拡散モデルの選択に際しては、評価の目的と気象データの利用可能性および計算コストを考慮に入れる必要がある。また、ソースタームおよび他の解析部分の詳細さの程度とのバランスをとることも重要である。ACAの目的にもよるが、特にサイト固有の評価に基づいた緊急時対策の効果等、意思決定に対しての有用な情報が求められる状況では、より現実的な大気拡散モデルの使用が求められる。

(4)線量算定

ACAコードでは、事故時に環境へ移行した放射性物質から人への被ばく経路として、主に以下の6つの経路が考慮されている。

- ・放射性雲中の放射性核種からの γ 線外部被ばく
- ・通過中の放射性雲の直接の吸入による内部被ばく
- ・皮膚あるいは衣類に沈着した物質からの β 線外部被ばく
- ・地表沈着物質からの外部被ばく
- ・地表沈着物質の再浮遊に伴う吸入による内部被ばく
- ・汚染された食物の摂取による内部被ばく

放射性雲および地表沈着物質からの外部被ばくの算定では、いわゆるイメージョンモデル(放射性雲の場合は半無限空間に放射性物質が一様に分布、沈着物質の場合は無限平面に一様に分布していると仮定する)が用いられ、空間あるいは地表濃度にあらかじめ計算されデータベースとして入力されている線量換算係数を用いて評価する。これに、放射性雲からの外部被ばくでは有限雲に対する修正因子を考慮する。また、地表沈着からの外部被ばくでは、土壌中への放射性核種の浸透および降雨等による地表面流亡による減衰を考慮する。

吸入および経口摂取による内部被ばくの評価においても、別の代謝モデルから得られる放射性核種の単位摂取当たりの線量をデータベースとして備え、それを計算に用

いる。

食物中の放射性核種の濃度を推定するため、食物連鎖中における核種の移行を解析する動的あるいは準平衡モデルが用いられるが、事故評価では事故の発生時期による食物汚染の違いを考慮することが重要となる。

(5)防護対策

公衆への健康影響を低減するために、事故後様々な防護対策がとられる。したがって、周辺住民の被ばくを現実的に推定するためには、それらの防護対策を考慮しなければならない。ACAコードで考慮している防護対策モデルは、導入される時期によって2つに大別される。

環境への放出以前あるいは直後に導入される退避(sheltering)、避難(evacuation)、安定ヨウ素の投与といった早期の対策により、放射性雲および地表沈着物質からの外部被ばくおよび吸入による内部被ばくが制限され、早期の健康影響が低減される。長期の対策には、移転(relocation)、除染(decontamination)、食物摂取制限があり、主に地表沈着物質からの外部被ばくおよび汚染食物の摂取による内部被ばくが制限され、晩発性の健康影響が低減される。

これらの防護対策による被ばく低減効果を反映させるために、ACAコードで用いているモデルは、避難モデルを除いて比較的単純である。退避による低減効果は、退避した建造物による γ 線の減衰を考慮し、いわゆる遮蔽係数(shielding factor)を外部被ばく線量の算定に導入する。また、吸入による内部被ばくには、家屋のフィルター効果による低減係数を導入する。移転、除染、食物摂取制限は、あらかじめ入力された対策介入レベル(線量あるいは汚染濃度)に基づいて低減効果を算定する。

避難のモデルには、避難行動中の被ばくをあらかじめ定められた領域あるいは対策介入レベルを超えた領域の避難民が、一定の期間避難する前の位置で被ばくするという簡単なモデルから、放出プルームと避難民の移動経路を考慮して、時間に依存した詳細な被ばく計算を行うモデルまで多々開発されている。いずれのモデルにおいてもモデル化を行う際に人口密度や分布、輸送手段、道路のといった社会的条件をいかに反映させるかが重要な課題である。

表1.4.1 米国原子炉安全性研究(WASH-1400)で用いられたソースタームの例

RELEASE CATEGORY	PROBABILITY per Reactor-Yr	TIME OF RELEASE (Hr)	DURATION OF RELEASE (Hr)	WARNING TIME FOR EVACUATION (Hr)	ELEVATION OF RELEASE (Meters)	CONTAINMENT ENERGY RELEASE (10^6 Btu/Hr)	FRACTION OF CORE INVENTORY RELEASED ^(a)							
							Xe-Kr	Org. I	I	Cs-Rb	Te-Sb	Ba-Sr	Ru ^(b)	La ^(c)
PWR 1	9×10^{-7}	2.5	0.5	1.0	25	520 ^(d)	0.9	6×10^{-3}	0.7	0.4	0.4	0.05	0.4	3×10^{-3}
PWR 2	8×10^{-6}	2.5	0.5	1.0	0	170	0.9	7×10^{-3}	0.7	0.5	0.3	0.06	0.02	4×10^{-3}
PWR 3	4×10^{-6}	5.0	1.5	2.0	0	6	0.8	6×10^{-3}	0.2	0.2	0.3	0.02	0.03	3×10^{-3}
PWR 4	5×10^{-7}	2.0	3.0	2.0	0	1	0.6	2×10^{-3}	0.09	0.04	0.03	5×10^{-3}	3×10^{-3}	4×10^{-4}
PWR 5	7×10^{-7}	2.0	4.0	1.0	0	0.3	0.3	2×10^{-3}	0.03	9×10^{-3}	5×10^{-3}	1×10^{-3}	6×10^{-4}	7×10^{-5}
PWR 6	6×10^{-6}	12.0	10.0	1.0	0	N/A	0.3	2×10^{-3}	8×10^{-4}	8×10^{-4}	1×10^{-3}	9×10^{-5}	7×10^{-5}	1×10^{-5}
PWR 7	4×10^{-5}	10.0	10.0	1.0	0	N/A	6×10^{-3}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	1×10^{-5}	2×10^{-5}	1×10^{-6}	1×10^{-6}	2×10^{-7}
PWR 8	4×10^{-5}	0.5	0.5	N/A	0	N/A	2×10^{-3}	5×10^{-6}	1×10^{-4}	5×10^{-4}	1×10^{-6}	1×10^{-8}	0	0
PWR 9	4×10^{-4}	0.5	0.5	N/A	0	N/A	3×10^{-6}	7×10^{-9}	1×10^{-7}	6×10^{-7}	1×10^{-9}	1×10^{-11}	0	0
BWR 1	1×10^{-6}	2.0	2.0	1.5	25	130	1.0	7×10^{-3}	0.40	0.40	0.70	0.05	0.5	5×10^{-3}
BWR 2	6×10^{-6}	30.0	3.0	2.0	0	30	1.0	7×10^{-3}	0.90	0.50	0.30	0.10	0.03	4×10^{-3}
BWR 3	2×10^{-5}	30.0	3.0	2.0	25	20	1.0	7×10^{-3}	0.10	0.10	0.30	0.01	0.02	3×10^{-3}
BWR 4	2×10^{-6}	5.0	2.0	2.0	25	N/A	0.6	7×10^{-4}	8×10^{-4}	5×10^{-3}	4×10^{-3}	6×10^{-4}	6×10^{-4}	1×10^{-4}
BWR 5	1×10^{-4}	3.5	5.0	N/A	150	N/A	5×10^{-4}	2×10^{-9}	6×10^{-11}	4×10^{-9}	8×10^{-12}	8×10^{-14}	0	0

(a) A discussion of the isotopes used in the study is found in Appendix VI. Background on the isotope groups and release mechanisms is found in Appendix VII.

(b) Includes Mo, Rh, Tc, Co.

(c) Includes Nd, Y, Ce, Pr, La, Nb, Am, Cm, Pu, Np, Zr.

(d) A lower energy release rate than this value applies to part of the period over which the radioactivity is being released. The effect of lower energy release rates on consequences is found in Appendix VI.

表1. 4. 2 気象ビンの例

Bin	Description of weather sequences in bin
1	Rainfall: None. ^a Initial stability class: A or B. Initial windspeed: [0, 3 m/s].
2	Rainfall: None. Initial stability class: A or B. Initial windspeed: (3, ∞ m/s).
3	Rainfall: None. Initial stability class: C or D. Initial windspeed: (0, 1 m/s].
4	Rainfall: None. Initial stability class: C or D. Initial windspeed: (1, 2 m/s].
5	Rainfall: None. Initial stability class: C or D. Initial windspeed: (2, 3 m/s].
6	Rainfall: None. Initial stability class: C or D. Initial windspeed: (3, 5 m/s].
7	Rainfall: None. Initial stability class: C or D. Initial windspeed: (5, 7 m/s].
8	Rainfall: None. Initial stability class: C or D. Initial windspeed: (7, ∞ m/s].
9	Rainfall: None. Initial stability class: E. Initial windspeed: [0, 1 m/s].
10	Rainfall: None. Initial stability class: E. Initial windspeed: (1, 2 m/s].
11	Rainfall: None. Initial stability class: E. Initial windspeed: (2, 3 m/s].
12	Rainfall: None. Initial stability class: E. Initial windspeed: (3, ∞ m/s).
13	Rainfall: None. Initial stability class: F. Initial windspeed: [0, 1 m/s].
14	Rainfall: None. Initial stability class: F. Initial windspeed: (1, 2 m/s].
15	Rainfall: None. Initial stability class: F. Initial windspeed: (2, 3 m/s].
16	Rainfall: None. Initial stability class: F. Initial windspeed: (3, ∞ m/s).
17	Rainfall: [0, 3 km]. ^b Rainfall intensity: (0, 1 mm/h]. ^c
18	Rainfall: (3, 6 km]. Rainfall intensity: (0, 1 mm/h].
19	Rainfall: (6, 11 km]. Rainfall intensity: (0, 1 mm/h].
20	Rainfall: (11, 21 km]. Rainfall intensity: (0, 1 mm/h].
21	Rainfall: (21, 40 km]. Rainfall intensity: (0, 1 mm/h].
22	Rainfall: (40, 80 km]. Rainfall intensity: (0, 1 mm/h].
23	Rainfall: [0, 3 km]. Rainfall intensity: (1, 2 mm/h].
24	Rainfall: (3, 6 km]. Rainfall intensity: (1, 2 mm/h].
25	Rainfall: (6, 11 km]. Rainfall intensity: (1, 2 mm/h].
26	Rainfall: (11, 21 km]. Rainfall intensity: (1, 2 mm/h].
27	Rainfall: (21, 40 km]. Rainfall intensity: (1, 2 mm/h].
28	Rainfall: (40, 80 km]. Rainfall intensity: (1, 2 mm/h].
29	Rainfall: [0, 3 km]. Rainfall intensity: (2, 3 mm/h].
30	Rainfall: (3, 6 km]. Rainfall intensity: (2, 3 mm/h].
31	Rainfall: (6, 11 km]. Rainfall intensity: (2, 3 mm/h].
32	Rainfall: (11, 21 km]. Rainfall intensity: (2, 3 mm/h].
33	Rainfall: (21, 40 km]. Rainfall intensity: (2, 3 mm/h].
34	Rainfall: (40, 80 km]. Rainfall intensity: (2, 3 mm/h].
35	Rainfall: [0, 3 km]. Rainfall intensity: (3, ∞ mm/h).
36	Rainfall: (3, 6 km]. Rainfall intensity: (3, ∞ mm/h).
37	Rainfall: (6, 11 km]. Rainfall intensity: (3, ∞ mm/h).
38	Rainfall: (11, 21 km]. Rainfall intensity: (3, ∞ mm/h).
39	Rainfall: (21, 40 km]. Rainfall intensity: (3, ∞ mm/h).
40	Rainfall: (40, 80 km]. Rainfall intensity: (3, ∞ mm/h).

^a While leading edge of plume is within 80 km of reactor.

^b Distance interval measured from reactor in which leading edge of plume first encounters rainfall.

^c Intensity of rainfall first encountered by leading edge of plume.

事象の分類

- 入力情報
- 設計情報
 - 運転手順書
 - 機器故障率
 - 事象発生率
 - 人的過誤率
 - 立地条件

起回事象の分類

内的事象
ランダムな故障や誤操作による

- LOCA
- 電源喪失
- 給水喪失、等

外的事象
地震、火災等による

- LOCA
- 電源喪失
- 給水喪失、等

炉心損傷事故の分類

起回事象 安全系の作動/
回復操作等

LOCA (F)

- A 安全終息
- B 安全終息
- 安全終息
- 炉心損傷

格納容器破損事故の分類

回復操作/
物理現象等

FAB

- FAB-a
- FAB-b
- FAB-c
- 健全

環境条件の分類

気象条件/
防護対策等

FB-a

- 条件1
- 条件2
- ...

事象の発生頻度と
影響の定量化

(外的事象のうち
地震の場合)

地震危険度解析

(SHEAT)

機器応答/耐力評価

(SECOM2)

システム信頼性解析

安全系A機能喪失

(内的事象: REFT)
(地震起回事象: SECOM2)

ソースターム評価

事故進展解析、
放射性物質移行解析

(THALES-2)

環境影響評価

放射性物質移行解析、
被曝線量解析

(OSCAAR)

レベル1のPSA

レベル2

レベル3

PSAから得られる情報

- 炉心損傷頻度
- 支配因子に関する知見
(重要なシステム/機器等)

- 格納容器破損頻度
- ソースターム
- 支配因子に関する知見
(重要な物理現象等)

- 被曝線量
- 経済影響
- 支配因子に関する知見
(重要な防護対策等)

PSAの応用分野例

- 安全余裕の総合的、定量的理解
- アクシデントマネジメントの充実化
- 保守/点検計画の合理化
- 新型炉安全設計の最適化

- 安全余裕の総合的、定量的理解
- 確率論的安全目標
- 防護対策の検討
- 各種のエネルギー源や産業の
リスク比較

(原研で開発された計算コード)

図1.4.1 原子力発電所の確率論的安全評価(PSA)の手順と得られる情報

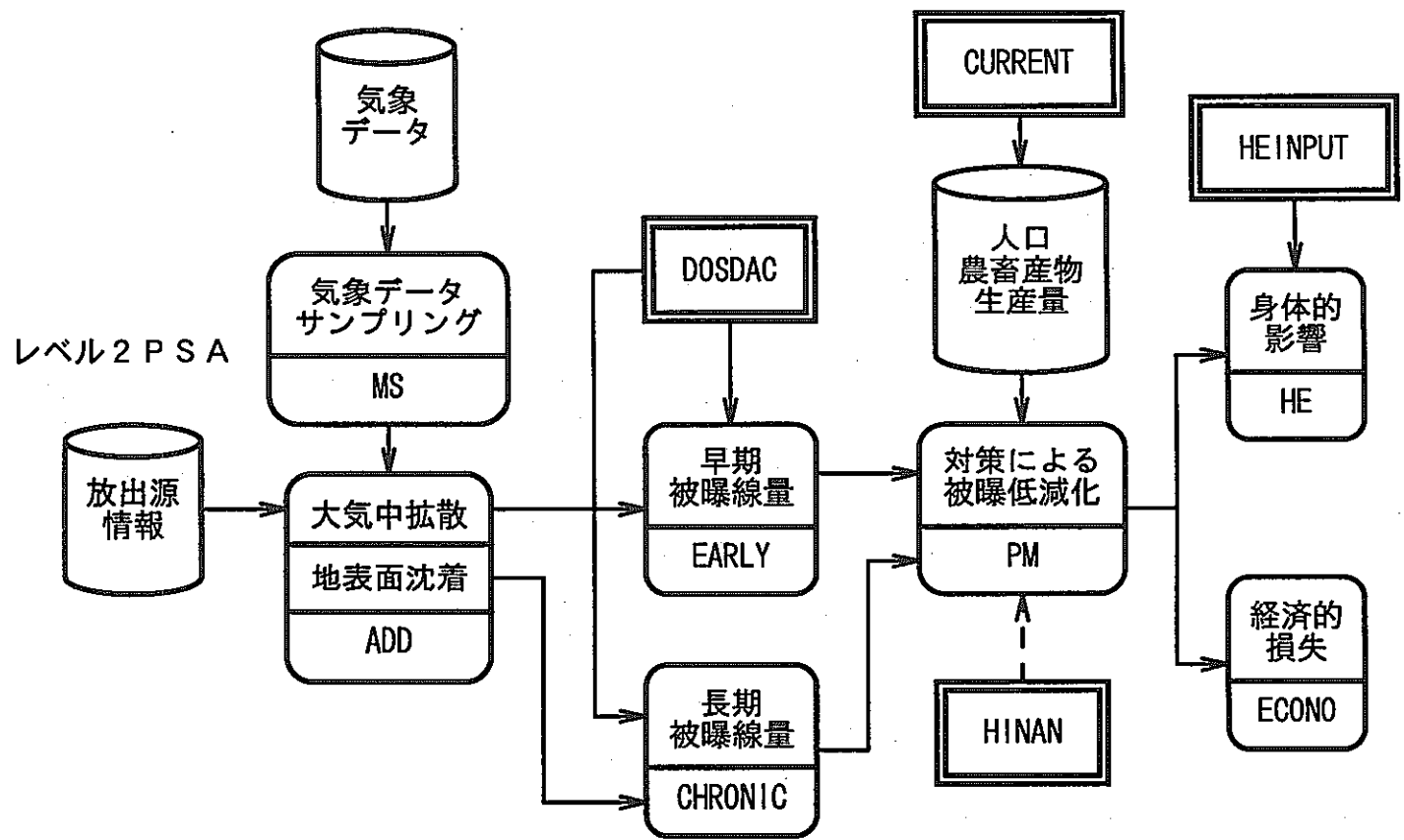
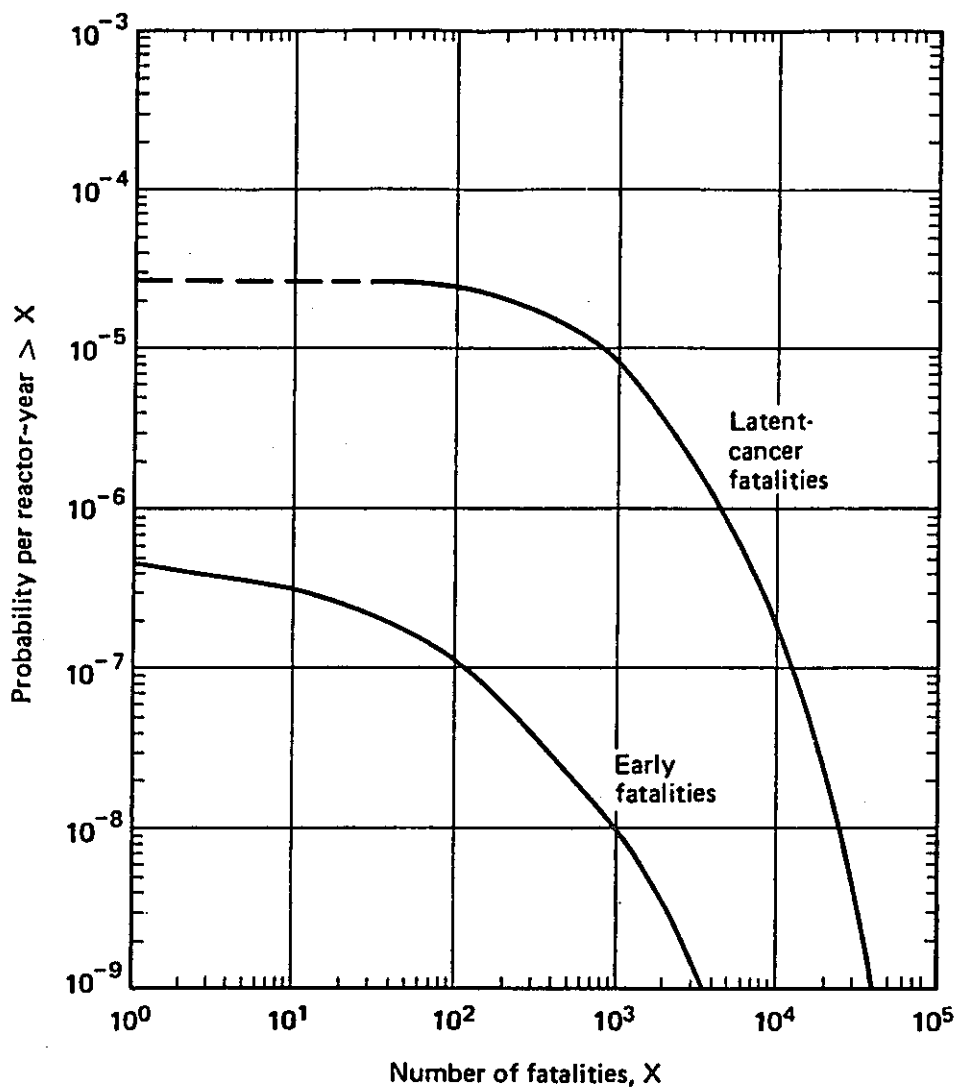


図1.4.2 OSCAARコードシステムの構成



⊠ 1.4.3 Frequency distribution for early fatalities and latent-cancer fatalities

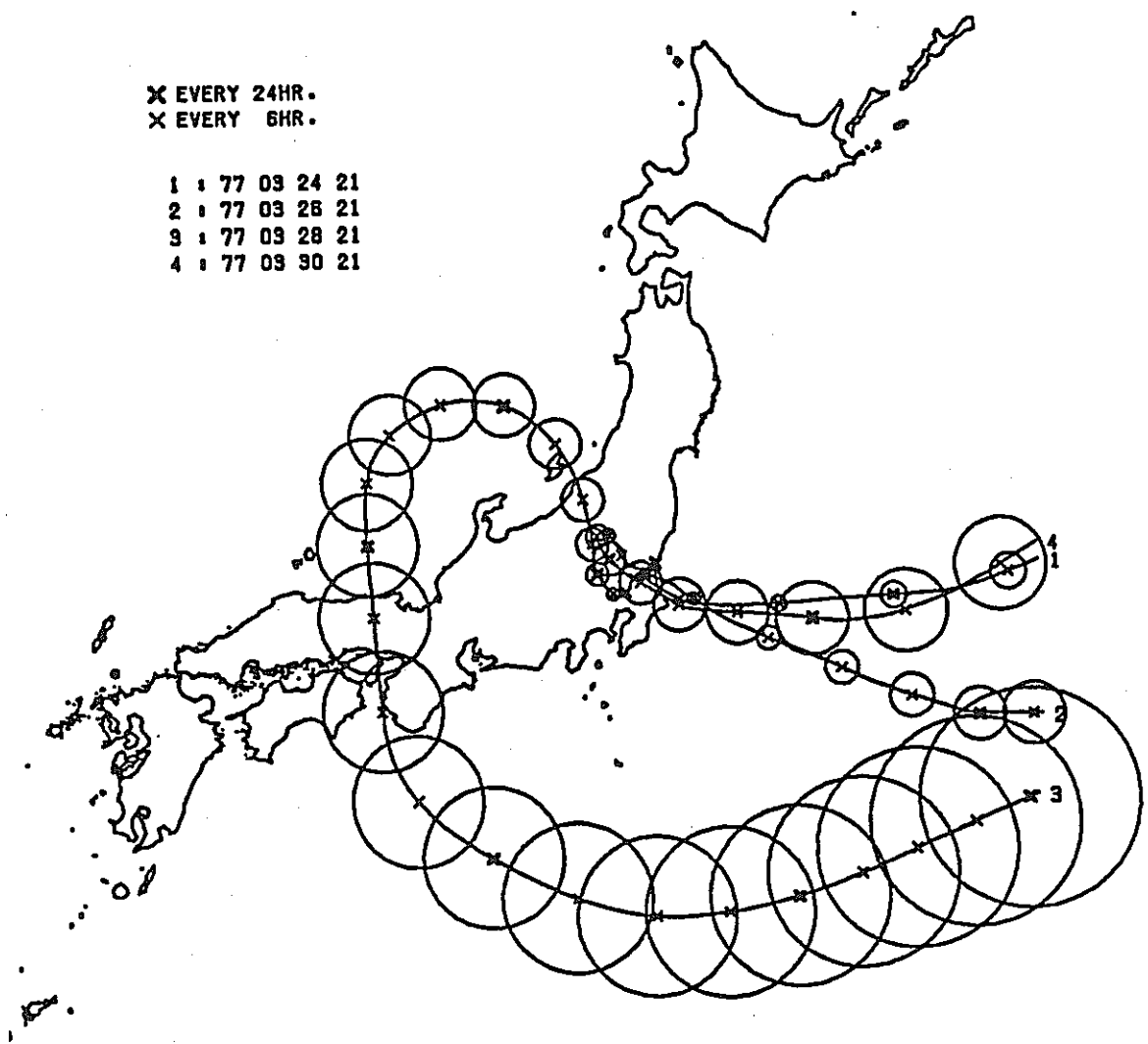


図1.4.4 流跡線パフモデル

第2章 リスク評価手法に関する調査研究

本章では、集団としての健康影響評価を行うために、各種エネルギー源から放出された物質の環境移行評価手法に関するこれまでの知見について整理を行った。

2.1 外部性評価における大気拡散のモデル化と濃度評価事例

本節では米国およびECで燃料サイクルの外部性に関する検討の際に用いられた一次汚染物質の大気拡散のモデル化および大気汚染物質の濃度評価について紹介を行い、最後に我が国での適用する際の問題について考察する。

2.1.1 電気事業から排出される一次汚染物質の大気拡散のモデル化：石炭火力

ここでは、米国において石炭火力発電の外部性に関する検討に用いられた、発電所から排出される汚染物質が大気の濃度にもたらす変化を評価するモデルの概要について述べる。この手法は、石炭、バイオマス、石油、天然ガスに適用可能であるが、本報告では、米国南東および南西に立地する50万kwの石炭火力を想定している。また、得られた結果は、石炭火力の外部性に関するORNL/RFF(1994)のレポートで使われている。

(1)手法

大気拡散モデルは米国環境保護庁(EPA)のガイドライン(1990年改訂版)にもとづいている。発電所近くで生じる最大濃度の短時間予測(1時間および24時間平均値)にはEPA SCREENモデル、80km以内で生じると考えられる年間平均濃度の予測にはEPA ISCLT(Industrial Source Complex Long-Term)モデルが使われている。

EPA SCREENは、連続煙源を対象とした正規分布型のプルームモデルである。化学反応や湿性、乾性沈着のような除去過程は考慮されていない。平地あるいは単純地形が選択されると1時間平均濃度、複雑地形(煙突高より地形が高い場合)が選択されると24時間平均濃度が予測される。すべての気象条件に対して、距離ごとの最大濃度が計算される。建物によるダウンウォッシュやウエイク、逆転層崩壊時および海岸の

フュミゲーションを考慮できる。

また、EPA ISC LTモデルは、工業地域の複合する様々な煙源が対象である。統計的な風のデータを用いて、年間および季節平均の地上濃度を方位平均で計算する。拡散モデル自身は、連続煙源に対するガウス型の定常プルーム式である。建物や構造物によるウエイクの効果、地形を考慮できる。

(2) 計算に必要なデータ

計算に必要なデータは、サイトの位置、煙源データ、汚染物質であり、それぞれ以下の通り設定している。

- ・サイトの位置：南東地点はテネシーのクリンチリバー増殖炉の位置(ノックスビル、オークリッジの近く)
南西地点はニューメキシコの石炭火力(計画のみで実存しない)の位置
- ・煙源データ：排出量、煙突高、排ガス温度、排ガス速度、煙突径。排煙対策として洗浄、電気集塵器を想定。煙突高は150m。
- ・汚染物質：NO_x、SO₂、全浮遊粒子(TSP)、10μm以下の粒子(PM₁₀)、金属(ヒ素、カドミウム、マグネシウム、鉛、セレン)。

(3) 気象

気象条件は年間の平均濃度用と短時間平均濃度用にそれぞれ別のものを用いることとしている。

- ・年間平均濃度用：STAR (STability ARray：安定度配列)という風向別風速階級別大気安定度の発生頻度をISC LTモデルの入力として用いる。風速階級は6分類、風向分割は22.5度ずつ、大気安定度はパスキルの分類(A~F)である。
- ・南東サイトのデータはサイトの近くで1985年~90年(88年を除く)に収録された。風向・風速計は気象鉄塔の60mの高さに設置された。
- ・南西サイトのデータは1954年~59年のもので、風向・風速計

の高さは10mである。安定度分類に用いる季節の気温が観測され、混合層高さも評価された。

・短時間平均濃度用：その地域で理論的に起こりうる“最悪のケース”の気象条件とする。最悪のケースとは以下の通りである。

- ・不安定な条件、混合が限られたとき
- ・中立に近いとき、風が強いとき
- ・安定な条件

これらの風速と安定度の組み合わせ条件はSCREENモデルで用いられる。

(4) 拡散係数

EPAによって推奨された郊外に対する拡散係数が両モデルで用いられた。

(5) 格子系

ISCLTモデルでは極座標系が用いられた。風下方向には10kmまでは1kmごと、15～80kmは5kmと、円弧方向には22.5度ずつに分割した。SCREENモデルは風下10kmまでは1kmずつ、15～80kmは5kmずつ濃度を計算する。地形はサイトの近くでは考慮されなかった。地形を無視すると、一般に発電所の近くでは濃度を過小評価、遠方では過大評価する。

(6) 結果

ISCTLモデルで384地点(16方位×24風下地点)の年間平均濃度が計算された。ORNL/RFFに述べられているように、各点の濃度を用いて、健康影響の解析のために人口で重み付けた濃度を評価した。

SCREENモデルは24の風下地点で起こりうる最大の1時間濃度を予測した。SCREENで予測された1時間濃度に0.4という時間希釈係数を乗じて24時間濃度が求められた。

単位量放出の濃度計算：最大濃度は環境基準値(NAAQS:National Ambient Air Quality Standards)との比較には有効である。しかし、燃料サイクルの影響計算には最大濃度だけを使うわけではない。むしろ、評価点の空間格子に対する濃度を用いる。

これらの濃度は、ORNL/RFFでは、人口で加重された発電所による濃度増加の評価に用いられている。年間の最大濃度は南東サイトでは風下1 km、南西サイトでは風下4 kmで生じる。短時間濃度の最大地点は両サイトとも風下1 kmである。

大気汚染物質の濃度、沈着量、基準値との比較：TSP、PM₁₀、NO_x、SO₂、金属類の1時間、24時間、年間最大濃度が各風下距離ごとに表にまとめられた。また、TSP、PM₁₀、SO₂の年間沈着量が計算された。沈着量は濃度と沈着速度の積として求めた。乾性沈着量が小さかったため、それより小さいと思われる湿性沈着は評価しなかった。

表2.1.1、表2.1.2の上段に最大濃度の値が示されている。表2.1.1で各汚染物質の左側の欄が24時間値、右側の欄が年間値である。この表には重金属の結果は省略されている。ヒ素、カドミウム、マグネシウムの年間最大値は両サイトとも0.0001 μg/m³である。鉛は南東サイトが0.0001 μg/m³、南西サイトは0.0001 μg/m³以下である。セレンは0.0001 μg/m³以下である。

表2.1.1、表2.1.2には、発電所寄与による濃度、バックグラウンド濃度、その和、連邦基準値NAAQSの値が示されている。バックグラウンドを加えた環境濃度はNAAQSより下回っている。鉛に対するNAAQSは季節平均で1.5 μg/m³である。鉛のバックグラウンド値は両サイトともわからないが、発電所寄与分はかなり小さい。

2.1.2 石炭火力の煙突から80km以遠の大気汚染物質の濃度評価

ここでは、米国において石炭火力発電の外部性に関する検討に用いられた、煙突から80km以遠の大気汚染物質の濃度評価について述べる。この評価は風下1,600kmまでの濃度分布をEPAの改良ISCRTモデルを用いて求めるもので得られた濃度は米国とECの燃料サイクルの健康影響解析に用いられる。なお、発電所の設定等は2.1.1項電気事業から排出される一次汚染物質の大気拡散のモデル化と同様である。

(1) 外挿法

80km以遠の汚染物質の輸送は長距離輸送(LRT)である。短距離輸送では問題にならないがLRTでは問題になる重要な過程がある。すなわち、乾性、湿性沈着、化学

反応による変質，地形によって生じる境界層の効果である。ISC LTモデルは煙源から50kmまでの短距離用である。EPA推奨の長距離用の拡散プログラムはない。メソスケールや長距離の野外実験から得られる既存のデータベースには限界がある。広域オキシダントモデル，酸性雨のRADM，MESOPUFFなどのLRTモデルがEPAに提出されたが，それらは厳しい検証により適合しなかった。

この評価においては，濃度を計算する代わりに，遠距離の濃度を近似する統計的な補正法を選択した。修正はISC LTモデルの50~80kmの結果を用いてなされた。補正モデルは16方位の年間平均濃度にもとづいて開発される。各方位の与えられた濃度に対し，15~80kmの距離に割り当てられた濃度を回帰することによって補正式が導かれる。15km以内の濃度は，簡単な関数で表現できないため補正手順に含めない。15km以遠では，ある方位の濃度は単純減少傾向を示す。この現象は両サイトとも全ての方位で見られた。濃度の対数を指数回帰式で表現できた。べき指数は風下距離の平方根に比例する。回帰式は各汚染物質，各方位ごとに導かれた(つまり，各サイトにつき4物質×16方位=64式)。

(2) キーホール(鍵穴)効果

西に向かっていた汚染物質が逆に向き，等濃度線が鍵穴の形になることがある(図2.1.1)。気流は通常，米大陸を西から東に横断する。東部では山脈や台地の影響で，風は北東から南西あるいはその逆に吹く。大スケールの風の流れや局所的な地形を考慮すると，汚染物質はどこまでも西に運ばれることはないだろう。そこで，西の方向に運ばれた汚染物質は煙源からある距離(δ)で反射され，東の方向に戻るとした。

δ として80kmと160kmが選択された。80kmはそれ以遠で濃度が外挿される距離，160kmはオークリッジとチャタヌーガの距離である。ノックスビルで北東の風がチャタヌーガでは北の風に変わる。南西サイトでも同様の扱いをした。

まとめると以下の通りである。最初，東の成分をもつ方向 θ に輸送された汚染物質は， δ を超えても向きの逆転はしない。西の成分をもつ方向 θ に輸送された場合は180度反転する。

(3) 南東サイトの煙突近くの濃度に見られる予期せぬ分布

南東サイトでは全ての方位で風下1～2 kmで濃度が急激に減少する(図2.1.2)。年間平均値にこのような現象が起こるとは考えにくいですが、一つの原因として南東サイトで大気安定度A(不安定)の頻度が高いことがあげられる。大気が不安定で拡散しやすければ、濃度が急激に減少する。

(4)結果

図2.1.2は南東サイト、方位270度(西の方向)の地点に対する結果である。図には元のISCLTの結果、キーホール範囲(δ)を80km(EDGE80)、160km(EDGE160)にした結果が示されている。西の方向の結果なので、 δ を設定した場合、それを超える地点の濃度は計算されていない。図2.1.3は南西サイトの方位90度(東の方向)の地点に対する結果である。160kmを超えると風向逆転の効果は年間平均濃度にあまり現れない。

2.1.3 考察

モデル化については、一次汚染物質に対する評価で、光化学オキシダントや酸性雨など二次汚染物質の影響が強い大気汚染は対象外とされている。また、地球温暖化の原因となる二酸化炭素の排出や熱汚染なども含まれていない。しかし、総合的な外部性評価を行うためにはそれらを含む必要がある。

日本の石炭火力からの排出率は、 NO_x については本報告で想定した値の1/5程度、 SO_2 については1/3～同程度、ばいじんについては1/5～1/3である。

大気中の大気汚染物質濃度の評価までなら日本の石炭火力についても行われている。50万kw級の石炭火力の場合、 NO_x 、 SO_2 濃度は年間最大で0.1ppb程度である。本報告の値と比べて、 NO_x は1/10～1/5、 SO_2 は1/3～同程度である。排煙中微量物質の年間最大濃度は、100万kwを想定した場合、多くの元素で0.001～0.01ng/m³のオーダーである。環境濃度と比べると百～1万分の1程度になる。

日本では、拡散モデルの選定、混合層のモデルなど米国とは別の方法をとることになり、大気に関しては手法をそのまま適用することはできない。また、キーホール効果の導入は大雑把すぎる。メソスケールモデルや長距離輸送モデルを用いる方法を検討すべきと考える。

外部性評価についてはORNL/RFFの結果をレビューする必要がある。

1) ORNL/RFF : Oak Ridge National Laboratory and Resource for the Future
(1994): Estimating externalities of coal fuel cycles, Utility Data Institute,
McGraw-Hill, Washington, D. C.

表2. 1. 1 南東サイトに対するモデルの予測結果 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Particulate		PM ₁₀		NO _x	SO ₂	
Highest Incremental Impact of the Facility	5.3	0.092	3.5	0.061	1.8	62	1.08
Background Concentration*	108	47	71	37	23	76	25
Total Concentration	113	47	74	37	25	138	26
Primary NAAQS**	None	None	150	50	100	365	80

*From 1990 EPA AIRS database McMinn Co., TN monitoring station (Site I.D. 47-107-0101); 2nd highest 24 hour average and annual mean.

**For regulatory purposes the highest second highest receptor concentration is added to the baseline concentration and compared to the National Ambient Air Quality Standard (NAAQS).

表2. 1. 2 南西サイトに対するモデルの予測結果 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Particulate		PM ₁₀		NO _x	SO ₂	
	24 hour	Annual	24 hour	Annual	Annual	24 hour	Annual
Highest Incremental Impact of the Facility	3.3	0.048	2.3	0.032	1.12	29	0.41
Background Concentration*	66	42?	64	24	15	93	14
Total Concentration	69	42	66	24	16	122	14
Primary NAAQS**	None	None	150	50	100	365	80

*From 1991 EPA AIRS database San Juan Co., NM monitoring stations; 2nd highest 24 hour average and annual mean concentrations.

**For regulatory purposes the highest second highest receptor concentration is added to the baseline concentration and compared to the National Ambient Air Quality Standard (NAAQS).

?Indicates that the mean does not satisfy AIRS summary criteria.

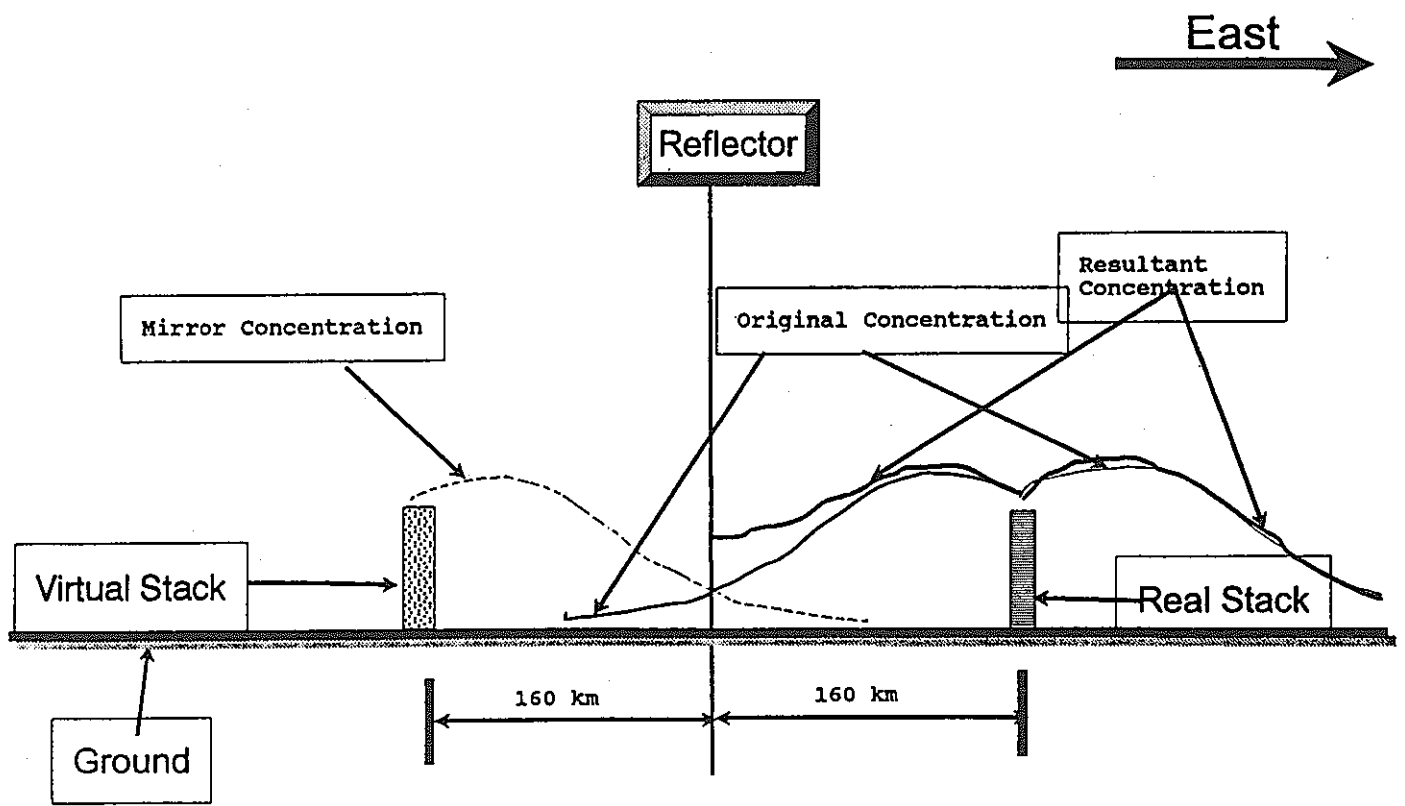


図2.1.1 拡散モデルにおけるキーホール効果

Southeast Site

270 Degree

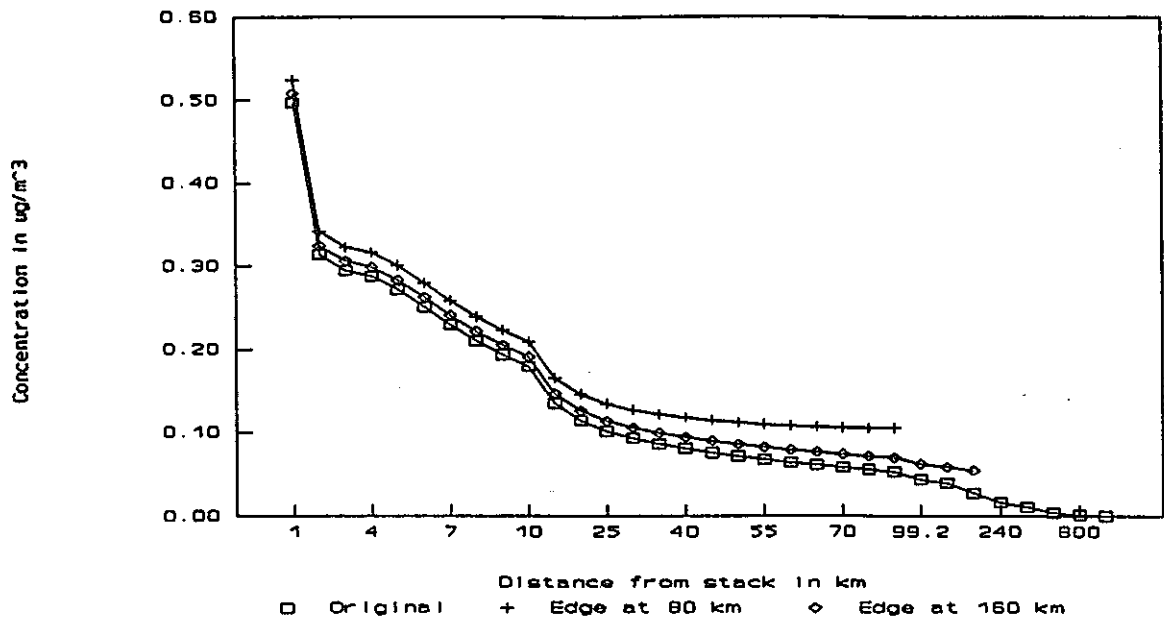


図2.1.2 濃度計算結果(南東サイト)

Southwest Site

90 Degree Sector (E)

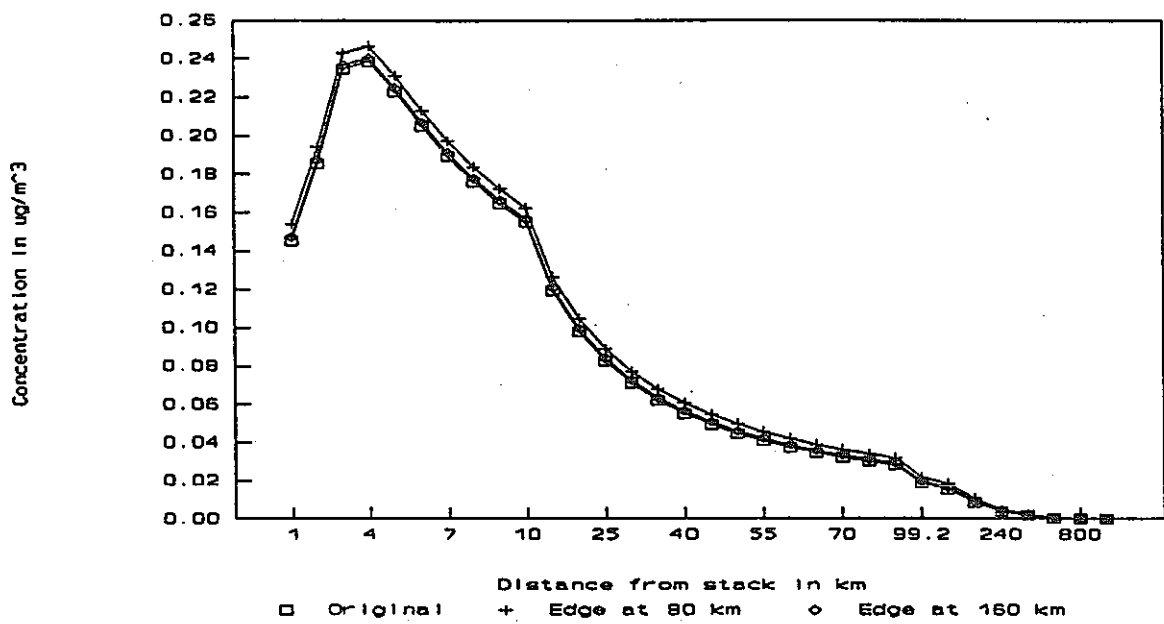


図2.1.3 濃度計算結果(南西サイト)

2.2 放射性核種の大気中での移行

ここでは、米国において核燃料サイクルの外部性に関する検討に用いられた、大気中での放射性核種移行の概要について述べる。また、最後に考察として我が国への適用の際の注意事項等を取りまとめた。

(1) 評価対象

大気中への放射性核種の定常放出による公衆への放射線量について、計算コードCAP-88を使って評価された。ここで考慮された被ばく経路は、汚染された大気の吸入による被ばく、汚染食物の摂取および地表面からの被ばくである。評価対象は、特定の個人(線量最高地点における仮想的居住者)、特定地点(最大個人線量を実際に受ける住民の居住地)に住む個人およびその他の地域住民(通常、放出源から80km以内)である。

(2) 大気移行過程

大気移行過程は、AIRDOS-EPA計算コードに準拠したモデル(修正ガウス型モデル)によって、地上における放射性核種の年平均濃度計算を行い、この計算濃度をもとに、地表面への沈着量と農産物等の濃度(更に食物連鎖モデルを介して人の摂取量を計算)を算出することとしている。

(3) 放出源

放出源は上空源ないしは地上源としてモデル化し、上空源については有効煙突高度を計算する。また、36ヶ所のPWRからの年間放出量を表2.2.1のように設定している。

(4) 気象データ

AIRDOS-EPAで使用される気象データはSTARフォーマットのデータファイルとして加工する。このファイルには、風速・安定度・風向のクラス別同時出現確率データが含まれる。この素データとしては、オンサイトデータか近くの空港における観測データを使用する。

また、気候データとしては、年間降水量、平均気温および平均混合層高度を用意する。これらは、対象年ないしは複数年平均のサイト・スペシフィックなデータか地域データをもとに設定する。

(5) 地表面への沈着過程

地表面および土壌中の濃度は、乾性・湿性沈着について計算される。沈着は50年間起こっていると仮定する。また、粒子と反応性ガスについてのみ、地表面への沈着を考慮する。

(6) 放射性核種の特別な取扱い

トリチウム(^3H)、炭素14(^{14}C)、ラドン222(^{222}Rn)については、特別な扱いをする。 ^3H 、 ^{14}C の比放射能は各々、絶対湿度 8 mg/m^3 と CO_2 濃度 330 ppm のもとで計算する。植物内の水および CO_2 の含有量は各々の大気中濃度と平衡関係にある(大気と植物中の比放射能は同じである)と仮定して、植物中の放射性核種の濃度を計算する。 ^{222}Rn 娘核種の濃度は、平衡係数が風下距離とともに変化するものとして計算する。

(7) 農業データ

農業データとしては、肉乳牛頭数および耕作地割合を与える必要がある。この計算には計算コード FOODJOB を使用する。この計算コードは、州単位の農業データをもとに、放出源周辺地域におけるセグメント単位での家畜頭数と食糧生産量を算出する。なお、ユーザーはサイト・スペシフィックな地域分布を与えることも可能である。

(8) 人口分布データ

放出源周辺の人口分布は計算コード SECPOP を使って算出する。この計算コードでは、1980年センサスデータを使って、放出源を中心とする円周上のセグメント単位の居住人口が評価される。また、ユーザーはサイト・スペシフィックな人口データを与えることもでき、放出源近くの集団被ばくをより正確に評価できる。

(9) 実効線量当量換算係数

この係数は、計算コード RADRISK を使って、ICRP Publ. 26, 30で設定されている器官加重係数をもとに計算し、 ALLRAD88 データファイルに被ばく経路別係数として保存する。

(10) 線量評価

線量は計算コード DARTAB を用いて以下のように計算される。

内部被ばく線量＝放射性核種の摂取量 ×人数 ×線量係数

外部被ばく線量＝放射性核種の濃度 ×被曝期間×線量係数
(AIRDOS-EPA計算結果) (ALLRAD88データファイル)

この計算コード(DARTAB)では、特定の個人(selected individual)、平均的な個人(average individual)および対象地域内の全住民に対する線量を評価する。

(11)まとめ

EPAはCAP-88計算コードは、線量－リスク関係の包括的評価を目的とした最も有効で実証されたコードであるとしている。

CAP-88で用いられているガウス型プルームモデルは、政府ガイドラインにおける最も一般的なモデルの一つであり、性能的(計算精度、使いやすさ、大気乱流のランダム性との整合)に優れている。地上における放射性核種の年平均濃度に関する比較結果によると、計算値は実測値に対しファクター2以内に収まる。

本モデルの制約は次のとおりである。ただし、これらの制約は風下距離が十分に大きければ無視できる。

- 1)全ての放出源位置を並べなければならないこと。また、煙突上昇高度を同一としなければならないこと。
- 2)建物のウェイクや煙突によるダウンウォッシュの影響が考慮されていないこと。
- 3)面源では、その面全体を均一放出源とみなさねばならないこと。
- 4)評価地域内の地形影響を考慮できないこと。

(12)考察

EPAの大気拡散モデルのガイドラインでは、下表に示すように適応ケースによって推奨モデルを変えている。

例えば2.1.1項で紹介したモデルにおいては、距離80km以内の年平均濃度を計算するのに、下表に挙げられているISCの長期評価モデルであるISCLTモデルが用いられている。ISCLTモデルは、AIRDOS-EPAモデルと同じガウス型モデルであるが、構造物や地形による影響を考慮できる等の違いがある。

このように、大気拡散モデルは適用するケースにふさわしいモデルを使用することが重要である。同時に、ガウス型モデルの場合には特に、モデルの有する特性や限界

性を良く考慮した上で計算結果を評価する必要がある。

適用地域		モデル
都市域	長期評価用	CDM, (AQDM)
	短期評価用	RAM
郊外域	起伏の小さい地域	CRSTER
	やや起伏のある地域	MPTER, (RTDM)
工業施設周辺域		ISC, BLP
複雑地形地域		(VALLEY), (CTDM)
海上・沿岸地域		(OCD)
自動車線源		CALINE3, (HIWAY)
光化学大気汚染		UAM

(注) ()付きのモデルは、推奨モデルではないが代表的なモデルであることを示す。

また、AIRDOS-EPAを日本で適用する際には次のような点に注意する必要がある。

- ・放出源が複雑な地形の地域や海岸に立地する場合には、本モデルを適用することが難しいこと。
- ・対象地域の気象的特徴を良く考慮した上で、気象データを加工する必要があること。
- ・本文中にも述べられているように、風下距離が小さい場合には適用が難しいこと。

表2.2.1 Annual airborne radionuclide releases for 36 W-PWRs(1988 data)

#	AIRBORNES: FACILITY	NAMEPL'T CAPACITY (MWE)	1988 MW-HR THERMAL GEN (MW-HR TH)	T-3	A-131	Cs-137	Co-60	Cr-51	Co-58	Co-60	Co-60	Co-60	Co-60
				(12.37)	(0.81)	(27.70)	(31.21)	(27.20)	(71.0)	(6.27)	(10.77)	(6.40)	(1.27)
1	BEAVER VALLEY 1	923	1.04E+07	2.18E+01	1.51E-01		7.30E-08		6.30E-06	0.25E-05	2.38E-01	1.22E-08	
2	BEAVER VALLEY 2	923	2.13E+07	2.18E+01	1.51E-01		7.30E-08		6.30E-06	0.25E-05	2.38E-01	1.22E-08	
3	BRAIDWOOD 1	1176	1.04E+07	2.73E+00	3.31E-01				1.20E-07	1.90E-07	1.78E-01	1.87E-02	0.38E-04
4	BRAIDWOOD 2	1176	4.08E+06	2.68E+00	7.04E-01						1.46E-02	1.19E-02	0.60E-05
5	BYRON 1	1178	1.99E+07	8.10E-01	3.29E-01						6.30E+00	1.69E-01	2.70E-03
6	BYRON 2	1176	2.04E+07	8.10E-01	3.29E-01						6.30E+00	1.69E-01	2.70E-03
7	CALLAWAY 1	1238	2.76E+07	1.63E+01	8.10E-01						8.20E+01	2.60E+00	
8	CATAWBA 1	1306	2.29E+07	3.03E+01	6.99E+00	6.34E-07	2.86E-08		1.62E-05	6.81E-08	2.68E+00	0.23E-01	1.31E-01
9	CATAWBA 2	1306	1.88E+07	3.03E+01	6.99E+00	6.34E-07	2.86E-08		1.62E-05	6.81E-08	2.68E+00	0.23E-01	1.31E-01
10	COCK 1	1152	2.42E+07	3.02E+00	1.95E-01		1.70E-08		3.42E-05	1.71E-07	7.60E-01	7.25E-02	0.36E-02
11	COCK 2	1133	7.41E+06	3.02E+00	1.95E-01		1.70E-08		3.42E-05	1.71E-07	7.60E-01	7.25E-02	0.36E-02
12	DIABLO CANYON 1	1137	1.88E+07	3.28E+01	1.03E+00	2.38E-08	1.17E-04		1.14E-04	1.69E-05	4.60E+00	6.16E-02	7.90E-04
13	DIABLO CANYON 2	1164	1.98E+07	3.28E+01	1.03E+00	2.38E-08	1.17E-04		1.14E-04	1.69E-05	4.60E+00	6.16E-02	7.90E-04
14	FARLEY 1	860	1.92E+07	1.18E+02	2.63E+01	2.40E-04	2.86E-05		7.47E-05	4.08E-05	6.88E+02	0.11E-01	0.27E-03
15	FARLEY 2	860	2.29E+07	6.98E+01	3.68E+01						4.68E+02		
16	HARRIS 1	951	1.71E+07		3.65E-01	8.04E-08			3.45E-05	3.98E-08		4.88E+01	1.62E+01
17	INDIAN POINT 2	1310	1.95E+07	1.89E+00	7.40E-01	1.66E-02			1.62E-04	5.65E-03		2.18E-01	4.57E-02
18	INDIAN POINT 3	1013	2.14E+07	4.58E+00	3.58E-01				8.98E-08		3.28E+00	1.46E-01	6.92E-02
19	MC GUIRE 1	1306	2.29E+07	2.40E+01	8.77E+00	1.88E-08	8.26E-07		6.48E-05	7.28E-05	3.69E+01	4.02E+00	7.05E-01
20	MC GUIRE 2	1306	2.41E+07	2.40E+01	8.77E+00	1.88E-08	8.26E-07		6.48E-05	7.28E-05	3.69E+01	4.02E+00	7.05E-01
21	MILLSTONE 3	1253	2.33E+07	7.18E+01			6.27E-07		3.11E-04	1.66E-05		2.14E-03	
22	NORTH ANNA 1	947	2.20E+07	4.72E+01	4.28E-04		1.04E-08		3.80E-08	3.82E-05	1.82E+00	1.48E-02	1.88E-04
23	NORTH ANNA 2	947	2.60E+07	4.72E+01	4.28E-04		1.04E-08		3.80E-08	3.82E-05	1.82E+00	1.48E-02	1.88E-04
24	SALEM 1	1170	2.32E+07	4.00E+02	7.51E-03				3.68E-05	1.42E-03	1.10E+00	3.68E-01	
25	SALEM 2	1170	1.90E+07	3.70E+02	1.55E-02				7.05E-05	1.42E-03	1.82E+00	3.08E+00	6.69E-01
26	SEQUOYAH 1	1221	6.16E+05	6.85E+00	1.24E-01						7.35E-05	1.00E+00	8.78E-02
27	SEQUOYAH 2	1221	1.26E+07	6.85E+00	1.24E-01						7.35E-05	1.00E+00	8.78E-02
28	SOUTH TEXAS 1	1311	6.81E+06	1.72E+01	7.69E+02							1.71E-01	2.29E-01
29	SUMMER 1	900	1.81E+07	1.80E+00	3.73E-01				1.10E-05		4.09E+00	2.03E+00	8.25E-03
30	BURRY 1	848	8.45E+06	1.39E+01	8.10E-01	1.45E-04	6.60E-05	4.30E-08	6.22E-05	0.60E-04	2.68E+00	8.40E-02	4.68E-03
31	BURRY 2	848	1.18E+07	1.39E+01	8.10E-01		6.60E-05	4.30E-08		0.60E-04	2.68E+00	8.40E-02	4.68E-03
32	TROJAN	1216	1.98E+07	6.44E+01	8.48E-01				1.95E-04	4.27E-08	2.73E+00	3.65E-01	9.72E-02
33	VOGTLE 1	1216	2.18E+07	8.33E+01	3.18E+01				1.49E-08		6.37E-05	1.13E-04	
34	WOLF CREEK 1	1238	2.01E+07	1.48E+02	8.72E-01				1.09E-05	1.81E-05	1.17E+00	7.68E-01	2.82E-04
35	ZION 1	1085	1.97E+07	1.85E+02	8.20E-02		1.60E-08		2.88E-05	7.65E-05	1.70E+00	6.70E-03	
36	ZION 2	1085	2.08E+07	1.85E+02	8.20E-02				2.88E-05	7.65E-05	1.70E+00	6.70E-03	
	MEAN	1118	1.80E+07	6.98E+01	2.66E+01	3.80E-03	2.27E-05	4.30E-08	6.48E-05	4.13E-04	4.23E+01	2.38E+00	7.03E-01
	SUM			2.09E+03	8.92E+02	1.60E-02	3.86E-04	8.60E-08	1.44E-03	1.12E-02	1.35E+03	7.18E+01	1.91E+01

表2.2.1 Annual airborne radionuclide releases for 36 W-PWRs(1988 data)(continued)

#	FACILITY	NAMEPL'T CAPACITY (MWE)	1988 MW-HR THERMAL GEN (MW-HR TH)	Fr-94 (17.7%)	Kr-81 (2.57%)	Rn-222 (100%)	Ar-41 (29.17)	Hb-96 (26.9)	Zr-95 (94.4)	Tc-99M (1.0153)	Ag-110M (269.4)	I-131 (13.1)	Xe-135M (11.95)
	BEAVER VALLEY 1	923	1.04E+07				4.85E-09					7.80E-05	8.95E-02
	BEAVER VALLEY 2	923	2.13E+07				4.85E-09					7.80E-05	8.95E-02
	BRAIDWOOD 1	1175	1.04E+07		1.03E-02							3.22E-04	5.33E-01
	BRAIDWOOD 2	1175	4.08E+06		5.68E-04							7.61E-05	5.85E-01
	BYRON 1	1175	1.09E+07		1.26E-02							6.40E-03	3.36E+00
	BYRON 2	1175	2.04E+07		1.26E-02							6.40E-03	3.36E+00
	CALLAWAY 1	1238	2.76E+07	8.30E-02	7.28E-01							1.87E-05	2.40E+00
	CATAWBA 1	1305	2.20E+07	7.96E-05	1.03E+00		3.26E-07	7.70E-08	4.15E-10	3.79E-09	2.38E-09	7.62E-04	1.22E+01
	CATAWBA 2	1305	1.88E+07	7.96E-05	1.03E+00		3.26E-07	7.70E-08	4.15E-10	3.79E-09	2.38E-09	7.62E-04	1.22E+01
	COOK 1	1152	2.42E+07		3.52E-01			1.34E-07	3.30E-08			3.40E-03	4.04E-01
	COOK 2	1153	7.41E+06		3.52E-01			1.34E-07	3.30E-08			3.40E-03	4.04E-01
	DIABLO CANYON 1	1137	1.68E+07		5.80E-02				8.00E-08			3.49E-04	7.80E+00
	DIABLO CANYON 2	1184	1.08E+07		5.80E-02				8.00E-08			3.49E-04	7.80E+00
	FARLEY 1	860	1.92E+07		2.02E-01							1.18E-03	1.16E+00
	FARLEY 2	860	2.29E+07									2.36E-08	
	HARRIS 1	951	1.71E+07		5.10E+01			1.48E-06					
	INDIAN POINT 2	1310	1.95E+07		2.85E-01		1.09E-08					4.02E-05	
	INDIAN POINT 3	1013	2.14E+07		2.08E-01							3.41E-03	8.32E+00
	MC GUIRE 1	1305	2.26E+07	1.70E-04	4.64E+00	1.03E-08		5.68E-10		2.31E-08		5.68E-03	1.07E+01
	MC GUIRE 2	1305	2.41E+07	1.70E-04	4.64E+00	1.03E-08		5.68E-10		2.31E-08		5.68E-03	1.07E+01
	MILLSTONE 3	1263	2.33E+07			8.96E-08	4.31E-08					9.45E-03	2.03E-01
	NORTH ANNA 1	947	2.20E+07	2.03E-06				2.67E-10			7.20E-11	7.80E-04	9.75E-01
	NORTH ANNA 2	947	2.50E+07	2.03E-06				2.67E-10			7.20E-11	7.80E-04	9.75E-01
	SALEM 1	1170	2.32E+07									6.70E-04	7.85E+00
	SALEM 2	1170	1.90E+07		4.15E+00							8.80E-04	2.65E+00
	SEQUOYAH 1	1221	5.16E+06		7.40E-03	5.15E-07	3.32E-07			4.10E-07		1.92E-05	5.45E-01
	SEQUOYAH 2	1221	1.28E+07		7.40E-03	5.15E-07	3.32E-07			4.10E-07		1.92E-05	5.45E-01
	SOUTH TEXAS 1	1311	8.81E+06		3.22E-01							5.18E-04	
	SUMMER 1	900	1.61E+07	8.44E-03	2.91E+00							2.28E-03	1.52E+00
	SURRY 1	848	4.45E+06	1.08E-03	7.50E-03	8.40E-07	1.29E-07	3.78E-08			1.32E-10	4.79E-03	9.86E-01
	SURRY 2	848	1.18E+07	1.08E-03	7.50E-03	8.40E-07	1.29E-07	3.78E-08			1.32E-10	4.79E-03	9.85E-01
	TROJAN	1216	1.98E+07		1.17E-01	1.74E-05	7.29E-06	3.15E-06				2.88E-03	2.61E+00
	VOGTLE 1	1215	2.18E+07		3.79E-04							8.45E-06	
	WOLF CREEK 1	1239	2.01E+07		1.10E+00							5.65E-06	4.09E+00
	ZION 1	1085	1.97E+07	3.21E-03	8.55E-03	1.80E-07		4.10E-09	1.25E-09	4.65E-08	1.05E-07	5.75E-04	3.22E-01
	ZION 2	1085	2.08E+07	3.21E-03	8.55E-03	1.80E-07		4.10E-09	1.25E-09	4.65E-08	1.05E-07	5.75E-04	3.22E-01
	MEAN	1118	1.80E+07	8.38E-03	3.56E+00	2.95E-06	1.20E-06	9.62E-07	2.33E-08	1.21E-07	2.69E-08	1.93E-03	3.16E+00
	SUM			1.01E-01	1.03E+02	2.96E-05	1.32E-05	1.26E-05	1.86E-05	9.87E-07	2.15E-07	8.76E-02	1.07E+02

表2.2.1 Annual airborne radionuclide releases for 36 W-PWRs(1988 data)(continued)

#	FACILITY	NAMEPLT CAPACITY (MWE)	1988 MW-HR THERMAL GEN (MW-HR TH)	I-132 (2.3 h)	Kr-133 (5.24 d)	I-131 (20.3 h)	Xe-133m (2.34 d)	Co-134 (2 y)	P-134 (83 d)	Kr-136 (10.1 h)	I-134 (9.0 h)	Co-136m (15.3 m)	Co-137 (20 y)	Co-138 (44 m)
1	BEAVER VALLEY 1	923	1.84E+07		1.16E+00	7.95E-05				2.22E-01	1.08E-05	1.18E-02	6.85E-07	
2	BEAVER VALLEY 2	923	2.13E+07		1.18E+00	7.95E-05				2.22E-01	1.08E-05	1.18E-02	6.85E-07	
3	BRAIDWOOD 1	1175	1.04E+07		4.02E+01	1.27E-04	2.70E-01		2.40E-02	3.81E-01				
4	BRAIDWOOD 2	1176	4.08E+06		3.85E+01	1.38E-05	1.09E-01			3.73E-02	3.26E-08			
6	BYRON 1	1175	1.99E+07	2.47E-04	8.85E+02	1.88E-03	8.25E+00		1.26E-05		5.60E-04		1.16E-05	
8	BYRON 2	1175	2.04E+07	2.47E-04	8.85E+02	1.88E-03	8.25E+00		1.26E-05		5.60E-04		1.16E-05	
7	CALLAWAY 1	1238	2.76E+07		5.60E+02		2.56E+00			3.73E+01				
8	CATAWBA 1	1305	2.29E+07	2.30E-08	1.61E+03	4.50E-08	1.55E+01	3.41E-08	1.44E-08	1.80E+01	1.88E-08	5.88E-03	5.68E-03	3.60E-03
9	CATAWBA 2	1305	1.88E+07	2.30E-08	1.61E+03	4.50E-08	1.55E+01	3.41E-08	1.44E-08	1.80E+01	1.88E-08	5.88E-03	5.68E-03	3.60E-03
10	COOK 1	1182	2.42E+07		1.23E+02	4.07E-04	6.25E-01	1.70E-04		4.08E+00	3.32E-05	8.25E-02	4.02E-04	5.20E-02
11	COOK 2	1133	7.41E+06		1.23E+02	4.07E-04	6.25E-01	1.70E-04		4.08E+00	3.32E-05	8.25E-02	4.02E-04	5.20E-02
12	DIABLO CANYON 1	1137	1.66E+07		1.44E+02	1.80E-04	4.58E-01	2.38E-05		5.85E+00		2.22E-03	1.49E-05	4.88E-04
13	DIABLO CANYON 2	1164	1.98E+07		1.44E+02	1.80E-04	4.58E-01	2.38E-05		5.85E+00		2.22E-03	1.49E-05	4.88E-04
14	FARLEY 1	860	1.92E+07		1.83E+02	1.30E-08	2.18E+00	1.48E-08		6.03E+01		2.58E-07	1.28E-08	8.20E-02
15	FARLEY 2	860	2.29E+07		7.41E+01	8.00E-09	1.90E-01	8.38E-09		2.38E+01			1.48E-07	8.32E-02
16	HARRIS 1	951	1.71E+07	3.40E-08	1.84E+03		3.24E+01			1.13E+02				1.62E+01
17	INDIAN POINT 2	1310	1.95E+07		2.05E+02	2.97E-03	4.34E-01			1.13E+01		4.99E-01	1.77E-03	3.82E-03
18	INDIAN POINT 3	1013	2.14E+07		2.87E+02	5.47E-04	2.02E+00	1.49E-08		8.24E+00		1.32E-02	2.40E-08	3.30E-03
19	MC GUIRE 1	1305	2.26E+07	1.20E-03	1.79E+03	1.83E-03	2.44E+01	4.73E-05	1.12E-07	7.09E+01	8.01E-07	1.39E-02	1.11E-04	1.08E-03
20	MC GUIRE 2	1305	2.41E+07	1.20E-03	1.79E+03	1.83E-03	2.44E+01	4.73E-05	1.12E-07	7.09E+01	8.01E-07	1.39E-02	1.11E-04	1.08E-03
21	MILLSTONE 3	1253	2.33E+07		7.77E+01	4.45E-03	5.02E-01			5.94E+00			1.63E-05	
22	NORTH ANNA 1	947	2.20E+07	3.28E-08	2.37E+02	2.50E+01	2.91E-01	7.70E-05		1.30E+00	8.25E-08		2.47E-04	
23	NORTH ANNA 2	947	2.50E+07	3.28E-08	2.37E+02	2.50E+01	2.91E-01	7.70E-05		1.30E+00	8.25E-08		2.47E-04	
24	SALEM 1	1170	2.32E+07		5.00E+02		9.90E-01			1.90E+01		2.37E-04	5.69E-08	
25	SALEM 2	1170	1.90E+07		1.12E+03		8.08E+00			3.43E+01		4.99E+00	6.88E-08	
26	SEQUOYAH 1	1221	5.18E+06		1.08E+02		1.07E+02			1.83E+00			1.90E-08	
27	SEQUOYAH 2	1221	1.26E+07		1.08E+02		1.07E+02			1.83E+00			1.90E-08	
28	SOUTH TEXAS 1	1311	5.81E+06		9.68E+01		5.90E-02			1.28E+00		4.87E-02		
29	SUMMER 1	900	1.61E+07	2.30E-04	2.07E+02	1.13E-03	1.05E+00	3.48E-08	2.10E-08	2.27E+01	1.05E-04		2.25E-05	
30	SURRY 1	848	8.45E+06	5.46E-04	1.77E+02	2.35E-03	3.01E-01	4.40E-04	4.60E-08	2.28E+00	2.08E-04	6.41E-03	1.17E-03	
31	SURRY 2	848	1.16E+07	5.46E-04	1.77E+02	2.35E-03	3.01E-01	4.40E-04	4.60E-08	2.28E+00	2.08E-04		1.17E-03	
32	TROJAN	1216	1.89E+07	2.26E-07	3.84E+02	1.02E-03	1.38E+00	2.18E-08		6.45E+00	7.01E-08	7.13E-01	5.48E-08	2.64E-01
33	VOGTLE 1	1215	2.18E+07		7.75E+01	4.84E-05	5.44E-02			8.28E+00				
34	WOLF CREEK 1	1238	2.01E+07		7.57E+02		7.66E+02						2.28E-05	
35	ZION 1	1085	1.97E+07	8.25E-04	8.95E+02	2.05E-04	1.78E-01	9.70E-08	1.31E-04	2.78E+01	8.10E-05			
36	ZION 2	1085	2.08E+07	8.25E-04	8.95E+02	2.05E-04	1.78E-01	9.70E-08	1.31E-04	2.78E+01	8.10E-05			
	MEAN	1118	1.80E+07	3.92E-04	4.91E+02	1.79E+00	3.31E+01	8.10E-05	2.03E-03	1.88E+01	1.02E-04	3.55E+01	5.11E-04	3.19E+00
	SUM			5.88E-03	1.79E+04	6.00E+01	1.13E+03	1.54E-03	2.43E-02	6.33E+02	1.04E-03	6.48E+00	1.71E-02	1.67E+01

SUM(ALL AIRBORNE) 2.44E+04

第3章 各種エネルギー源へのライフサイクルアセスメント手法適用に 関する調査研究

本章では、ライフサイクルアセスメント手法により環境への影響評価について検討が行われている事例として冷蔵庫の製造に関する環境評価およびライフサイクルからの分析も含んでいる温暖化対策技術のコスト評価について検討を行った。

3.1 ライフサイクルアセスメント手法による環境への影響評価

3.1.1 はじめに

ライフサイクルアセスメント(Life Cycle Assessment:LCA)とは、工業製品およびサービスの製造、使用、廃棄にわたるライフサイクルにおける資源およびエネルギーの投入量と排出物質を定量することにより、製品およびサービスの環境影響を評価するとともに、その負荷の少ない生産に移行することを検討する手法である。LCAは、1)排出物とその量の推定(inventory analysis)、2)環境影響評価(Impact assessment)からなり、3)製品およびサービスの改善の立案(Improvement assessment)に活かされることが期待されている。LCAは、ISO(International Standard Organization)の環境管理システム規格(ISO14000シリーズ)の制定を支援するツールとして、近年にわかに注目を浴びている。

プロセスデータの収集を行い、冷蔵庫、洗濯機、発電所など様々な工業製品のLCAケーススタディを実施してきた。

LCA手法の概念、インベントリー分析および環境影響評価手法を解説し、その問題点についても述べる。

3.1.2 手法の概念

図3.1.1に、工業製品の一例として冷蔵庫を取りあげ、LCAの概念図を示す。冷蔵庫を製造する際には、プラスチック類、スチール類、アルミニウム、フロン、そして電力などのエネルギーが使用される。プラスチックは、ナフサから製造され、ナフサ

は原油から精製される。わが国では、化石燃料や金属資源の大部分が海外から輸入されている状況にあり、輸入する際にはタンカーや貨物船などが用いられ、輸送の際には重油などの燃料が消費される。また、海外においても化石燃料や金属資源が採掘される際にもエネルギーが消費される。電気は発電所で生産され、火力発電所では、化石燃料が消費されるとともに、大気中にCO₂、SO_x、NO_xなどが排出される。そして冷蔵庫を廃棄する際にも、輸送、埋め立て、排水処理にエネルギーが消費される。

上記のように、工業製品の一単位あたりのライフサイクルに関連する一つ一つの工程について、消費されるエネルギーと原材料そして環境へ排出される物質量を積み上げて環境負荷を評価する方法を、積み上げ法によるLCA手法という。LCA手法には、そのほかに産業連関表を用いる方法がある。産業連関表を用いる方法は、各産業部門での財の取引が基本となっているので、具体的な素材の種類を詳細に分析することが困難である短所を持つが、各部門の平均値を取り込みやすい利点を有している。一方、積み上げ法は、個別の製品について分析しやすいが、各々の工程についてのデータを収集しなければならない難点があり、両手法にはそれぞれ一長一短がある。この両手法の短所を補うために、近年では、積み上げ法と産業連関表を用いる方法を組み合わせた「ハイブリッド分析手法」の開発も試みられている。

3.1.3 冷蔵庫のライフサイクルインベントリー分析について

冷蔵庫のライフサイクルインベントリーを作成し、特定フロンを用いた冷蔵庫と代替フロンを用いた冷蔵庫のライフサイクルにおける環境への排出物量の違いを検討してきた。冷蔵庫の製造・使用に関するデータは、日本電機工業会の協力により得、基礎素材の製造およびエネルギーの生産および消費に関するデータは、文献より採取した。廃棄工程には、冷蔵庫を埋め立て処分する場合を想定した。そしてLCAソフトウェアを用い、ライフサイクルインベントリーを作成した。ただし、海外での資源採掘などに投入されるエネルギー等に関するデータの採集が困難であったため、海外における工程は取り入れていない。結果の詳細は、文献2)に記載されているので、ここでは割愛する。なお、海外における工程をインベントリーに取り入れる作業は、その

後検討され、一部の素材および資源の海外での生産工程を取り入れた場合の、インベントリー分析結果の影響度が調べられている。インベントリーの分析結果は、海外生産工程を取り入れるか、そしてどのような廃棄工程をとるかによって、大きく異なってくることに注意しなければならない。

冷蔵庫のライフサイクルインベントリーを作成した場合、大気圏排出物、水圏排出物、固体廃棄物、エネルギー消費量、資源消費量などの様々なデータが環境負荷として算出される。一般に、一つ一つの工程を詳細に分析すればするほど、インベントリーを作成した結果、得られるデータは膨大になり、インベントリー分析を行った結果を見るだけでは、どちらの製品が環境への負荷が少ないかは判断できない。そこで環境影響評価 (Impact assessment) が必要になってくる。

3.1.4 LCAにおける環境影響評価 (Impact assessment) 手法について

環境影響評価の目的は、インベントリー分析により算出された環境負荷が、どの程度、環境へ影響を引き起こすかを分析、評価することである。SETAC (環境毒物化学学会) によって発表された 'Code of Practice' (実施規則) によると、環境影響評価は、1) クラシフィケーション (Classification)、2) キャラクターゼーション (Characterization)、3) 統合評価 (Valuation) の3つの部分に分割される。クラシフィケーションでは、資源消費や排出物を、地球温暖化やオゾン層の破壊などの予想される環境負荷項目に振り分ける。キャラクターゼーションでは、排出物が指定された環境負荷項目に対して果たす割合を相対的に評価し、環境負荷項目内での役割を数値化して総計する。すなわち、環境負荷項目内での影響の定量化を行う。統合評価では、異なる環境負荷項目の重要性を相対的に評価し、キャラクターゼーションの結果に重みづけ係数を掛けて総計し、環境影響を一つの指標で表す。この段階では、自然科学に加え、政治的および倫理的価値による評価がなされる。

環境影響評価手法の一つである、オランダで開発されたEco-Indicator 95を例に取り説明する。

Eco-Indicator 95による環境影響評価の概念図を図3.1.2に示す。Eco-Indicator 95

では、インベントリー分析の結果得られた排出物質を、9種の環境負荷項目に結びつける。そして各排出物の重量に、各環境負荷項目に対する特性値を掛け合わせ、環境負荷項目ごとに総計する。この特性値として、地球温暖化についてはGWP (Global Warming Potential)値が、オゾン層破壊についてはODP (Ozone Depleting Potential)値が、酸性雨についてはAP (Acidification Potential)値が用いられている。参考までに、特定フロンを用いた冷蔵庫のインベントリー分析によって得られた大気圏排出物を、地球温暖化、オゾン層破壊、酸性雨の環境負荷項目別に集計した値を、表3.1.1に示す。表3.1.1ではフロン類は、使用されていたものが廃棄工程で回収分解されず、そのまま出ることを仮定している。また、CO₂以外の排出物量については信頼性が乏しい。

Eco-indicator 95では、次の段階として、ヨーロッパにおける一年間あたりの各排出物質の総量に、特性値を掛けて環境負荷項目毎に集計を行った値(これを「規格値 (Normalization value)」と呼ぶ)で割ることにより、対象とする製品・サービス1単位の相対的な影響度を無次元数で表す。これを規格化 (Normalization)という。しかしながら、わが国には、化学物質の年間排出総量に関するデータがほとんど存在せず、環境影響評価を行うためには、化学物質の年間排出総量に関するデータベースを作成することが早急な任務となっている。

そして最後に、キャラクターゼーションの結果得られた各環境負荷項目別指数に、重みづけ係数を掛けて総計し、環境影響を一つの指標で表す。Eco-Indicator 95では、実際の環境負荷量と容認環境負荷量の比を用いて、この重みづけを行っている。この重みづけの値を、低減係数 (reduction factor)と呼ぶ。Eco-Indicator 95では、容認環境負荷量の基準として、「人間の生命・健康」に関しては、100万人の住民あたりの一年間における1人の超過死亡を、そして「エコシステム(人間以外の自然構成体)」に関しては、5%のエコシステムの損害を提言している。Eco-Indicator 95で用いられている各環境負荷項目の低減係数を、表3.1.2に示す。表から分かるように、Eco-Indicator 95では、オゾン層の低減係数が100と最も大きくとられていることに特徴がある。これら低減係数は、科学的根拠をもとに算出されていると述べられているが、

不明瞭な点も多く、今後、議論、検討を重ね修正される模様である。

3.1.5 まとめ

以上、LCA手法の概念、インベントリー分析および環境影響評価手法を説明し、その問題点を指摘してきた。わが国におけるLCAの研究は、とりわけインベントリーの分野で、LCAの概念に基づいたケーススタディーの実施とデータの収集が行われるようになり、先行する欧米の水準に近づきつつある。しかしながらインベントリー分析の結果は、計算手法そして使用するデータに大きく依存するため、LCA手法の標準化とわが国のデータベースの構築について全産業界ベースでの議論が急務となっている。また、廃棄工程をどのように取り扱うかにより、インベントリー分析の結果が多く異なることについて述べたが、今後は、リサイクル、焼却などの廃棄工程をどのように取り扱っていくか検討していく必要がある。

一方、LCAの最終段階である環境影響評価および改善の立案は、欧米の研究事例に比較して、わが国のLCA研究は、著しく遅れている状況にある。

表3.1.1 環境負荷項目別指数の算出方法

環境負荷項目	影響物質	重量	単位	特性値	指数値	指数値合計
地球温暖化	CO ₂	4060	kg	1	4060	8630
	N ₂ O	1.11	kg	270	300	
	CFC-11	0.840	kg	3400	2860	
	CFC-12	0.200	kg	7100	1420	
オゾン層破壊	CFC-11	0.840	kg	1	0.840	1.02
	CFC-12	0.200	kg	0.88	0.176	
酸性雨	NO _x	12.6	kg	0.7	8.83	12.2
	SO ₂	3.40	kg	1	3.40	
	SO _x	1.51E-3	kg	1	1.51E-3	
	HF	6.08E-5	kg	1.6	9.73E-5	

表3.1.2 Eco-Indicator 95における低減係数

環境負荷項目	低減係数
(1) 地球温暖化	2.5
(2) オゾン層の破壊	100
(3) 酸性雨	10
(4) 湖沼・河川の富栄養化	5
(5) 夏のスモッグ	2.5
(6) 冬のスモッグ	5
(7) 農薬	25
(8) 大気中の重金属	5
(9) 水中の重金属	5
(10) 発ガン性物質	10

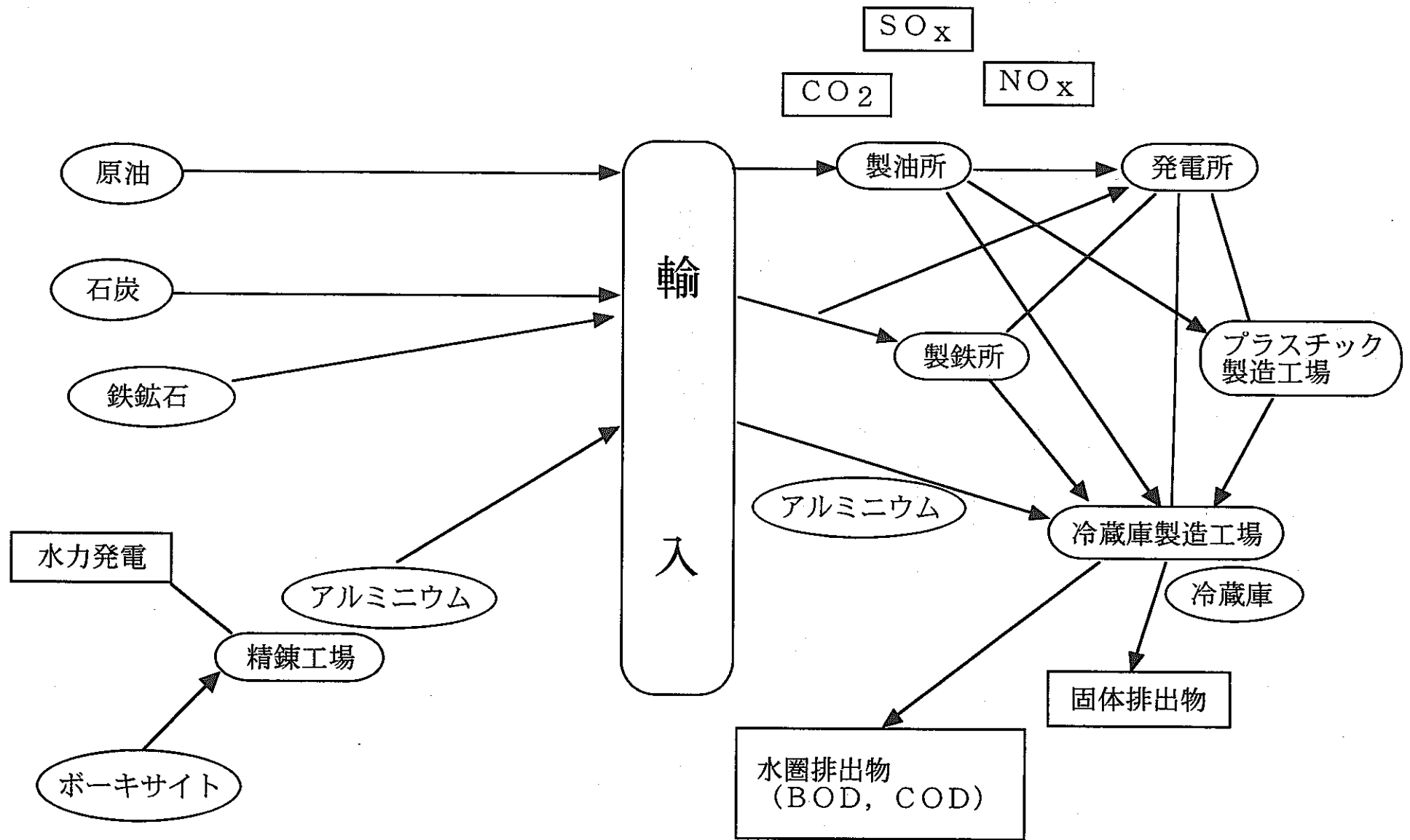


図3.1.1 LCAの概念図

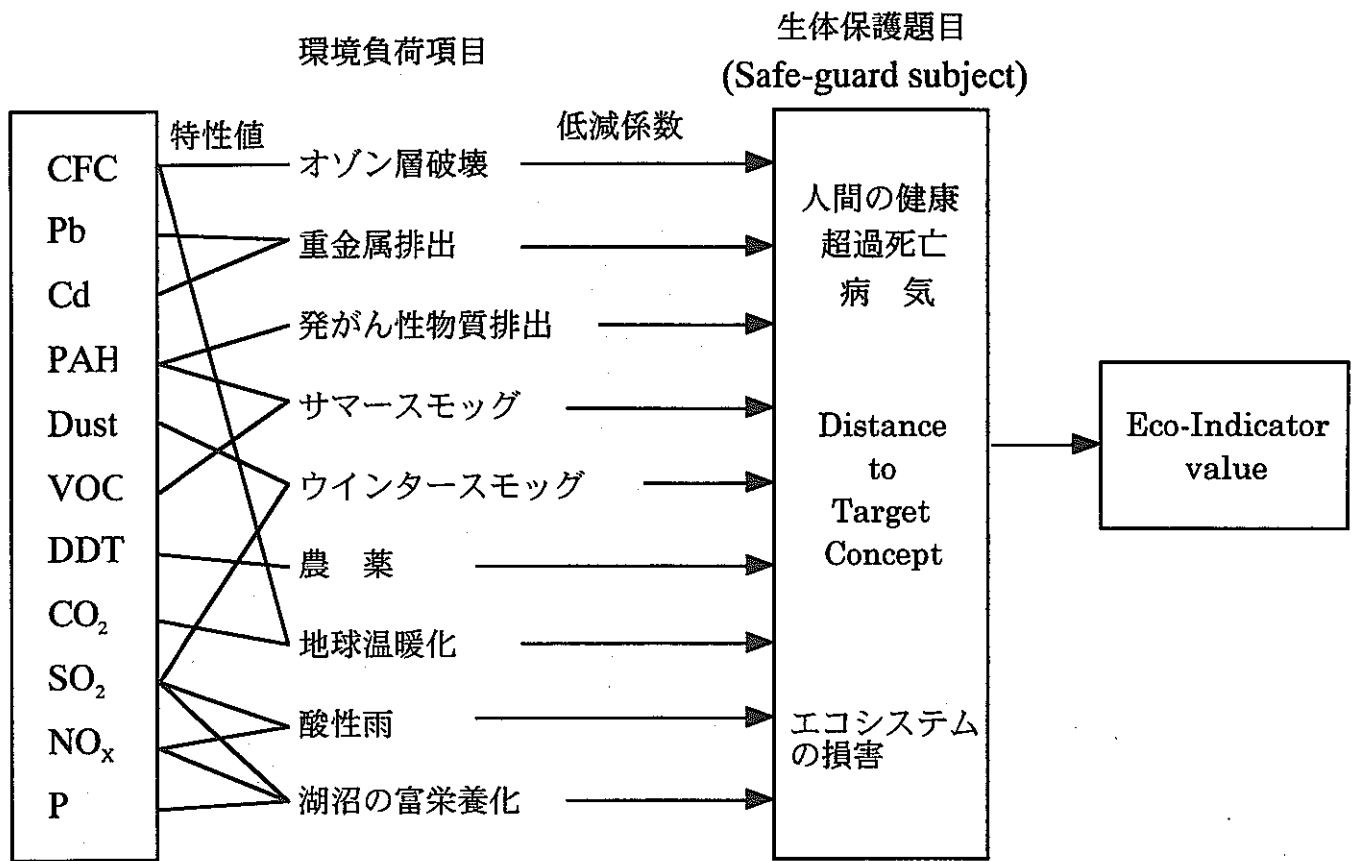


図3.1.2 Eco-Indicator 95による環境影響評価の概念図

3.2 温暖化対策技術のコスト評価

3.2.1 はじめに

長期エネルギー需給見通しと新エネルギー導入大綱には、CO₂の排出など地球環境問題への対応の観点から、環境負荷の小さい新エネルギーの導入が促されている。我が国のCO₂排出量は年間11.7億トンで、その量は世界の5%に相当している。部門別に見ると産業部門からの排出量は全体の68%と、輸送部門の19%、民生部門の12%に比べ、大きな割合を占めている。なかでも、電力部門のCO₂排出量は産業部門の半分、我が国でも34%にもなっており、電力部門における今後のCO₂対策は、我が国のCO₂排出量の低減に大きな効果がある。

発電プラントから出るCO₂を技術的に抑制する方法は、CO₂発生抑制、CO₂回収、CO₂固定に分類できる。発生抑制とは、天然ガスなど炭素含有量の少ない燃料への転換、あるいは原子力や自然エネルギーといった発電時にCO₂を放出しない代替エネルギーの利用と、LNG複合発電、石炭ガス化複合発電、コージェネレーションなど発電プラントにCO₂分離回収装置を併設して排ガス中のCO₂を除去し、回収したCO₂を地下や海洋に処分するもので、固定技術とは放出あるいは回収したCO₂を半永久的に海底に貯留したり樹木に固定するシステムをいう。

発電技術が社会に与えている温暖化影響の大きさと、その対策コストを明らかにすることは、国および電気事業にとって今後のエネルギー政策を立案していくうえで重要である。ここでは、現在ある発電技術および開発中の新技術について地球温暖化の大きさと、CO₂を抑制する技術の対策コストについて試算した結果を紹介する。

3.2.2 脱硫／脱硝とCO₂回収のコスト比較

CO₂回収・処分の対策コストを石炭火力について脱硫／脱硝のコストと比較する。検討した脱硫、脱硝技術は、現在、我が国においてもっとも普及している技術である石灰石膏法とアンモニア触媒接触還元法で、CO₂回収技術は、実用化にもっとも近いアミン法と、まだ将来技術であるが、効率に優れているといわれている純酸素燃料法である。純酸素燃焼法とは、燃料のボイラ内での燃焼を空気の代わりに酸素とCO₂の

混合ガスを使うもので、排ガスからのCO₂回収を容易にするものである。

発電所および回収装置は湾岸に立地し、回収したCO₂は、タンカーで発電所から3,000km離れた外洋に運ばれ、そこから専用のバージのパイプラインで3kmの深海に処分される。ただし、今回の検討には、海洋におけるCO₂の環境影響は考慮していない。

図3.2.1は、発電出力が100万kwの石炭火力に排煙処理設備を設置したとき、発電効率と発電コストがどのように変化するかを示したものである。

発電効率は、環境対策を行わなければ38.8%の大きな値になるが、脱硫・脱硝対策で発電効率は0.9ポイント低下する。それに対し、CO₂回収になると、純酸素燃焼法で10ポイント、アミン法で13ポイントも悪化してしまう。発電コストは、脱硫・脱硝対策で1kw時あたり8.1円が10.7円と2.6円だけ増加する。

試算は、脱硫・脱硝に関しては、硫黄分3%の高硫黄炭を燃料とし、脱硫率90%、脱硝率80%の厳しい条件で行っている。それに対し、CO₂回収については、回収率は90%であるが、性能は目標値を用い、また商品化時点での習熟した建設費をもとに発電コストを試算している。しかしそれでもCO₂回収の発電コストは、純酸素燃焼法で1kw時あたり18円、アミン法で22.5円にもなる。

脱硫／脱硝とCO₂回収とで効率とコストに大きな差が出る違いは、排ガス中の濃度の違いが主な原因である。石炭火力発電所から発生するCO₂濃度は、SO_xとNO_xの124倍と300倍にもなっている。濃度が高いと回収が楽になり、重量当たりの費用も安価になる。排煙の汚染物質を1トン(S, N, Cでの重量)削減するのに必要な費用は脱硝がもっとも高く134万円で、脱硫コストは56万円と脱硝の約半分であるのに対し、CO₂処理コストは4～6万円ともっとも安い。

しかし、年間の処理量は濃度に比例して大きくなる。100万kwの石炭火力を設備利用率70%で稼働した場合の年間発生量は、NO_xが1.4万トン、SO_xが3.4万トン、それに対しCO₂は422万トンにもなる。発電に必要な石炭燃料が年間約200万トンであることから、排ガスからのCO₂量はその倍以上にもなる。その量は石炭灰の16倍に相当しており、ましてや気体状態のCO₂を液体にして処理しなければならないため、消費動力も膨大である。

重量あたりのコストに年間処理量をかけて求める年間対策費用は、脱硫、脱硝の93億円と58億円に対し、膨大な処理量があるCO₂の費用はアミン法で667億円、純酸素燃焼法で415億円にもなる。回収技術はCO₂の抑制効果があっても、処理に要する大量の動力消費から、経済性の低下と資源の浪費が課題になる。

3.2.3 ライフサイクルからの温暖化分析

発電技術の環境影響は、必ずしも発電所だけに限らない。発電に使う燃料を採掘し、精製して発電所に運び入れるまでの燃料供給工程でも環境に負荷を与えている。環境影響は、いわば”ゆりかごから墓場”までのライフサイクルで考える必要がある。発電システムでいえば、燃料の採掘から輸送、発電、廃棄物の処理処分といった発電にかかわるすべてのプロセス、それも運転中の環境影響だけでなく建設時の影響も含まれる。

図3.2.2は各種発電システムについてライフサイクルからのCO₂排出量を計算した結果である。同図の値は、プラントの寿命を30年と仮定し、その間に発生するCO₂量を発電量で割った値である。

温暖化影響は、図の値に比例して大きくなると見なされる。図から、原子力、中小火力、地熱、その他の自然エネルギーそして火力発電の順に値が大きいことがわかる。特に火力発電の温暖化影響は、原子力や自然エネルギーに比べ際だって大きくなっている。これは、発電時の燃焼で燃料から直接に排出するCO₂量が、設備の建設や運用、あるいはメタン漏れといった間接的な排出量に比べ圧倒的に多いためである。今後、火力発電のCO₂量を削減していくには、効率を向上する技術開発が大切になる。

CO₂の削減は、経済負担をできるだけ小さくして実現することが望まれる。温暖化の抑制コストの算定は、技術開発の優先順位を決めるうえで重要である。そこで各種対策技術についてCO₂を1トン削減するのに要する対策費用を、現在の電源構成を基準にして、それに対する費用増加と削減量から求めた。

図3.2.3はその結果で、同図から対策コストがもっとも小さいプラントは原子力発電で、その値は2,600円である。エネルギー密度の大きい地熱や水力も対策コストは小さ

い。CO₂回収貯留になると、その費用は原子力発電の8～18倍になる。さらに、太陽光や風力といった希薄な自然エネルギーになると、高い建設費と低い設備利用率とから、対策コストは原子力発電の60～300倍にもなる。しかし太陽光発電も、今後の技術進歩によってセル効率が向上し、さらに家庭などの屋根に簡単に設置できるようになれば、削減コストは3分の1まで低減できる。

3.2.4 まとめ

以上、発電システムのCO₂問題について、排出量とコストの面から分析した結果をまとめると次のようになる。

- ①火力技術のCO₂抑制には、LNG複合発電のような高効率技術の開発が大切になる。
- ②化石燃料の節約とCO₂抑制には、原子力、水力、地熱が低コストでもっとも有効な技術になるが、立地問題の解決が共通した大きな課題となっている。今後、原子力発電や水力の社会的需要性が確保できなければ、社会のエネルギー消費を減らさない限り温暖化抑制はきわめて困難になる。
- ③CO₂回収貯留は火力技術のCO₂対策としての効果は大きいですが、化石資源の浪費や海洋など処分場所における環境影響が新たな課題になる。緊急避難的な対策として位置付けられ、今後は回収エネルギーの大幅削減と回収CO₂の再利用に向けた技術開発が望まれる。
- ④太陽光発電や風力発電といった自然エネルギーの利用はCO₂抑制効果は大きいですが、その大量導入には膨大なコスト負担、電圧・周波数変動、メンテナンスの問題が課題となる。今後は助成資金の調達方法やセル効率の向上、家庭の屋根設置など架台や基礎工事を省く技術開発といった普及への努力が求められる。

将来の電力供給は、電力を社会に大量にかつ安定に供給できる火力発電と原子力発電に基本的に依存せざるを得ない。しかし、酸性雨や温暖化を抑制する立場からみて、水力、地熱、太陽光といった自然エネルギーも積極的に開発していく必要がある。

CO₂の抑制は、ある特定電源の技術開発だけでは達成できず、各技術が持つ特徴を生かして、それぞれをバランスよく互いにすみ分けて導入していくことが求められる。

そしてなによりも大切なことは、エネルギーを有効に使う技術の開発と社会の構築に向けてたゆまぬ努力をしていくことである。

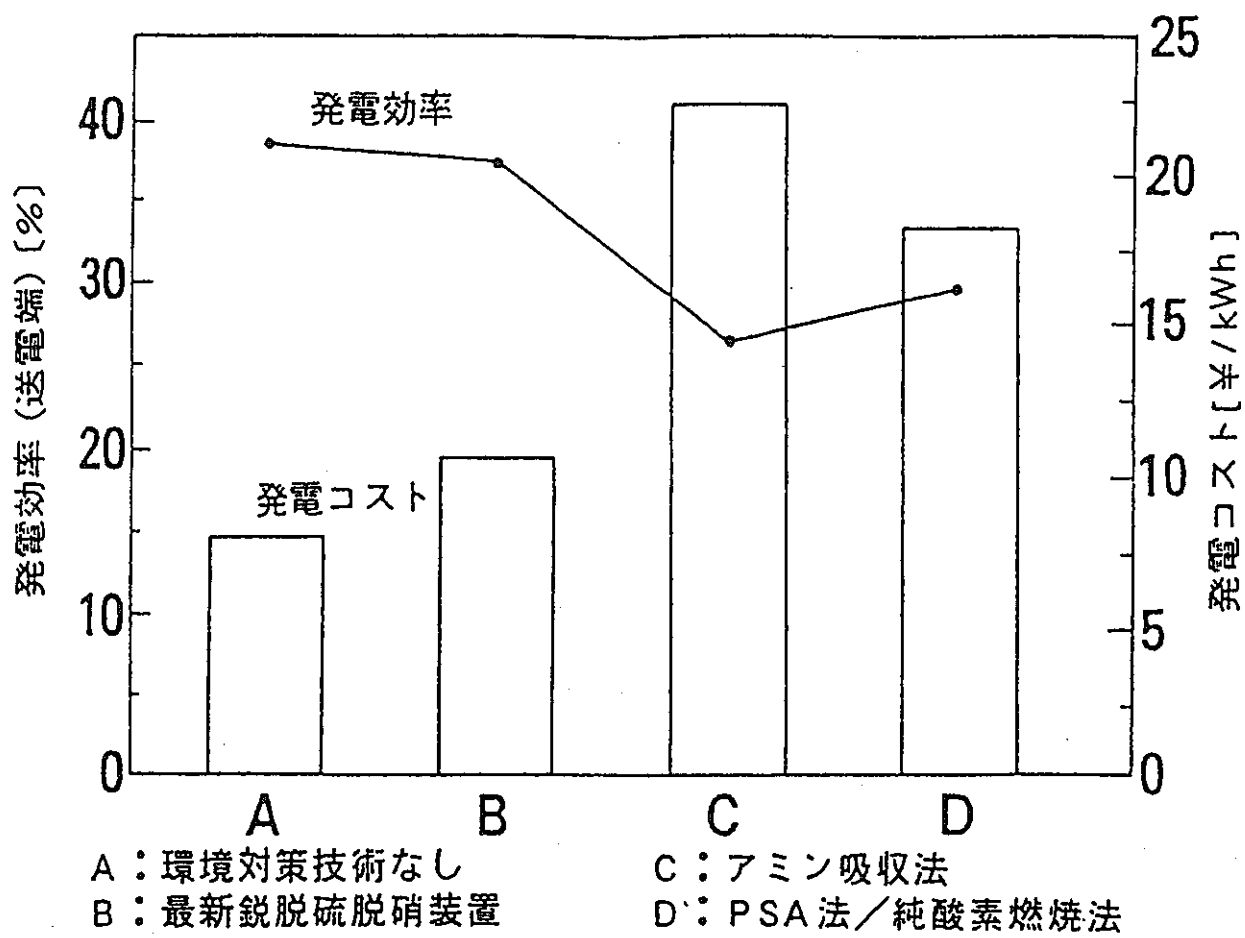


図3. 2. 1 発電効率と発電コストの変化

CO₂排出原単位 [g(炭素) / kWh]

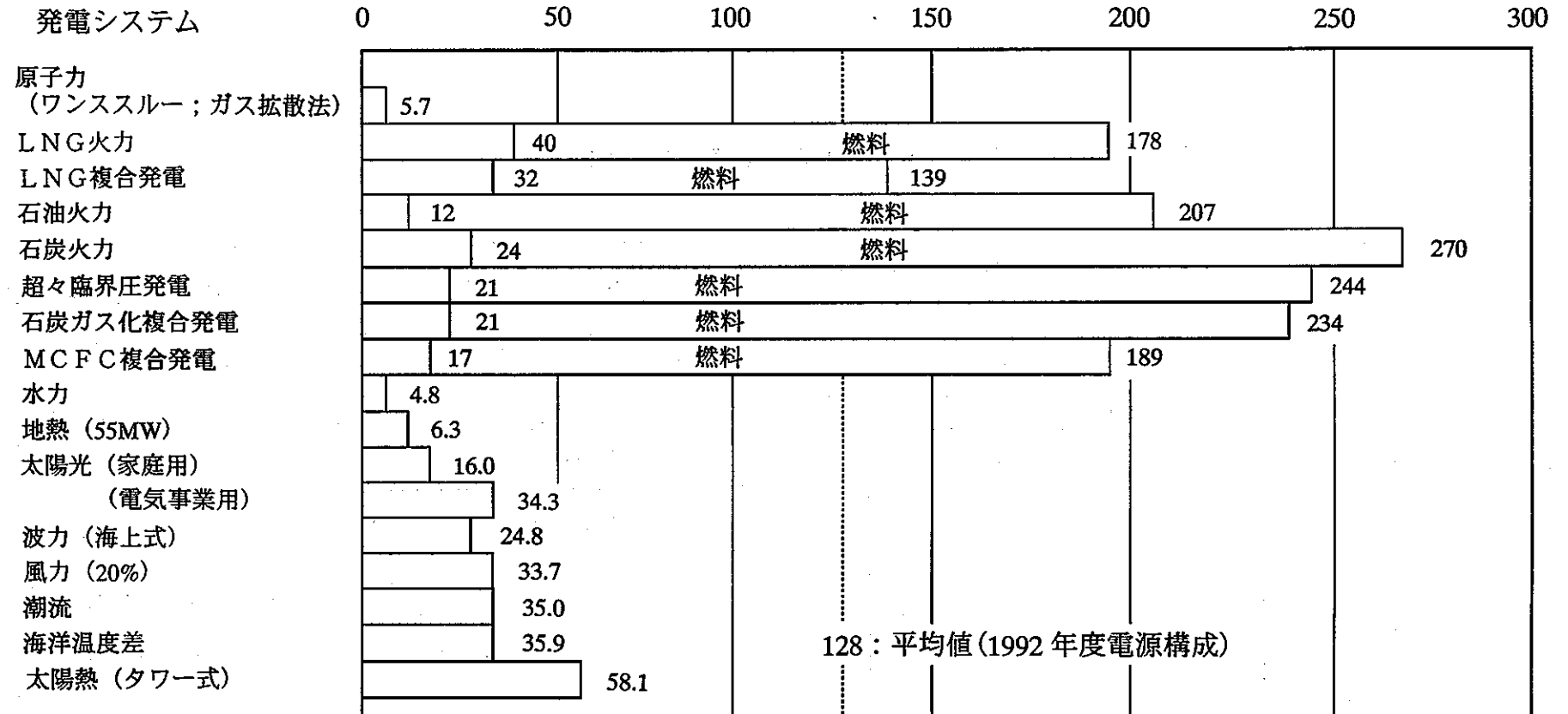


図3. 2. 2 発電システムの温暖化影響

温暖化対策コスト [万円/t・CO₂]

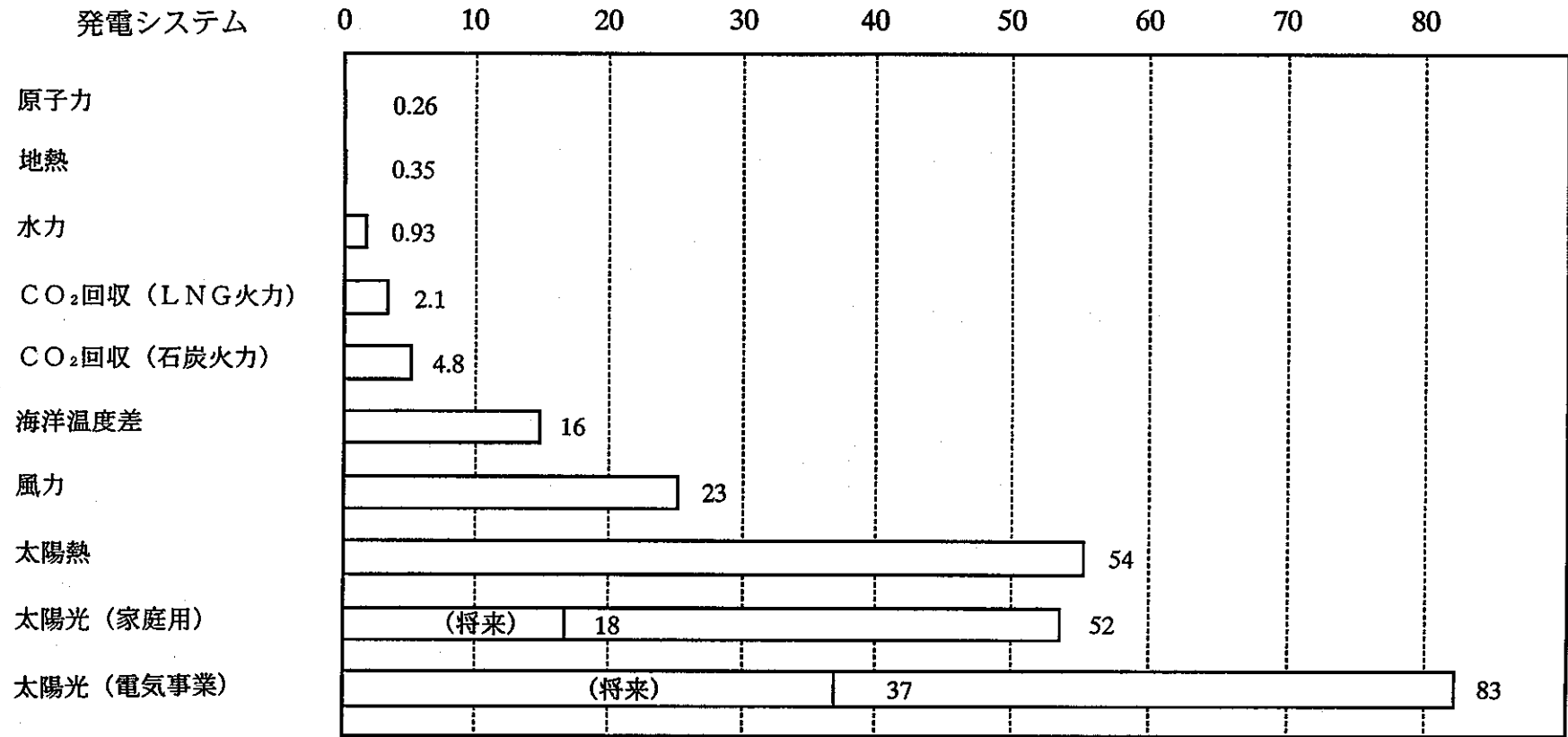


図3. 2. 3 温暖化抑制コストの比較

あとがき

リスク評価手法を用いた環境影響評価に関する調査研究として今年度は①各種エネルギー源に係るリスクプロセス、リスクソース等の調査研究、②リスク評価手法に関する調査研究、③一般公衆のリスク認知に係る社会科学的評価手法に関する調査研究、④各種エネルギー源へのライフサイクルアセスメント手法適用に関する調査研究について基礎的な調査を行った。

将来の発電システムを考える上で酸性雨や温暖化などの地球環境問題は避けては通れないものとなっている。その点から今後は各エネルギーのライフサイクルに対する外部コスト、あるいはリスクを含めた評価が重要になってくる。原子力発電は酸性雨や温暖化を抑制する立場からは低コストで大量の電力供給ができることについては広く理解されてきている。しかし、原子力発電の立地は難しいものとなっている。それは、第1章で述べたように一般の公衆と専門家との間にリスクに関する意見のギャップがあるためである。

そこで我々は一般公衆のリスク認知に係る社会科学的評価手法に関する調査研究の手始めとしてリスクの認知、リスクの受容について討論を行った。その中から出てきた主な項目を以下に述べる。

- ・日常生活において常にリスクを背負って生きていることをあまり意識していない。
- ・自らが理解しており管理できることに対するリスクは相対的に低くなる。
- ・一般に巨大システムについてはリスクを高く意識している。
- ・頻度が少なくても影響が大きくなるもののリスクは指数的に高く意識している。
- ・リスクに対しての先入観はそれが客観的に誤った事柄でも打ち消すのは容易なことではない。
- ・リスクに対しての客観的な尺度がなく主観的な判断となりその人の持つ知識・認識に左右される。
- ・リスクに対する教育とコミュニケーションが重要なものとなる。

これらの討論によりリスクの認識・リスクの受容に対する検討の必要性を強く認識し、次年度以降引き続き検討を行うこととした。

また、参考として、米国で検討された使用済燃料の処分に係る健康影響評価および有害大気汚染物質の健康リスク評価のための検討事例を付録で紹介する。

- Estimating Externalities of Nuclear Fuel Cycles; 9. Spent Fuel Disposal
(核燃料サイクルの外部性評価：9. 使用済み燃料の処分) (仮訳)
- An Integrated Approach to Assessing Air Toxics Health Risks
(有害大気汚染物質の健康リスク評価のための総合的アプローチ) (仮訳)

9. 使用済燃料の処分（仮訳）

使用済燃料はプルトニウムと超ウラン元素を約1.5%、核分裂生成物を約3%含む。核分裂生成物はおよそ50元素の放射性同位体であり、それらの中には空気中や水中での高い移動度を持つものもある。使用済燃料は極めて高い放射性毒性を持ち、極めて長期間(>10万年)にわたり高い放射性毒性を示すものと考えられている。使用済燃料中の放射性元素は、環境に放出されると健康へ重大な危険をもたらすので、使用済燃料の処分には特別な対策が必要である。

本章では、使用済燃料の最終処分に関する影響について考察する。現在のところ、使用済燃料は原子炉敷地内に貯蔵されており、永久的な貯蔵(もしくは処分)の施設の建設は未定である。1982年の核廃棄物政策法は、1987年に修正され、民間の原子炉からの使用済燃料を受け入れるために設計される高レベル廃棄物処分場をDOEが評価し、最終的には実施するものとしている。このDOEの処分場計画は、原子力発電に課せられる1ミル/kWhの税によって直接投資される。したがって、この税は処分場計画の直接費を内部化しているが、処分場からの潜在的な放出に関する間接費については考えられていない。このことを電力料金の外部費用となるように適切に考慮することが必要である。

本研究では、高レベル廃棄物(HLW)処分場がネバダ(Nevada)サイトのユッカマウンテン(Yucca Mountain)に建設されるものと仮定している。この施設はまだ存在しないが、1990年およびその後の期間に運転中の原子炉から取り出される使用済燃料はすべて1つのHLW処分場に持ち込まれるものと期待されるので、HLW処分場を1990年の技術事例として限定するのが適当である。

本章ではユッカマウンテン処分場の健康影響のみを論ずる。ユッカマウンテン処分場に関する公衆の恐怖とか不安や地域の産業の崩壊の恐れなどの社会的影響は、重要なトピックスではあるが、ここでは取り上げない。また、この処分場の健康影響はまだ貨幣には換算されておらず、また社会的な損害には言い換えられていない。電力生

産と処分場による健康影響との間には長い時間遅れが存在するので、3%の割引率 (discount rate) を考慮すると、健康影響に関する費用は極めて小さなものとなりそうである。

9.1 処分場サイト

使用済燃料の処分場はネバダ州のユッカマウンテンに建設することになっている。ユッカマウンテンは現在地層処分場の候補サイトと考えられているが、現時点では処分場として選定されているわけではない。むしろ唯一の処分場候補地として特性評価することが議会によって指定されただけである。この候補地が適当であることが明らかになれば、米国DOEは、サイトを含め、処分場システムが操業時の放射線安全と長期の隔離に対する規制に合致することを実証するようNRCに要請することになる。

ユッカマウンテンサイトはネバダ州南部のナイカウンティ (Nye County) にあり、ラスベガス (Las Vegas) の北西約100マイルのところに位置する (図9.1)。このサイトは植物もまばらで住民も極めて少ない。この候補地は3つの連邦機関、すなわち内務省土地管理局、ネリス (Nellis) 空軍射撃場およびネバダ試験場によって管理されている連邦の土地の接合部にある (図9.2)。最も近い住民居住地は12マイルの距離にあり、最も近い町はビーティ (Beatty) で、処分場サイトから15マイルの距離にある。このサイトは高速道路と鉄道によって出入りできる。

ユッカマウンテン処分場は、地表と地下水面の間にある“不飽和帯”の岩体に建設されることになっている。この不飽和帯は、地下水面上部660から1,300フィート (198~420m) までで、処分場を建設するに十分な厚さである。処分場が建設されるであろう岩石は不飽和であるので、岩石中を移動する地下水の量は (零ではないが) 少ないものと期待される。この特性は重要である。なぜなら容器から放射性核種の漏洩があるとすれば、処分場から接近可能な環境への放射性核種の移行の最もありそうなメカニズムは地下水の流れであるからである。

ユッカマウンテンサイトは地震と火山のいずれもが活発な地域内に存在するので、事象の性質と規模によっては、処分場を破壊し、環境へ放射能を放出するような自然

現象が起こる可能性がある。

もう一つ異常なサイト特性は、凝灰岩と呼ばれる処分場の地質媒体が化学的に酸化性であることである。土壌や岩石が酸化性であると定置された使用済燃料の成分のいくつかを酸化し、放射能の放出に潜在的に重要な影響を及ぼすことが考えられる。これらの影響には、以下のようなものが考えられる。

- 1) 使用済燃料の主成分は UO_2 である。酸化性の環境では、 UO_2 はゆっくりと U_3O_8 に変わり、燃料ペレットの破損を引き起こし燃料表面積を増加させ、水による浸出が起きやすくなる。つまり燃料ペレットの酸化は水への放射性核種の放出を増加させる。
- 2) 燃料の照射時に生成する放射性の ^{14}C が CO や CO_2 に酸化されるかもしれない。これらの気体は地質媒体中の亀裂や空隙(pore)を通して拡散し、環境に放出される。
- 3) その他の放射性核分裂生成物が酸化物に変わり、溶解度と移動度が顕著に増加する。このような例は ^{79}Se で、これは水溶性の酸化セレンとなる。

9.2 処分場技術

処分場技術の設計はユッカマウンテンプロジェクトによって提案されている概念設計に基づいている。図9.3に示すように、ユッカマウンテン処分場は地表施設、地下施設およびそれらを連絡する立坑と斜坑からなるものと考えられている。操業時には廃棄物が受入れられ、処分場に定置される。処分場の永久的な閉鎖時には、立坑、斜坑および調査用のボーリング孔は閉鎖される。

地表施設

地表施設の目的は廃棄物を受入れ、永久処分のために調整することである。地表施設は廃棄物取扱い施設、出入りと処分場の換気のための施設、一般的な支援施設である。

使用済燃料は廃棄物取扱い建屋で受入れ、輸送キャスクから取り出す。使用済燃料

はホットセル内の梱包ステーションに移される。ホットセル内で使用済燃料は処分容器に詰められ、処分容器は密封される。密封された容器は一時貯蔵のための地表貯蔵室(vault)に移される。容器は運搬キャスク内に置かれ、特別に設計された運搬装置を使って運搬される。

その他の計画されている地表施設は、密封廃棄物パッケージの品質試験のための施設、ホットセル操作の間に放射能汚染を受けた装置や機器の除染に使われる除染施設および処分場で発生する低レベル放射性廃棄物をサイト外に処分するために調整するのに使われる廃棄物処理施設などである。その他の支援施設は実験室、保安、防火、管理、環境モニターおよび保守のための施設である。

立坑と斜坑

地表施設は2本の斜坑と4本の立坑によって地下の処分場区域と連絡される。1本の斜坑は廃棄物容器の運搬と空気の供給用に使われる。もう1本の斜坑は掘削と処分場建設で地下から掘り出す岩石を運び出すために使われる。この第2の斜坑は掘削中の地下区域からの排気の通風口としても使われる。

4本の縦坑は廃棄物定置区域と建設区域への換気と作業者および資材の運搬に使われる。

地下施設

処分場は地下約1,000フィート(300m)の深さの不飽和帯に建設されるものと考えられている。最近の概念設計によると地下の処分場は互いに平行に掘削される“ドリフト(drift)”と呼ばれる3本の主要トンネルを持つ。これらのドリフトの各々は多数の廃棄物定置区域となり、この定置区域には廃棄物を定置するための処分室(room)が設置される(図9.3)。各所分室の床には処分孔が掘られ、この中に使用済燃料を保持している廃棄物容器が定置される。

廃棄物の定置は処分場の掘削の完了の何年も前に開始される。2つの廃棄物定置区域が掘削され建設され次第、廃棄物の定置が開始されると考えられている。この操業

計画は比較的早い時期に処分場の使用の開始を可能にするが、これは掘削作業者のかなりの数が放射能の放出を伴う閉鎖前の事故シナリオ事象における被ばくのリスクにされされることにもつながる。処分場は約50年間閉鎖されない。

閉鎖後の密封

処分場の最終的な閉鎖には立坑、斜坑、調査ボーリング孔およびその他の地下開口部の密封が必要である。密封と埋め戻しのための設計目標は、実際的な程度まで、地下水と放射性核種の移行に好都合な通路(pathway)となる可能性を低下させることである。しかし閉鎖後の密封の究極の能力は不確かである。

廃棄物パッケージ

ユッカマウンテン処分場における放射能の放出に対する主要な人工バリアは廃棄物パッケージである。廃棄物パッケージは、規制によって、閉鎖前の期間には使用済燃料を再取出しでき、また閉鎖後は少なくとも300~1,000年間に亘りほぼ完全に閉じ込めることができることを要求されている。廃棄物パッケージは使用済燃料自体と処分容器からなる。処分容器は現在のところ単一壁ステンレス鋼の円筒容器からなると考えられている。処分容器としてさらに強くより耐食性の高い材料が考えられているが、現在のところステンレス鋼よりも高価な材料で7万個以上の容器をつくるという経済的な不利の方がより耐久性のある材料を使うことによる安全上の有利さを凌駕している。最近では、円筒容器よりは、輸送と最終的な定置に適するより大きな多目的容器を使うことが考えられている。

9.3 使用済燃料ソースターム

1 GWyの発電によって処分場に運び込まれる使用済燃料の基準量は燃料集合体49体である。49体の燃料集合体は9,261本の燃料棒とその他の構造物からなり、重金属で22.6MTに相当する。

使用済燃料の組成と性質は、燃料の初期濃縮度、燃焼度および冷却期間に依存する。

規準のウェスチング(Westinghouse)型PWRからの使用済燃料の同位体組成は、10年の冷却期間を仮定してORIGEN 2コードによって計算されている。地層処分に対して重要な同位体組成を表9.1に示す。

9.4 閉鎖前の放出

規準ユッカマウンテン施設に特有の閉鎖前の放出についての解析は現在のところない。しかし岩塩層の使用済燃料処分場サイトについて閉鎖前の放出が評価されている。閉鎖前の放出は地表での操業、受け入れ使用済燃料の状態および廃棄岩石の特性に関係するとか、またサイトに強く依存するとは考えられていない。そのためユッカマウンテン処分場での閉鎖前の放出評価の基礎として岩塩処分場サイトに対して行われた評価を使うことにする。

閉鎖前の放出は、(1)操業時の放出と(2)事故時の放出に分類される。

9.4.1 操業時の放出

閉鎖前の期間の使用済燃料処分場からの操業時の放出には2つの放出源、すなわち(1)破損燃料棒と(2)廃棄岩石がある。

処分場の操業時には、受入れた使用済燃料要素の少数が輸送時に損傷を受けていることがある。燃料要素はすべてホットセル内で輸送キャスクから取出されることになっている。ホットセル内では破損燃料要素からの放射性ガスはオフガス系を経て環境へ放出される。このオフガス系は高効率の微粒子フィルターと活性炭フィルターからなり、放出微粒子は100%、ヨウ素は99%を捕集すると仮定している。その他の気体(^{14}C , ^{85}Kr , ^3H)はこれらのフィルターを通過して環境へ放出される。

Waiteの方法論を使ってここで仮定することは次の通りである。

- 1) 輸送中の燃料棒の破損率は100万分の2である。
- 2) 燃料棒は ^3H を0.005Ci, ^{14}C を0.00004Ci, ^{85}Kr を3Ci, ^{129}I を0.0005Ci放出する。

規準燃料棒中に存在する放射性ガスのより高いインベントリーは上述の試験燃料棒の放出値に比例して評価する必要がある。この評価をし、燃料棒の100万分の2の破損率を考慮し、ヨウ素ガスの1%がオフガス系で捕集されないと仮定して、基準の使用済燃料に対する放射性ガスの放出量が評価されている(表9.2)。

^3H 、 ^{14}C および ^{129}I による公衆への放射線被ばくは通常吸入経路による。 ^{85}Kr による放射線被ばくは主として外部被ばくである。

操業時の環境への放出源の第2のものは、建設時に掘削される廃棄岩石(waste rock)である。岩石はすべてなにがしかの量のラドンガスを含む。これらはトリウムとラジウムなど自然界に存在する長寿命の元素の短寿命の娘核種である。掘削し岩石を高い比表面積の形態にすることによってラドンガスの放出量が増加する。ラドンの放出は廃棄岩石が地表のある全期間にわたって同レベルになるまで続く。準処分場に対しては、廃棄岩石の地表での貯蔵期間が50年であると仮定している。

これらの放出はウランの採鉱における廃棄岩石からの放射能の放出と元来同等である。

表9.3は廃棄岩石からの放射能の放出率を示す。長寿命のラドン、 ^{220}Rn と ^{222}Rn 、の崩壊の他に、ラドンからの長寿命の崩壊、 ^{210}Pb 、 ^{212}Pb 、 ^{210}Bi 、も示されている。表9.3の第2欄は処分場の掘削によって排出された3,500万トンの岩塩からの放出率を示している。ユッカマウンテン処分場に対するよりサイトスペシフィックな値はないので、これらの値を使うことにする。第3欄は単位の発電量当りの使用済燃料の基準量に換算された放出量を示している。最後の欄は50年間の地表での貯蔵期間にわたって放出される全量である。

9.4.2 事故時の放出

Harrisら(1985)が玄武岩処分場に対する閉鎖前の事故をレビューし定義し、また放出の性質と事故の起こる確率を定性的に評価している。地表での操業はサイトが異なっても同様である可能性があるので、われわれはHarrisらが特定した事故シナリオが規準のユッカマウンテン処分場に定性的には適切であり、また適用可能であると仮定

する。

安全解析においてHarrisらは、公衆への放射能放出、職業上の放射線被ばくもしくは放射線によらない処分場の閉鎖前の事故に対して153の可能性のある事象を特定した。これらの事象のうち109は放射能を放出するものと評価されている。表9.4は頻度と潜在的な影響度によって区分した閉鎖前処分場事故の分類表である。これらの定性的な評価はHarrisらのものであり、高、中低、極低に対して定量的な定義は示されていない。

Harrisらによって高頻度かつ中程度の影響度であると判断された事故は2つである。

1) 到着区域における静止構造物とトラックや列車の衝突

この種の事故は鉄道の操作場の機関車やディーゼルトラック、トラクターに固有の質量と運動量によって使用済燃料カスクの強力な衝撃や衝突を引き起こす可能性を有している。公衆への放射線影響は中程度であるとHarrisらは判断している。しかし職業人への放射線影響の可能性は高い。

2) 再取り出し機運転者の誤操作による廃棄物キャニスターの衝突

このシナリオは使用済燃料を定置した処分孔からこれを再取り出しするという選択肢に関するものである。ユッカマウンテン処分場もまた最終的な処分場の閉鎖の前に定置した使用済燃料を再取り出しできるように設計され操業されるであろう。しかしながら、この種の廃棄物再取り出し操作は、通常、基準ユッカマウンテンの操業計画の一部であるとは考えられていない。それゆえこのシナリオはおそらく当てはまらない。

低頻度であるが高い影響度を持つものと定義された8つの事故シナリオはすべてサイトへの航空機の衝突によって引き起こされ、重大な放射能汚染をもたらす。航空機の衝突による処分場の地下への損害は全く予想されていない。

これらの特定の事故による放射能放出について定量的な計算は全くなされていない。受入施設とのトラックの衝突に関係する高頻度事故シナリオは使用済燃料の輸送に対する重大事故と思われる。処分場の受入施設におけるトラック衝突の経済的影響と健康影響は住民の居住地から離れているために、ハイウェイでの類似の事故の影響より

も相当小さいように思われる。

Yookら(1984)も、岩塩候補サイトの使用済燃料処分場における潜在的な事故シナリオを特定し評価している。これらのシナリオの大多数は、取扱い上の過失もしくは機械的把握システムからの落下により、使用済燃料キャスクに垂直方向の大きなエネルギーの衝撃を与えるものである。運搬具を含む水平方向の衝撃事故も特定されている。Yookらの評価は主として特定された衝撃結果としてキャスクへ加わる力を計算することに焦点を合わせている。Yookらの報告では、事故の確率あるいは影響度については定性的にも定量的にも評価されていない。

2つの閉鎖前使用済燃料処分場事故による放出と健康影響の定量的評価がWaite(1984)によってなされている。これらの2つの事故は詳細には記述されていない。第1の事故シナリオは使用済燃料キャニスターの立坑への落下であり、環境への放出がもたらされる。第2のシナリオは受入区域での特定できない取扱い事故で、遮蔽施設内での放出がもたらされる。後者のシナリオにおける放出の方が少ない。それはオフガス系がすべての微粒子と放射性ヨウ素の99%をトラップすると考えられているからである。

これらのシナリオに対してWaiteが報告した放出値を表9.5に示す。

9.5 閉鎖後の放出

処分場の基本的な目的は、放射性物質が取るに足らないレベルまで崩壊するまで放射性物質を地下深くに保管することである。放射性物質の中には数千年にわたって有害なものもある。したがって極めて長期間の貯蔵期間が必要とされる。侵食、気候変動(氷河期)、この他の要因により地表施設は一つとして長期間にわたり健全であることが期待できない。これに対して地下の代表的な岩石は何百万年間も変化することなく存在する。

閉鎖前の期間には、使用済燃料は人工バリア系(パッケージ)内に保管されることになっている。次いでこれらの人工バリア系はユッカマウンテンサイトに掘削される地下の大きな処分室内の垂直処分孔に定置される。処分孔は使用済燃料の隔離性能を高

めるであろう物質で埋め戻されるが、処分場の採集閉鎖までは再取り出しが可能である。処分場の最終的な閉鎖以後は、このサイトは環境への放出をモニターされる。しかし地層処分場の長期間のシナリオでは、最終的には、制度的管理をしないこととしている。使用済燃料内の有害成分を接近可能な環境から隔離することは人工バリアと天然バリアに依存することとしている。

ここでは1 GWyの発電に伴い排出される22.6MTの使用済燃料によるユッカマウンテン処分場から接近可能な環境への表出量を評価する。ここで、接近可能な環境とは、空気、地表あるいは地表のあらゆる水、処分場計画サイトの境界を越えて流出する地下水などである。

地質媒体は接近可能な環境から使用済を隔離する第1の手段であるので、いずれの処分場の性能予測も極めてサイトスペシフィックである。ユッカマウンテンの廃棄物隔離能力はヨーロッパの処分場や1980年代に米国で研究された玄武岩サイトの処分場と全く異なる。したがってユッカマウンテンサイトに固有の処分場性能に関する情報が閉鎖後の放出による影響の評価の基礎としては望ましい。

もともと処分場の長期間の性能に関する実験データは全くないのであるから、予測はコンピュータモデルに基づかなければならない。いくつかのユッカマウンテン処分場システム全体の性能評価が報告されている。それらにはDOEのユッカマウンテン計画事務所に対するBarnard(1992)の研究、EPR Iに対するMcGuire(1992)の研究、DOEのPNLにおける研究(Eslinger, 1992)がある。われわれはユッカマウンテンにおける基準原子炉の使用済燃料からの放出の計算の基礎としてBarnardの研究を選んだ。Barnardの研究は最も完全に記述されており、最も包括的であり、信頼すべき解析である。Barnardは火山シナリオについては評価していないので、これについては他の文献を使うとよい。

Barnardの研究にはいくつかの注意が必要である。まずユッカマウンテンサイトは、不完全にしか特性評価されておらず、予期される性能に影響する重要な地質学的な不確かさが多数存在する。サイト特性評価方法が計画されているが、使用済燃料が定置された時に(60℃から300℃に)上昇する温度での地質系を特性評価することができな

いので、どの解析が決定的かどうか明らかでない。第2にBarnardの研究は環境への放出に対して重要かもしれないシナリオのすべてを網羅している訳ではない。

Barnardによって使われた方法論はより詳細な機構論的モデルから抽出された単純なモデルを使って処分場からの放出を確率論的に計算することである。システム全体のモデルは、処分場を各地層毎に水理学的特性と化学的特性のパラメータを仮定した5層の地理学的地層 (geographic strata) の集合体として表している。重要なパラメータの仮定は、各パラメータにおける不確かさを表すように定義された確率分布にわたってBarnardによって確率論的に変化させられている。基礎となっている機構論的モデルは若干の水理学的モデルとガス流モデルを含んでいる。

人工バリア系の破損に係わる特徴と過程を表現する特別のモデルも開発され、使われた。この方法論もここで要約するには詳しすぎるので、読者はBarnard(1992)を参照されたい。

処分場の放出に影響を与える接近可能な環境への放出経路には4つのカテゴリーがある。最初の2つは液体状放出と気体状放出で、処分場の正常な外乱のない状態で起きる物と予想される。他の2つの放出モードは人の侵入と火山の爆発で、予想されていない処分場への擾乱であると考えられる。これらの外乱による性能シナリオにおける放出は多少他の燃料サイクルの段階における事故シナリオと同様に取り扱われる。人の侵入シナリオは一般に極めてありそうなことである(少なくとも何らかの侵入の起こる確率は1に近い)と考えられているのに対し、火山の爆発の確率は極めて低い(が零ではない)。基準量の使用済燃料に対するこれらの4つのモデルのそれぞれからの放出について以下に論じる。

9.5.1 地下水の流れと輸送

この放出モードは廃棄物容器の破損により地下水に放射性物質が溶解することである。ユッカマウンテンでは、使用済燃料は、地下水面のはるか上部の高さのところ(いわゆる“不飽和帯”内)に定置することとしているので、放射性物質の長期の浸出と輸送を著しく低減できるものと期待されている。しかしながら、不飽和帯は完全には乾

いておらず、地下水は存在し、容器を溶解し、放射性核種を輸送できる。地下水中の放射性物質の移動は詳細にモデル化されているが、地質媒体の空隙率と割れ目やき裂の役割についての仮定には大きな不確かさがつきまとう。

最も著しく放出される放射性核種は水に高溶解性であり、処分場から流出する間に地質媒体に容易には収着しない核種である。 ^{99}Tc 、 ^{129}I などの長寿命の放射性の核分裂生成物はいずれも高溶解性、高移動性であり、このため永代状の放出の評価を支配する。セシウムも高溶解性であるが、ユッカマウンテンでの多くの地質媒体には高い収着性を示す。プルトニウムとウランは水に比較的不溶性であるので、これらは液体状の放出にはわずかしき寄与しない。ネプツニウムはその毒性はプルトニウムに似ているが、より溶解しやすくより移動しやすいので、液体状の放出に寄与する。

表9.6は、すべての入力パラメータに平均値を仮定し、溶解と輸送現象に有効な地下水が限定されているという事実を考慮することにより、Barnardが算出した100万年の間にユッカマウンテン処分場から地下水に放出される放射能の積算値である。原報においてはBarnardは算出した放出量を“EPAの限度以下”としている。ここで“EPAの限度”とは米国のEPAによって定義された1万年の時間枠内で各放射性同位体に対して法に定められた放出限度のことである(EPA, 1985)。読者の便宜のため単位をCiに変えており、Title 40 Protection of EnvironmentのAppendix A, Subpart BのPart 191のEPAの限度定義値を使用した(EPA, 1985)。

表9.6には基準原子炉での1GWyの発電から発生する22.6MTの使用済燃料に関する液体状の放出の増加量の値も示されている。 Tc と I に対する値は1MTの使用済燃料に対するBarnardの値から得られたものであるが、使用済燃料の量の差(22.6倍)および使用済燃料中の Tc と I の比インベントリーにおけるBarnardの場合と基準の場合の差(1~5倍)を反映するように倍率を掛けている。比インベントリーに対する後者のファクターは、基準原子炉の使用済燃料がBarnardの仮定した使用済燃料よりも約50%高い燃焼度であることに起因しており、このため約50%高い Tc と I の放射能を生じる。

基準燃料によるウランとネプツニウムの放出増加量は零であると仮定される。ウランとネプツニウムは比較的水に不溶性であり、地下水はウランとネプツニウムで飽和

していると仮定される。つまり、地下水中のこれらの元素の全量は利用できる地下水の全量によって制限され、溶けて利用できるウランとネプツニウムの量によっては制限されない。この条件においては処分場に追加のウランとネプツニウムを定置しても与えられた時間枠では液体状の放出の量を増やさないのであろう。

平均の入力パラメータを使ってBarnardが算出した放出の時間的变化を図9.4に示す。放出は、1万年前には有意のレベルにはならない。またTcとIの積分値は約10万年で飽和する。

9.5.2 ガスの流れと輸送

ユッカマウンテンサイトにおいて、重要と考えられる気体状の流出物はCO₂の形態の¹⁴Cのみである。同位体の¹⁴Cは原子炉内で燃料中の低レベルの窒素と中性子の反応によって生成する。¹⁴Cの一部はすでにCO₂の化学形態となっており、燃料の外表面に酸下層として存在する。¹⁴Cの残りのおよそ1/3は燃料マトリックス中か燃料棒のギャップにトラップされており、ユッカマウンテンの化学的状態によって容易にCO₂に酸化される。

気体状の放出シナリオは、廃棄物容器の破損とともに始まる。すでに気体状のCO₂の形態になっている¹⁴Cは容器から放出され、周囲の岩石内へ漏れ出て、地質媒体中での浸透プロセスを開始する。さらに、残りの¹⁴Cの一部は徐々に酸化される。処分場の掘削によって作られた応力場によってつくられる破碎岩もまた放射性CO₂ガスの通路となるであろう。さらに、処分場の埋め戻されたトンネルは十分な空隙を有し、気体は埋め戻し中をも移動することが期待される。

処分場の温度の上昇は、室温に依存するよりも速く気体の流れの駆動効果を示す。勿論、気体が接近可能な環境まで移動する時間は、Barnardが報告しているように、詳細な温度の仮定に依存して1千年から1万年の間で変わる。

すべての入力パラメータに対して平均値を採用する場合に対して、Barnardは定置された使用済燃料1,000MT当たり1万年では30Ciの¹⁴Cの放出を、また1,000MT当たり2万年では約51Ciの¹⁴Cガスの全放出量を報告している。22.6MTに換算して、基準燃

料のより高い燃焼度による比インベントリーの差を考慮するために1.5倍すると、気体状の¹⁴Cの放出量は2.4Ciとなる。これは9.6節における健康影響に採用される値である。

9.5.3 人の侵入

人の侵入シナリオの要点は、地表での人の活動によって処分場が貫通されるということである。このシナリオは不注意による侵入もしくは故意による侵入に起因する。不注意による人の侵入というのは処分場への接近に対する制度的管理の期限が切れて人が資源たとえば水、石油および鉱物の探査のために処分場へボーリングするというシナリオのことである。故意による侵入シナリオでは、侵入者は処分場の内容物を知っていると考えられており、実際に、その内容物、例えば貴金属やプルトニウムを探査することになる(Forsberg, 1991)。

いずれの場合にも処分場の性能を劣化させる2つの影響があり得る。第1のものは、処分場に入出入りする水に対して“短絡”経路を与えることである(Cannell, 1991)。第2の影響はある量の廃棄物が物理的にかき乱され、ボーリング残差として地表へ運び出されるか、ボーリング孔に落下し地下水面下に到達するということである(図9.5参照)。

Barnardは不注意による侵入シナリオを評価し、地下水面まで落下するドリルの刃によって切り取られた何ほどかの廃棄物に対して、地表への移動を決定するためにむしろ非常に複雑なモデルを用いている。しかしながら人の侵入についての計算の基礎になっている基本的な仮定の多くは必然的に荒っぽいものであり、輸送計算において高レベルの先連鎖は保証されそうもない。

不注意による侵入の確率

この解析のために、ある廃棄物パッケージを破損するような人の侵入の確率に対して次の1次モデルを採用する。

$$P_{HI} = N_{event} \times P_{geom} \times Q_{waste} / Q_{canister}$$

- ここで、 P_{HI} = ある時間枠での放出をもたらす人の侵入事象の確率
 N_{events} = ある時間枠で考えられるボーリング事象の数
 P_{geom} = ある廃棄物パッケージを切り取るドリルの刃の幾何学的確率
 Q_{waste} = 廃棄物として定置された燃料の量, MT
 $Q_{canister}$ = 廃棄物キャニスター内にある使用済燃料の量, MT

である。

Barnardは1万年の時間枠に対して N_{events} の平均値が17であると仮定している。これは、人の侵入の計算が、1万年当たり3ボーリング孔/km²とユッカマウンテン処分場の面積(5.4km²)を基礎にすべしというEPAの要件(EPA, 1991)に基づいている。人の侵入の頻度の予測に対する弁護可能な方法は全くない。

33,000個の廃棄物パッケージのいずれかに行き当たる幾何学的確率は、処分場の面積、廃棄物キャニスターの面積およびドリルの刃の面積を仮定して、Barnardが計算している。Barnardの報告では、その確率は0.0066である。33,000個の廃棄物キャニスターであると、いずれかのキャニスターに行き当たるドリルの刃の確率は 2.0×10^{-7} となる。

これらに適切な値を代入すると

$$\text{人の侵入による放出の確率(1万年の期間)} = 3.6 \times 10^{-5}$$

となる。

不注意の侵入による放出

表9.7は人の侵入事象による接近可能環境への放出を示す。ここで、放出は人の侵入が起これ、2.1MTの使用済燃料を含む廃棄物インベントリーの50%が地表へ移動すると仮定している。

9.5.4 火山噴火

ユッカマウンテン地域は過去に火山活動のあったサイトである(図9.6)。

表9.8は火山噴火シナリオの規準の仮定を示す。

9.6 優先影響経路

使用済燃料の処分に関係する影響の優先影響経路は表9.9に示す通りである。

9.7 影響

9.7.1 健康影響：死亡率と罹病率

処分場から接近可能な環境への放出により予想される健康影響の計算は、これに係わる長期の時間枠により方法論的諸問題をもたらす。

- 1) 一つの問題は長寿命の放射性核種が崩壊して、環境での移動度が異なり、生物体に入った時に異なった身体影響を示す他の長寿命核種になることである。このような問題の一例は ^{234}U の放出である。放出された ^{234}U は比較的移動しにくい。 ^{234}U は2回崩壊すると ^{226}Ra になる。ラジウムは水に可溶性であり、処分場の環境から居住地域に迅速に移動する可能性がある。ラジウムは骨に沈着するので、ウランの同位体よりも毒性が高い。ラジウムは崩壊してラドンになるが、ラドンは極めて移動しやすく有害である。
- 2) もう一つの困難は遠い未来の人口密度について信頼できる仮定を置くことに対する困難である。
- 3) この問題に関係する期間は、気候や気象のパターンが激変する程十分長いことである。一般的な気候変動や局地的な気象に対する影響を高い信頼度で予測することは現在の能力を超えている。
- 4) 非常に長い時間枠が関係しているので、健康についての基本的な仮定すらも疑わしい。なぜ、すべての研究が、医学が次の数百年(あるいは数千年)の間にガンを完全に治療できまた他の放射線障害を回復できるほどに十分に進歩しないと考えているか明らかでない。
- 5) 割引率/世代間の公平の問題はまだ解決されていない主要な関心事である。

これらは困難な問題である。EPAは長期間の処分場からの放出を環境影響に変換する方法論を採用した(Smith, 1985)。この方法論は地層処分場からの放出限度に対する現行のEPAの規制のガイドラインを作成するのに使われた。われわれはこの方法

論を採用する。しかし健康影響はSmithによって与えられた値を修正している。1985年のSmithの報告はマンレム(man-rem)から健康影響への換算にBEIR IIIの値を仮定している。本報告ではより最近出されたBEIR Vの決定を反映させるために比例関係を使って値を調整している。

9.4において、閉鎖後の処分場から接近可能な環境への放出量を明らかにした。次にEPA/Smith研究によって放出された放射性核種の環境における移行量を算定し、公衆への健康影響を明らかにした。EPA/Smith研究において使われた放出モードと移行経路を表9.10に示す。

HLW処分場からの種々の放出モードに対してEPAが算出した1Ciの放出量当たりのガン死数を表9.11に示す。また遺伝的影響に対するEPAの評価は表9.12に示す。

これらの値を使い、処分場からの放出による健康影響を次の式により計算することは簡単である。

放出された放射線核種に対して

$$\text{ガン死数} = (\text{放出された核種のCi数}) \times (\text{ガン死数/Ci})$$

である。ここで、1Ci当たりのガン死数は表9.11に与えられている。遺伝的影響に対する同様な推算値は表9.12に示す。

正常な処分場操業による健康影響に対する結果を表9.13に示す。人の侵入および火山シナリオによる健康影響に対する結果は表9.14に示す。

9.7.2 土地の拘束

この処分場では約6km²の土地が永久に拘束を受ける。ユッカマウンテンサイトではボーリングと採鉱が禁止される。このサイトの環境評価(DOE, 1986)は、ユッカマウンテンには何ら経済的な鉱物が存在しないことを結論している。Castorら(1989)はサイトの地球化学的分析を行い、石油のある可能性は低く、重要な鉱物資源も全くないと結論している。しかしながら、Yunkerら(1992)はこの地域で金を採した歴史が記録されており、金がベアマウンテン(Bare Mountain)地域の近くから採集されたことを報告している。

表9.1 Spent fuel source term for repository releases

Isotope	Inventory (curies)*	Isotope	Inventory (curies)
³ H	10,550	²³⁸ U	6.98
¹⁴ C	0.0041	²³⁷ Np	16.0
⁷⁹ Se	14.4	²³⁸ Pu	153,000
⁸⁵ Kr	167,000	²³⁹ Pu	9,730
⁹³ Zr	2,013,000	²⁴⁰ Pu	16,800
⁹⁰ Y	2,013,000	²⁴¹ Pu	56.4
⁹³ Sr	63.7	²⁴² Pu	49,300
⁹⁹ Tc	440	²⁴¹ Am	2,200,000
¹³⁵ Cs	15.9	²⁴² Am	1,110
¹³⁷ Cs	2,860,000	²⁴³ Am	829
¹³⁷ Ba	2,700,000	²⁴⁴ Cm	109,000
²³⁴ U	29.9	²⁴⁵ Cm	17.3
²³⁵ U	0.39		
²³⁶ U	8.98		

* Assumes 22.6 MT of spent fuel with a 10-year cooling time.

表9.2 Operational repository release due to failed spent fuel pins

Isotope	Releases (curies/year)*
³ H	0.00008
¹⁴ C	0.0000006
⁸⁵ Kr	0.048
¹²⁹ I	0.0000008

* Attributable to the reference 22.6 MT/y of spent fuel.

表9.3 Operational repository release from excavated rock stored at the surface

Isotope	Release rate* (curies/sec)	Release rate - reference spent fuel (curies/sec)	Total Releases - reference spent fuel (curies/year)
²²⁰ Rn	2.9×10^{-11}	1.0×10^{-14}	0.000016
²²² Rn	4.0×10^{-11}	1.3×10^{-14}	0.000021
²¹⁰ Pb	3.5×10^{-15}	1.2×10^{-18}	2.0×10^{-9}
²¹² Pb	4.4×10^{-14}	1.5×10^{-17}	3.0×10^{-8}
²¹⁴ Pb	4.0×10^{-11}	1.3×10^{-14}	0.000021
²¹⁰ Bi	4.0×10^{-11}	1.3×10^{-14}	0.000021

* Release rate values are for 35 million tons of waste rock.

表9.4 Preclosure repository accident scenarios involving radiation releases to the public

Qualitative ranking of accident scenario probability and severity*	Number of identified accident scenarios*
High frequency, medium severity	2
Medium frequency, medium severity	16
Medium frequency, low severity	14
Low frequency, high severity	8
Low frequency, medium severity	36
Low frequency, low severity	27
Very low frequency, medium severity	4
Very low frequency, low severity	2

* Information is extracted from Harris et al. (1985). Use of the qualitative terms high, medium, low, and very low is per Harris et al.

表9.5 Releases resulting from preclosure accidents at a spent fuel repository

Isotope	Releases from shaft drop of spent fuel (curies)	Releases from spent fuel handling accident in receiving area (curies)
³ H	9	5.4
¹⁴ C	0.06	0.036
⁸⁵ Kr	6000	3600
⁹⁰ Sr	0.0002	
⁹⁰ Y	0.0002	
¹²⁹ I	0.009	0.0054
¹³⁷ Cs	0.0002	
Pu	0.00014	
Am, Cm	0.000005	

表9.6 Cumulative aqueous releases from the Yucca Mountain repository for a 1,000,000 year time frame

Isotope	Quantity release as reported by Barnard* (curies/MT spent fuel)	Incremental quantity released from 22.6 MT of fuel from a reference reactor (curies)
⁹⁹ Tc	8.9	297
¹²⁹ I	0.020	0.68
²³⁷ Np	0.0001	0
²³⁴ U	100,000	0

* Derived from Barnard 1992

表9.7 Conditional releases to the accessible environment for a human intrusion event

Isotope	Release to the environment (curies)*		
	at 500 y	at 5,000 y	at 50,000 y
¹⁴ C	0.0002	0.0001	4x10 ⁻⁷
⁹³ Zr	2.8	2.8	2.8
⁹⁹ Tc	19.4	19.2	16.5
¹³⁵ Cs	0.70	0.70	0.69
²²⁶ Ra	0.0012	0.095	1.3
²³⁰ Th	0.014	0.16	1.3
²³¹ Pa	0.0002	0.002	0.016
²³³ Pa	1.3	1.8	1.8
²³⁴ U	3.7	3.7	3.3
²³⁵ U	0.02	0.02	0.02
²³⁶ U	0.41	0.48	0.61
²³⁸ U	0.31	0.31	0.31
²³⁷ Np	1.3	1.8	1.8
²³⁸ Pu	145	0	0
²³⁹ Pu	425	377	106
²⁴⁰ Pu	718	446	3.8
²⁴² Pu	2.5	2.5	2.3
²⁴¹ Am	2520	2.4	0.01
²⁴² Am	2.6	0	0
²⁴³ Am	35.0	23.0	0.34
²⁴⁵ Cm	0.73	0.51	0.01

* Release assumes that a human intrusion event has occurred, and that 50% of the inventory of waste containing 2.1 MT of the reference spent fuel is transported to the surface.

表9.8 Reference assumptions for volcanic expulsion scenario

	Basaltic igneous activity	Massive volcanic expulsion
Probability of occurrence in 10,000 years	0.00024	1×10^{-8}
Probability that event expels the reference spent fuel	3.5×10^{-5}	.001
Total probability of release	8.4×10^{-9}	1×10^{-11}
Incremental release quantities, curies		
^{14}C	0.0002	0.0023
^{99}Tc	38.4	440
^{135}Cs	1.4	15.9
^{234}U	7.4	83.6
^{236}U	1.0	11.3
^{237}Np	3.6	40.7
^{239}Pu	791	8,980
^{240}Pu	937	10,600
^{242}Pu	5.3	60.1
^{241}Am	5.0	56.8
^{243}Am	48.3	548
^{243}Cm	1.1	12.5

* Incremental releases are those releases attributable to the presence of 22.6 MT of the reference spent fuel in the repository. The volcanic event is assumed to occur at 5,000 years.

表9.9 Primary emissions or activities, pathways, and impacts linked to the nuclear fuel cycle from spent fuel disposal

Emissions/activities	Environmental pathway	Impact	Impact evaluation
Preclosure air emissions			
Radionuclides	Atmospheric dispersion, deposition on land surface	Human health	Minimal impacts due to low releases
		Damage to wildlife and biosystems	Modeling request to assess impacts
Post-closure emissions			
¹⁴ C	Atmospheric dispersion	Human health	Quantified
⁹⁹ Tc, ¹²⁹ I	Leaching to ground water, food chain pathways	Human health	Quantified
Radionuclides from intrusive/expulsive scenarios	Discharge to surface and/or air	Human health	Quantified
Land use change	Development of roads, permanent impoundment	Loss of biotic habitat, loss of natural resources	Qualitative evaluation
Socioeconomic effects	Direct effect	Loss of gaming revenues, real estate devaluation	Not yet evaluated
		Employment benefits	Not yet evaluated

表9.10 Release modes and environmental pathways used in EPA (Smith 1985) analysis of repository health effects

Release mode	Pathways included in this release mode
Releases to river (aqueous releases)	Drinking water Freshwater fish ingestion Food crops ingestion Milk ingestion Beef ingestion Inhalation of resuspended material External dose-ground contamination External dose-air submersion
Releases directly to land surface (human intrusion)	Food crops ingestion Milk ingestion Beef ingestion Inhalation of resuspended material External dose-ground contamination External dose-air submersion
Releases due to volcano	
Releases directly to land	Food crops ingestion Milk ingestion Beef ingestion Inhalation of resuspended material External dose-ground contamination External dose-air submersion
Releases to air over land	Food crops ingestion Milk ingestion Beef ingestion Inhalation of dispersed and resuspended material External dose-ground contamination External dose-air submersion
Releases to air over ocean	Ocean fish ingestion Ocean shellfish ingestion

表9.11 Number of fatal cancers per curie released from a repository

Nuclide	Releases to a river (aqueous mode)	Releases to land surface (human intrusion)	Volcanic releases
¹⁴ C	0.117	0.117	0.117
⁹⁹ Tc	0.0073	1.1 x 10 ⁻⁷	0.004
¹²⁹ I	0.161	0.0079	0.111
¹³⁵ Cs	0.0155	0.0012	0.0098
²³⁴ U	0.0392	0.0013	0.0119
²³⁵ U	0.0434	0.0004	0.0165
²³⁶ U	0.0370	0.0017	0.0112
²³⁸ U	0.0412	0.0014	0.0113
²³⁷ Np	0.159	0.0002	0.0566
²³⁹ Pu	0.0994	0.0125	0.0240
²⁴⁰ Pu	0.0968	0.0104	0.0230
²⁴² Pu	0.0958	0.0127	0.0218
²⁴¹ Am	0.1084	0.0021	0.051
²⁴³ Am	0.1144	0.0049	0.068
²⁴⁵ Cm	0.202	0.016	0.121

Numbers are derived from Smith (1985), adjusted to BEIR V dose factors.

表9.12 Number of genetic effects per curie released from a repository

Nuclide	Releases to a river (aqueous mode)	Releases to land surface (human intrusion)	Volcanic releases
¹⁴ C	0.0606	0.0606	0.0606
⁹⁹ Tc	0.0003	5.2 x 10 ⁻⁸	0.00002
¹²⁹ I	0.0004	0.00002	0.00026
¹³⁵ Cs	0.006	0.0047	0.0040
²³⁴ U	0.0033	0.0001	0.00002
²³⁵ U	0.0041	0.0002	0.0015
²³⁶ U	0.0031	0.0001	0.00002
²³⁸ U	0.0036	0.0001	0.0001
²³⁷ Np	0.0258	0.00004	0.0073
²³⁹ Pu	0.0161	0.0020	0.0014
²⁴⁰ Pu	0.0157	0.0016	0.0014
²⁴² Pu	0.0154	0.0020	0.0013
²⁴¹ Am	0.0178	0.0003	0.0061
²⁴³ Am	0.0189	0.0009	0.0010
²⁴⁵ Cm	0.0328	0.0027	0.0151

Numbers are derived from Smith (1985).

表9.13 Health effects from the Yucca Mountain repository due to long-term releases from the reference reactor spent fuel

Nuclide	Fatal cancers (deaths/GW(e)-y)	Genetic effects (effects/GW(e)-y)	Approximate delay from repository closure to health effects (years)
Aqueous release			
⁹⁹ Tc	0.109	0.0052	2,000 - 100,000
¹²⁹ I	0.0545	0.00012	20,000 - 100,000
Gaseous release			
¹⁴ C	0.14	0.073	200 - 20,000

表9.14 Incremental long-term health effects from human intrusion and volcanic scenarios at Yucca Mountain repository attributable to 22.6MT of spent fuel from the reference reactor

Release scenario	Conditional latent cancer fatalities	Expected latent cancer fatalities	Conditional genetic effects	Expected genetic effects
Human intrusion events (probability = 3.6×10^{-5} for 10,000 years)				
at 500 years	18.3	6.6×10^{-4}	2.80	1.0×10^{-4}
at 5,000 years	5.79	2.1×10^{-4}	0.93	3.3×10^{-5}
at 50,000 years	0.13	4.7×10^{-6}	0.024	8.6×10^{-7}
Basaltic igneous events (probability = 8.4×10^{-9} for 10,000 years)				
at 5,000 years	44.8	3.8×10^{-7}	2.55	2.1×10^{-5}
Massive volcanic expulsion (probability = 1×10^{-11} for 10,000 years)				
at 5,000 years	508	5.1×10^{-9}	28.9	2.9×10^{-10}

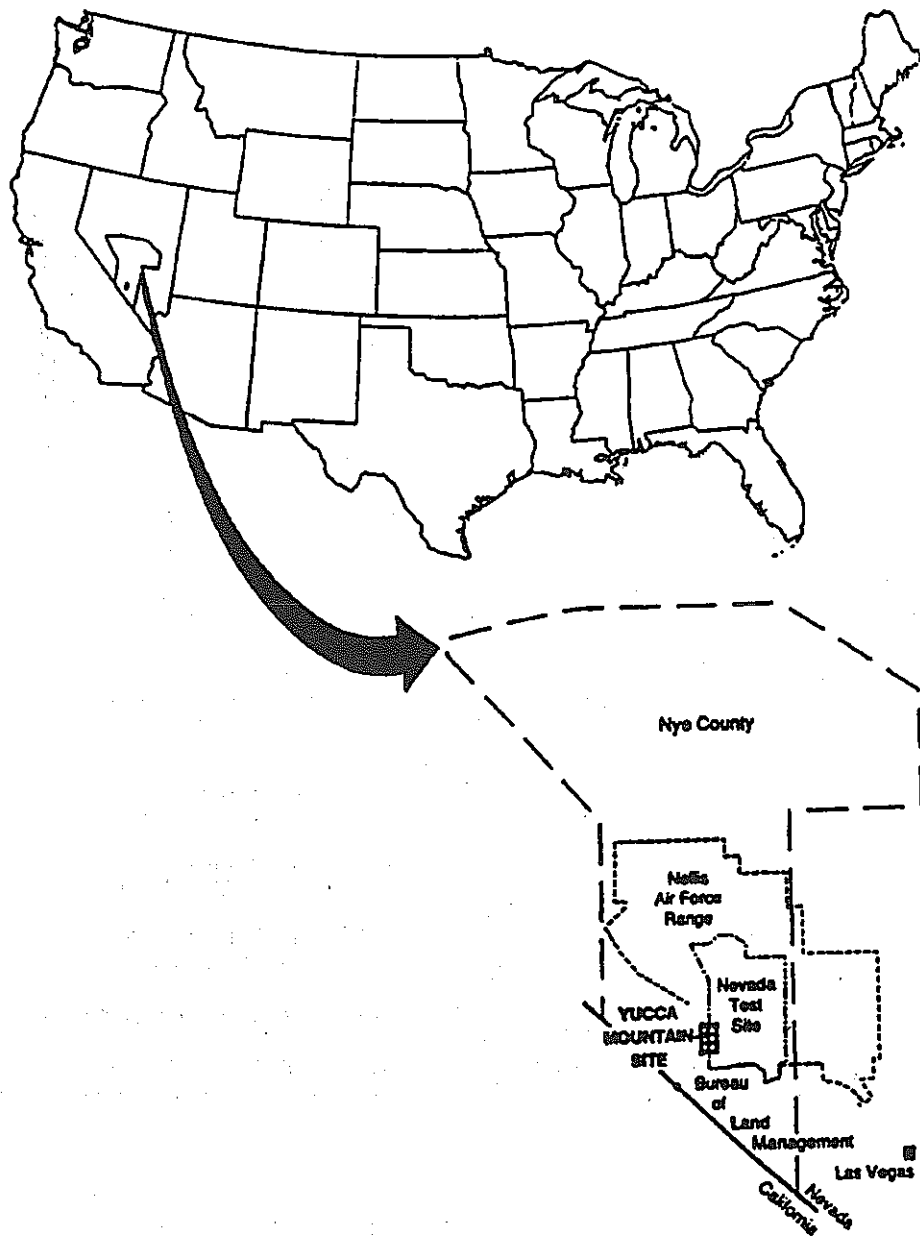
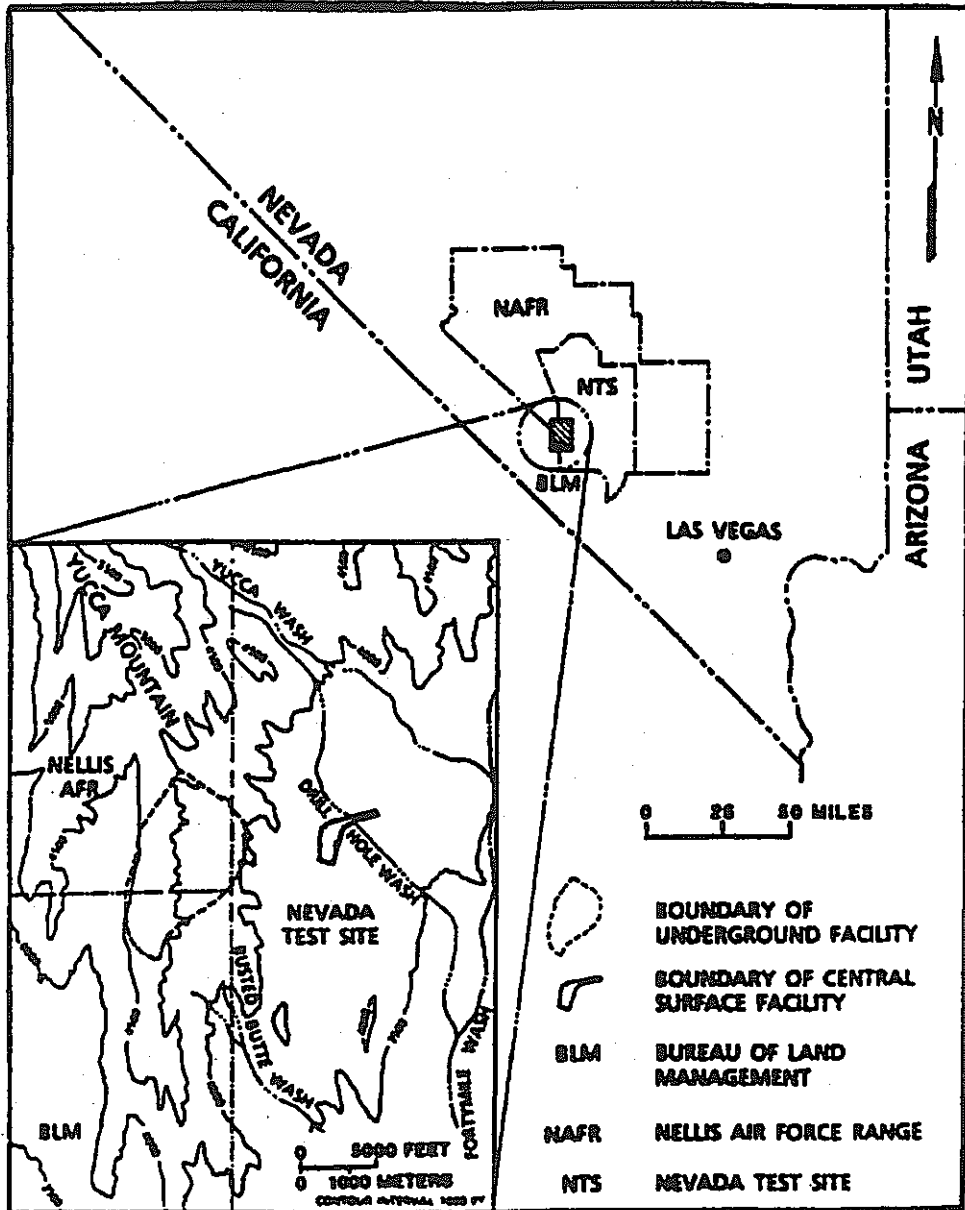
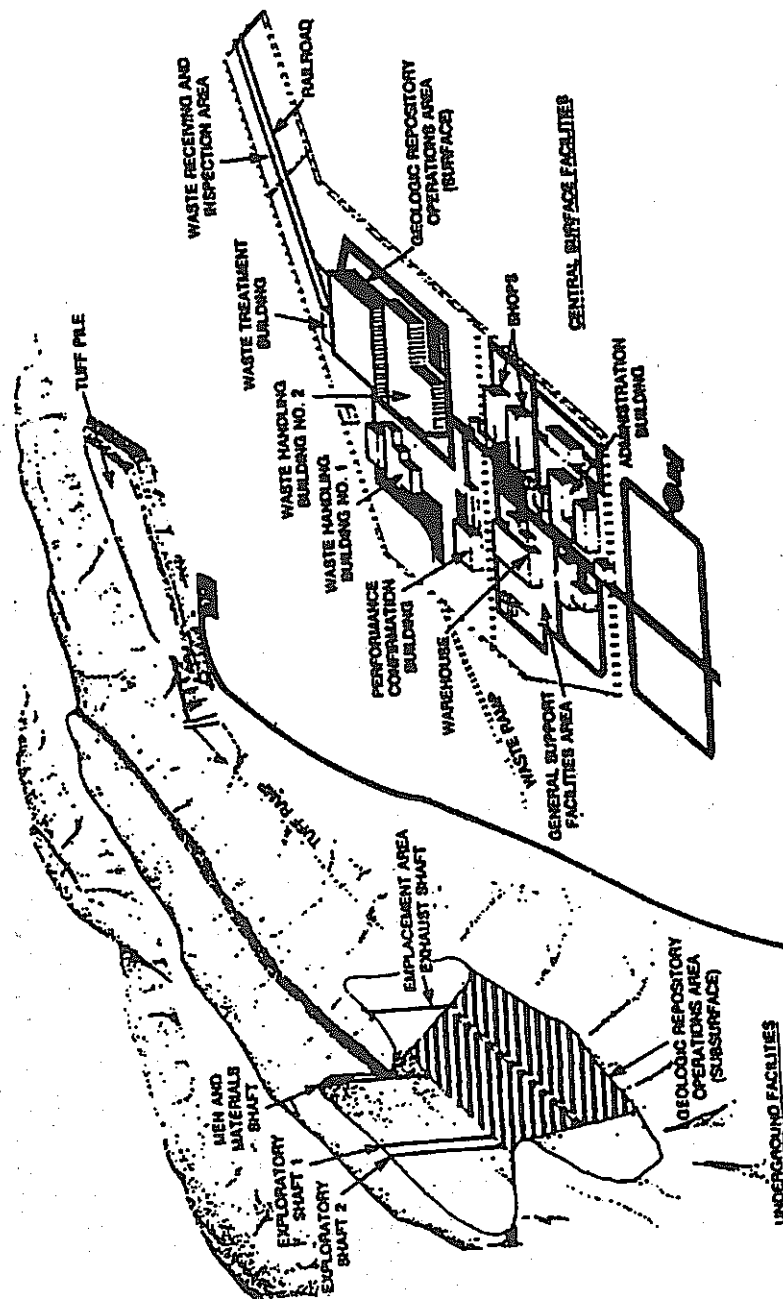


图9.1 Location of the Yucca Mountain site.



9.2 Boundaries of the reference Yucca Mountain.



9.3 Surface and underground facilities at the planned Yucca Mountain repository.

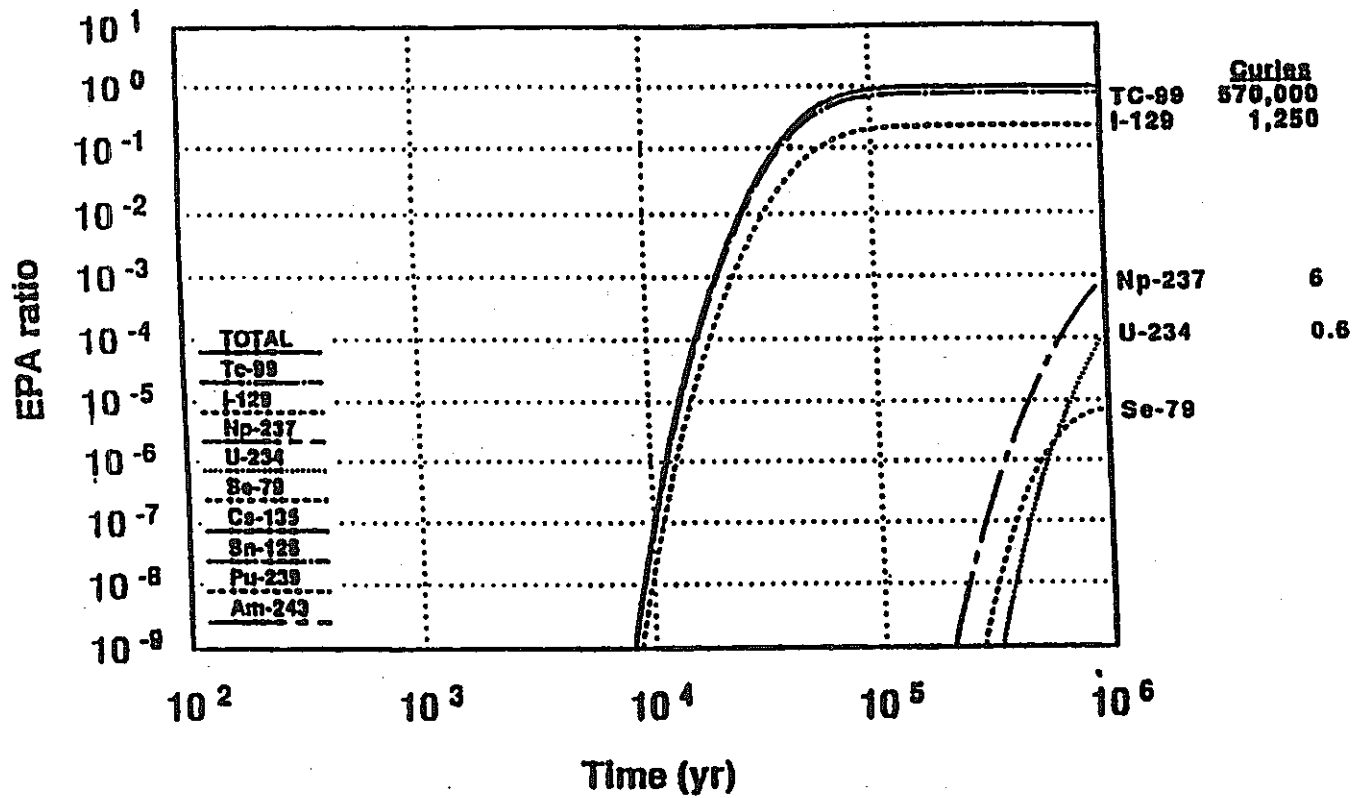
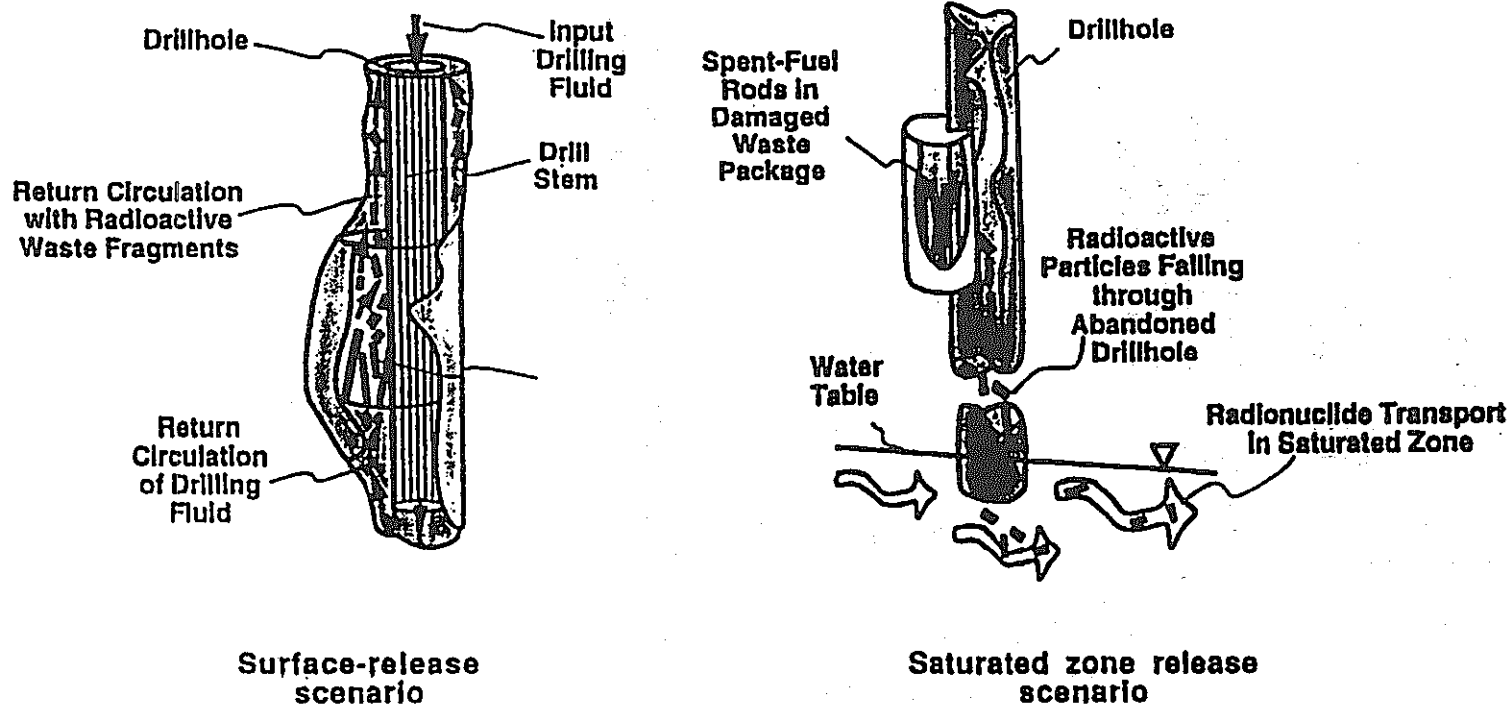
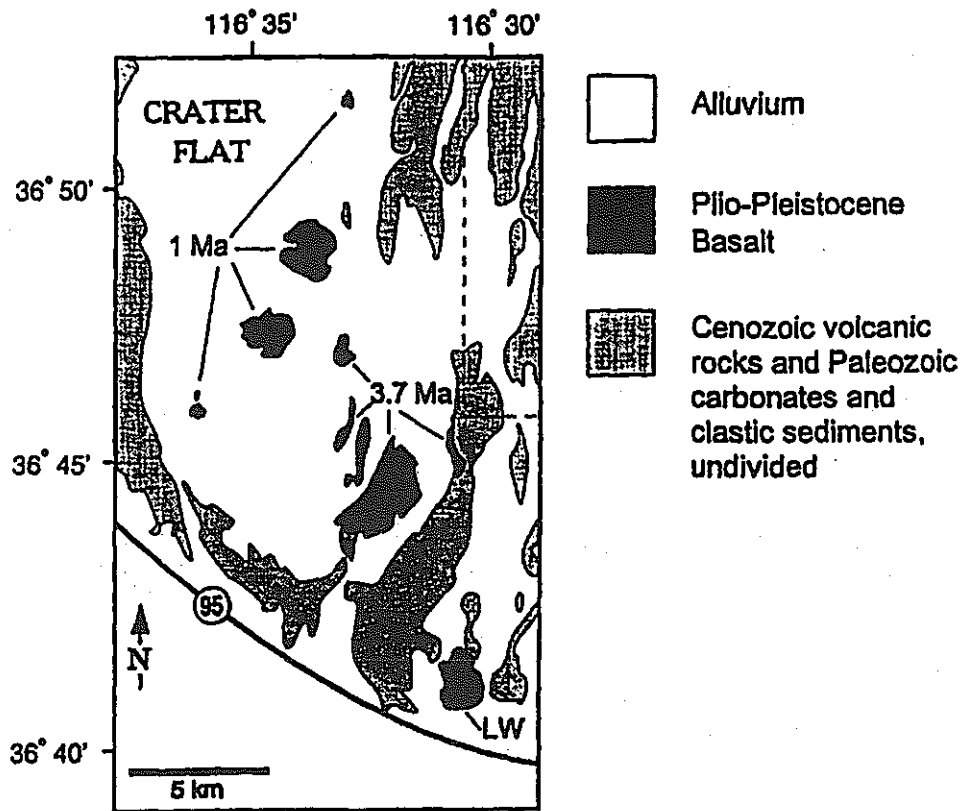


Fig. 9.4 Expected temporal nature of repository aqueous releases in curies. Numbers shown refer to the radioactivity of the releases from the entire inventory of spent fuel within the Yucca Mountain. Adapted from Barnard et al. (1992).



9.5 Scenarios for releases to the environment as caused by human intrusion. Adapted from Barnard et al. (1992).



9.6 Volcanic fields near the Yucca Mountain repository site. The repository site is in dashed rectangle at upper right. Figure is from Perry(1992).

有害大気汚染物質の健康リスク評価のための総合的アプローチ（仮訳）

An Integrated Approach to Assessing Air Toxics Health Risks

要旨

環境保護庁(EPA)は、1990年の大気汚染浄化法修正法において、当該法律の他の条項に対処した後、火力発電プラントから排出される有害大気汚染物質について、健康リスクの可能性調査を実施することを要求された。EPAの調査とともに、当電力研究所(EPRI)のメンバー及び広範囲な学術団体に、情報を提供するために、EPRIは、「Electric Utility Trace Substance Synthesis Report(発電所微量物質に関する総合報告)」を作成し、1994年9月にEPAに提出した。

その報告は、当EPRI及び他機関が実施した微量物質に関する結果の要点をとりまとめ、この研究を総合化し、かつ、全米レベルでの人の健康影響リスク評価を理解するために開発した、リスクアセスメントの枠組みを述べたものである。ここでは、全米レベルでの、発電プラントから排出される有害大気汚染物質について、吸入リスクに関するリスクアセスメントの枠組みと基本要素を報告する。これは、将来の電気事業のシナリオ、測定データの外挿法、大気拡散のモデル化、用量-反応特性及び不確実性分析を含む。

はじめに

1990年の大気浄化法修正法(以下CAA)は、EPAに対し、火力発電プラントから排出される「有害大気汚染物質」に基づく健康リスクの可能性調査の実施を要求している。この調査は、電気事業が、SO_x及びNO_xに関する条項を含む、CAAの他の条項に対処した後に、残されるリスクに焦点を絞る必要がある。当EPRIはEPAとともに、EPRIのメンバー及び広範囲な学術団体に情報を提供するために、独自の研究を実施した。この総合的アセスメントは、発電プラントから排出される大気汚染物質に関する、最近の結果及び解析を結びつけ、全米レベルでの、吸入リスク

に関する健康リスクを総合的に評価したものである。

現在、E P R Iで実施中の2つの大きなプロジェクトが、本解析のベースとなっている：発電所総合システム：化学物質排出研究(Power Plant Integrated Systems: Chemical Emissions Study:P I S C E S)では、様々なタイプの発電プラントから排出される大気微量物質を明らかにするための方法論及び実施測定プログラムを開発した。これとともに、総合的リスク評価(Comprehensive Risk Evaluation:CORE)プロジェクトでは、その結果を総合して健康影響を総括的にアセスメントする枠組みを開発した。

このリスクアセスメントの方法は図1に示すように、多段階プロセスを持つ構造となっている。

- ・ 研究対象(前提)の明確化；
- ・ 発生源特性；
- ・ 輸送及び拡散；
- ・ 曝露評価；
- ・ 用量/反応

個々の段階の詳細は、以下の章で記述する。それ以降の章では、リスク計算及び不確実性分析に関する議論をする。

研究対象の明確化

研究対象を明らかにすることは、以下に示す3つの質問を検討することに等しい。

- ・ どのような発電プラントを含めるか
- ・ どのような微量物質が重要であるか
- ・ 現在と将来では稼働状況がどう異なるか

範囲

E P AのCAAAタイトルⅢでは、蒸気発生電気設備ユニット(electric utility steam generation unit)を、化石燃料燃焼発電プラントであって、その電気出力の

1 / 3 を超え、かつ、配電システムへ25MWを超える出力の電気を供給するために建設されるものと定義されている²⁾。したがって、このE P R Iの総合アセスメントでは、全米で、2010年までに運開される定格出力25MW以上のすべての化石燃料焚き火力を対象範囲とする。

本報告では約600の発電プラントに関する、非放射性核種の吸入リスクのみを対象とする。この範囲を超える研究は、CORE総合的アセスメントプロジェクトの一環として実施し、そこでは、排出される放射性核種及び水銀に関する健康リスクについて詳細な解析を行っている。この研究報告は以下のものである：Methodological Issues in Radionuclide Risk Assessment of Coal-Fired Power Plants by C. Whipple;及び A Regionalized Approach to the Assessment of Health Risks Associated with Mercury Power Plant Emissions by P. Gillespie.

対象物質

CAAAには、「有害大気汚染物質」として189物質が定義されリスト化されている。しかし、これらのプロジェクトでは、文献調査により、発電プラントに関連する24物質を明らかにした。これらの物質は、関心に足るレベルで米国の発電所排ガス中に存在する可能性があると判断した。本報告では、そのうちの15種類の化学物質に着目する。これらは(a)P I S C E Sにより、たいていの場合排煙中に見いだされることが明らかにされた物質、及び(b)健康リスクアセスメントを行う場合(発癌性または非発癌性影響、または両者)に関する既存の毒性係数がある物質である。

ここでの総合的アセスメントで取扱う物質は以下の通りである：

- ・対象微量物質名(15種類)

- ・ヒ素

- ・ベンゼン

- ・ベリリウム

- ・カドミウム

- ・塩素

- ・クロム
- ・ダイオキシン類/フラン類
- ・ホルムアルデヒド
- ・鉛
- ・マンガン
- ・水銀
- ・ニッケル
- ・多環芳香族炭化水素類(PAHs)
- ・セレン
- ・トルエン

シナリオ

EPAは、CAAのSO₂及び他の関連条項への対処に引き続き運開する発電プラントに関するリスクを評価しなければならない、とCAAでは規定されている。SO₂条項は、微量物質の排出に最も影響すると予想されるCAAの条項である。その条項の最終フェーズは2000年に始まる。したがって、対処策は2010年までに効果が現れると仮定し、リスク評価が行われる将来シナリオの開始年を2010年とした。

排出源特性

リスクアセスメントで意味を持つ数値は、排出源諸元に関する精確な推定値に基づいて予測した。総合的リスクアセスメントでは、以下のステップで、発電プラントの排出源諸元を推定した。

- ・プラントユニットレベルへと分解した、排煙処理技術の予測、燃料使用状況予測、将来シナリオの年における発電伝電力量予測
- ・電力用燃料中の微量物質濃度
- ・PISCESの成果に基づき、種々のプラント特性及び運転条件の関数として微量物質の排出係数を推定

次以降のセクションでは、排出源特性に関するこれら諸元の詳細を述べる。

将来シナリオ

電気事業の現況を再調査し、C A A AのSO₂条項への対処状況を予想して、2010年における発電ユニットの状況に関する重要特性を記述する電気事業のシナリオを作成した。電気事業の状況は、競争やよりクリーンかつ高性能技術の導入によって旧設備のリプレースを加速化する他の要因によって、極端に変化する可能性があるが、そのような要因は排出源アセスメントでは考慮していない。排煙脱硫装置に加え、このシナリオには、集じん装置の変更計画に関する情報も組入れてある。

将来シナリオを特徴づけるものは、発電ユニットからの微量物質の排出に影響する要因である。その要因は以下のものである：

- ・個々のユニットで年当たり消費する燃料の量、ソース、組成。ここで考慮しなければならない要点は、C A A Aのもとで予測される燃料転換の量である；低イオウ炭の相対的役割；他地域から依存される特定又は代表的な炭層。燃料の種類及び使用状況は以下に述べるSO₂対処策のモデル化に基づいている。
- ・個々のユニットの環境対策設備の構成。排出される微量物質の量は、主として、集じん及び排煙脱硫(FGD)システムで捕集される量に依存する。排煙脱硫設備及び集塵設備の選定は、C A A Aへの対応策及び地域におけるばいじん排出許容レベルに影響される。ベースケースシナリオは、予測される排煙脱硫設備及び集塵設備のタイプ及び性能に関するユニットごとの情報を提供するものである。排煙脱硫設備は、以下に述べるSO₂対処策のモデル化に基づいて予測した。集塵装置は、電力設備データ研究所(Utility Data Institute)の実施した調査に基づいて予測した。

2010年において発電ユニットで使用する燃料を予測するため、「ベースケースシナリオ」に関するSO₂対処策をモデル化した。EPAのために開発された既存システムワイド(existingsystem-wide)シナリオを、石炭及び発電施設モデル(Coal and

Electric Utility Model:CEUM)を用いたICF Resources Incorporatedによる個々の要素へ分解した。CEUMは、線形プログラミングによる最適化手法を用いており、現在のフェーズ I 対処策プラン及び付加的仮定を組み込んでいる。微量物質排出量に関する最重要な仮定は、電力需要の伸び率及び既設石炭プラントの利用率である。両仮定は既設の石炭火力発電所が稼働する状況に大きく影響する。石炭火力ユニットの場合、石炭のタイプ、消費量、イオウ分、及び排煙脱硫設備のタイプを予想した。

既存容量及び公表(announced)容量は将来の需要に十分ではないかもしれないため、ベースケースシナリオは、将来の需要に対処するために必要とされる石炭火力発電所に関して、ある不定容量を含む。2010年における石炭火力の熱入力について、88%はリスク計算に十分なデータがある既存容量または公表(announced)容量、0.2%はリスク計算にデータが不十分な公表容量、及び12%は不定な汽力発電容量を表す。2010年におけるすべての石油及びガス火力の熱入力はリスク計算に十分なデータがある既存容量または公表(announced)容量を表す。

さらに、電気事業の将来シナリオについて2つの代替シナリオも作成した：「政府トレンド(government trend:GT)」シナリオは、エネルギー情報局³⁾(Energy Information Administration)標準ケースに基づくもので、石炭及び石油火力発電電力量構成比低、老朽化プラント早期停止、完全なSO₂排出権トレードの成立という性格をもつ；これとは対照的に、「ハイトrend(high trend:HT)」は、石炭及び石油火力発電電力量構成比高、中期シナリオ、SO₂排出権トレードは電気事業内に限定するという性格を持つ。

燃料中の微量物質特性

PISCESプロジェクト及び他のデータソースから得た燃料分析結果を用いて、石炭燃料中の微量物質濃度を推定した。石油及びガスについては、データが限られているため、燃料中の微量物質濃度のかわりに、排出係数を用いてリスク分析を行った。

ベースケースのデータセットは、米国地質調査所(U. S. Geological Survey: USGS)のCOALQUALデータセットから導き出した。USGSデータセットは石炭を産

出している上位50の炭層に関する情報を含み、約3,300の試料を含んでいる。このデータは、「埋蔵(in-ground)」炭特性を代表するものであり、必ずしも「積み地(as-shipped)」炭や「燃焼(as-fire)」炭特性を代表するものではない。なかには採炭が経済的に見合わない炭層試料も含まれているため、そのデータは、多くの石炭が燃焼前に洗炭され、微量物質含有量は低減されている事実を反映していない。

より「燃焼炭」を代表する情報を作成するため、USGSデータセットを再検討し、データをより分けて、明らかに別な岩石層や鉱物層に含まれていた試料や非経済的な炭層からの試料に関するデータは除外した。さらに、アルゴリズムを開発し、USGSからより分けたデータを改善し、なお一層、「燃焼炭」特性を代表するデータとなるようにした⁴⁾。このアルゴリズムのベースは、電気事業者やEPR Iの公開データであり、洗炭プラントにおける物質収支を含むものである。洗炭アルゴリズムを、改善したデータセットのなかの選定したデータへ適用し、さらに一層、「燃料炭」特性を代表するデータが得られるようにした。

代替将来シナリオについては、代替適正石炭データベースを用いた。これらの石炭試料は、USGSデータベースの試料と同じ地域の試料であるが、「積み地(as-shipped)」炭または「到着(as-received)」炭ベースの試料である。微量物質濃度は、石炭生産量によって重みづけを行い、それを代表する新しい濃度データベースを作成した。

微量物質の排出に関する相関関係

EPR Iの化学物質排出に関する実地測定(Field Chemical Emissions Measurement: FCEM)プロジェクトは、PISCESプロジェクトの一環であり、発電プラントからの微量物質の排出量に関する情報を収集するために計画された。そのプロジェクトでは、電気事業を代表するいくつかのテストサイトを選択し、広範囲なサンプリングを行った。ある特定のプラントタイプ(例、電気集塵設備のみを設置した瀝青炭燃焼プラント)のサイト数は、電気事業において、そのタイプのプラント設備が占める発電容量の比率に応じた数を選定した。得られたデータから、燃料特性及びユニット特性と

微量物質の排出量に関する相関関係を求めた。

・石炭火力発電ユニット

—粒子状金属：As, Be, Cd, Cr, Pb, Mn, Ni

・排出量計算式はべき乗則として記述した。

$$E_i = a_i [(石炭_i / 灰分) \times PM]^{b_i}$$

ここに、

E_i = 微量物質"i"の排出量(lb/10¹²Btu)

石炭_i = 石炭中の微量物質"i"の濃度(ppm)

灰分 = 石炭中の灰分(無次元)

PM = ばいじんの排出係数(lb/10¹²Btu)

a_i, b_i = P I S C E S 実態調査データに基づく微量元素"i"の回帰係数

・無限揮発性物質：Hg, HCl, HF

排出係数は投炭中の微量物質のパーセンテージを基に確立した。この排出係数は炭種、環境対策設備に依存して変わる。

・有機物質：ベンゼン、トルエン、ホルムアルデヒド、PAHs(例、ベンゾ(a)ピレン)、ダイオキシン類/フラン類(例、2,3,7,8-テトラクロロ-p-ダイオキシン)有機物質は、ばいじん排出量や環境対策設備のタイプとの相関を欠くため、個々の有機物質について確立した排出係数(lb/10¹²Btu)は、炭種や環境対策設備に依存しない。

・石油及びガス火力発電ユニット

石油及びガス火力発電ユニットに関するデータは、不十分なため、統計回帰解析は行えなかった。そのため、この総合アセスメントでの対象物質に関する排出係数(lb/10¹²Btu)はすべて確定した。環境対策設備のない石油火力ユニット、環境対策設備のある石油火力ユニット、及びガス火力ユニットの排出係数は、別々に推定した。

排出量評価

排出源特性のセクションの3つのコンポーネントからデータを引き出しながら、個々のユニットからの微量物質の排出量を、以下の5段階の手順で推定する。

1. 将来シナリオを用いて、2010年における個々のユニットの稼働状況を明らかにする。

稼働状況データは、燃料の種類、ソース、個々の燃料種の年間消費量、停止年、環境対策設備、ばいじん放出量の予測を含む。

2. E P R I の石炭組成研究に基づき、石炭火力ユニットへ、石炭特性を割り付ける。

石炭特性として重要なものは、代表供給中の微量物質平均濃度、平均発熱量である。E P R I の「燃料(as-fired)」炭データベースの石炭特性を、将来シナリオでユニットに規定する石炭のランク及び産地（例、Powder River盆地のWyoming亜瀝青炭）に基づき、個々の石炭火力ユニットのばいじん排出量を推定する。

3. 全石炭火力ユニットに関するばいじん排出量を推定する。

U D I のばいじん調査、ベースケースシナリオ及び電気事業データベースの公表記録(public filings)に基づき、個々の石炭火力ユニットのばいじん排出量を推定する。

4. 全席炭火力ユニットに関する微量物質の排出量を推定する。

環境対策設備構成の予測に基づき、前述の相関関係を用いて、個々の石炭火力ユニットに規定の排出量の関係を割り付ける。手順1からの将来の稼働状況予測結果、手順2からの燃料特性、および手順3からのばいじん排出量とともに、適切な相関式を用いて、個々のユニットに関する微量物質排出量を計算する。

5. 石油及びガス火力ユニットに関する微量物質の排出量を推定する。

石油及びガス火力ユニットに関しては、すべての微量物質について、排出係数(単位熱入力に対する排出物質の質量)を用いた。手順1からの将来の稼働状況予測結果とともに排出係数を用いて個々のユニットに関する微量物質排出量を計算する。

この手法は、P I C E S F C E Mプロジェクトで調査を行ったユニットも含め、データベース及び代替シナリオにおけるすべてのユニットに適用した。得られた結果は、2010年における、ベースケースシナリオにおける一連の個々のユニットに微量物質排

出量の推定値および代替シナリオにおける同様な微量物質排出量の推定値を得た。

輸送及び拡散

大気プルーム拡散モデルは、煙突からの放出量とレセプター(被曝者)への曝露量とを結びつけるものである。Venkatram & Seigneur⁵⁾は、大気中化学物質の拡散シミュレーションするのに適した数学モデルを、健康リスクアセスメントの見地から再検討した。彼らは、スクリーニングレベルの解析のために、EPAが認定したISC (Industrial Source Complex)モデルを推奨している⁶⁾。ISCは、プルーム中の濃度の風向断面分布をガウス分布で記述することを仮定している。このモデルには2つのバージョンがあり、それぞれ濃度分布の短期シミュレーション及び長期シミュレーションバージョン、ISCLT 2は大気安定度、風向及び風速の頻度分布を用いて年平均濃度分布を推定するものである。リスクアセスメントでは、まず長期曝露による慢性的影響に焦点をあてるので、最新のISCLT 2モデルを採用した。

高い位置にある点源については、ISCLT 2は発生源高さ(ここでは、煙突高さ)、発生源直径、排ガス温度、排ガス線速度を必要とする。これらのデータから、熱流速、浮力、マスフラックスを計算して、有効煙突高さを推定する。これらのデータは、エネルギー情報局(Energy Information Administration)のプラント運転状況報告に基づくUDIデータベースの情報から得た。

地域気象データは、安定度分類(STability ARay:STAR)データを含んでいる。これは大気安定度階級ごとの風向および風速の頻度分類であり、米国気象サービス(National Weather Service:NWS)の測定局における長期期間平均気象データを反映している。各発電プラントには、最も近接するNWSでの1983年のSTARデータを割り付けた。このデータは必ずしも発電プラント近傍地点を代表するとは限らない場合がある(例、山がちの地域)。多くの地点について、混合高さなど他の気象データが得られない場合があるため、こうした気象データについては、すべてのプラントについてISCLT 2のデフォルト値を用いた。

半径方向の拡散格子点は、発電所地点から50kmまで、1km間隔、22.5度の角度で設

定した。この格子点は、プラントからの排出に基づく最大濃度で曝露される可能性のある住民の大部分をカバーしている。「都市地域」および「田園地域」拡散の区別は、発生源近傍圏内の人口密度を基に規定した。地域変化や建物など大型構造物の影響は、情報が十分でないため、解析には考慮していない。また、大気中での動態変化は起こらないと仮定した。

複数の発生源からのプルームが重なり合う場合には、外挿による解析を行って影響を推定した。最も近接する発生源の寄与が大きく、最大着地濃度に対する他の発生源の寄与は、小さいことがわかった。この解析に基づき、ある地域において住民が曝露されている最大濃度の総和は、最も近傍の発電プラントからの排出に基づく濃度として示すことができると仮定した。(個人リスクとは対照して)住民リスクを計算する場合には、排出量の合計を考慮するので、全てのプラントからのプルームが重なる場合も含めて、加え併せた。

上述したインプットデータおよびモデル条件を用いて、全てのプラントについて、ISCALT 2によるシミュレーションを行った。個々のプラントについて求めたISCALT 2のアウトプットは、プラントからの排出に基づく、個々の拡散格子点における推定濃度、被ばく者平均濃度および最大濃度である。

曝露評価

曝露評価は、ある特定の曝露地点における大気中微量物質濃度が与えられた場合に、微量物質の環境中濃度と健康影響の可能性との関連付けを行うものである。この総合アセスメントでは、体内服量(internal dose;代謝プロセスを介して摂取された物質質量)は体外被ばく量(external exposure;個人が接触している外部境界での物質質量)に等しいと仮定する。通常、不完全溶解と組織吸収が抵抗になり、体内服量のレベルは体外被ばく量よりも低いので、この仮定は慎重すぎるものである。

個人最大曝露(Maximally Exposed Individual:MEI)

大気微量物質の一次曝露経路は呼吸を介しての吸入であり、ここでの総合的アセス

メントでは、これを対象とする。ベースケースの曝露評価では、EPAの標準的な仮定である個人最大曝露(MEI)⁷⁾を用いた。これは呼吸量が20m³/日、体重70kg、寿命が70年とし、環境濃度が最大(前述の拡散モデルによって計算)の地点で絶えず屋外にいることを仮定している。

個人適正曝露(Reasonably Exposed Individual:REI)

個人最大曝露は、かなり慎重すぎ、むしろ非現実的であり、飛躍した曝露推定である。この総合アセスメントでは、標準的なEPAの手法を広げ、さらに合理的な生涯曝露評価に必要な(屋内で過ごすパターンや屋外での活動パターンのような)重要パラメータを組み入れた。この個人適正曝露(REI)は、最大曝露濃度で人口過密な地域に居住し、代表的な活動および居住動態パターンを持つ個人として定義する。個人適正曝露量の計算では、屋外作業者の活動は、すべて発電プラント近傍で行われるとした活動パターンを用いた。

- ・屋外で過ごす時間は、ある程度不可侵なバリアーとなり、粒子状物質や反応性ガスに対する曝露量を低減する。この時間は、作業活動、動態、運動のような肉体労働などに依存する。
- ・発電プラント近くでの居住時間は、住民がその地域へ出入りする可能性に基づいている。この変数は、国の世帯調査に基づいて推定した。
- ・呼吸量は、微量物質の摂取量を定めるもので、肉体的活動のレベルおよび年齢に依存する。

個人適正曝露の仮定は、個々の物質について、個人適正曝露量と個人最大曝露量との差を反映する「曝露スケールリングファクター」を推定するのに用いた。個人最大曝露量に曝露スケールリングファクターを乗すれば、最大濃度地点に居住する個人の個人適正曝露量が求められる。

平均集団曝露(Average Population Exposure)

平均集団線量は、最大曝露の仮定と、発電プラントに起因する人工・重みづけ平均

濃度とを結びつけたものである。1990年の米国人口調査(Census)のデータを個々の発電プラントを中心とする極座標格子区画に配した。これらの格子区画は、拡散モデルで用いた格子と直接に対応し、様々な濃度レベルに曝露されている人数に関する情報を与えるものである。ここから、人口-重みづけ平均濃度が得られる。この平均濃度と最大曝露仮定を結びつけると、個々の発電プラント周辺の住民の平均的個人に関するハイリスク側吸入曝露量が得られる。

用量/反応

米国EPAはリスクアセスメントの標準的手法に関する手引きを提供している。デフォルトのケースに対しては、上限限界リスクが得られるように、通常、慎重な仮定を行っている。総合リスク情報システム(Integrated Risk Information Systems: I R I S)は、化学物質に曝露される結果、生じるおそれのある人の健康影響に関して、EPAの合意した科学的知見を含むデータベースである。このI R I Sの情報は、EPAが選定したリスクアセスメントのための毒性情報ソースである。

発癌性影響

発癌性影響は、通常、生涯発癌リスク増加率(incremental lifetime cancer risk)で示す。スロープファクター(slope factor)は、 $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{day})^{-1}$ の単位で表され、1日に、体重1kgあたり、ある物質を平均1mg服量した場合に引き起こされる生涯発癌リスクとして定義される。がんスロープ係数は、通常、曝露経路が消化器を介する場合のリスク評価に用いられている。濃度 $1\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ のある物質に対する吸入曝露に関する生涯発癌リスクを推定する場合には、ユニットリスクファクターが定義される。このユニットリスクファクターは、必ずしも得られるとは限らないが、体重70kgの平均的な人が、1日あたり 20m^3 の空気を呼吸すると仮定したスロープファクターから、導き出せる。ここでの総合アセスメントでは、発電所から排出させる微量物質の発癌性リスクは、ヒ素を除き、I R I Sデータベースによるスロープファクターを基に計算する。

ヒ素の発癌性影響は、E P R Iの現在の研究課題である。ヒ素に関する現在のI R I Sデータベースのスロープファクターは米国の2つの銅精錬所における研究に基づいている。最近、最新の曝露/用量法データが刊行された⁷⁾。標準的E P Aの手法およびその最新の曝露データを用いると、当E P R Iの研究では、ヒ素のリスクファクターは、現在のI R I Sによる値の1/3の値となった。この総合的アセスメントでは、ベースケースシナリオにおいては、ヒ素のユニットリスクファクターとして、I R I Sの 4.29×10^{-3} の代わりに当E P R Iが計算した 1.43×10^{-3} を用いる。だいたいシナリオケースでは、後述するように、I R I Sのユニットリスクファクターを用いて評価する。

非発癌性影響

非発癌性影響の場合には、それ以下ではいかなる影響もない閾値がある、と多くの場合考えられている。ある特定の物質に関する無作用レベル(no-observed-adverse-effect-level:NOAEL)は、人および動物実験研究から求められ、これを不確実要因を考慮した安全係数で除して得た基準用量(reference dose:R f D)をもって、實際上、生涯連続曝露した場合の安全レベルと見なしている。同様にして吸入基準濃度(inhalationreference condentration:R f C)も、概ね一桁オーダーの不確実性を考慮した「安全係数」を組み入れ、生涯曝露に関する安全レベルを与える化学物質濃度と定義されている。

個々の物質に関する有害性指数(hazardous quotient)は、日平均摂取量を関連するR f DまたはR f Cで除したものとして定義する。複数の物質が同時に存在する場合は、有害性指数を加え併せた、有害性指標(hazardous index)を用いて定義する。有害指標が1を超えなければ、いかなる影響もないであろうと見込まれる。有害性指標が1以上の場合には、非発癌性影響の恐れがあることを示す。

リスク計算と不確実性解析

個人発癌性および非発癌性リスク

拡散モデルから得られた濃度，および健康影響に関する情報を用いて，個々の発電ユニットについて個々の物質の最大および適正個人曝露発癌リスク増加率および有害指数を計算した。発癌性リスクは，発癌性物質の総和であり，1つの発電ユニットについては，1つの最大個人曝露発癌リスクおよび1つの適正個人曝露発癌リスクである（この総和は，対象とする化学物質相乗的および拮抗的影響に関する強力なデータがない場合のデフォルトの仮定として用いる）。有害性指数についても同様に加算し，1つのユニットについて1つの吸入有害性指標を求めた。

集団リスク

集団に対する吸入発癌リスクの基本的尺度は，ある集団内での年あたり癌過剰発現数の期待値である。集団リスクに関するこの尺度は，個々の発電プラントの50km圏内に居住する個人の発癌リスク増加率の総和に等しく，これは個々人が自分の居住地域の微量物質濃度に最大曝露されると仮定している。この曝露に関する基本的仮定は，曝露期間が70年（生涯寿命が70年に対応）であることを含んでいるため，個々の発電ユニットに関する過剰発癌数の期待値は，70年で除して，国ベースの年あたりの過剰発癌数の期待値を求めた。

シナリオ分析

代替モデルの仮定および追設した発電所の将来稼働状況予測のリスクの意味を明らかにするため，代替シナリオを評価した。

- ・ヒ素については，E P R Iの導出した値ではなく，I R I Sのスロープファクターを用いる。
- ・全火力発電ユニットは，E P Aの電力用ボイラに関するSubpart Da New Source Performance Standardに対応するものと仮定し，かつ
- ・将来稼働状況シナリオに関するハイトレンド(H T)および政府トレンド(G T)シナリオを用いる。

感度解析

感度解析によって、発癌性リスクおよび有害性指標に関する重要パラメータに含まれる不確実性を検討した。個々のパラメータの不確実性の範囲を明らかにし、パラメータに対する発癌性リスクおよび有害性指数の感度を評価して、発癌性リスクおよび有害性指標推定に関するデータに含まれる不確実性を推定した。主として考察したパラメータは、排出に関連するものである。曝露パラメータおよびユニットスロープファクターのような他のパラメータは、(上述の)IRIS解析やシナリオ分析で考察した。感度解析は、以下のパラメータの不確実性を扱った。

- ・石油火力発電プラント(あらゆる種類の環境対策設備)。石炭中の微量物質濃度、石炭中の非揮発性無機微量物質に関する相関パラメータ、揮発性物質の環境対策設備における除去率、有機物質の排出係数、およびばいじん排出量。
- ・石油火力発電プラント(環境対策設備ありおよびなし)。すべての微量物質に関する排出係数。
- ・ガス火力発電プラント。すべての微量物質に関する排出係数。

あるパラメータが十分なデータに基づいているときには、推定した95%上方および下方信頼区間を、不確実性範囲として用いた。環境対策設備を設置した石油火力については、排出係数の信頼限界値が得られなかったため、環境対策設備のない石油火力の場合と同じであると仮定した(例、環境対策設備を設置した石油火力のヒ素の排出係数の不確実性は、環境対策設備のない石油火力の場合のそれと同じである。すなわち、53%から118%である。)

石油火力のばいじん排出量については感度解析を行わなかった。ガス火力については、不確実性範囲は得られず、導出することができなかった。これらについては、感度幅を、任意に+/-100%と仮定し(すなわち、排出0からその排出係数の2倍の数値の幅である。)。これらの幅はパラメータの信頼区間の統計的特性からは得られないので、その+/-100%の幅に起因するリスクの幅は、パラメータの変動の影響を示すだけであり、実際のリスクの変動への影響を示すものではない。

感度解析から、どの不確実性が最もリスク推定に影響するかがわかるので、その不

確実性を低減するために、どのパラメータの研究がさらに必要かが明らかになる。しかし、この感度解析は、1つを超えるパラメータ内の複合した不確実性に対するリスクの感度を与えるものではない(例、高リスク側排出相関パラメータと結びついた高リスク側微量物質濃度。)

まとめ

全米すべての火力発電ユニット(>25MW)から排出される微量物質に基づくリスクを評価するための総合的枠組みを開発した。C A A AのSO₂条項に対処した後の、2010年における発電所の稼働状況に基づき、排出量およびリスクを推定した。この研究は、E P Aの発電所調査研究およびE P R Iメンバーへの成果の提供を目的とした発電所微量物質に関する総合報告(Electric Utility Trace Substances Synthesis Report)としてとりまとめた。P I S C E SプロジェクトにおけるE P R Iの研究に基づき、15種類の微量物質について評価および解析を行った。個々のユニットの燃料使用状況およびプラント特性は、電気事業のベースケースシナリオおよび2つの代替シナリオに基づき予測した。E P R IのF C E Mサンプリングプログラムで測定したデータを用いてパラメータ化、すなわち排出係数を求めた。これらを燃料データベースとともに用いて個々の発電ユニットに関する排出量を求めた。個々の発電所の50km圏内の環境濃度は、大気拡散輸送モデルにより求め、発電所周辺の最大個人曝露量および適正個人曝露量はE P Aの標準的手法を用いて推定した。これらの曝露量推定値と発癌性ユニットリスクファクターならびに基準濃度とから、個々の発電ユニットに関する総括最大および適正個人曝露発癌性リスク増加率、ならびに非発癌性健康有害性(有害性指標)を計算した。発電プラントから排出される微量物質の吸入曝露に基づく年過剰発癌数の期待値もまた、この手法を用いて計算した。リスク推定に及ぼす代替仮定および不確実なパラメータの影響は、シナリオ分析および感度分析によって検討した。

謝辞

著者は、本報告の手法の開発に支援を賜ったDecision Focus Incorporatedの

D. Cohon, J. B. Kim, V. Peoples, D. RoomおよびT. Whiteに謝辞を表します。

References

1. Electric Power Research Institute. *Electric Utility Trace Substances Synthesis Report*. EPRI TR-104614-V1 through-V4, November 1994.
2. Clean Air Act Amendments of 1990. Section 301. Public Law 101-549. November 15, 1990
3. U. S. Department of Energy. Energy Information Administration. *Annual Energy Outlook 1994 with projections to 2010*. DOE/EIA-0883(94), 1994.
4. Akers, D. *Assessment of Coal Cleaning as an Air Toxics Control Measure*. CQ Interim Report, 1994.
5. Venkatram, A. and C. Seigneur. "Review of Mathematical Models for Health Risk Assessment. II. Atmospheric Chemical Concentrations." *Environmental Software*, Vol. 8, pp. 75-90
6. U. S. Environmental Protection Agency. "User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC2) Dispersion Models." EPA-450/4-92-008a, 1992
7. Enterline, P. E., V. L. Henderson, and G. M. Marsh. "Exposure to Arsenic and Respiratory Cancer: A Reanalysis." *American Journal of Epidemiology*, Vol. 125, pp. 929-038

リスクアセスメントの枠組み

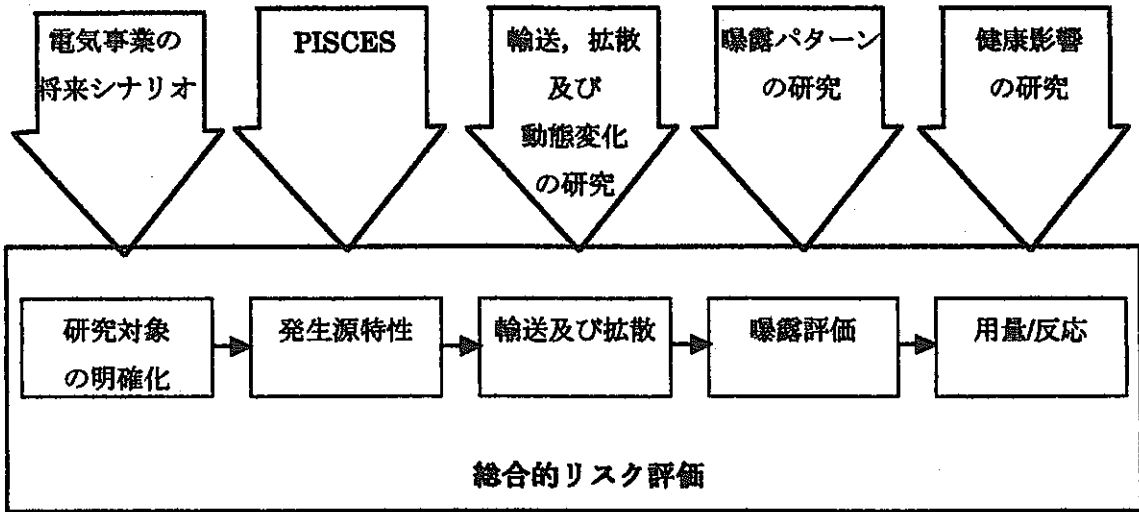


図1 リスクアセスメントに関する情報の流れ