

有害大気汚染物質を巡る規制スタイルの日米比較

—我が国大気汚染防止法への政策的含意を求めて—

Analyses of Divergent Regulatory Styles
on Hazardous Air Pollutant Controls in Japan and the U.S.:
A Comparison with Policy Implications for Japanese Air Pollution Law

キーワード：有害大気汚染物質、大気汚染防止法、Clean Air Act、Political Chemical

田 辺 朋 行 青 木 一 益 杉 山 大 志 田 中 伸 幸 横 山 隆 壽

- (1)Kagan (2000) らの日米比較法制度の実証研究は、金融規制、労働市場規制等の実施・執行過程の日米比較をケース・スタディーとして、「マニュアル的な規制執行や訴訟を多用する米国に対して、行政裁量や行政指導を重視する日本」等、といった「米国＝形式主義、律法主義、敵対的」「日本＝非形式主義、非律法主義、非敵対的・協調的」という両国の規制スタイル (National Styles of Regulation) の違いを、そこに見てとれることを実証した。本研究においては、この日米規制スタイルの相違に関する分析枠組みを、有害大気汚染物質規制を対象として、法の執行過程のみならず、政策決定過程を含む規制システム全体の比較に適用し、その分析を試みた。その結果、有害大気汚染物質に関する同種の政策課題の克服・具体化の過程の日米の相違もまた、Kagan (2000) らの示した分析枠組みによって説明できることが示された。
- (2)このように、両国における有害大気汚染物質法規制の相違は、日米の規制スタイルの違いを反映したものであって、その優劣を一義的に判断することはできない。しかしながら米国の規制スタイルにみる「形式主義、律法主義、敵対的」側面が、我が国法制度の欠点を補完する局面もある。本研究では、特に、我が国の規制スタイルにおける広範な行政裁量が、特定の化学物質が政治問題化した場合等において、規制値策定にあたっての科学的知見と政策議論との混同を招きやすいことを指摘し、その解決方法として、規制策定過程における手続の確立と透明性の確保が必要であることを示した。

1. はじめに
2. 有害大気汚染物質排出規制が本質的に有する性質・課題

3. 有害大気汚染物質排出規制の日米比較
4. 我が国法の課題と提言
5. おわりに

1. はじめに

人類は、極めて多種類に及ぶ化学物質をつくりだし、利用してきた。しかし、これらが大気等の環境中に放出されたときの人体・生態系への影響については、実際には多くの物質に関して十分には解明されていない。こうした物質をどのように規制・管理することが

望ましいか。

そこで、本稿では、日米における有害大気汚染物質¹排出規制を例に、人体等への影響に関して科学的不確実性を有する物質に対する法規制を比較分析し、各々の社会がどのような法的手法及び運用を通じてこれらの物質を制御しているか、についてその異同を明らかにした上で、我が国法への示唆を得ることとしたい。

2. 有害大気汚染物質排出規制が本質的に有する性質・課題

日米の法規制の比較分析を行う前に、有害大気汚染物質排出規制が本来的に有する性質、及び規制を実施するにあたって、どの国にあっても避けては通れない共通の課題について先ず明らかにする必要がある。なぜならば、各国の規制は、この性質を踏まえ、課題を克服する形で制定・実施されるからである。すなわち、各国における規制の差異は、各々の社会が、規制の本来的な性質をどのように認識し、その課題克服のためにどのような規制手法を選択するか、についての違いを反映していると見ることが可能である。

なお本稿では、Vogel (1986) の説に従い、このような相違を規制スタイル (National Styles of Regulation) の相違の一側面として把握する。

(1) 科学的不確実性と基準策定・改定の困難性

有害大気汚染物質の放出が人体・生態系に与える影響については科学的な不確実性が存する。このため、排出基準等の策定・改定が困難となる。この結果、①基準策定が進まず排出への対応が遅れる²、②十分な議論が為されないまま他国の基準値等がそのまま借用又

は強化される、③一旦定められた基準値の改定が困難となる³、といった問題が生じる可能性が大きい。

また、科学的な不確実性の存在は、具体的基準策定における価値判断的側面を強調する。これによって、基準策定プロセス (例えば審議会等も含めて) は、社会のあらゆる利害関係者から有形・無形の「圧力」を受けることとなる。殊に、物質が political chemical (後述) となり、この「圧力」が大きくなるほど、政策 (価値) 判断に至る前の段階である、科学的基礎に係る研究ですら、完全に価値中立的であることが難しくなる⁴。

(2) 「疑わしきは罰する」という政策判断一予防原則

有害化学物質による環境汚染は、人体や環境に致命的な被害・損害を与える不可逆性や次世代が選択・回避することができない非選択性等を有している⁵。そのため、そこでは科学的な不確実性の存在を前提としつつも、対策の遅れによる被害の拡大を未然に防ぐため

¹ 大気環境中の存在量は少ないが、それが継続的に摂取される場合には人の健康を損なう懸念のある化学物質の総称を、便宜上本稿では「有害大気汚染物質」と記す。なお、各国法における「有害大気汚染物質」の定義及び内容は各々の法律の規定内容によって異なる。

² 下村 (2001) は、米国における予防的環境法政策実施の分析を通じて、現在の科学的知見によっては解明できないような「事実的な不確実性」の下での予防的措置の実施決定は、実際問題として主観的な政策判断に拠らざるを得ず、そこに必然的に意思決定者の裁量が伴うこととなるが、この裁量こそが不作為を生じさせる原因となり得ることを指摘している (167頁)。

³ Salter (1988) は、米国及びカナダにおける事例研究によってこのことを明らかにしている (pp.98-159,165)。また、橋本 (1988) によると、我が国でも環境基準 (値) 改訂には大きな困難が伴ったことが理解される (252-334頁)。

⁴ 我が国では、昭和50年に、国が公害対策基本法 (当時) 第9条第3項に基づいて、NO₂の環境基準の再検討を中央公害対策審議会に諮問した。橋本 (1988) によると、当時環境庁の担当局長であった橋本道夫元筑波大学教授は、「科学的基礎についての判定条件や指針値は科学の役割であり、その示された判定条件と指針値を基礎としてどのように政策判断をして環境基準を決めるかは、行政の役割であること」(279頁)を決意され、科学と行政の役割・責任を厳格に区別すべく、同審議会専門委員会の諸先生方に「純粋に科学的な立場から、政治や行政や達成の可能性というようなことは一切考えることなく、自由に検討していただくこと」を要請するとともに、行政側からの専門委員会に対する余計な関与・干渉を一切許さなかった (281頁)。ところが専門委員会報告書で指針値が出された後、専門委員会の先生方のお一人が、新聞紙上 (昭和53年5月9日付朝日新聞「論壇」) において、同委員会の結論は「科学的な結論というよりは、諸般の状況に基づく判断にほかならず、私も長い審議の過程でこの決断に従わざるをえなかった」と告白した (293頁)。これは、科学的な不確実性が大きく、専門家間においても意見の相違がある分野では、国民、政治、産業等の無形の圧力が大きいほど、(何らかの形で政策判断に寄与する以上は)「純然たる科学」の研究が難しいことを示唆している。

⁵ 池田 (2000) 33頁。

に、予防的な対応をとることが強く要請されることとなる。

有害大気汚染物質排出規制は、基本的にこの予防原則の考え方に立脚している。しかし、それは同時に、同規制が不確実性の中で、「疑わしきは罰する」という政策的（価値）判断に依拠していることをも意味している。

このため、各政策における予防原則の位置づけの相違等から、各規制の内容も異なってくる。例えば、予防原則を利益衡量や費用対効果といった社会的トレードオフの考え方を受け入れるリスク分析アプローチの延長線上に捉えるか、それともこれに対立する概念、すなわち予防目的の達成を至上命題として社会的トレードオフを度外視するものとして捉えるか⁶、によって規制の具体的内容も異なってくる。

(3)多種多様な物質と多種多様な発生源

有害大気汚染物質排出規制は、極めて多種多様な化学物質を対象としなければならない。また、これらの物質は多種多様な発生源から排出され、その量も、実際には多くの場合微量であり計測が困難となることが予想される。このため、物質及び発生源を捕捉し、規制の実効性を確保することが容易ではない。

⁶ 池田（2000）は、こうした考え方の代表的なものとして、米国ウィスコンシン州 Wingspread の環境問題科学者グループによる Wingspread 宣言（“Wingspread Statement on the Precautionary Principle” Jan.1998）<<http://www.personal.psu.edu/users/b/a/ban127/PrincipleWeb/WingspreadStatement.htm>>（last visited Nov. 18, 2001）を取り上げ、同宣言に対して批判的な検討を加えている。

⁷ 例えば、ペンタクロロフェノールは、エージェント・オレンジやダイオキシン類のように幅広い社会的な関心・論争の対象とはなっていないが、それら物質との関連性等から、欧米等ではその規制の是非を巡って政策当事者等の間で激しい論争が展開されている（Salter（1988）pp.122-123）。残留性有機汚染物質（POPs）条約における禁止・廃絶対象物質にリストすべきか否かについて、欧州と米国の間で論争があったことは記憶に新しい。

(4)political chemical（s）の出現

特定の化学物質（又はその物質の発生源）が、何らかの理由によって、社会的な関心を集め、社会問題あるいは政治問題として取り上げられることがある。また、それが広い社会的関心を集めないまでも、その環境影響や毒性等を巡る論争の対象となることもある⁷。こうなると、その物質に対する規制の是非を巡って、広範囲に及ぶ論争——それは科学論争から、法廷論争さらには政治論争にまで及ぶ——が繰り返されることとなる。

そして、こうした論争が一旦泥沼化すると、科学及び規制政策（あるいは裁判）の両局面において、その物質を冷静かつ客観的態度で評価することが著しく困難となる⁸。この結果、客観的な評価から離れた、政治的な文脈の中で、物質に対する規制が選択されることとなってしまう。こうした物質をSalter（1988）は、political chemicalと定義している⁹。

Salter（1988）は、カナダのトロントにおいて1970年代を通じて展開された鉛論争をケース・スタディーとして、特定の物質がpolitical chemicalとなるに至る経緯とその影響を分析している¹⁰。同研究は、political chemicalを出現させる幾つかの要因として、①強力な弁護士が論争に参加する等といった偶然性（serendipity）¹¹、②化学物質の評価

⁸ *Id.* at 123.

⁹ *Id.* at 122-125.

¹⁰ *Id.* at 98-131,167.

¹¹ Salter（1998）は、トロントの鉛論争のケースにおいては、発生源のひとつとされたToronto Refiner and Smelters社が、コストを度外視して、凄腕弁護士を法律顧問として迎えたことが、その後の法廷論争を激化させることに繋がった、と分析している（*Id.* at 109-113,124）。この背景には、同社が家族経営で成り立っており、その創業者はナチスの迫害から逃れて、ドイツからカナダへ移住し、想像を絶する苦勞の末に地元の名士にまで登りつめた人物であったため、彼の息子たちが「親の顔に泥を塗らたくない」と考え、無理をしてその弁護士を雇った、という事情があったという（*Id.* at 106）。

に関する公衆参加が欠如していることに対する社会の不満¹²、③縦割行政に伴う弊害¹³、④科学的不確実性を背景に、恣意的な科学論争が行われたり¹⁴、法廷や公聴会において広範囲に及ぶ議論がなされたりする¹⁵こと、等をあげている。

我が国においても、特定の化学物質が political chemical となったと見られる例が幾つかある。1950年代後半から60年代にかけての水俣病におけるメチル水銀化合物論争¹⁶、同じくイタイイタイ病を契機とするカドミウム汚染問題¹⁷、70年代後半のNO₂環境基準の再検討（78年改訂）に係る一連の議論¹⁸、近年では、99年のテレビ報道を契機とするダイオキシン類問題等がこれに当たると考えられる。

なお、既に明らかなように、上に示した(1)~(4)の性質・課題は、それぞれが独立したものではなく、相互が密接に関連するものである。例えば、有害大気汚染物質排出規制は、多種多様な物質と多種多様な発生源を規制対象とするがゆえに、捕捉し易い特定の物質、

特定の産業に属する発生源、あるいは political chemical に対する「狙い撃ち」的な規制に陥りやすい可能性を有している。

3. 有害大気汚染物質排出規制の日米比較

3.1 分析にあたっての視点

では、日米の規制システムは、前章で示した、有害大気汚染物質に特有の性質や政策的課題に対処すべく、どのように設計・運用されているのであろうか。また、両国の規制に見る違いは、何に起因するものなのか。

本研究では、これら問題点への分析視点を定めるにあたって、Kagan (2000)、Kitamura (2000)、Aoki (2000) ら¹⁹が用いた分析枠組及びそこで導出された仮説を参考とした。これらの日米比較法制度研究は、金融規制、地方自治体の環境行政、労働市場規制等の実施・執行過程をケース・スタディーとしたものだが、日米の規制スタイルの違いを、「米国の規制スタイル＝形式主義 (formal measure oriented)、律法主義 (legalistic)、敵対的 (adversarial)」、「日本の規制スタイル＝非形式主義 (informal measure oriented)、非律法主義 (non-legalistic)、非敵対的・協調的 (non-adversarial, cooperative)」という対照的なものとして把握している。そして、これらの規制政策分野では、この理解が概ね当てはまることを実証している²⁰。

また、米国大気浄化法の立法過程を分析した Melnick (1992) の研究を見るならば、Kagan (2000) らの研究で用いられている分析視点と仮説が、立法・政策決定過程の分析視点としても、有益であることが理解され

¹² *Id.* at 167.

¹³ Salter (1988) によると、縦割の行政システムの下では、各省庁・部局間で政策の軋轢・衝突が生じたり、またこの過程においてお互いが自己防衛的になったり逆に干渉し合ったりすることがあるという (*Id.* at 124)。このことは、特定の化学物質に対する際限ない論争を招く一要因となり得る。

¹⁴ このため、political chemical の場合には、科学的な研究が実施されればされるほど、科学的な知見に基づき議論が収束するのではなく、かえって議論が拡散する可能性がある (*Ibid.*)。

¹⁵ なぜならば、そのような場面では議論を拡散させることが論争に勝つための一つ的手段となり得るからである (*Id.* at 125)。

¹⁶ 水俣病におけるメチル水銀化合物を巡る当時の論争については、水俣病に関する社会科学的研究会 (1999) が詳しい。

¹⁷ カドミウムを巡る論争及び行政の決定については、橋本 (1988) 122-140頁に詳しい。特に、米の中のカドミウム濃度を巡る論争が当時の減反政策に利用されたこと等は、カドミウムが如何にして political chemical になり、どのように規制施策が運用されたか、について考察を加える上で非常に興味深い (同139-140頁)。

¹⁸ NO₂ を巡る論争及び行政の対応については、橋本 (1988) 252-334頁に詳しい。

¹⁹ これらの研究は、*Law and Policy* Vol.22, No.3&4 (October 2000) に所収されている。

る。

そこで、本研究においても、Kagan (2000) らの分析視点と仮説を、法の執行過程のみならず、政策決定過程を含む規制システム全体の比較に適用し考察を加えた。その結果、日米の有害大気汚染物質排出規制の違い、すなわち、前章で示した、規制の特質・課題への対応の仕方が日米でどのように異なっているか、という点に対して、この体系的なアプローチによる理解が有益であることが示された。

以下、それぞれ両国の規制について詳しく見ていくこととする。

3.2 米国1990年大気浄化法 (The 1990 Clean Air Act Amendments) における連邦排出基準 (NESHAPs²¹) プログラム

(1) 制度概要

米国が有害大気汚染物質に対する規制を導入したのは、1970年大気浄化法からである。そこでは、「公衆の健康」(安全性の広汎なマージンのクライテリア²²)を基準としたリスク・ベースでの有害物質の指定と排出基準の策定をEPAに要求していた。しかし、科学的な不確実性や「安全性の広汎なマージン」の解釈を巡る論争 (How safe is safe? を巡っての法廷論争) 等から、それは遅々として進ま

ず²³、結果として同法の下では、実効性のある排出規制を行うことが殆どできなかった²⁴。

この反省から、1990年法 § 112²⁵は以下を基本内容とする新しい規制プログラムを採用した²⁶。

- (i) 規制対象となる有害大気汚染物質の指定を連邦環境保護庁(以下、EPA)の裁量に委せるのではなく、189物質(現在は188物質)から成る初期リスト(initial list)という形で、法律によって規定する (§ 112(b)(1)²⁷)。
- (ii) EPAは産業の種類別に分類された各発生源カテゴリー(source categories) (§ 112(c)²⁸) 毎に、「最大限実施可能な汚染防止技術」(Maximum Achievable Control Technology : MACT)に基づく、有害大気汚染物質についての排出基準(MACT排出基準)を策定する (§ 112(d)(2)²⁹)³⁰。なお、同基準は、法律の定める一定要件(“MACT Floor”)よりも厳しくなければならない (§ 112(d)(3)³¹)。
- (iii) MACT排出基準値として濃度基準値が設定される他、行政 (EPA) 規則のレベル

²³ 前出注2参照のこと。

²⁴ 旧法の下で、EPAは、①アスベスト、②ベンゼン、③塩化ビニル、④ベリリウム、⑤水銀、⑥放射性核種、⑦無機砒素、⑧コークス炉排出物のわずか8物質を指定し、うち⑧を除く7物質について連邦排出基準を策定しただけであった。

²⁵ 42 U.S.C. § 7412.

²⁶ なお、制度内容の詳細については、田辺 (1999a) を参照されたい。

²⁷ 42 U.S.C. § 7412 (b) (1). 殆どの物質がCASナンバーとともに列挙されている。

²⁸ 42 U.S.C. § 7412 (c).

²⁹ 42 U.S.C. § 7412 (d) (2).

³⁰ なお、大規模発生源以外の発生源については、これよりも緩やかな「一般に利用可能な抑制技術」(Generally Available Control Technology) に基づく排出基準を設定することができる (§ 112 (d) (5)). 42 U.S.C. § 7412 (d) (5).

³¹ MACT排出基準は、新規発生源については「最も排出量の少ない類似の発生源」からの排出に基づいて策定されなければならない。一方、既存発生源については、同一発生源カテゴリー内上位12% (発生源が30箇所未満のカテゴリーについては上位5箇所) の発生源によって達成された排出量よりも厳しく設定されなければならない。42 U.S.C. § 7412 (d) (3).

²⁰ 加えて、Verweij (2000) の近年における比較環境法研究もまた、Kaganらの示した分析枠組と仮説が、規制事象を記述するのに極めて有益であることを言明している。すなわち、Verweijは、西欧のライン川の水質保全に係る国際協定が北米の五大湖のそれに比べて緩やかな規制であるにもかかわらず、ライン川の水質のほうがより汚染が少ない理由を、Kaganらの示した分析枠組と仮説を用いて分析し、それらがこの“パラドックス”を説明するのに有効であることを示している (Verweij (2000) pp.1027-1029.)。

²¹ National Emission Standard for Hazardous Air Pollutants

²² “an ample margin of safety to protect the public health”

²³ 前出注2参照のこと。

では、工程の変更、密閉化、材料の代替、排ガス捕集・処理装置の設置、作業指針の策定等に関する遵守要件も細かく規定される。

(iv)各発生源にはCMS (Continuous Monitoring System) 導入による排出モニタリングが義務づけられる (40 C.F.R. § 63.8)。排出データ等はEPAに報告され (40 C.F.R. § 63.10)、原則として公開される (40 C.F.R. § 63.15)。

(v)発生源が排出基準値を超える排出を行った場合には、始末書 (Summary Report) 等のEPAへの提出が求められる (40 C.F.R. § 63.10(e)(3))³²が、罰金刑等の刑罰が科せられることは無い。

(vi)EPAは、MACT排出基準に基づく排出規制適用後に健康に関する重大なリスクがなお残留しているか(残留リスクがあるか)否かについて調査し、その結果を議会に対して報告しなければならない (§ 112 (f)(1))³³ ³⁴。

(2)分析と考察

①立法によるEPA裁量の制限

旧法 (1970年法) における失敗を契機として、1990年法は、有害大気汚染物質を選定する権限をEPAから大幅に奪い³⁵、排出基準についても第一次的には技術ベースの客観的指標を用いてEPAの裁量を大幅に制限してい

る³⁶。

このことは、米国においては、「訴訟社会」という言葉に象徴されるように、「律法主義・敵対的」な規制スタイルが、国の政策を大きく阻害する場合がある、ということを示唆している。すなわち、米国では、科学的不確実性とそれに伴う価値判断の相違がそのまま訴訟・法廷論争に結びつきやすく、それがEPAの意思決定と施策の実行 (有害大気汚染物質の指定と排出基準の策定・執行) に対する足枷となったのである。事実、塩化ビニルの基準策定を巡る裁判³⁷の例に見られるように、旧法の下では、How safe is safe? を巡って国と利害関係者 (市民団体を含む) との間でしばしば法廷論争が繰り返りひろげられてきた。

1990年法における初期リストによる規制対象物質の法定化とMACT排出基準 (策定しやすい客観的指標) の提示は、連邦議会が政治的決断を持ってこれに対処したことの現れであると思えることができる³⁸。なぜなら、科学的不確実性の存在と規制システムの「律法主義・敵対的」側面がEPAの意思決定と施

³² 排出基準に違反した発生源は、EPAに対して「始末書」(Summary Report) と「過剰排出及び継続モニタリング・システム性能報告」(Excess Emission and Continuous Monitoring System Performance Report) を提出することが義務づけられている (40 C.F.R. § 63.10 (e) (3))。

³³ 42 U.S.C. § 7412 (f) (1)。

³⁴ EPAは残留リスクが認められる場合には、議会に対して同リスクを是正するための立法を勧告しなければならない (§ 112 (f) (1) (D))。このとき、議会が同勧告に基づく立法を行わない場合には、EPAは残留リスクに対して独自に追加的な排出基準を策定することとされる (§ 112 (f) (2) (A))。

³⁵ もっとも、EPAは申し立てを受けて、189物質の初期リストを見直すことができる (§ 112 (b) (3) (B)、(C)、(D))。事実、1996年、EPAはカプロラクタムを同リストから削除している。

³⁶ Stensvaag and Oren (1993) は、1990年法においてMACT排出基準が第一次的な排出基準として採用された理由を、「新しいNESHAPs (有害大気汚染物質に関する連邦排出基準) の設定に関して極めて詳細な規定を設けることによって、議会がEPAの裁量を厳しく制限し、もって、この革新的な規制変更がEPAの裁量によって骨抜きにされることを防いだ」(意識) ためであると評価している (Chapter11, p.23)。

³⁷ *Natural Resource Defense Council v. EPA*, 824 F. 2d 1146 (D.C.Cir.1987)。なお、判例の内容の概要については田辺 (1999a) 9-10頁を参照されたい。

³⁸ 立法時の上院委員会報告は「規制対象となる化学物質の初期リストを設け、それに最大限実施可能な汚染防止技術に基づく排出基準を要求することにより、この法案 (1990年法の規定のこと—筆者注) は、現行法の下での健康ベースの基準策定プロセスを機能不全に陥らせている「規制的怠惰」(inertia) を克服するための規制の実効性を与えているのである」と述べている (S. Rep. No.228, 101st Cong., 1st Sess. 156 (1989))。

策の実行を阻害し「規制の空白」(物質に対する排出規制が一向に進展せず、実際問題として規制が無いのと同じ状態になってしまうこと)を生じさせていたからである。すなわち、規制対象物質の法定化及びMACT排出基準の提示という連邦議会の決断によって、EPAは政策(価値)判断の重圧から、そして社会は際限ない法廷論争から解放され³⁹、「規制の空白」状態の継続が回避されたのである。

②Political Chemicalへの対応

上記①で述べた点は、political chemicalの概念を用いて説明することも可能である。すなわち、1990年法における物質の法定化とMACT排出基準の提示は、物質の選定と基準策定に関わる広範囲に及ぶ論争や政治的圧力——これらは「律法主義・敵対的」規制スタイルの下ではしばしば法廷論争の形で現れる——に対する「防火壁」となり、新たなpolitical chemicalの出現を未然に防いだと考えられる。因みに、先述のSalter (1988)は、トロントの鉛論争のケースにおいては、排出基準値の法的根拠が曖昧で、かつ規制当局・利害関係者に十分に理解されていなかったことが、その後の論争を混乱させた要因の一つであった、と分析している⁴⁰。

加えて、1990年法が排出基準の見直しに係るルールを明確にしていること (§ 112 (d) (6) ⁴¹) 等もまた、際限ない論争や政治的圧力に対する「防火壁」となり、規制対象物質がpolitical chemicalとなることを未然に防い

だ可能性がある。

③MACT排出基準と予防原則

1990年法は、「Technology First, Then Risk」⁴²という二段階アプローチを採用し、残留リスクへの対応を担保しつつも、MACT排出基準という抑制コストを考慮に入れた基準を制度の中心に据えている。これは、同規制における予防原則的な考え方⁴³が、社会的トレードオフの考え方を受け入れるリスク分析的アプローチの延長線上にあることを意味している⁴⁴。このことは、立法時の上院委員会報告が「非常に多くの有害大気汚染物質を規制対象とする」(少しでも疑わしい物質は規制対象とする)という「強い前提」(a strong presumption)の代償として、排出基準にMACTを用いた実現可能な排出基

⁴¹ EPA (長官)は、必要な場合には、§ 112の下で設定された排出基準(MACT排出基準等)を、設備の運用・工程、排出抑制技術の進展を考慮に入れて、少なくとも8年毎に評価・見直しすることとされる。42 U.S.C. § 7412 (d) (5)。

⁴² EPA (1998)は、新法における規制方式をこのように呼称している(EPA (1998) p.6)。

⁴³ もっとも、1990年大気浄化法の法文自体は、予防原則を直接示唆するような文言を用いているわけではない。

⁴⁴ こうした考え方とは反対に、「予防原則」をリスク分析的アプローチから独立した、一つの原理原則として捉える考え方もある。こうした考え方は、「絶対的予防的措置」とも言うべき(下村(2001)166-167頁)規制、すなわち、しきい値(threshold quantity)を超える汚染事実の存在のみを規制の要件とし、技術的实现可能性や経済的要因よりも予防目的の達成を優先させる、という規制の背景にある考え方にも繋がり得る。下村(2001)はこうした「絶対的予防的措置」の規制の例として、大気浄化法 § 211 (c) (1) (42 U.S.C. § 7545 (c) (1))の燃料及び燃料添加物規制の規定をあげている(下村(2001)166-167頁)。しかし、下村(2001)も指摘するように、その実際の規制においては、しきい値の判断基準・決定方法等については、規制当局に大きな裁量が認められている。規制当局は科学的不確実性の下で裁量を行使しなければならないわけであるから、このことは、規制の内容が、実際問題として、政策判断という主観的価値を反映した形で決められるということの意味する(下村(2001)167頁)。したがって、「絶対的予防的措置」とは言っても、実際の規制においては、技術的实现可能性や経済的要因等が考慮される形で、規制の内容が定まる(例えば、あるレベルのしきい値が決められる)例が多いのではないかと筆者(田辺ら)は考える。

³⁹ もっとも、後者(基準策定を巡る法廷論争に歯止めがかかったこと)については議論の余地があろう。188物質も規制対象とされたことによって、かえって訴訟の数が増えた可能性はある。しかし、MACT排出基準の指標が法律で示されたことによって、少なくとも排出基準値設定を巡るHow safe is safe? といった法廷論争は(残留リスクの存否を巡る判断の局面を除いては)回避されたのでは無いかと考える。

⁴⁰ Salter (1988) pp.103-104,165.

準を設定することによって法的バランスをとった（利益衡量をした）と述べている⁴⁵ことから理解される。

④規制の執行

1990年法の下では、排出基準違反に対して明確な罰則規定が設けられていない。すなわち、先述のように、違反発生源に対しては、始末書（Summary Report）等の提出が要求されるだけであり、罰金等が課せられることは無い。規制遵守の担保となり得るのは、EPAによる当該発生源の排出データの開示措置である。

このことは、一瞥すると、米国の敵対的な規制スタイルと矛盾しているようにも見える。しかし、これについては次の二つの点から理解することが可能であろう。

第一は、規制対象とされる多くの化学物質の人体・生態系への影響に関しては科学的不確実性が存在するため、これら物質に対して罰則を伴うような基準設定を行うことはできない、という理解である。すなわち、それは、予防的観点から規制を加える場合であっても、人体・生態系への影響が定かではない物質の排出を非常に厳しいサンクションをもって規制することは、法的バランスに欠く、という配慮からとられた措置であり（排出基準にMACTを用いた実現可能な排出基準が設定されたことともあわせて考えよ⁴⁶）、いわば予防原則における比例原則とも呼ぶべきものである。

第二は、規制対象となる有害大気汚染物質の発生源は多種多様であり、規制当局がすべての基準値違反に罰則で対処することは実際問題として非常に困難であるか、あるいは膨

大な執行コストを要することとなる。したがって、むしろ排出状況等に関する情報を開示し、それを当該発生源に関わる様々なステーク・ホルダー——周辺地域に居住する一般公衆、株主、取引先等——に「監視」させることのほうが、効果的・効率的な規制運用が可能になる、という理解である。「訴訟社会」という言葉に象徴されるように、米国では、規制システムが「律法主義・敵対的」に運用されている。この点を勘案すれば、こうした情報開示措置を契機として、当該発生源と利害関係を有する者（一般公衆、株主、取引先等）が、法的アクション（訴訟等）や市場取引（当該発生源企業の株式の売買や製品の購入）を通じて、発生源に対して排出基準遵守のプレッシャーを与え続ける可能性があり、規制当局のみによる規制・取り締まりよりも、はるかに効果的な規制執行が期待できる。その意味において、これは、「律法主義・敵対的」規制システムの「民間委託」による運用とも呼べるだろう。

また、この情報開示措置を中心とした規制は、科学的不確実性のある物質に対する制御を、規制当局による一律の規制に委ねるのではなく、一般公衆を含む社会の各層に判断・実施させる、という側面をも有している。すなわち、ステーク・ホルダーによる、当該物質を排出する企業に対する法的アクションや市場での評価が、排出行為を実質的に制御することに繋がる⁴⁷。このことは、規制政策における公衆参加という観点からも注目し値しよう⁴⁸。

⁴⁵ S. Rep. No.228, 101st Cong., 1st Sess. 156 (1989) .

⁴⁶ 前出の立法時の上院委員会における議論を参照せよ (Ibid)。

⁴⁷ 大気浄化法が、市民訴訟 (citizen suits) に関する規定 (§ 304) を置いていることも、これを補完する方向で働くものと思われる (42 U.S.C. § 7604)。

3.3 我が国大気汚染防止法における「有害大気汚染物質対策の推進」

(1) 制度概要

昭和43（1968）年に制定された大気汚染防止法は、当時火急の課題とされていた公害対策を主たる目的としており、規制対象物質もSO_x、ばいじん等を主眼としていた。ところが、近年、大気中化学物質の低濃度長期暴露による健康影響が懸念されるようになり、これを「未然に防止」する目的（法第18条の20）で、平成8（1996）年に「有害大気汚染物質対策の推進」（第2章の3）の規定が大気汚染防止法に新たに導入された。

この規定自体は、事業者等関係各主体の責務・努力等を抽象的な形で定めるにとどまり（法第18条の21乃至第18条の24）、その具体的施策の運用を行政の広範な裁量に委ねている。現時点におけるその施策は以下のとおりである。

(i) 平成8年10月、中央環境審議会は「有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質」として234物質を、うち「優先取組物質」として22物質⁴⁹を答申した⁵⁰。そして、「優先取組物質」のうち、ダイオキシン類対策特別措置法（平成11年7月制定）の施行に

よって別途対策が進められているダイオキシン類、並びにクロロメチルエーテル及びタルクを除く19物質に関して、国及び地方公共団体による大気環境モニタリングが実施された⁵¹。

(ii) 「優先取組物質」のうち、ベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン及びダイオキシン類の4物質については、「指定物質」として、物質排出施設（「指定物質排出施設」として政令⁵²で指定）毎に排出基準（「指定物質抑制基準」）を設定（告示で設定）。都道府県知事は、施設設置者に対して同基準を勧告して排出又は抑制について勧告を行うことができる（大気汚染防止法附則第10項）とした。なお、ダイオキシン類の抑制基準は、ダイオキシン類対策特別措置法の施行に伴い、平成13年1月をもって廃止された。

(iii) 閾値の無い物質に係る環境基準については、生涯リスクレベル10⁻⁵を当面の目標⁵³として指針値を設定（健康リスクに基づき環境基準を設定）。同環境基準を達成できるように、「指定物質」に関する排出基準が設定された。

(iv) 「優先取組物質」のうちベンゼン等12（現在は13）物質⁵⁴に関しては、平成8年、通産省及び環境庁（いずれも当時）は、「事

⁴⁸ もっとも、情報開示措置を通じたこうしたメカニズムが、特定の発生源から排出される特定の化学物質をpolitical chemical (s) 化させてしまう可能性も否定できない。これが、我が国における有害大気汚染物質排出規制において類似の規制が導入されなかった理由であるかも知れない。もっとも、これらの点に関してはさらなる考察が必要であり、今後の研究課題とした。

⁴⁹ アクリロニトリル、アセトアルデヒド、塩化ビニルモノマー、クロロホルム、クロロメチルメチルエーテル、酸化エチレン、1,2-ジクロロエタン、ジクロロメタン、水銀及びその化合物、タルク（アスベスト様繊維を含むもの）、ダイオキシン類、テトラクロロエチレン、トリクロロエチレン、ニッケル化合物、ヒ素及びその化合物、1,3-ブタジエン、ベリリウム及びその化合物、ベンゼン、ベンゾ[a]ピレン、ホルムアルデヒド、マンガン及びその化合物、六価クロム化合物の計22物質。

⁵⁰ 中央環境審議会「今後の有害大気汚染物質対策のあり方について（第二次答申）」（平成8年10月18日）

⁵¹ 大気環境モニタリングの概況については、中央環境審議会「今後の有害大気汚染物質対策のあり方について（第六次答申）」（平成12年12月19日）別添1「有害大気汚染物質に関するこれまでの取組の評価及び今後の対策のあり方について」1-2頁を参照のこと。

⁵² 大気汚染防止法附則第9項、大気汚染防止法施行令附則第4項、同施行令別表第6

⁵³ 中央環境審議会「今後の有害大気汚染物質対策のあり方について（第二次答申）」（平成8年10月18日）

⁵⁴ アクリロニトリル、アセトアルデヒド、塩化ビニルモノマー、クロロホルム、1,2-ジクロロエタン、ジクロロメタン、テトラクロロエチレン、トリクロロエチレン、1,3-ブタジエン、ベンゼン、ホルムアルデヒド、二硫化三ニッケル及び硫酸ニッケル、ダイオキシン類（平成9年9月追加）の計13物質（ニッケル化合物は一物質としてカウント）。

業者による有害大気汚染物質の自主管理促進のための指針」を策定し、事業者団体による自主管理計画の作成とそれに基づく自主的な排出抑制を促した。

なお、以上を各物質の規制相関図としてまとめると図1のとおりとなる。

大気汚染防止法附則（平成8年）は、本改正法施行後3年を目途に、本制度について検討を加え、その結果に基づいて、所要の措置を講ずる旨を規定しており（法附則第3項）、上に述べた諸施策による排出抑制の効果が得られない場合には、法規制をとることもあり得る旨を示唆している。なお、本附則の規定を受けて、中央環境審議会大気部会において、有害大気汚染物質に関するこれまでの取組の評価と今後の対策のあり方について審議が行われ、その結果が、平成12（2000）年12月に中央環境審議会「今後の有害大気汚染物質対策のあり方について」（第六次答申）の一部として答申された⁵⁵。

(2)分析と考察

①広範な行政裁量

我が国の有害大気汚染物質対策は、米国の場合のように法律の規定をもって規制当局の裁量に厳しい制限を課すのではなく、行政の裁量を広く認めている点に特色がある。

先述のように、米国では、「律法主義・敵対的」な規制スタイルが「規制の空白」を生み、結果としてEPAの裁量を制限する形で法律（連邦議会）が同庁に対して法定規制物質に対する排出基準策定等の断行を促すに至った。しかし、我が国の「非律法主義・協調

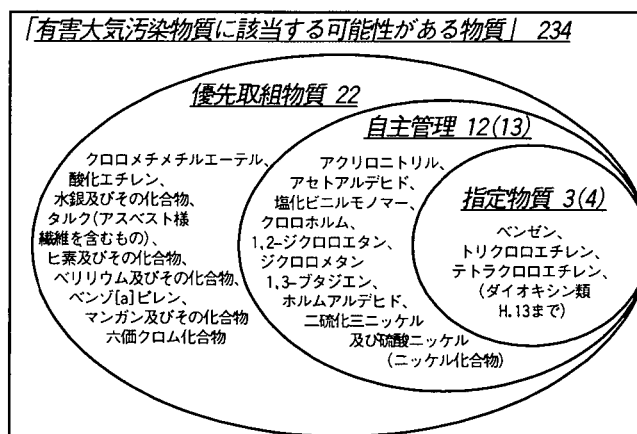


図1 各物質の規制相関図

的」規制スタイルの下では、Kagan（2000）も指摘するように「規制政策が、政府官僚と良く組織された（well-organized）業界団体との間の非公式な相互作用の中で形成される」⁵⁶ため、行政の裁量を広く認めたとしても、米国の例に見られるような訴訟・法廷論争による政策阻害の可能性は低いと考えられる。むしろ、我が国の場合には、行政に広範な裁量を付与することによって、被規制者の特性に応じた柔軟かつきめ細かな規制・施策の実行が可能となり、効率的かつ効果的な排出削減が進む可能性が大きいと考えられる。

もともと、我が国では、規制当局が被規制者との「協調性」を強調するあまり、（被規制者との間で合意に達しなかったものについて）基準策定・改定が先送りされたり、その執行が十分に担保されない可能性がある⁵⁷。とは言え、これに対処するために規制政策に関わる細かい手続を米国のように法律で規定してしまうことは、我が国の「非律法主義・協調的」規制システムの利点——弾力的な政策運用、被規制者に対する実効性ある政策誘導等——を大きく損なうことに繋がる。ここ

⁵⁵ 同答申別添付1「有害大気汚染物質に関するこれまでの取組の評価及び今後の対策のあり方について」。なお、内容の詳細については、同答申を参照されたい。

⁵⁶ Kagan（2000）p.228.

⁵⁷ 主として地方自治体における環境行政の例であるが、このメカニズムについてはKitamura（2000）が詳しい。

に、我が国の環境規制政策の抱えるジレンマがある。

②予防的措置と技術・経済調和条項

我が国の有害大気汚染物質対策は、予防原則（未然防止）の考え方を法律に明文化している（大気汚染防止法第18条の20）。そこでは、「科学的知見の充実の下に、将来にわたって人の健康に係る被害が未然に防止されるようにすることを旨と」（同条）することが規定されており、同規定における予防原則が科学的知見の充実の下に具体化されるべきことが定められており⁵⁸、米国法におけるMACT排出基準規制のような「技術調和条項」や、いわゆる「経済調和条項」の規定は見られない⁵⁹。

しかし、先述のように、本規定では、その実際の施策として、規制による強制的措置を伴わない事業者団体の自主的取組（自主管理計画の作成とそれに基づく自主的排出抑制）が活用されていること等から、本規定における予防原則は、実際問題として、技術的・経済的要因を考慮に入れたもの、すなわち、社会的トレードオフの考え方を受け入れるリスク分析アプローチの延長線上に位置づけられるものとして運用されていると言って良い⁶⁰。

本規定が、MACT等に代表される「技術

調和条項」や「経済調和条項」等の形で、このことを明文化しなかったことに関しては、以下の二つの意義があると考えられる。

第一は、排出基準策定等の場面で、基準策定の政策的・価値判断的側面を強調したくない、あるいは科学的議論と政策的議論との混同を引き起こしたくない⁶¹、という規制政策上の配慮である。すなわち、基準策定の価値判断的側面が強調されると、多くの政治的論争を生じさせ、特定の物質をpolitical chemical としてしまう危険性がある。また、科学的議論と政策的議論とが混同すると、政策判断に供される、科学的基礎に係る研究の結果の信憑性すら危うくなる可能性もある⁶²。本規定が明文をもって「科学的知見の充実」を強調しているのもこの点から理解できよう。

加えて、政策的・価値判断的側面を正面に出すならば、何故そのような判断に至ったか、についての説明責任を判断者自ら（この場合規制行政当局）が負わなければならない。その意味で、事業者団体の自主的取組（自主管理計画の作成とそれに基づく自主的排出抑制）の活用は、この説明責任を事業者側に負わせる、という意味をも有していると言える。

第二は、我が国では、「経済調和条項」が社会に対するbad messageとなり得るため、

⁵⁶ Kagan (2000) p.228.

⁵⁸ もっとも、当然のことながら、予防原則の本旨に鑑み、深刻な、あるいは不可逆的な環境・人体への被害・損害が生じるおそれがある場合には、科学的不確実性の存在を理由に、対策をいたずらに先延ばしすべきでは無いと言える。

⁵⁹ 環境基本法の場合には、予防原則の考え方を規定する第4条の中に、経済調和条項とも読みとれる文言が定められている。但し、その文言は「環境への負荷の少ない健全な経済の発展を図りながら持続的に発展することができる社会が構築されること」という抽象的な内容である。

⁶⁰ なお、平成8年の「事業者による有害大気汚染物質の自主管理促進のための指針」においては、各事業者は排出管理目標を達成するため、「現時点で利用可能な排出抑制技術の活用を努める」と記述されており、技術的要因への配慮が認められている。

⁶¹ この点は、我が国以外の国においても見られるところである (Salter (1988) pp.168-169.)。もっとも、我が国の場合は、米国よりも科学的議論と政策議論との混同が生じやすいとも言える。なぜならば、米国では政策判断によるMACT排出基準と、基本的には科学研究を基礎とする残留リスクへの対応とを法律の規定でもって明確に区別している (“Technology First, Then Risk” という二段階アプローチ) が、我が国の場合には、行政府に広範な裁量を認めており、場合によってはこの峻別がつきにくい局面も生じ得るからである。

⁶² その意味において、本稿前出注4で述べた、NO₂の環境基準の再検討に係る中央公害対策審議会専門委員会で行われた議論の評価は非常に興味深いと言える。

本規定は「経済調和条項」及びその考え方に繋がる「技術調和条項」を排除した、という点である。すなわち、かつて我が国で公害が深刻だった頃に、「経済調和条項」が汚染者によって汚染行為を正当化するレトリックとして盛んに用いられることもあったため、「経済調和条項」をあえて明文化してしまうと、過去の経験から国民の間に疑念を生じさせてしまうことにも繋がり得るし、また、一部の心ない事業者が「経済のためならば汚染も許される」と受け止めてしまう可能性がある⁶³。

以上に述べたような配慮から、本規定においては、「技術調和条項」や「経済調和条項」があえて明文化されていないと考えることも可能である。

③ 予防的措置における比例原則の具現化

我が国の有害大気汚染物質対策は、物質を (i) 「有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質」、(ii) 「優先取組物質」、(iii) 「指定物質」、(iv) 指針によって指定された13物質、に分け、それぞれの性質、すなわち、リスクの重大性、対策の緊急性等に応じて異なる対策措置を用意している。そして、そこでは、リスクが大きく対策の緊急性が高いもの（例えば、ダイオキシン類、「指定物質」）ほど、従来型のコマンド・アンド・コントロールに近い措置がとられ、逆にそうではないものに関しては情報的手段に近い措置がとられるという傾向が観察される（図2参照）。これは、リスクが相対的に大きい物質ほど厳しい対策がとられる、という点で比例原則の採用を示唆するものである。このように、我が国における有害大気汚染物質対策は、物質の種類毎に、そのリスクの性質に応じたきめ細かな対策措置が行政の裁量の下で講じられており、個々の物質に対する排出基準値が異なる

	物質カテゴリー	リスク・対策の緊急性	規制の“強さ”	対策の内容
①	指定物質(4)	リスク緊急性高 緊急性低 不確実性高	“強い”規制 Command and Control “弱い”規制 警告・啓蒙	排出基準の策定と勧告
②	自主管理(13)			自主管理計画の作成と自主的排出抑制
③	優先取組物質(22)			うち19物質に対して大気環境モニタリングを実施
④	有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質(234)			物質名のリストアップ

図2 予防的措置における比例原則

るとは言え、同一のスキームの下で188物質に規制を加える米国の法制とは異なっている。

④ 自主的取組の活用

我が国の対策では、指針によって指定された13物質について、事業者団体の自主的取組（自主管理計画の作成とそれに基づく自主的排出抑制）が活用されており、注目される。こうした自主的取組は、平成12年12月に策定された「環境基本計画—環境の世紀への道しるべ—」においても、「事業者の専門的知識や創意工夫をいかしながら複雑な環境問題に迅速かつ柔軟に対処していくための主要な政策手法の一つとして、地球環境問題や産業廃棄物問題、化学物質問題などを中心に積極的に活用して」いく旨が述べられている⁶⁴。

政策手段として見た場合、有害大気汚染物

⁶³ こうした背景の下、我が国では、昭和45年の第64回国会（いわゆる「公害国会」）において、公害対策基本法等の規定の中から「経済調和条項」が削除され、経済優先との疑念を払拭されたことは、注目すべき事実である（環境庁企画調整局企画調整課（1994）12頁）。

⁶⁴ また、平成12年12月の環境基本計画は、環境政策における自主的取組の活用の利点として、それが技術革新への誘因となり、関係者の環境意識の高揚や環境教育・環境学習にも繋がる、という点をあげている。そして、自主的取組を政策手法として活用するために、実施状況の公表や行政による関与等、チェック手段の確保を図り、政策手法として明確な位置づけを行うことが望まれる、としている（同29頁）。

質対策における自主的取組の活用には、特に以下にあげる三つの点で意義があると考えられる。

第一は、「優先取組物質」ではあるが、「指定物質」ほどリスクが大きいとは認識されていない、あるいは科学的不確実性の高い物質（「13物質」）に関しては、コマンド・アンド・コントロール型の厳しい規制の対象には馴染まないため、自主的取組の活用を導入した、という点である。すなわち、比例原則的な考え方に基づく自主的取組スキームの選択という意義である。

第二は、我が国の「非律法主義・協調的」規制システムの下では、良く組織された事業者団体を通じて政策を実施したほうが、発生源（被規制者）の理解を得られやすく、また結果的に効率的かつ効果的な抑制策に繋がる可能性が高い、という点である。殊に、多種多様な物質と多種多様な発生源を対象とする有害大気汚染物質対策の場合には、従来のコマンド・アンド・コントロール型の規制に拠るならば、執行面における膨大な行政資源の投入は避けられない他、その実効性の確保すら覚束無い。自主的取組の活用によって、こうした行政コストの肥大を避けることが可能となる他、物質排出に関して専門的な知見を有する各発生源あるいは事業者団体が、最もコスト効果的な排出抑制策を選択することが可能となる。

第三は、自主的取組の活用によって、具体的対策の選択に係る説明責任（事業者団体は何故そのような内容の対策を講じるのか）と目標達成に係る責任とを発生源である事業者側に負わせることができるという点である。このことは、発生源の有害大気汚染物質に対する認識を向上させることにも繋がり得る。

なお、事業者による自主管理は、平成9年度以降3ヶ年にわたって実施され、その実績

において、各物質とも削減率で目標約30%のところ、（別法対応とされているダイオキシン類を除く）12物質の排出量単純加算値が41%減となっている他、個別物質毎についても全物質に関して削減目標が達成（排出量の全国単純加算値）される等、全国的なレベルから見れば大きな成果を挙げたものと評価できる⁶⁵。

3.4 小括

日米の各法制度に見る相違は、それぞれ異なった規制システムの下で、有害大気汚染物質排出規制が本質的に有する性質・課題（第2章参照）を克服・具現化しようとしたことに起因する。すなわち、日米における有害大気汚染物質対策スキームの相違は、Kagan（2000）らの仮説に言う「米国＝形式主義、律法主義、敵対的」、「日本＝非形式主義、非律法主義、非敵対的・協調的」という、対照的とも言える規制スタイルの相違を反映したものであるとして理解し得る（図3参照）。したがって、日米のどちらの法規制のやり方が優れているか、あるいは劣っているか、について単純に結論を下すことはできないと言ふべきである⁶⁶。

3.5 本分析に関する若干の議論

もっとも、本章で展開した分析に対しては、次のような批判・議論も提起され得る。

すなわち、日米における規制スタイルの差

⁶⁵ 中央環境審議会「今後の有害大気汚染物質対策のあり方について（第六次答申）」（平成12年12月19日）2頁。なお、個別対象物質毎の排出量の変化（全国単純加算値）と目標達成率に関しては、同答申別添1-1「表3. 自主管理計画の進捗状況」を参照のこと。

⁶⁶ 優劣の判断を下すためには法規制の制度上の理解に加え、その実施・執行過程の実際を詳細に知る必要がある。同様の問題意識の下、水質汚濁防止規制に関するケース・スタディの日米比較を試みた論考として青木（1998）がある。

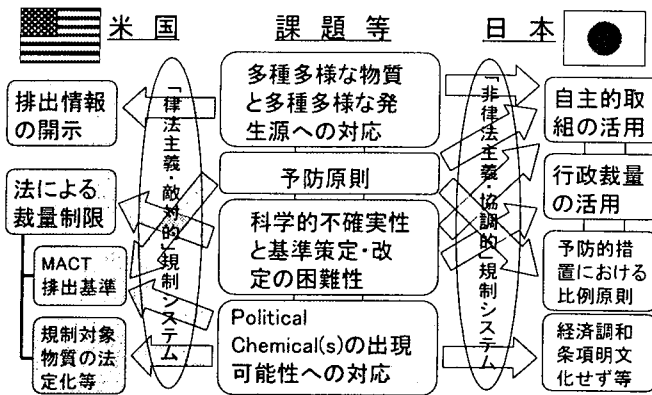


図3 有害大気汚染物質対策における日米の法的対応の違い

異は、専ら、規制策定過程及び執行過程において、それぞれの社会が投入した環境規制リソース（例えば行政資源等）の差を反映したものに過ぎないのではないか、という批判である。例えば、米国ではEPAのように巨大な行政資源（執行のための費用、人的資源等）を擁する機関が規制の執行にあたるため、「形式主義、律法主義、敵対的」な執行が可能となるが、行政資源に大きな制約のある我が国では、被規制者の協力なくしては規制の実現の担保が不可能となるため、実際問題として「非形式主義、非律法主義、非敵対的・協調的」な執行に拠らざるを得ない、というのである。この論をつき進めるならば、我が国でもEPA並のリソースが行政に投入されれば、「形式主義、律法主義、敵対的」な規制スタイルに移行する可能性が大きい、という結論が導き出されることとなろう。

もっとも、環境規制に対するリソースの投入量の差のみが、規制スタイルの相違を決定づける、というのは極端な見解であると考えられる。なぜならば、我が国でも、公害問題が火急の社会的課題とされていた時代にあつては、米国と同様に「形式主義、律法主義、敵対的」な規制スタイルが専らとられていたが、そこに投入された行政資源は必ずしも潤沢で

はなかったと見られるからである⁶⁷。また、米国では本来的に「形式主義、律法主義、敵対的」な規制スタイルがとられていたからこそ、その結果として、投入される行政資源が膨らんだのだ、という見方も同時に成り立ち得る。

したがって、行政資源等の環境規制リソースの差は、規制スタイルの差を説明する大きな要因の一つであるが、それだけが、スタイルの相違をもたらす決定的な要因では必ずしもない、と考えるべきであろう。

4. 我が国法の課題と提言

先述のように、日米における有害大気汚染物質排出規制の比較から、その優劣を単純に結論づけることはできない。しかしながら、それぞれの法規制が、何らかの克服すべき課題を有していることも事実であり、その対応策を考察するにあたっては、本稿が試みた比較法分析からの示唆が参考となる点も少なくない。

そこで、本章では、先の分析を踏まえた上で、我が国の法規制が抱える課題の幾つかを指摘し、それを克服するための施策について検討を加えることとしたい。

4.1 行政裁量と科学的知見

先述のように、我が国の有害大気汚染物質排出規制は行政に広範な裁量を認めている。しかしながら、これは、基準策定等の局面で、科学的議論と政策議論との混乱を招くことに繋がり得る可能性を有している。

基準値等の最終的な決定が政策判断によるのは言うまでも無いが、その判断材料となる

⁶⁷ 詳細については、橋本（1988）を参照のこと。

科学的基礎に係る調査・研究までもが特定の政策の影響を受けてしまうことは望ましくないと考える。それには以下の二つの理由がある。

第一は、責任の所在、すなわち、それが行政の責任に属するものであるか、あるいは科学者の責任に属するものであるか、が曖昧になってしまうことである。

第二は、予防原則の「錦の御旗」の下に、科学的にみてナンセンスな基準値・対策が採用されてしまう危険性があることである。十分な科学的な検証を欠く予防的措置の発動が、かえってリスクを増大させることに繋がりがり得ることは、水俣病の初期対応の誤りの事例からも明らかである⁶⁵。また、Salter (1988) の研究は、十分な科学的基礎が欠けた政策決定においては、現行の基準値の妥当性よりも、如何にそれを厳しい数値に置き換えるか、といった方向に議論が進みやすいことを示唆している⁶⁶。我が国においても、「まずは諸外国の基準よりも厳しく基準を設定するところから議論をはじめよう」といったこ

とが過去あったのではないだろうか。

したがって、「科学的知見の充実の下に」(大気汚染防止法第18条の20) 施策が実施されることを担保するために、政策決定過程における科学と政策との役割・責任分担を峻別するための何らかの仕組みを整えておくことが必要不可欠であろう。そして、その具体的な方法としては、政策決定過程における手続の確立と透明性の確保とが極めて有効であると考える。

4.2 political chemical への対応

ある特定の化学物質がpolitical chemical (s) になってしまった場合の法的対応のあり方もまた、克服すべき課題の一つである。

「律法主義・敵対的」な規制スタイルに拠る米国の場合には、political chemical (s) の出現は法廷論争を誘発する可能性が高く、結果としてそれが政策の実現を阻害する方向に働く。逆に、「非律法主義・協調的」な規制スタイルに拠る我が国の場合には、同物質について政治的に最も影響力のある利害関係者(一般市民をも含む)の声がそのまま規制スキームに反映されてしまうことに繋がりがりやすい。

例えば、ある化学物質がpolitical chemical (s) となり、厳しい規制を求める一般公衆の声が高まった場合、規制当局はこれを汲み取って厳しい基準を設定し、当局との良好な協調関係を維持したい事業者は最終的にはこれに従うであろう。しかし、その過程においては、科学的不確実性の議論やリスク・トレードオフ(当該物質を厳しく規制することによってどの種類のどの程度のリスクが減り、逆に異なる種類のリスクがどの程度増えるか)の冷静な議論が入る余地がない。このため、我が国では、1999年のダイオキシン類騒動の例に見られるように、十分なりスク・ト

⁶⁵ 水俣病は、その発見から政府による公式見解(昭和43年)に至るまでに12年間も要している。水俣病は、当初伝染病であると考えられ、患者発生地域では、市衛生課による消毒、殺虫剤散布等の「予防的措置」がとられた。こうした誤った「予防的措置」は、水俣病の原因究明を遅らせたのみならず、次のような社会経済への悪影響を及ぼした。第一に、水俣病の原因が魚介類を介したメチル水銀の摂取であることが一般には認識されなかったため、患者の家族の中には、病人に少しでも良質の栄養を与えようとして、自らが獲ってきた汚染された魚介類を食べさせ、かえって症状を悪化させた者もいた(水俣病に関する社会科学的研究会(1999)12頁)。第二に、水俣病が伝染病であるという誤解は、研究が進みその疑いが払拭された後であっても、差別等の形で、地域社会に深刻な遺恨を残すこととなった(同36頁)。また、伝染病説が否定され、工場排水が疑われるようになった後ですら、当初はマンガンが疑われ、次にセレン、さらにタリウムと代わり、最後に水銀に達したという経緯がある(同33頁)。もしも、マンガンが原因物質であると発表された段階で、マンガンの排出が完全に禁止されたとしたら、水銀に対する原因究明はますます遅れ、被害はさらに拡大したものと思われる。

⁶⁶ Salter (1988) p.165.

レードオフ等の議論が無いままに、刑事罰（しかも直罰規定⁷⁰）を含む厳しい規制が political chemical (s) に課せられてしまう可能性がある⁷¹。

したがって、我が国においては、不必要な political chemical (s) の出現を未然に防止するための対策が必要である他、一旦特定の物質が political chemical (s) になってしまった場合には、冷静なリスク・トレードオフの議論の場を制度的に保証する等して、拙速な規制に繋がらないように留意すべきであると考えられる。

もっとも、political chemical (s) であっても、その殆どは何らかの重大なリスクを有していると考えられるから、予防原則の本旨に基づき、対策をいたずらに先延ばしすべきではない。したがって、冷静なリスク・トレードオフの議論がなされている間であっても、例えば、技術ベースに基づく排出抑制のための行政的措置を時限的に（暫定措置として）講じること等は、必要に応じてとられるべきであろう。

4.3 自主的取組

事業者による自主的取組（自主管理計画の作成とそれに基づく自主的排出抑制）の運用に関しても、克服すべき課題が幾つかある。

第一は、本スキームの下では、発生者間の公平を担保することが困難であるという点である。すなわち、①事業者団体間で要求される対策の内容が異なる、②同一の事業者内においても発生者間で「客観的排出管理目標」⁷²が異なる、等といった問題が生じる。殊に、事業者団体が野心的な「自主管理計画」を策定し、その履行の担保を所属事業者の大規模発生源に求めた場合には、結果として、特定業種の大規模発生源を狙い撃ちにした抑制スキームと大差がないことになってしまう。今

後、こうした自主的取組を活用した施策をとる場合には、特定発生源に対する狙い撃ち的な排出抑制に繋がらないように留意する必要がある他、何らかのフリーライダー対策を講じる必要があると考える。

第二は、自主的取組の下での目標未達成の責任を事業者のみに負担させることが、実際問題として適切ではない局面もあり得る、という点である。すなわち、事業者による自主的な目標の設定とは言っても、我が国の「非律法主義・協調的」規制システムの下では、同目標は規制当局の意向を反映したものになると予想される。このとき、場合によっては、大変野心的な目標が設定される可能性もあり、そのようなケースについてまで、目標未達成の責任を、それが自主的取組であるからという理由だけで、事業者サイドに一方的に負わせるのは、規制負担配分の公平性に欠けると考える。

また、このような自主的取組を活用した環境政策を実施するにあたっては、上に述べた課題の克服に加えて、各企業・事業者が自主スキームに進んで参画できるようにするためのインセンティブの付与も必要となろう。

本スキームでは、大気汚染防止法附則（平成8年）第3項が自主管理計画による排出抑制効果が得られない場合の法規制導入可能性を示唆していることが、自主スキーム参画への誘因となったと見られるが、これはインセンティブというよりもむしろ威嚇に近い。自主スキームに規制当局の意向が強く反映され

⁷⁰ ダイオキシン類対策特別措置法の場合、例えば第45条第1項第1号等

⁷¹ 田辺 (1999b) 46頁

⁷² 「事業者による有害大気汚染物質の自主管理促進のための指針」では、各事業者は所属している業種又は類似した業種で策定された自主管理計画を踏まえた上で「客観的排出管理目標」（排出原単位 and/or 排出量）を策定するものとされる。

ている場合にあっては、威嚇を通じたスキームへの参画要請は、各企業に対する直接的規制と結果的に大差がないこととなってしまう、自主スキーム活用の意義を半減させることにも繋がる。

したがって、威嚇を通じたスキームへの参画要請ではなく、自主スキーム参画企業に対する報奨金の支給や、排出抑制技術導入への低利融資等のインセンティブ付与策が今後前向きに検討されて良い。また、こうしたインセンティブ付与策は、有効なフリーライダー対策の一つにもなり得る。

5. おわりに

以上述べてきたように、我が国の有害大気汚染物質排出規制には幾つかの克服すべき課題も残されている。これらを克服するためには、我が国の「非律法主義・協調的」規制システムを補完するものとして、米国の「律法主義的・敵対的」規制システムの一部を導入すること、例えば、法律による規制手続の一層の整備・明確化を図ること等も、場合によっては必要になると考える。

いずれにせよ、我が国の規制システムの長短を見極めつつ、その長所を最大限に活かし、短所が最小限となるように、有害大気汚染物質対策の制度設計・運用を行うことが必要である。そして、そのためには、具体的な規制・政策手法が、我が国の規制システムの中で十分機能し得るかどうかが、あるいは規制システムの欠点を補完し得るかどうかが、について多面的な観点から評価・検討を加えることが必要不可欠である。

謝辞

本研究論文が成るにあたっては、京都大学大学院エネルギー科学研究科神田啓治教授、同中込良廣教授、福岡大学法学部浅野直人教

授、京都大学法学部木南敦教授から多くの御指導・御示唆を賜った。これらの方々に対して心から感謝の意を表したい。また、本誌匿名のレフェリーの方々からも貴重なアドバイスを賜った。これらの方々に対しても感謝の意を表したい。なお、当然のことではあるが、本論文に関する誤りなどの一切の責任は筆者が負うべきものである。

【参考・引用文献】

- [1] 青木一益 (1998)、「産業排水規制における日米の規制スタイルの相違とその作用に関する予備論的考察——ケース・スタディから得られた知見をてがかりに——」、慶應義塾大学大学院法学研究科論文集第39号
- [2] 池田三郎 (2000)、「リスク管理戦略の形成と予防原則」、日本リスク研究学会誌第12巻第1号
- [3] 環境庁企画調整局企画調整課 (1994)、『環境基本法の解説』、ぎょうせい
- [4] 下村英嗣 (2001)、「『予防的』環境法政策の実施に関する法的諸問題——アメリカ環境法を手がかりに——」、『化学物質・土壤汚染と法制策』環境法政策学会誌第4号
- [5] 田辺朋行 (1999a)、「米国における有害大気汚染物質規制」、主要国の大気保全法制調査報告書所収
- [6] 田辺朋行 (1999b)、「米国におけるダイオキシン類排出規制」、電力経済研究 No.42
- [7] 田辺朋行・杉山大志・田中伸幸、横山隆壽 (2001)、「有害大気汚染物質排出規制の日米比較とわが国法への示唆」、環境法制策学会2001年度学術大会論文報告要旨集
- [8] 橋本道夫 (1988)、『私史環境行政』、朝日新聞社
- [9] 横山隆壽 (2000)、「石炭利用プロセスからの微量物質の排出」、ケミカル・エンジニアリング2000年3月号
- [10] 水俣病に関する社会科学的研究会 (1999)、『水俣病の悲劇を繰り返さないために——水俣病の経験から学ぶもの——』、国立水俣病総合研究センター「水俣病に関する社会科学的研究会」報告書
- [11] Aoki, Kazumasu (2000) “Environmental Regulation: Comparing Japanese and American Industrial Effluent Control: A

- Case Study of the Consequence of Contrasting Regulation Styles” *Law & Policy* 22:319-351.
- [12] EPA, *Taking Toxics out of the Air*, EPA/451/K-98-001 (1998) .
- [13] Jasanoff, Sheila (1995) *Science at the Bar: Law, Science, and Technology in America*. Cambridge: Harvard Univ. Press.
- [14] Kagan, Robert A. (2000) “Special Issue on Regulation in Japan and the U.S.: Introduction: Comparing National Styles of Regulation in Japan and the United States.” *Law & Policy* 22:225-244.
- [15] Kitamura, Yoshinobu (2000) “Environmental Regulation: Regulatory Enforcement in Local Government in Japan.” *Law & Policy* 22:305-318.
- [16] Melnick, R. Shep (1992) “Pollution Deadlines and the Coalition for Failure.” in Greve, Michael.S. and Fred L.Smith, Jr. eds., *Environmental Politics* pp89-103, Praeger Publishers.
- [17] Planter, Z.J.B. et al. (1992) *Environmental Law and Policy: Mature, Law and Society*. West Publishing Company.
- [18] Salter, Liora (1988) *Mandated Science: Science and Scientists in the Making of Standards*. Kluwer Academic Publishers.
- [19] Planter Z.J.B., et al. (1992) *Environmental Law and Policy: Nature, Law and Policy*. West Publishing.
- [20] Stensvaag, J.M. and Oren, C.N. (1993) *Clean Air Act Law and Practice*. John Wiley & Sons, Inc.
- [21] Verweij, Marco (2000) “Why Is the River Rhine Cleaner than the Great Lakes (Despite Looser Regulation) ? .” *Law & Society Review* 34:1007-1054.
- [22] Vogel, David (1986) *National Styles of Regulation: Environmental Policy in Great Britain and the United States*. Cornell University Press, Co.
- [23] William F. Brownell, et al. (1993) *Clean Air Handbook (2nd.ed.)* . Government Institutes, Inc.

たなべ	ともゆき	
電力中央研究所	経済社会研究所	
あおき	かずます	
電力中央研究所	経済社会研究所	特別契約研究員
	慶應義塾大学大学院法学研究科	
すぎやま	たいし	
電力中央研究所	経済社会研究所	
たなか	のぶゆき	
電力中央研究所	狛江研究所	大気科学部
よこやま	たかひさ	
電力中央研究所	狛江研究所	大気科学部