



for a living planet®

脱炭素社会へ向けたポリシーミックス提案

諸富徹／編著

兒山真也 清水雅貴 鈴木靖文 東愛子 藤川清史

2009年11月 Ver. 1

目次

第1章 排出量取引制度	1-1
1-1. はじめに：本提案の問題意識.....	1-1
1-2. 排出量取引制度設計の具体論.....	1-3
1-2-1. 下流型、直接排出方式での導入	1-3
1-2-2. 長期削減目標と排出量取引制度対象部門に対するキャップ設定	1-9
1-2-3. 排出枠の初期配分.....	1-17
1-2-4. 事業所レベルでの排出枠の配分 [1]：ベンチマーク方式.....	1-27
1-2-5. 事業所レベルでの排出枠の配分 [2]：オークション方式.....	1-35
1-3. 産業の国際競争力問題への対応.....	1-41
1-3-1. 排出量取引制度とその産業影響をめぐる議論.....	1-41
1-3-2. 国境調整は可能か？	1-42
1-3-3. 国境調整の困難さとその克服の方途	1-44
1-4. 環境税とのポリシー・ミックス	1-45
1-4-1. 排出量取引制度と税のポリシー・ミックス	1-45
1-4-2. 上流課税と下流還付の組み合わせ.....	1-47
第2章 運輸部門	2-52
2-1. 運輸部門と CO ₂	2-52
2-1-1. 運輸部門からの CO ₂ 排出量の現状と傾向	2-52
2-1-2. 運輸部門の多様性.....	2-54
2-1-3. 自動車の販売と保有の動向	2-55
2-1-4. 京都議定書目標達成計画と運輸部門	2-56
2-2. 運輸部門において当面とるべき対策の概要	2-57
2-2-1. 自動車の単体対策.....	2-57
2-2-2. 環境負荷の小さい都市構造・地域構造.....	2-58
2-2-3. 道路整備に依存しない交通流対策.....	2-58
2-2-4. モーダルシフトを中心とした物流の効率化.....	2-58
2-2-5. 公共交通機関の利用促進とエネルギー効率の一層の向上	2-59
2-2-6. 地方の公共交通機関の維持.....	2-59
2-2-7. 自動車の利用者による適切な費用負担.....	2-59
2-2-8. 確実性の高い CO ₂ 削減策の実施.....	2-60
2-3. 短期的に重要な課題	2-61
2-3-1. 高速道路無料化・土日祝日 1000 円の撤回.....	2-61

2-3-2. 暫定税率廃止の撤回	2-63
2-4. 中長期的に重要な課題	2-65
2-4-1. 自動車燃費規制	2-65
2-4-2. 国内運輸部門における排出量取引	2-67
2-5. その他の課題	2-70
2-5-1. 国際バンカー油	2-70
2-5-2. 運輸部門からの CO2 削減のための国際協力	2-71
第3章 民生家庭部門対策	3-73
3-1. 省エネコンシェルジュ制度の提案	3-73
3-2. 制度の概要	3-73
3-2-1. エネルギー供給業者への義務づけ	3-74
3-2-2. 省エネコンシェルジュの任務	3-74
3-2-3. CO2 削減量算出の手法	3-74
3-2-4. 事業規模の想定	3-75
3-3. 海外の事例	3-75
3-3-1. イギリス EEC/CERT	3-76
3-3-2. ドイツ エネルギーパス	3-76
3-3-3. アメリカ合衆国 National Action Plan for Energy Efficiency	3-77
3-3-4. イギリス TEN Lifestyle Management 社 Green Concierge Service	3-77
3-4. 家庭における CO2 削減ポテンシャル	3-78
3-4-1. 対策の区分	3-78
3-4-2. 削減ポテンシャル評価	3-79
3-5. 省エネ診断技術と診断事例	3-80
3-5-1. 省エネ提案ソフトとアルゴリズム	3-81
3-5-2. 診断員育成と診断事業	3-81
3-6. 制度導入にあたっての課題	3-82
3-6-1. 法律改正の必要性	3-82
3-6-2. 提案から機器導入への誘導	3-82
3-6-3. 家庭との信頼関係の構築	3-82
3-6-4. エネルギー供給業者の役割認識	3-83
3-7. 排出量取引制度との関連	3-83
第4章 業務部門に対する排出削減政策：業務部門に対するイギリス CRC と東京都 排出量取引制度比較と発展性	4-84
4-1. はじめに	4-84
4-2. 業務・公共部門の補完政策の必要性：CRC 導入背景を例に	4-84

4.3. 業務部門排出量取引制度比較.....	4-86
4-3-1. CRC 制度内容.....	4-86
4-3-2. CRC 対象者・対象範囲の特定.....	4-87
4-3-3. オークションとオークション収入の全額還付.....	4-89
4-3-4. 東京都排出量取引制度.....	4-89
4.4. 業務部門排出量取引制度設計.....	4-90
4-4-1. 排出量取引導入の意義と留意点.....	4-91
4-4-2. 対象設定の問題.....	4-92
4-4-3. 許可証配分問題.....	4-93
4.5. 業務部門排出量取引制度導入に向けた既存制度の発展性.....	4-94
4-5-1. 地域推進計画、地球温暖化計画書制度.....	4-94
4-5-2. 地球温暖化計画書制度の利用と発展性.....	4-95
第5章 CO2 国内排出量取引の経済効果.....	5-97
5-1. この章の目的.....	5-97
5-2. GTAP モデル.....	5-98
5-2-1. GTAP モデルの成り立ち.....	5-98
5-2-2. GTAP モデルの構造.....	5-99
5-2-3. GTAP-E モデルの構造.....	5-101
5-3. シミュレーション.....	5-103
5-3-1. モデルの想定・前提.....	5-103
5-3-2. シミュレーションの想定.....	5-105
5-3-3. マクロ経済への影響.....	5-105
5-3-4. 産業別の影響.....	5-107
5-4. 小括.....	5-108
第6章 排出量取引制度の世界動向.....	6-112
6-1. 排出量取引制度の世界動向.....	6-112
6-1-1. 世界に広がるキャップ&トレード型の排出量取引制度.....	6-112
6-1-2. 欧州連合排出量取引制度 (EUETS).....	6-112
6-1-3. アメリカの排出量取引制度 (連邦議会下院・上院法案).....	6-112
6-1-4. アメリカ北東部諸州連合の排出量取引制度 (RGGI).....	6-113
6-1-5. アメリカ西部諸州連合の排出量取引制度 (WCIETS).....	6-114
6-1-6. アメリカ中西部諸州連合の排出量取引制度 (MGAETS).....	6-114
6-1-7. オーストラリアの排出量取引制度.....	6-115
6-1-8. ニュージーランドの排出量取引制度.....	6-115
6-1-9. 排出量取引市場の統合へ向けた模索 (ICAP).....	6-116

6-2. EUにおける排出量取引制度.....	6-117
6-2-1. EUETS 第1期・第2期からの教訓	6-117
6-2-2. EUETS 第3期の特徴.....	6-118
6-3. アメリカにおける排出量取引制度の特徴	6-120
6-3-1. ワックスマン・マーキー法案の概要と特徴.....	6-120
6-3-2. 下院法案に対する政府機関による経済影響分析	6-123
6-3-3. ケリー・ボクサー法案との比較	6-124
6-4. 小括	6-124

第1章 排出量取引制度¹

1-1. はじめに：本提案の問題意識

2009年11月11日に国立環境研究所によって発表された温室効果ガス排出量速報値によれば、日本の2008年温室効果ガス排出量は、昨年秋以来の世界的な不況を反映して前年比マイナス6.2%と大幅に減少した。しかし、京都議定書の基準年である1990年比で見れば、なお1.9%上回っている状態である。未曾有の不況が、幸か不幸か日本の排出状況に変化をもたらし、きわめて困難だと見られていた京都議定書の排出削減目標の達成を視野に収めるかのごとく、排出トレンドを減少に転じさせたのは皮肉なことである。しかし、この状況は2009年に入って変わってきている。つまり、各国政府の経済対策が効果を発揮し、中国を中心として需要の顕著な回復が見られたために日本でも生産が上昇局面に入っている。経済対策の効果がきれ、二番底に落ち込む危険も消えていないが、この状況が続けば、再び日本の温室効果ガス排出動向も上昇に転じることは間違いないであろう。さらに、2013年以降を見通せば、京都議定書で求められている以上の排出削減を求められることは必至である。

日本はこのことに備えをしておかなければならない。つまり、有効な政策手段を導入し、費用効率的な形で有効に温室効果ガスを制御しうるしくみを、この市場経済の中に組み込んでおかなければ、これまで同様、依然として経済成長と環境保全が対立した状況のまま、古色蒼然とした「経済か環境か」の論争を引き続き延々と続けなければならなくなるだろう。このような論争は既に欧州では終止符を打たれている。つまり、適切な政策手段を市場経済の中に埋め込むことで、環境と経済を両立させながら我々の社会を21世紀に適合的な低炭素社会に移行させることは可能なのである。そして、その中核をなす政策手段こそ、排出量取引制度である。この列にアメリカ、オーストラリア、そしてニュージーランドの諸国が続こうとしている。とはいえ、排出量取引制度を導入したのは、まだ一部の国々ではないかとこれらの動きを過小評価してはならない。既に韓国や中国など、アジアの隣国では、排出量取引制度の導入を真剣に検討しており、いずれそれは世界的な潮流になっていくであろう。

排出量取引制度とは、政府が決定する温室効果ガスの許容排出総量(キャップ)の下で、各企業が保有排出枠を売買する仕組みを指す。政府は、キャップに合致するだけの排出枠を企業に無償か有償で配分し、各企業には、実際の排出量を保有排出枠に合致させることが求められる。排出量が保有排出枠を超過する場合は、排出枠まで排出を削減するか、あるいは他企業から新たに排出枠を買ってこなければならない。逆に、排出削減を積極的に

¹ 京都大学大学院経済学研究科准教授・諸富徹

進める企業の手元には余剰排出枠が生まれるので、それを他企業に売却して収入を得たり、自らの事業拡張に使ったりすることができる。それでも排出枠を遵守できない企業には、市場価格の数倍もの罰金が課される。排出量取引制度は、このような仕組みで排出総量をしっかりコントロールしながら、しかしそれを最小費用で達成できる点で、非常に効果的かつ効率的な環境政策手段だといえよう。

温室効果ガスの排出量取引制度の先鞭をつけたのは、イギリスが2002年に導入したイギリス排出量取引制度(UK ETS)である。しかし、排出量取引制度の国際的な普及にとって大きな推進力となったのは、何といても、2005年に導入された欧州排出量取引制度(EU ETS)である。その後、アメリカでも北東部10州で2009年1月に「地域温室効果ガス・イニシアティブ(Regional Greenhouse Gas Initiative: RGGI)」が導入されている。連邦レベルでは、2009年6月29日に「アメリカにおけるクリーン・エネルギーおよびエネルギー安全保障法(American Clean Energy and Security Act: ACES Act、いわゆるワックスマン＝マーキー法案)」が219票対212票で下院本会議にて可決された。さらに、上院では「クリーン・エネルギー雇用およびアメリカ電力法(The Clean Energy Jobs and American Power Act、いわゆるケリ＝ボクサー法案)」が同年11月5日に上院公共事業委員会を通過した。2010年前半のうちにこれら法案の一本化とその両院での可決が成し遂げられるかが今後の注目点である。また、ニュージーランドも2010年から排出量取引制度を導入予定である。オーストラリアでは排出量取引制度導入法案が下院で可決され、上院でも審議されたが、2009年8月に否決された。しかし、引き続き導入論議は継続される予定である。

このような潮流の延長線上にあるのは、グローバル・カーボン・マーケットの形成であろう。残念ながら、環境税が国家主権の壁に阻まれてグローバルな政策手段になりえない現状では、グローバルな環境問題である気候変動問題に対して、グローバルに対処しうるほとんど唯一と言っていい政策手段が排出量取引制度なのである。日本が、温室効果ガスの1990年比25%排出削減という野心的な政策目標だけでなく、国内排出量取引制度の導入と、その将来的なグローバル・カーボン・マーケットへの発展に対して、どの程度、国際的な貢献ができるかが我々に投げかけられた課題である。残念ながら我々は、「排出量取引制度の試行的実施」という不完全な形での排出量取引制度か、あるいはまだ小規模な自主参加型排出量取引制度しか持っていない。これを、産業からの排出をほぼ包含する本格的なキャップ&トレード型排出量取引制度にいかに移行させることに成功しうるか否かが、今後の日本の温暖化対策を占う上での試金石となる。本提案が、そのための政策議論に一石を投じることができれば幸いである。

1-2. 排出量取引制度設計の具体論

1-2-1. 下流型、直接排出方式での導入

上流型か下流型か

排出量取引制度を設計する際に、まず第1に決定しなければならないのが、それをエネルギー・フローの「上流」で導入するのか、それとも「下流」で導入するのかという点である。「上流」とは、化石燃料の採取・輸入・精製の段階を指すのに対し、「下流」は化石燃料の最終消費段階を指す。ここでは、エネルギー・フローの上流で実施される排出量取引制度を「上流型排出量取引制度」、下流で実施される排出量取引制度を「下流型排出量取引制度」と呼ぶことにしたい。上流型排出量取引制度では、輸入あるいは精製業者に対してキャップをかけ、彼らにキャップに等しいだけの排出枠を配分することになる。輸入・精製業者にとって、この排出枠が排出上限となるが、もし自らの排出削減努力で遵守が困難だということになれば、同じキャップの中にいる他の輸入・精製業者から排出枠を購入し、遵守しなければならない。逆に、排出削減が順調に進んで排出上限を下回った事業者は、自らの排出枠を売却して収入を得ることができる。こうして、排出枠の過不足がキャップの中で取引されることを通じて調整され、目標とする排出総量(キャップ)が費用効率的な形で達成される。これに対して下流型排出量取引制度は、実際に化石燃料を使用して生産活動を行う事業者に対してキャップをかけることになる点が異なるだけで、基本的なメカニズムは上流型と同じである。

この上流型と下流型のどちらが望ましいのであろうか。両者ともに利害得失があり、何に重点を置くかによってどちらが優れているか結論は異なってくる。上流が優れている理由としては、まず、そのカバー率の高さを挙げることができる。日本は化石燃料のほぼ100%を輸入に頼っているから、上流型排出量取引制度の場合、排出量取引制度を上流で実施すれば、そのカバー率はほぼ100%となり、事実上すべての経済主体が排出量取引制度の仕組みに包含されることになる。上流型の第2の利点は、制度執行の行政費用を抑えることができる点にある。下流で排出量取引制度を実施する場合に比べて、上流での排出量取引制度参加者は相対的に数が絞られており、したがって彼らの化石燃料輸入・採取量や精製量をモニタリングし、排出枠の保有に関して不遵守等の問題が生じた場合に罰則を執行するのは比較的容易であり、それに要する行政費用もそれほど大きなものにならないであろう。

しかし、この点は上流型の問題点と表裏一体の関係にある。第1に、輸入業者や精製業者が排出量取引制度の対象となることで、取引市場参加者数が限られ、経済学における完全競争の条件が満たされなくなる。結果として、取引主体による戦略的行動の恐れが高くなり、本来は取引によって得られるはずの効率性改善の便益が得られないか、小さなものになってしまう可能性がある。第2に、上流で排出量取引を通じて形成された炭素価格は、価格転嫁を通じて下流にも伝達され

ると想定されるが、現実には転嫁がどの程度行われるのかは、経済学が教えるように市場構造次第である。つまり、化石燃料をめぐる需要と供給の価格弾力性の相対的な関係に依存して転嫁は決定されるため、炭素価格が100%価格転嫁を通じて下流に伝達されるとは限らない。転嫁率が小さくなればなるほど、上流型排出量取引制度が、下流の経済主体に対して与える価格インセンティブ効果は弱くなってしまふ。

この点、下流型排出量取引制度には、以下のような利点がある。第1に、下流型では取引参加者が多数に上るので、経済学における完全競争市場の条件に近づくことになり、参加者による戦略的行動が引き起こされる余地が小さくなることである。この結果、取引も活発となり、排出量取引制度導入による効率性改善から得られる便益を最大限汲み尽くすことが可能になるだろう。しかし、このことは反対に、欠点にも転化する。つまり、もし下流型排出量取引制度が大規模排出源から個人に至るまですべての排出者を対象に含めようとすると、参加者数が膨大となって行政費用が極めて大きくなってしまふ。したがって、下流で排出量取引制度を実施する場合には、何らかの割り切りによって大規模排出源を対象を絞る必要が出てくる結果、そのカバー率は上流型に比べて低下するという問題点がある。

第2に、より重要な利点として、下流型では企業に対してより効果的に排出削減へのインセンティブを与えることができる。つまり、下流では実際のエネルギー消費者と規制ポイントが一致するため、排出量取引制度による排出削減へのインセンティブ効果は、上流型よりも有効に発揮できると考えられる。もちろん経済学的には、下流型排出量取引制度で形成される炭素価格であろうと、上流からの価格転嫁に基づく炭素価格であろうと、その資源配分上の効果はまったく同一だということになる。しかし、アメリカの法学者カラブレッジによる「最小回避費用原則」の議論が示しているように、問題に予防的に対処することが望ましいけれども、誰にその責任を負わせるべきか我々の知識が不確かである場合には、「そもそも予防を行うべきかどうか、行うとすればどのような規模と範囲で、そしてどのような方法で行うべきか」という問いに対して正しく決定するインセンティブを持つ主体に責任を負わせることが望ましい。カラブレッジは、そのような主体こそ製品の製造業者であり、彼らに厳格責任を課すことが望ましいとした(Calabresi 1975)。つまり製造業者には、製品そのものやその製造過程に関する知識と技術が備わっており、それを扱うことのできる人的資源がある。したがって、彼らに厳格責任を負わせれば、事故費用と事故回避費用を足し合わせた総費用を最小化するインセンティブが働くはずである。これを我々の議論に応用すれば、下流に排出削減の責任を課すことが望ましいという結論になる。

実際、下流排出者が排出量取引制度の対象となれば、温室効果ガスの排出を自らモニタリング・算定・報告し、期末に保有排出枠と排出量が合致していることを政府に対して立証し、さらに第3者機関による検証を受ける責任は彼らに課せられることになる。また、保有排出枠は企業会計上、資産または負債として貸借対照表にも入ってくる。このため、財務会計上、環境政策が企業経営上どのような影響を与えるのかが明瞭な形で意識されるようになってくる。これら一連のプロセスの結果として、会計監査と同様のプロセスが温室効果ガスの排出に対しても導入されることになり、

各企業内で自らの温室効果ガス排出量についての管理システムが立ち上げられるほか、これまでは企業の経営判断にとって考慮の外にあった、最適な排出枠保有量とその費用負担問題の検討が、企業の意思決定にとっての重要問題となってくる。この結果、企業は自らの生産工程を見直し、より安価な排出削減機会がないかどうかをつねに検証するようになるだろう。

下流排出者はこの点で、エネルギーの消費を実際に行っていることから、排出削減を行う場合にはどのような方法がありうるのか、そのためにどのような技術開発をすべきかについて情報を持ち、判断を下せる立場にある。したがって、下流排出量取引制度の導入によってエネルギー消費に規制ポイントを置くことができれば、上流からの単なる価格転嫁に任せる場合よりも、排出削減に関する情報と技術を保有する主体に、排出削減に向けたより強力なインセンティブを与えることができると考えられる。

この点、上流型はどうであろうか。上流型の場合は、排出削減を実行するための技術、情報、人的資源が輸入・精製業者に備わっているわけではないため、彼らは自らにかかっていた費用を単純に下流に転嫁することしかできない。炭素価格が仮に完全に転嫁されるとすれば、それは理論上、下流企業に対して環境税が上流で課されたのと同じ効果を発揮し、下流企業による最適な排出水準への調整が行われるはずである。しかし現実には、上流では明示的に見えていた炭素価格が、下流では価格の中に含まれてしまっていて見えなくなっており、温室効果ガスの排出が企業に費用上昇をもたらすことが意識されにくい。さらに下流企業は、直接排出枠を配分され、それが企業会計の中に明示的に入ってくることもないので、それを意識した行動が促されることもない。ましてや、上流での炭素価格が下流に完全転嫁されなければ、下流企業が炭素価格に反応して調整を行うインセンティブはさらに小さくなるであろう。以上の理由から、我々は下流型排出量取引制度を提案することにした。

直接排出か間接排出か

直接排出方式の利点

以上の議論を踏まえて下流型排出量取引制度を導入する場合、排出量取引制度によってカバーできる範囲が上流型に比べて低くなるという問題点が残る。この点については、本提案では産業・工業プロセス・エネルギー転換部門の一定規模以上の事業所に対して排出量取引制度を導入するとともに、それ以外の部門に対しては環境税その他の政策手法で補完する、「ポリシー・ミックス」を構築することで対応することを提案したい。ポリシー・ミックスの詳細については、本章第2章～第4章で詳細に展開することにしよう。

さて、次にカバー率に影響を与えるもう一つの重要な論点を議論することにした。それは、下流型排出量取引制度の規制対象として「直接排出」を選択するのか、それとも「間接排出」を選択するのかという問題である。これは、電力・ガスセクターを含めたエネルギー転換部門の取り扱いをどうするのかという論点に他ならない。つまり、「直接排出」では石

炭火力発電など、電力・ガスの生産に伴って発生する温室効果ガスをエネルギー転換部門の排出とみなすのに対し、これらの排出を需要家側の排出とみなすのが「間接排出」の考え方である。両者にいったい、どれほど違いがあるのかと訝る読者もいるかもしれない。しかし、この区別は排出量取引制度の制度設計上、きわめて重要である。

というのは、直接排出の考え方をとるということは、排出をコントロールする責任が電力・ガスの生産者の側にあるという考え方に立脚することを意味するからである。これに対して間接排出の考え方は、排出をコントロールする責任が電力・ガスの需要家側にあるという考え方に立脚することを意味する。よく、「電力会社には安定供給の義務が課されており、環境規制が課されたからといって電力生産量を落とし、停電を引き起こすわけにはいかない。したがって環境規制は直接排出ではなく間接排出の考え方に立って設計されるべきだ」との主張を耳にする。しかし、電力会社は電力生産を一定に保ちながらも、より炭素排出の少ない電源選択を行うことで、温室効果ガス排出を削減できる。逆に、間接排出の考え方に基づいて企業・業務・家庭部門に規制をかけ、彼らの地道な省エネ努力で排出削減に成功しても、近年実際に起きたように、電源で石炭火力発電へのシフトが行われれば、そのような削減努力など一瞬にして吹き飛んでしまう。だからといって我々は需要家側の努力が無意味だということを言おうとしているのではない。むしろ逆であり、後の章で展開するように、電力・ガスの需要家側に働きかけるポリシー・ミックスを我々は提案する。ここでの我々の問題意識は、間接排出の考え方を採用してしまうと、電力・ガスの生産側に対して直接的に排出削減を促す手立てを我々は失ってしまうという点にある。この点こそまさに、間接排出方式の最大の欠陥だといえよう。

したがって、我々は直接排出の考え方に基づいて制度設計を行うことで、エネルギー転換部門に対して直接コントロールを加え、電源選択や燃料選択に影響を与える必要がある。たしかに、エネルギー転換部門は、いったん電力・ガスの生産のための設備を建設すると、次の更新までに30年はかかるため、排出量取引制度が導入されても直ちに反応することができない。まさにこの論拠から排出量取引はあたかもなんらの有効性を発揮しないかのような議論が行われる場合がある。しかし、重要なことは、長期的観点から排出量取引制度のキャップが段階的に縮小することを、明示的にスケジュールとして示すことである。欧州は2020年まで、アメリカは2050年までのキャップ縮小に関するスケジュールを示している。こうしておくことで、投資家に予見可能性を与え、低炭素社会への移行とそのため設備投資が不可避であることを悟らせる必要がある。そして、高度成長期に建設された発電所が今後順次、更新期を迎えていく。明示的なキャップ縮小のスケジュールが示されていれば、エネルギー転換部門は、旧設備の設備更新のタイミングが来れば将来の炭素制約の強まりを意識し、賢明な投資判断を行うであろう。ところが、もし間接排出方式をとってしまうと、このような長期的観点からのインセンティブを効かせることができなくなってしまうのである。

もつとも、直接排出の考え方に立脚して制度設計を行う場合には、規制にともなって発生する費用上昇分を電力消費者に転嫁してもよいとの保証を、政府が電力会社に対して与えておくことが重要になる。もちろんそれは産業や家庭のエネルギーコストの上昇を生み出す。しかし、むしろそうすることで電力需要家は電力料金の上昇という形で間接的に炭素価格に直面し、省エネへのインセンティブが働く。ここでは、電力料金への費用転嫁が事実上、環境税と同様の機能を果たすことにすらなる。このインセンティブは、排出量取引制度の初期配分を、グランドファザリング方式からオークション方式へ移行させることで、さらに大きくなるであろう。したがって、直接排出の考え方に基づく排出量取引制度は、費用の需要家側への転嫁を考慮に入れるならば、エネルギーの生産者側と需要家側の両者に対して同時に排出削減へのインセンティブを与える政策手段だといえよう。そしてこの点でも、直接排出方式は、間接排出方式よりも優れていることになる。

間接排出方式による制度信頼性の低下問題

以上、直接排出方式の優位性について論じてきたが、間接排出方式で排出量取引制度を導入することには、そもそも次のような根本的な問題点があることにも留意しておかねばならない。

つまり間接排出方式の下では、産業の電力使用量分について、どのような基準に基づいて初期配分を行うのか、きわめて難しい計算を強いられるからである。一般に、間接排出の考え方を採用する場合は、電力消費に由来する温室効果ガス排出を計算するために「排出係数($t\text{-CO}_2/kWh$)」を用いる。この係数に実際の電力使用量を掛け合わせて算出された値が、その企業の電力由来の CO_2 排出量だということになる。しかし、そもそもこの排出係数をどう設定するのかが一大問題である。つまり、全国平均の排出係数を用いるのか、それとも電力会社ごとに異なる排出係数を用いるのかがまず問題になる。後者の考え方をとるならば、たまたま石炭火力の比率が高く、排出係数の高い電力会社の管内に立地する企業は、それだけで電力由来の排出量が増大するという矛盾に直面することになる。また、電力使用者側の努力いかんにかかわらず、石炭火力発電比率の増大や事故による原発稼働率の低下など、需要家側の努力とは無関係な要因によって排出係数が増大し、排出量が増大してしまうという問題は、すでに多くの企業が間接排出に基づいて排出量の算定・報告を行う際に、実感していることであろう。逆に、何らかの要因によって排出係数が低下すれば、需要家側が何の努力をしなくても排出量が減少する。この場合、間接排出方式の排出量取引制度の下では、実際の削減努力が行われなくとも余剰排出枠(ホットエア)が生まれ、それを売却して収入を得るというトリックすら可能になる。

このように、自らコントロールできない要因で排出量が変動してしまう間接排出方式は、排出量取引制度を不安定かつ不確実なものにしてしまい、その分だけ制度に対する信頼性を低下させることになる。したがって、以上の問題点や矛盾点を回避し、信頼性の高い排

排出量取引制度を確立するには、直接排出に依拠することが望ましい。

直接排出方式による排出量取引制度の設計

さて、直接排出方式の排出量取引制度の設計を行う場合は、産業・エネルギー転換・工業プロセス部門が対象となる。これ以外の業務、運輸、家庭部門からの直接排出については、個々の排出源からの排出量はわずかであるにもかかわらず、その対象者は膨大な数にのぼるため、排出量取引制度実施のための行政費用がその実施による便益を上回る。したがってこれらの部門は制度対象から外し、産業・エネルギー転換・工業プロセスの3部門を対象とせざるをえない²。もっとも、直接排出方式はエネルギー転換部門を対象とすることで、業務、家庭部門も電力・ガスを使用する限り、間接的にこの制度に含まれるので、結果としてカバー率はその分だけ向上するといえる。

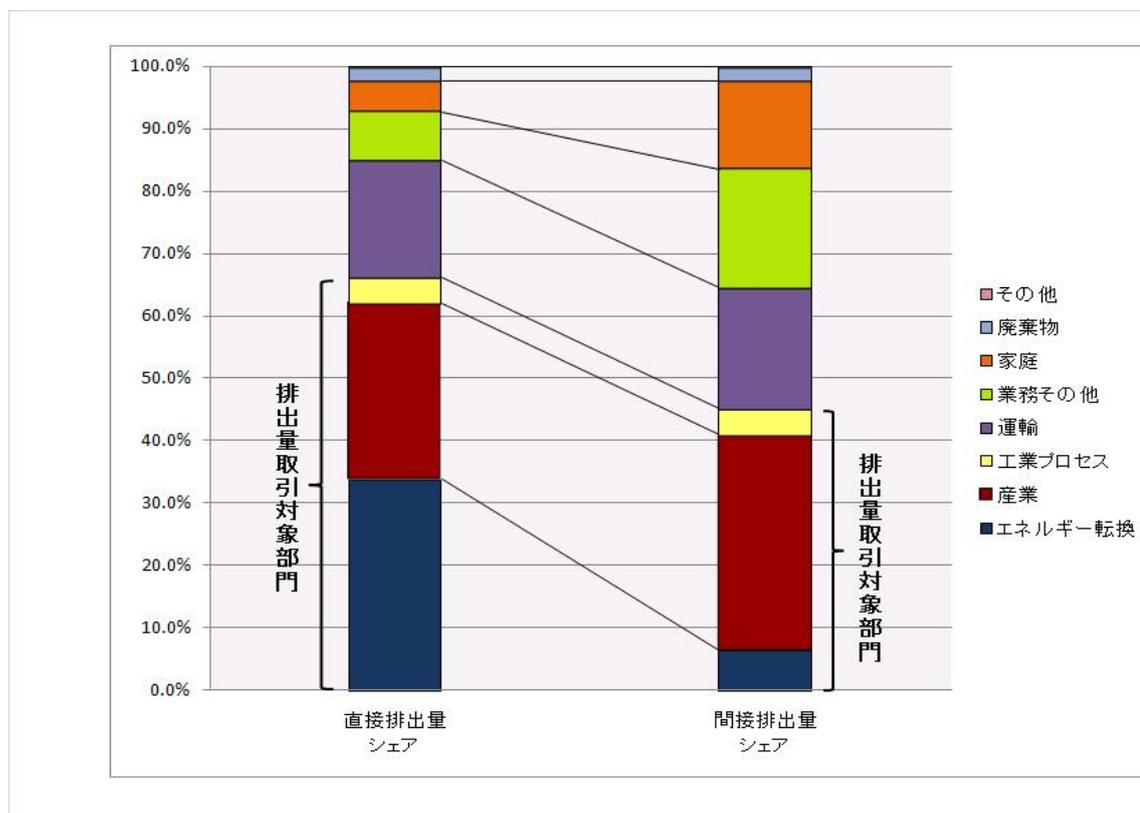
間接排出方式場合も、対象部門は直接排出方式の場合と同様に3部門とならざるをえないだろう。このことから、直接排出方式のカバー率は間接排出方式を上回ることになり、この面からも、下流型排出量取引制度を直接排出方式で導入することのメリットは大きい。もっとも本提案は、業務部門対策として東京都のように都道府県レベルで間接排出方式に基づく排出量取引制度の導入を提言しているので、総体としてみると直接排出方式と間接排出方式のハイブリッド型だといえよう。

図1-1は、各部門からの排出量構成比率を、2007年の排出実績に基づいて直接排出と間接排出に区別してみたものである。直接排出と間接排出の考え方の相違は、エネルギー転換部門の排出比率の違いによく現れている。つまり図1の直接排出をみると、エネルギー転換部門の排出が33.9%も占めているのに対し、間接排出をみるとわずか6.4%でしかない。これは間接排出では、火力発電所のCO₂排出が産業、業務、家庭など電力の需要家側の排出としてカウントされるからである。この結果、例えば産業部門からの排出は、直接排出だと28.1%だが、間接排出だと34.5%とかなり大きくなることが分かる。

さらに、直接排出方式と間接排出方式のカバー率の違いを確認しておきたい。直接排出に基づいて排出量取引制度を実施する場合、図ではエネルギー転換、産業、そして工業プロセスの3つの部門が対象となる。これらの部門の排出量は、全体の66.2%になる(裾切り基準は考慮しない場合)。これに対して、間接方式で同じ部門を対象とする排出量取引制度を導入すれば、そのカバー率は45.1%となり、直接排出に比べて大幅に低下する。

²ただし、第2章および第4章で指摘するように、非対象部門についても、それぞれの部門特有の排出量取引を設立するという可能性はある。

図 1-1 : 「直接排出」と「間接排出」の比較



(出所) 温室効果ガスインベントリ(2009年4月30日版)より作成.

1-2-2. 長期削減目標と排出量取引制度対象部門に対するキャップ設定

キャップ設定の手順

こうして、排出量取引制度を下流型直接排出方式で導入すると決めたならば、次に制度設計上の問題になるのは、排出量取引制度のキャップをどのように決定するかという点になる。キャップ&トレード型の排出量取引制度では、取引制度の対象となる部門の総排出量に対して政府がキャップを設定し、それに相当する排出枠しか配分しないため、その枠内でどのように取引が行われようとも、量的コントロールは確実となる。したがって、キャップ&トレード型排出量取引制度の成否の鍵を握っているのは、このキャップを環境政策上の目標と整合的に設定できるか否かという点にある。キャップを決めるためには、以下の手順を踏む必要がある。

- (1) 日本全体の温室効果ガス排出削減目標を決定すること
- (2) 上記(1)の目標のうち、どれだけを国内で実質的に削減(いわゆる「真水」)するのかを決定すること。逆にいえば、クリーン開発メカニズム(CDM)を通じて生み出されたク

レジットの購入など海外で行われた削減分と、日本国内での森林吸収源から生み出される吸収分を、どれだけ日本国内の削減としてカウントすることを許容するのかを決定すること

- (3)上記(2)で決定された日本国内の温室効果ガス6ガスで定義された排出削減目標のうち、CO₂のみによる排出削減目標を確定すること
- (4)上記(3)で決定されたCO₂排出削減目標を達成するために、産業、エネルギー転換、工業プロセス、業務、運輸、家庭の各部門間で、どのようにして排出削減努力を配分すべきかを決定すること
- (4)本提案の直接排出方式に基づく下流型排出量取引制度は産業、エネルギー転換、工業プロセスを対象部門とするので、これら3部門からの排出量目標を、キャップ設定のベースとすること
- (5)排出量がそれほど大きくない一定規模以下の事業所については、排出量取引制度実施にともなう行政費用が大きいため、制度対象から外すことで(いわゆる「裾切り」)、キャップを最終的に確定すること

日本全体の排出削減目標

以上より、最初に取り組むべき問題は、日本の排出削減目標を中期(2020年)と長期(2050年)の両方で確定させることである。我々の究極の目標が、温室効果ガスによってもたらされる気候への不可逆的な悪影響を回避するという点にあるならば、大気を安定化させるために必要となる全球規模での排出削減量を見込み、国際的合意の下にそれを達成できるキャップを各国が決定することで、排出削減努力を分かち合うべきであろう。そのためには現在の科学的知見に基づいて、「産業革命以来の全球的な平均気温上昇を2度未満に抑える」という目標を設定し、それを達成するために必要な排出削減量を各国に割り振る必要がある。

しかし、現実の国際交渉でこのような科学的要請に沿った形で合意形成を図るのは容易ではない。そこで、現実的な代替案として2009年12月にデンマークのコペンハーゲンで開催される「第15回京都議定書締約国会議(COP15)」で決定されるであろう国別排出削減目標を本提案の目標とすることが考えられる。しかし、本提案執筆時点(2009年11月)時点では国際交渉の結果はまだ判明しておらず、それを前提としたキャップ設定を想定することはできない。そこで本提案では、さらに現実的な方法として2020年を目標年次とする中期目標について、鳩山政権が掲げる「2020年までに温室効果ガス排出量を1990年比で25%削減」という目標を選択することにした。さらに、2050年を目標年次とする長期目標については、2009年11月に日米首脳会談の合意文書で謳われた80%削減目標を採用することにした。しかし、往々にして「きわめて野心的」と評されるこの目標ですら、「2度目標」という科学的要請に応えうる削減水準と比べると十分でない点には、留意しておきた

い。

国内での排出削減(いわゆる「真水」)をどこまで見込むか

以上のように、中期目標と長期目標を定めたとして、今度はキャップを確定するためには、実際に国内でどれだけの削減するかという問題に回答を与えなければならない。1つの考え方は、あくまでも25%削減分すべてを国内で達成すべきだというものである。もう1つの考え方は、そのうち一定割合については国外で行った削減であっても、その削減量がちゃんと検証可能であって、なおかつ削減が永久的に保証されるのであれば、それを「オフセット」として活用し、国内削減の代替として認めようという立場である。ここでおそらく想定されるのは、京都メカニズム(もしくはそれが改革された新しいメカニズム)から創出された海外クレジットの利用と、国内の「吸収源(LULUCF)」の活用である³。もっとも我々は、オフセットの活用はあくまでも国内削減に対する「補完的」な手段であると考えている。

その前提に立ってオフセットを認める場合に、一体どの程度の範囲でそれを許容すべきかを考えるために、1つの試算として4つのケース(25%削減、20%削減、15%削減、10%削減)を検討してみたい。表1-1は、実際に必要となる排出量削減に、オフセット・吸収源が占める割合がどの程度になるかを計算してみたものである。ここで注意すべきは、この計算における分母は、2013～2020年の間に、「BAU比で」必要とされる排出削減量として点である⁴。BAUとしては、前政権下で行われた中期目標検討委員会の試算のうち、基準ケースとされた選択肢1(2020年時点で1990年比+4%のケース)を使用した。したがってこの試算は、BAUをどのように想定するかによって、大きく結果が変わってくる点に留意する必要がある。

³ また、現在の京都議定書の枠組みの下では認められていないが、「途上国における森林減少・森林劣化からの排出量の削減(REDD)」についても、なんらかの形で海外削減分が国内削減として認められる仕組みが導入される可能性もある。

⁴ たとえば、25%削減のうち20%を国内削減とした場合、5%分がオフセット・吸収源使用分ということになる。しかし、 $5 \div 25 = 20\%$ がオフセット・吸収源使用割合になるかといえば、そうとも限らない。なぜなら、25%や20%、5%というのは1990年の排出量に対する割合であるが、実際の排出量は1990年から変化しているから、どれくらいの削減が必要かは、それによって異なるからである。1990年を起点として考える考え方は、実績を基にしているためデータに不確実性がないが、他方で、実際の必要削減量を過小評価する恐れがある。

表 1-1 : 各ケースでのオフセット・吸収源使用割合

	2013～2020年での BAU比累積削減量 [万tCO ₂]	オフセット・吸収源 使用割合 [%]
国内削減割合		
25%(全部国内削減)	1,701	0%
20%(オフセット・吸収源5%)	1,418	16.7%
15%(オフセット・吸収源10%)	1,135	33.3%
10%(オフセット・吸収源15%)	851	50.0%

(出所) WWF ジャパン試算.

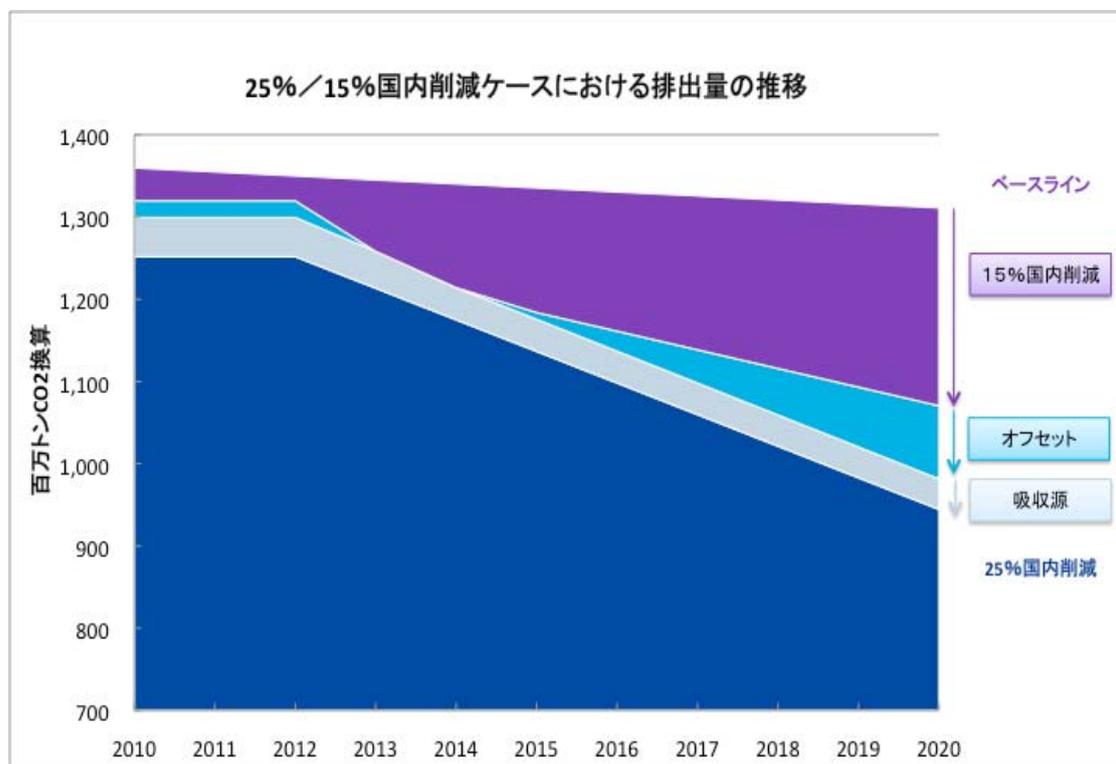
試算結果によれば、20%国内削減(オフセット・吸収源が5%)の時には約17%、15%国内削減(オフセット・吸収源が10%)の時には約1/3、10%国内削減(オフセット・吸収源が15%)の時には約半分がオフセット・吸収源の削減によって達成されることになる。

このうち、国内削減10%(オフセット・吸収源が15%)のケースは、削減努力の半分を海外もしくは森林に頼ることになる。このようなケースでは、国内削減にとってオフセットの使用が「補完的」であるといえなくなってしまう。国内削減15%についても、約1/3がオフセットもしくは吸収源に由来することになり、決して望ましくはないが、現実的には起こりうるケースではある。したがって原則として、25%削減をすべて国内で達成する場合を「推奨ケース」とし、15%削減を「オフセット・吸収源最大限利用ケース」として検討することが適切と考えられる。

長期目標と排出削減スケジュール

将来のオフセット使用量についての試算は存在しないが、吸収源については、前政権下の中期目標委員会において試算がなされたほか、コペンハーゲンへ向けた国際交渉の中で条約事務局に対して一部データが提出されている(天野 2009 ; The Government of Japan 2009)。吸収源による吸収量(排出量)は、どのような算定アプローチをとるかによって大幅に変わるが、現行の算定アプローチが継続するとした場合(グロスネット方式で、かつ3条4項活動が組み入れ可能とした場合)、政府試算は2015年時点で3.1%、2020年時点で、1990年度比2.9%の削減分相当の吸収量が見込めるとしている。

図 1-2 : 25%および 15%国内削減ケースにおける排出量の推移



(出所) 天野(2009), 温室効果ガスインベントリオフィス(2009), 内閣官房(2009), The Government of Japan (2009) より WWF ジャパン試算・作成.

そこで、この政府試算を用いて吸収源が使用される量を想定し、その量と 15%国内削減ケースにおけるオフセット・吸収源使用量(総量)との差分をとることで、オフセット使用量を推計したのが、図 1-2である。この図から、25%を実質的に国内で削減する場合の削減量と、オフセット・吸収源の活用で国内実質削減を 15%とする場合の削減量の相違が、視覚的に明らかになる。

対象部門の決定と「裾切り基準」

こうして国内排出削減目標が定まれば、それをどのような政策手段によって達成するかを議論すべき段階に入る。本提案において、排出量取引制度の対象となるのは、上述のように産業、エネルギー転換、そして工業プロセスの 3 部門である。また、排出量取引制度の対象ガスは、モニタリングの正確性が要求されること、そして温室効果ガス排出の大半が CO₂ であることから、当面は CO₂ のみに絞ることにしたい。これはもちろん、将来時点で他のガスに対象を拡張していくことを妨げるものではない。現行の京都議定書の下で排出量削減の対象となっている温室効果ガスは 6 種類だが、2013 年以降の将来枠組みの中で

は、NF3等の新しいガスを加えることも検討されているからである。

キャップを設定する上で最後に決めなければならないのは、「裾切り基準」である。本提案では、排出量取引制度において規制を受ける主体の単位を現行の改正省エネ法のように「事業者」ではなく「事業所」とすべきだと考えている。改正省エネ法は、規制対象をそれまでの「事業所」単位から「事業者」単位に切替え、2010年から施行に移す予定である。これは、「事業者」傘下の工場等「事業所」のエネルギー使用量(原油換算値)が合計で1,500キロリットル以上であれば規制対象に含めることで、それまでは規制対象から外れていた小規模事業所を取り込もうという目的を持っている。これは一見、望ましいことに思えるが、残念ながら、排出量取引制度の規制単位としては避けたほうがよい。なぜなら、「事業者」を規制単位とすると、以下のようにさまざまな弊害が生じることが予見されるからである。

まず第1に、「事業者」を単位としてしまうと、個々の「事業所」の情報は「事業者」単位でまとめられてしまい、個々の「事業所」情報は覆い隠されてしまう。このことは、情報把握の透明性という点で疑義を生じさせる。というのは、排出量取引制度にとって、排出量情報把握の正確性は、制度の信頼性構築にとって決定的な重要性を持っている。排出量取引制度が創設されると、排出枠そのものに経済的な価値がつくようになるため、この点で疑義が生じるようだと、排出枠の価値を裏付けている排出削減の実体そのものが怪しいということになり、取引の信頼性が崩壊するからである。排出量取引制度の単位を「事業者」単位にするということは、排出量の算定、報告、モニタリング、そして検証の過程すべてが事業者単位でよいということの意味する。そうなると、政府や第三者機関には「事業者単位」で合算された情報しか届かず、彼らの目は、個々の「事業所」に対しては届かなくなってしまう。

第2に、情報把握の正確性という点でも、「事業所」を単位とすることが重要になる。排出量の把握を正確に行うには、バウンダリ(境界)を厳密に確定する必要がある。つまり、その事業所で行われる活動(生産活動だけでなく、流通も含めて)のどこまでがその「事業所」の活動に含められ、CO₂排出の算定対象としなければならないかが確定されねばならない。これはマイナーだが大変重要な作業で、微に入り細を穿った検討を要する。この作業の正確性を期すためには、当然のことながら、小規模も含めていくつもの事業所の合算を許す結果、曖昧さと不正確さを許してしまう「事業者」単位とするのではなく、「事業所」を単位とすることが条件となる。「事業者」参加に含まれる小規模事業所は、CO₂のモニタリングと算定そのものが正確に行えないところが多く、そのような情報を合算しても、集計情報の信頼性は担保されないからである。

第3に、排出量取引制度の実施にとって、規制対象を「事業者」単位とすることのデメリットに比べ、そのメリットはほとんどないからである。改正省エネ法が小規模事業所をも規制対象に含めようとしたその趣旨は悪くないが、以下で議論するように、これら小

規模事業所を対象に含めても、排出量取引制度のカバー率はほとんど上昇しない。むしろ、上述のように、「事業者」単位とすることで制度の正確性と透明性が失われることによるデメリットの方がよほど大きい。改正省エネ法でも、従来からの第1種・第2種指定工場の指定は残してあるので、そちらを活用すべきであろう。

さて、規制単位を「事業所」単位としたとして、どの規模の事業所までを制度対象とすべきかが次の問題となる。環境NGOの「気候ネットワーク」は、省エネ法の下で集められている燃料使用に関するデータの開示請求を行い、開示されたデータを基に排出量の試算を行っている(気候ネットワーク 2004 ; 2005 ; 2008)。これらのデータを基に、省エネ法第1種の事業所からの排出量とそれが全体に占める割合を計算したのが表1-2である⁵。

表1-2：省エネ法第1種の事業所からの排出量とその割合

年	省エネ法第1種事業所からのデータ					試算			
	事業所数	データ開示事業所数	開示事業所の合計排出量	業務関連開示事業所数	業務関連開示事業所からの排出量	国全体のCO2排出量	国全体のCO2排出量に開示事業所が占める割合	ETS3部門排出量	ETS3部門に開示事業所が占める割合
2000	4004	3317	406	N.A.	N.A.	1255	32%	794	51%
2003	5033	4283	482	962	0.3	1284	38%	822	59%
2005	7441	6829	508	1553	7.5	1287	39%	834	60%

(出所) 気候ネットワーク(2004 ; 2005 ; 2008)

この表を見ると一見、それぞれの年において、第1種事業所が国全体のCO₂排出量に占める割合が小さく見えるが(32~39%)、これはデータを開示しなかった事業所の中に大規模排出事業所が存在するためと考えられる。気候ネットワークは、非開示事業所についても公開情報から推定を行い、それらを開示事業所のデータと加えて、別途推計を行っている。これによれば、開示した事業所と非開示の事業所の双方を合わせたCO₂排出量は、全体の約6割を占め、上位150位~180位の事業所によって、全体の約5割の排出量が排出されているという。

以上を勘案すると、省エネ法第1種の事業所を規制対象とすれば⁶、排出量取引制度対象3部門の排出量(全CO₂排出量の約65%)はほぼ全てをカバーできると想定しても問題はない。やや保守的に考えても、小規模な事業所の裾切りをした場合のカバー率は、CO₂全体の約60%になると想定される。

⁵ただし、省エネ法はここ数年改正が繰り返されているため、単純な経年での比較はできない。

⁶ただし、本来であれば、より直接的に温室効果ガスの排出量を対象としている温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度のデータを参照すべきではある。直接排出のデータが抽出できるようになれば、こちらをベースに考えて行くことが必要である。

キャップの決定

こうしてようやくキャップを決定する段階に到達した。表 1-3には、25%国内削減の「推奨ケース」と 15%国内削減の「オフセット・吸収源最大限利用ケース」の場合に分けて、キャップ導出の過程を示している。このうち、京都議定書の基準年である 1990 年と確定データの存在する直近の 2007 年については、実績値が書き込まれている。これに対して 2012 年、2020 年、2050 年の数値には網かけが行われているが、これらは全て、まだ実現していない目標値である点に留意していただく必要がある。

表 1-3：国内 25%削減ケースと 15%削減ケースのキャップ(単位：百万 t-CO₂)

年		1990	2007	2012	2020	2050
25% 削減	経済全体	1143	1304	1185	857	229
	ETS 対象部門(エネ転換+産業+工業プロセス)	770	881	770	557	149
	同上(裾切り後)	—	—	711	514	137
15% 削減	経済全体	1143	1304	1185	972	(229)
	ETS 対象部門(エネ転換+産業+工業プロセス)	770	881	770	632	(149)
	同上(裾切り後)	—	—	711	583	(137)

(出所) 温室効果ガスインベントリ(2009年4月30日版)より作成。

さて、キャップを導出するためには、まず排出削減目標に沿って経済全体の排出量目標を決定し、次に、排出量取引制度(ETS)対象部門となるエネルギー転換、産業、工業プロセスの3部門の排出量目標を決定する必要がある。最後に、これらの部門のうち小規模事業所を排出量取引制度の対象から除くことによって、ようやくキャップが確定する。具体的にこのことを、表 1-3の「25%削減ケース」に沿って見てみたい。

まず、表の 25%削減ケースの第 1 段目「経済全体」の排出量目標を見ていただきたい。2012 年排出量目標については、京都議定書を満たすとの前提の下に、オフセット・吸収源を考慮に入れて試算した実質的な国内削減分を反映させた目標となっている。2020 年と 2050 年の排出量目標については、それぞれ 1990 年比で 25%および 80%の削減値となっている。次に、表の 25%削減ケースの上から 2 段目、ETS 対象部門の排出量目標だが、これまで ETS 対象部門の経済全体に占める排出量比率が約 65%で推移してきたことから、今後その比率が 2050 年まで維持されるだろうと仮定し、経済全体の目標のうち 65%が ETS 対象部門の目標となるよう計算することで、2020 年と 2050 年の目標値を設定した。もちろん、2050 年までには産業構造が大きく変わるだろうから、この想定が現実と合わなくなっていく可能性が大きい。したがって、排出量取引制度の期間更新が行われるたびに、ETS 対象部門の排出量目標はその時点での産業構造の変化を踏まえて絶えず見直されるべきである。

最後に、表の25%削減ケースの第3段目、裾切り後のETS対象部門の排出量目標については、省エネ法第1種事業者からの排出量が全体の約60%を占めるという前節での議論を受け、経済全体の排出量目標の60%として2020年と2050年の目標値を設定している。これがキャップの大きさに他ならない。

1-2-3. 排出枠の初期配分

初期配分における「有償配分」と「無償配分」

排出量取引制度の成否は、その「初期配分方法」をうまく設計できるかどうかにかかっている。排出量取引制度は、これまで私的所有権制度も市場も存在しなかった温暖化問題の領域で初めて人為的な市場を創出するのだから、その前提として私的所有権に相当する「排出枠」の割当を企業に対して行わなければならない。各企業は、その排出枠の範囲内で温室効果ガスを排出することを許可される。しかし、どのようなルールに基づいて、このような初期配分を行えばよいのかが問題である。

図 1-3：初期配分方式の体形

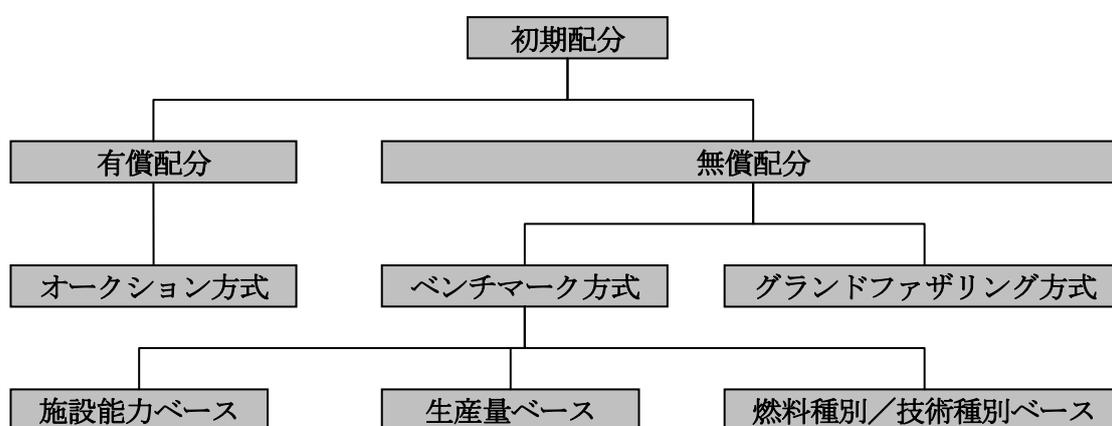


図 1-3に示されているように、初期配分の方法は大きく分けて「有償配分」と「無償配分」に分けられる。さらに、無償配分は「グランドファザリング方式」と「ベンチマーク方式」に分類できる。有償配分とは、事実上オークションのことである。無償配分は、参加企業の経済的負担が小さく、導入へ向けての政治的抵抗が比較的小さい。とりわけ、「グランドファザリング方式」の下では、過去数年間の平均排出量に基づいて初期配分が行われるため、既得権益の承認としての側面をもっている。ところが、この方式にはいくつかの問題点があり、第1期EU ETS(2005～2007年)における最大の欠陥の1つとして指摘されてきた。その問題点は、以下3点にまとめられるだろう。

まず第1に、「初期努力」を反映させることができない点である。つまり、排出量取引制度発足よりかなり以前から排出削減努力をまじめに行った企業ほど、直近の過去数年間の実績排出量は少なくなっており、結果として配分される排出枠は小さくなる。これは、過去の排出削減努力が初期配分において報われないという点で公平性を欠くといえる。

第2に、グランドファザリング方式には、期間更新(updating)にもなつて誤ったインセンティブを排出企業に対して与えてしまうという欠点がある。ここでいう期間更新とは、EU ETSの第1期(2005～2007年)と第2期(2008～2012年)のように期間を区切り、排出枠配分の基礎となる基準年を更新しながら実施していくことを指す。つまり、第1期で配分された排出枠は期間終了とともにいったん失効し、第2期間開始時には新たに初期配分をやり直すことになる。もし第1期に引き続いて第2期でもグランドファザリング方式が採用され、第1期の実績が第2期に反映されることを企業が知っているとしたら、その企業はどのような行動をとるであろうか。彼らとしては、排出削減を実施するよりも保有排出枠いっぱいに出すを行い、第2期でも大きな排出枠の配分を受けようとするだろう。この場合、排出量取引が排出企業に期待している行動とは、全く逆の方向にインセンティブが働いてしまう。

第3の問題点として、新規排出源に対する無償配分と施設閉鎖の際の排出枠の没収がある。新規排出源とは、制度発足後に新設された排出源を指すが、彼らに対しては、既存施設と同様に排出枠を無償配分してやらなければ公平ではないという理由から、排出枠が無償配分されることになっている。これは新規企業であってもよいし、既存企業の設備拡張であってもよい。このような配分が許容されていると、炭素制約を考慮することなく生産をどんどん拡大するインセンティブが与えられてしまう。また、施設閉鎖の場合はもはやその排出枠は無用になったと判断され、排出枠が没収されることになっているが、このことを知っている企業は、排出枠を没収されまいとして温存するため、効率の悪い施設を、効率のよい新しい設備に転換する動機が阻害されてしまう。

このようにグランドファザリング方式は、制度創設にもなう初期配分を円滑に実施するには適しているかもしれないが、公平性と効率性の観点からみて大きな問題を孕んでいる。

これらグランドファザリング方式の問題点を克服しつつ、無償配分の利点を生かすには、ベンチマーク方式を採用すればよい。ベンチマーク方式は図1-3に示されているように多様な形態があるが、1つの事例として、CO₂排出の業種別平均原単位を基準指標にとった生産量ベースのベンチマークを念頭に置こう。この場合、排出枠は平均的な排出効率の企業に合わせて配分されるので、それよりも効率の高い企業の手元には余剰排出枠が生じ、将来の事業拡張や売却収入の確保に用いることができることになる。これに対して、平均以下の排出効率の企業は、平均水準まで排出削減努力を行うか、あるいは他企業からの排出枠購入を迫られる。結果として、排出量取引制度発足以前から排出削減に取り組んできた企

業が報われるほか(「早期努力」)、無償配分なので企業の負担も軽く、導入への政治的抵抗もそれほど大きくない。欠点としては、基準指標設定のために生産工程や生産技術に関する膨大な情報収集が必要になること、多様なベンチマークの設定方法のうちどれが公平なのかを決めるのが困難なことが挙げられる。

これに対してオークション方式は、効率性の点で最も優れており、取引参加企業に関する詳細情報を必要としない点でも情報効率性に優れている。また、配分ルールはオークション・デザインに明記されているので、簡素かつ透明である。特殊規定を設ける余地はなく、政治的配慮からルールが歪められる可能性は小さい。さらに、その売却収入を温暖化対策のための技術開発等に振り向けることも可能である。その欠点は、参加企業に大きな経済的負担を課すこと、結果としておそらく導入には政治的抵抗が強くなることである。

排出量取引制度におけるオークション利用拡大の傾向

以上のように、排出量取引制度における3つの初期配分方式を比較してみると、なぜ、EU ETSでグランドファザリング方式からオークション方式への移行が試みられ、世界的にみてもオークション方式活用の傾向が強まっているのかが理解できるだろう。EUは、第1期(2005-2007年)にほぼすべての初期配分量をグランドファザリング方式で無償配分した。第2期(2008-2012年)についても、オークション比率10%を限度として加盟国にその積極的な活用が促されたものの、大半はグランドファザリング方式を依然として用いている。しかし、イギリスなどは総初期配分量の7%をオークションを通じて配分し、オークション方式に関する知見を蓄積しつつ第3期に備えている。

第3期 EU ETS(2013年～2020年)では、オークション方式が本格的に導入される。発電部門や二酸化炭素回収・隔離技術(CCS)について全量競売とし、他の部門についても2013年には無償配分の割合を80%とし、その後漸減させていって2020年には全面的にオークション方式に移行することになっている。もっとも、国際競争に晒され、生産拠点を海外に流出させる可能性のある業種については、無償配分の継続が認められることになっている。

積極的なオークションの活用という点でさらに注目すべきなのは、アメリカの東部10州が共同で実施している「地域温室効果ガス・イニシアティブ(RGGI)」である。RGGIオークションは、アメリカで実施されている、温室効果ガスを対象とした義務的な排出量取引制度における最初の競売事例だが、各州ともオークションを実施し、うち5州は配分予定の排出枠全量をオークションにかけている。連邦レベルでも、下院で可決されたワクスマン＝マーキー法案で最初からオークションが用いられ、その比率を2050年に向けて段階的に引き上げる結果、2050年時点では大半がオークションによって配分されることになっている。

以上の世界的な潮流を踏まえるならば、我々は制度導入の当初こそ激変緩和のために無償配分を用いるものの、ある時点から全面的なオークション方式の導入を図ることが必

要だと考える。我々は、以前に排出量取引制度提案を行ったとき、排出枠の初期配分において当初は全面的にグランドファザリング方式を採用し、段階的にベンチマーク方式、そしてオークション方式へと移行していくことを提唱した(諸富・鮎川2007)。しかし、EU ETSの経験を通じてこれだけグランドファザリングの弊害が明らかになったいま、改めてEU ETSの後を追いかけて、その過ちを追体験する必要はもはやないだろう。そこで我々は、制度立ち上げ当初は、初期配分の大部分を無償配分に頼るけれども、それを原則ベンチマーク方式で実施、2020年以降は全面オークションに移行することを提案したい。

長期目標と初期配分方式の組み合わせ

初期配分方式については、欧州もアメリカも中長期的観点から無償配分と有償配分を組み合わせ、時間の経過とともに有償配分の比率を高めるよう設計している。このように、時間軸の視点を入れて、異なる初期配分方式の組み合わせを動的に描くためには、その前提として、排出量取引制度の「期間」を定めなければならない。「期間」とは排出量取引制度の初期配分のベースとなる時間軸のことであり、この「期間」を対象として配分された排出枠については、その保有、移転の権利が排出者に保証される。また、保有排出枠と実際の排出量を合致させる遵守期間はあくまでも1年ごとになるが、「期間」内であれば、排出枠のバンキングとボローイングが比較的自由に(極端な場合は無制限に)認められるため、「期間」内であれば遵守を比較的柔軟に達成することが可能である。

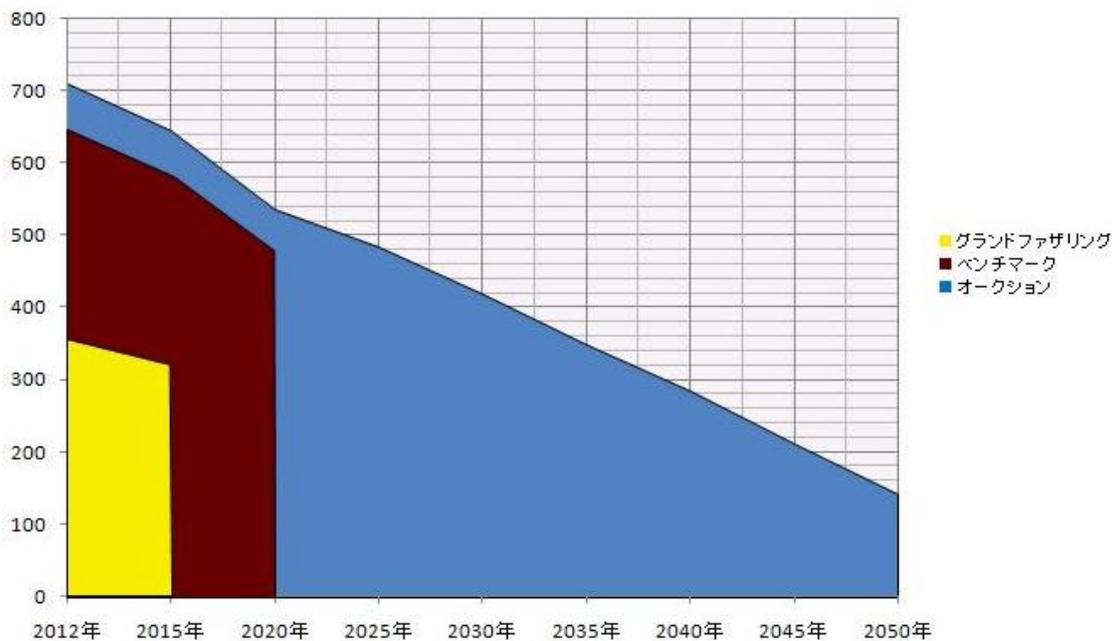
本提案では、排出量取引制度を2012年に導入し、第1期間を2012年～2015年(4年間)、第2期間は2016年～2020年(5年間)、以後、2050年まで5年ごとに期間更新を行うと想定する。このように、期間更新を5年ごとに行うことを提案する根拠は、アメリカのワックスマン＝マーキー法案にも入っている科学的知見の再検討と、それに基づく制度見直しの可能性を重視しているからである。「気候変動に関する政府間パネル(IPCC)」においても、報告書が5～6年の周期で発表されており、それをベースに考えると、その最新の科学的知見をタイムリーに反映して排出削減目標を見直し、それに基づいてキャップを調整していくためには、5年間で「期間」を区切るのが望ましい。

これに加えて、産業構造の転換を制度に反映するためには、やはり5年程度の「期間」で区切っていくのが望ましい。以下で詳しくみていくように、初期配分の際には産業構造を一定と仮定して排出量目標を定める。しかし産業構造が変化していけば、その仮定そのものを見直す必要が出てくる。もし「期間」を10年に取れば、現実と仮定の乖離は非常に大きくなってしまふ恐れがある。この意味でも、排出量取引制度の「期間」は5年としておくのが望ましいであろう。

さて、以上を前提として、排出量取引制度対象部門に対する「キャップ」を示したのが図1-4である。制度導入は2012年、そして長期目標年次である2050年までのキャップ縮小のスケジュールが示されているが、これは1-2-2. で議論した結果と整合的である。その下

で、排出枠の初期配分を当初は大部分を無償配分で行い、2020年以降は全面的なオークションに移行することを提案したい。

図1-4：排出量取引制度対象部門に対する初期配分方式の組み合わせ



まず、導入当初は既存排出源に対するキャップのうち90%を無償配分とし、原則としてベンチマーク方式を用いる(図の茶色の部分)。しかし、2012年までにベンチマーク策定が間に合わない業種もあると思われるので、そういう業種に限って、第1期間(2012～15年)のみは例外的にグランドファザリング方式を活用する(図の黄色の部分)。なお、キャップのうち10%はオークションにかける(図の青色の部分)。これは、早期にオークションを始めることでオークション方式に関する実験と知見の蓄積を行い、2020年からの全面的なオークション方式の実施に備えるためである。同時に、制度発足当初から産業に大きな負担がかからないように、最初はオークション比率を抑制するためでもある。

第2期間(2016～20年)に入ると、グランドファザリング方式は終了させ、無償配分はすべてベンチマーク方式に移行する。ただし、キャップの90%は依然として無償配分とし、残り10%をオークション方式で配分する。しかし、第3期(2021～25年)に入ると、全面的なオークションに移行する。逆にいえば、早期にこのような以降スケジュールを示しておくことで、全面的なオークションへの準備を企業に進めてもらうよう促すことができる。そういう意味では、第1期(2012～2015年)と第2期(2016～2020年)は、激変緩和のための準備期間として位置づけることができる。

もっとも、2020年以降に全面的なオークションに移行した場合には、産業の国際競争力に影響が生じる可能性に対してどのように対処すべきかという問題が生じる。これについ

ては、(1)国境調整を行う方法、(2)オークションによる費用負担の上昇が、その産業の国際競争力に対して大きな影響を与えると認められる場合に、無償配分に切り替えること、という2つの方法のどちらかによって対処することができる。(1)の方法は以下で詳しく検討するように有力な方法だが、法的・技術的に未解決な問題を多く残しており、現状では(2)の無償配分を残す方法を用いる方が現実的である。したがって2020年以降も例外的にはこのような場合に限って、ベンチマーク方式に基づく無償配分が継続することになる。しかし、エネルギー転換部門のみは、国際競争にさらされていないこと、費用負担上昇分の料金への転嫁が可能なこと、ウィンドフォール・プロフィット(「たなぼた利益」, 諸富・鮎川(2007), 76-83頁を参照)の発生を排除すること、以上の理由から例外なく全面オークションによる配分を適用すべきであろう。

排出削減努力の部門間配分

こうしてキャップとその長期的な縮小スケジュール、さらに初期配分方式の組み合わせが決まれば、それに基づいて事業所レベルでの排出枠配分を行うことが可能になる。そのための最初のステップは、排出量取引[Emissions Trading System: ETS]対象部門(産業、エネルギー転換、工業プロセス)と非ETS対象部門(業務、運輸、家庭、廃棄物)の間で排出削減努力を配分すること、その後さらに、それぞれの部門内で排出削減努力を配分することである。その方法として、(1)限界費用を部門間で均等化させる方法、(2)イギリスのように、経済モデルによって各部門の成長予測を行い、それに基づかせる方法、(3)グランドファザリング方式に基づく方法、の少なくとも3つが考えられる。もちろん、ベンチマーク方式を用いることも可能だが、生産物も生産技術も異なる部門間で共通のベンチマークを設定することは至難の業であり、部門間での排出削減努力の配分に関してはベンチマーク方式を用いることはしないのが普通である。本提案では基本的に、(3)のグランドファザリング方式で部門間の排出削減努力を配分することにしたい。

ETS部門と非ETS部門の間で、グランドファザリング方式に基づいて排出削減努力をどのように配分するかについては、表1-3に示したとおりである。その結果、裾切り前のETS対象部門の排出量目標(キャップ)は、「推奨ケース(25%削減)」の場合で2012年に7億7,000万トン、2020年に5億5,700万トンになる。したがって非ETS部門の排出量目標は、経済全体の排出量目標から、裾切り前のETS部門の排出量目標を差し引いたものになる。非ETS部門では、さらにその中で運輸、業務、家庭、廃棄物の各部門に対してグランドファザリング方式に基づいて排出削減努力を配分する。このことは、「推奨ケース」の場合を示した、表1-4の非ETS部門の各セクター(表1-4の[8]~[11])の排出量目標内訳に示されている。

表 1-4 : 「推奨ケース」における既存排出源への排出量目標の配分(単位 : 百万 t-CO₂)

年		1990	2007	2012	2020	
無償 配分 枠の 導出	[1]キャップ	—	—	711	514	
	[2]新規排出源の取り置き(キャップの5%)	—	—	36	26	
	[3]オークション枠の取り置き(キャップの10%)	—	—	71	51	
	ETS 対象部 門	[4]対象部門既存排出源への無償枠 ([4]=[1]-[2]-[3])	—	—	604	437
		[5]エネルギー転換(ETS 部門比率)	318(41%)	440(50%)	302(50%)	179(41%)
		[6]産業(同上)	390(51%)	387(44%)	266(44%)	240(55%)
		[7]工業プロセス(同上)	62(8%)	54(6%)	36(6%)	18(4%)
非 ETS 部門	[8]運輸(非 ETS 部門比率)	211(56%)	242(57%)	237(57%)	171(57%)	
	[9]業務(同上)	84(23%)	88(21%)	87(21%)	63(21%)	
	[10]家庭(同上)	57(15%)	63(15%)	62(15%)	45(15%)	
	[11]廃棄物(同上)	22(6%)	31(7%)	29(7%)	21(7%)	
	[12]その他(裾切り対象からの排出)	—	—	(59)	(43)	
排出量総計(1990&2007年, [2]~[8]の合計)および排出量 目標(2012&2020年, [1]および[5]~[9]の合計)		1143	1304	1185	857	

(出所) 温室効果ガスインベントリ(2009年4月30日版)より作成。

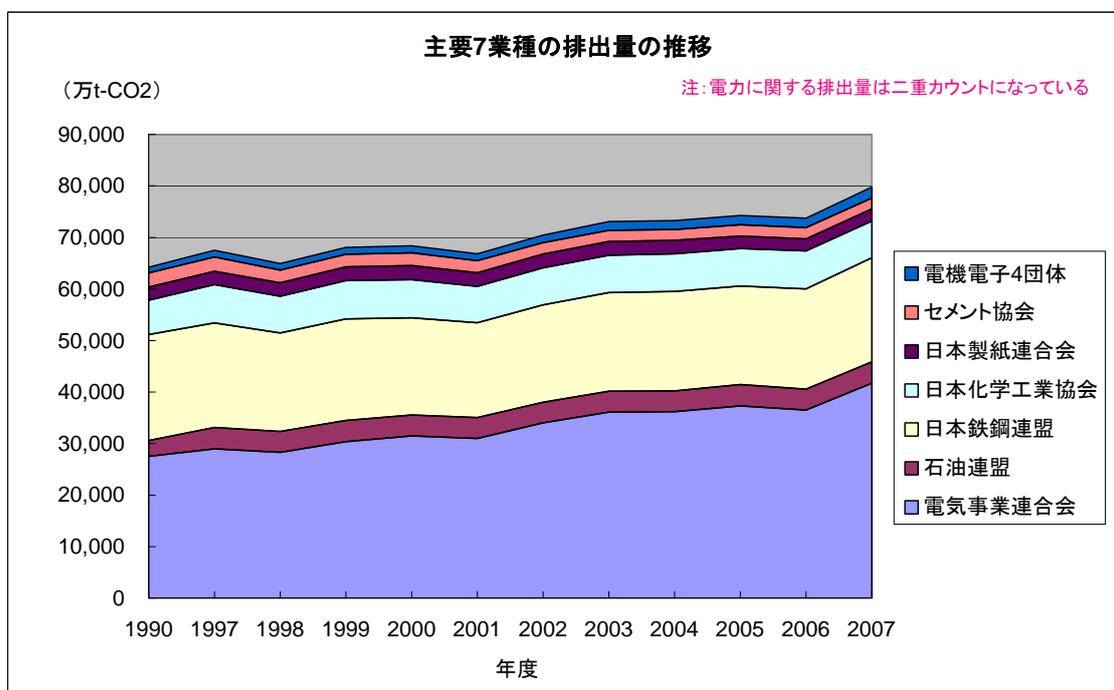
さて、肝心のETS対象部門の各セクターへの排出削減努力の配分は、次のような段階を経て行われる。まず、ETS対象部門の裾切り後の排出量目標は、表 1-3と表 1-4 より、2012年に7億1,100万トン、2020年に5億1,400万トンになることが分かる。これがキャップの規模となる。ここから、制度発足時点では存在しないが、制度発足後に生まれてくる新規排出源に対する初期配分枠を、あらかじめキャップから取り置いておかねばならない(表 1-4 の[2])。これは、既存排出源に対して無償配分が行われるならば、新規排出源に対しても競争条件の均等化を図る上で、無償配分が行われる必要があるからだ。そのための排出枠をあらかじめキャップから取り置いておくことで、制度発足後に新規排出源からの排出が増加しても、キャップの規模を維持したままにしておくことができる。

次に、我々の提案における初期配分の基本方針は、キャップの10%を制度発足当初からオークションにかけることを謳っているので、キャップのうち10%がやはり取り置かれなければならない(表 1-4 の[3])。こうして、表 1-4 に示されているように「推奨ケース」では、2012年に6億400万トン、2020年に4億3,700万トンが ETS 対象部門に対する無償配分枠となる(表 1-4 の[4])。ここまできてようやく、ETS 対象部門となる産業、エネルギー転換、そして工業プロセスに対する削減努力の配分を行う段階に至る。我々は、以前の提案でこれをグランドファザリング方式に基づかせることを提案した(諸富・鮎川 2007)。しかし、今回の提案は、これとは異なる考え方に基づく。

それは、ETS対象部門のうち、エネルギー転換部門に対してより厳しい削減を求めると

いうものである。その代わりに、それによる費用上昇分については、電力・ガス料金に転嫁できることを、政府がエネルギー転換部門に対して保証する。エネルギー転換部門に対してより厳格な排出削減を求める根拠は、第1に、エネルギー転換部門の排出総量に占める比率の大きさにある。この部門は、2007年の確定値で約34%と最大の排出比率を占めているほか、表1-3にも示されているように、ETS対象部門に占めるエネルギー転換部門のCO₂の排出量は、1990年の2億7,500万トン(ETS対象部門の40%)から2007年の4億1,700万トン(同50%)へと、一貫して絶対的な意味でも相対的な意味でも増加してきた。これは、エネルギー需要の増大に電力・ガス会社が対応したこともあるが、特に電力部門で、石炭火力発電を増加させることが、CO₂排出量の増加に大きく寄与したことは否定できない。その様子は、経団連自主行動計画フォローアップ結果から取ったデータに基づいて作成した図1-5によく示されている。これを見ると、電力部門が1990年以降、一貫して排出を増加させてきたことが分かる。このことは逆にいえば、電力部門からの排出削減の可能性が大きいものであることをも示唆している。したがって、日本におけるCO₂排出量削減目標の達成は、現時点での最大の排出部門であり、また、その比率を近年急増させてきたエネルギー転換部門の一層の努力なしには成し遂げられないことが分かる。

図1-5：主要7業種の排出量推移



(出所) 経団連、経産省自主行動計画フォローアップ結果より WWF ジャパン作成。

エネルギー転換部門に厳格な排出削減を求める第2の理由は、それが国際競争にさらされない産業部門であって、規制強化にともなう費用上昇分の料金転嫁が容易であるという点にある。電力・ガスの系統は海外のそれと接続しておらず、国内電力・ガス会社は、海外

企業との競争にさらされていない。また、公益事業として政府から地域独占も認められているために、規制強化がもたらす費用増加の転嫁は、政府がその料金への上乗せを認可すれば直ちに可能になる。これは何も突飛な発想ではない。実際、EU ETS の第1期国家配分計画(National Allocation Plan: NAP1, 2005~2007年)で、部門間削減努力の配分から事業所への排出枠配分に至るまで、すべてをグランドファザリング方式で一貫させていたドイツ政府が、第2期国家配分計画(NAP2, 2008~2012年)では方針転換し、電力部門により大きな削減努力を求めるイギリスの国家配分計画の考え方に近づいた点は象徴的である(Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2006)。そのイギリス政府は、第2期国家配分計画において、ETS 対象部門におけるほとんどすべての排出削減を、電力部門に負わせる決定を下した(Department for Environment, Food and Rural Affairs 2007)。

こうして表 1-4 に示されているように、ETS 対象部門の各セクターへの排出削減努力の配分を決定することができる。つまり、排出量取引制度発足の 2012 年時点での排出量目標は、激変緩和のために、2007 年時点での各セクターの ETS 対象部門に占める排出比率を維持するように決定する。エネルギー転換部門の場合でいえば、その比率 50% が保たれるよう、3 億 200 万トン(6 億 400 万トン \times 0.5)が排出量目標となる。以下、産業部門は 2 億 6,600 万トン(6 億 400 万トン \times 0.44)、工業プロセスは 3,600 万トン(6 億 400 万トン \times 0.06)となる。

これに対して、中期目標の 2020 年時点ではエネルギー転換部門に厳格な排出削減を求め、その ETS 対象部門に占める排出比率を 50% から 41% に引き下げるよう排出量目標を設定する。これが、表 4 におけるエネルギー転換部門の排出量目標 1 億 7,900 万トンという数字の根拠である。また、工業プロセスからの排出については、1990 年から 2007 年にかけての比率の減少傾向がさらに 2020 年にかけて継続すると想定し、2020 年の排出量比率が 4% となるよう排出量目標(1,800 万トン)を設定する。産業部門の排出量目標は、ETS 対象部門に対する 2020 年時点での無償配分枠 4 億 3,700 万トンから、エネルギー転換部門の排出量目標 1 億 7,900 万トンと工業プロセスの排出量目標 1,800 万トンを差し引いた 2 億 4,000 万トンになる。

こうして、エネルギー転換部門に排出削減の負荷をかける分だけ、産業部門の削減率は軽減されることになる。ただし、上述のように、エネルギー転換部門で生じる費用上昇は料金に転嫁されるので、結局は需要家が負担することになる。したがって、産業部門もその生産過程で電力を大量に使用する限り負担増加が生まれ、その分だけ省エネに向けて環境税的な効果が働くといえよう。

こうして、ETS 対象部門でそれぞれのセクターの排出量目標が決定されると、今度はその内部でさらに排出削減努力を配分する必要がある。産業部門を例にとると、表 1-5 のように産業部門の排出量目標を、産業種別ごとに割り振っていくことになる。ここでも、その方法は部門間の場合のように、少なくとも 3 つ挙げることができる。つまり、(1)産業種別間で限界費用を均等化させるよう割り振るやり方、(2)イギリス政府のように、産業種別

ごとにそれぞれの成長予測を行い、それに応じて可變的に配分するやり方、そして(3)ドイツ政府のようにグランドファザリング方式で割り振るやり方である。(2)のやり方の下では、(3)と異なって産業種別ごとの排出削減率が異なってくる。つまり成長産業には甘めに、衰退産業には厳格に排出削減努力を割り振ることになる。これは、産業政策と一体になったやり方であり、衰退産業に早期の退出を促す効果をもちかねない。これは、そのようなやり方に対する広範な支持があれば別だが、日本でそのようなことを想定できるとは限らないので、本提案ではグランドファザリング方式に基づいて、各産業種別に比例的な排出削減を求めることを想定している。

表1-5は、グランドファザリング方式に基づく業種別排出削減努力の典型的な方法を示している。この表では、本提案執筆時点(2009年11月)で入手できる最新の過去5年間の産業種別ごとのCO₂排出量推移を示している。例えば鉄鋼産業を例にとると、2003～2007年の過去5年間の平均排出量が1億5,500万トンで、ちょうど産業部門全体のこの期間の平均排出量の約40%を占めている。グランドファザリング方式の下では、鉄鋼産業には将来もこの排出比率を産業部門の中で占め続ける権利があると考えられる。産業部門の排出量目標は、2012年に表1-4より2億6,600万トンへと現時点よりも減少することになるが、その中で鉄鋼産業は約40%の排出比率を占めるとすると、その排出量目標は1億700万トン(2億6,600万トン×0.4)となる。他の産業種別についても同様である。

表1-5：産業部門における産業種別ごとの排出量目標の配分(2012年時点、単位100万トン)

産業部門	1990	2003	2004	2005	2006	2007	平均排出量	比率	排出量目標
農林	6	9	9	8	9	9	9	2	5
水産	15	6	5	5	5	5	5	1	3
鉱業	1	1	1	1	1	1	1	0	0
建設業	13	12	12	12	11	11	12	3	8
食料品	13	11	10	9	9	8	9	2	5
パルプ紙板紙	26	27	27	26	24	23	25	7	19
化学繊維	10	10	9	8	7	7	8	2	5
石油製品	11	18	20	20	20	19	19	5	13
化学	55	52	52	51	51	52	52	14	37
ガラス製品	3	2	2	2	2	2	2	1	3
窯業土石	41	37	36	35	35	35	36	9	24
鉄鋼	150	155	155	152	154	159	155	40	107
非鉄地金	6	3	3	3	3	3	3	1	3
機械	18	8	8	9	9	10	9	2	5
他業種・中小製造業	51	51	58	57	62	58	57	15	40
重複補正	-29	-18	-17	-16	-15	-15	-16	-4	-11
合計	390	384	390	382	387	387	386	100	266

(出所) 温室効果ガスインベントリ(2009年4月30日版)より作成。

このように、ETS 対象部門と非 ETS 対象部門の間、非 ETS 対象部門の内部、さらには産業種別間での排出削減努力の配分に至るまでグラントファザリングの考え方を多用するのは、それに必要な情報量が少なく、関係者の合意形成が得られやすいと考えられるほか、産業構造に対してその時点では中立的だからである。他方で、この方法には欠陥もある。つまり、この方法は過去の傾向が将来もそのまま継続すると仮定して排出量目標を決めるので、産業構造を固定化する弊害が生まれる。したがって、この欠陥を克服するという点では、経済モデルを用いた将来予測によって産業構造の変化を配分に反映させるイギリス方式の方が望ましいといえる。しかし、グラントファザリング方式を採用するとしても、上述のように5年ごとの期間更新を行い、そのたびにその時点での産業構造を反映させた排出削減努力の配分を行っていけば、グラントファザリング方式の欠陥を補正することに寄与するであろう。

ところで、産業種別間で排出削減配分を行う場合にも、理論的にはベンチマーク方式を用いることは可能である。しかし、異なる製品、異なる生産技術を擁する様々な産業種別に横断的な形で共通ベンチマークを策定することは、やはり困難だと思われる。したがって、欧州でも産業種別間で排出削減努力を配分するときは、ベンチマーク方式は用いられない。これは基本的に、1つの産業種別の内部で、各事業所に対して排出枠を配分する際に用いられるべき方法だといえよう。

1-2-4. 事業所レベルでの排出枠の配分 [1] : ベンチマーク方式

ベンチマーク方式3つのタイプとその利害得失

上述のような過程を経て産業種別ごとの排出量目標が決まれば、いよいよその下で各事業所に対して配分すべき排出枠を決定できる段階に至る。表1-5の鉄鋼産業のケースでいえば、1億700万トンの排出枠を、鉄鋼産業に属する各会社(新日鉄、JFE、神戸製鋼、住友金属・・・)が所有する各製鉄所に対して配分していくことになる。その際に用いるのがベンチマーク方式である。しかし、ベンチマーク方式には複数の方法があり、そのどれをもちいるべきか、それぞれの利害得失を検討しながら決定する必要がある。

既に説明したように、ベンチマーク方式とは、産業種別ごとに、当該産業の平均的な生産1単位当たり排出量を基準として排出枠の配分を行う方式を指す。平均よりも効率のよい企業は余剰排出枠を獲得し、それを他企業に売却して収入を得てもよいし、自らの事業拡張に用いてもよい。これに対して平均よりも効率の悪い企業は平均まで排出削減を実施するか、あるいは不足排出枠を他企業から購入しなければならない。このような配分方式の下では、各企業に対してできる限り排出係数(二酸化炭素排出量/生産量)を改善しようとするインセンティブが働く。

もっともベンチマーク方式は1つではなく、少なくとも主要なものだけで、以下のよう

に3つのタイプを区別することができる。以下、その内容とそれぞれの利害得失について整理することにした。

- ┌ 生産量(歴史的排出量、将来予測排出量)ベース
- ├ 設備能力ベース
- └ 燃料種別・技術種別ベース

生産量ベース

このタイプのベンチマーク方式では、まずベンチマークを、「CO₂排出量/当該製品の生産量」という形で設定する。その上で、ベンチマークに当該事業所の生産量を掛け合わせて排出量を算出し、最後にその事業所が所属する産業の遵守率を掛け合わせることで配分量を算出する。ここでいう生産量は、過去の生産量(典型的には過去3~5年間の平均生産量をとる)の場合もあれば、将来予測生産量の場合もある。ただし、現在排出量を用いることだけは除外されなければならない。というのは、現在排出量は期末(年末あるいは年度末)でなければ確定しない。したがって、現在排出量をとるということは、排出量が確定した後でそれに等しい排出枠を事後的に配分する「事後清算」を行うことを意味する。したがって、事前に排出者に排出枠を交付できず、原単位(排出係数)目標だけを持ってもらうことになる。これは、日本の排出量取引制度試行実施と同じやり方である。しかし、容易に理解できるように、原単位目標だけ持って量的目標をもたない場合、排出総量のコントロールができなくなってしまう。これはキャップ&トレード型排出量取引制度の根幹にかかわる問題であり、したがってEU ETSではその使用が禁じられている。以上の理由から、生産量ベースのベンチマーク方式が用いられる場合には、生産量に過去生産量か将来予測生産量が用いられなければならない。

また、遵守率が必要なのは、単純にベンチマークに生産量を掛け合わせて排出量を算出し、排出枠を配分しただけでは、その総計が当該産業に与えられた排出目標を超過してしまう可能性が高いからである。当然のことながら、排出量目標は現行排出量よりも小さなものになっているはずである。

以上の考え方を、式の形で表せば以下のようなになる。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{生産量}_{\text{事業所} \cdot \text{当該生産年}} \times \text{ベンチマーク}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}} \times \text{遵守率}_{\text{当該部門}} \cdots (1)$$

ここで、 $\text{ベンチマーク}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}} = \text{排出量}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}} / \text{生産量}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}}$

また、 $\text{遵守率} = \text{配分量}_{\text{当該部門}} / \text{排出量}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}}$

また、(1)式をより簡潔な形に直すと、以下のようになる。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \left[\frac{\text{生産量}_{\text{事業所・基準年}}}{\text{生産量}_{\text{当該部門・基準年}}} \right] \times \text{配分量}_{\text{当該部門}} \cdots (2)$$

上の(2)式は、実は生産量を基準にとるベンチマーク方式が、グランドファザリング方式と本質的に同じ配分方式であることを示している。つまり、期間更新に際しては、前の期により多くの排出を行っていた企業により多くの排出枠が配分される仕組みになっている点で、グランドファザリングと同じ欠陥をもっているといえる。

しかし、グランドファザリングと異なるのは、排出枠の配分にあたって排出原単位の良し悪しが考慮されるという点にある。というのは、(1)式にあるようにベンチマークが考慮されるからである。ベンチマークをどの水準に設定すべきかが実は大問題なのだが、ここでは当該部門の平均原単位を基準として設定するとしよう。そうすると、平均よりも効率のいい企業の場合、その企業の実際生産量に、その企業が属する産業部門の平均排出係数を掛け合わせて算出した排出量が排出枠(=キャップ)となるので、その企業の実際排出量よりも大きい排出枠が配分される。この企業は、余剰排出枠を売却して収入を得てもよいし、それを自社の事業拡張に用いてもよい。これに対して平均よりも効率の悪い企業の場合は、反対に配分される排出枠が実際排出量よりも少なく、そのような企業は他社から排出枠を買ってくるか、あるいは排出量を配分された排出枠に等しくなる水準まで排出を削減することが求められるようになる。

設備能力ベース

このタイプでは、ベンチマークに生産量を掛け合わせるのではなく、設備能力を掛け合わせる点に特徴がある。もう少しいうと、設備能力から推定される生産量を掛け合わせるのがこの方式である。なぜ設備能力を採用するのかといえば、生産能力ベースのベンチマーク方式に内在する欠陥を、これによって乗り越えるためである。(2)式に示されているように、生産量ベースのベンチマーク方式は、我々の提案する5年ごとの期間更新にともなってグランドファザリング方式が陥ったのと同じ欠陥を露呈する可能性がある。つまり排出者には、費用最小化を図るよう最適な排出水準までCO₂排出を削減するのではなく、次期により多くの排出枠を保有したいとの動機から、排出枠いっぱい排出する「誤った」インセンティブが与えられてしまうという問題である。

このようなインセンティブを消し去るには、このような動機に基づいて生産量を調整することが無意味になるような設計を行えばよい。この点で、設備能力から推定される生産量は、一旦政府から認定されれば現実の生産量の変動に関わらず一定に保たれるので、排出枠の確保を目的とした生産量の調整が、このタイプの下では全く意味を成さなくなるという利点をもつ。なお設備能力には、さらに操業率を掛け合わせておくことが重要である。

というのは、かつて第1期 EU ETS で操業率を掛け合わせないまま設備能力に対してそのまま排出枠を配分したところ、現実の操業率が100%を大幅に下回って排出枠の過剰配分が起きてしまったからである。この操業率については、業種別に標準化を行って、個別事業所の事情を一切勘案しない場合(以下の(3)式)と、当該事業所の基準年操業率を用いる場合(以下の(4)式)とがある。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{設備能力}_{\text{事業所・当該生産年}} \times \text{操業率}_{\text{標準化}} \times \text{ベンチマーク}_{\text{当該部門・基準年}} \times \text{遵守率}_{\text{当該部門}} \dots\dots(3)$$

ここで、 $\text{ベンチマーク}_{\text{当該部門・基準年}} = \text{排出量}_{\text{当該部門・基準年}} / \text{生産量}_{\text{当該部門・基準年}}$
 また、 $\text{遵守率} = \text{配分量}_{\text{当該部門}} / \text{排出量}_{\text{当該部門・基準年}}$

または

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{設備能力}_{\text{事業所・当該生産年}} \times \text{操業率}_{\text{事業所・基準年}} \times \text{ベンチマーク}_{\text{当該部門・基準年}} \times \text{遵守率}_{\text{当該部門}} \dots\dots(4)$$

(3)式の下では、過去実績に基づいて標準化された操業率が、その業種全体に一律適用される。その意味で、次期により多くの排出枠の獲得を狙って操業率を人為的に引き上げるといった操作を行うインセンティブをあらかじめ消しておくことができる。また、操業率は景気循環とともに当該産業の各企業・事業所で同じように上下動すると考えられるので、標準化された操業率を景気の波とともに上下動させるよう心がけておけば、(3)式を適用することにそれほど大きな問題は生じないように思われる。しかし、もし当該業種において操業率に事業所間で大きな相違が存在する場合には、業種一律の操業率適用は不適切となる。その場合には、(4)式に基づいて各事業所の事情を勘案しながら配分を行う必要がある。

燃料種別・技術種別ベース

この方法による配分は、燃料あるいは技術の種別ごとに個別にベンチマークを設定していく点に特徴がある。例えば、電力生産に必要な燃料の種別ごと(天然ガス、石油、石炭など)にベンチマークを設定することが想定される。これは、初期配分が、排出者側の「必要性」に対して丁寧に対応していくことができることを意味する。このタイプの下での配分方法を式の形で表わせば、以下ようになる。ここでは、生産量でも設備能力でもなく、投入燃料使用量に対してベンチマークが掛け合わされている点に特徴がある。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{投入燃料使用量}_{\text{事業所・当該生産年}} \times \text{ベンチマーク}_{\text{当該部門・基準年}} \times \text{遵守率}_{\text{当該部門}}$$

ここで、ベンチマーク $\frac{\text{当該部門・基準年}}{\text{当該部門・基準年}} = \frac{\text{排出量}_{\text{当該部門・基準年}}}{\text{投入燃料使用量}_{\text{当該部門・基準年}}}$
 また、遵守率 $= \frac{\text{配分量}_{\text{当該部門}}}{\text{排出量}_{\text{当該部門・基準年}}}$

他方でこの方法は、より炭素排出の少ない燃料への転換や、同様に低炭素技術への転換を促すインセンティブが失われてしまうという欠陥をもつ。したがって、これらの燃料種別や技術種別間で、技術的な代替がきわめて難しいという例外的な場合を除いて、この方法を用いることは控えることが望ましい。

どのタイプのベンチマーク方式を用いるべきか

以上、異なるタイプのベンチマーク方式の特徴とその利害得失を明らかにしてきた。そこで今度は、それらを相互に比較し、そのタイプのベンチマーク方式を用いることが望ましいのかを決定する必要がある。

表 1-6では、基準年更新にもなって様々な初期配分方法がもたらす負の影響がまとめられている。○印は、その初期配分方式が該当する負の影響を与える可能性があることを示し、×印は、そのような負の影響を与える可能性がないことを示している。表より、グラントファザリング方式からベンチマーク方式に移行すれば、どのタイプであれ少なくとも排出係数改善へのインセンティブを企業に与えることで、問題点の1つを解決できることが分かる。

表 1-6：基準年更新にもなって初期配分がもたらす影響

初期配分がもたらす影響		設備更新への影響		設備運営への影響		効率性への影響
初期配分方式によって生じうる具体的な負の影響		旧設備の保持	高炭素燃料・低効率技術の維持	生産量の増大	高炭素燃料・低効率技術依存の拡大	排出係数の悪化
オークション方式		×	×	×	×	×
ベンチマーク方式	設備能力ベース	○	×	×	×	×
	設備能力種別	○	○	×	×	×
	生産量ベース	○	×	○	×	×
	燃料・技術種別	○	○	○	○	×
グラントファザリング方式		○	○	○	○	○

(出所) Neuhoff, K., Martinez, K.K. and M. Sato (2006), “Allocation, Incentives and Distortions: the Impact of EU ETS Emissions Allowance Allocations to the Electricity Sector”, *Climate Policy*, 6(1), p.83, Table 2 を修正。

とはいえ、ベンチマーク方式を採用したとしても、表 1-6から分かるように、いくつかの問題点は残る。例えば、生産量ベースのベンチマークでは、生産量を増加させることで、

次期により多くの配分を受けようというインセンティブが、グランドファザリング方式の場合と同様に働いてしまうし、燃料・技術種別のベンチマークでは、燃料転換や技術転換への動機づけが阻害されてしまう。しかし、これらの問題点は同様に表 1-6から分かるように、設備能力ベースのベンチマークを採用することによって克服可能である。したがって我々は、ベンチマーク方式に基づいて初期配分を行う場合には、設備能力ベースに基づかせることを提案したい。

そして、あらゆる負の影響から免れた理想的な初期配分方式が、オークション方式に他ならないことも、表 1-1に示されている。これがなぜ、我々が 2020 年に全面オークションに移行すべきだと我々が考えているかを説明する論拠に他ならない。

ベンチマーク水準の決定

以上、ベンチマークが定まっているという前提の下で、3 つのタイプのベンチマーク方式を比較した。しかし、そもそもベンチマークの水準をどのように決定するかが大きな問題である。ここでは、この点について詳細に論じることにはしない。

一般にベンチマークの水準を決定するには、(1)「技術ベース」による場合と、(2)「相对比较ベース」による場合がある。(1)の「技術ベース」による場合は、典型的には「利用可能な最良技術(Best Available Technology: BAT)」を用いて、それが各事業所で採用されたと仮定した場合の排出量を、排出枠配分の基礎とする。「利用可能な最良技術」とは、その名の通り、利用可能な技術のうちもっとも優れたエネルギー効率性をもち、それを導入することによって現状よりも CO₂ 排出を削減できる技術のことである。これに対して(2)の「相对比较ベース」の場合は、日本(あるいは先進国)における当該業種の事業所のうち、上位 X% の排出効率性を基準にとってベンチマークを設定する。以下、それぞれの場合の排出枠配分プロセスについて詳しくみてみたい。

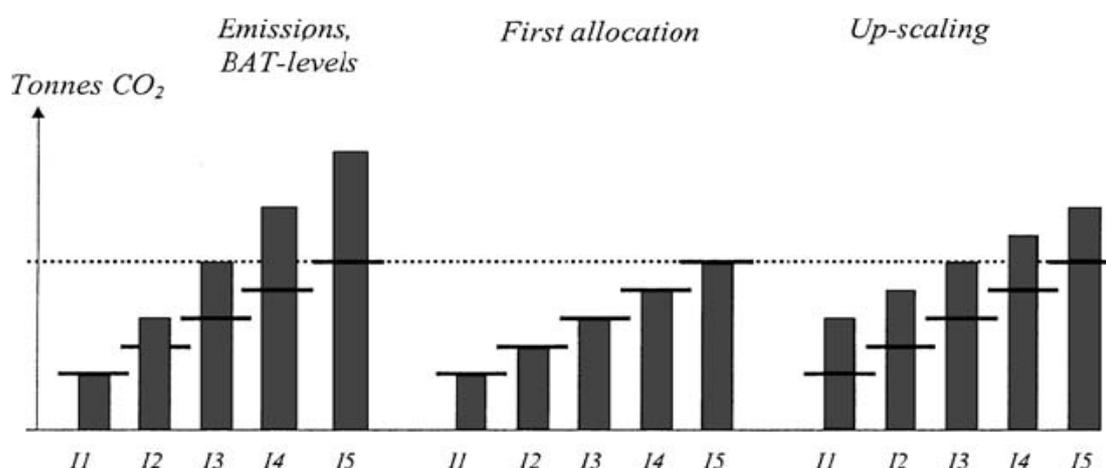
まず、「技術ベース」に基づくベンチマーク設定を行う場合、利用可能な最良技術を定義し、それを各事業所に対して導入したと仮定した場合の排出量を見積もる。最良技術に基づくベンチマークは、次のように定義できる。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{生産量}_{\text{事業所} \cdot \text{生産年}} \times \text{ベンチマーク}_{\text{最良利用可能技術}} \times \text{割増率} \cdots (5)$$

ここで、ベンチマーク_{最良利用可能技術}とは、生産設備に最良利用可能技術が導入されたと仮定した下での排出係数を指す。ここで図 1-6は、どのようにして最良技術に基づくベンチマークを通じて初期配分が行われるのかを説明している。なお、この図では簡単化のため、どの事業所の生産量も同規模だと仮定されている。まず、この図では排出量が縦軸にとられ、垂直に立つそれぞれの棒は、各事業所(I1、I2、I3・・・)からの排出量を示している。次に、図の一番左側では、各施設に最良技術を適用したときに得られるはずのCO₂ 排出量

が水平線で各事業所に対して描かれている。次に、図の真ん中に描かれているように、各事業所の生産量に、最良技術の導入を前提としたベンチマークを掛け合わせることで、各事業所に対する配分排出枠が決定される。ところが、すべての施設に最良技術が導入されれば、この産業からの排出総量は、その産業に割り当てられた排出量目標を下回る可能性が高い。したがって、配分排出枠と業種別排出量目標を一致させるため、配分排出枠に割増率をかける。もし業種別排出量目標が 110、最良技術に基づく配分排出枠が 100 だとすれば、割増率は 1.1 となり、これをすべての事業所に対して一律に適用することになる。この結果が、図の右側に描かれている。

図 1-6 : 最良技術に基づくベンチマーク方式の適用



(出所) Åhman and Zetterberg (2005), p.612, Figure 8.

(2)の「相対比較ベース」に基づいてベンチマークを設定する場合も、同様の議論が可能である。まず、事業所に対して配分される排出枠の計算は、下記のように定式化できる。ベンチマークは、当該業種の事業所の中で上位X%の排出効率をとって、それを基準に設定することになる。どの水準にとるかにについては、上位 10%、上位 25%、上位 50%(平均値)の可能性が考えられる。2013年からの第3期EU ETSで想定されているように上位 10%をとる場合には、図 1-6と同じような状況が生まれ、割増率を掛け合わせることで配分排出枠と業種別排出量目標を合致させる必要が出てくるだろう。これに対して上位 50%、つまり平均値をとる場合は、もはや割増率を用いる必要がなくなる。もし、配分排出枠のほうが業種別排出量目標を上回る恐れが出てくる場合には、逆に遵守率(<1)を掛け合わせることが必要になる。上記(1)~(4)式では、すべて遵守率が掛け合わされている。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{生産量}_{\text{事業所}} \cdot \text{生産年} \times \text{ベンチマーク}_{\text{上位 X\%}} \times \text{割増(あるいは遵守)率} \cdots (6)$$

このように、最後に割増率で調整する必要があるのは、我々の提案では2012～2020年の第1期と第2期に、キャップのうち90%を無償配分枠とし、それを原則としてすべてベンチマーク方式で配分することになっているからである。このように、あらかじめ無償配分枠が確定しており、そのすべてが排出者に配分されるのであれば、実はベンチマークの水準がどこにあらうと、あまり大きな問題ではない。「相対比較ベース」の場合、上位10%をとるならば割増率を掛け合わせることで調整するし、平均値をとって配分排出枠が排出量目標を上回る場合は、遵守率を掛け合わせることで調整し、つねに無償配分枠に合致させるからである。したがってここでは、ベンチマークの絶対的な水準ではなく、事業所の相対的な排出効率性のみが問題になってくる。したがって、上位10%をとるべきか、上位25%、あるいは平均値をとるべきかという問題は、ここでは本質的な問題ではないといえよう。

しかし、我々の提案でいう2020年以降は、ベンチマーク方式活用の意味が異なってくる。2020年以降は、「原則」オークション方式であり、産業国際競争力上、炭素リーケージの恐れありと認められる産業に対してのみ、ベンチマーク方式による無償配分を認めることになる。2020年以降は明確な「無償配分枠」はもはや存在しないので、ここで初めてベンチマーク水準の設定が重要になってくるのである。

この場合に、上位10%をとってベンチマークを設定するのと、平均値にベンチマークをとるのとでは大きな相違が生まれる。つまり、上位10%をとるということは、ベンチマークによる無償配分枠をできる限り限定しようとしていることを意味する。これに対して、平均値をとるということは、その業種全体でみた場合には、ほぼ排出者の「必要性」を満たすように無償配分が行われることを意味する。しかし2020年以降、ベンチマークによる無償配分の役割はもはや、このような形でオークションによる費用負担増への「経済的補償」を行うことではなくなる。その役割は、国際競争力における競争均等化の観点から、炭素リーケージを防ぐために影響の大きい産業に絞って限定的な形で影響緩和を行うことである。したがって、2020年以降はあくまでも初期配分の原則はオークションであり、ベンチマークによる無償配分は補足的・限定的なものとなさなければならない。その意味では、「相対比較ベース」のベンチマーク方式を採用するのであれば、上位10%を選択するのが望ましい。

最後に、「相対比較ベース」と「技術ベース」のどちらを採用すべきかという問題が残る。結論を先に述べれば、「相対比較ベース」を採用すべきだということになる。というのは、最良技術を明確に定義することは、実はきわめて難しいからである。しかも、生産技術の異なる場合には、技術種別ごとに個別に最良技術を定義してやらねばならない。その過程では、企業と政策当局の対話が必要になるだろう。これは大変な行政コストをもたらすので、それによって得られる便益との対比が必要になる。また、最良技術を定義するにはどうしても技術に関する解釈と評価がともない、その過程で政策当局が被規制者である事業所が提供する情報に依存せざるを得ないという矛盾がある。このような情報非対称性

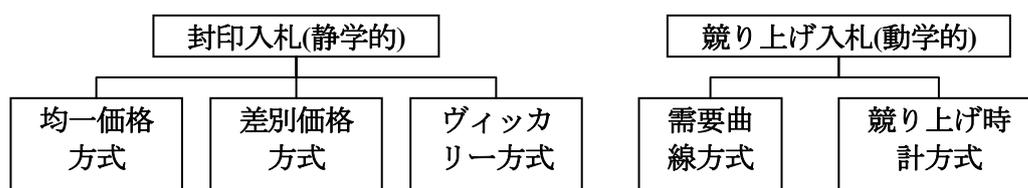
の中で、規制当局が本当にここにイメージしているような形での最良技術を規定できるかどうかは定かではない。それに失敗すれば、直ちに排出枠の過剰配分に陥るといった危険性がある。これはまさに、公的規制をめぐる経済学の中で往々にして問題になる”regulatory capture”の状況に他ならない。したがって、技術内容に深く踏み込むことを回避し、外形的に明らかな情報に基づいてベンチマークを設定するには、「相対比較ベース」に依拠するのが望ましいといえよう。

1-2-5. 事業所レベルでの排出枠の配分 [2] : オークション方式

オークション方式の分類

我々は、排出量取引制度発足当初から、キャップの10%をオークションで配分すべきだと考えている。これは、産業の負担増を抑えながらもオークションを実験的にでも早期に開始することで、その制度設計と実施体制について経験を通じた知見を得ることができるというメリットがあるからだ。オークションには図1-7に示したように複数の方式がある。まず大まかに言って、「封印入札」(Sealed-bid Auction)と「競り上げ入札」(Ascending-bid Auction)を区別しなければならない。前者は一回きりの入札で価格を決定してしまう方式であり、後者は何度か入札を繰り返しながら価格を発見していく方式である。

図1-7: オークション方式の分類



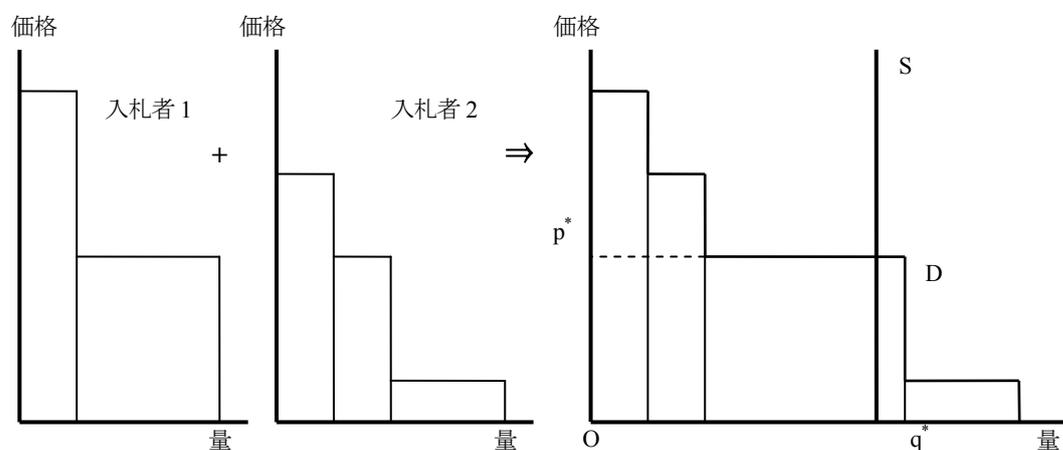
封印入札と競り上げ入札には、それぞれ利害得失がある。競り上げ入札の利点としては、入札回を経るごとに参加者が他の参加者の選好や値付けについて情報を得ることができ、自らがどのように適切な値付けを行うべきかを、オークション過程を通じて学習できる点を挙げることができる。この結果、オークション参加者にとっての不確実性は減少し、結果として落札価格の高騰や暴落を回避することができる。特にオークション対象が、いったん落札されると再販売されないような場合、つまり「取引市場」が存在しない場合には、「発行市場」であるオークションの重要性がとりわけ高くなる。もともと、EU ETS の場合は第1期、第2期を通じて排出枠の取引市場がすでに存在しているので、この利点は特段当てはまらないといえる。

これら封印入札と競り上げ入札は、さらにその価格決定方式によって異なる方式に分類することができる。封印入札は「均一価格方式」、「差別価格方式」、そして「ヴィッカー方式」に分類することができる。また、競り上げ入札は大きく「需要曲線方式」と「競り上げ時計方式」に分類することができる。これまでの経験から、排出量取引制度におけるオークションは、ほぼ「封印入札・均一価格方式」で実施するのが望ましいという点で、合意形成が図られつつあるように見える。したがって日本でオークションを導入する際にも、この「封印入札・均一価格方式」を採用することが想定される。このため、以下ではこの「封印入札・均一価格方式」とは何かについてより詳しくみておきたい。

封印入札・均一価格方式

「封印入札」とは、上述のように一回きりの入札で価格を決定してしまう方式である。この入札方式においては、入札者は事前に価格と購入希望量の関係を示す需要曲線を提出する。典型的には、その需要曲線は階段状の形状をなしている。図1-8に例示的な需要曲線が描かれている。この図で、入札者による個々の需要曲線を足し合わせた総需要曲線と垂直の供給曲線が交わる点で均衡価格が決定される。この均衡価格に等しいか、それを上回る入札価格を示した者の需要はすべて満たされ、それ未満のものはすべて却下される。

図1-8：封印入札の仕組み



こうして落札者が決定された後、落札者が一律に均衡価格(図1-8の p^*)で排出枠の購入を行うのが「均一価格方式」にほかならない。この方式の利点は、顕著な市場支配力を持つ参加者がいない場合には、誰も市場価格を操作することができず、結果としてこの価格の下で効率的な資源配分を実現し、排出枠に対して最も高い価格付けを行うものから順番に希望購入量を落札していくことができる。

オークション方式に関してチェックをしておかなければならないのは、それが価格操作

を許して、市場の歪みを引き起こす余地はないかという点である。具体的には、大口需要者が真の選好を隠して低めの価格で入札することで、価格に影響を与え、落札価格の引き下げのような戦略的行動に出ることは十分考えられる。しかし「均一価格方式」の場合、仮にそれに成功したとしても、正直な選好表明に基づいて相対的に高い値付けを行った他のオークション参加者の落札比率が高まるだけでなく、彼らもまた、価格下落の恩恵を被る。結果としてこのことは、大口需要者の市場占有率を低めるよう作用する。さらに、均衡価格が本来あるべき水準よりも低い水準に留まっているとすると、新規参入が促され、市場競争が激化していくことになる。

以上の要因が勘案すれば、大口需要者の当初の意図とは反対に、彼らの市場支配力はむしろ弱められる方向に働くであろう。つまり、均一価格方式の下では、市場に大口需要者の市場支配力強化に対する「自己是正機能」が内蔵されている点に、その大きな特徴が存在する。

排出量取引制度で「封印入札・均一価格方式」が支持される理由

実際、封印入札に基づく均一価格方式はその後、「地域温室効果ガス・イニシアティブ (Regional Greenhouse Gas Initiative: RGGI)」や EU ETS におけるオークションで採用され、これが世界的には標準的なオークション方式として定着する傾向がみられる。「『地域温室効果ガス・イニシアティブ』の下での CO₂ 排出許可証売却のためのオークション・デザイン」と題された、ニューヨーク州エネルギー研究開発機関(NYSERDA)の委託による報告書(Holt et al. 2007)は、なぜ、「封印入札・均一価格方式」が指示されるのかを知る上で興味深い研究である。

報告書では、実験の手法を用いて複数の代替的なオークション方式のどれが相対的に望ましい性質を持つかが検証された。その結果、均一価格方式に基づく封印入札がもっとも望ましい性質を持つことが明らかになった。そして落札価格は、落札に失敗した中で最高の値を付けた入札価格に設定することが望ましいという。これは、入札者が行う可能性のある価格操作をあらかじめ無意味にしておくことで、均一価格方式の下で生じうる価格操作への誘引を断ち切るとともに、真の選好表明を誘導するための制度的工夫である。また、均一価格方式に基づく封印入札は、その簡明さ、透明性、そして参加者がその使用価値に近い入札価格で必要量を購入できる傾向からいっても、推奨できる方式だと報告書は述べている。さらに、「価格発見」機能の点でも、実験結果によればこの方式は非常に良好な結果を収めたという。この研究の参加者たちは当初、「競り上げ(あるいは競り下げ)時計方式」が望ましいと考えていたが、実験を行って検証してみた結果、この方式は必ずしも封印入札に比べて価格発見機能の点で優越性をもっていないことが判明したという。

EU ETS への適用を念頭に置いたオークション研究においてもまた、封印入札に基づく均一価格方式が優れていると結論づけられている(Matthes and Neuhoff 2007)。その理由は、既

に取引市場で排出枠価格に関する参考情報が流通しており、それをもとに判断すれば、参加者は入札価格の決定に大きな困難を覚えないはずだし、「価格発見機能」の点で競り上げ入札に見劣りすることはないという点にある。また、EU ETS への参加企業数はきわめて大きな規模に達しており、一定の企業が結託して市場価格に影響を与えることも難しい。たしかに EU ETS のように、まず無償配分に基づく排出量取引制度が創設され、その下で取引市場が十分な厚みを持って発展した後に、オークションが本格的に導入されれば、オークション参加者は取引市場の価格情報を参考に入札できるであろう。

オークション運営上の諸問題

オークションを成功裏に実施するためには、それができる限りシンプルで透明性が高く、すべての参加者にとって理解可能な形で運営される必要がある。この点で、オークション運営に関する制度設計上、いくつか留意すべき点がある。つまり、オークション参加者の範囲と規模、オークション価格の制限、オークションの実施頻度である。以下では、これらの点について検討したい。

オークション参加者の範囲

オークション参加者をどのような範囲とするかは、排出量取引制度の設計思想とも関わってくる重要な論点である。1つの考え方は、市場参加者を排出量取引制度によって排出量上限を画され、それに等しい排出枠を交付される被規制者のみにすべきだというものがある。これによれば、金融業者や仲介業者はオークションからは排除されることになる。もちろん、被規制者側からこのような考え方が出てくるのは、金融・仲介業者が投機的行為を行うことで落札価格が高騰したり、あるいは乱高下したりすることを恐れるからである。他方で、彼らが市場に流動性を供給し、安定的な価格形成機能を促進する役割を果たしていることも事実である。例えば、もし大口排出者が戦略的行動をとって落札価格を下げようと動くならば、どうなるだろうか。実際にそれで価格が下がれば、落札価格が本来の排出枠価格よりも過小評価されている判断した金融業者や仲介業者が排出枠の買いに入り、再び価格は上昇に転じるであろう。彼らがそうするのは、将来的に価格が上昇した時点で売却することで利益を得られると判断するからである。逆に、価格が本来よりも高く評価されていると判断した場合には、彼らは排出枠を売りに出し、価格を下げる役割を果たす。このように、市場の主潮流とは逆の方向に動くことで、彼らは市場価格を安定化させる役割を果たす。したがって、オークション参加者に制限を設けず、非規制者以外にもオープンに市場を開くことが、オークションの円滑な実施にとって有益ではないだろうか。

オークション参加の制限に関するもう1つの論点は、1回のオークションで単一の参加者が購入できる量に、上限を設けるべきかどうかという問題である。これは、大口排出者が排出枠を買い占めることで排出枠が不足したり、価格が高騰したりする恐れから、排出

上限を設けるべきではないかとの考えに基づいている。実際、RGGI では売り出される排出枠総量の25%、ワクスマン＝マーキー法案では5%という購入上限が設けられている。しかし、仮にこのような購入上限を設けても、その有効性はきわめて限られる点にも留意しておく必要がある。というのは、排出枠を買い占めようとする企業は、子会社を作ったり、他の参加者と結託して購入を勧めたり、あるいは仲介業者を通じて注文を出したりすることで、容易に購入上限をすり抜けることができるからである。

下限価格を導入すべきか

オークションでは、価格が予想以上に低いところに落ち着いてしまい、環境保全に対する投資が抑制されたり、オークションの回ごとに落札価格が乱高下したりするような事態を回避するために、下限価格を設けるべきだという意見も強い。例えば、「リアルオプション理論」によれば、価格変動が激しい場合は投資のリスクが高まるために、投資家は投資決定を遅らせることになる。これは、RGGI オークションのように、まだ取引市場が存在しておらず、参照情報もない状態で制度創設時点からいきなり発行市場としてのオークションを実施し、それがきわめて重要な価格発見機能をもつ場合には、当てはまる論拠であろう。

しかし、EU のように既に十分な厚みを持った取引市場が存在し、それが価格暴落や激しい変動性に見舞われていない限り、発行市場のみがそれらの問題に襲われるとは想像しにくい。したがって EU ETS のように一定程度、取引市場が育った後にオークションを導入するのであれば、特に下限価格を設ける必要はないと思われる。

オークションの実施頻度

上述のような問題は、オークションの実施頻度を上げることによって、ある程度回避可能である。なぜなら、オークションを頻繁に実施することは、オークションに付される排出枠1回分のロットが小さくなることを意味するので、その分だけ、単回のオークションが排出枠市場の価格動向に与える影響は小さくなるからである。また、そのオークションがたまたま開催された、その時の外部環境によってオークション結果が大きく左右される度合いも小さくなる。さらに入札者にとっても、単回のオークションによって結果が大きく左右されるリスクが小さくなるのは望ましいことであろう。

「結託」や「戦略的行動」の恐れに対しても、頻繁にオークションを実施することは、有効な対策になりうる。なぜなら、「結託」や「戦略的行動」を組織したり維持したりすることの取引費用が増大するからである。もっともアメリカの国債発行市場では、金融業者や仲介業者がオークションで買い占めを行い、ポートフォリオ上、国債を一定比率で持っておかなければならない他の金融機関に、それを取引市場で高く転売することで利益を上げるという事例がみられるという。排出量取引市場でも、遵守のために排出枠を必ず必

要としている排出者に高く転売して利益を上げる投機が行われる可能性がある。しかし、これは仮に成功したとしても、頻繁にオークションを実施しておけば、その次の回から他の参加者の値付けも高くなるため、オークションの落札価格は上昇し、結果として転売から得られる利益も小さくなる。オークションを頻繁に行うと同時に、1回分のロットを小さくすることは、買い占められる量を減らすと同時に、彼らが上げる収益を削減することで、このような投機的行為の抑制につながる。この理由から、少なくとも月1回、できれば週1回の頻度でオークションを開催することが望ましいといえよう。

オークション設計の基本的な考え方

このように、オークションを実行するには、「オークション・デザイン」だけでなく、それが円滑に実施されるよう実施方法と実施体制についても決定がなされなければならない。とくに、オークション参加者による戦略的行動や、投機等による価格の変動性を回避するためには、(1)市場はできる限りシンプルで誰にでも分かりやすく設計すること、(2)金融・仲介業者を含めてオープンな参加を許容すること、(3)オークションの開催頻度を頻繁にし、少なくとも月に1回、制度が軌道に乗れば週1回のペースで開催すること、(4)制度の透明性と予見可能性を高めること、そして、(5)公平な競争条件を確保することが条件になる。日本では、排出量取引制度に対してマネーゲームだとの批判があり、仲介・金融業者を市場から排すべきだとの意見もあるが、むしろ彼らを市場に参入させ、流動性供給によって市場を円滑に機能させることが重要である。

下院で可決されたワックスマン＝マーキー法案、あるいは上院で審議中のケリー＝ボクサー法案に見られるように、アメリカでは市場価格の変動性を防ぐために「下限価格(最低価格)」の導入が議論されたり、買占めによる価格高騰を防ぐために「購入量上限」の導入(RGGIでは販売排出枠総量の25%、ワックスマン＝マーキー法案では5%)といった措置が検討されている。しかしこれらは市場の価格形成を人為的に歪める恐れもあり、基本的には導入しないことが望ましい。これらの恐れは、オークションが上述の意味で頑健に設計され、十分に厚みのある排出枠の取引市場が存在していれば、回避できる問題である。我々の提案で、2020年から全量オークションが導入される場合には、既に第1期と第2期を通じて取引市場が形成されるだろうから、オークション市場にこのような措置を導入する必要はないであろう。

とはいえ、我々の提案では制度発足と同時に、キャップのうち10%をオークションで配分することになっている。この場合は、まだ十分に取引市場が存在していないだろう。したがって、価格変動性や買占めによる価格高騰の恐れがあると認められる場合には、最低価格や購入量上限を設けることも考慮されてよい。ただし、それはオーストラリアがそうしているように、期限付きにしておくのが望ましい。我々の提案の場合でいえば、第1期のみ、延長されても第2期の終了とともにそのような措置は停止されるべきであろう。

もちろん、オークション市場で生じうる「反競争的行為」や「市場操作」には厳格な対処が必要である。日本でオークションを実施する場合には、その実施機関を創設するだけでなく、金融庁、そして公正取引委員会が協力して、市場監視・調査、そして違反が行われた場合の罰則の執行等の体制が整備されるべきであろう。

1-3. 産業の国際競争力問題への対応

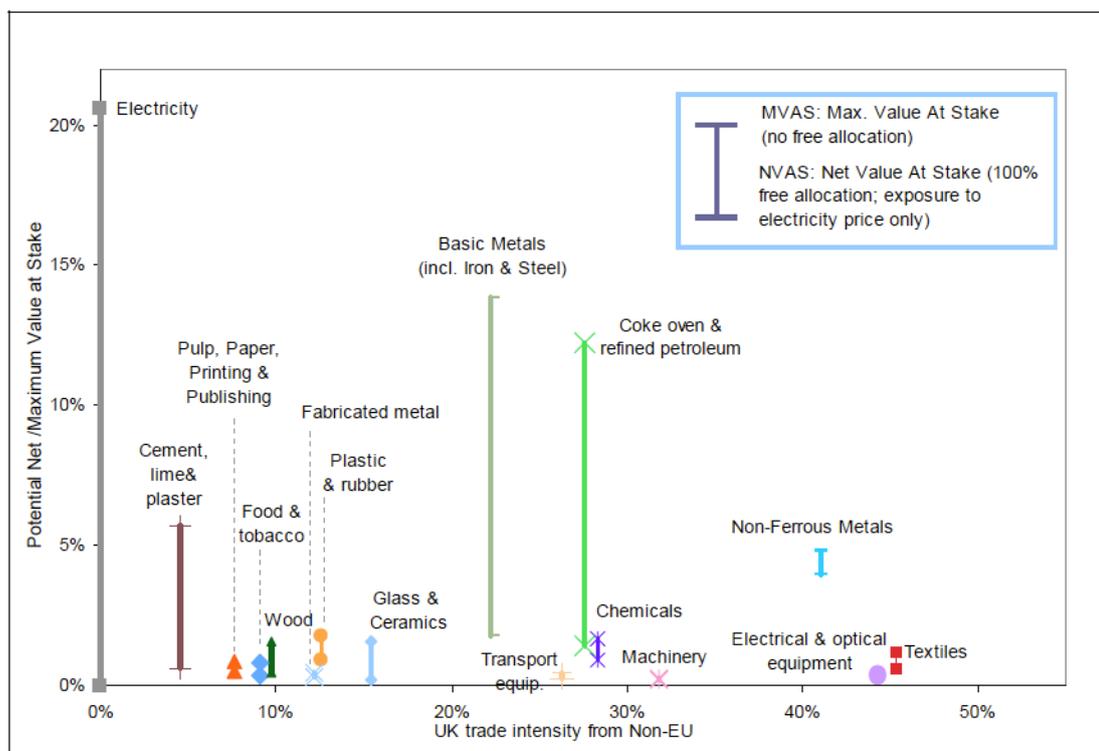
1-3-1. 排出量取引制度とその産業影響をめぐる議論

排出量取引制度の初期配分を、無償配分から有償配分に移行させるにつれて、当然のことながらその産業への影響は大きくなる。欧州でも、2013年からスタートする第3期 EU ETSにおいて、オークション比率が飛躍的に高められることが明らかになったことで、排出量取引制度と産業の国際競争力との関係が重要な研究対象となった。とくに、ケンブリッジ大学を中心とする研究グループが精力的にこの問題を探求し、そこで排出量取引制度の導入が、産業に対してどれほどの影響を与え、また、産業国際競争力に対してどの程度阻害要因となるのかという点について、かなりの程度、解明が行われた。

ここから分かるのは、電力部門のみのオークションでその他の部門は無償配分を受ける場合、その費用上昇分が粗付加価値に占める比率はきわめて低く、産業の国際競争力に対して大きな阻害要因とはならないということである。これに対して、全量オークションで排出枠を配分する場合には、その費用上昇分は電力、セメント、鉄鋼、石油産業などで顕著であり、この場合にはこれらの産業に対して、その国際競争力を低下させないための何らかの方策を導入することが必要であることが分かる。

日本でも、東北大学の明日香壽川らによって、上記研究と同様の方法に基づき、排出量取引制度の導入が日本の産業国際競争力に対して与える影響の大きさに関して、熱延薄板を例にとった研究が行われている(明日香・金本・盧 2009)。それによれば、日本国内製の熱延薄板の場合、排出枠が有償(炭素価格 3000 円/t-CO₂)で配分されると、その費用上昇分が製品価格に完全転嫁されるとの想定を置く場合でも、予想される製品価格変化、需給変化、そして貿易パターンの変化の度合いは、実際に過去10年間に起きた貿易パターンなどの変化に比較すれば小さいという。また、結果として国内製品の需要減少は、EUおよび米国の鉄鋼製品に関する同様の先行研究結果とほぼ同じレベルの約-3%程度と推算されること、そして、貿易相手国、特に中国でのエネルギー効率の改善やエネルギー価格の上昇を考慮すると、炭素制約の違いによる国際競争力喪失や炭素リーケージのリスクは過大評価されている可能性があること、を指摘している。これらのことから、明日香らは、初期配分は原則オークションで行うことが望ましく、国際競争力喪失のリスクがある産業部門に対してのみ、限定的にベンチマークによる無償配分を残すのがよいとしている。

図 1-9：イギリス産業の主要業種に対する EU ETS の影響



(出所) Hourcade, Damailly, Neuhoﬀ and Sato (2007), p. 17, Figure 2.

本提案でも、2020年まではキャップのうち10%をオークションにかけるだけなので、その費用上昇分が産業の国際競争力に与える影響はそれほど大きなものではないと考えられる。しかし2021年以降、初期配分方式が全量オークションに移行すれば、当然、産業の国際競争力を維持する観点から、何らかの影響緩和策を講じる必要が出てくる。したがって以下では、このような対応策のあり方について検討を行うことにしたい。

1-3-2. 国境調整は可能か？

初期配分を全量オークションに移行させる際に、産業の国際競争力を維持するための対応策として挙げられるのは、第1に「国境調整」、そして第2に、該当産業に絞り込んだ、ベンチマーク無償配分の継続、という2つの方法である。このうちまず、第1の方法の可能性を検討してみよう。

ここでいう「国境調整」とは、その名の通り、国境で環境政策の導入にともなう費用負担の増大を調整することを指す。例えば日本で環境税を導入するが、日本と国際貿易で競合状況にある産業が立地している国では環境税が導入されていない場合を考えよう。この場合、産業国際競争力の悪化を避けながらも環境改善のために環境税導入を日本が決断する

ならば、次のような国境税調整を行うことになる。つまり、環境税を課されていない海外製品が日本に輸入される場合には環境税相当分の輸入税をかけ、逆に、環境税のかかった日本製品を環境税が存在しない国に輸出する場合には、環境税相当分の払戻しを実施するのである。こうすることで、環境税が貿易に及ぼす影響を中立化できる。これは、自由貿易のルールと環境保護を両立させる1つの有力な方策である。

これを排出量取引制度に応用すれば、自国と同等の環境政策を実施していない国からの製品輸入に際し、輸入業者に対する排出枠購入とその政府への提出を義務づけ、実質的にこの輸入関税に等しい効果を持たせるということが想定される。したがって以下では、このような形での国境措置を念頭に置きながら議論したい。

国境調整の導入を検討する際に一番問題になるのは、それがWTOの自由貿易ルールに反しないかという点である。GATT第1条は、「最恵国待遇」について定めており、特定の国に対する差別的な取り扱いを禁じている。また、同第3条は「内国民待遇」について定め、輸入品を不利に取り扱うことを禁じている。つまり、財・サービスの販売、購入、輸送、配置、そしてその使用まで含めた内国販売に影響を与えるあらゆる法、規制、要求に関連して、内外製品を等しく取り扱うことが求められている。そして第3条第2項は、この原則を次のように述べることによってさらに具体化している。つまり、外国製品は、直接的にせよ間接的にせよ、同等の国内製品に直接的に間接的に課せられている内国税やその他の課徴金を超えるいかなる負担にも服しないということである。このことを、第2条第2項(a)と合わせて解釈すると、税や課徴金が同等の国内製品に課されているものと同等であれば、外国政府にも負担を課す権限を各国政府に与えていると読むことができる。つまり、輸入税は同第2条第2項で認められているし、払戻しも「補助金および相殺措置に関する協定」(SCM協定)第3条において許容されていると解釈できる。したがって、原理的にはGATT/WTOルールと整合的な形で環境税の国境税調整を導入することは可能だと考えられる。

実際、アメリカではスーパーファンド税とオゾン層破壊物質税について国境税調整が実施されている。スーパーファンド税は、土壌汚染対策のための基金財源の一つとして1986年に導入されたものであり、指定化学物質および指定化学物質を用いた製品に対して課せられた内国消費税に関して、国境税調整が実施されている。これに対してカナダ、メキシコ、EUが撤回を求めて提訴したが、GATTパネルは1987年にアメリカの調整措置を是認する裁定を下した。

ただ、それでも問題は残る。スーパーファンド税、オゾン層破壊物質税とも、国境税調整の方法として第1に、輸入者が指定化学物質の使用量を示し、その情報に基づいて課税する方法を採用するが、それが不明な場合には第2に、標準的な生産方法を想定して作成されたリストに依拠して課税する方法が採用され、それでも困難な場合には第3の方法として、価格の5%を一律に課税するという方法が採用されている。スーパーファンド税に

関する GATT パネル裁定では、前2者の方法については GATT/WTO ルールに抵触しないが、第3番目の方法についてはルール違反になる可能性があるとは指摘している。なぜなら、最終製品の中に生産過程で用いられた当該物質がどれだけ含まれているのか特定せずに課税しているために、輸入に際しては海外製品に不当に高い輸入税をかけ、輸出にあたっては国内製品に事実上の輸出補助金を支給して、差別的取り扱いを行っているともみなされかねないからである。

1-3-3. 国境調整の困難さとその克服の方途

これに対して、仮に、国境調整が「内国民待遇」と「最恵国待遇」に違反するという事になった場合でも、両条項の例外規定を用いることでそれを正当化することも可能である。つまり、GATT20 条は、気候・エネルギー政策上の関心から行われる国境調整について、二つの例外規定を含んでいる。1 つは、人間、動物、あるいは植物や健康を守るために必要な措置であり(GATT 第 20 条(b))、他は、枯渇性資源の保全に関する措置である(GATT 第 20 条(g))。気候変動問題に排出原単位やエネルギー投入原単位に基づく国境調整で対処することで、地球環境の効果的な保全を推進するという目的であれば、これらの規定に合致するであろう。気候変動問題をめぐる十分な国際協調が得られない場合には、国境調整はこの例外規定の下で許容可能だと認められる可能性がある。

とはいえ、法的な不確実性は残る。これらに関する規定はあまりにも不明確な部分が多く、その条文は多様な解釈を許容する構造になっている。法的な観点からは、一国単独で政策を導入して国境措置を組み合わせるよりも、多国間で協調して政策導入を図る方が、法的な不確実性の削減という意味で望ましい。

これに加えて、実際に国境調整を実施しようとする時、技術的困難に直面するという問題もある。つまり、直接排出の影響に加えて間接排出、つまり電力価格の上昇が生産コストに跳ね返ってくることによる影響も考慮しなければならない。しかし、電力価格の上昇が、国境調整の対象となる最終製品の価格をどれだけ上昇させたのかを確定することは、現実には難しい。さらに、仮に自国企業の製品輸出に対して払戻しをする場合は、その製品に含まれている炭素関連費用を抽出することは可能かもしれないが、海外企業からの輸入製品に関しては、その製品の製造過程や投入物に関する情報を入手することは難しく、輸入業者に対してどれほどの量の排出枠確保を義務づけるべきか、確定させるのが難しいという問題もある。

このような困難を克服して国境調整を可能にするためには、天野明弘は「WTO加盟国が合意する多国間環境協定の一覧表を作成し、それに含まれる協定の条文において、(標準的な)生産過程・生産方法に基づいて人、動物、植物の生命・健康または環境の保護を目的とした貿易制限措置を許容することが明示的に定められている限り、WTOがそれを認知する旨の協定条文解釈了解書を採用する」という原理的解決を導入することの必要性を強調し

ている(天野 2006)。もしそうなれば、自由貿易ルールの中に環境保全の原則が埋め込まれることになり、国際貿易政策と環境政策は統合されることになる。この点では、きわめて影響の大きいエネルギー集約型産業のみに国境税調整の対象を絞り込んだ上で、標準的な生産方法を想定した国境税調整の方法を確立することが問題解決の一番近道になるだろう⁷。

これまでは、スーパーファンド税やオゾン層破壊物質税のように、限定的な物質や製品を対象に国境税調整を行っていただけたが、温室効果ガスの場合は、経済の全過程に関わる問題となってくる。しかもオークションの採用となると問題の規模と広がりはいくらまでと異なって格段に深化する。したがって自由貿易ルールの硬直的な適用が、進歩的な環境政策採用の妨げにならないように、一定の条件下で体系的に国境税調整を実施することを可能にする国際合意と、「標準的な生産方法」をめぐる各国間の相互理解が、国境調整を円滑に実施するには必要になるだろう。

しかし、このような国際合意が我々の提案で本格的にオークションが活用される 2021 年までに可能とならない場合には、顕著な費用上昇のために国際競争力喪失の懸念が強い産業部門に対して、ベンチマークによる無償配分を継続するという方法を用いるのがより現実的であろう。その場合には、炭素集約度(上記 NAVS と MVAS を参照)と貿易集約度(定義については上述)を基準として、対象産業を絞り込む必要がある。

1-4. 環境税とのポリシー・ミックス

1-4-1. 排出量取引制度と税のポリシー・ミックス

以上で、産業、エネルギー転換、工業プロセスの3部門を対象とする、下流型直接排出方式の排出量取引制度について、その制度設計案を提示した。しかし、そのカバー率は約6割であり、業務、運輸、家庭部門はその対象外となっている。したがって、これらの部門に対しては他の政策手段を適用することによって排出量取引制度を補完するポリシー・ミックスを構築する必要がある。これらの部門それぞれに適用される具体的な政策手段については、以下の各章で議論されるが、ここでは排出量取引制度以外の部門に対して税を適用することを提案したい。

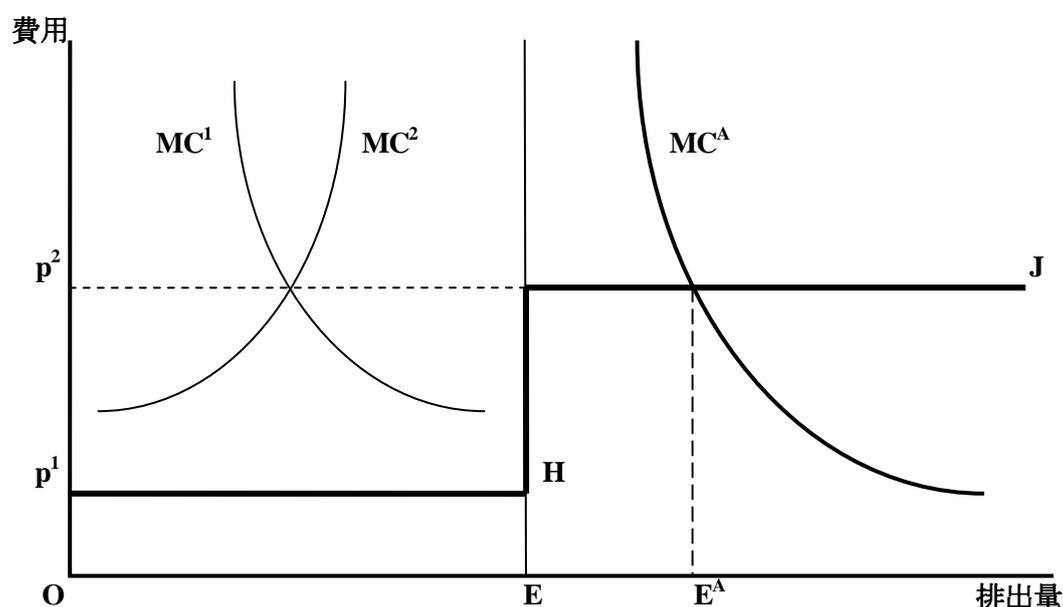
排出量取引制度と税は、これまではそれぞれの経済的性能をより深く分析するためにも、別個に論じられることが多かったが、現実には気候変動政策が進展するにつれて両者が併用されるケースが目立ってきている。たとえばイギリスでは、「気候変動税」とともに「協定制度」と「排出量取引制度」が導入され、3つの政策手段のポリシー・ミックスとなっている(諸富 2001)。また、北欧諸国やドイツでは、既に環境税が導入されているが、2005年

⁷ 例えばノイホフとドレーゲは、「利用可能な最善技術」(Best Available Technology)に基づいて生産活動が行われると想定して国境税調整を実施すれば、無差別原則をクリアできると提案している(Neuhoff and Droge 2007)。

に欧州排出量取引制度が導入されたことによって、排出量取引制度と環境税のポリシー・ミックスとなっている。

排出量取引制度と税の組み合わせには、次のような利点がある。第1に、産業、エネルギー転換、工業プロセスのような、排出量取引制度に適した部門には下流型排出量取引制度を実施し、他方で、排出量取引制度から除外される部門に対しては税で対応するという形で、両者の長所を生かしながら役割分担し、気候変動政策総体としてカバー率を高めることができる。第2に、排出量取引制度によってカバーされる部門は、環境税の税率を割り引くことによって、過重な負担がそれらの部門にかからないように設計することができる。これらの部門には、激しい国際競争にさらされている企業も多く、彼らの国際競争力に負の影響を与えないためにも、このような税率設計が必要だからである。実際、イギリスで導入されている気候変動税は、まさにこのような形になっている。イギリスは、いったん下流型環境税を導入した上で、政府と協定を結んだ企業には本来の税率を80%割引いた税率を適用し、さらに協定締結企業同士による排出量取引を容認するという形で、3つの政策手段を組み合わせている。

図 1-10 : 税と排出量取引制度のポリシー・ミックス



さて、排出量取引制度と環境税の具体的な組み合わせ方は、図 1-10に基づいて説明することができる。いま、図の MC^A は日本全体の限界排出削減費用を示している。環境税が導入され、税率が p^2 の水準に設定されているならば、その下で日本全体の排出量は E^A の水準で決定される。この E^A がちょうど日本の京都議定書上の排出削減目標に等しくなるよう税

率 p^2 が決定される必要がある。さて、次に排出量取引制度が導入され、両者のポリシー・ミックスになったとしよう。産業、エネルギー転換、工業プロセス部門は排出量取引制度によってカバーされ、これら取引制度対象部門に対して、最大許容排出枠 E が設定されることになる。具体的には、第二種エネルギー管理者指定工場の裾切り基準である「エネルギー使用量 1,500kl/年」を満たす事業所はすべて、この排出量取引制度の枠組みに入ることになる。したがって、図のOEは産業、エネルギー転換、工業プロセス部門からの排出合計量を示し、図のEE^Aは、家庭、運輸、業務部門からの排出量合計を示していることになる。

前者の部門に対しては、最大許容排出量(キャップ)の受け入れと引き換えに、環境税の割引税率 p^1 が適用されることになる。 p^1 は例えば、 p^2 の25%といったような値になる。それ以外の部門に適用される税率は p^2 のままなので、環境税の税率は、図の p^1 HIJで描かれる屈曲曲線となる。なお、既に第III章で説明したように、排出量取引制度の初期配分はグランドファザリングによって行われると想定している点に留意して頂きたい。このように、排出量取引制度対象部門に対しても、軽減税率とはいえ環境税を課すべきだと考えるのは、次の理由による。第1に、CO₂排出がもたらす外部費用を、一部とはいえ負担してもらうことが環境政策上も、そして資源配分上も望ましいからである。第2に、排出量取引制度の対象部門が、課税をまったく免除されてしまうと、家庭、運輸、業務部門との税負担格差が大きくなりすぎるので、両者間で費用負担の公平性を担保するためにも、軽減税率での課税が望ましい。

1-4-2. 上流課税と下流還付の組み合わせ

ここは環境税の制度設計に関する詳細を展開する場ではないが、少なくとも課税段階については説明が必要である。なぜなら、環境税の設計にあたっては最少の徴税費用で二重課税や課税漏れなく課税を行い、気候変動政策全体のカバー率を最大限引き上げることが期待されるが、この点で課税段階(上流か下流か)の選択が大きな影響を及ぼすからである。ここでいう課税段階としての上流は、排出量取引制度の場合と同じで、化石燃料の輸入・精製段階で課税することを意味する。これに対して下流課税は、化石燃料の消費段階で課税することを指す。表1-7は、日本における原稿の化石燃料課税が、上流と課税で実際にどのように行われているのかを示している。上流では幅広くすべての化石燃料に石油石炭税が課せられており、下流では、暫定税率の廃止が問題になっているガソリン税、軽油引取税のほか、石油ガス税、航空機燃料税がかけられており、さらに電力に対しては電源開発促進税が課税されている。

この中で最も徴税費用のかからない簡潔な設計方法は、まず化石燃料の流れの上流(化石燃料の輸入、あるいは精製段階)で、化石燃料すべてに対してその炭素含有量に応じた課税(炭素税)を行うこと、つまり、石油石炭税と同じ徴税ポイントで環境税を課税することである。その上で、下流で排出量取引制度対象企業、つまり改正「省エネ法」上の第一種お

よび第二種エネルギー管理者指定工場すべてに対して、本来税率の75%に相当する税の還付を行えば、徴税費用をかけずに課税しつつ、還付を行うことが可能になる。上流課税の下では、このような還付がなければ、排出量取引制度対象企業も家庭、運輸、業務と同水準の税負担をしなければならないため、還付の制度設計は必ず必要になるが、問題はそれをどのように行うかである。

表 1-7：既存エネルギー関連税の課税ベース

		課税対象								
上流	課税標準	天然ガス	石油・石油製品						石炭	電力
	税目	石油石炭税								
下流	課税標準	天然ガス	ガソリン	軽油	LPG	灯油	重油	ジェット燃料	石炭	電力
	税目		ガソリン税*	軽油引取税	石油ガス税			航空機燃料税		電源開発促進税

 は現行税制の下で課税されている課税対象を示す。

*「ガソリン税」とは、揮発油(=ガソリン)に課税ベースを置く「揮発油税」と「地方道路税」を総称する名称である。

この点では、「温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度」に記載された CO₂ 排出量を確認し、それを還付のための情報的基礎として用いることが望ましい。これを使えば、各事業所に対する還付額は、「温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度」に記載された CO₂ 排出量×通常税率(=p²)×0.75 で計算することができるからである。ところで、これまで「算定・報告・公表制度」をめぐるのは、企業が本当に正しい情報を報告し、公表するのかわという疑問が提起されてきた。つまり、過少報告へのインセンティブが働くのではないかというわけである。しかし、上述のように還付と「算定・報告・公表制度」が連動するようになれば、正しい排出量を報告する動機づけが企業に与えられることになる。なぜなら、過少報告を行うと、それに応じて還付額も小さくなってしまうからである。

これに対して、下流課税でも制度設計は可能である。この場合、排出量取引制度対象企業に対して、下流で「算定・報告・公表制度」に基づいて25%の割引税率で課税を行う。つまり、産業部門、工業プロセス、エネルギー転換部門のうち、一定の基準を満たす事業所が、この制度に基づく課税対象となる。他方、家庭、運輸、業務部門に対しては、本来の税率で課税することになるが、問題はこれらの部門の課税対象数が多すぎて徴税費用がかさみ、下流課税を実行するのが困難だという点である。

そこで、これらの部門に対しては上流課税を採用し、徴税費用を引き下げることが望ま

しい。この結果、産業、エネルギー転換、工業プロセス部門に対する上流課税と、家庭、運輸、業務部門に対する下流課税を組み合わせた「ハイブリッド型」になる。この場合、上流課税された化石燃料が、再び下流で25%課税されるという形で二重課税が生じないように、産業・エネルギー転換、工業プロセス部門用途の化石燃料は、上流であらかじめ非課税にしておく必要がある。このことを効果的に行うためには、化石燃料の最上流に位置する原油に課税してしまうのではなく、原油を精製して生み出される石油製品種別ごとに課税を行うほうがよい。こうすれば、主として家計で使用される化石燃料と、主として産業で使用される化石燃料とを区別して課税することができる。具体的には、石炭、重油、天然ガス、ジェット燃料は、主として産業、エネルギー転換、工業プロセス部門で用いられるので下流課税とし、逆に家庭、運輸、業務部門で主として使用される揮発油(ガソリン)、灯油、軽油、LPGに対しては、上流課税を実施する。

この課税方式の長所は、煩雑な還付手続きを省略できることである。つまり、課税段階と還付の段階が下流で一致しているので、排出量取引制度対象部門に対して、いったん課税してから還付するのではなく、最初から25%課税を行うだけでよい。他方、この方式の問題点は、どうしても課税漏れを防ぐことができないという点にある。例えば中小規模(「エネルギー使用量 1,500kl/年」未満)であるために、排出量取引制度対象部門から外れる企業は、下流で25%課税を受けない。これらの企業が石炭、重油、天然ガスなど、上流で課税がなされない産業用途の化石燃料を使用する場合は、上下流いずれのポイントでも課税を免れることになってしまう。

以上の利害得失を考慮に入れると、二重課税や課税漏れを防ぎながら確実に還付を行える課税方式として、前者の方式、つまり上流で化石燃料すべてに課税し、下流で排出量取引対象企業のすべてに還付するという前者の方式が、環境政策上の確実性、徴税費用の最小化、課税の公平性という基準を満たす点で、より望ましいといえることができる。

参考文献

- 明日香壽川・金本圭一朗・盧向春(2009),「排出量取引と国際競争力：現状と対策」
(<http://www.cneas.tohoku.ac.jp/labs/china/asuka/ETS-competitiveness.pdf>).
- 天野明弘(2006),「貿易と環境の国際的統合化を求めて」環境経済・政策学会編『環境経済・政策研究の動向と展望』東洋経済新報社、27-39 ページ。
- 天野正博 (2009) 「次期枠組みにおける森林吸収量の推計について」 中期目標検討委員会第5回会合資料(2009年2月24日) <http://www.kantei.go.jp/jp/singi/tikyuu/kaisai/dai05tyuuki/05gijisidai.html> (アクセス：2009年11月12日)
- 温室効果ガスインベントリオフィス (GIO) (2009) 日本の温室効果ガス排出量データ (1990～2007年度) (2009年4月30日) 発表 <http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-j.html> (アクセス：2009年11月12日)
- 気候ネットワーク (2004) 「省エネ法のエネルギーデータの分析」 気候ネットワーク <http://www.kiconet.org/research/disclosure.html> (アクセス：2009年11月12日)
- 気候ネットワーク (2005) 「2003年度大規模排出事業所からの排出について」 気候ネットワーク <http://www.kiconet.org/research/disclosure.html> (アクセス：2009年11月12日)
- 気候ネットワーク (2008) 「2005年度大規模排出事業所からの排出について」 気候ネットワーク <http://www.kiconet.org/research/disclosure.html> (アクセス：2009年11月12日)
- 気候ネットワーク (2009) 「地球温暖化対策税と国内排出量取引制度の提案」 気候ネットワーク <http://www.kiconet.org/iken/kokunai/2009-09-30.html> (アクセス：2009年11月12日)
- 地球温暖化問題に関する閣僚委員会 (2009) 「タスクフォース中間報告 (座長取りまとめ)」 地球温暖化問題に関する閣僚委員会・第3回タスクフォース会合資料 (2009年11月2日) <http://www.kantei.go.jp/jp/singi/t-ondanka/> (アクセス：2009年11月12日)
- 内閣官房 (2009) 「地球温暖化の中期目標の選択肢」 中期目標検討委員会第7回会合資料 (2009年4月14日) <http://www.kantei.go.jp/jp/singi/tikyuu/kaisai/dai07tyuuki/07gijisidai.html> (アクセス：2009年11月12日)
- 諸富徹(2000),『環境税の理論と実際』有斐閣。
- 諸富徹(2001),「環境税を中心とするポリシー・ミックスの構築 - 地球温暖化防止のための国内政策手段 -」,『エコノミア』第52巻第1号, pp. 97-119.
- 諸富徹(2005),「気候変動政策とポリシー・ミックス論」『経済分析』第175号, pp. 140-166.
- 諸富徹・鮎川ゆりか(2007),『脱炭素社会と排出量取引 - 国内排出量取引を中心としたポリシー・ミックス』日本評論社。
- 110th Congress (2007), A bill to direct the Administrator of the Environmental Protection Agency to establish a program to decrease emissions of greenhouse gases, and for other purposes: America's Climate Security Act of 2007
- Ahman, M. and L. Zetterberg (2005), Options for Emission Allowance Allocation under the EU Emissions Trading Directive.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006), Nationaler Allokationsplan 2008-2012 für die Bundesrepublik Deutschland.
- Burtraw et al. (2007), Auction Design for Selling CO₂ Emission Allowances under the Regional Greenhouse Gas Initiative, Phase 1 Research Report (Draft).
- Calabresi, G. (1975), "Optimal Deterrence and Accidents: To Fleming James, Jr., il miglior fabbro", The Yale Law Journal, 84(4), pp. 656-671.
- Commission of the European Communities (2008), Proposal for a Decision of the European Parliament and of the Council on the effort of Member States to Reduce Their Greenhouse Gas Emissions to Meet the Community's Greenhouse Gas Emission Reduction Commitments up to 2020, COM(2008) 17 final.
- Cook, G. Solsbery, L. Cramton, P.C. and L.M. Ausubel (2005), EU ETS : Planning for Auction or Sale. UK Department of Trade & Industry.
- Cramton, P. and S. Kerr (1998), Tradable Carbon Allowance Auction, Center for Clean Air Policy.

- Department for Environment, Food and Rural Affairs (2007), EU Emissions Trading Scheme: Approved Phase II National Allocation Plan 2008-2012. <http://www.defra.gov.uk> (Access: November 12 2009)
- Ecofys (project leader), Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research Oeko-Institut (2009), Methodology for the Free Allocation of Emission Allowances in the EU ETS Post 2012, Report on the Project Approach and General Issues
- Entec UK Limited, and NERA Economic Consulting (2005), EU Emissions Trading Scheme Benchmark Research for Phase 2.
- Environment Agency (2008), Using Science to Create a Better Place, EU Emissions Trading Scheme – Further Approaches to Benchmarking in Steel and Cement Sectors.
- European Commission (2009), Technical Aspects of EU Emission Allowances Auctions: Consultation Paper.
- The Government of Japan (2009) Japan’s additional informal submission on information and data to facilitate further consideration of the LULUCF options. Paper submitted to UNFCCC for the discussion of AWG KP. http://unfccc.int/meetings/ad_hoc_working_groups/kp/items/4907.php (Access: November 12, 2009)
- Hohne, Niklas and Sara Moltmann. (2009) Sharing the effort under a global carbon budget. Ecofys. (a report commissioned by WWF International).
- Holt, C. et al. (2007), Auction Design for Selling CO₂ Emission Allowances under the Regional Greenhouse Gas Initiative, Final Report.
- Hourcade, J.-C. Damailly, D. Neuhoff, K. and M. Sato (2007), Differentiation and Dynamics of EU ETS Industrial Competitiveness Impacts: Final Report.
- Matthes, F.C. and K. Neuhoff (2007), Auctioning in the European Union Emissions Trading Scheme, Final Report Commissioned by WWF.
- Matthes, F. C. Repenning, J. Worrell, E. Phylipsen, D. and N. Mueller. (2008), Pilot on Benchmarking in the EU ETS: Report prepared for the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety and the Dutch Ministry of Economic Affairs.
- Mehling, M., Meyer-Ohlendorf, N. and R. Czarniecki (2008), “International Trade Policy in a World of Different Carbon Prices”, European Parliament, Policy Department Economic and Scientific Policy, Competitive Distortions and Leakage in a World of Different Carbon Prices: Trade Competitiveness and Employment Challenges When Meeting the Post-2012 Climate Commitments in the European Union, pp.23-34.
- Monjo, S. and P. Quirion (2008), “Border Adjustments – Implications of Design Options”, European Parliament, Policy Department Economic and Scientific Policy, Competitive Distortions and Leakage in a World of Different Carbon Prices: Trade Competitiveness and Employment Challenges When Meeting the Post-2012 Climate Commitments in the European Union, pp.35-43.
- Neelis, M. Worrell, E. Mueller, N. and T. Angelini (2009), Developing Benchmarking Criteria For CO₂ Emissions.
- Neuhoff, K. (2007), Auctions for CO₂ Allowances - A Straw Man Proposal, Climate Change Strategies.
- Neuhoff, K. Keats, K. and M. Sato (2006), Allocation, Incentives and Distortions: the Impact of EU ETS Emissions Allowance Allocations to the Electricity Sector.
- Neuhoff, K. and S. Droege (2007), “International Strategies to Address Competitiveness Concerns”, Climate Strategies Working Paper, p.12.
- Schleich, J. Breitschopf, B. and Diekmann, J. (2009), Methodological Design and Institutional Arrangements for Auctions in EU Emission Trading System (EU-ETS), Umweltbundesamt.
- Schneider, Lambert. (2007) Is the CDM fulfilling its environmental and sustainable development objectives?: An evaluation of the CDM and options for improvement. (Report prepared for WWF) Öko-Institut

第2章 運輸部門¹

2-1. 運輸部門とCO₂

2-1-1. 運輸部門からのCO₂排出量の現状と傾向

GIO 温室効果ガスインベントリによれば、日本における運輸部門のエネルギー起源 CO₂ 排出量は 2007 年度に 2.49 億トンであり、1990 年比で 14.6%増、総排出量の 19.1%であった。1990 年代は業務・家庭部門とともに急増したが、2001 年度の 2.68 億トンピークとして減少傾向にある。

表 2-1 に示すように、2007 年度における運輸部門からの CO₂ 排出量は旅客が 60.4%、貨物が 39.6%である。旅客は 1990 年度比で 34.4%増であるのに対し、貨物は 6.3%減である。ただし旅客は 2001 年度に 1990 年度比 43.4%増となった後、徐々に減少しつつある。貨物も 1990 年代前半は増加傾向であったが、1996 年度に 1990 年度比 10.4%増となった後、削減が進んでいる。

表 2-1 : 運輸部門の CO₂ 排出量の詳細

	1990年度 (千t-CO ₂)	2007年度 (千t-CO ₂)	割合(%) (2007年度)	増減率 (%)
自動車	94,656	128,985	51.8%	36.3%
乗用車	89,785	124,408	49.9%	38.6%
自家用	84,822	120,107	48.2%	41.6%
家計利用寄与	53,949	77,784	31.2%	44.2%
企業利用寄与	30,873	42,323	17.0%	37.1%
営業用/ 効シ-	4,962	4,302	1.7%	-13.3%
バス	4,871	4,577	1.8%	-6.0%
自家用	1,076	833	0.3%	-22.6%
営業用	3,795	3,744	1.5%	-1.4%
鉄道	6,680	7,755	3.1%	16.1%
船舶	4,795	4,631	1.9%	-3.4%
航空	5,937	9,207	3.7%	55.1%
旅客計	112,068	150,578	60.4%	34.4%
貨物自動車/トラック	94,572	88,668	35.6%	-6.2%
営業用	34,225	44,963	18.0%	31.4%
自家用	60,347	43,704	17.5%	-27.6%
貨物輸送寄与	45,009	32,015	12.8%	-28.9%
乗員輸送寄与	15,338	11,689	4.7%	-23.8%
鉄道	578	508	0.2%	-12.1%
船舶	8,936	7,781	3.1%	-12.9%
航空	1,226	1,669	0.7%	36.1%
貨物計	105,312	98,625	39.6%	-6.3%
運輸計	217,379	249,203	100.0%	14.6%

(出所) GIO 温室効果ガスインベントリより作成

¹兵庫県立大学経済学部准教授・兒山真也

自家用乗用車からの排出が運輸部門全体のほぼ半分を占め、1990年度比41.6%増加している。自家用乗用車のうち約2/3が家計利用寄与、約1/3が企業利用寄与である。企業利用によるものが2001年度まで急増した後、減少傾向を示したのに対し、家計利用によるものは頭打ちとなっはいるものの明らかな減少傾向は見せていない。

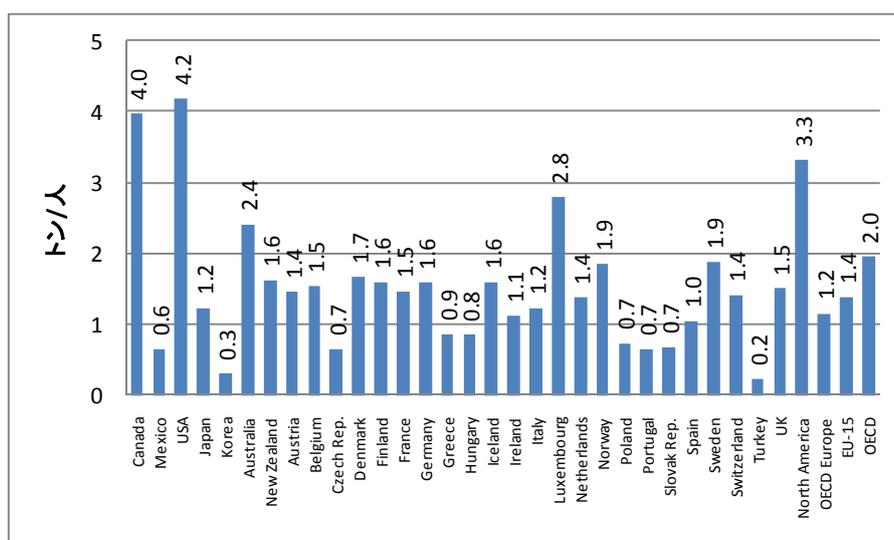
貨物については自家用貨物で排出が減少している一方、営業用貨物での排出増が目立つ。しかし自家用貨物から営業用貨物への転換を反映した結果であるため、単純に問題があるとは言えない。

OECDの統計から運輸部門の1人当たりCO₂排出量を計算すると、図2-1に示すように日本は1.2トンであり、米国の4.2トン、カナダの4.0トン、OECD平均の2.0トンよりはるかに少ない。欧州勢と比較してもスペインの1.0トンよりは多いものの、英国の1.5トン、フランスの1.5トン、ドイツの1.6トンを下回る。環境先進国とされるスウェーデンは1.9トン、デンマークも1.7トンである。

同じ統計からCO₂総排出量に占める運輸部門の割合を計算すると、図2-2に示すように日本は20%足らずであり、米国の31%、カナダの29%、OECD平均の26%を大きく下回る。ドイツの19%よりやや大きい、英国の23%、フランスの32%、スペインの29%、スウェーデンの39%、デンマークの25%を下回る。

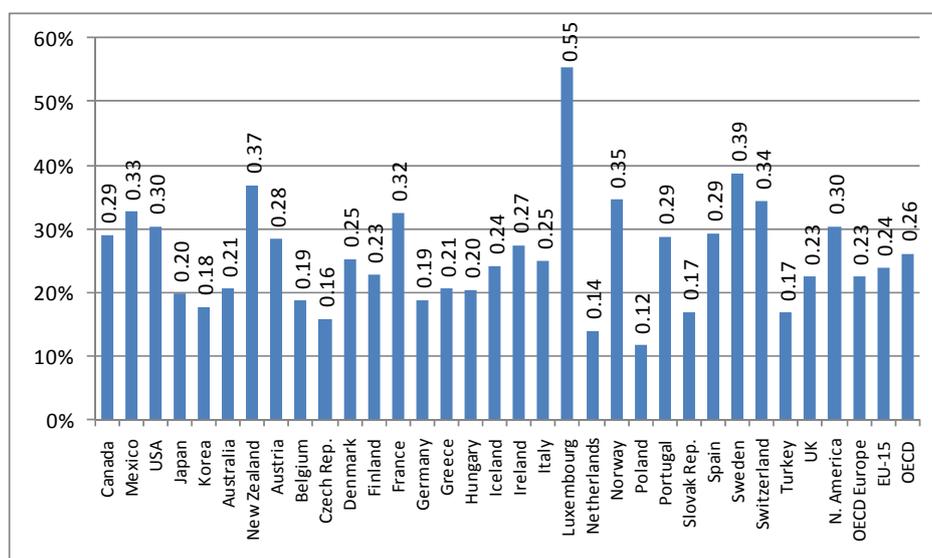
このように日本では運輸部門からのCO₂排出量が先進国の中で比較的少ない。最近の減少傾向については低燃費車の普及の貢献も大きい、CO₂排出量が低い水準に保たれてきたことについては公共交通がよく利用されていることが寄与しており、その整備や運営を担う交通事業者の役割は大きい。

図2-1：OECD加盟国における運輸部門の1人当たりCO₂排出量



(出所) OECD Environmental Data Compendium 2006/2007 より作成

図 2-2 : OECD 加盟国における運輸部門からの CO₂ 排出割合



(出所) OECD Environmental Data Compendium 2006/2007 より作成

交通エコロジー・モビリティ財団（2008）および GIO 温室効果ガスインベントリによれば、2006 年度の国内旅客輸送（人キロベース）のうち JR が 17.7%、民鉄が 10.5%を担っている。しかし鉄道（旅客）の CO₂ 排出量は、運輸部門（旅客）の 4.6%にとどまる。また国内貨物輸送（トンキロベース）のうち鉄道が 4.0%を担っているが、鉄道（貨物）の CO₂ 排出量は、運輸部門（貨物）の 0.5%にとどまる。河田・高橋（2005）が指摘するように、公共交通事業のサービス提供、利便性向上そのものが地球環境への貢献であり、CSR（企業の社会的責任）であるともいえる。

国内旅客輸送については、鉄道のシェア（人キロベース）が 2003 年度以降、わずかずつではあるが上昇に転じた。自動車のシェアは 2003 年度以降、低下に転じた。モーダルシフトに成功しつつあるようにも見えるが、旅客輸送による 1 人当たり CO₂ 排出量を 1990 年と比較すると、大都市圏を除き大幅に増加している（国土交通省, 2008）。鉄道のシェア向上は、公共交通機関のシェアが高い大都市圏への人口集中が大きな要因である可能性が高い。大都市圏だけでなく地方圏でも公共交通が利用しやすい条件を整える必要がある。

2-1-2. 運輸部門の多様性

運輸部門からの CO₂ 排出削減のための政策実施にあたっては、運輸部門の多様性を見落とさず、交通市場に無用な歪みをもたらさないよう留意する必要がある。端的な例を挙げれば、エコカー購入に対する補助金は環境改善をもたらす面があるが、公共交通の相対的な競争力を弱めることにも留意すべきである。

交通は国境を跨ぐか否かにより、国内交通と国際交通に分けられる。日本の場合、国際交通は空運と海運に限定され、国内交通市場と国際交通市場が分離されているため、両者を別個に論じても大きな問題はない。本章における議論の対象は 2-5 を除き国内交通に限定する。

交通は輸送される対象から旅客輸送と貨物輸送に分けられる。また輸送される対象と輸送する主体との関係から自家輸送と営業輸送に分けられる。自家輸送、営業輸送を問わず、輸送する主体の事業規模等により、大企業、中堅企業、中小企業、零細企業、個人事業主、個人等に分けられる。

交通空間からは陸運、海運、空運に分けられ、交通モードからは乗用車、バス、鉄道、船舶、航空、トラック、自転車、徒歩等に分けられる。各交通モードに対応してガソリン、軽油、重油、電力といったエネルギーが使用されるが、天然ガス、バイオ燃料、水素などエネルギーの多様化も進みつつある。

こうした運輸部門の多様性をふまえ、CO₂ 排出削減のための政策は、部分最適に陥ることがないよう総合的な観点から実施する必要がある。

2-1-3. 自動車の販売と保有の動向

日本の自動車保有台数は 2006 年にピークの 7583 万台となり、2007 年度に初めて減少した（図 2-3）。人口減少や高齢化に伴い、今後も基調としては減少傾向が続くと思われる。保有台数の減少に先行して、新車販売台数の減少は 1990 年代半ばから始まっている。バブル期の 1990 年度にピークに達した後に急減し、1996 年度に向けて増加に転じたものの再び落ち込み、現在に至るまで販売は低迷が続いている。これは経済的にはマイナスであるが、CO₂ 排出削減の観点からは概ね望ましい傾向である。ただし新車販売台数の減少の一部は平均車齢の伸びを反映したものであり、低燃費車への買い替えが遅れるというマイナス面もある。

自動車からの CO₂ 排出量は次のように分解できる。

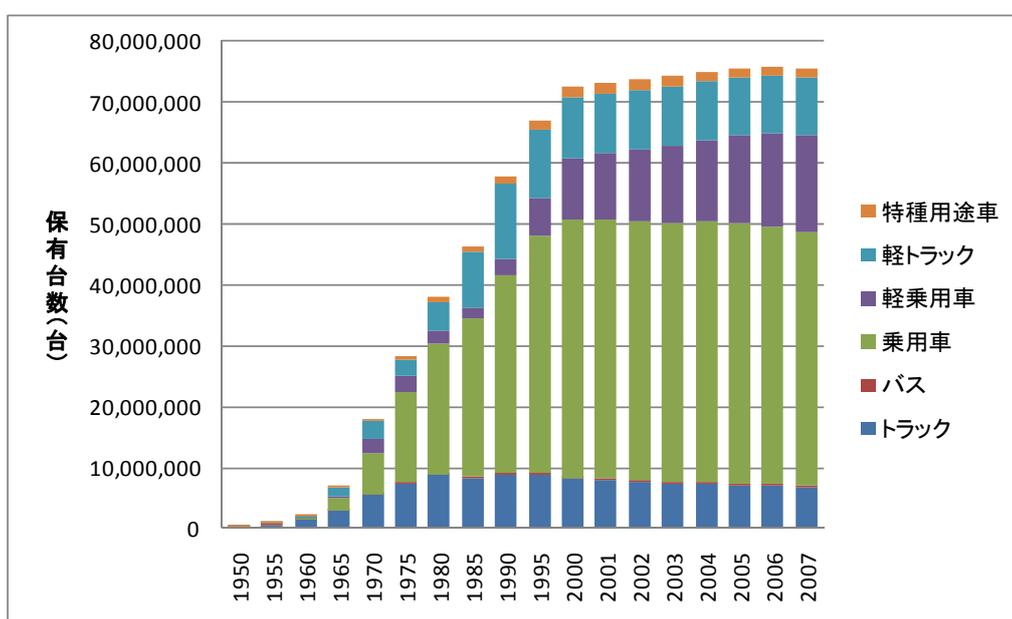
$$\text{CO}_2 \text{ 排出量 [g]} = \text{燃費 [g/km]} \times 1 \text{ 台あたり走行距離 [km/台]} \\ \times \text{自動車保有水準 [台/人]} \times \text{人口 [人]}$$

右辺第 1 項の燃費については、燃費基準の強化や税制によるインセンティブを用いた一層の燃費向上が求められる。右辺第 2 項の 1 台あたり走行距離については、燃費の改善の結果として生じるリバウンド効果により伸びる可能性がある。したがって燃料消費段階における課税のインセンティブ効果は重要である。

右辺第 3 項と第 4 項の積である自動車保有台数は上述のように減少に転じた。右辺第 3 項の自動車保有水準が低下する要因としては、若者などのクルマ離れや高齢化、大都市居

住者の比率上昇などが挙げられる。クルマ離れの背景としては嗜好の変化だけでなく、所得水準の低下や不安定化、環境意識の向上も考えられる。右辺第4項の人口が減少することも確実であり、自動車保有台数の減少が運輸部門からのCO₂削減の要因となってくる可能性がある。ただし自動車保有水準は郊外化が進展すれば上昇するほか、人口減少により都市部でも人口密度が低下し、公共交通のサービス水準低下により自動車を持たざるを得なくなるというケースも考えられる。生活圏をコンパクト化し、公共交通の利用を前提とした土地利用を誘導するような政策が求められる。

図 2-3：自動車保有台数の推移



注) 自動二輪車を含まない

出所) 国土交通省『交通関連統計資料集』より作成

2-1-4. 京都議定書目標達成計画と運輸部門

国土交通省(2009)では、『京都議定書目標達成計画』²の国土運輸部門施策スキームとして、運輸部門における対策を示している。(1)自動車単体対策及び走行形態の環境配慮化、(2)交通流の円滑化、(3)物流の効率化、(4)公共交通機関の利用促進、(5)鉄道・船舶・航空のエネルギー消費効率の向上、として整理されている。これらによる2010年度の排出削減・吸収量(他省庁分を含む)を単純に合算すると、5610~6030万t(+α万t)となる。これは1990年度における運輸部門からのCO₂排出量の26~28%にも相当する。

² 閣議決定『京都議定書目標達成計画』(2005年4月策定,2006年7月一部改定,2008年3月全部改定)

産業部門からの温室効果ガス排出については、日本経団連が環境自主行動計画を策定し、フォローアップも行ってきた。運輸部門も13業種・企業（定期航空協会、日本船主協会、日本内航海運組合総連合会、全日本トラック協会、全国通運連盟、日本民営鉄道協会、JR7社）がそれに参加し目標を設定している。また4業種（日本バス協会、全国乗用自動車連合会、日本港運協会、日本旅客船協会）は日本経団連の自主行動計画には参加していないものの自主行動計画を策定しており、国土交通省がフォローアップを実施している³。

日本民営鉄道協会の場合、環境自主行動計画（2007年度決定）における目標は「2008年度～2012年度にエネルギー使用原単位（平均値）を1990年度比15%改善する」というものである（日本経済団体連合会, 2008）。言い換えれば、車両走行距離を生産活動の指標として測定した1990年度のエネルギー使用原単位を1とすると、2008～12年度に0.85以下となることが目標である。2007年度のエネルギー使用原単位実績は0.87であり、2010年度には0.85を達成する見込みである。

ただしCO₂排出原単位指数は1990年度の1に対してこれまで横ばいを続け、2007年度は1.02と悪化している。ところが2010年度には一気に0.73まで改善する見通しとされている。この改善は購入電力量の炭素排出係数が1990年度の1.011(t-C/万kWh)から0.809へと20%減少することが最も強く効いている。この排出係数は日本経団連が示している2008～12年の5ヵ年平均目標の係数である。

逆にCO₂排出原単位が2006年度(0.92)から2007年度(1.02)にかけて悪化したのも炭素排出係数が10.6%上昇したことによる影響が大きい。目下のところ鉄道事業におけるCO₂排出量はエネルギー効率化の努力よりも炭素排出係数の変化に強く影響されているという面がある。鉄道事業者自身の努力が及ぶ範囲で目標を設定するという意味で、エネルギー使用原単位を目標とすることはやむを得ないが、CO₂排出原単位やCO₂排出量を確実に抑制することが理想である。

2-2. 運輸部門において当面とるべき対策の概要

2-2-1. 自動車の単体対策

自動車の単体対策を確実に推進することが必要である。自動車の燃費基準の強化などを通じて燃費の改善を進めることは重要である。次世代自動車（ハイブリッド自動車、電気自動車、プラグインハイブリッド自動車、燃料電池自動車、クリーンディーゼル車、CNG自動車等）もライフサイクルの環境負荷を見極めつつ開発・普及を進めるべきである。エコドライブの普及促進による実走行燃費の向上も単体対策と同様の効果がある。

³ 社会資本整備審議会環境部会・交通政策審議会交通体系分科会環境部会第5回合同会議資料、2007年9月13日

ディーゼル乗用車はガソリン乗用車と比較して燃費がやや優れているとされるため、厳しい排ガス基準をクリアしていることを前提に、普及を妨げるべきではない。ただし1リットル燃焼当たりのCO₂発生量は軽油の方が約13%多いことから、燃費の優位性の一部が相殺されることにも留意すべきである。ディーゼル乗用車の普及をあえて推進するほどの優位性はないと考えられる。

燃費が向上するとドライバーにとっては実質的に燃料価格が低下することになる。そのため走行距離が増加するリバウンド効果が発生する可能性があり、それを実証的に示した研究も少なくない⁴。単体対策への過大な期待は禁物である。

2-2-2. 環境負荷の小さい都市構造・地域構造

環境負荷の大きいマイカーに依存せず、公共交通機関が優位性を発揮できる都市構造・地域構造に向かう必要がある。そのためには既成市街地への都市機能の集約（コンパクト化）が必要である。郊外における大規模集客施設に対して立地規制を行うことや、郊外に移転する傾向があった病院・庁舎といった公共施設を都市部に回帰させることが必要である。固定資産税・住民税のインセンティブ機能を活用した都心回帰の誘導や都市部の土地利用の活性化も検討に値する。

2-2-3. 道路整備に依存しない交通流対策

渋滞は走行距離当たりCO₂排出量を増加させるため、交通流の円滑化は必要である。ただし自動車の走行条件改善は誘発需要を招き、自動車利用が増大する結果として交通流の円滑化が達成できない可能性がある。道路ネットワークの拡大、道路拡幅、バイパス整備、ボトルネック解消といった施策はいずれもこのような結果をもたらす可能性があるため、慎重に進めるとともに効果を過信しないことが重要である。

ETCの利用拡大は、有料道路において料金所がボトルネックとなる渋滞を解消するうえで効果があるが、別の場所で新たなボトルネックが顕在化することも考えられる。ETC装着車に対する、料金徴収コストの削減分に見合う以上の安易な割引は避けるべきである。

交通流対策の主要な手段は自動車交通需要の調整によるものとする。公共交通機関の利用促進のほか、健康増進のようなコベネフィットも考慮し、歩行や自転車の活用のための条件整備を推進する必要がある。

2-2-4. モーダルシフトを中心とした物流の効率化

物流の効率化によるコスト削減の取り組みは、環境負荷の低減につながるケースも多いと考えられるが、自動車（トラック）による輸送、とりわけ多頻度少量輸送は環境負荷を

⁴ 例えば Small and Van Dender (2007)、Mizobuchi (2008)、Sorrell, Dimitropoulos and Sommerville (2009) を参照。

増大させる。鉄道や船舶へのモーダルシフトを推進する必要がある。

そのほか、共同輸配送、帰り荷の確保、物流拠点の集約化などを推進する必要がある。自家貨物輸送と比較すると営業貨物輸送はCO₂排出原単位がかなり小さい。営業貨物輸送の一層の活用によりトラック輸送を効率化し、CO₂を削減する余地はまだ残っているものと考えられる。

2-2-5. 公共交通機関の利用促進とエネルギー効率の一層の向上

運輸部門からのCO₂削減のため公共交通機関が果たすべき役割は極めて大きい。公共交通の利用促進と同時に、エネルギー効率の一層の向上が求められる。

交通モード別の平均値を表す指標であるCO₂排出原単位でみると、公共交通の利用効率が低い地方圏では必ずしも公共交通機関は優位とはいえない。しかし福祉や教育といった目的のため、すなわち高齢者の日常生活の足や、学生・生徒の通学の足として、公共交通機関の存在が必要とされるケースは多い。ネットワークやサービス水準を所与とした場合に公共交通の追加的な利用に伴うCO₂排出量は極めて小さく、地方圏でも公共交通機関の利用を推進する必要がある。

公共交通を担う運輸事業者の中には大企業もあり、エネルギー効率を向上させCO₂を削減する責務があると一般にみなされるが、マイカーなどによる自家輸送と競合関係にあるため、公共交通のみが過重な義務やコストを追うことがないよう留意する必要がある。

2-2-6. 地方の公共交通機関の維持

全国ほとんどの地域で人口が減少する見通しであり、減少率は大都市よりも中小都市や非都市で大きくなると見込まれる。それに伴い渋滞が緩和され自動車の利用条件が向上する一方、公共交通機関の相対的魅力は低下する。その中でなお自動車へのシフトを押しとどめ、公共交通を維持することには大きな困難がある。公共交通の供給には不可分性があることから、利用水準が閾値を下回るとサービスの廃止により分担率がゼロとならざるを得ない。利用者がよく利用するという努力が必要であるとともに、公共交通サービスの存在自体が生み出す非利用価値を含めて評価し、地域や国が適切に支援する必要がある。

2-2-7. 自動車の利用者による適切な費用負担

排ガス規制や燃費基準の強化により自動車の環境性能は向上したとはいえ、大気汚染、CO₂、騒音・振動、事故、渋滞による社会的損失は無視できない大きさであり、また道路インフラの建設や補修、維持管理には多額の費用を要する。こうした社会的費用の原因者に対して金銭的な負担を求める税・料金の仕組みが必要である。自動車の取得・保有・走行及び燃料消費の各段階における負担のバランスについては検討の余地があるものの、日本の自動車関係諸税の水準は国際的にみて必ずしも高くない。とりわけガソリンと軽油に

対する課税は 2-3-2 で述べるように低い水準にある。税率を戦略的に引き上げることが必要である。道路特定財源制度の廃止により、ガソリン税等の暫定税率を撤廃するという議論が有力である。しかしこれはガソリン消費と CO₂排出量を増やす効果をもたらし、あらゆる政策を総動員して CO₂排出削減に取り組むという現政権の方針にも反するものである。

高速道路料金については、混雑の発生する地域では特急料金ないしは混雑料金としての性格から無料化が好ましくないことが広く理解されている。今後も利用者に対し、適切な料金負担を求めべきである。混雑の発生していない地域の高速道路については、公共財の非競争性という性質を根拠として、無料ないしきわめて低額の料金でよいとする議論もある。しかし費用構造が異なる公共交通との競争を考慮すると、独立採算が明らかに不可能な料金水準の設定は適切ではない。

エコカー減税・補助金は、裾野が広い自動車産業を救済するするとともに、エコカーの普及を促進する手段として緊急避難的、限定的に用いる必要性は全否定できないが、対象となる自動車の範囲や補助の大きさが過大であれば、公共交通が競争上不利になることに留意すべきである。

自動車の利用に対し適切な負担を求めることは、短期的には公共交通機関の利用促進や貨物輸送のモーダルシフトを進める上で必須である。また交通体系と都市構造は一体のものであるから、中長期的には環境負荷の小さい都市構造・地域構造を実現する上でも必須である。

2-2-8. 確実性の高いCO₂削減策の実施

自家用乗用車を使用することで CO₂を排出する主体は小規模かつ多様であるため、自家用乗用車の使用から得られる便益のばらつきが大きく、環境意識や削減努力水準もばらつきが大きい。自家用乗用車によるトリップから排出される CO₂の一部については低コストで削減が可能であると考えられるが、自主的取り組みへの依存は効率的ではなく確実性も低い。

燃料を消費するあらゆる主体に影響を及ぼす燃料課税は効果的である。自家用乗用車からの CO₂排出削減のための中心的な手段となり得る。しかし不適切な選挙公約など何らかの制約により燃料課税を十分に活用できない場合や、消費者の金銭的負担を抑えたいような場合には、排出量取引の活用が考えられる。自動車燃料を対象とした排出量取引を導入した国や都市は世界的にも例がないが、いくつかの具体的提案があり、技術やコストの面では可能だと考えられる。排出量取引については 2-4-2 で詳しく述べる。

2-3. 短期的に重要な課題

2-3-1. 高速道路無料化・土日祝日 1000 円の撤回

2009年3月から、大都市圏を除く地方部の高速道路で料金の休日特別割引として「土日祝日普通車・軽自動車片道上限 1000 円」が開始された。また鳩山政権は高速道路の無料化を実行する構えである。

条件により例外はあるものの、一般に旅客輸送をマイカーから公共交通機関に転換させ、貨物輸送をトラックから鉄道や船舶に転換させることで環境負荷が削減される。こうした輸送手段の転換がモーダルシフトであり、その必要性は政策上も認められてきた。しかし高速道路料金の大幅割引や無料化はこれに逆行する、逆モーダルシフト政策というべきものである。

上限 1000 円のインパクトが強かったため陰に隠れてしまった感があるが、高速道路料金の引き下げはこれまでも様々なメニューで実施されてきた。2008年9～10月にも、首都高速や阪神高速を除く全国の高速道路で、平日深夜の割引率拡大（3割引から5割引へ）、平日夜間割引時間帯の拡大（22時～0時にも3割引を適用）、普通車・軽自動車に対する休日昼間割引（5割引）などが開始されている。この時は、平日昼間は全車種が正規料金、休日昼間は中型車・大型車・特大車が正規料金であった。

2009年3月からは普通車・軽自動車の上限 1000 円が開始されたが、同時に全車種に対し平日昼間割引（3割引）が開始された。ただし中型車・大型車・特大車には依然として休日昼間は正規料金が適用されている（高速道路料金を最大 30%割り引く休日バス割引が登録制で7月4日から始まった）。

高速道路料金の引き下げがもたらす交通行動の変化は、交通需要マネジメント（TDM）により期待される変化の逆の現象を考えることにより次のように整理できる。

- ①**交通手段の変化**：代替交通機関に対する高速道路サービスの相対価格が低下するため、代替効果によって鉄道やフェリー・航空機から自動車へと交通手段の転換をもたらす。高速道路サービス利用の前提となる自動車を購入したり、レンタカーを利用したりするインセンティブも刺激される。普通車・軽自動車の料金のみ引き下げる場合には、中型車・大型車・特大車から普通車・軽自動車への転換が強く促される。高速バスからマイカーへの転換はこのような現象である。全車種を等しく無料化するような場合でも、トリップの1人当たり総費用の低下率はマイカーの方が大きくなるため、やはりマイカーへの転換が促される。
- ②**走行経路の変化**：高速道路サービスの相対価格が低下するため、高速道路と代替的な一般道から高速道路への転換をもたらす。この点においては一般道の渋滞緩和とCO₂の排出削減がもたらされる可能性があり、その反面で高速道路の渋滞とCO₂の排出増加がも

たらされる可能性がある。なお、高速道路だけでは道路サービスは完結せず、一般道と高速道路には補完性がある。同一の一般道についても、あるトリップにとっては高速道路と代替的である一方、別のトリップにとっては高速道路と補完的となり得る。代替、補完のいずれが多いかは不明であるが、高速道路と並走する幹線道路は代替路としての性格が強く、インターチェンジ周辺や、高速道路によるアクセスに適した観光地等周辺の道路は補完路としての性格が強い。いずれにせよ一般道にもたらされる効果が渋滞緩和のみではないことに留意すべきである。

- ③**走行日時の変化**：割引率の大きい曜日や時間帯にシフトする。特定の車種のみを割引対象とする場合には、割引対象外の車種は混雑を避けるためその他の曜日や時間帯にシフトする傾向をもつ。なお、走行日時に影響を及ぼさない料金体系がベストではなく、混雑する曜日や時間帯の料金を相対的に高くして交通需要を平準化することは混雑緩和や道路の有効利用の観点から合理的である。
- ④**新たなトリップの生成や目的地の変更**：他の消費活動に対する高速道路サービスの相対価格が低下するため、高速道路を利用したトリップ数やトリップ距離が増加し、高速道路サービスと補完的な財・サービスの消費も増加する。上限 1000 円や無料化は料金水準の変化であると同時に料金体系の変化でもある。走行距離と無関係な定額料金は遠距離走行の料金を特に割安にすることから、遠距離トリップが増加するような目的地の変更をもたらす。長期的には高速道路利用に有利な土地が選好され、居住地や事業所の立地の変化ももたらされる。
- ⑤**自動車の非効率な利用**：1 人当たりの高速道路料金を少なくするため相乗りするインセンティブが阻害され、1 人乗りなどの非効率な自動車利用が増加する。

交通行動変化にとどまらない消費全般への影響に関しては、料金引き下げによる実質所得の増加はあらゆる消費を増加させる要因となる。しかし相対価格の変化による影響は一律ではない。高速道路サービスと補完的な財・サービスの消費が増加する一方で、代替的な財・サービスの消費は減少する。例えば高速道路によるアクセスに適した観光地や商業施設では宿泊等を含めた消費が喚起されるが、高速道路によるアクセスに適さない観光地や商業施設の消費は低迷する可能性が高い。また当然ながら、他の地域から消費が流入する可能性だけでなく、ストロー効果という言葉で知られるように、消費が流出する可能性も考えられる。大都市圏から比較的遠い地方の観光地等では「お得感」が強く来客増となる一方、大都市近郊では伸び悩むことも考えられる。

こうした可能性がどれだけ現実のものとなっているか、部分的には明らかになりつつある。とりわけ深刻なのはフェリー、鉄道、高速バスといった公共交通機関の利用者数減少と CO₂ 排出量増加である。例えば運輸調査局 (2009) は上限 1000 円による CO₂ 排出量の増加を年間 204 万トンと推計しており、上岡 (2009) により推計された年間 245 万トン (無

料化の場合は835万トン)とも近い値となっている。

また連休等の高速道路渋滞が深刻となり、物流業界にも被害が及んでいる。観光施設への入場者数も増加する地域と減少する地域が混在しており、大都市圏近くの観光地が素通りされる傾向や、高速道路のインターから遠い観光地の苦境が報告されている⁵。高速道路無料化が実行されれば負の影響もますます深刻なものとなる。

2008年秋からの料金引き下げに年間2500億円、2009年3月からの上限1000円にはさらに年間2500億円を要する。高速無料化には6000億円を要するとされている。フェリー業界への支援をはじめ、多方面への補助が必要となれば支出はさらに膨らむ。

高速道路料金の水準や体系、さらには高速道路事業の経営形態や整備・管理手法、道路政策全般について基本に立ち返って再構築する意義は否定しない。しかし高速道路無料化はCO₂排出増加をはじめとしたマイナス面が非常に大きく撤回すべきである。

2-3-2. 暫定税率廃止の撤回

自動車関係諸税の一部(揮発油税、地方道路税、軽油引取税、自動車取得税、自動車重量税)に適用されてきた暫定税率が廃止の方向となっている。太田(2009)が指摘するように暫定税率廃止は道路特定財源が一般財源化された以上、当然の論理的帰結ではある。また自動車関係諸税の本来あるべき水準について十分な考察が必要である⁶。しかし暫定税率の廃止は自動車からのCO₂排出が大幅に増加するなど問題が大きい。特にガソリン税や軽油引取税については、課税根拠を改めたうえでむしろ税率を引き上げるべきである。英国で1993年から1999年に実施された燃料税の自動引き上げ(Fuel Price Escalator, FPE)も参考になる。

図2-4に示すように、国際比較の上では日本のガソリン税率は低い水準にある。また最近10年間でガソリン税率を引き上げている国が大半であるのに対し、日本では一定である。軽油の税率についても同じことが言える。

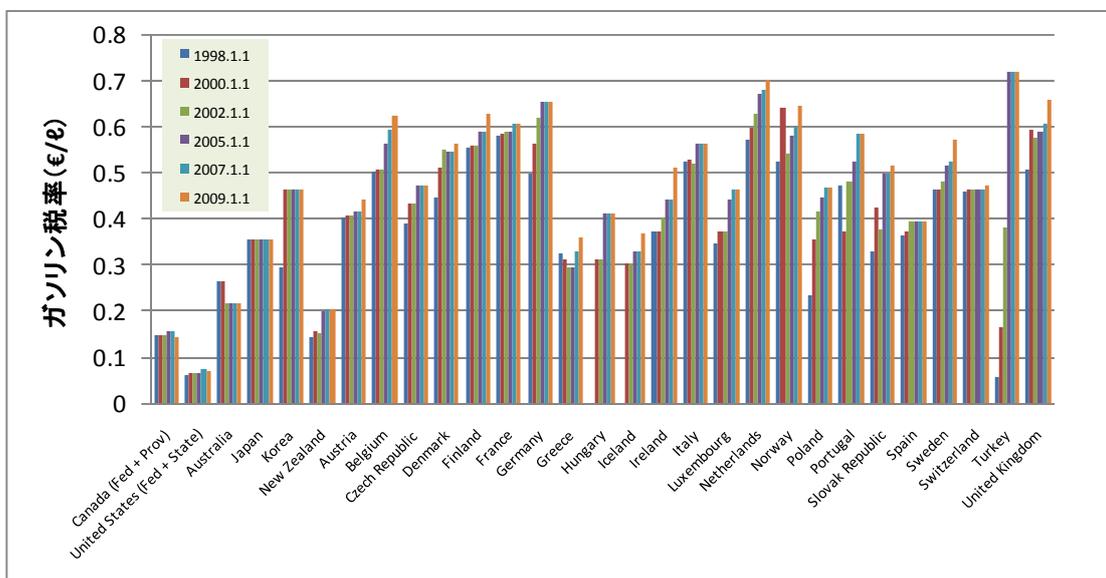
もし暫定税率が廃止されると影響は小さくないだろう。2008年4月、暫定税率の期限切れにより1ヶ月間だけガソリン税等の暫定税率が適用されなかった。購入時期の繰り下げや繰り上げといった消費者による調整の効果が多少は上乘せされていると考えられるが、図2-5に示すように4月にはガソリン消費が大きく伸びている。

自動車関係支出が高所得者ほど多いとすれば、暫定税率廃止は所得分配上の問題も生む。家計調査(総務省統計局, 2009)によれば、2008年のガソリン消費支出は収入に比例している。図2-6に示すように、高所得者(年間収入第V五分位)では低所得者(年間収入第I五分位)の3.3倍の支出金額である。他のエネルギー消費を見ると、電気代は2.0倍、ガス代は1.6倍にとどまっている。しかも電気代やガス代は逦増型料金体系であるから、使

⁵ 国土交通省道路局(2009)、岡本・入江・高田(2009)を参照。

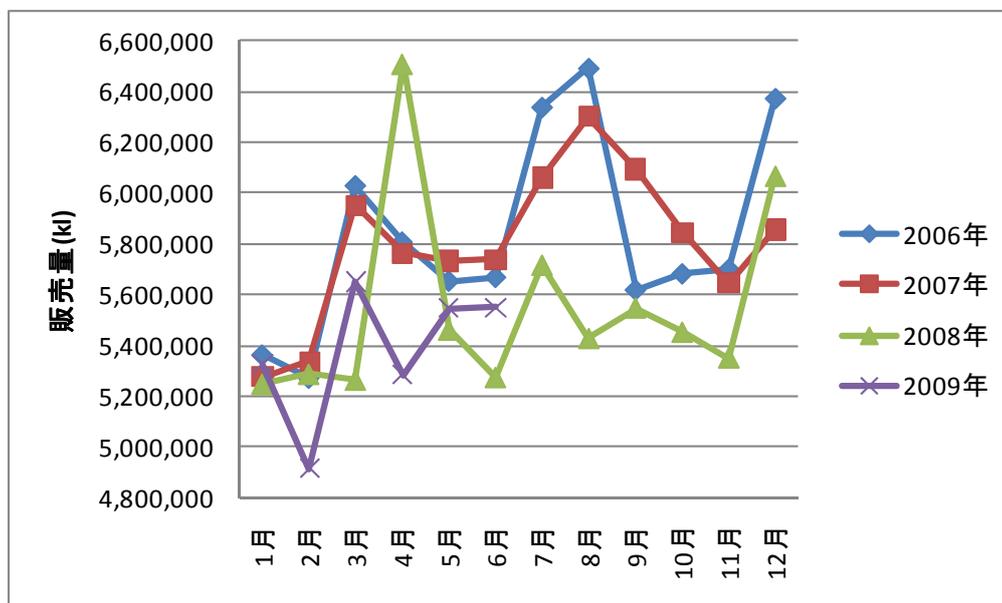
⁶ 例えばParry and Small(2005)、川瀬(2008)を参照。

図 2-4 : ガソリン税率の国際・経年比較



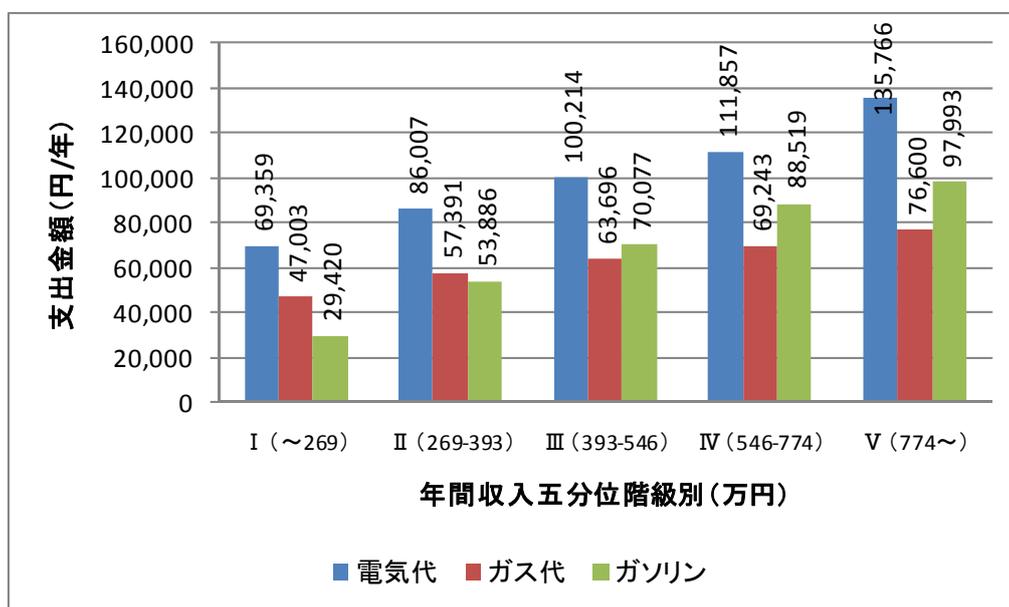
出所) European Environmental Agency ウェブサイト
(<http://www2.oecd.org/ecoinst/queries/index.htm>)

図 2-5 : 自動車用ガソリン月別販売量



出所) 経済産業省生産動態統計 (資源・エネルギー統計) 年報・製品月表 (石油) より
作成

図 2-6 : 収入階級別電気代・ガス代・ガソリン支出 (2008 年)



出所) 総務省統計局 (2009) より作成

用量の差は支出金額で見るとより小さい。ガソリンは相対的には奢侈品であると考えられ、所得分配上の配慮からガソリンに対する高めの課税を回避する必然性は乏しい。

自動車の保有についても、1000 世帯当たり保有台数は所得 200 万円未満では 414 台であるのに対し、所得 2000 万円以上では 4.4 倍の 1823 台となっている (平成 16 年全国消費実態調査)。必需品と考えられる他の財として例えば冷蔵庫について見ると、前者で 1080 台、後方で 1.5 倍の 1659 台に過ぎない。

暫定税率廃止により自動車燃料税率を引き下げることが、世界の環境政策の趨勢に逆行するものである。他のエネルギーに対する課税を強化する一方で、自動車燃料税率を引き下げることが不適切である。暫定税率の廃止は、自動車を節度なく使用することを認め、自動車に依存した交通体系を是認するというメッセージを発することになる。

2-4. 中長期的に重要な課題

2-4-1. 自動車燃費規制

大型化による燃費悪化を防ぐ仕組み

1998 年の省エネ法改正で、自動車燃費基準にいわゆるトップランナー方式の考え方が導入された。トップランナー基準とは、現在商品化されている自動車の燃費性能をベースとし、技術開発の将来の見通し等を踏まえて策定した基準値である。自動車メーカーは期限

までに平均燃費値(出荷台数で加重調和平均した値)を基準値以上にしなければならない。1999年には乗用車と車両総重量2.5t以下の小型貨物自動車についてトップランナー基準が策定され、目標年度はガソリン車が2010年度、ディーゼル車が2005年度とされた。

ガソリン乗用車の場合で、1995年比22.8%の燃費改善が見込まれるとされた。ただしこれは車両重量区分ごとの出荷台数比率が1995年から変化しないと仮定した場合の燃費向上率である。燃費基準値は9段階の車両重量区分に分かれており、重い車両ほど緩い基準が適用されている。したがって重い車両が増加すれば、燃費向上の効果の一部は相殺されることになる。

乗用車の大型化は1989年の物品税廃止・自動車税減税・消費税導入後に急速に進んだ。国土交通省(2008)によれば、乗用車保有台数に占める排気量2.0リットル以上の乗用車の割合は1989年の6.5%から2006年の22.0%へと増加した。ただし軽乗用車も同じ時期に6.3%から26.6%へと増加しており、両極化が進んだといえる。また2002年になると、2.0リットル以上の乗用車の割合はわずかながら低下、減少を続けていた1.0~1.0リットルの乗用車の割合も上昇に転じており、徐々に小型化が始まったとみられる。

乗用車全体としての燃費は2004年度に15.0km/lとなっており、2010年度の目標まで0.1ポイントに迫っている。乗用車の大型化に歯止めがかかったことから、大型化による燃費向上効果の相殺は限定的であった。しかし大型化への歯止めは日本経済の長期停滞が大きな原因であると考えられ、経済の好転という望ましい変化が起きた場合にも乗用車の大型化を抑制するようなメカニズムが燃費規制に内在するわけではない。大型化による燃費悪化の可能性は現在も残っている。

この問題に対処する方策としては、米国における1975年以来の自動車燃費規制方式となっている、CAFE規制(Corporate Average Fuel Economy Regulation)が考えられる。米国では乗用車と小型トラック(バンとSUVを含む)の2カテゴリーについて、各メーカーが販売する自動車の燃費を加重平均した値が基準値を達成するよう規制してきた。大型車の燃費向上率を高めない限り、大型車の販売を増加させると目標達成が難しくなる⁷。EUのCO₂排出基準も類似した方式を採用している。

しかし日本で2007年に策定された乗用車等(乗用車、小型バス、小型貨物車)の新燃費基準(2015年燃費基準)では、やはり重量区分ごとに基準が設定された。燃費の試験方法としてJC08モードが採用されることになり⁸、国際的な統一を図るという観点から乗用車の重量区分が16段階に細分化された。燃費基準にもこの細分化された重量区分が適用された。CAFE方式とは逆方向への変化である。

⁷ただし規制値自体が非常に緩いという問題のほか、乗用車からSUVへのシフトを抑えることができないという問題があった。

⁸従来の10.15モードと比較すると細かい速度変化で運転したり、コールド・スタートの測定を加えたりすることから、表面的には燃費が概ね1割程度悪化したように示されるが、より最近の走行実態に即した方法とされている。

トップランナー基準の強化

1999年に設定された2010年度燃費基準では、設定後早々に基準達成車が高い割合を占めるカテゴリーがみられた。2000年度における基準達成車の割合は早くも、1516～1766kgの区分で47%、703～828kgの区分で43%に達した（総合資源エネルギー調査会省エネルギー基準部会自動車判断基準小委員会・交通政策審議会陸上交通分科会自動車交通部会自動車燃費基準小委員会, 2007）。いくつかの重量区分については特に目標達成が容易であった可能性がある。2005年度時点で、出荷ベースで8割以上のガソリン自動車が目標を達成している。

上述のように乗用車全体としての燃費も2004年度に15.0km/リットルとなっており、2010年度の目標基準値まで0.1ポイントに迫っている。自動車メーカーの努力は称賛に値するが、かくも早期に目標に迫っているのは、1999年時点で10年以上も先の2010年度に目標時点を設定したこと、そしてその結果として目標のレベルを低く設定しすぎたことも要因であると考えられる。

2015年基準の設定は2007年であり、目標までの期間は短縮されている。重量区分ごとの出荷台数比率が2004年度から変化しなかった場合には2004年度比23.5%の燃費改善が見込まれる。全体としての燃費基準のレベルについては、ほぼ米国およびEU（CO₂排出基準）の最新規制並みだとされ、おおむね適切だといえるだろう。

今後はより長期のビジョンも掲げるべきである。EUのCO₂排出規制では、2015年度までに販売する乗用車のCO₂排出基準値は130g/kmであるが、2025年には95g/kmに抑制するとしている。

また次世代自動車の普及が無視できない割合になってくると燃費基準のスタイルも再検討を要する。燃費基準からCO₂排出基準に移行することや、走行段階だけでなく上下流におけるCO₂排出も考慮した評価手法の導入を検討する必要がある。

2-4-2. 国内運輸部門における排出量取引

自動車交通を対象とした排出量取引

2009年度に開始された「試行排出量取引スキーム」には、運輸部門である航空運送事業者（全日本空輸、日本航空）、貨物運送業者（秋田運送、甲陽運送）が目標設定参加者として参加している。また石油精製業者（出光興産、極東石油工業、ジャパンエナジー、昭和シェル石油、新日本石油、東燃ゼネラル石油）も参加している。欧州では航空部門をEU-ETS（欧州排出権取引制度）の対象とすることになっている。2011年からEU内の航空輸送が対象となり、翌2012年からはEUの空港を離着陸する航空輸送が対象となる。

これらの例にみられるように排出量取引への運輸部門の参加は今や特別のことではない。しかし自動車交通については、大手運輸事業者のみを対象とするのでない限り、取引

参加者が膨大な数にのぼるので困難だという通念があるかもしれない。

しかしマイカーを含む自動車交通を対象とした排出量取引について近年いくつかの具体的検討がなされている。燃料供給事業者の排出量取引への参加、燃料購入権の取引、走行権の取引（特定の場所や時間に限定することも考えられる）、環境基準の超過達成分・未達成分の取引、自動車（またはナンバープレート）購入権の取引など、様々なタイプが考えられる。

ここでは主として Raux（2008）、Watters and Tight（2007）を参考に、燃料購入権の取引（tradable fuel rights）を提案する。燃料ごとに CO₂ 排出係数が定まっていることを前提にすれば、これは CO₂ の排出量取引の一形態とみなせる。世界的にも実施例はなく本提案も概略的なたたき台にとどまるが、すでに実現されているレベルの情報システムを活用することで、過度なコストをかけることなく実行できる提案を示す。

基本的仕組み

政府は1年間の自動車燃料（ガソリン、軽油、LPG、CNG）の消費に伴う CO₂ 排出許容量を決定し、それに対応した燃料購入権を発行する。単位液量当たりの炭素含有量が燃料種別で異なることから、例えば軽油1リットルを購入する権利はガソリン1.13リットルを購入する権利に相当するものとする。年間排出許容量は毎年削減し、またそのことを事前に周知する。厳格に適用すれば自動車燃料からの CO₂ 排出を確実に削減することができる。

燃料購入権の取引のため、既存のシステムを最大限活用した電子的取引システムを構築する。各燃料購入者が保有する購入権やその売買の情報管理は、ICカードなど電子記録媒体を用いてリアルタイムで行う。燃料購入権の売買は相対取引ではなく、株式取引のように多数の参加者のもとで行われ、取引価格は変動する。取引のための操作はインターネット、銀行や証券会社、コンビニエンスストア、ガソリンスタンドなどで行う。取引には個人・法人とも参加できる。

ガソリンスタンドなどで自動車燃料を購入する際には、保有する燃料購入権の残高を引き落とすか、その場において市場価格で購入する。タンク渡しなど店頭以外での取引については、燃料購入権の引き落としをインボイスに記載して管理することも考えられる。

初期配分

燃料購入権のうち一定割合について当面は無償配分し、残りは市場価格で放出する。売り切れるまで一定の価格で販売するという代替案も考えられるが、転売目的の購入が多くなり不公平感を高めるおそれがある。

無償配分については全国民（個人）に対し1人当たり等量を配分し、自由な取引に委ねる。自動車燃料消費量が少なければ売却収入を得ることができ、燃料消費削減のインセンティブとなる。

自動車1台当たり等量を配分するという代替案も考えられるが、自動車保有に対する補助の機能を果たしてしまう。個人以外に対しても一定の無償配分を行う手段として、貨物自動車、乗合自動車、営業用車については1台当たり等量を配分することも考えられる。シンプルな仕組みとなることを優先し貨物自動車のサイズに対する綿密な考慮はしない。

なお鉄道用車両や機械動力など特定の用途に供される軽油については軽油引取税が免除となっている。これらについては燃料購入権の取引制度にも含めないものとする。

導入と運営のコスト

導入と運営のためのコストを正確に見積もるのは難しいが、Raux (2008) に従えば、ATMのソフト変更、電子カードの製造と配布、インフォメーション・キャンペーン、市場の管理などのコストが考えられる。しかし取引や認証の仕組みの大部分を現行のクレジットカードによる取引システムに統合するならば大きい金額とはならない。導入コストは最大でもカード1枚当たり3~4ユーロ、運営コストも少額の取引手数料を課すだけでまかなえるとしている。

セイフティ・バルブ

取引価格の高騰や不安定化のリスクは、当該年分の燃料購入権の市場への放出のタイミングを適切に見計らうことである程度防ぐことができ、翌年分を一部前倒して放出するといったことも考えられる。より強力な対策が必要だとすれば、ガソリン1リットル（またはCO₂換算で等量の軽油、LPG、CNG）当たりt(円)のセイフティ・バルブを設定しておくこともひとつの選択肢である。市場価格pがtより大きくなった場合、tだけ支払うことで燃料を購入できる。その結果、市場価格pの上限値はtとなり、不安定化は排除できる。ただしCO₂排出量を確実に抑制するという利点が失われるから、tはあまり低く設定しないことが重要である。運輸部門からのCO₂を削減することが前提であるから、もし燃料税率が引き下げられるのであれば、tは燃料税率引き下げ幅を上回る水準とし、将来的にはtを徐々に引き上げる。

燃料購入時に電子記録媒体を所持していない場合や、何らかの理由により燃料購入権取引制度に参加したくない場合も、セイフティ・バルブtに相当する金額を支払うことで燃料を購入できるようにすることも可能である。

メリット

最大のメリットは自動車からのCO₂排出削減の確実性が高い点である。また資源配分上効率的である。燃料税も資源配分上効率的であるが、CO₂の排出を年々削減するためには、税率を徐々に引き上げる必要がある。しかしそれには政治的な困難を伴う。英国で1993年から1999年に実施された燃料税の自動引き上げ(Fuel Price Escalator, FPE)が2000年に停

止せざるを得なかったのも大規模な抗議行動 (fuel protest) が原因のひとつだとされている。現在の日本では逆に燃料税が引き下げられようとしているような状況であり、燃料税引き上げによる CO₂ 排出削減よりも、一部無償配分が可能な燃料購入権の方が受け入れられやすい可能性がある。

無償配分の対象を全国民とする場合は、低所得者など自動車を保有せず燃料を購入しない人々は事実上の補助金を受け取ることができる。

他の排出量取引市場からの独立

自動車燃料購入権取引制度の目的が CO₂ 排出削減のみであれば、他のセクターにおける排出量取引市場と長期的には統合に向かうことが望ましい。その場合も制度が安定的に運営されるようになるまで当面は独立の市場とする。

しかし交通政策および環境政策上の他の目的を達成する手段としても位置付け、公共交通中心の交通体系による様々なコベネフィットにも期待するのであれば、恒久的に独立の市場とする必要がある。例えば大気汚染、騒音、事故といった外部不経済を削減する手段としても位置付けるならば、CO₂ 削減のみを目的とする場合よりも燃料購入権の発行数は少なくなり価格は高くなる。公共交通の福祉・教育的側面に着目しその存続を支援する手段として位置付けるような場合も同様である。CO₂ 削減以外の目的のためには他の手段を講じる方が効率的な可能性もあり総合的に考えるべきであるが、特定の場所や時間に限定した自動車の利用抑制ではなく、社会のビジョンとして自動車交通への依存から脱却しようという合意が可能だとすれば、他の部門の政策動向や排出権価格にかかわらず燃料購入権の発行数を抑制し、独立の市場とすることが妥当である。

2-5. その他の課題

2-5-1. 国際バンカー油

国際航空・国際海運で使用される国際バンカー油起源の CO₂ については、京都議定書のもとでは各国の排出量としてカウントされず、削減目標に含まれない。国連気候変動枠組条約 (UNFCCC) 事務局のデータによれば、2007 年における附属書 I 国が排出するバンカー油起源の CO₂ は 5.3 億トン (1990 年比 40%増)、CO₂ 排出量の 3.6%であった。うち航空が 2.8 億トン (同 65%増)、海運が 2.5 億トン (同 20%増) であった。バンカー油起源の CO₂ は非附属書 I 国でも増加しており、削減のためのルールづくりが急務である。EU では 2012 年に国際航空が EU-ETS の対象となり、日本の航空会社にも影響が及ぶことになる。日本も受け身ではなく、国際バンカー油起源の CO₂ 削減のため、国際ルールの構築に主体的に関与すべきである。

2-5-2. 運輸部門からのCO₂削減のための国際協力

公共交通中心の交通体系が CO₂ 削減につながることは日本の経験が示すところである。公共交通が選択されるためには、高水準のサービスを提供する必要があるが、日本の鉄道は世界一の技術水準だとされる。しかし交通事業の国際化は十分とはいえず、海外において日本が貢献する余地は大きいと思われる。高速鉄道にとどまらず都市公共交通についても、またインフラ建設にとどまらず整備・運営・維持管理まで視野に入れた海外展開により、先進国、途上国を問わず持続可能な交通（sustainable transport）の実現に寄与することができる。

途上国における公共交通の整備にあたっては適切な官民の役割分担や、有効な資金メカニズムの構築が必要である。しかし CDM については交通分野での活用が進んでいない。2009年11月2日現在登録済みの CDM プロジェクト 1873 件のうち、運輸部門はわずか 2 件（インド・デリーにおけるメトロの電力回生ブレーキ、コロンビア・ボゴタにおける BRT システム）にとどまっている。プログラム CDM、政策 CDM といった手法の可能性もさらに追求する必要がある。

参考文献

- 運輸調査局 (2009) 『「高速道路料金引き下げに関する研究会」報告概要』, 2009.10.2
- 太田和博 (2009) 「道路特定財源の一般財源化と道路政策の再構築」『高速道路と自動車』 52(7), 5-9
- 岡本憲明・入江学・高田成四 (2009) 「特集「1000円高速道路」特需の明暗—全国主要300観光地・47知事アンケート」『日経グローバル』 131, 8-29, 2009.9.7
- 上岡直見 (2009) 『高速道路政策に関する検証ペーパー』 気候ネットワーク, 2009.8.21
- 川瀬晃弘 (2008) 「最適課税論からみたガソリン税率：日米英比較」RIETI ディスカッションペーパー 08-J-045
- 河田守弘・高橋一則 (2005) 「交通分野における企業の社会的責任(CSR)に関する研究」『国土交通政策研究』 51
- 交通エコロジー・モビリティ財団 (2008) 『運輸・交通と環境 2008年版』
- 国土交通省編 (2009) 『国土交通白書 2009』 ぎょうせい
- 国土交通省編 (2008) 『国土交通白書 2008』 ぎょうせい
- 国土交通省道路局 (高速道路の料金引下げ情報サイト) (2009) 『高速道路料金引下げについて』
- 総合資源エネルギー調査会省エネルギー基準部会自動車判断基準小委員会・交通政策審議会陸上交通分科会自動車交通部会自動車燃費基準小委員会 (2007) 『合同会議最終取りまとめ 自動車のエネルギー消費効率の性能の向上に関する製造事業者等の判断の基準等の改正について』
- 総務省統計局 (2009) 『家計調査年報 (家計収支編) 平成20年』 日本統計協会
- 日本経済団体連合会 (2008) 『環境自主行動計画 [温暖化対策編] 2007年度フォローアップ調査結果 (2006年度実績) 個別業種版』
- Mizobuchi, K. (2008) "An Empirical Study on the Rebound Effect Considering Capital Costs", *Energy Economics* 30, 2486-2516
- Parry, Ian W.H. and Kenneth A. Small (2005) "Does Britain or the United States Have the Right Gasoline Tax?" *American Economic Review* 95: 1276-1289
- Raux, C. (2008) "How should transport emissions be reduced?: Potential for emission trading systems," *OECD/ITF Joint Transport Research Centre Discussion Papers* 2008/1, OECD, International Transport Forum
- Small, K. A. and K. Van Dender (2007) "Fuel Efficiency and Motor Vehicle Travel: The Declining Rebound Effect", *Energy Journal* 28(1), 25-51
- Sorrell, S., J. Dimitropoulos and M. Sommerville (2009) "Empirical Estimates of the Direct Rebound Effect: A Review", *Energy Policy* 37(4), 1356-1371
- Watters, H. M and Tight, M. R. (2007) "Designing an Emission Trading Scheme Suitable for Surface Transport", February 2007, *Report Prepared for the Climate Change Working Group of the Commission for Integrated Transport*

第3章 民生家庭部門対策¹

3-1. 省エネコンシェルジュ制度の提案

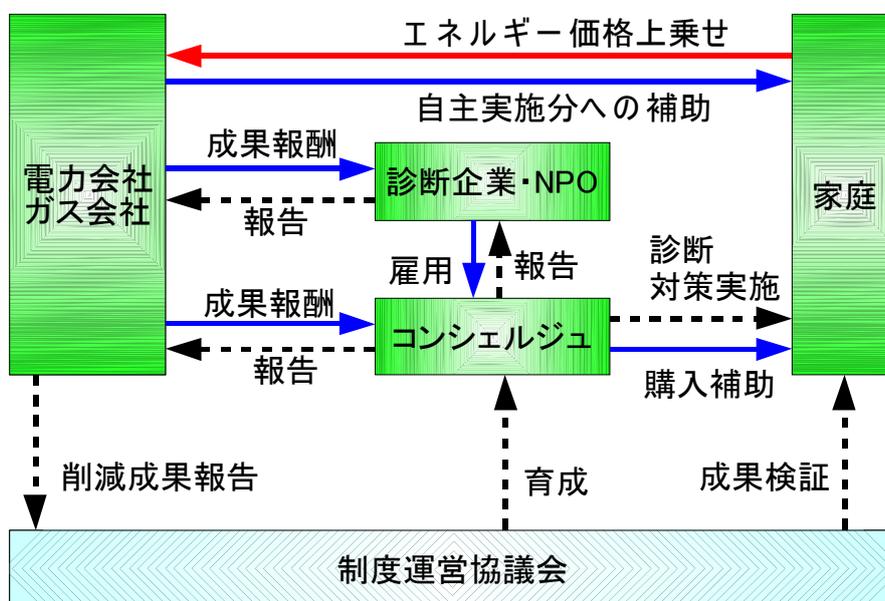
家庭部門の地球温暖化対策としては、個々の家庭への適切な情報提供と、省エネ機器補助等のインセンティブ付与が不可欠である。そこで、家庭におけるCO₂排出削減を、エネルギー供給業者の義務とし、エネルギー価格に上乗せして徴収したお金を活用して、温暖化対策を進める制度を提案する。

欧米ではすでに、エネルギー供給業者が家庭の省エネ対策の一翼を担う制度が、主要な施策として定着している。こうした事例を参考に、日本の特徴を生かす工夫を加え、「省エネコンシェルジュ²制度」として整理を行った。

3-2. 制度の概要

省エネコンシェルジュ制度は、「エネルギー供給業者（電力会社、ガス会社）に、家庭のCO₂排出削減対策を行うことを義務づける」制度である。家庭の現場での、省エネ診断、提案、評価を担うのが、省エネコンシェルジュと呼ばれる資格を持った人である。

図3-1 省エネコンシェルジュ制度のモデル図



¹ひのでやエコライフ研究所代表取締役・鈴木靖文

²concierge（仏）。原義は、受付、アパートなどの管理人。親身になって的確に誘導してくれる人という意味で、この言葉を選んだ。横文字を使うのはためられるが、下宿のおばちゃんだと再意識すると親しみが沸く。

3-2-1. エネルギー供給業者への義務づけ

家庭での CO2 削減対策を、CO2 削減量ベースで、エネルギー供給量に応じて義務づける。直接エネルギー供給業者が、自らコンシェルジュを育成して家庭の対策を行う以外に、認定された企業や NPO などが実施した家庭の CO2 対策量の買い取り、家屋の居住者が自ら対策を行った対策量を買い取りもできるようにする。

こうした制度改正を通じて、エネルギー供給業者の位置づけを、単にエネルギーの安定供給を担う会社から、省エネという社会的ニーズをサービスする会社へと、変えていくことができる。現状のエネルギー供給業者は、エネルギー供給量増大によってしか利益を上げられない仕組みである以上、省エネが求められる社会においては、「悪者」として位置づけられかねない。公共的事業者として、再び社会のニーズに合うよう、転換をしていくことが望ましいと考えられる。

なお CO2 削減に関わる経費については、販売量が減少することによる機会便益の損失も含めて、エネルギー価格への上乗せを認める。

3-2-2. 省エネコンシェルジュの任務

家庭の省エネ調査を行い、使い方や要望を配慮した上で、効果的な省エネ対策を提案し、それに基づいて家庭で CO2 削減対策を行うところまでをサポートする。対策により家庭で CO2 対策をできた量を、規定の計算方法に従って定量評価し、これを成果として報告し、報酬を受け取ることができる。

単なる省エネ提案ではなく、具体的な機器のリプレイス等も斡旋することから、一定の倫理遵守が求められる。強制的な販売を行ったり、特定事業者との癒着構造を作ったりすることがないように、制度的にも配慮する必要がある。

なお、省エネ型機器更新にあたっては、家庭の自主的な申請によってもエネルギー供給業者からのペイバックが受けられるが、省エネコンシェルジュを通じた対策のほうが、客観的な確実性が高いことから、ペイバック価格を高くする仕組みを制度に組み入れることが望ましい。

3-2-3. CO2 削減量算出の手法

家庭の CO2 削減量の把握方法としては主に、1) 家庭の前後のエネルギー消費量を比較する、2) 対策による削減見込み量を積み上げる、という 2 種類の方法がある。

1) の方法は実際の削減を担保できるが、対策項目以外の家庭の変動要因が多く、評価が出てくるまで時間がかかり、作業的な負担も大きい。また評価における恣意性も入りやすい。

2) の方法で対策量を積み上げる方法は、作業的負担が小さく、幅広く実施するにあた

って現実的と考えられる。

削減見込み量の推計方法としては、協議会で基準となる計算手法および対策メニューを設定し、技術改善等に応じて適宜見直していくものとする。また、実際に対策を行った家庭についてサンプル調査を行い、計算による削減見込み量が適切であるかどうか、検証を行い、改善をすることで、国内対策としては1)による評価と同レベルの信頼性をもつ削減効果とみなすことができる。

3-2-4. 事業規模の想定

家庭の温暖化対策のポテンシャルは大きいですが、削減目標を高くするほど費用負担も大きくなる。現在の政策目標として、2020年までに1990年レベルから温室効果ガス排出量を25%減らすことが掲げられている。ただし、1990年以降の増加が激しい³家庭部門では、この削減率を達成することは難しく、現実的な削減量として現状から39%(7033万トン-CO₂)の削減を想定した(表3-1)。また今後10年間で、国内全ての家庭(約5000万世帯)に対して、省エネコンシェルジュサービスが提供されるものとした。

年間500万世帯に対してサービスを提供するために、1万人程度の省エネコンシェルジュが活動し、1人あたり年間500世帯を担当することを想定した。このコンシェルジュサービスの提供のために、人件費等として年間1000億円の費用が想定される。

さらに、省エネ対策を行った場合の家庭向けのインセンティブとして、年間8400億円の補助を用意する試算を行った。この金額は、現在の太陽光発電装置への設置補助額を参考にし、各種対策によるCO₂削減1tあたり8500円の補助額として想定したものである。

なお、10年間で全ての家庭のサービスが一巡した後においても、新たな省エネ型機器等が普及していることが想定され、省エネコンシェルジュが継続的に雇用を生み出していくことが可能であると考えられる。

この合計、年間9400億円を、家庭向けの電気およびガスの販売価格に上乗せをすると、1世帯あたり年間1万9000円程度の価格上昇となる。ただしここには、すでに国税でまかなわれている太陽光発電補助や、住宅の新築・改築時の断熱工事などが含まれており、すべてを価格に転嫁する必要はないと考えられる。別途検討が進められている環境税や、排出量取引におけるオークション収入などをあてることも考えられる。

2009年度の家電エコポイントの予算が約3000億円であり、同オーダーの金額で、より効果的な削減を見込むことができる。

3-3. 海外の事例

エネルギー供給業者の義務として、家庭等の省エネを進める政策は、欧米ですでに導入

³国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィスによる2008年度の速報値では、民生家庭部門は1990年比34.7%増となっている。

がされている。また、家庭の省エネサービスを担う企業も生まれてきている。

3-3-1. イギリス EEC/CERT

イギリスでは家庭の省エネを進める施策として、2002年4月から2008年3月までの6年間、EEC (Energy Efficiency Commitment) と呼ばれる制度が導入された。EECでは電力およびガスの供給業者に対し、エネルギー供給量に応じた省エネ対策を個別家庭において実施することが義務づけられている。第一期(2005年まで)では、エネルギー供給業者が、エネルギー請求書毎に年間4ポンド上乗せして約1.5億ポンド(約220億円)の対策を実施することで、家庭において640億kWhの削減(=炭素換算40万トンのCO₂を削減)することが目標として掲げられた⁴。省エネによって、消費者1人あたり平均で年間10ポンドの便益が生じるとしている。

対策技術とそのCO₂削減量は、あらかじめメニューで用意されており、どれを導入するかはエネルギー供給業者の自由となっている。直接供給業者が対策を行うことも可能であるが、他の事業者(コンサルタント)やNPOなどが対策を行い、その費用をまかなう形で責任を担う方式が一般的となっている。政策として、低所得層への補助がうたわれており、対策のうち一定割合を低所得層において実施することも義務づけられている。多くの電気・ガス会社では、70年以上の住宅、低所得者の住宅などに対して、無料で断熱リフォームをするサービスを行っている。

2008年4月以降は、家庭のCO₂削減を目的とするCERT(Carbon Emission Reduction Target)にとってかわられており、機器効率だけでなく再生可能エネルギーへの補助も含めて、家庭部門から420万トンのCO₂を削減することを目標にしている。

これとは別に、機器効率改善のために最大3500ポンドの補助が出されるWarm Front(England)など地域ごとに施策が採られている。

3-3-2. ドイツ エネルギーパス

EUでは、建築物について1年間に必要なエネルギー消費量を表示するエネルギーパスの仕組みを順次義務化することが定められている⁵。ドイツでは2009年1月から開始され、家屋の省エネ診断を担う「エネルギーコンサルタント」が約6500人程度育成されている⁶。調査員になるためには、自費での数日間の講習を受ける必要がある⁷。

また、省エネ性能の高いほど高い価格で取引がされるために、家主が省エネ構造化を進めるインセンティブにもなっている。費用は建物の規模と調査の質により1戸当たり数千円から数万円程度かかる。

⁴ UK Defra: Energy Efficiency Commitment 2002–2005 Consultation Proposals, 2001

⁵ EU Richtlinie 2002/91/EG[EPBD Energy Performance of Buildings Directive]

⁶ 松田雅央: Business Media 誠記事 http://bizmakoto.jp/makoto/articles/0901/27/news019_2.html

⁷ Öko-Zentrum NR <http://www.oekozentrum-nrw.de/809.html>

3-3-3. アメリカ合衆国 National Action Plan for Energy Efficiency^{8,9}

2005年から始まった National Action Plan for Energy Efficiency（エネルギー効率改善行動プラン）は、官民共同で持続可能なエネルギー効率の改善を進めることを目的とした実施計画で、電力会社、ガス供給会社、規制当局（エネルギー省と環境庁）、その他の関係者の協力によって成り立っている。家庭、ビル、学校などで、コストパフォーマンスの高い全てのエネルギー効率改善を2025年までに達成することを目標としている。

これに基づいて多くの州でエネルギー供給業者に対して、家庭の省エネ投資を促進するための義務が課せられている。前年より電力消費量を削減した家庭にペイバックする制度や、家庭での省エネ対策を費用負担する方法などがとられている。一時期、電力自由化が進められたときには、私企業に対して公的な義務づけをすることに対する反発も大きかったが、それよりもエネルギー供給といった公共的な役割を担う事業者であることから、多くの州で導入が進められている。またエネルギー供給業者にとって損とならないように、各種の利益補填の制度も導入されている¹⁰。

Long Island Power Authority（ロングアイランド電源公社）のクリーンエネルギープログラムでは、1999年からの6年間で2.29億ドルの投資を行い、296MWのピークカット、93万7402トンのCO₂削減、4500人の雇用創出の効果があったとしている。National Energy Efficiency 全体では、2006年時点での想定で、毎年80億ドル程度必要となるものの、15年後に4.1億トンのCO₂を削減できるとしている。

実際に対策を行う市民にとってもわかりやすい制度となっており、自らもしくは工務店で断熱施工するにあたってかかった費用をエネルギー供給業者に申請すると、一定割合が返還される仕組みとなっている。また、認定された診断員により調査・施工が行われた場合には、確実な対策がなされたとみなされ、返還率が上がるようになっている。このため診断員の認定を受けて、職業とすることが可能となる。

3-3-4. イギリス TEN Lifestyle Management社 Green Concierge Service¹¹

TEN社では、ロンドン市の協力のもとで、2006年から家庭向けのグリーン・コンシェルジェ・サービスを提供している。家庭の訪問診断と1年間の電話サポートがついて、199ポンドの有料サービスとなっており、家の気密度調査や、赤外線画像撮影による断熱調査など、居住者に情報を見せながら診断と対策提案を行ったうえで、審査を通じて適切な販売者を選別して紹介するサービスまで行っている。

⁸ <http://www.epa.gov/cleanenergy/energy-programs/napee/index.html>

⁹ http://www.epa.gov/cleanenergy/documents/napee/napee_report.pdf

¹⁰ USEPA: Aligning Utility Incentives with Investment in Energy Efficiency

¹¹ <http://www.greenhomeslondon.co.uk/>

2009年11月までに、1196件の評価を行い、772件の対策の実施、年間CO₂を538トン削減する成果をあげている。

さらに、幅広い層への展開をすすめるため、より簡易な調査を通じて10項目に限った提案をおこなうHome Energy Efficiency Programのモデル展開を始めている。モデル実施では10項目中平均7.5項目が実施され、友人に推薦したいという回答が99%に達している¹²。

3-4. 家庭におけるCO₂削減ポテンシャル

3-4-1. 対策の区分

家庭における対策としては、大きく3種類の方法がある。削減効果を定量的に評価し施策に反映させやすいのは(2)の手法であるが、省エネコンシェルジュとしてはより踏み込んで(3)の視点も含めていくことが望ましい。

(1) 生活の工夫・無駄の見直し

古くから提案され続けてきた手法で、「チームマイナス6%」などのキャンペーンでも引き続きされている。行政などの公的機関による呼びかけにより、個々の「省エネ」が、社会的に評価されることであるという認識を広めてきた成果が考えられる。

ただし、呼びかけがよくされる時期には対策が進められるものの、長続きや定着をせず、また提案される対策によるCO₂削減量が小さく、マクロ指標で削減には結びついていない。

(2) 省エネ機器の導入

機器効率が大幅に向上し、家庭部門の主要なエネルギー消費機器である、給湯、エアコン(冷暖房)、テレビ、冷蔵庫、照明など、それぞれ以前の半分以下の消費エネルギーで同じサービスを提供する技術が普及している¹³。また、住宅の断熱性能も向上し、少ない冷暖房需要で快適な室内環境を得ることができるようになっている。

家庭分野における温暖化対策は、主にこの省エネ機器の導入で積み上げられている。生活レベルを下げる必要がなく、市場で受け入れられつつある省エネ機器であれば、適切な誘導施策によって省エネ型機器の選択・導入を促すことにより、家庭部門において大幅にCO₂を削減できる可能性がある。

(3) 豊かさの方向転換

家庭の温暖化対策だけであれば、省エネ化(集約技術による効率化)によって、解決に向かう可能性はある。ただし、資源有効利用、有害化学物質、生態系保全など多様な環境

¹² IGES 関西研究センター国際シンポジウム「家庭のCO₂大幅削減に向けて」配付資料、2009年11月19日

¹³ 省エネルギーセンター：省エネ性能カタログ <http://www.eccj.or.jp/catalog/index.html>

問題を考慮し、持続可能な社会（Sustainable Society）を目指すのであれば、この視点は不可欠となる。

物質の大量消費に依存して成り立っている現状の豊かさを考え直すことができれば、CO2 排出量も大幅に削減することができる。

「もったいない」、「足るを知る」といった、持続可能な社会をつくるにあたって根底を支える思想が必要となってくる。ただし、どうやって社会的合意を作っていくのかについては、今後の模索が必要である。



Photo by (c)Tomo.Yun URL(<http://www.yunphoto.net>)

3-4-2. 削減ポテンシャル評価

家庭における主要な温暖化対策の削減効果と、それにかかる経費、光熱費削減額等について試算を行った。

対策を着実に進めた場合、2020年時点で、太陽光を除いた民生家庭部門としては現状から29%減、太陽光を家庭の対策として含めた場合39%減となる結果となった。ただし、世帯数やエネルギー消費レベル（ぜいたく度）の増減は含めていない。

機器導入を促すための補助金としては、現在の太陽光発電の補助額と同等のCO2削減パフォーマンス（8500円/t-CO2削減）となる補助金を導入すると想定し、10年間で8.4兆円が必要となり、10年間で割ると年間8400億円となる。ただしこの金額で、この規模の対策導入が進むことを保障するものではなく、戦略的に見直していくことが必要である。これに加えて、省エネコンシェルジェの制度を動かしていくために1000億円程度の費用がかかると見込まれる。

表 3-1：家庭における温暖化対策メニュー（削減効果と費用見積もり試算）

個別対策 細区分	単位削減CO2 kg-CO2/年/世帯	最大導入数		想定 寿命 年	CO2削減効果 細区分 万トン/年	導入世帯あたり金額			国内総計				
		2020年 万世帯	年平均 万世帯			導入費 万円	追加費 万円	補助費 万円	削減額 万円	追加費 兆円	補助費 兆円	削減額 兆円	
太陽光発電の導入	1,640 4kW設置				1,804								
新築	1,640	300	30	20	492	160	160	28.0	250	4.8	0.8	7.5	
既存住宅	1,640	800	80	20	1,312	160	160	28.0	250	12.8	2.2	20.0	
太陽熱温水器の導入	339 給湯40%減	300	30	15	102	40	40	4.3	17	1.2	0.1	0.5	
省エネ型給湯器の導入													
エコキュート	169 給湯20%減	500	50	10	85	60	40	1.4	50	2.0	0.1	2.5	
エコジョーズ	85 給湯10%減	2,500	250	10	212	20	3	0.7	10	0.8	0.2	2.5	
エネファーム	212 給湯25%減相当	100	10	10	21	150	130	1.8	20	1.3	0.0	0.2	
省エネ機器の購入					3,508								
エアコン	173 効率30%向上	5,000	500	10	866	30	10	1.5	9.3	5.0	0.7	4.6	
冷蔵庫	148 効率40%向上	5,000	500	10	740	15	3	1.3	7.9	1.5	0.6	4.0	
照明	148 効率40%向上	5,000	500	10	740	5	2	1.3	7.9	1.0	0.6	4.0	
テレビ	114 効率50%向上	5,000	500	10	569	10	2	1.0	6.1	1.0	0.5	3.1	
待機電力削減	68 家庭の3%減	5,000	500	10	338	5	1	0.6	3.6	0.5	0.3	1.8	
節水シャワーヘッド	85 給湯10%減	3,000	300	10	254	0.1	0.05	0.1	4.5	0.0	0.0	1.4	
電力表示装置	111 電力5%減	4,000	400	10	446	3	3	1.0	6.0	1.2	0.4	2.4	
断熱構造化					567								
戸建て新築	442 暖房50%減	500	50	50	221	1,200	200	18.8	118.5	10.0	0.9	5.9	
既存住宅	88 暖房10%減	2,000	200	30	177	50	50	2.3	14.2	10.0	0.5	2.8	
浴槽	85 給湯10%減	2,000	200	20	169	80	10	1.4	9.1	2.0	0.3	1.8	
熱源転換					1,053								
暖房ヒートポンプ	350 電気以外暖房50%減	3,000	300	20	1,049	0	0	0.0	20.4	0.0	0.0	6.1	
バイオマス暖房	442 暖房の50%代替	10	1	20	4	100	80	7.5	25.8	0.1	0.0	0.0	
合計					全対策 太陽光除く	7,033 (2007年比39%減)			全対策 太陽光を除く	55.1	8.4	71.1	
						5,229 (2007年比29%減)				37.5	5.3	43.6	

「CO2削減効果」は2020年まで導入がすすんだ時の、2020年時点での年間CO2削減量で、現有機種・現状に対する削減量。

「導入費」は各機器の販売・設置価格、「追加費」は普及タイプに比べて追加的に必要となる価格。太陽光発電装置など将来的な価格下落の見通しも含めて価格設定を行った。

「光熱費削減」は機器寿命期間における光熱費削減額の合計。10年間に限らない。

国内合計の「追加費」「補助費」は、2020年までの10年間における合計の金額。

「補助額」は、現在の太陽光発電の設置補助額1kWあたり7万円を参考に、CO2削減量あたりの補助額をすべての対策で公平にした場合（8500円/t-CO2）の金額を設定した。ただし、節水シャワーヘッド、暖房ヒートポンプについては、設置価格のほうが安いために、その範囲の補助とした。

3-5. 省エネ診断技術と診断事例

家庭の省エネ診断については、国内各地で模索が行われており、一定の実績をあげている。顔と顔を合わせての省エネ提案は、広報やマスコミ情報と違って、相手の要望を組むことができ、相談者の満足度も高く、実際の行動につながりやすいというメリットがある。

3-5-1. 省エネ提案ソフトとアルゴリズム

家庭のエネルギー消費の実態は多様であり、一般的に有効な対策でも、全ての家庭に有効というわけではない。逆に、一般的ではない対策であっても、特定の家庭にとっては有効である場合もある。家庭の実態を把握した上で、適切な提案を行うことが望まれる。

大規模な事業所・工場向けの省エネ診断としてはESCO（Energy Service Company）が産業として成立している。ただし、ESCOを実施するほど詳細な診断にはコストがかかるため、アンケート等で簡易に調査を行い、対策効果を導き出す取り組みが求められる。

家庭向けの省エネ提案ソフトとしては、2007年に滋賀県で開発された「家庭版ESCO診断」、2008年に兵庫県で開発された「うちエコ診断」がある。小規模の事業所や店舗向けの診断ソフトも開発されている。

このうち、「うちエコ診断」のソフトでは、家庭において有効と考えられる140項目の対策について評価を行い、CO2削減効果、経費、光熱費削減額などを、動きのある画面でわかりやすく示すことができるようになっている。家庭ごとに提案内容は異なるが、おおむね3割以上の削減提案がなされ、太陽光発電と組み合わせることで家庭のCO2排出量を0にすることができる家庭もみられる。



家庭省エネ診断（家庭版ESCO改良版）¹⁴

うちエコ診断ソフト

3-5-2. 診断員育成と診断事業

現在、京都市、京都府、滋賀県、高知県、大阪府豊中市、兵庫県、山口県、静岡県等で、家庭向けの省エネ診断を行う講座を受講した診断員が育成され、それぞれ診断を行っている。地域ごとに模索がされているのが特徴で、こうしたノウハウを結びつけることで、省エネコンシェルジュ制度の基本型が構築できると考えられる。

¹⁴ <http://www.hinodeya-ecolife.com/homecheck/>

(1) 京都市・京都府 省エネ相談所

約30名の省エネ相談員が育成されて、京都市内の区役所やイベント会場など年間30ヶ所で「省エネ相談所」が開設されている。1回15分程度の診断で、年間2000件程度の診断が行われている。ここでは、20項目の簡単なエコチェックをしてもらうことを通じて、省エネの相談に乗り、効果的な対策をアドバイスできるようになっている。一方的な情報伝達ではなく、話に乗ってもらえることから、利用者の満足度も高くなっている。

(2) 兵庫県 うちエコ診断事業

2008年度に行ったパイロット事業では、約30名の診断員を養成し、約100件のモニター家庭に対して診断を実施した。この実施後のアンケート結果では、75%の家庭が「いままで気づいていなかった分野のCO2排出が多かった」と回答しており、97%の家庭で「今後の省エネを進める上で役に立った」との回答があった¹⁵。診断を通じて、省エネ行動の転換だけではなく、太陽光発電装置の導入などの実績もあがっている。

2010年度には全国各地域への展開も検討している。

3-6. 制度導入にあたっての課題

3-6-1. 法律改正の必要性

施策に必要となる金額を、エネルギー料金に上乗せする仕組みは2009年度中に始まる太陽光発電余剰電力固定買取制度でも導入されているが、これは「エネルギー供給構造高度化法」に基づいて施行されている。

また、もともと電気事業法やガス事業法において、需要者の省エネ推進が事業項目として位置づけられるわけではなく、役割についても、法律に明文化することが求められる。

3-6-2. 提案から機器導入への誘導

各地で診断員の模索が続いているが、実際に家庭のCO2削減対策の導入まで至る例は少なく、提案や情報提供にとどまっている。

診断を行った家庭ごとに、30～40%程度のCO2削減を実践するためには、提案された内容が実際に導入されるためのインセンティブ提供などが求められる。また機器更新など、導入のタイミングがある対策についても、その時までサポートをしていく必要もある。

3-6-3. 家庭との信頼関係の構築

他人である診断員を自分の家に入れることに対しては抵抗が強く、家屋の状況を調査す

¹⁵ 兵庫県うちエコ診断協議会:兵庫県「うちエコ診断」事業のご紹介 パンフレット

ることは難しい。特に、訪問販売ではないかと疑われると、対面することも困難となる。現在の日本では、家の中に入れるのは、電気屋とガス屋に限られる。

診断や提案にあたって、家庭の情報をうまく引き出すことが不可欠であり、適切な信頼関係を構築していく手段が求められる。制度が広く社会的評価を受け、認知されることで改善することが考えられるが、家庭と応対する技術についてもノウハウを構築することが求められる。

3-6-4. エネルギー供給業者の役割認識

いままでの電力・ガス会社は、適正価格、安定供給などが社会的役割とされてきた。省エネや温暖化対策の要望も大きくなっているが、国内では、需要端における省エネ対策は、エネルギー供給業者が直接関わることはなく、むしろ需要を削減することから、消極的な姿勢もみられた。

イギリスなど海外で導入が進んできた理由として、エネルギー供給業者の役割の一つとして省エネが位置づけられてきた歴史と、より効率的な省エネ提案ができるノウハウを維持しなければ、他社との競争に勝てないという、電力自由化が進んだ環境がある。

需要端の省エネについて、ノウハウもインセンティブも欠けている中で、新たな業務として位置づけていくにあたっては少し時間がかかる可能性がある。

3-7. 排出量取引制度との関連

排出量取引は、温室効果ガスを大量に排出する事業者間での取引に適しており、小規模な排出源にはなじみにくい。個々の家庭が、直接排出量取引に参加することは、自らの排出量を実感してもらう啓発的意味としては有効であるが、現実的ではない。排出量取引制度の枠組に入らない部門での地球温暖化対策施策として、エネルギー需要者での効率改善支援制度を導入することで、網羅的な対策とすることができる。

このため、排出量取引の対象外となるような小規模な事業所に対しても、同様の仕組みを導入することが有効であると考えられる。

第4章 業務部門に対する排出削減政策：業務部門に対する イギリスCRCと東京都排出量取引制度比較と発展性¹

4-1. はじめに

業務部門（商業・サービス・事業所など）の2006年度CO₂排出量は間接排出ベースで2億2900万tCO₂であり、総排出量の18%（内、10%は電力由来）を占める。特筆すべきは、これが1990年排出量に対して39.5%の増加率にあり、産業部門の排出量が4.6%減少していることを鑑みると対策の急がれる部門であると言えよう。

従って本章では、業務部門のCO₂削減におけるCO₂削減政策を検討する。但しここでは、既に1章で論じられたように、エネルギー転換部門・炭素集約的な産業部門に対しては排出量取引が導入されており、かつ、業務部門を含めた其他部門に対して環境税が課せられていることが前提となっている。その上で、業務部門に対して追加的・補完的な政策が必要であるかを検討する。

政策導入に際しては、どのような合意形成を行い必要とされる政策を導入できるか（政策の実現可能性）、導入される政策が効率的かつ効果的な枠組みであるか（政策の実効性）、政策実施方法や法的基盤の利用体制（執行可能性）の3つの観点を検討する必要がある。既に業務部門のエネルギー効率の向上、CO₂削減を目的とした排出量取引制度が、2010年4月から東京都とイギリスで導入される。本章ではまず、これら先行事例の制度制定の背景・制度内容について3つの観点から比較検討する。更に、排出量取引制度を軸として今後日本全体としてどのような政策がとりうるかについて論ずるものである。

以下第2節においてはイギリスの業務部門排出量取引制度の導入背景を例に、業務・公共部門の補完政策の必要性について検討する。次に第3節ではイギリスと東京都の排出量取引制度を上記3つの観点から比較する。第4節では、業務・公共部門のCO₂削減を促す政策枠組みについて排出量取引を中心に検討する。最後に第5節で、日本の既存制度について紹介し、排出量取引制度の整備に向けてこれら制度の発展性について述べる。

4-2. 業務・公共部門の補完政策の必要性：CRC導入背景を例に

本提案で前提とされている排出量取引と税の組み合わせは、イギリスの採る制度体系と共通するものである。イギリスでは2001年より気候変動税が導入されており、かつ、エネルギー転換部門・産業部門はEU-ETSの対象となっている。政府とエネルギー集約型産業

¹京都大学大学院経済学研究科博士課程・東愛子

部門の間では気候変動協定（CCAs）が締結され、事業者が自主的に設定する削減目標を達成した場合は気候変動税の80%減税措置が採られる。このようなエネルギー集約型産業に対する政策や気候変動税を補完する形で、2010年から業務・公共部門に対して排出削減義務を課した排出量取引制度（Carbon Reduction Commitment、以下CRC）が導入される。なぜイギリスではこのような補完政策が必要とされたのであろうか。本節ではCRC導入背景・要因を例とし、業務・公共部門に対する補完政策の必要性を検討する。

まずCRC導入背景にはEU-ETSの制度変更が挙げられる。EU-ETS第1期、第2期では国別に各部門の削減計画（National Allocation Plan）を策定していた。それが第3期以降は欧州委員会が各国の排出枠を決定する役割を担うと共に、制度運営の効率化を図るため大規模排出源に対象が絞られる予定である。イギリスでは2020年までに温室効果ガスを1990年比34%削減、2050年までに80%削減する中長期削減目標を掲げており、この制度変更が、EU-ETSの対象から外れる部門に対する補完的制度導入の一つの契機となった。2008年11月に制定された気候変動法では、EU-ETS対象外の各部門に対して排出量取引制度を導入する規定が盛り込まれ、業務・公共部門に対するCRC導入の法的基盤が整ったのである。

では、業務・公共部門ではどのような対策が可能なのであろうか。CBI（2007）の限界削減費用推計によれば、ボイラーの転換、ビルの省エネ対策、電灯設備の省エネ等はマイナスの限界削減費用であることが示されている。つまり、省エネ投資は、エネルギーコストの削減によって充分早期に回収可能なのである。

既に述べたように、イギリスの業務・公共部門には気候変動税が課せられている。さらに、EU-ETSの直接対象である電力会社はその削減費用を電力価格に転嫁すれば、EU-ETSはエネルギーコストの上昇を通して間接的に業務部門エネルギー使用量の削減を促すことになる。しかし今回導入されるCRCは、業務・公共部門に対してさらに直接的な削減目標を課すものである。このように法的拘束力を持つ直接目標が課されることになった要因としては、他の産業部門と比較して業務・公共部門は、エネルギー需要の長期的な価格弾力性が比較的小さいと考えられていること²、事業費に占めるエネルギーコストの比率が小さく削減余地や削減行動に対する認識が低いことが挙げられる。従って税のみでは十分なエネルギー効率改善が進まないと考えられたのである。

また表4-1は、エネルギー効率改善に対する推進力と障壁をカーボントラストが調査した結果である。省エネの第1の推進力は、投資コストをエネルギーコストの削減によって

² エネルギー需要の価格弾力性に関しては様々な推計がある。イギリスのケンブリッジ経済モデル（CE model）では、製造業が-0.65に対してサービス業は-0.12と非常に低い数値を出している。一方、オックスフォード経済予測モデル（OEF model）では、製造業が-0.45から-1.00であるのに対して、サービス業は-0.5から-0.65であり、さほど差異は見られない。日本の部門別エネルギー需要の価格弾力性背に関しては天野（2008）の推計がある。この分析によると長期の価格弾力性は、産業部門が-0.525、民生業務部門は-0.500であり大きな差がない。

回収できるか否かのコスト・ベネフィット評価である。業務部門は、ボイラーの交換や省エネ型の照明機器の採用などによって比較的短期間で安価な省エネ投資ができるが、問題は、このような省エネ投資のポテンシャルやベネフィットが認識されていないこと、また、エネルギー使用者と省エネ投資者の主体が異なることがこれを阻んでいる点にある。

従って、このように投資インセンティブが分割されている中で、エネルギー効率改善に対する認識・モチベーション・行動を高める補完的政策として排出量取引制度の導入が必要とされたのである。

表 4-4-1：エネルギー効率改善に対する推進力と障壁

推進力と障壁	定義	例
①コスト/ベネフィット	投資コストとエネルギー削減の価値 管理上・情報・リスク等を含めたコスト/ベネフィット	取引費用、新技術に対するサポート・信頼性、企業の社会的責任に対する圧力なども含まれる
②投資インセンティブの分割	市場構造が投資のベネフィットを阻んでいること。	テナントと所有者の関係
③削減行動のインセンティブ・モチベーション	組織内でエネ効率改善の投資に関するモチベーションや認識が異なること。	省エネ投資に対する優先順位が低いこと 省エネポテンシャルが認識されていないこと。 省エネによるコスト削減幅が、人件費削減や生産機器再配置などの意思決定よりも小さいこと。

(出所) Carbon Trust (2005) The UK Climate Change Programme

4-3. 業務部門排出量取引制度比較

本節では、業務・公共部門の法的拘束力を持った対策として先行する CRC と東京都排出量取引制度の制度内容を検討する。表 4-2 は両者の主要相違点についてまとめたものである。

4-3-1. CRC制度内容

CRC は事業者エネルギー使用量の管理を義務付け、キャップ&トレード方式の排出量取引を導入することによって、業務・公共部門のエネルギー効率性改善を促す制度である。許可証の初期配分はオークションによって行われる。対象規模要件は年間電力使用量が 6000MWh 以上の電力料金を支払う事業者である。イギリスの業務・公共部門の 2002 年度排出量は 198MtCO₂ であるが、この内、EU-ETS 対象者やエネルギー使用量の 25%以上が CCA s でカバーされている事業者は CRC の対象外となるため、実質 51MtCO₂ が CRC 対象の排出量となる見込みである。これは業務部門排出量の 26%、イギリス総排出量の 9% をカバーする。

CRC は 2010 年 4 月から実施され、2010 年から 2012 年までの 3 年が第 1 フェーズ、2013

年以降が第2フェーズである。以下では、CRCの特徴として顕著である、対象・対象範囲の設定方式、オークションとオークション収入の全額還付方式について説明する。

表 4-2：東京都排出量取引とイギリス CRC の比較

	東京都排出量取引	CRC
手法	Cap & Trade 方式の排出権取引 排出枠はグランドファザリング	Cap & Trade 方式の排出権取引 オークション+オークション収入の全額還付
フェーズ	2010年4月開始 第1期間:2010-2014年 第2期間:2015-2019年	2010年4月開始 第1期間:2010-2012年(キャップなし) 第2期間:2013年以降
対象規模要件	燃料・熱・電気使用量が原油換算 1500kl 以上の事業所	年間電力使用量が 6000MWh 以上の事業者
対象範囲	原則、事業所の所有者 エネルギー管理の連動性がある場合、建物が隣接・近接する場合は、複数事業所を1事業所としてみなす。	電力供給者と契約を結び、電力料金を支払っている事業者 SGU 単位での参加が可能
対象排出量	1400 事業所、10MtCO ₂	5000 事業者、51MtCO ₂
削減目標	第1期：基準排出量×-8% (または-6%)	第1期間：キャップなし 第2期間：第1期間の動向で決定 2015年までに 1.5 MtCO ₂ /年 (-3%)、2020年までに 3.6 MtCO ₂ /年 (-7%)

(出所) 筆者作成。

4-3-2. CRC対象者・対象範囲の特定

まず、CRC対象となるか否かを判別する基準年 (qualification period) は 2008 年に設定されている。全事業者に 2008 年度年間電力使用量の報告義務が課せられており、子会社組織は自社の電力使用量を親組織に報告し、親組織はすべての組織の電力使用量を一括して政府に報告する。このように電力使用量を基準に用いるため、イギリスでは電力供給者に対しても、各ユーザーの電力消費量・契約者名・住所・電力料金情報を政府と需要者双方に提供することが義務付けられている。これによって、事業者は自社の電力使用量・CO₂排出量を捉えることができるとともに、政府は事業者からの報告とエネルギー供給者からの報告量をクロスチェックすることが可能であり、CRC参加者特定作業の簡便化と行政コストの抑制を図る仕組みとなっている。

この過程において、年間電力使用量が 6000MWh以上の対象規模要件を満たす事業者はCRCへの全参加が義務付けられる。全参加とは、年間エネルギー使用量のモニタリング・レポート義務の他に、各年度のCO₂排出量に相当する排出許可証の購入義務を負うことを指す³。CRC参加登録期間 (registration period) は第1フェーズ1年目では 2010年4

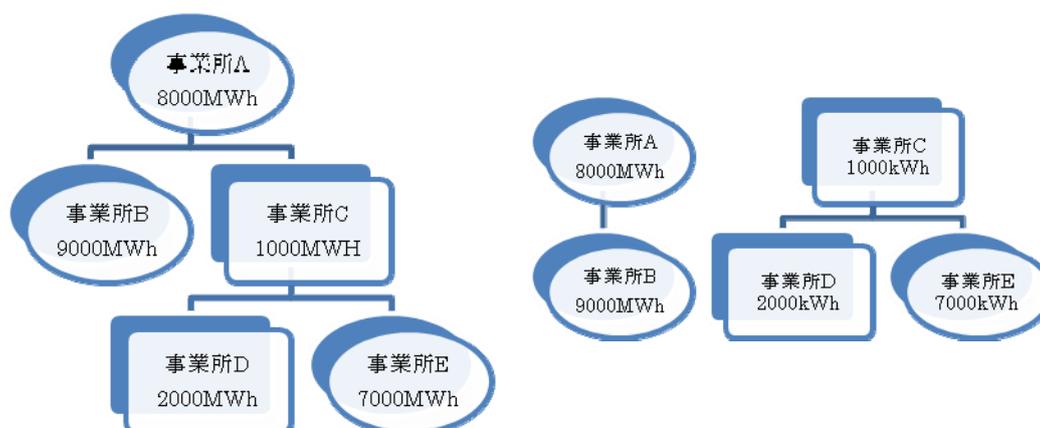
³一方、CRC部分参加者とは年間電力使用量が 6000MWh以下の事業者を指し、許可証の購入義務はない。但し、年間エネルギー使用量の報告義務を負う。CRC対象となる 20000事業者のうち、全参加となるのは 5000事業者と見込まれる。

月から9月に設定される。この期間に、参加事業者は組織構造と排出量を把握し参加登録が必要とされる。

ここで重要な点は対象範囲をどのように捉えるかである。CRCでは対象が事業者単位となっており、グループ組織の一部である組織も親組織の下でCRCに参加することになる。すなわち、年間電力使用量が6000MWh以下であり、法的には削減義務を負わない組織もCRC参加範囲に組み込まれる可能性がある。よって、CRCの対象となるか否かを決定するために、全ての組織はその組織構造を明らかにする必要がある。具体的には、フランチャイズ本部とフランチャイズ加盟店、行政機関と学校、大学組織などの関係が考えられる。

CRCでは、グループ組織全体の排出量を親会社が報告する義務を負うと共に、年間電力使用量が6000MWh以上の特定事業者グループ（Significant Group Undertakings、以下SGU）を設定し、SGU全体の排出量を報告させるべく要求している。SGUとは、下に子会社組織を持たない単一の事業所、もしくは親会社と子会社組織を含めた一定グループのことを言う。但し、複数子会社のみでSGUを形成することはできない。

図4-1：SGUの設定



(出所) DECC(2009)Carbon Reduction Commitment government response and policy decision

図はグループ組織の一例を示したものである。各事業所の数値は年間使用電力量を表している。この組織は、親会社Aの下で、子会社B、Cが存在する。子会社Bはその下に子会社を持たないが、子会社Cはさらにその下に、子会社D・Eを保有する。事業所単位で参加資格が決定される場合、年間電力使用量が6000MWh以下である事業所C・Dは対象から外れる。しかし、CRCの場合、事業者レベルで規模要件が適用されるため、対象範囲は拡大する。例えば、この企業グループ全体が一つのSGUとしてCRCに参加することも考えられる。この場合、企業Aには下部組織B~E全ての年間排出量を報告しなければならず、事業所C・Dも対象として組み込まれる。また、SGUを、A-B、C-D-Eとグルーピングし、各SGUが別個にCRCに参加することも可能である。

4-3-3. オークションとオークション収入の全額還付

事業者には年間エネルギー使用量とCO₂排出量のモニタリング・レポーティング義務が課せられる。報告すべきエネルギー使用量には、電力の他にガスの使用量も含まれる。対象規模要件を満たす 5000 事業者には各年度のCO₂ 排出量に相当する排出許可証の購入義務を負う。排出許可証は各年度期首の 4 月に政府からオークションで発行され、参加者は年間排出予測量を購入する。CRCの第 1 フェーズ (introductory phase) は 2010 年から 2012 年の 3 年間である。この期間は事業者がこのスキームに慣れるとともに、政府がCRC参加事業者数や排出量を把握する期間として位置づけられており、総オークション量に制限がなく、許可証は固定価格 (12 £ /tCO₂) で販売される⁴。オークション以外に参加者はセカンダリーマーケットや、セイフティバルブを通して許可証を購入することが可能である⁵。第 2 フェーズ (capped phase) 以降のオークション総量については、第 1 フェーズの排出動向を精査した上で気候変動委員会が決定する。このCRC導入によって、2015 年までに 1.5MtCO₂/年 (-3%)、2020 年までに 3.6MtCO₂/年 (-7%) の削減が見込まれている。

オークション収入は参加者の削減成績に基づいて全額還付される。成績は① absolute metric (排出の絶対量変化) ② early action metric (CRC 導入以前の省エネ評価) ③ growth metric (企業成長の考慮) に基づきランキングされその結果が公表される。第 1 フェーズの場合、1 年目は② early action metric によってランキングが行われるが、2 年目以降この比率は低下し、絶対量での削減量が重視される。第 2 フェーズでは② early action metric は使用されない。還付はランキングに基づき、成績の上位順にボーナスが付与される。従って、平均以上に削減を行った参加者はオークション支出が少なくなり財政負担が軽減されると共に、還元ボーナスを受け取ることができるため、2 重のベネフィットとなるわけである。

4-3-4. 東京都排出量取引制度

東京都では、2000 年 12 月に「都民の健康と安全を確保する環境に関する条例」(以下、「環境確保条例」) が施行された。これに基づき「地球温暖化対策計画書制度」が創設され、2002 年 4 月に第 1 次の施行が始まっている。第 1 次においては、排出量報告との自主的目標の設定が促すものであった。2005 年の「環境確保条例」改正では、「地球温暖化計画書制度」の強化が図られ、都の指導・助言、評価・公表の仕組みが導入された。ここまでの改正において、東京都では計画的に温室効果ガス削減の実施を進める法的基盤が整備され

⁴ 第 1 フェーズはオークション総量 (キャップ) に制限がないため、第 2 フェーズ以降へのバンキングは認められない。

⁵ セーフティバルブを通して許可証を購入する場合、参加者は政府に対して必要量の発行を依頼し、金額をデポジットする。政府は EU-ETS から依頼量を調達し、実際の許可証価格に基づいて追加支払の要求や返金を行う。但し、価格は 12 £ /tCO₂ を下回らないように設定される。EU-ETS から CRC に回った許可証については、削減量の整合性を保つために EU-ETS から抹消される。

た⁶。さらに 2008 年の「環境確保条例」改正では、対策の実施を求める制度からさらに 1 段階ステップアップし、対象者の削減結果を確実に求めることに重点が置かれるものとなった。この結果、2010 年度より排出総量削減義務を課した排出量取引が導入されることとなったのである。

東京都の排出量取引は、燃料、熱・電気使用量が、原油換算で 1500kl 以上の事業所を対象とするキャップ&トレード方式を採用する。まず、前年度のエネルギー使用量が規模要件に該当する事業所は「指定地球温暖化対策事業所」に指定され、計画書提出、組織体制の整備、削減目標の設定などの義務を負う。さらに、エネルギー使用量が 3 年連続して 1500kl 以上の事業所は、「特定地球温暖化対策事業所」に指定されることとなる。2010 年度の新制度移行時には、2006 年から 2008 年度の 3 年間のエネ使用量が 1500kl 以上の事業所が「特定地球温暖化対策事業所」となり、排出総量の削減義務を負う。各事業所は自身の年間エネルギー使用量、温室効果ガス排出量を算定し、登録認証機関の検証を受ける必要がある。東京都の場合、CRC のようにエネルギー供給事業者に対して需要者情報の提出は条例で義務付けてはいない。しかし、基準排出量の選定も含め、事業所はエネルギー使用量の算定に当たっては電力・ガスの使用量を把握する必要がある。従って現在、東京電力や東京ガスは事業者に対してエネルギー使用データの提供を行っている。

事業所が対象であるため、CRC と比較して対象範囲の設定が容易である。但し、エネルギー供給を受ける地点が同一である場合、もしくは熱供給施設で連結されている事業所は、複数建物を 1 事業所とみなされる。また、建物や施設が隣接・近接している場合、合計のエネルギー使用量が対象規模要件を超えれば「指定地球温暖化対策事業所」となる。

許可証はグランドファザリングで初期配分される。削減計画期間は 5 年毎に設定されており、第 1 期間は 2010 年から 2014 年である。第 1 期間の基準排出量は原則として 2002 ~07 年度間の連続する 3 年間の平均排出量が用いられる⁷。削減義務量、削減義務率×基準排出量で計算される。

東京都ではこれまで、「地球温暖化計画書制度」に基づき各事業所の計画書制度や対策実施状況についてランク付けが行われており、2002 から 2007 年度の間、既に削減実績のあると認められる事業所や優良特定地球温暖化対策事業所として指定を受ける事業所は、削減量が軽減される。これによって、早期対策が評価される仕組みとなっている。

4-4. 業務部門排出量取引制度設計

前節で示したように、業務・公共部門の法的拘束力を持った対策として先行する CRC、東京都排出量取引は、共にキャップ&トレード方式の排出量取引制度である。しかし制度内容は主に対象規模要件・対象範囲の設定方法、排出権配分方法で異なる。以下では、排

⁶ 4.5. 節で詳述。

⁷ 基準年の選定は対象者の自由であるが、その期間の排出量に関しては登録検証機関の検証が必要である。

出力取引制度の導入意義と留意点について触れるとともに、これら相違点が排出量取引の実現性・実効性・執行可能性に与える影響を分析する。さらに、日本の既存制度を用いて、今後日本全体においてどのような仕組みが導入可能かについて検討を加える。

4-4-1. 排出量取引導入の意義と留意点

すでに前章で説明されているように、本提案では炭素集約的なエネルギー転換部門や産業部門には直接排出ベースでの排出量取引、その他部門には環境税が導入されることが前提である。その上で業務・公共部門に対して排出量取引を導入し、直接的に排出目標を課すことは、エネルギー効率改善に対する認識・モチベーション・行動を即効的に変化させる補完政策として重要な意義を持つ点は第2節で述べたとおりである。また、間接排出部門に削減目標を明確に課すことは、エネルギー転換部門や産業部門の反発を緩和し、全体として政策導入の合意形成を容易にするという政治的意味合いも担う。すなわち、他部門の政策実現性を補完する意義があるのである。

しかしながら、業務・公共部門への排出量取引の導入は以下の4点で留意しなければならない。

まず第1に、環境税や直接排出部門の削減コスト転嫁によるエネルギー価格の上昇に直面する間接排出部門に対して、さらに排出権取引を導入する際には、それが対象者に対して二重規制・二重負担にならないように制度を設計する必要がある。この問題を解消する一つの手法として、オークションとオークション収入の全額還付の組み合わせが考えられる。すなわちCRC型である。CRCの場合、削減インセンティブを付与するという観点から削減成績に基づく還付が行われるためオークション支出の全額が保障されるわけではないが、還付が行われる時点で二重規制には当たらず、また、対象者の財政負担は軽減される。

第2に、直接排出ベースの排出量取引とのリンクの問題がある。業務・公共部門における排出の多くが電力由来の排出量である。CRCでも東京都排出量取引でも、電力由来の排出量の計算に単一の排出係数を用いるが、これは実際には電力会社によって異なる。従って、直接排出ベースの排出量取引における許可証と、間接排出ベースの許可証を1対1で取引することは整合的ではない。CRCではセイフティバルブを通してEU-ETSからの許可証調達が認められてはいるものの、基本的には、直接排出ベースと間接排出ベースの市場はリンクさせないことが原則である。

第3に、削減量のカウントの問題が生じる。直接排出ベースの排出量取引が導入されている場合、間接排出部門の削減量をこれに上乗せし、国全体の削減量に含めることはダブルカウントになる。なぜなら、間接排出部門の削減量は、電力や他のエネルギー使用量の削減を通して達成されたものであり、エネルギー供給量の減少を通して直接排出部門の削減量にカウントされているためである。従って、エネルギー供給元が直接排出ベースの排出量取引対象者である場合は、ダブルカウントを避けるべく直接排出ベースと間接排出ベ

一スの排出量取引で達成された削減量をリンクしてはならない。

第4に、業務部門に対する環境税や排出量取引制度の導入は、あくまでの既存事業所のエネルギー使用の抑制や効率性改善を意図している点を留意しなければならない。税や排出量取引は、建物の運用面の変化、もしくはビルの賃貸・売買時において建物のエネルギー効率性を意思決定指標に組み込むことに重点を置いた、エネルギー使用者を対象とした政策なのである。もちろん、ビルの賃貸・売買意思決定指標にエネルギー効率性が組み込まれることは、建物の所有者に建物全体のエネルギー効率改善を間接的に認識させる要因にはなる。しかし、税や排出量取引は建物のエネルギー効率性改善を法的に義務付けるものではない。従って、事業所やビルの新築・改修時に省エネ投資を実施させるためには、建築基準の果たす役割が大きいのである。すなわち、税・排出量取引と建築基準による直接規制との抱き合わせが必要となる。

4-4-2. 対象設定の問題

対象規模要件や対象範囲をどのように設定するかは、排出量取引制度の実現性・実効性・執行可能性を考える上で最も重要な部分を担う。排出量取引の先行例であるCRCは事業者対象であるのに対し、東京都の場合は事業所が対象となる相違点が見られる。

まず、対象を事業所とするか事業者とするかは、カバー率に影響を与える。カバー率は政策の実効性と直結する。対象を事業所単位とする場合、規模要件を満たすのは大規模事業所のみである。一方、事業者単位では、単独では規模要件を満たさない事業所にも削減インセンティブを与えることになる。2009年4月の「エネルギー使用の合理化に関する法律」（以下、改正省エネ法）や「地球温暖化対策の推進に関する法律」（以下、温対法）に基づく温室効果ガスの算定・報告・公表制度の改正もこの観点が盛り込まれたものである。改正前の改正省エネ法は、事業所を対象とし、年間エネルギー使用量が原油換算で3000kl以上の事業所が「第1種エネルギー指定工場」、1500kl以上の事業所が「第2種エネルギー指定工場」として、エネルギー管理が義務付けられていた。これは実質的に大規模工場や大企業本社ビルなどが対象であり、小規模オフィスやコンビニエンスストアなどは対象外であった。しかし、民生業務部門のエネルギー使用量・温室効果ガスの排出量の増加が全部門の中で顕著であることを受け、この部門の省エネ対策を強化するために2009年度に対象が事業者・フランチャイズチェーン単位に改正されたのである。改正後は年間エネルギー使用量が原油換算で1500kl以上の事業者が「特定連鎖化事業者」となり、エネルギー使用の中長期計画の策定、定期報告、エネルギー管理統括者・企画推進者の選任が義務付けられる。これに伴い温対法も改正となり、排出量の算定・報告・公表が事業者単位で義務付けられることとなった。この改正の結果、コンビニエンスストアならば30-40店舗程度、ファーストフードでは25店舗程度を保有するフランチャイズチェーンも対象に組み込まれ、民生業務部門における対象者は従来の1割から5割に拡大する見通しである。従って、

事業所単位よりも事業者単位の方がより多くの排出量をカバーすることができるという利点を持つ。また、グループ全体で省エネへの投資優先順位を上げるという意味でも、事業者を対象に設定することには意義がある。

しかし、執行可能性の面から考えると、事業者単位とすることは対象範囲の把握が猥雑になり、対象範囲や排出量を正確性に捉えることができるかという規制者側の問題が生じる。CRCの場合、規模要件を電力のみに絞り、電力会社にもデータ提出義務を課すことによって、データの正確性や対象範囲設定の猥雑性を避ける仕組みとなっている。また、対象者側からすれば、事業所単位の方がエネルギーを使用する単位で削減行動が評価されるため、省エネ投資に対するインセンティブが大きいという利点がある。CRCが、SGU単位の排出量の把握要求しCRC参加を認める措置をとった理由は、できるだけ各事業所の削減活動と評価を直結することによって、子会社組織の削減インセンティブを高める意図があるからである。

以上を総括すると、事業者単位での対象設定はカバー率を高めると共に、組織全体での省エネ投資に対する優先順位を上げるという点で優れた手法であると考えられる。但し、対象範囲が拡大するため、データの正確な検証がより困難になる。これを解消するためには、エネルギー供給者に対してもデータの提供を義務付けることが望まれる。さらに、下部組織の削減インセンティブを付与し、事業所単位で必要な削減対策を講じさせるためには、参加組織の分割の柔軟性を持たせる必要もある。改正省エネ法や温対法の改正に伴い、エネルギー使用量や排出量の算定・報告・公表は事業者単位で行われるため、国レベルで業務部門の排出量取引を検討する場合は、事業者単位での対象設定が可能である。

4-4-3. 許可証配分問題

初期配分は、グランドファザリング手法とオークション手法が挙げられる。グランドファザリングの場合、過去排出量が一定率保障され、対象者の財政的負担が少ないという点で、導入に対する抵抗を緩和するため、政策の実現可能性に対する利点を持つ。

しかしながら、過去の排出量が保障されることは、言い換えれば、削減インセンティブに対する影響が弱いと考えられる。また、基準年の設定によっては過去の削減投資が反映されず、早期に削減対策を採った企業に対する不平等が生じる。従って、グランドファザリングの場合、早期対策をどのように評価するかも重要な問題となる。投資意思決定や投資回収年限が長い産業がオークション手法を望む理由としてはこれが挙げられる。

オークション手法とオークション収入の全額還付の組み合わせは、対象者の財政的負担問題を解消すると共に早期対策を反映しやすい手法と評価することができる。まず、オークションは対象者の財政的負担を増大させるが、全額還付方式をとることによってこの負担は軽減される。また、早期に対策を講じた事業者はオークション支出が少なくなる点で、過去の削減投資が正確に反映されていると言えよう。財政負担の軽減はグランドファザリ

ング手法同様に削減インセンティブ削ぐ可能性を有するが、この問題は還付手法によって解消される。CRCの場合、削減成績上位者には還元の際にボーナスが付与される。これにより、対策を講じた企業はオークション支出の軽減と還付ボーナスの2重のベネフィットを得ることになる。従って、オークションとランキングに基づくオークション収入の全額還付の組み合わせは、オークションの持つ利点を担保するとともに、企業間の削減投資に対する競争を促進し、グランドファザリングよりも削減インセンティブをより引き出すことが可能である。

以上より、政策の実現可能性の面からは、グランドファザリング方式が受け入れられやすいが、将来的には、オークション方式での排出量取引へ移行することが望ましいと考える。但し、グランドファザリングにおいてもオークションにおいても、許可証総量をどのように定めるかが削減インセンティブや政策効果そのものを左右する。業務・公共部門の投資意思決定や投資回収年限は、エネルギー転換部門のそれより短いとはいえ、規制当局が削減目標の中長期計画を示し、許可証総量を段階的に絞ることを表明することは、早期対策の促進に不可欠である。

4-5. 業務部門排出量取引制度導入に向けた既存制度の発展性

4-4-2節で述べたように、国レベルにおいては改正省エネ法、温対法に基づく温室効果ガスの算定・報告・公表制度の実施により、事業所（者）の排出量を把握することが可能である。また温対法の規定に基づき、地方自治体レベルで「地球温暖化対策計画書」や「地球温暖化対策計画書制度」を策定・実施する自治体が増加している。本節ではまず、このような地方自治体レベルのCO₂削減対策を目的とした既存制度基盤を示し、今後日本において業務・公共部門を対象とした排出量取引制度の導入を視野に入れるためには、これら制度をどのように利用、発展する必要があるかについて検討を加える。

4-5-1. 地域推進計画、地球温暖化計画書制度

2002年の温対法改正により、その第20条には、地方公共団体対し、温室効果ガスの排出抑制のための計画（地域推進計画）の策定、実施に努めることが求められている。これに基づき、環境省は2005年8月に「地球温暖化対策地域計画策定ガイドライン」を作成・公表し2007年までにほとんどの都道府県・政令指定都市レベルにおいて、地域推進計画が策定された。2007年3月のガイドライン第3版への改訂においては、排出量算定などの定量評価手法や具体的な対策手法を示すことによって、中小規模レベルの自治体を含め、より実効性のある地域発温暖化対策の実施を促すことが目的とされている。また近年は、「地球温暖化防止条例」を制定し、「地球温暖化計画書制度」（以下、計画書制度）もしくはこれに類する制度を盛り込む自治体が増加している（中口、2007）。東京都の集計によれば、2009年度現在、計画書制度を保有する自治体は、29都道府県7政令指定都市である。東京

都の排出量取引制度の導入は、この計画書制度に基づいた先駆例である。

4-5-2. 地球温暖化計画書制度の利用と発展性

では、東京都のように、計画書制の導入から排出量取引導入まで至るには、どのようなステップが必要とされるのであろうか。

計画書制度は3段階のレベルで区分できる。まず第1段階は各自治体が対象事業者や事業所の排出量を把握する段階である。ここでは、自治体が温室効果ガス排出量の算定方式や対策計画・報告書の作成方法を定め、対象事業者（所）に温暖化に対する自主的取り組みや削減目標を記載した計画書の提出や排出状況の報告を義務付け、公表が行われる。

第2段階は、自治体が提出されたデータを分析し、評価を行う段階である。分析・評価に基づいて、対象者の削減ポテンシャルを把握すると共に、対象者の削減活動に対する助言や指導を行うこともこの段階に含まれる。さらに第3段階は、ここまで得られた情報を利用し、排出量取引制度の導入等への発展の段階と位置付けられる。

東京都が排出量取引制度の導入までに至った理由は、計画書制度の第2段階、すなわち、集計情報の分析・評価の充実にある。分析・評価は計画書段階と排出報告量段階にそれぞれで実施される。東京都ではまず、2007年8月末までに1000事業所から提出された計画書制度を5段階で評価している⁸。評価の段階で計画策定の不十分な事業所に対しては東京都が指導・助言を行うこと、もしくは立ち入り調査を行うことが条例に定められている。このような分析・評価、さらに情報のフィードバック（指導・助言）のサイクルが整っている点が、東京都の先駆性である。結果、第1次（2007年8月末時点）の計画書評価がA以上の事業所が48%であったのに対し、第2次（2007年12月末時点）の計画書評価ではそれが98%以上に拡大し、削減量も14万tCO₂（25%）増加することとなった。また、業務部門のうちでも、建物の用途別に評価を行うことによって、どの用途におけるどのような対策が必要、もしくは可能かについて特定化が行われている。このように分析・評価・情報のフィードバックまでを条例で定めた計画書制度を有する自治体は少なく、多くの計画書が情報の収集段階に留まっている。第2段階、第3段階へのステップアップには、自治体の情報解析能力の増強や評価のノウハウの普及が必要である。

⁸ 5段階評価内容は、AA（目標対策の削減率が5%以上）、A+（目標対策の削減率が2%以上）、A（基本計画を全て計画化）、B（基本対策不十分、運用対策のみ）、C（基本対策不十分、運用対策なし）

参考文献・資料

- 浅岡美恵／編著（2009）『世界の地球温暖化対策』学芸出版社
- 天野明弘（2008）「炭素税の温室効果ガス排出削減効果について」『関西大学 総合政策研究』30：1-20
- 環境省（2007）「地球温暖化対策地域推進計画策定ガイドライン第3版」
http://www.env.go.jp/earth/ondanka/suishin_g/3rd_edition/full.pdf
- 中口毅博（2008）「地球温暖化防止における自治体の役割と地球温暖化防止条例」『自治体法務研究』11：24-30
- 東京都（2009）「大規模事業所に対する「温室効果ガス排出総量義務と排出量取引制度」関係資料，
<http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/sgw/jorei-kaisei20080625.htm>
- 東京都（2009）「地球温暖化対策管理者ハンドブック 第四訂版（講習会テキスト）」
- CBI（2007）*Climate change: Everyone's business—options for greenhouse gas reduction in the UK*
<http://climatechange.cbi.org.uk/uploaded/climatereport2007full.pdf>
- DECC（2009）*Carbon Reduction Commitment government response and policy decision: Potential evolution for business and public sector*
- DECC（2009）*Consultation on the Draft Order to Implement the Carbon Reduction Commitment*
<http://www.decc.gov.uk/en/content/cms/consultations/crc/crc.aspx>
- DECC（2009）*The Carbon Reduction Commitment user guide*
http://www.decc.gov.uk/en/content/cms/what_we_do/lc_uk/crc/user_guidance/user_guidance.aspx
- DECC（2009）*Updated Regulatory Impact Assessment on the Carbon Reduction Commitment*
http://www.doeni.gov.uk/carbon_reduction_commitment_-_regulatory_impact_assessment_final_12_03_2009.pdf

第5章 CO2 国内排出量取引の経済効果¹

5-1. この章の目的

どのような制度変更であれ、新制度の導入には何らかの抵抗が付きものである。大学入試の「共通一次試験」導入もそうであったし、衆議院選挙の小選挙区制導入もそうであった。とくに新税導入となると国民の懐に直結するのでその抵抗は大きくなる。旧聞になるが、1989年の消費税導入に対しては、中小事業主や消費者団体は反対の大合唱であった。消費財の価格が上昇することへの拒否反応はもちろんであるが、消費税導入は自分たちの将来にどんな影響があるかよくわからないという不安感がそうさせたのであろう。しかしながら、実際に消費税が導入されてみると、なぜか消費税反対運動はしだいにおさまっていった。その理由は、実際に制度運用してみると、厳密な計算をしない「帳簿方式」であり低コストであるうえ、例外規定(制度完成までの移行措置)の「簡易課税制度」や「事業者免除点制度」が設けられたことにより、中小事業者の手元には「益税」が残ることがわかってきたからである。

消費税導入に関して、まさか政府自ら益税を消費税導入の交換条件にすることはできないので、確かに特異な例かもしれない。しかし、このドタバタ劇は、新制度導入に際しては、影響の大きさを事前に推計し、大きく影響を被ることが予想される参加者には、何らかの軽減措置を設けておくことが重要であるということを教えてくれる教訓にもなった。

この章は、CO2国内排出量取引を実施した場合に、マクロ経済にそして産業別にどのような影響が出るのかを予測することを主な目的にしている。分析に関しては、様々な手法が考えられるが、ここでは、「応用一般均衡モデル」を用いる。この日本語の英語は Applied General Equilibrium Modelになるのだろうが、なぜか日本の学会では慣用として Computable General Equilibrium Model(経済可能な一般均衡モデル)と呼ばれているので、ここでもそれにしたがって、CGEモデルと呼ぶことにする。

本章の構成は次の通りである。数量分析を行う研究者として気をつけねばならないのは、数字の独り歩きである。本章の目的は「排出量取引が経済にどのような影響を及ぼすのかを予測する」と書いたばかりであるが、この「予測」は、巷間でいう「予測」のイメージとはかなり違う。後から説明するように、どのような経済モデルであれ、モデルにはいくつかの想定や前提がある。それらは理論的・計算技術上の要請を含んでおり、必ずしも現実を反映しているとは限らない。本章での予測もある前提の上での予測である。5-2節では、本章の用いたCGEモデルの概説を行う。やや冗長にはなるが、その想定・前提について説明する。5-3節では、実施したシミュレーション分析のシナリオを説明し、その結果を報告

¹名古屋大学大学院国際開発研究科教授・藤川清史

する。5-4節は本章のまとめである。

5-2. GTAPモデル

5-2-1. GTAPモデルの成り立ち

本章ではGTAP(Global Trade Analysis Project)モデルと呼ばれる一般均衡モデルを用いる。GTAPモデルはオーストラリアで開発されてきたORANIモデル(オーストラリア1国モデル)を出発点としている。ORANIモデルはその後、オーストラリア産業委員会によってアジア太平洋地域を対象とするSALTER (Sectoral Analysis of Liberalizing Trade in the East Asian Region)モデルという多地域モデルに拡張された。さらにこのモデルは、パデュ大学のハーテル教授を中心に世界モデルへと拡張されGTAPモデルと呼ばれるようになった。データベース管理とハンドリングのソフトウェアであるGEMPACKがモナシュ大学のピアソン教授を中心に開発された。今日では、CGEモデル本体とデータベースからなるシステム全体もGTAPモデルと呼ばれている。

初版のGTAPモデルでは、産業分割は37産業部門であったが、起源がオーストラリアなので農林畜産部門が詳細であり、一般ユーザには使いにくい面があった。また地域分割も16地域と比較的粗かった。しかし、その後このプロジェクトに先進国政府や世界銀行・OECD等の国際機関が参加し、多様な分析目的に対応できるべく、バージョンアップが何度も重ねられた。その結果、本章で用いたGTAP第6版(2001年基準)では、地域分割が87地域、産業分割が57産業部門へと大幅に拡張された。

GTAPモデルを用いた政策評価は、国際間での協定を締結する場合の事前情報としてとくに有効である。関係各国は協定締結の経済的影響についてお互い独自に試算した数量的な分析結果を提示して議論していたが、その基礎となる経済モデルの背景が異なれば、おのずと議論がかみ合わなかった。これに対してGTAPモデルは、モデルの構造が公開され、多くの国際機関や政府機関が開発に関わっており²、共通の土俵で政策協調や国際協定の経済効果を分析できるという利点がある。モデルの透明性の向上という意味でのGTAPモデルの貢献は大きい。

また、GTAPモデルは地域分割や産業分類を研究目的に合わせて統合し、シミュレーション分析を行えるという機動性も備えている。各パラメータはプログラムが自動的に調整してくれる。だから、当面の経済事象に対してタイムリーな分析が可能である。日本国内での研究例としては、旧経済企画庁の規制緩和の経済分析、日本経済研究センターでの中国のWTO加盟の効果分析、アジア経済研究所の日韓自由貿易協定の影響分析でもGTAPモデルが利用された³。近年の改定版では、サービス産業やエネルギー産業が拡充され、モデル

²日本では内閣府・経済社会総合研究所がデータの更新を担当している。

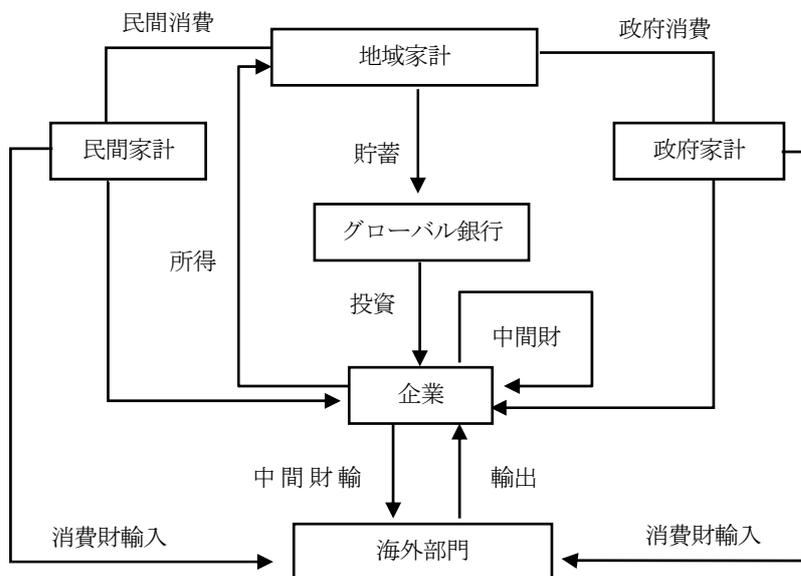
³旧経企庁経済研究所の研究は伴金美(1999)、日本経済研究センターの研究は堤(2000)を参照。2000年9月に日韓共同シンポジウムが東京で開催されたが、その報告書が日本貿易振興会アジア経済研究所(2000)、韓国対外

の構造も新たなものが提案されているので、規制緩和や環境政策の効果分析などにも応用分野が広がっている⁴。

5-2-2. GTAPモデルの構造

GTAP モデルのデータベースには、各国の投入や産出データに加えて、間接税、貿易および関税、労働、資本ストック、天然資源といったデータが用意されている。図5-1にGTAPモデルのマクロの基本構造を示した。GTAPモデルは多国間のモデルであるが、ここでは簡単化のために、ある一国/地域と海外部門だけで描いている。図中の矢印は、資金の流れであって、財サービスの流れはその反対向きとなる。まず、各国/地域は大きく消費部門である「地域家計」と生産部門である「企業部門」に分かれる。各国/地域で生じた貯蓄と投資の不均衡を調整するために仮想的主体として「グローバル銀行」が用意されている。また、国際輸送について「グローバル輸送部門」を想定する。グローバル輸送部門は各地域の国際輸送サービスを投入し、国際輸送サービスの集計財を供給する。この想定は、どの地域の国際輸送サービスを利用したかについてのデータの欠如を解決する。

図5-1 : GTAPモデルの基本構造



(出所) Hertel eds. (1997)をもとに著者作成

GTAP の国内部門は企業部門(生産部門)と「地域家計」と呼ばれる消費部門に分かれる。

経済政策研究院(2000)である。

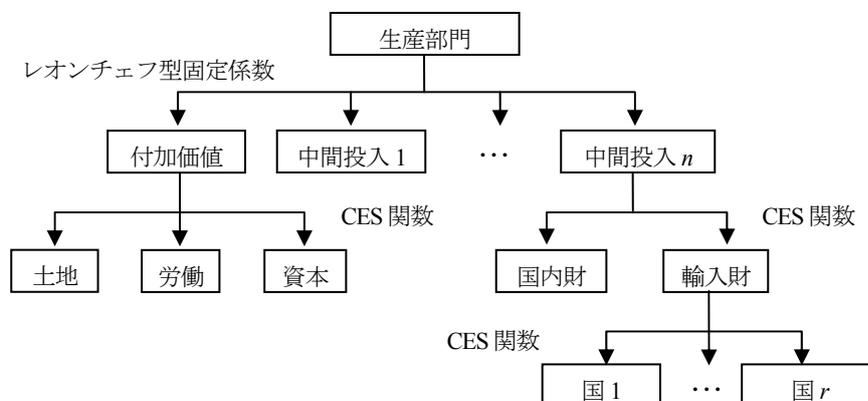
⁴岡川・濱崎(2005)、爲近・伴(2009)はGTAP-Eモデルを用いている。前者は、温暖化対策税導入よりも排出量取引の導入の方が、社会的コストは小さいことを示した。後者はCDMの実施により、温室効果ガスの国際取引価格を下げうることを示した

地域家計は GTAP 独特の概念であり、通常の経済学でいう家計部門と政府部門を統合した主体である。

図 5-2 には生産部門の構造を示した。生産部門の構造は、投入財の決定、国内財と輸入財の決定、輸入財の場合は輸入先国の決定という 3 段階構造になっている。まず、中間投入各部門についてはレオンチェフ型の固定係数である。ただ、この時点では財価格の変化が中間投入構造に変化を与えないが、中間投入の内訳としての国内財と輸入財は CES 関数となっており、相対価格の変化に対応してそのシェアが変化する。また、国際間の価格変化にも対応して、輸入相手国間の代替も CES 関数で表わされている。一方付加価値部門は労働、資本、および土地・天然資源から構成されており、これらは CES 関数で集計されている。

GTAP モデルでは、生産関数の生産要素間の代替の弾力性、中間投入での国内財と輸入財の代替の弾力性、および輸入財間の代替の弾力性の各パラメータは、産業ごとには異なる値が想定されているものの、国/地域ごとには同一であると仮定されている。ヘクシャー・オリー理論での想定に近くなっているのだが、現実対応という意味では確かに問題がある。産業部門を統合した際には、これらパラメータは当該産業の生産量の加重平均で再計算される。

図 5-2 : GTAP モデルの生産構造

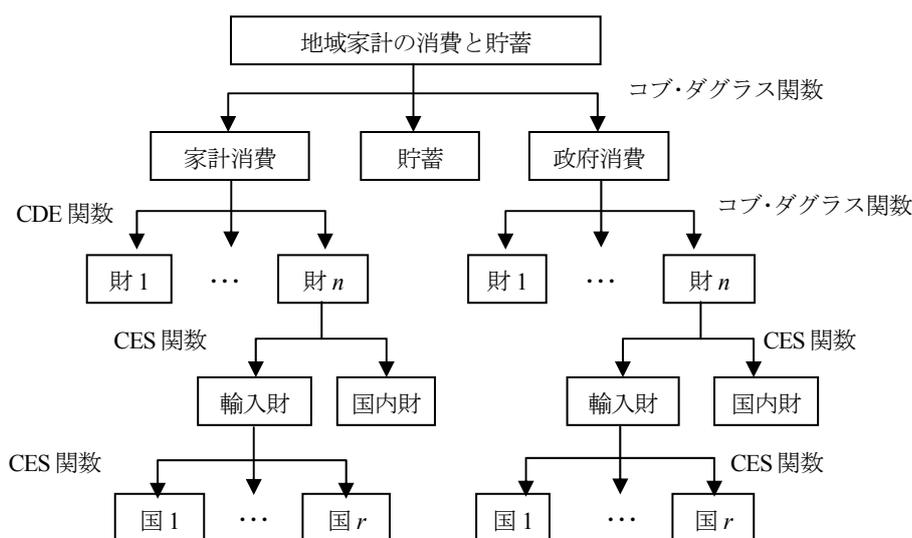


(出所) Hertel eds. (1997)をもとに著者作成

図 5-3 が地域家計の構造である。各国/地域の地域家計は家計消費、政府支出および貯蓄を要素とするコブ・ダグラス型の効用関数を持っており、それを最大化するように消費と貯蓄を決定する。家計消費と政府支出の構造も、企業投入(企業消費)と同様の三段階構造である。家計消費は(GTAP 独特の関数である)CDE 関数で各消費財に振り分けられ、さらに各消費財は CES 関数で国内財と輸入財とに振り分けられ、そして、さらに輸入財の輸入元も CES 関数で各輸入先国に振り分けられる。政府支出の決定も家計消費と同様の仕組みである。

政府支出は、マクロ経済学のテキストでは、外生変数(政策変数)として扱われるのが通常だが、GTAP モデルでは内生変数として扱われるのが大きな特徴である。また余談ではあるが、CGE モデルではすべての市場が均衡していることを前提とするモデルであり、経済効果とは旧均衡点から新均衡点へのシフトを意味する。したがって、事前に失業等の不均衡を仮定している「政府支出乗数」といった概念は存在しない。

図 5-3 : GTAP モデルの地域家計



(出所) Hertel eds. (1997)をもとに著者作成

以上のように国内の生産と消費が決定される。モデルが1国封鎖経済対象であれば、その残差としての貯蓄額が決められ、貯蓄と均等するように投資が行われる(その結果として需要と供給が均等する)。しかし、現実には国際間の取引があるので、1国内では貯蓄と投資は均等せず、世界全体での貯蓄と投資が均等することになる。そこでGTAPモデルでは、貯蓄が仮想的なグローバル銀行に集約され、その銀行が世界全体の資金配分を決定するという仮定をおいている。また、投資の決定には次の二つのオプションがある。投資の期待収益率が資本ストック増加とともに低下すると仮定し、各国/地域の期待収益率の変化率が均等化するように国際配分を決定する場合と、各国/地域の資本ストック存在量シェアが事前と事後で変化しないように国際配分を決定する場合である。前者は国際資本移動が自由な場合、後者は国際資本移動が制限されている場合を想定している。本章では、前者の資本移動が自由であるという想定でシミュレーションをおこなっている。

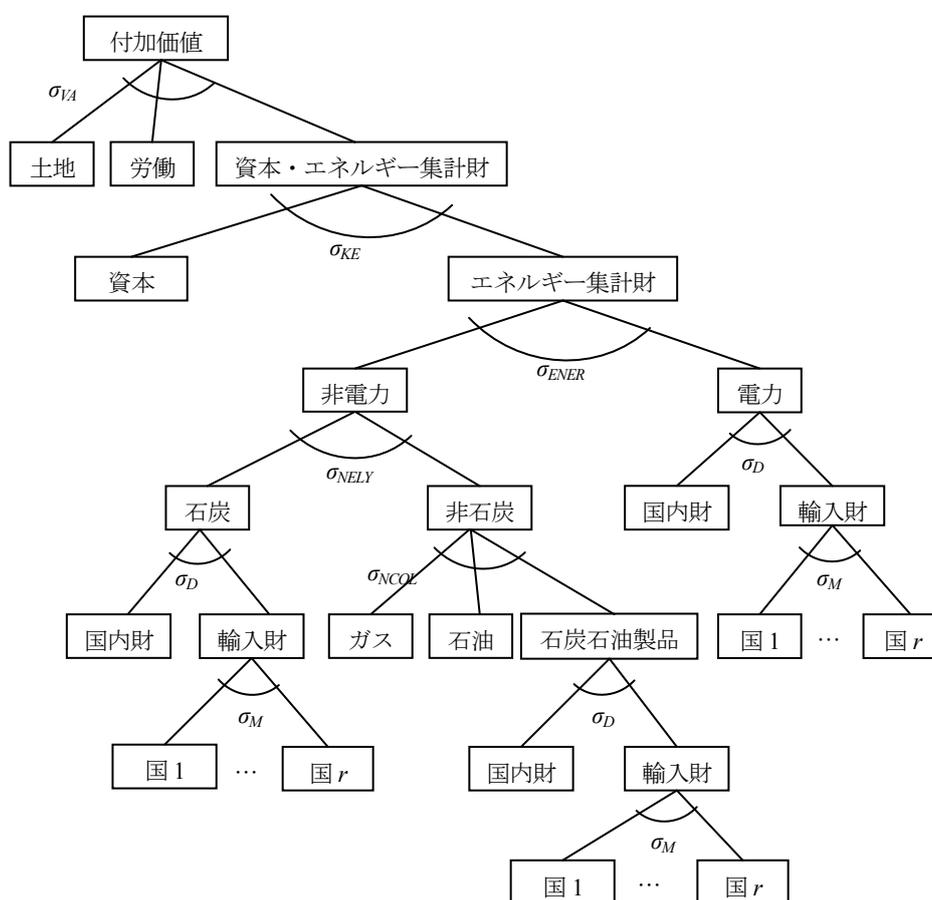
5-2-3. GTAP-Eモデルの構造

従来型のGTAPモデルの企業部門の中間投入部分は、レオンチェフ型の固定投入係数になっている。仮にエネルギー消費が課税されることになっても、企業活動の中間消費とし

でのエネルギーは他の投入財と代替されることはない。従来型の GTAP モデルが想定するのは、消費者が相対的に高価格になったエネルギー集約財の消費を抑制するという効果があるのみである。こうした問題点を解決するために改良された GTAP モデルが、Hamasaki and Truong (2001)により開発された、GTAP-E モデルである。GTAP-E モデルでは、企業活動の投入物としてのエネルギー消費は、生産要素と同様の扱いがされ、エネルギーと資本などの生産要素間の代替性が考慮されている。GTAP-E モデルでは、エネルギー課税の効果が、生産と消費の両面で想定されている。

さらに、GTAP-E は世界経済モデルであるので、国際間の CO2 排出量取引や何らかの政策のカーボン・リーケージ(carbon leakage)の分析を可能にした点で高く評価されている。

図 5-4 : GTAP-E モデルの生産構造(付加価値部分)



(出所) Burniaux and Truong(2002)をもとに著者作成

図 5-4にGTAP-Eモデルでの生産構造を示した。すでに述べたように、資本とエネルギーとで「資本・エネルギー集計財」を構成しているのが、従来型GTAPモデルとの大きな相違である。「資本・エネルギー集計財」のエネルギー部分は、「電力」と「非電力」に分けられ、非電力は、「石炭」と「非石炭」に分けられる。「非石炭」は「石油」「ガス」「石油石炭製

品」に分けられている。そして、その他の投入財と同じように、それぞれが国内財と輸入財に分けられ、輸入財は各輸入先国／地域に分けられている。エネルギー間の代替の弾力性や輸入財・国内財の代替の弾力性など、各種 σ は次の節で紹介する。

5-3. シミュレーション

5-3-1. モデルの想定・前提

シミュレーションで用いたモデルは、Truong (2008)版のGTAP-Eである。その際、エネルギーと資本の代替は生産関数のみで採用し、効用関数は標準のGTAPモデルと同様のものとした。データベースは、2001年のグローバル経済対応のGTAP 第6版を利用し、CO2データについては、GTAP 第6版に対応したGTAP CO2 Emissions (for V6) 2007年版（以下、Lee(2007)）を利用した⁵。

地域分割はTruong(2002)と同様で、①アメリカ(USA)、②欧州連合(EU)、③東欧・旧ソ連(EEFSU)、④日本(JPN)、⑤その他のANNEX I (RoA1)、⑥エネルギー輸出国(EEx)、⑦中国・インド(CHIND)、⑧その他の世界(RoW)の8地域分割である。ただし、Truong(2008)ではGTAP 第5版を利用しているのに対し、本章の研究は第6版を利用した。産業については、①農林水産業（農林水）、②石炭、③石油、④ガス・ガス供給（ガス）、⑤石油石炭製品、⑥電力、⑦食品、⑧紙製品・出版（紙製品）、⑨化学、⑩窯業土石、⑪鉄鋼、⑫その他の産業（その他）の12産業に統合した。Truong(2002)においてエネルギー集約産業に分類されていた化学、窯業、鉄鋼、および、その他の産業に分類されていた紙製品・出版を独立させた。また、農林水産業に分類されていた食品加工に関する産業を食品として分離した（詳細については付表を参照）。

表 5-1：付加価値・エネルギー集計財内の代替の弾力性(σ_{VA})

	USA	EU	EEFSU	JPN	RoA1	EEx	CHIND	RoW
農林水産業	0.03	0.15	0.09	0.22	0.15	0.12	0.11	0.12
石炭鉱業	4.00	3.99	4.00	4.00	3.97	3.93	3.99	3.92
石油鉱業	0.40	0.39	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.39
ガス	0.04	0.35	0.95	1.31	1.03	0.76	0.87	0.39
石油石炭製品	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
電力	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
食品	1.12	1.12	1.12	1.12	1.12	1.12	1.12	1.12

⁵ GTAP データベース V6 に対応した Lee の CO2 データベースは、2005 年版、2006 年版、2007 年版の 3 種類ある。2005 年版と 2006 年版の相違点は石油石炭製品部門の石油石炭製品の消費分をカウントするかしないかである。さらに、2006 年版と 2007 年版の相違点はニュージーランドの化学工業部門のガス製造・供給部門からの投入分をカウントするかしないかである。

紙製品	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
化学	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
窯業土石	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
鉄鋼	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
その他産業	1.36	1.36	1.36	1.36	1.36	1.36	1.36	1.36

(出所) Truong (2008)版の GTAP-E をもとに著者作成

表 5-2 : エネルギー投入間の代替の弾力性 (国/地域共通)

	資本・エネルギー σ_{KE}	電力・非電力 σ_{ENER}	石炭・非石炭 σ_{NELY}	ガス・石油 σ_{NCOL}
農林水産業	0.5	1.0	0.5	1.0
石炭鉱業	0.0	0.0	0.0	0.0
石油鉱業	0.0	0.0	0.0	0.0
ガス	0.0	0.0	0.0	0.0
石油石炭製品	0.0	0.0	0.0	1.0
電力	0.5	1.0	0.5	1.0
食品	0.5	1.0	0.5	1.0
紙製品	0.5	1.0	0.5	1.0
化学	0.5	1.0	0.5	1.0
窯業土石	0.5	1.0	0.5	1.0
鉄鋼	0.5	1.0	0.5	1.0
その他産業	0.5	1.0	0.5	1.0

(出所) Truong (2008)版の GTAP-E もとに著者作成

CGE モデルのなかで、もっとも重要なパラメータに「代替の弾力性」がある。代替の弾力性は、ある投入要素の相対価格が 1%変化したときに、当該要素の投入比率が何%変化するか(の絶対値)を示したものである。労働と土地とを例にとって、代替の弾力性が 2.0 であるとすると、相対賃金が 1%上昇した時に労働・土地比率が 2%減少するということである。ただ、注意を要するのはモデルでの時間軸である。容易に想像がつくように、要素価格が変化しても、要素投入比率が瞬時に変更されるわけではない。生産方式の変更には時間がかかるので、代替の弾力性は長期で考えるほど値が大きくなる。では、GTAP モデルの代替の弾力性はどの程度の時間軸を考えているかという点、マニュアルにそれ自体の記述はないが、著者が以前ハーテル教授の講演会で聞いたところによると、「5年から10年」というイメージだという。

表 5-1 に示したのは、各国/地域での付加価値(土地、労働、資本エネルギー集計財)内での代替の弾力性である。代替の弾力性は、農林水産業では低く、石炭鉱業では高く想定されている。農林水産業は土地を他の生産要素で代替することが難しいということである。

ただその中でも、日本ではやや高い弾力性になっている。また、石炭鉱業では他産業より代替の弾力性が高い。石炭鉱業では、低賃金の場合には労働者が採掘することも可能だということである。

表 5-3 に示したのは、エネルギー投入の代替の弾力性である(これは国/地域によって共通)。弾力性がゼロは代替なし=レオンチェフ型固定係数であることを表している。電力と非電力およびガスと石油は弾力性が 1.0 であるが、これらは比較的弾力的に代替がおこるコブ・ダグラス型であることを表している。石炭と非石炭の代替の弾力性は、その中間の 0.5 と想定されている。

5-3-2. シミュレーションの想定

まず、CO₂ 排出制限(キャップ)を設ける国/地域としては、日本、欧州、アメリカへの同時設定を想定している。次に、キャップをかける産業であるが、本章では、日米欧州共通で、次の 6 産業を対象とした：石油石炭製品、電力、紙製品、化学、窯業土石、鉄鋼。

削減率については、現実には、国/地域ごと産業ごとに、異なった削減率を設定することになる。しかし、この章では、削減率が国/地域と各産業で共通であると想定した。想定した削減率は、「現状」に対して 15%、20%、25%、30% の 4 つのケースである⁶。ちなみに、対象とした産業での CO₂ 排出合計は、日本の場合、全体の半分弱である。したがってこの想定は、日本の場合、全体での削減率はこのほぼ半分と考えればよい。

最後に、CO₂ 削減をどう実現するかであるが、次の 2 つのケースを想定した。

- 1) 排出削減義務がある産業間で CO₂ 排出量取引(「国内取引」のみ)を行うケース
- 2) 上記の削減率が実現されるように「炭素税」を課するケース

炭素税ケースでは、産業ごとに炭素税が異なることに注意されたい。国内取引ケースでは、当該国の内部では取引価格が共通であるが、日本、欧州、アメリカの国ごとに取引価格が異なることに注意されたい。

5-3-3. マクロ経済への影響

CGE モデルはその名の通り「均衡モデル」である。つまり、現在存在している労働や資本を完全雇用するように価格が調整されることを意味する。したがって、マクロでの雇用の変化はなく(常に完全雇用)、また、GDP への影響も巷間でささやかれるほどには大きく推計されないのが CGE モデルの特徴である。

図 5-6 に日本の GDP への影響を示した。炭素税ケースでは、30%削減を想定すると 0.6% 低下となる。実はこれでもきわめて小さな影響なのであるが、国内取引ケースではさらに

6 「現状に対して」というのは、本章のモデルでは「2001 年の現状に対して」ということになる。ただ、構造パラメータが同じ、初期値だけが現在より古いということなので、シミュレーション結果を「現状との差(%)」でみる限り、さほど大きな問題ではないと考えられる。

影響は小さくなり、「影響がなし」と言ってもかまわない程度である。図 5-5 に日本での価格上昇率(GDP デフレータ)を示した。価格の上昇は、炭素税ケースの方が高いとはいえ 0.5%にも達しない。価格への影響も極めて小さい。

図 5-7 にマクロでの日本での CO2 削減率を示した。炭素税ケースでの削減量の方が、国内取引ケースより多くなっている。30%削減ケースでは、炭素税：22.1%削減、国内取引：13.4%削減である。これは、あとから示すように、炭素税ケースでは各産業でキャップまで確実に削減する一方で、国内取引では各産業がかからずしもキャップを実現する必要がないからである。

図 5-6 : 日本の GDP への影響(%)

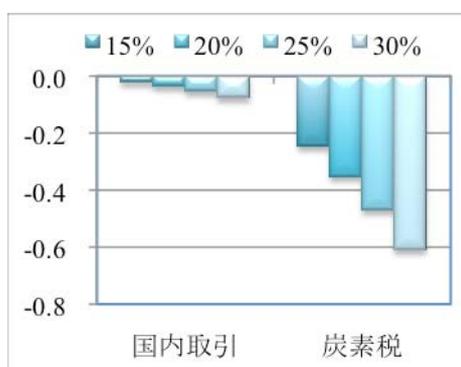


図 5-5 : 日本の GDP デフレータへの影響(%)

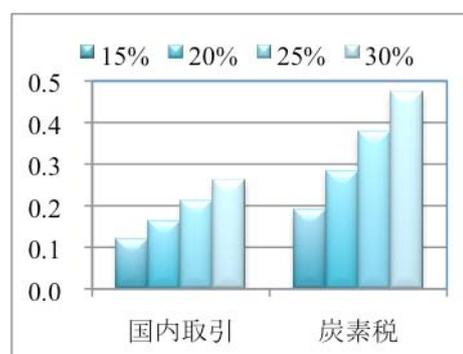


表 5-3 : 日本での炭素税率・価格(ドル / t - CO2)表 5-3に、日本での(産業ごとの)炭素税率および炭素価格を示した。表 5-3は上下二段になっていて、上段は炭素税ケース、下段は国内取引ケースである。炭素税ケースでの税率は、表頭に示す削減を達成するための(産業ごとの)炭素税率である。国内取引ケースでは、表頭に示す削減を達成するための「日本国内での炭素の価格」ということになる。

図 5-7 : 日本の CO2 削減量(%)

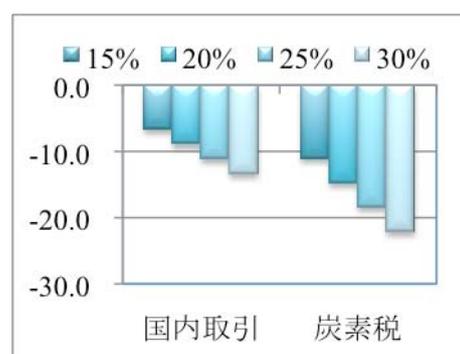


表 5-3 : 日本での炭素税率・価格(ドル / t - CO2)

炭素税ケース	15%	20%	25%	30%
石油石炭製品	1729.6	2473.3	3275.6	4237.8
電力	8.4	12.3	17.0	22.8
紙製品	7.5	10.9	15.2	20.1

化学	15.6	23.9	34.6	49.0
窯業土石	6.5	9.5	13.1	17.4
鉄鋼	9.7	14.1	19.4	25.5
国内取引ケース	15%	20%	25%	30%
全産業共通	9.7	14.2	19.7	26.4

炭素税ケースの「石油石炭製品」に関しては、きわめて高い税率が計算されているが、これには、代替の弾力性の想定が関係している。表 5-2に示したように、「石油石炭製品」では、資本・エネルギー間、電力・非電力間、石炭・非石炭間で代替の弾力性がゼロである。そのため、価格の上昇したエネルギーを節約して、例えば資本で代替するという力が働かない構造になっている。今回はオリジナルのパラメータを用いたが、この点は議論が必要であろう。その他の産業について、炭素税ケースの30%削減を見ると、トンCO2あたりの税率は窯業土石の17ドルから化学の49ドルの範囲にある。産業ごとの散らばりが大きい。一方で、国内取引ケースでは、国内価格は1つになり、約26ドルと推定される。

5-3-4. 産業別の影響

CO2削減の効果を、産業別の影響を見よう。表 5-4に、30%削減ケースでの、日本の産業別のCO2削減量を示した。表に掲げたのは、CO2削減対象産業のみである。一般均衡モデルの性質上、他の産業にも多少の影響が出るが、表を見やすくするために、他産業での排出変化は省略している。「炭素税ケース」での数字は、各産業の30%相当分である。「国内取引ケース」は、その削減量合計が同じという条件のもと、産業ごとに同一の炭素税を付加するということになる。この想定では、唯一電力産業がキャップを達成しており、その他の産業は、キャップを達成できない。つまり、電力会社は排出量を販売し、他産業が電力事業者から排出枠を購入するという構造になる。電力産業の特徴は(熱量当たりの炭素含有量が多い)石炭投入量が多いことである。CO2排出に課金すると石炭投入を大幅に削減することになる(CO2の30%削減ケースでは石炭投入の70%削減)⁷。ただ、実をいうと、本章のモデルは、「事前配分のオークション」と「事後の排出量取引」が同時に行われて、それらの価格付けも同じという想定である。したがって、表 5-4の例でいえば、事後取引で電力事業者が他産業に排出量を販売するというわけではなく、キャップ以上に削減することで、本来支払うべき炭素税を節約することで利益を得るということになる。

表 5-4 : 日本での産業別 CO2削減量 (対象産業 30%削減ケース、単位:1000 トン)

	炭素税ケース	国内取引ケース	(実際の国内取引)
石油石炭製品	-1,613	-97	-1,516

⁷これが主原因と考えられるが、電力産業の投入構造の中で、電力と非電力が弾力的であり、電力を作るために、電力を用いるという想定になっている。この点は議論が必要であろう。

電力	-108,606	-117,868	9,262
紙製品	-5,198	-3,978	-1,220
化学	-5,634	-4,123	-1,511
窯業土石	-11,393	-10,771	-622
鉄鋼	-9,303	-4,910	-4,393
	-141,747	-141,747	-0

次に、生産量と雇用への影響を見よう。表 5-5にCO2 の 30%削減ケースを示した。完全雇用を仮定する一般均衡モデルの性質上、相対価格の変化だけでは、マクロの生産量にはあまり影響がないことを述べた。実は、産業別の生産量を見ても、きわめて高い税率を必要とした炭素税ケースの「石油石炭産業」を例外として、国内取引ケースおよび炭素税ケースの両方で、それほど大きな影響は出ていない。

こうした結果が得られるのは、労働と「資本・エネルギー」が代替的だからである。具体的には、石炭を焚いていた発電(火力発電)を人力でおこなうということであり、ベルトコンベアで運んでいたモノを人力で運ぶということである。表 5-1に示したように、弾力性は 1 以上という大きな値なので、雇用量は各産業で増加する。その結果、生産量はあまり減少しない。

表 5-5：日本での生産量・雇用への影響 (対象産業 30%削減ケース、単位：%)

	国内取引ケース		炭素税ケース	
	生産量	雇用量	生産量	雇用量
石油石炭製品	-1.8	-1.5	-28.0	15.1
電力	-2.6	6.7	0.5	10.1
紙製品	-0.3	1.1	-0.5	1.1
化学	-0.2	0.8	-1.3	3.6
窯業土石	-0.9	2.8	-1.1	4.0
鉄鋼	-1.0	2.1	-1.6	3.9

5-4. 小括

この章では、CGE モデルを用いて、炭素税課税の効果と国内排出量取引の効果と比較した。結果は次のように要約される。

- 「炭素税ケース」も「国内取引ケース」も、主要産業での 30%削減というキャップを設けても、マクロではさほど大きな影響を与えない。GDP の削減は、炭素税ケースでは 1%未満、国内取引ケースではネグリジブルである。
- ただ、両者の影響は小さいながらも、その大小を比較すれば、同じ削減量を実現するための GDP ロスは、「国内取引ケース」の方が小さく。国内排出量取引は、社会的コストを抑えることができる政策メジャーであるといえる。
- 産業別にみると、影響の大きさは、エネルギーとその他要素との代替の弾力性の大き

さに依存する。エネルギー間およびエネルギーと資本の代替の弾力性が小さい場合には、要素価格の変化に応じて、生産量の縮小を余儀なくされる。

- しかし、雇用量の変化は別の話である。労働と資本・エネルギーの代替を仮定すると(実際本章のモデルでは仮定されている)、相対的に高くなったエネルギーを代替するべく労働者が使われることになり、キャップのかかった産業では、かえって雇用者が増加することになる。

さて、この結果をどのように読むかであるが、次の二通りに読むことができるであろう。

- CGEモデルが仮定するように、生産要素の移動が価格変化に対して感応的であるならば、炭素税の課税であれ排出量取引の導入であれ、たいした影響は出ない。さらに、こうした政策メジャーによって、エネルギー節約的な技術進歩が起こるとすれば、この影響はさらに小さくなる。
- しかし現実には、生産要素の代替は、本章の一般均衡モデルが想定するほど、弾力的ではないかもしれない。その場合には、生産要素の代替はこのモデルほどは起こらず、生産の縮小と雇用の減少が起こるかもしれない。実際、これまで労働を資本で代替してきたという歴史を踏まえると、資本を労働で代替するとオプションはほとんどないようにも感じる。ただ、その場合でも、エネルギー効率の改善で、対象産業の生産の縮小や雇用の減少を防げる可能性はある。今後の課題になるが、どの程度のエネルギー効率の改善が、炭素課税の効果を相殺する効果を持つかの検討が必要になる。

(付記)本章の研究は、神戸学院大学経済学部の伴ひかり教授との共同研究の一部である。

参考文献

- 岡川梓・濱崎博(2005)「地球温暖化防止のための国内制度設計の評価—GTAP-E モデルによるシミュレーション分析」『日本経済研究』No52, pp88-102.
- 川崎研一(1999)『応用一般均衡モデルの基礎と応用』日本評論社.
- 韓国対外経済政策研究院(2000)『21世紀の日韓経済関係緊密化に向けて』.
- 通商産業省(2000)『通商白書 2000』大蔵省印刷局.
- 堤雅彦(2000)「進む域内統合と中国のWTO加盟」日本経済研究センターディスカッションペーパー No60.
- 寺田貴(2002)「東アジア統合へ日中協力」日本経済新聞「経済教室」2月18日.
- 中島朋義・権五景(2001)「日韓自由貿易協定の効果分析」環日本海経済研究所ディスカッションペーパー0101.
- 西村和雄(1990)『ミクロ経済学』東洋経済新報社.
- 日本貿易振興会アジア経済研究所(2000)『21世紀の日韓経済関係はいかにあるべきか』, 21世紀日韓経済関係研究会報告書.
- 伴ひかり(2001)「GTAPモデルの基本構造」『神戸学院大学論集』第33巻第3号.
- 伴金美他(1999)「規制改革による経済効果分析のための応用一般均衡モデルの開発」『経済分析—政策研究の視点シリーズ』第15号.
- 爲近英恵・伴金美(2009)「排出権取引とCDM事業—供給独占への日本の対応」『日本経済研究』, No.60, PP.1-18.
- 諸富徹・鮎川ゆりか/編著(2009)『脱炭素社会と排出量取引：国内排出量取引を中心としたポリシー・ミックス提案』日本評論社
- Burinaux, J-M and T. P. Truong (2002) GTAP-E: An Energy-Environmental Version of the GTAP Model, GTAP Technical Paper, No. 16, Revised, Jan2002
- Ginsburgh, Victor and Mchiel Keyzer (1997) The Structure of Applied General Equilibrium Models, The MIT Press.
- Goodstein, Eban (2003) The Death of the Pigouvian Tax? Policy Implications from the Double-Dividend Debate, Land Economics, Vol. 79, No. 3, pp. 402-414.
- Hamasaki, H and T. P. Truong (2001) The costs of green house gas emission reductions in the Japanese economy – An investigation using the GTAP-E model, not yet published, <http://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/download/304.pdf>
- Hertel, T. W. eds. (1997) Global Trade Analysis – Modeling and Applications, Cambridge

付表 5-1 産業分類

本章での分類	GTAPでの分類
1 農林水産業	1 Paddy rice, 2 Wheat, 3 Cereal grains nec, 4 Vegetables, fruit, nuts, 5 Oil seeds, 6 Sugar cane, sugar beet, 7 Plant-based fibers, 8 Crops nec, 9 Cattle,sheep,goats,horses, 10 Animal products nec, 11 Raw milk, 12 Wool, silk-worm cocoons, 13 Forestry, 14 Fishing
2 石炭鉱業	15 Coal
3 石油鉱業	16 Oil
4 ガス	17 Gas, 44 Gas manufacture, distribution
5 石油石炭製品	32 Petroleum, coal products
6 電力	43 Electricity
7 食品	19 Meat: cattle,sheep,goats,horse, 20 Meat products nec, 21 Vegetable oils and fats, 22 Dairy products, 23 Processed rice, 24 Sugar, 25 Food products nec, 26 Beverages and tobacco products

8 紙製品	31 Paper products, publishing
9 化学	33 Chemical, rubber, plastic prods
10 窯業土石	34 Mineral products nec
11 鉄鋼	35 Ferrous metals
12 その他産業	18 Minerals nec, 27 Textiles, 28 Wearing apparel, 29 Leather products, 30 Wood products, 36 Metals nec, 37 Metal products, 38 Motor vehicles and parts, 39 Transport equipment nec, 40 Electronic equipment, 41 Machinery and equipment nec, 42 Manufactures nec, 45 Water, 46 Construction, 47 Trade, 48 Transport nec, 49 Sea transport, 50 Air transport, 51 Communication, 52 Financial services nec, 53 Insurance, 54 Business services nec, 55 Recreation and other services, 56 PubAdmin/Defence/Health/Educat, 57 Dwellings

付表 5-2 地域分割

本章での分類	GTAPでの分類
1 USA アメリカ	22 United States
2 EU	37 Austria, 38 Belgium, 39 Denmark, 40 Finland, 41 France, 42 Germany 43 United Kingdom, 44 Greece, 45 Ireland, 46 Italy, 47 Luxembourg 48 Netherlands, 49 Portugal, 50 Spain, 51 Sweden
3 EEFSU 東欧旧ソ連	54 Rest of Europe, 55 Albania, 56 Bulgaria, 57 Croatia, 58 Cyprus 59 Czech Republic, 60 Hungary, 61 Malta, 62 Poland, 63 Romania 64 Slovakia, 65 Slovenia, 66 Estonia, 67 Latvia, 68 Lithuania 69 Russian Federation, 70 Rest of Former Soviet Union
4 JAPAN	6 Japan
5 RoA1 その他アネックス I	1 Australia, 2 New Zealand, 21 Canada, 52 Switzerland, 53 Rest of EFTA
6 EEX エネルギー輸出国	10 Indonesia, 11 Malaysia, 15 Vietnam, 23 Mexico, 25 Colombia, 27 Venezuela 28 Rest of Andean Pact, 29 Argentina, 72 Rest of Middle East 75 Rest of North Africa, 84 Rest of SADC, 87 Rest of Sub-Saharan Africa
7 CHIND 中国インド	4 China, 18 India
8 RoW	3 Rest of Oceania, 5 Hong Kong, 7 Korea, 8 Taiwan, 9 Rest of East Asia 12 Philippines, 13 Singapore, 14 Thailand, 16 Rest of Southeast Asia 17 Bangladesh, 19 Sri Lanka, 20 Rest of South Asia, 24 Rest of North America 26 Peru, 30 Brazil, 31 Chile, 32 Uruguay, 33 Rest of South America 34 Central America, 35 Rest of FTAA, 36 Rest of the Caribbean, 71 Turkey, 73 Morocco, 74 Tunisia, 76 Botswana, 77 South Africa, 78 Rest of South African CU, 79 Malawi, 80 Mozambique, 81 Tanzania 82 Zambia, 83 Zimbabwe, 85 Madagascar, 86 Uganda

第6章 排出量取引制度の世界動向¹

6-1. 排出量取引制度の世界動向

6-1-1. 世界に広がるキャップ&トレード型の排出量取引制度

現在、世界各国・各地域で排出量取引制度の制度設計とその導入が進んでいる。図 6-1 は世界で導入または導入予定の排出量取引制度を示している。そこでは、国家単位での導入にとどまらず、第4章で取り上げた東京都をはじめ、地方政府やその連合によっても排出量取引が導入されていることがわかる。これらは基本的にキャップ&トレード型排出量取引制度の導入を前提としており、本提案の制度設計においても参考となる点が少なからず存在している。そこで本章では、世界各地域で導入または、導入予定・検討中のキャップ&トレード型排出量取引制度を取り上げ、それぞれの制度上の特徴を概観する（表 6-1 参照）。そして、本提案において特に参考となる事例として、導入経験が最も豊富な欧州連合（以下、EU）排出量取引制度（以下、EUETS）と、最大排出国であるアメリカ合衆国（以下、アメリカ）で導入が検討されている国内排出量取引制度の法案について検討する。

6-1-2. 欧州連合排出量取引制度（EUETS）

EUでは、2005年よりキャップ&トレード型排出量取引が導入されてきた。現在は、第2期間（2008年-2012年）に入っており、市場規模・市場取引量ともに世界をリードしている。第2期間では、エネルギー転換部門（発電所）と産業部門とが規制対象となっている。そして、排出枠の初期配分は、加盟各国が作成する国家配分計画（NAP2）に基づき対象施設に割り当てられる。また、第2期間からは、加盟各国の裁量で、総排出枠の最大10%までをオークション用留保排出枠として取り置くことができる。

なお、2012年からは、航空機のCO₂排出についても削減対象とされることが決まっている（EUETSについては6-2で詳述）。

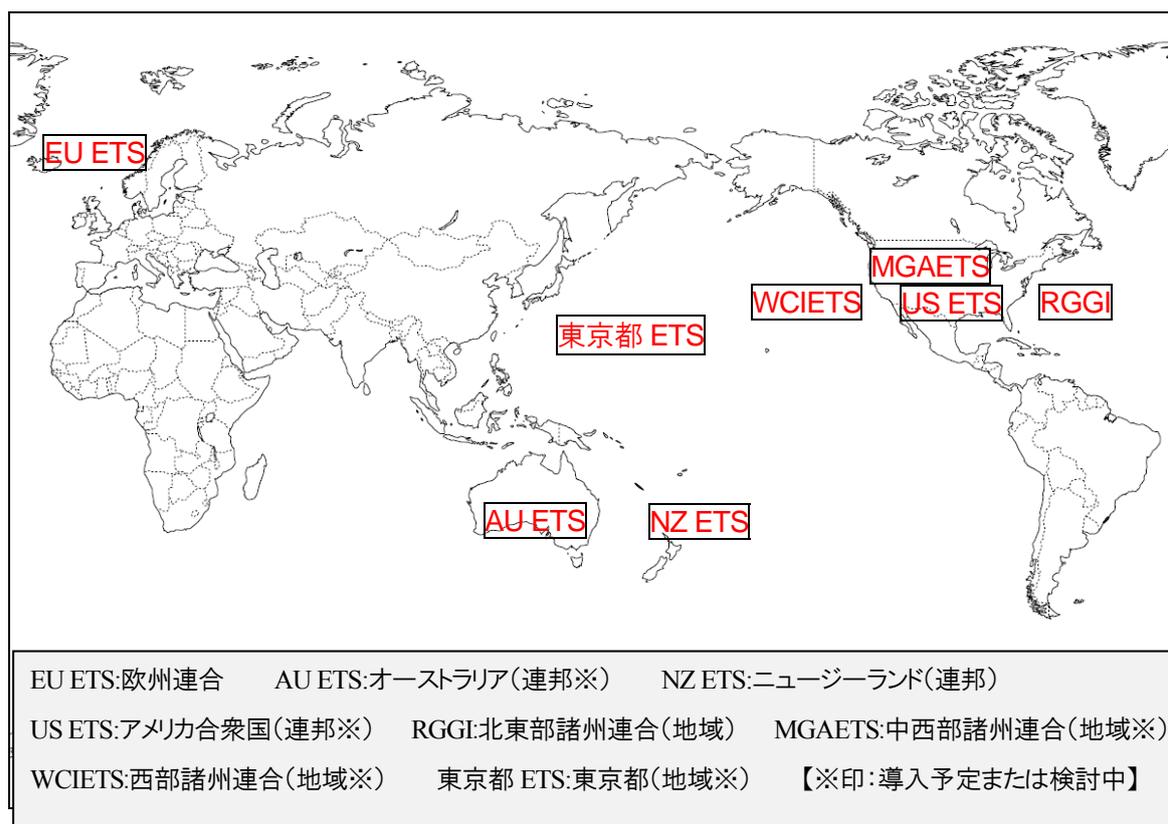
6-1-3. アメリカの排出量取引制度（連邦議会下院・上院法案）

近年、米国議会では排出量取引制度の導入を中心とした数多くの法案が議会に上程されている。その中で、現在のところ最も実現可能性がある法案として、下院・The American Clean Energy and Security Act of 2009（通称：ワックスマン・マーキー法案）と、上院・The Clean Energy Jobs and American Power Act of 2009（通称：ケリー・ボクサー法案）とがある。これらの法案は、ともに、発電部門と産業部門全般を規制対象とし、2005年比で2020年までに17%

¹横浜国立大学大学院国際社会科学部博士課程・清水雅貴

(上院法案は20%)、2030年までに42%、2050年までに83%削減を目標としたキャップ&トレード型の排出量取引制度である。初期配分については、過去の実績に基づく無償割当とオークションを組合せ、段階的にオークションの割合を高めていく方式を採用している。その他、オフセットや早期排出削減クレジットなど、制度の遵守を促す目的で柔軟性措置が採用されている(連邦法案については6-3で詳述)。

図6-1：世界に広がるキャップ&トレード型の排出量取引制度



(出所) 小西・清水・山岸(2008)の図を更新して筆者作成。

6-1-4. アメリカ北東部諸州連合の排出量取引制度(RGGI)

2005年12月にニューヨーク州などの北東部7州(のちに10州)が、キャップ&トレード型の排出量取引制度の導入を目指す、「地域温室効果ガス・イニシアティブ(RGGI)」に合意した。RGGIは、2009年から2014年までの間、各州内発電所の温室効果ガス排出量を現在のレベルで維持し、2015年からは毎年2.5%ずつ年間排出枠を削減し、2018年までに10%の排出量削減を行うことを目標としている。最大許容排出枠は各排出源における2000年から2004年の間で最も排出量の多い3年分から年間排出平均量を算出し、それらの積み上げとしている。初期配分については、最低25%をオークションによって売却すること義務付けているが、ほとんどの州が初期配分排出枠の

50%から全量をオークションによって売却している。そして、RGGIの制度上の特徴は「セーフティ・バルブ(安全弁)」である。セーフティ・バルブとは市場取引価格に「上限価格」を設けることで、無制限な温暖化対策費用の増大を一定範囲内に抑えようとするものである。RGGIにおいては排出枠平均価格が7ドルと10ドルになった時点で、参加州外などから購入してきた排出枠を算入できる「オフセット」の基準が緩和される仕組みになっている。現在のところ2009年1月から制度が施行され、5度のオークションが開催されている。RGGIは、地球温暖化対策として全米で一番早く導入される排出量取引制度であることから注目を集めている。

6-1-5. アメリカ西部諸州連合の排出量取引制度 (WCIETS)

2006年9月にカリフォルニア州では「カリフォルニア州地球温暖化対策法(California Global Warming Solutions Act:AB32)」が成立した。同法は、排出量取引の導入も含め2020年までに温室効果ガスの排出量を現状から25%削減し、1990年の水準まで下げることが目標になっている。そして、2007年2月には、カリフォルニア州を含む西部5州とカナダ2州(のちに計9州)が、排出量取引制度設立を目指す、「西部気候イニシアティブ(Western Climate Initiative :WCI)」に合意した。また、2009年3月にWCI排出量取引制度設計勧告(Design Recommendations for the WCI Regional Cap-and-Trade Program)が参加州間で調印されている。

設計勧告では2005年比で2020年までに15%の排出量削減を行うことを目標としており、対象は当初は参加州内の発電部門・産業部門としている。将来的には運輸部門・家計部門についても燃料供給者等を対象とすること包括することを検討している。初期配分については、制度開始当初は25~75%の範囲内で各州が一定の割合でオークションを行うことを義務付けている。また、最終的には100%オークションが実現されるべきであることを勧告している。

6-1-6. アメリカ中西部諸州連合の排出量取引制度 (MGAETS)

2007年11月にウィスコンシン州など中西部6州とカナダマニトバ州が「中西部温室効果ガス削減協定(Midwestern Greenhouse Gas Reduction Accord)」に合意した。同協定では、将来的にキャップ&トレード方式の排出量取引市場創設について合意している。また、2009年6月に制度設計最終勧告草案(Draft Final Recommendations of the Advisory Group)が、2009年10月に中西部温室効果ガス削減協定施行規則草案(Draft Model Rule for Advisory Group Review)が発表されている。

設計勧告では2020年までに最大2005年比で20%の排出量削減を行うことを目標としており、対象は参加州内の発電部門・産業部門・燃料供給者を通じた運輸・業務・家計部門としている。初期配分について、第一期(2012年-2014年)では、各州に配分される排出枠のうち産業部門に配分される排出枠の95%について固定額での有償配分としている

点が特徴となっている。また、RGGI・WCIなど周辺地域排出量取引制度とのリンクについても検討項目とすることが勧告されている。

以上のとおり、アメリカの州レベルでは南部と中西部の一部を除く30以上の州が、何らかの気候変動に関する政策を共同提案している。そして、現在、連邦レベルでは議会において、キャップ&トレード型の排出量取引制度の導入が検討されており、もし、連邦レベルで排出量取引制度が成立した場合は、これらの地域レベルの排出量取引制度は連邦の制度に統合・廃止される見込みとなっている。

6-1-7. オーストラリアの排出量取引制度

オーストラリアは、2011年よりキャップ&トレード型排出量取引制度の導入を表明している。政府は2009年5月に排出量取引制度関連法案であるCarbon Pollution Reduction Scheme (CPRS) 法案を提出した。同法案では、排出量取引を含めた全体の削減目標として2020年までに2000年比で25%の削減を目標としている。排出量取引制度としては、対象部門は発電部門・産業部門・燃料供給者が含まれ、オーストラリア全排出量の約75%をカバーしている。そして、対象ガスはCO₂だけでなく京都議定書で定められた6ガス全てが対象になっている。また、初期配分について一定期間、固定額での有償配分をおこなう(2009年10月現在)ことが特徴となっている。CPRS法案は2009年6月に下院で可決したが、2009年8月に上院にて否決されている。

6-1-8. ニュージーランドの排出量取引制度

ニュージーランドでは、2008年9月に排出量取引関連改正法案であるClimate Change Response (Emissions Trading) Amendment Act 2008法案が可決しており、2008年より取引が一部開始されている。しかし、2008年11月に政権交代があり、2009年9月に排出量取引関連修正法案が提出されている。これは、各部門における排出量取引開始時期の延期や、固定額での有償配分枠の設置等が含まれている。対象ガスは京都議定書で定められた6ガス全てが対象になっている。対象となる温室効果ガス排出量の内訳は特殊で、家畜の排泄物や肥料からのメタンガスなど、農業関連の排出が半分を占める。当初から6ガスを対象としたことで、特に農業部門の制度設計が重要となっていることを示している。排出量取引は段階的に対象部門を広げていくことになっており、2008年から森林部門での運用が始まっている。2010年以降順次、発電部門・産業部門・燃料供給者に適用され、2015年からは農業部門がカバーされる。

現在開始されている森林部門での排出量取引では、1989年以前に森林であったところの伐採による排出分を取引する排出量取引となっており、排出枠がすべて無償配分されている。

6-1-9. 排出量取引市場の統合へ向けた模索 (ICAP)

ここまでみてきたように、キャップ&トレード型の排出量取引制度は、世界で広く導入されようとしている。日本においても、東京都が業務部門を対象に排出量取引制度を導入し2010年からの制度開始を予定している（詳細については第4章参照）。

これらの制度は、それぞれの国・地域の事情を反映した制度設計がされており、将来的に「グローバル・カーボン・マーケット」といった世界共通の取引をおこなうためには、それぞれの制度の違いによって生じる、それぞれの排出枠の価値づけが問題になると予想される。このような状況を反映して、2007年に、国際的な排出量取引制度の連携システムを検討するための国際組織として、国際炭素行動パートナーシップ (The International Carbon Action Partnership : ICAP) が発足している。ICAPには欧州委員会・EU加盟10カ国・ニュージーランド、オーストラリア、ノルウェーのほか、各国地方政府として、アメリカ10州・カナダ4州と東京都が加盟している。これらの参加者はいずれも、温暖化防止に関する義務的な削減目標・政策を掲げており、キャップ&トレード型排出量取引制度の国際的な連携に向け、専門的な議論・意見交換を行っている。

表 6-1 : 世界で導入されるキャップ&トレード型の排出量取引制度の概要

	削減対象範囲	削減目標	初期配分方法	その他特徴
EUETS (第2期 2008-2012)	発電部門 産業部門 CO ₂ (その他GHG ガス追加可)	2012年までに2005年比 -5.6%	国家配分計画(NAP2) に基づくグランドファザリ ング。最大10%までオ ークション実施可。	2012年より航空部門へ 拡大予定
USETS (下院法案 2012年より 開始予定)	発電部門 産業部門 GHGガス全般	2012年に2005年比で -3% 2020年に-17% 2030年に-42% 2050年に-83%	年間総排出枠の85%は グランドファザリング。 15%(うち、戦略的留保 1%を含む)オークショ ン。	オフセット:年間20億t まで可(うち、海外は最 大15億トンまで可)
RGGI (2009-2018)	参加州内の 発電部門 CO ₂ のみ	2018年までに2005年比 -10%(2014年までは -0%)	最低25%はオークション を義務付(2009年11月 時点で5州がほぼ全量 オークション導入)	オフセット:20%まで許 容。2014年までは参加 州内のみ。価格高騰下 落時トリガーあり(オフセ ット拡大・縮小)
WCIETS (2012年より 開始予定)	参加州内の発電・ 産業部門及び燃 料供給者。運輸部 門 GHGガス全般	2020年までに2005年比 -15%	各参加州の裁量で25% から75%内でオークショ ン。残りの排出枠の処遇 についても各参加州で 決定。	
MGAETS (2012年より 開始予定)	参加州内の発電・ 産業部門及び燃 料供給者 GHGガス全般	2020年までに2005年比 -20%(最大) 2050年までに2005年比 -80%(予定)	2021年までは固定額で の販売・一部オークショ ン。それ以降は全量オ ークション	オフセット:20%まで許 容。2014年までは参加 州内のみ。価格高騰下 落時トリガーあり(オフセ ット拡大・縮小)

AUETS (2011-2014 予定)	発電部門 産業部門 燃料供給者 GHGガス全般	初年度はキャップなし。 全体として 2020 年まで に 2000 年比-25%を目 標(予定)	固定額での販売・一部 オークション。国際競争 産業についてはグランド ファザリングを設定
NZETS (2008 年- 森林のみ)	森林(伐採による 排出分) CO ₂ のみ	1989 年以前の森林の維 持。	グランドファザリング 2010 年以降、発電部 門・産業部門等(GHG ガス全般)に順次導入
東京都 ETS (2010 年より 開始)	業務部門 CO ₂ のみ	排出減ごとに 2002 年～ 2007 年の基準排出量か ら-8%～-6%	削減超過量に対して排 出枠付与

(出所) 各排出量取引制度資料より筆者作成。

6-2. EUにおける排出量取引制度

6-2-1. EUETS第1期・第2期からの教訓

ここでは、欧州における排出量取引制度 (EUETS) について詳述したい。第1期・第2期については表 6-2 で示す通り、発電部門と産業部門を対象として、初期配分のほとんどでグランドファザリング方式の無償配分をおこなった。グランドファザリング方式の無償配分は、過去に排出量削減を実施してこなかった企業が有利になる可能性があるなど、排出量削減の観点からは誤ったインセンティブを与えるとの批判が多かった。そして、これによって生じた問題点を解決するべく、第3期では大幅な制度設計の変更が試みられた。

第1・2期で生じた初期配分をめぐる問題は、おおむね、次の点に集約されるであろう。第一は、過剰な排出枠配分による排出枠価格への影響の問題である。国家配分計画 (NAP) により、自国の重要産業へ過剰な排出枠の配分がされた結果、排出枠市場における排出枠の供給が過剰になったことが判明し、2006年に排出枠市場価格が暴落する事態に至った。これは、排出枠が第1期から第2期へと繰越し (バンキング) ができないといった事情とも重なり、初期配分に対する制度設計見直しのステップとなった。

第二は、発電部門によるウインド・フォール・プロフィット (たなぼた利益) 問題である (朴 2008)。この問題は火力発電所などの ETS 対象施設が削減費用を電力料金に転嫁する際、電力市場において、卸売電力料金として原子力や水力などの削減義務を負わない発電電力に対しても転嫁分が上乗せされてしまうことで、発電部門が削減費用以上の収益をあげてしまうといった現象である。この問題を電力価格規制ではない方法で解決する手段としては、初期配分の有償配分が有効であるといったことがわかっており、この点からも無償配分を主流とした第1・2期 EUETS の初期配分に対する制度設計の見直しが求められた。

6-2-2. EUETS第3期の特徴

2013年からはじまるEUETS第3期では、第1・2期と比較すると次の点で相違がある(表6-2参照)。第一の相違は、削減目標(キャップ)がそれまでの「毎年一定削減目標」から「毎年逡増削減目標」へ移行している点である。たとえば、第2期では08～12年の期間平均で、2012年までに毎年2005年比5.6%の削減を目標としている。一方で、第3期からは、2020年のEU-ETS分野の排出総枠が2005年比で21%削減となるよう毎年1.74%ずつ直線的に削減目標が増加するように策定されている。

第二に、初期配分方法について大幅な変更がなされている。第2期までは、加盟各国が初期配分方法をそれぞれ国家配分計画(NAP)として策定し、欧州委員会の承認を経て初期配分が決定されてきた。これにより、加盟各国ではそれぞれの国の事情によって異なる配分方法をとってきた。しかし、第3期からはNAP方式を廃止し、EU全域での一つのキャップ制度とした。

第三に、初期配分を無償配分中心から原則有償配分へ移行している点である。これまでグランドファザリングを中心とした無償配分を行ってきたが、第3期からは発電部門を中心に大幅なオークションによる配分を導入する。無償配分の場合でもベンチマーク方式を積極的に採用する予定になっている。また、オークションによる収益は各加盟国においてなくとも50%を気候変動・エネルギー政策に用いると規定されている。

第四に、第3期において炭素価格安定化対策が含まれている点である。これは、排出枠の6ヶ月間の平均価格が過去2年間の平均価格を上回った場合に、欧州委員会は、①加盟国によるオークションの前倒し、②新規参入者のための予備枠(総排出枠の5%)の最大25%をオークションへの供出のどちらかを発動することを規定している。

表6-2: EUETS各施行期間の比較

	EUETS第1期 (2005-2007)	EUETS第2期 (2008-2012)	EUETS第3期 (2013-2020)
対象ガス	CO2	CO2のみ(各国毎で追加可)	CO2・N2O・PFC
削減目標	2007年までに2005年比+8.3%	2012年までに2005年比-5.6%	2020年のEU-ETS分野の排出総枠が2005年比で21%削減となるよう毎年1.74%ずつ下降直線的に削減。
排出枠割り当て対象主体	発電部門 産業部門(化学・運輸・廃棄部門は対象外)	発電部門 産業部門(化学・運輸・廃棄部門は対象外とされているが、各国の判断で取り入れ可) 航空部門(2012年より)	発電部門 産業部門(化学・アルミ・CCSを追加) 航空部門
排出枠割り当て方法	各国が策定し欧州委員会の承認を得た国家配分計画(NAP1)に基づく無償配分(基	各国が策定し欧州委員会の承認を得た国家配分計画(NAP2)に基づく無償配分(基	各加盟国別の排出枠の配分計画(NAP)方式を廃止し、EU全域での一つのキャップ

	本的にグランドファザリング)。最大 5%までオークション実施可。	本的にグランドファザリング)。最大 10%までオークション実施可。	制度とする。割当総量の 5%は新規参入者向けに留保。
		航空部門は、2012 年に 2004 年から 2006 年の平均排出量から-3%、2013 年以降は 2004 年から 2006 年の平均排出量から-5%。2012 年は排出枠の 85%を無償配分。	発電部門は原則 100%オークション。 特例として、①国内の電力ネットワークがEUネットワークと接続されていない加盟国②電力部門における単一の化石燃料の発電比率が 30%以上であり、かつ、一人当たりGDPがEU平均の 50%以下である加盟国等については、オークション比率を 2013 年に最低30%とし、遅くとも2020年までに 100%に引き上げる。
			産業部門は 2013 年には 80%はベンチマーク方式により無償配分、以後、毎年無償枠を削減し、2020 年に無償枠を 30%とし、2027 年に無償枠配分を全廃(全量オークションへ移行)。(国際競争力問題への対応)
不遵守時の罰則	排出枠を超過した排出量 1トン(CO2換算)当たり 40 ユーロの罰金 翌年の排出枠を埋め合わせるための排出枠を購入 団体名の公表	排出枠を超過した排出量 1トン(CO2換算)当たり 100 ユーロの罰金 翌年の排出枠を埋め合わせるための排出枠を購入 団体名の公表	排出枠を超過した排出量 1トン(CO2換算)当たり 100 ユーロの罰金(物価スライド) 翌年の排出枠を埋め合わせるための排出枠を購入 団体名の公表
バンキング・ポロイーニング	第 1 期間内のバンキング可 ポロイーニング不可	第 2 期間内のバンキング可 第 1 期から第 2 期へのバンキング事実上不可。ポロイーニング不可。	第 3 期間内のバンキング可 第 2 期から第 3 期へのバンキング可。ポロイーニング不可
JI/CDM	CDM 可(算入上限値は各国が NAP にて個別に策定)(原子力発電による削減・森林吸収によるクレジットは除く)	CDM/JI 可(算入上限値は各国が NAP にて個別に策定。総排出枠のうち原則 10%(最大 20%)まで)	(国際合意に基づき EU 目標が深堀される場合、1990 年比 30%を想定)2008 年から 2020 年の削減努力の 50%に当たる CDM/JI クレジットの参入可。
オークション対象排出枠におけるオークション権の加盟各国配分ルール			総オークション対象排出枠の 88%は 2005 年の確認排出量に応じ各加盟国にオークション権配分。 10%は一人当たり GDP の低い国にオークション権を配分 2%は 2005 年に京都議定書の基準年に比べ 20%以上削減した新規加盟9国にオーク

			ション権を配分。
オークション収入の用途			加盟各国は、オークション収入の少なくとも50%を、域内外の気候変動・エネルギー政策に用いる。
炭素価格の安定化対策			排出枠の6ヶ月間の平均価格が過去2年間の平均価格を上回った場合には、欧州委員会は委員会を招集。委員会は、①加盟国によるオークションの前倒し②新規参入者のための予備枠(総排出枠の5%)の最大25%をオークションへの供出、のうち一つを提案する。

(出所) 欧州委員会 Directive 2003/87/EC (13 October 2003) ・ Directive 2004/101/EC (27 October 2004) ・ 欧州委員会 Directive 2008/101/EC (19 November 2008) ・ 欧州委員会 Directive 2009/29/EC (23 April 2009)、駐日欧州委員会代表部資料、諸富・鮎川 (2007) pp174-175 を参考に筆者作成。

6-3. アメリカにおける排出量取引制度の特徴

6-3-1. ワックスマン・マーキー法案の概要と特徴

2009年5月アメリカ議会下院ワックスマンエネルギー・商業委員会委員長と、マーキーエネルギー・環境小委員会委員長は The American Clean Energy and Security Act of 2009 (ACESA: ワックスマン・マーキー法案、以下、下院法案) を提出した(表6-3参照)。その後、委員会採択を経て、2009年6月に下院議会において本会議で可決した。

同法案は、対象ガスを京都議定書で定めた6ガスにフッ化窒素(NF3)を加え7ガスとしている。削減目標は2012年に2005年比で3%、2020年に17%、2030年に42%、2050年に83%の削減を掲げている。排出枠の割り当て対象は発電部門・産業部門など、全米排出量の約85%をカバーしている。制度開始当初は全排出枠の約85%を無償配分とし、15%がオークションによって有償配分される。オークション比率は2020年以降、段階的に上昇することとなっている(図6-2参照)。オークションによって得られる収益は、主に、戦略的留保ファンドへの拠出や海外オフセット(森林伐採回避CO₂)クレジット購入、低所得消費者の負担軽減、労働者の雇用調整・訓練に関する投資などに充当される。また、オークションには最低価格が設定してあり、いわゆる「プライス・フロア」と呼ばれる下限価格の支持策が規定されている。

下院法案では、オフセットが大幅に認められている点が特徴として挙げられる。オフセットは排出量取引制度で対象となっていないCO₂削減を排出枠として認める仕組みで、同法案では、毎年20億トンまでのキャップへの参入を認めている。2019年からは海外オフ

セットとして、毎年、全オフセット許容量のうち最大15億トンまでキャップへの参入を認めている。オフセットは、戦略的留保による排出枠の確保とともに、海外オフセットの拡大によって、排出枠価格の高騰を防ぐといった、いわゆる「プライス・キャップ」と呼ばれる上限価格支持の機能を有している。下院法案においては、下限価格と上限価格の規制が入ることにより、「プライス・カラー（価格の襟）」と呼ばれる価格高騰・暴落を最小限にとどめる機能が付加されている点が指摘できる。

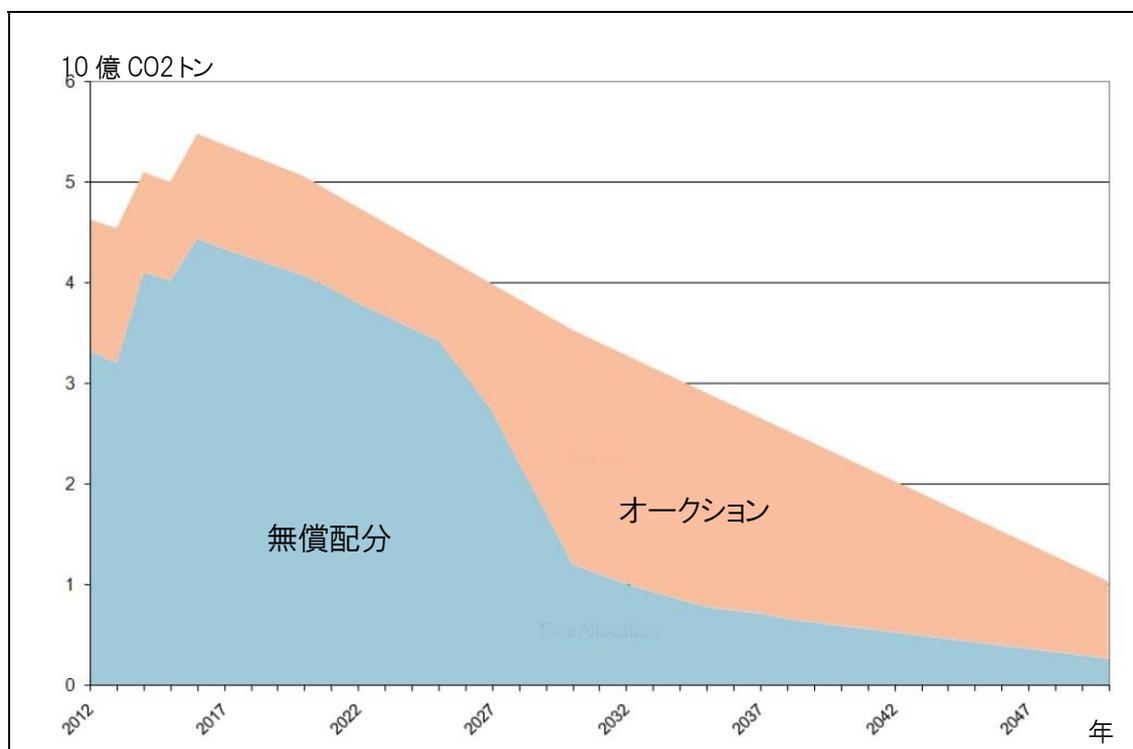
表 6-3 : ワックスマン・マーキー法案の概要

ワックスマン・マーキー(ACESA)法案 (2012-)																																					
対象ガス	CO ₂ ・CH ₄ ・N ₂ O・SF ₆ ・HFCs・PFC・NF ₃																																				
削減目標	2012年に2005年比で-3% 2020年に-17% 2030年に-42% 2050年に-83%																																				
排出枠割り当て対象主体	発電部門 産業部門 CCS																																				
排出枠割り当て方法	年間総排出枠の85%はグランドファザリング。15%(うち、戦略的留保1%を含む)オークション。2020年以降、段階的にオークション比率が上昇する。 ・制度開始当初(2012年)の無償配分の内訳(カッコ内は数値の算定当該年度)																																				
	<table border="1"> <tbody> <tr> <td>戦略的留保</td> <td>1%(2012-2019)</td> </tr> <tr> <td>電力事業者</td> <td>44.6%(2012)</td> </tr> <tr> <td>天然ガス事業者</td> <td>9%(2016-2025)</td> </tr> <tr> <td>石油精製業者</td> <td>2.25%(2014-2026)</td> </tr> <tr> <td>貿易集約産業</td> <td>15%(2012-2013)</td> </tr> <tr> <td>クリーンエネルギー技術開発</td> <td>1.5%(2012-2050)</td> </tr> <tr> <td>クリーン自動車インフラ整備</td> <td>3%(2012-2017)</td> </tr> <tr> <td>国際クリーン技術開発</td> <td>1%(2012-2021)</td> </tr> <tr> <td>CCS技術開発</td> <td>1.75%(2014-2017)</td> </tr> <tr> <td>農業部門</td> <td>0.28%(2012-2016)</td> </tr> <tr> <td>適応プログラム</td> <td>3%(2012-2021)</td> </tr> <tr> <td>途上国森林破壊の回避</td> <td>5%(2012-2025)</td> </tr> <tr> <td>各州の消費者支援</td> <td>1.88%(2012-2013)</td> </tr> <tr> <td>各州による再生可能エネルギー導入支援</td> <td>9.55%(2012-2016)</td> </tr> <tr> <td>各州による建築物省エネ推進</td> <td>0.5%(2012-2050)</td> </tr> <tr> <td>低所得消費者の負担軽減</td> <td>0.15%(2012-2019)</td> </tr> <tr> <td>労働者の雇用調整・訓練に関する投資</td> <td>0.005%(2012-2019)</td> </tr> <tr> <td>財政赤字補てん・消費者還元</td> <td>上記外余剰排出枠分</td> </tr> </tbody> </table>	戦略的留保	1%(2012-2019)	電力事業者	44.6%(2012)	天然ガス事業者	9%(2016-2025)	石油精製業者	2.25%(2014-2026)	貿易集約産業	15%(2012-2013)	クリーンエネルギー技術開発	1.5%(2012-2050)	クリーン自動車インフラ整備	3%(2012-2017)	国際クリーン技術開発	1%(2012-2021)	CCS技術開発	1.75%(2014-2017)	農業部門	0.28%(2012-2016)	適応プログラム	3%(2012-2021)	途上国森林破壊の回避	5%(2012-2025)	各州の消費者支援	1.88%(2012-2013)	各州による再生可能エネルギー導入支援	9.55%(2012-2016)	各州による建築物省エネ推進	0.5%(2012-2050)	低所得消費者の負担軽減	0.15%(2012-2019)	労働者の雇用調整・訓練に関する投資	0.005%(2012-2019)	財政赤字補てん・消費者還元	上記外余剰排出枠分
戦略的留保	1%(2012-2019)																																				
電力事業者	44.6%(2012)																																				
天然ガス事業者	9%(2016-2025)																																				
石油精製業者	2.25%(2014-2026)																																				
貿易集約産業	15%(2012-2013)																																				
クリーンエネルギー技術開発	1.5%(2012-2050)																																				
クリーン自動車インフラ整備	3%(2012-2017)																																				
国際クリーン技術開発	1%(2012-2021)																																				
CCS技術開発	1.75%(2014-2017)																																				
農業部門	0.28%(2012-2016)																																				
適応プログラム	3%(2012-2021)																																				
途上国森林破壊の回避	5%(2012-2025)																																				
各州の消費者支援	1.88%(2012-2013)																																				
各州による再生可能エネルギー導入支援	9.55%(2012-2016)																																				
各州による建築物省エネ推進	0.5%(2012-2050)																																				
低所得消費者の負担軽減	0.15%(2012-2019)																																				
労働者の雇用調整・訓練に関する投資	0.005%(2012-2019)																																				
財政赤字補てん・消費者還元	上記外余剰排出枠分																																				
オークション	戦略的留保(2012年:全排出枠の1%+余剰排出量)分 最低価格 2012年:28ドル 2013年以降:前年の最低価格×5%(物価スライド) 通常オークション(2012年:14%+4年先までのビンテージ排出枠) 最低価格 2012年:10ドル 2013年以降:前年の最低価格×5%(物価スライド) (特別措置:小規模石油精製業者向けに過去1年間のオークション平均価格で固																																				

	定価格販売) オークション参加者は各オークション売却排出枠の5%以上は購入不可
オークション収入の用途	戦略的留保ファンドへの拠出 海外オフセット(森林伐採回避CO2)クレジット購入 低所得消費者の負担軽減 労働者の雇用調整・訓練に関する投資
オフセット	オフセット:毎年20億tまで許容 海外オフセット:2019年より毎年最大15億tまで許容 海外オフセットは5t分の海外クレジットによって4t分の排出枠に交換できる
不遵守時の罰則	「不足した排出枠の量×遵守年の最終オークションにおける落札価格の2倍」の罰金 翌年の排出枠を埋め合わせるための排出枠を購入
バンキング・ボローイング	バンキング可 ボローイング可(次年度排出枠のボローイングは無利子。5年後までの排出枠は、償却義務量15%を上限として年率8%の利子)
国際競争力問題への対応(国境調整)	排出量取引制度の導入が炭素リーケージを引き起こしていると判断された場合 ①貿易集約型産業への無償割当量を見直す ②アメリカへの製品輸入に際し排出枠の償却を求める オプションのいずれかまたは両方を適用

(出所) The American Clean Energy and Security Act (as Passed by House of Representatives)、在米日本大使館資料、環境省資料より筆者作成。

図6-2：下院法案の排出削減過程における無償配分とオークションの推移



(出所) Pew Center (2009b) から転載。

6-3-2. 下院法案に対する政府機関による経済影響分析

下院法案については、経済影響に関する分析がアメリカ環境保護庁（EPA）・議会予算局（CBO）・エネルギー情報省（EIA）などで行われている。これらの分析は、主に 2050 年までの排出枠価格・家計への負担額・経済全体のコスト負担などを推計している。いずれの分析も、バンキングやオフセット多寡によりケースシナリオを構築して分析している。

表 6-4 は下院法案に対する EPA と CBO による経済影響分析の主要結果を示している。ここからは、排出枠価格は 2020 年時点でおおむね 20 ドル前後、2050 年時点では 70 ドル前後で推移すると分析している。また、EIA の別の分析では、2030 年の電力料金が 20% 前後上昇すると分析している。

このように、コスト上昇が予想される政策について政府機関による分析が公表される背景には、アメリカの政策当局が、政策を導入する際のコスト上昇に対してどのように手当てを行うかということについて、恒常的に注視している点が指摘できる。EU の場合、EUETS の制度設計において、産業部門間の公平性や国際競争力の担保については工夫がなされるが、一方で、発生する費用を誰が負担するのかといった点、市場価格に影響を与える部分については政策的に手当てをする必要はないとの基本的立場をとっているように見える。ところが、アメリカの場合、たとえば、電力料金への転嫁が低所得消費者に与える影響を重要視し、政策的な手当てをするためのオプションを設けるといったような点が強調されている。そういった経緯から、アメリカにおける排出量取引制度は、単に炭素に価格を付けるための規制といった意義だけでなく、オークション収入を用いて、いかに政策的な手当てをするためのプログラムを実施するかという側面が同時にパッケージとなっており、その視点に基づき法案が制度設計されている点が EUETS との最大の相違点であると指摘できる。

表 6-4 : アメリカ環境保護庁と議会予算局による下院法案に対する経済影響分析主要結果

		2020 年	2030 年	2050 年
排出枠価格	EPA	16ドル/tCO ₂	26-27ドル/tCO ₂	69-70ドル/tCO ₂
	CBO	22ドル/tCO ₂	n.a.	n.a.
家計負担額	EPA	49-61ドル	99-132ドル	123-174ドル
	CBO	175ドル	n.a.	n.a.
経済全体コスト	EPA	1000 億ドル	1000-2000 億ドル	5000-7000 億ドル
	CBO	220 億ドル	n.a.	n.a.

(出所) Pew Center (2009a) から転載。

6-3-3. ケリー・ボクサー法案との比較

2009年10月アメリカ議会上院で The Clean Energy Jobs and American Power Act of 2009（通称：ケリー・ボクサー法案 以下、上院法案）が提出された。この法案は2009年11月に採択を経て委員会を通過している。

同法案は、下院法案と内容面においてほとんどの部分が共通している。主要な相違部分としては、削減目標は2020年に20%の削減を掲げていること、オークション比率が引き上げられている点、オフセットに含まれる海外オフセットが、毎年、全オフセット許容量のうち最大12億5000トンまでキャップへの参入を認めている（下院法案は15億トン）といった点である。

そして、上院法案に対するアメリカ環境保護庁による最新の経済影響分析（EPA2009b）では、下院法案で行ったモデル分析からの分析結果の変化は微小であり、先に見た下院法案経済影響分析と変わらない結果が導き出されるとしている。

6-4. 小括

本章では、はじめに、世界で導入される排出量取引制度を概観し、キャップ&トレード型排出量取引の施行状況を紹介した。さらに、欧州とアメリカの排出量取引制度に注目し、それぞれの制度設計に関する特徴について論じてきた。EUETSにおいては、これまでの第1期・第2期の経験から、より公平な初期配分方法を求め、有償配分（オークション）比率を高め、さらに無償配分部分についてもベンチマーク方式の採用により、無償配分による問題の発生などを回避する制度設計を構築しつつあることがわかった。

そして、アメリカにおいては、2009年オバマ政権の発足以降、連邦を中心とした排出量取引制度の導入機運が高まり、議会での法案提出・審議が活発に行われている。そこで議論されることは、単に排出量取引制度の導入を目指しているわけではなく、制度導入によって生じる費用負担者への手当てについても政策手段として構築する必要があるといった、アメリカ独特の理念が存在することがわかった。

このように、世界各地で公平性のあり方や、政策立案の理念が異なる排出量取引制度が乱立することは、先にも見た、将来的な「グローバル・カーボン・マーケット」の構築に向けて大きな障壁となると考える。この点について、今後、キャップ&トレード型排出量取引制度の国際的な連携を構想する場合、次の三点に議論は収斂する。たとえば、先行して導入されているEUETSから、連携・市場接続しようとする別の排出量取引制度を評価するとした場合、第一点目は、キャップが課せられていることは当然として、さらに、十分な排出削減目標を規定しているかを評価するだろう。第二点目はオフセットがどこまで許容されているか、つまり量的にも、質的にもオフセットに依存し過ぎていないかどうかについて評価するだろう。第三点目はプライス・キャップやプライス・フロアといった、排

出枠価格の高騰や暴落への対応がどの程度施されているかを評価するだろう。

日本におけるキャップ&トレード型排出量取引制度の導入に際しては、制度設計の過程で国内事情への対応が少なからず発生するとしても、グローバル・カーボン・マーケットを意識した、国際競争力を備えた排出量取引制度の設計が必要である。

参考文献

- 天野明弘 (2009) 『排出取引』 中公新書
- 小西雅子・清水雅貴・山岸尚之 (2008) 「世界に広がる排出量取引制度」『経済セミナー』 第 638 号 pp40-45
- 朴勝俊 (2008) 「EU 排出枠取引における電力業界の「タナボタ利益」に関する考察」『経済セミナー』 第 638 号 pp 52-57
- 諸富徹・鮎川ゆりか／編著 (2007) 『脱炭素社会と排出量取引：国内排出量取引を中心としたポリシー・ミックス提案』 日本評論社
- U.S. Congressional Budget Office (2009) “The Economic Effects of Legislation to Reduce Greenhouse-Gas Emissions”.
- U.S. Congressional Budget Office (2009) “Congressional Budget Office Cost Estimate of H.R. 2454 American Clean Energy and Security Act of 2009”.
- U.S. Energy Information Administration (2009) “Energy Market and Economic Impacts of H.R. 2454, the American Clean Energy and Security Act of 2009”.
- U.S. Environmental Protection Agency (2009) “EPA Analysis of the American Clean Energy and Security Act of 2009 H.R. 2454 in the 111th Congress”.
- European Commission (2003) Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003
- European Commission (2004) Directive 2004/101/EC of the European Parliament and of the Council of 27 October 2004
- European Commission (2008) Directive 2008/101/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008
- European Commission (2003) Directive 2009/29/EC of The European Parliament and of the Council of 23 April 2009
- Pew Center (2009a) *Cost of the American Clean Energy and Security Act of 2009 Found to Be Small According to Government Analyses*. Climate Policy Memo #3.
- Pew Center (2009b) *Distribution of Allowances under the American Clean Energy and Security Act (Waxman-Markey)*. Climate Policy Memo #4.



for a living planet[®]

WWF ジャパン (財団法人 世界自然保護基金ジャパン)
気候変動プログラム
Tel: 03-3769-3509 Fax: 03-3769-1717
Email: climatechange@wwf.or.jp