

中国における大気質・水質・自動車リサイクルをめぐる現状分析と政策評価に関する研究

澤津, 直也 / SAWAZU, Naoya

(開始ページ / Start Page)

1

(終了ページ / End Page)

104

(発行年 / Year)

2017-03-24

(学位授与番号 / Degree Number)

32675甲第396号

(学位授与年月日 / Date of Granted)

2017-03-24

(学位名 / Degree Name)

博士(公共政策学)

(学位授与機関 / Degree Grantor)

法政大学 (Hosei University)

(URL)

<https://doi.org/10.15002/00013928>

法政大学審査学位論文

中国における大気質・水質・自動車リサイクル
をめぐる現状分析と政策評価に関する研究

澤津 直也

目次

要旨	1
第 1 章 はじめに：中国の環境問題の現状と課題	4
第 1 節 研究の背景と目的、構成	4
第 2 節 大気質	9
1. 現状認識と問題の所在	9
1.1 経緯	9
1.2 影響	11
1.3 原因	11
2. 大気質改善に関する政策	12
2.1 政府活動報告に基づく 2016 年の施策	12
2.2 大気汚染防止行動計画と具体策	13
3. 本研究（第 2 章）の目的と到達課題	14
第 3 節 水質	16
1. 現状認識と問題の所在	16
1.1 水資源の状況	16
1.2 水質の状況	18
2. 水質改善に関する政策	19
3. 本研究（第 3 章）の目的と到達課題	21
第 4 節 廃棄物	22
1. 現状認識と問題の所在	22
1.1 潜在的な廃棄物発生量	22
1.2 廃棄物の回収統計	23
2. 廃棄物に関する政策	24
2.1 「以旧換新」と「家電下郷」	24
2.2 循環経済促進法	25
2.3 廃棄家電電子製品回収処理管理条例（中国版家電リサイクル法）	25
2.4 循環経済発展戦略短期行動計画	26
2.5 第 13 次五カ年計画と最新の政策	27
2.6 直面する課題	28
3. 本研究（第 4 章）の目的と到達課題	28
第 2 章 大気汚染	29
第 1 節 大気汚染指数からみた中国の大気汚染の状況と評価のあり方に関する一考察 ..	29
1. 新たな大気汚染	29

2.	API の定義	30
3.	分析方法と対象都市	32
4.	API 解析による汚染の状況	32
4.1	主要汚染物質の構成	32
4.2	平均値の経年変化	33
4.3	最大値の経年変化	34
5.	考察	35
第 2 節	詳細な時系列データを用いた大気汚染の原因分析の試み	37
1.	API と AQI	37
2.	大気汚染の固定発生源と移動発生源	38
2.1	固定発生源	38
2.2	移動発生源	39
3.	AQI の定義と PM _{2.5} 濃度との代替性	39
4.	データの入手可能性と分析対象年度	42
5.	分析方法とデータ	43
5.1	重回帰モデル	43
5.2	目的変数	44
5.3	説明変数	46
6.	分析結果とまとめ	48
第 3 章	水汚染	49
第 1 節	汚染排出課徴金制度「排污費」の政策評価と概要	49
1.	排污費制度の政策効果をめぐる従来の議論	49
2.	排污費制度の概要と変遷	50
2.1	「排污費徴収暫定弁法」に基づく旧制度	50
2.2	「排污費徴収使用管理条例」に基づく現行制度	51
2.3	本研究の分析対象	52
2.4	污水部門の排污費徴収状況	52
第 2 節	旧排污費制度の汚染削減インセンティブの計測	54
1.	分析の概要	54
2.	分析方法とデータ	54
2.1	分析フレーム	54
2.2	分析データ	56
2.3	分析モデル	57
3.	分析結果	59
4.	旧排污費制度の政策的含意	62
第 3 節	地域間格差からみた現行排污費制度の政策評価	64
1.	分析の概要	64

2.	分析モデルとデータ	64
3.	分析結果	68
4.	現行排污費制度の政策的含意	69
第4章 自動車リサイクル.....		70
1.	中国の自動車リサイクル産業の収益構造～日本の経験との比較から	70
2.	日中の自動車リサイクルに関わる政策	71
2.1	中国の法規・政策制度	71
2.2	日本の法規・政策制度	73
2.3	日中の自動車リサイクル制度や業界の現状比較	74
3.	日中の自動車リサイクル業界の現状と課題	74
3.1	日中の関連データ	74
3.2	日中の自動車の保有台数の推移	78
3.3	中国の自動車リサイクル産業をめぐる周辺状況	79
3.4	日本の自動車リサイクル産業	82
3.5	日中の産業比較と考察	84
4.	鉄スクラップ価格からみた収益構造分析	84
4.1	鉄スクラップに着目する理由	84
4.2	分析データ：日中の鉄鋼及び鉄スクラップ価格の経年変化と関係	85
4.3	分析フレームと仮説	87
4.4	分析方法	89
4.5	分析結果	89
5.	まとめ	90
第5章 結論：中国・環境問題の政策的含意.....		92
1.	環境政策の進捗	92
2.	大気汚染	93
3.	水汚染	93
4.	自動車リサイクル	94
5.	中国における環境問題の政策的含意	95
参考文献.....		98
付記・謝辞		104

図表目次

第1章

図表 1-1	中国と主要国の経済規模、エネルギー指標の経年比較（1991～2013 年）	5
図表 1-2	北京市中心部における大気汚染状況の対比写真	10
図表 1-3	北京市における PM _{2.5} 平均濃度と「環境空気質量標準」上限の超過日数	10
図表 1-4	北京市における PM _{2.5} の発生要因	12
図表 1-5	「大気汚染防止目標責任書」に基づく 17 年の大気質量改善目標	14
図表 1-6	中国の水資源（2014 年）	17
図表 1-7	中国の河川・湖沼・ダムの水質分類（2014 年）	18
図表 1-8	河川の水質と調査対象河川の総延長の経年変化（1998～2014 年）	19
図表 1-9	水汚染防止行動計画（国務院 2015 年 4 月 2 日）の概略と目次	20
図表 1-10	都市と農村別の 100 世帯当たり家電保有台数（1990～2014 年）	23
図表 1-11	10 大再生資源の回収量（2014 年）	24
図表 1-12	中国と日本の家電リサイクル p 法の比較	26
図表 1-13	循環経済の第 12 次五カ年計画で掲げられた数値目標	27

第2章

図表 2-1	API 転換点濃度	30
図表 2-2	API が示す汚染状況	31
図表 2-3	対象都市	32
図表 2-4	北京、蘭州、広州の月平均 API の推移	33
図表 2-5	北方都市の API 最大値の経年変化（2004～2012 年）	34
図表 2-6	84 都市別 API 最大値の空間分布（2012 年）	35
図表 2-7	主要 5 都市における SO ₂ 、NO ₂ の年平均濃度の経年変化	36
図表 2-8	北京市の月平均 PM _{2.5} 濃度と環境基準の推移（2008～2016 年）	37
図表 2-9	AQI と各物質濃度の関係	40
図表 2-10	AQI の米中比較	40
図表 2-11	環境保護部データセンターの公表データ	41
図表 2-12	北京市における AQI と PM _{2.5} 濃度の関係（2014 年）	42
図表 2-13	分析データの入手可能性	43
図表 2-14	API 及び AQI の 365 日×113 都市別の分布	44
図表 2-15	春節前後の API 及び AQI の対比	45
図表 2-16	目的変数の定義	46
図表 2-17	説明変数の定義	46
図表 2-18	月平均気温及び月降水量と月平均 AQI の関係	47
図表 2-19	分析結果一覧	48

第3章

図表 3-1	中国の環境専門家による主要な工業汚染の政策手段の評価結果一覧.....	50
図表 3-2	中国環境年鑑から収集可能な污水部門の排污費関連データ一覧.....	52
図表 3-3	排污費徴収額の推移及びCODを例とした排污費課徴率の変遷.....	53
図表 3-4	污水の排出基準超過率の概念図.....	55
図表 3-5	分析フレーム.....	55
図表 3-6	分析データと定義、留意点.....	56
図表 3-7	重回帰分析結果一覧.....	58
図表 3-8	29 地域別・污水の限界削減費用曲線（2000 年）.....	60
図表 3-9	各種指標の地域間比較.....	62
図表 3-10	分析データとパラメーター一覧.....	66
図表 3-11	地域別の汚染強度と有効排污費率の経年変化および空間分布.....	67
図表 3-12	污水部門における排污費徴収額の経年変化.....	68
図表 3-13	分析結果.....	69

第4章

図表 4-1	ELV リサイクルに関する主な法規と基準、規範.....	73
図表 4-2	日中の自動車リサイクル制度や業界の現状比較.....	75
図表 4-3	分析データ一覧（中国・日本）.....	76
図表 4-4	中国の ELV 回収・解体産業におけるマクロ統計.....	77
図表 4-5	日中の千人当たりの自動車保有率と ELV 発生（回収）率の長期トレンド.....	78
図表 4-6	解体台数ベースでは中国トップクラス企業の ELV 解体現場（一例）.....	81
図表 4-7	日本の鉄スクラップ卸売業に関わる各種指標の経年変化（1966～2014 年）.....	83
図表 4-8	中国における ELV 解体材料の生産高構成比（2013 年）.....	85
図表 4-9	日中それぞれの異形棒鋼と鉄スクラップ価格の関係.....	86
図表 4-10	異形棒鋼及び鉄スクラップそれぞれの日中価格の関係.....	87
図表 4-11	分析フレーム：自動車リサイクル産業の収益レンジ.....	88
図表 4-12	分析データと結果.....	90
図表 4-13	販売額に占める賃金（人件費）割合の推移.....	90

第5章

図表 5-1	OECD 環境パフォーマンスレビューの勧告と本研究の成果一覧.....	96
--------	-------------------------------------	----

要旨

第1章 はじめに：中国の環境問題の現状と課題

中国の環境問題は、経済規模や人口からみて、もはや一国の問題に収まらない。日本にも全世界にも有意な影響を及ぼすうえ、世界の持続可能性を探る上でも中国の問題解決は不可欠である。現在の中国社会の矛盾、不均衡が表面化したものだといつてよい。世界の工場としてもものづくりに邁進するあまり、身の回りの環境問題が顕在化した。中国政府は、環境保護の重要性を表明しているが、通説はその実効性はあがっていないと指摘している。そこで本研究は問題を従来から重点的に対策コストが割かれていた大気汚染、水汚染といった問題に加え、今後の社会問題化が想定される自動車リサイクルに焦点を当て、ケーススタディの積み重ねから、現状への接近を試みる。3分野は公害の中でも典型的な問題であり、「三廃」という象徴的な中国語で括られている。統計データの整備が進んでいる中国は、信頼性には留意しつつも、適切に活用すれば、一定の傾向観察や政策評価は可能であるという前提に立って研究を進める。

第2章 大気質

第1節 大気汚染指数からみた中国の大気汚染の状況と評価のあり方に関する一考察

中国環境保護部がウェブサイトで公表している2000年から2013年までの大気汚染総合指標である大気汚染指数（API）381,050件のデータ解析を行って現状を分析し、さらに、大気指標の評価のあり方について考察を行った。APIの平均値は、長期的傾向として低下傾向にあるが、各年の最大値で比較すると大気環境は改善が進んでいるとはいえず、高度の汚染が近年まで継続して観測されている都市が、特に北方に多くみられた。また、春季には黄砂の影響が大気環境に強く及んでいることが示唆された。黄砂の影響が強く表れる中国では、APIは自然由来の黄砂と人為的排ガス由来の大気汚染とが混合された評価になっているので、公害対策の評価としてAPIを用いることは必ずしも妥当ではなく、各汚染物質別の濃度を観測・表示することが望ましい。

第2節 詳細な時系列データを用いた大気汚染の原因分析の試み

中国各都市におけるPM_{2.5}の濃度が極めて高いことを明らかになった問題は、改めて大気汚染が注目されるきっかけとなったが、PM_{2.5}の生成メカニズムはまだ十分に解明されていない。そこで、従来指摘されてきたPM_{2.5}の固定発生源と移動発生源の2つの概況と対策をレビューしつつ、PM_{2.5}などの汚染度合いを評価する指標として、APIやAQIといった「環境ビッグデータ」の適用可能性について検討を行った。さらに、PM_{2.5}の発生を巡って、APIやAQIには季節や平日と休日などにより変動することを定量的なアプローチによる分析モデルを提示した。これらを通じて、大気汚染の発生メカニズムや、要因解明に向けた考察を行った。2012年のAPIを対象とした分析では、目的変数を季節や平日・休日毎に限定していくことで、統計的に有意となる説明変数が異なる作業仮説を裏付けることができた。一方で、2014年のAQI

を対象とした分析結果では、工業生産要因、環境対策要因、民生暖房要因は、統計的には有意な影響を与えていないことが明らかとなった。

第3章 水汚染

第1節 汚染排出課徴金制度「排污費」の政策評価と概要

中国では、水資源の過不足問題のみならず水質保全もまた急務となっている。こうしたなか、排污費制度は環境税としての側面を持つ先進的な取り組みであるが、その政策評価を巡っては、賛否両論に分かれている。多数派は、徴収の不徹底や課徴率の低さが積極的な処理設備導入を阻害していること等を根拠に、その政策効果を疑問視してきた。一方で、一定の汚染削減効果が認められるとする研究も存在する。そこで、分析対象とする本制度の変遷を制度史的に俯瞰し、後に続く分析（2003年「排污費徴収使用管理条例」の施行の前と後のそれぞれ政策評価）の意義や、制度の問題点を整理した。

第2節 旧排污費制度の汚染削減インセンティブの計測

旧来徴収されてきた（2003年以前の）排污費制度を対象に、中国の29地域・1992年～2000年（9年間）のパネルデータを用いて、水質指標を説明要因とする処理費用関数を推定した。さらに最終年次における各地域主体の限界削減費用曲線を導出し、排污費徴収実績や排出基準超過率実績との対比をもってモデルの妥当性を検証した。その結果、排污費の政策効果は地域によってばらつきがあるものの、多くの地域において汚染削減インセンティブに寄与していることが明らかとなった。

第3節 地域間格差からみた現行排污費制度の政策評価

有力な先行研究の追試として、現行の（2003年以降の）排污費制度を対象とする政策効果分析を行った。中央政府が定める課徴率は一定であっても、地域ごとに政策効果に違いが出るとの仮説をおき、中国の29地域・2007～2010年（4年間）のパネルデータを用いた重回帰モデルにより、汚染強度（汚染排出原単位：経済活動当たりの汚染負荷量）と有効排污費率（汚染排出あたり排污費徴収額）の関係を統計的に検証した。分析対象としたCOD排出量と污水排出総量2つの分析対象について、有効排污費率の高い地域では、汚染物質の排出原単位が低いという結果が得られた。これら一連の分析により、積極的に排污費制度を活用している地域の環境が改善されていることが明らかとなった。

第4章 自動車リサイクル

中国の急速な自動車の普及に伴い、使用済み自動車を取り巻くビジネスが内外から注目を集めている。しかし、自動車リサイクル産業の現状と課題を考察しようとしても、政策の実効性を検証するための統計データなどの情報公開は進んでいない。統計データも短期間のものに限られているため、当該産業の発展状況や労働生産性を評価する基準も明確ではない。こうしたデータ不足を補完するために日本の経験と比較し、両国における政策やデータを検証することで、中国の産業が抱える問題点を指摘した。さらに、今後の経営を見通すため、

当該産業の主たる生産物である鉄スクラップに焦点を当て、業界全体の収益構造を分析した結果、中国の経営コストに占める人件費の比率は日本と同程度の水準であることが明らかになった。ただし、今後も経済発展に伴う賃金上昇が予測されるので、業界全体が収益を維持していくためには、機械・装備化、熟練工の育成等により労働生産性をさらに向上させることが不可欠であり、業界の持続的成長のためには、現状禁止されているエンジン、ステアリング、ギヤ、車軸、フレームのリユース解禁などの政策転換が重要になってくることを指摘した。

第5章 結論：中国・環境問題の政策的含意

中国が直面する大気汚染、水汚染、自動車リサイクルといった主要な環境問題にフォーカスを当て、現状を認識するとともに、問題の所在を整理した。各分野で得られる限定的なデータを最大限活用しつつ、傾向観察と統計解析への活用（大気汚染）、環境政策の実効性評価（水汚染）、あるいは静脈産業の収益構造（自動車リサイクル）といった分析を展開した。さらに、本研究が冒頭で引用した『OECD・中国環境パフォーマンスレビュー（2007年）』における勧告と、レビューから10年あまりが経過した現在の中国における環境政策・制度、本研究の成果を整理しつつ、本研究としての結論と今後の短期的・中長期的課題を指摘した。10年が経過したOECDの勧告と対比して、中国の環境問題の現在の位置づけと、政策立案面の到達点などが明らかになった。

第1章 はじめに：中国の環境問題の現状と課題

第1節 研究の背景と目的、構成

本研究は、一衣帯水の隣国である中国が直面する環境問題のなかから、大気汚染、水汚染、廃棄物の3分野をケーススタディとして取り上げ、現状と課題を整理し、傾向観察や各政策・制度を定量的に分析しつつ、最終的には環境改善策や政策提言を行うことを目的としている。

中国の環境問題は、経済規模¹や人口²からみて、もはや一国の問題に収まらない。日本にも全世界にも有意な影響を及ぼす。このような国は他に米国と将来のインドくらいであろう。したがって、世界の持続可能性を探る上でも中国の問題解決は不可欠である。

はじめに、問題の喫緊性を1991年から2013年の中国と主要国（日本、米国、EU、インド）の各種指標を経年変化で表した図表1-1によって説明する。

エネルギー使用総量（左上の絶対量）は、各国の横ばい傾向に対して21世紀に入ってから中国の右肩上がりが際立ち、2009年の米中逆転以降も変わっていない。これは中国の世界最大のエネルギー使用国となったことを意味する。直近の2013年に中国は米国の約1.5倍を使用している。

また、GDP当たりCO₂排出量（右上の原単位）は、気候変動問題に伴う世界的な省エネ機運とも相まって、全ての国が右下下がり傾向を示す。もともとCO₂排出削減の限界費用が低い中国では、90年代に急速な低減が観測されるものの、直近10年は頭打ちの傾向がみられる。

続いて1人当たりGDP（左下）は、中国の右肩上がりの傾きは大きいものの、人口規模の大きさゆえ、豊かさの水準としては1万ドルを超えた水準であり、米国の5分の1、日本・EUの3分の1程度である。これが、国際舞台で「中国はなお発展途上国（として、気候変動などの地球環境問題は先進国の責任である）」と主張する根拠となっている。

さらに同じ1人当たり指標でも、ことCO₂排出量（右下）においては、2011年にEUを逆転し、日本に接近しつつある。

2015年末のCOP21では、気候変動問題に関する新たな国際枠組み（パリ協定）が合意された。この協定のもとで日中両国或いは米国を含む全ての主要排出国が、温室効果ガスの削減に取り組むこととなっている。中国においても、2016年3月に公布された第13次五カ年計画では、環境に配慮した「グリーン発展」が発展理念の一つに据えられており、国内対策を強化するだけでなく、そこで得られた成果や知見を活かして、国際的にも貢献していこうという姿勢を読み取ることができる。

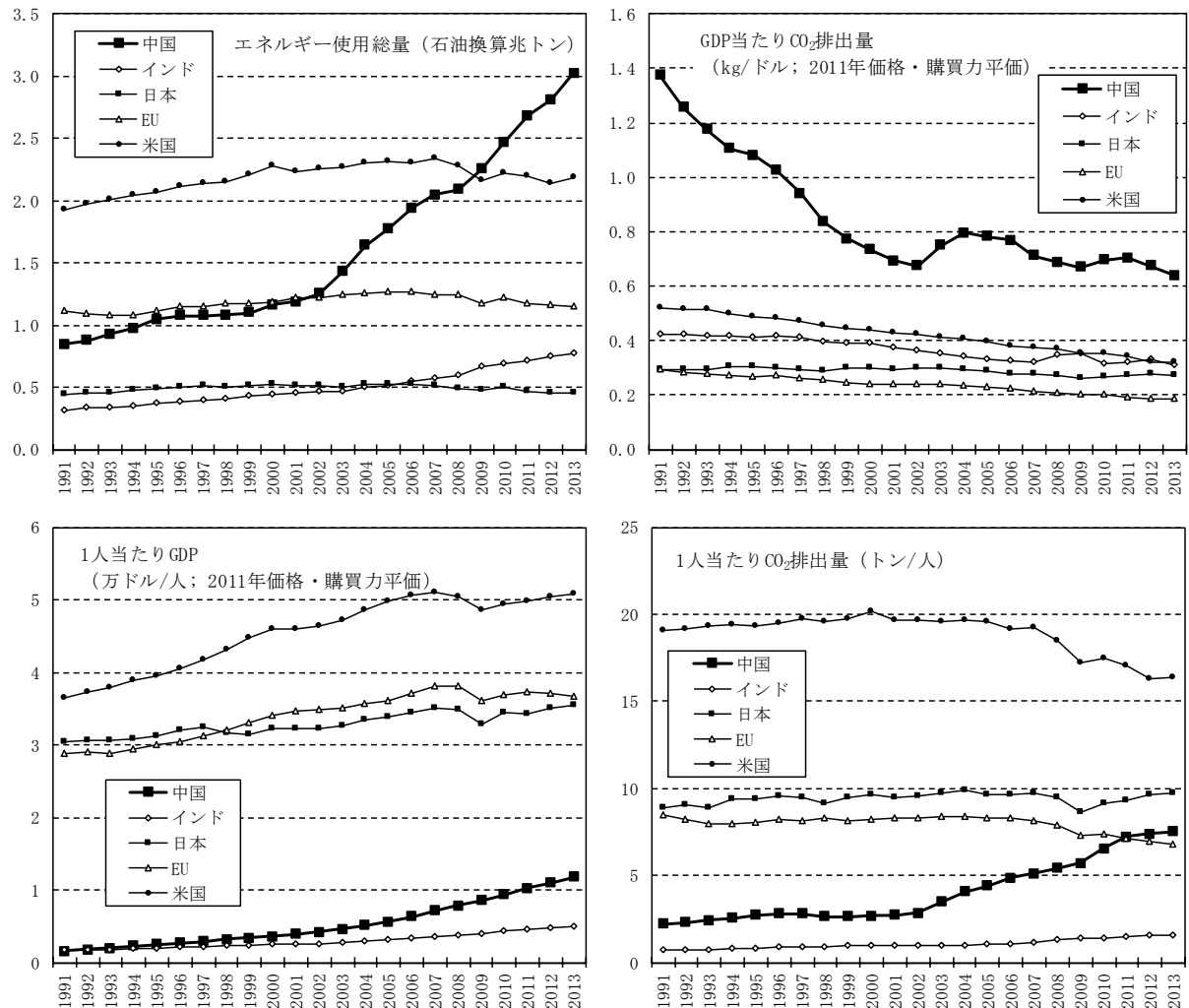
以上からも、日本や各国が、国際社会の一員として、中国の環境問題に関心ではいられないことがわかる。一方で、日本がさらに貢献できる余地も少なくない。対中円借款は終了し、政府間ベースの技術協力は低減傾向にあっても、代わって、民間企業同士のビジネスベースでの協力と研究協力が残された道である。とりわけ前者は、筆者も直接関わっている「日

¹ 2015年の名目GDPは68.55兆円で、米国に次ぐ世界第2位の水準である。

² 2015年の年末総人口は13.74億人であり、日本のおよそ10倍となっている。

中省エネルギー・環境総合フォーラム」などビジネススペースでの環境協力プラットフォームが毎回盛況という地合いにあり、こうした協力をより円滑かつ活性化させていくためにも、本研究のタイトルである「現状分析と政策評価」が重要なコンポーネントとなるだろう。

図表 1-1 中国と主要国の経済規模、エネルギー指標の経年比較（1991～2013 年）



(注) エネルギー使用量については、筆者が人口を乗じた総量に換算。

(出所) World Development Indicators (<http://databank.worldbank.org/>) より筆者作成。

ケーススタディとして中国を取り上げることにについて、藤倉・藤倉（2016）は、「中国は統計データの整備が進んでおり、他の開発途上国とは異なり、環境状況を容易に把握することができる。信頼性には留意しなければならないが、それでも全体の傾向は把握することは可能である」と述べている。そこで、本研究はデータ制約の中でも適切に活用すれば、一定の傾向観察や政策評価は可能であり、ひいては政策提言につなぐことができるという前提にたって分析を進める。

中国の環境問題は、現在の中国社会の矛盾、不均衡が表面化したものだといってよい。世界の工場としてもものづくりに邁進するあまり、身の回りの環境問題が顕在化した。中国政府

は、環境保護や省エネルギーの重要性を 90 年代頃から表明している。しかし、井村（2007）はその実効性はあがっていない、としている。

一方で、中国政府は 2014 年に初めて「環境保護法」を全面的に改正し³、その最大の特徴として、「環境保護は国家の基本的国策である（第 4 条）」であることを強調している（染野（2014））。こうした懸命な政府の環境政策に対する政策評価研究は日本にも数多くあるが（例えば、竹歳（2005）、森ほか（2008））、井村が指摘するように、必ずしも肯定的なものばかりではない。

いまや世界第 2 位の経済大国となり、気候変動要因となる CO₂ 排出量は世界第 1 位である中国では、環境を取り巻く大気汚染、水汚染、土壌汚染、廃棄物処理といった典型的な諸問題が顕在化している。小柳（2010）が、長年来の状況を「環境問題のデパート」と比喻するように、問題の範囲と進行は広く深く、全体を俯瞰することは容易ではない。

中国の環境問題（荒漠化、生物多様性、電子廃棄物、気候変動等の諸分野）がどれほど多岐にわたっているかを概説した文献として、中国環境問題研究会より、『中国環境ハンドブック』が 2005-2006 年版以降、2011-2012 年版までこれまでに 4 巻刊行されている（中国環境問題研究会（2004；2007；2009；2011））。

また、こうした全般的俯瞰を試みた国際的調査報告としては、経済協力開発機構（OECD）の『環境パフォーマンスレビューシリーズ』がつとに著名である⁴。本シリーズで中国は 2007 年にレビューされている（OECD（2007））。本レビューでは、「中国政府が施す各種環境政策、省エネ・汚染排出など一連の取組は、発展する中国経済の極めて急激な成長によってもたらされる環境圧力や課題に迫いつくためや、汚染軽減や自然保護の改善によって得られる潜在的な経済的メリットを捉えるためには、十分なものではない。総体として、環境保全への取り組みは、主に実施格差の結果、実効性と効率性を欠いている」と評価している。この OECD によるレビュー当初から 10 年余りが経過し、数多ある「結論と勧告（Conclusions and Recommendations）」から得られた政策的含意は、近年の中国の環境政策や環境質にどのようなインパクトを与えたか——これらをつぶさに再レビューすることは（その後中国でのレビューが行われていないことから）一定の意義を持つ。

さらに、World Bank（2001）は、21 世紀に入ってさらに顕在化した中国の環境問題の深刻さに着目し、大気、土壌、水といった当時の喫緊的課題を取り上げ、新世紀に向けたチャレンジと題した現状と将来展望をレビューし、環境管理体制や汚染コントロール手段、環境投資など多角的な政策提言を行っている。

以上を踏まえ、本研究は問題を従来から重点的に対策コストが割かれていた大気汚染、水汚染といった問題に加え、今後の社会問題化が想定される廃棄物（とりわけ自動車リサイクル）の 3 つに絞り、ケーススタディの積み重ねから、現状への接近を試みる。

³ 日本の環境基本法に相当する同法は、1979 年に試験的に施行され、89 年より正式に施行された。今般の法改正は、その 89 年以来、初めての全面的改正となった（染野（2014））。

⁴ 世界の経済や社会問題など諸課題を論議する国際機関である OECD は、加盟国などの環境政策とそのパフォーマンスを対象国との間で協議しつつ評価し、当該国の環境政策に対して改善勧告を行なうとともに、加盟国が他国の政策の参考に資することなどを目的に、1993 年から環境パフォーマンスレビューを実施している。実施に際しては OECD 内に特別の作業部会が設置され、当該国を訪問してのヒアリングなどの調査を行ない、報告書案を作成し、作業部会で承認を得てから報告書を公表している。なお、我が国はこれまで 1994 年、2002 年、2010 年の 3 回レビューを受けている。

3 分野は公害の中でも典型的な問題であり、これらは「三廃」という象徴的な中国語で括られ、中国の各五カ年計画においてもとりわけ重点課題と位置づけられている。また、砂漠化や生物多様性などの現象をとらえた環境問題と比べても、環境政策の効果を定量分析するための統計データが相対的に収集しやすい分野といえる（それでも制約は多々あるが、この問題は各章節で個別に整理していく）。

より具体的には、大気分野は API/AQI（大気汚染/大気質指数）といった日／分刻みの詳細な指標の情報公開が進んでおり、これらを分析に活用できる。水は工業分野の污水データや污水対策コスト、さらには排污費といったデータが時系列×地域別のパネルで入手可能である。廃棄物は、一般に先進国においても、データ入手が困難であるが、自動車については新車販売台数などの市場データのほか、全国レベルのマクロ統計ながら廃車発生台数などの廃棄物データは比較的入手でき、分析対象に設定がしやすい特性がある。また、廃車の問題は現在こそあまりフォーカスはされていないが、近い将来深刻な社会問題となることは日本の経験に照らしても明白であり、自動車リサイクルビジネスをとりまく経営指標も得られるため、本研究の重要課題の 1 つとして選定することとする。なお、これらの典型的な環境問題それぞれの間でも、異分野かつ種々の政策データを扱うため、得られたデータを最大限活用したい見地から、分析手法は必然的に適材適所で異ならざるを得なくなることを断っておく。

本研究は、次のとおり構成する。本第 1 章のこの後に続く節では、中国の環境問題の現状と課題を整理するため、大気質、水質、廃棄物の状況と政策制度をマクロ的にレビューする。

第 2 章では、近年最も象徴的な環境問題となっている大気汚染を取り上げる。大気質分野では、定量分析にも適用できるデータが豊富に公表されていることから、こうしたデータの有用性を検証し、分析モデルの提示などを通じて、最終的には大気汚染発生要因の分析をゴールに設定する。

第 3 章では、中国における代表的な環境政策の 1 つである汚染排出課徴金制度（排污費）を取り上げる。排污費は 80 年代から徴収されており、環境経済学では途上国における経済的手段の稀少な実施例として取り上げられ、その政策評価をめぐる学説は賛否が分かれているところである。制度は 2003 年に大幅な制度変更がなされたことから、第 1 節を旧制度、第 2 節を現行制度と分け、異なる分析方法を用いてその評価を行う。

第 4 章では、廃棄物を取り上げ、中国が目指す「循環経済（循環型社会）」分野の中から、特に自動車リサイクルにフォーカスを当てて論じる。もともと筆者が本分野に関心を持ったきっかけは、友人の中国弁護士から「2000 年頃に爆発的に自動車の普及が始まったことから、自動車の耐用年数（寿命）を 15 年と仮定すれば、ちょうど今頃から廃車が社会問題になるはずだ」というコメントに興味を持ったことに遡る。実際の分析では本分野の公表データの制約が大きいことから、日本の経験を参考とする比較研究の体裁をとり、現地調査や報道情報などミクロな情報を積み上げて当該業種の収益構造を明らかにする。

最後の 5 章では、一連のケーススタディから得られた知見をもとに、今後の中国が進むべき方向性や政策提言を行い、まとめとする。さらに、上述の OECD（2007）が大気、水、廃棄物の 3 分野において「勧告」した内容の検証を通じて、「現在の中国の環境パフォーマンス」をレビューすることをゴールに設定している。

筆者は、1997 年から 2000 年までの約 2 年半、当時の国際協力事業団が派遣する青年海外協力隊員として中国最東北の黒龍江省で暮らし、この間、環境 NGO の環境教育教材の編纂に関わるなど同国が直面している環境問題に接する機会を得た。より高い次元の豊かさを求めて発展を続ける同国の姿の裏側には、常に環境破壊のリスクがあるものと常々感じていたことを今も鮮明に記憶している。

中国から帰国後はこの問題を学術的にまとめてみたいと大学院修士課程に進み「中国における環境政策の経済的評価」と題した修士論文をまとめた（澤津 2002）。修了後も、日中環境協力の分野の仕事を続け、2007 年には現在所属している一般財団法人日中経済協会に入職し、省エネ・環境分野における会議の運営や、関連ミッションの人的往来などの実務的な日中経済交流に深く関わってきた。さらに 2016 年 4 月からは、北京駐在員として中国現地に家族とともに生活しており、環境分野の中でも本研究がケーススタディとして取り上げた 3 分野は特に象徴的な問題として、同国の経済発展はおろか、足下の日常生活にも暗い影を落としていることを日々感じているところである。

大気汚染の問題では、筆者の長女と次女が現在通学する北京日本人学校が「大気汚染警報」でしばしば休校となったり、高機能マスクを日本から送ってもらったりと、最も身近な問題となっている。水汚染の問題は、水処理技術を得意とする日本企業がビジネスチャンスとして市場参入機会をうかがうなど、業務上でも関連が深い分野の 1 つである。廃棄物は、自宅の生活ごみに着眼するならば、分別など日本の 3R（Reduse、Reuce、Recycle）意識などが育っていないばかりでなく、常に後手気味で整備される政策に市民が何とか合わせているのが実情である。ここに選定した 3 分野は、筆者の北京生活にも密着した問題に置き換えることができ、1 人の北京市民としても、本研究の成果を少しずつでも中国に還元していけたらと考えるところである。

第2節 大気質

1. 現状認識と問題の所在

中国の環境汚染被害の一層の深刻さが内外に露わになった年は2013年である(澤津 2014)。中でも突出したのが大気汚染である。1月に北京で発生したスモッグ(中国語で「霧霾」)は観測史上最も深刻と報道され⁵、その後東部や中部の都市も襲い、年間を通じて中国全土の都市に及んだ。中国社会全体に影響を及ぼしたほか、汚染物質は更には日本、韓国にも飛来して周辺国を巻き込む問題に発展している。

1.1 経緯

北京市をはじめとする中国各都市で大気汚染の深刻さが日本でも報じられ始めたのは2012年12月以降である。局所的に数百メートル先の建物ですら霞んでみえないこともあり、当局が市民に外出を控えるよう呼びかける異例の事態となった(図表 1-2 参照)。

特に問題となったのは「粒子状物質」(PM_{10} 、 $PM_{2.5}$)である。とりわけ $PM_{2.5}$ と呼ばれる微小粒子状物質は、直径 $2.5\mu m$ 以下と極小の粒子であり、吸い込むと肺の奥や血管に入り込みやすいことから、ぜんそくや不整脈など健康被害への影響が指摘されている。世界保健機関(WHO)傘下の国際がん研究機関(IRAC)は2013年10月、 $PM_{2.5}$ をはじめとする大気汚染物質が発がん性を有すると認定している。 $PM_{2.5}$ は2008年に新築された在中国米国大使館が北京五輪前から独自に敷地内の計測値の公表を始めたことで注目を集めるようになったことでも知られる。

環境保護部と国家質量監督検閲検疫総局は、2012年2月、新たに $PM_{2.5}$ など濃度を評価対象に加えた「環境空気質量標準⁶」を定めたが、この基準では $PM_{2.5}$ の24時間平均濃度の上限は $75\mu g/m^3$ 、年平均濃度は同 $35\mu g/m^3$ である⁷。

図表 1-3 は、近年の北京市における $PM_{2.5}$ 月平均濃度(米国大使館計測値)と基準超過日数を集計したものである。これによれば、北京市では、24時間平均濃度の上限はおろか、年平均濃度すら一月も達成したことがないことがわかり、問題の深刻さをうかがわせる。2013年1月12~13日の2日間、北京では $PM_{2.5}$ 濃度がそれぞれ 568 、 $416\mu g/m^3$ (日平均値)と最悪レベルに達している。ここ数年の年平均濃度は徐々にではあるが低減のトレンドを示しつつも直近の2015年の年平均値は依然 $82.6\mu g/m^3$ であり、年平均値の2倍以上であるのが現状である。さらに上記の基準値を踏まえて集計すると、24時間平均濃度が $75\mu g/m^3$ を超過した日数は、ここ6年一貫して180日以上と年間の約半分に達している。直近の2015年は、145日と、改善の兆しがみられているが、これが環境政策や汚染排出対策の効果であるのかについては、明らかではない。

⁵ 『環球時報』2013年1月14日

⁶ 大気汚染に係る環境基準を指す。

⁷ GB3095-2012、2016年1月より実施されている。

図表 1-2 北京市中心部における大気汚染状況の対比写真



(注) 上段は 2013 年 1 月 27 日、下段は 2015 年 5 月 19 日に撮影。左右は、北京市朝陽区建國門付近の同じ場所から、左右 2 つのアンゲルから撮影したものである。
(出所) 日中経済協会北京事務所スタッフが自宅より撮影。

図表 1-3 北京市における PM_{2.5} 平均濃度と「環境空気質量標準」上限の超過日数

PM _{2.5} 平均濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)								PM _{2.5} 「環境空気質量標準 (上限=75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)」超過日数							
年	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	年	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
1月	N/A	90.4	44.9	118.9	193.4	118.8	107.9	1月	N/A	12	5	15	24	20	18
2月	65.4	97.2	150.3	80.6	123.6	174.6	96.7	2月	5	19	17	13	17	20	14
3月	80.4	94.1	57.5	96.5	123.4	110.5	89.1	3月	12	13	8	16	18	17	17
4月	87.1	80.1	91.7	87.8	65.8	95.1	78.9	4月	17	14	17	14	10	17	12
5月	84.0	87.1	65.1	91.0	85.2	72.2	60.1	5月	12	18	9	19	16	15	8
6月	96.8	109.0	108.8	96.6	111.5	59.0	54.4	6月	18	22	20	19	20	7	11
7月	105.8	123.4	107.4	80.6	68.8	89.6	55.1	7月	21	23	20	16	12	16	8
8月	107.4	97.7	103.7	81.2	61.9	62.8	44.6	8月	25	20	22	13	11	12	4
9月	108.7	122.8	95.0	59.8	90.9	70.3	46.8	9月	21	17	15	10	16	11	7
10月	92.8	118.8	145.6	95.0	106.6	140.7	72.4	10月	19	14	18	15	14	19	9
11月	155.1	138.4	109.4	87.4	90.7	104.2	124.8	11月	17	16	16	14	13	15	17
12月	109.0	97.1	108.7	109.2	98.5	78.6	161.7	12月	17	13	17	16	14	12	20
平均	101.8	104.0	99.1	90.2	101.7	97.7	82.6	合計	184	201	184	180	185	181	145

(注) 2012 年 2 月 29 日 (表中唯一の閏年) は集計簡単化のためオミットしている。
(出所) 在中国米国大使館 (<http://www.stateair.net/web/historical/1/1.html>) 公表データより筆者集計・作成。

2014 年 3 月の全国人民代表大会 (全人代) での呉曉青・環境保護部副部長 (当時) の記者会見によれば、2013 年に中国の 74 都市で大気汚染の状況を調べた結果、約 96% に当たる 71

都市で PM_{2.5} が基準値を上回った。調査した全 74 都市の年平均値は 72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で上記の年平均濃度基準（同 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）の約 2 倍を記録し、基準を満たしたのはチベット自治区の区都ラサなど 3 都市にとどまった。環境汚染が深刻な地域としては、京津冀（北京市、天津市、河北省）、広東省など珠江デルタ地帯、上海市など長江デルタ地帯が挙げられている。環境保護部が毎月発表する大気環境のワースト 10 都市では、唐山、邯鄲、石家荘、邢台、保定の河北省 5 市が常に汚染都市にランク入りしている。

1.2 影響

アジア開発銀行（ADB）は、中国の大気汚染による年間経済損失は、疾病治療コスト換算で GDP の 1.2% に相当すると指摘している。さらに中国 500 都市のうち、WHO が推奨する大気環境基準に適合する都市は 1% に満たず、世界の大気環境ワースト 10 都市のうち 7 都市が中国にあると報告している（Zhang and Crooks 2001）。

大気汚染に伴うスモッグの発生は、健康被害にとどまらず、植物の光合成を阻むことから農業にも影響を及ぼしており、食糧生産上の懸念にもつながっている。クリーンエネルギーとして推進中の太陽光発電に影響が出ているとの指摘もある。航空旅客輸送の定時運行・慢性的な遅延、高速道路の閉鎖など交通部門への影響も無視できない。北京市旅游発展委員会の発表によると、13 年に北京を訪れた観光客は前年比 10.1% 減の約 450 万人、うち日本からの観光客は 24.9 万人と 43.1% 減少したが、大気汚染が原因で敬遠されたという見方は否定できない。

土壌汚染や水質汚染の数値があまり公表されない一方で、はっきりと目に見える大気汚染の各種指標は中国各都市で常時モニタリングされ、インターネットを通じてリアルタイムの計測濃度が公表されている。スマートフォンでは数十種類に及ぶ濃度確認ソフトウェアが続々と公開され、ウェブ検索でも常に「PM_{2.5}」が上位キーワードにランクインしている。格差社会といわれる中国でも大気汚染は富裕層も貧困層も等しく被害を免れない。社会の安定という観点からも中国政府の最重要課題となっている。

1.3 原因

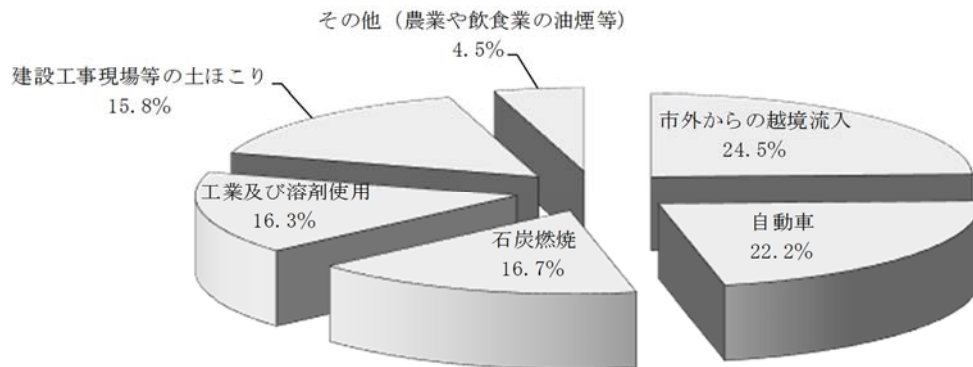
中国の大気汚染問題は 1990 年代後半、特に酸性雨の発生により注目された。石炭火力発電所などを発生源とする SO₂ や NO₂ への対策が課題とされ、五カ年計画の総量規制に象徴される各種環境規制ともあいまって脱硫・脱硝装置の設置が進んだ⁸。

一方、今回の PM_{2.5} 発生の原因は、複合的な要素が絡んでいる。北京市を例にとると、市外からの越境流入を除けば、石炭燃焼及び工業由来の固定発生源（合わせて 33%）と、自動車由来の移動発生源（22.2%）で半分以上を占めている、とされている（図表 1-4 参照）。

前述の呉曉青副部長は、現在の大気汚染の原因について「まず石炭燃焼、工業、自動車、建設、道路のほこりなどを源とする汚染物質の大量排出が根本要因、次に拡散に不利な気象条件が直接要因、さらに広域汚染と地元の汚染が重なることも重要な要因」と述べているが、どの汚染源が具体的にどのように寄与しているかなどの明確な結論はでていない。

⁸ この経過は、「第 2 章第 1 節 1. 新たな大気汚染」で取り上げる。

図表 1-4 北京市における PM_{2.5} の発生要因



(出所) 北京市環境保護局 (2013)。

2. 大気質改善に関する政策

2.1 政府活動報告に基づく 2016 年の施策

このような喫緊の課題に対して、当然中国政府も静観しているわけではない。2016 年 3 月 5 日の第 12 期全国人民代表大会の「政府活動報告 (所信表明演説に相当)」にて、李克強國務院総理は、「環境対策を強化し、グリーン発展の新たな進展を促し、人々の健康と持続可能な発展に大きく関わる汚染対策・環境保護を強力に推し進め、決意を固めて経済発展と環境改善の両立の道に踏み出さなければならない。」と強調した (中国政府 2016)。

具体的に 2016 年度の対策として打ち出した内容を、大気質改善の関連を中心に抜粋すると下記の通りであり、主として、発生源対策とエネルギー転換、環境管理などの分野が対策の重点となっていることがわかる。

- スモッグ対策強化。2016 年は SO₂ と NO_x の排出量をそれぞれ 3% 削減。重点地区の微小粒子状物質 PM_{2.5} の濃度を引き続き低下。石炭燃焼に伴う汚染物質排出と自動車排ガス削減に尽力。
- クリーンで効率的な石炭利用を推進するとともに、生活用石炭の使用を減らし、電気・ガスによる石炭代替を推進する。石炭火力発電所の省エネ・超低排出目的の技術改良を全面的に実施。強制的基準に合致しない石炭ボイラーの廃棄を急ぐ。
- 天然ガスの供給を増やし、風力・太陽光・バイオマスなどのエネルギー開発支援策を充実させ、クリーンエネルギーの割合を引き上げ。ワラの資源化・综合利用を奨励して野焼きを規制。
- 自動車用ガソリンの「国 5⁹」を全面的に普及。「黄標車¹⁰」や旧型車を 380 万台廃棄。重点地域で大気汚染共同対策を実施。

⁹ 国家第 5 段階基準の最高レベルで「ユーロ 5」に相当。

¹⁰ 排ガス基準をクリアしていないことを示す黄色いラベルが貼られている車両。

- 都市部の污水处理施設の整備と改良を全面的に推進。農業ノンポイント汚染・流域水環境総合対策を強化。
- 工業汚染源対策に更に注力。汚染物質排出企業に対しオンラインモニタリングを全面的に実施。
- 環境保護関連政策措置の実施状況の監察を強化し、罰則を明確化。新・環境保護法を厳しく執行、汚染物質を超過排出ないし不法排出者を法に基づいて厳しく取り締まり、違法行為の傍観者にも責任を追及。

2.2 大気汚染防止行動計画と具体策

中国政府は工業起源の大気汚染問題から、PM_{2.5} 発生に伴うスモッグの問題が顕在化した2013 年 9 月、「大気汚染防止行動計画」を発表し、2017 年までの 5 年間で PM_{2.5} の濃度を京津冀エリアで 25%、長江デルタで 20%、珠江デルタで 15%低減することを柱に、重度汚染の発生日数の減少や大気環境改善などの目標を掲げている（胡 2013）。行動計画のそのほかのポイントを示す。

- 地区級以上の都市における PM₁₀ の濃度を 10%以上低減。
- 北京市の PM_{2.5} 濃度を 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ に抑制。
- 2005 年以前に登録された「黄標車」の淘汰（2017 年に全国で「黄標車」を全廃）。
- 鉄鋼、セメント、板ガラスなど 21 重点産業の旧式生産設備廃棄を加速。
- 工業付加価値当たりエネルギー消費を 20%程度低減。
- 国家全体でエネルギー消費総量に占める石炭の比率を 65%以下に低下。
- 原子力発電ユニットの設備容量を 5,000 万 kW に増強し、（再生可能エネルギーなど）非化石エネルギー消費比率を 13%に向上。
- 京津冀エリアの市街地、長江デルタ、珠江デルタでは、既存石炭ボイラー、工業炉、自家石炭火力発電所の天然ガスに切り替え改造を完了。

これらを受け、担当省庁や地方政府が相次いで具体策を明らかにしている。

国家發展改革委員会は、自動車燃料の品質向上対策としてガソリン 1 トンあたり 290 元を値上げし、PM_{2.5} などの大気汚染財源に充当することを発表した。

工業信息化部では、2013 年 4 月の段階で自動車の燃費・排ガス規制を日本や欧州並みとする規制を導入し、20 年までに平均燃費を 5 割向上させ、CO₂排出量を 3 割に抑制する方針を打ち出した。

北京市政府は、この行動計画に基づき、同日（9 月 12 日）に「北京市 2013～2017 年クリーン大気行動計画」を発表し、今後 5 年間に北京市の PM_{2.5} の濃度を年平均で 5%低減する方針を示した。なお、この目標を達成するために、「8 項目の汚染排出削減プロジェクト」と「3 つの市民参加行動」、その他の一連の具体的な実施措置が打ち出されている。北京市以外にも天津市など地方各地で大気汚染防止計画が策定されている。

さらに 2014 年 1 月、環境保護部と全国 31 省市は、「大気汚染防止目標責任書」の改善目標に調印している（図表 1-5 参照）。

図表 1-5 「大気汚染防止目標責任書」に基づく 17 年の大気質量改善目標

目標		対象
PM _{2.5} 年平均濃度削減目標率	-25%	北京、天津、河北
	-20%	山西、山東、上海、江蘇、浙江
	-15%	広東、重慶
	-10%	内蒙古
PM ₁₀ 年平均濃度削減目標率	-15%	河南、陝西、青海、新疆
	-12%	甘肅、湖北
	-10%	四川、遼寧、吉林、湖南、安徽、寧夏
	-5%	広西、福建、江西、貴州、黒龍江
	改善継続	海南、チベット、雲南

（出所）筆者作成。

3. 本研究（第 2 章）の目的と到達課題

中国の大気汚染を巡っては、事態の深刻さはもとより、現状認識のための様々な形で情報公開が進んでいる。例えば、2000 年から全国 42 都市における大気汚染指数（Air Pollution Index : API）を毎日、環境保護部や各自治体など政府機関がウェブサイトからオンラインで公表している。公表データは 2014 年 1 月から AQI に名称変更され、各都市の 1 時間単位のモニタリングデータが指数に換算され、公表されるようになっていく。

API など大気質に関わる公表データを活用した実証研究も盛んに行われている。例えば、Ghanem and Zhang (2014) は、2001 年から 2010 年の API を「自己申告データ」に過ぎないと切り捨て、50%の都市で過少申告がなされている実態を明らかにしている。また、Stoerk (2016) は、「ベンフォードの法則¹¹」を応用して北京市環境保護局と在中国米国大使館の公表データを比較し、2012 年まで北京市のデータに誤報が相次いでいた実態を示唆している。こうした公表データの正確性に懐疑的な研究がある一方で、中国の研究チームは、近年（2014 年）の北京市内の AQI を局所的及び地域的な視点から統計的に分析し、AQI を大気質評価手法の開発に活用している（Chen et al. 2016）。

API や AQI などの大気質情報が採用・公開されることによって大気汚染の実態がより市民にわかりやすくなり、社会的な関心が高まったことは事実である（Liu et al. 2001）。しかしながら、大気汚染の原因を政府外部にいる研究者が明らかにすることはできない。本研究は、そうした問題点を実際の API の詳細データの分析を通じて実証する（第 2 章第 1 節）。

また、日本の環境省（2013）によれば、「PM_{2.5}については、環境基準の達成率が低く、原因物質とその発生源が多岐に渡り、生成機構も複雑で未だ十分に解明されていないことから、

¹¹ 世の中のデータを集めると最上位の数字は 1 から 9 まで一様には分布せず、対数的な分布になるとする学説。

大気環境行政における残された大きな課題となっている」ということから、その実態解明も本研究の関心事項である。そこで、上記の AQI の信頼性を検証しつつ、統計的手法を用いて大気汚染の原因分析を試みる（第 2 章第 2 節）。

第3節 水質

1. 現状認識と問題の所在

水問題を一概に整理することは難しい。黄河の渇水に渇水される主に北方の水不足の問題、逆に南方でしばしば報じられる洪水の問題¹²、生命にも関わる衛生問題、さらには水汚染という公害問題という側面もある。中西（1994）は、中国の水問題をめぐり、「生存環境を如何に整えるかという水資源の問題を抱えつつ、公害も引き起こしている」と指摘している。そこで、本節では水資源、公害問題としての汚水、さらには政府が施す最新の政策という 3 つの側面から中国における水問題をマクロ的にレビューしつつ、問題の所在と本研究の到達課題を示すこととしたい。

1.1 水資源の状況

中国の最新の水資源の状況を整理した政府公表資料に『水資源公報』があり、水利部のウェブサイトから歴年版がダウンロード可能である¹³。図表 1-6 は、本公報の執筆時点で最新である 2014 年版から、全国の水資源の現況をマクロ的に俯瞰したものである。

2014 年の全国の降水量は 5.5 兆 m^3 で、このうち、地表水と地下水の合計から重複量を差し引いた「水資源量」は 2.7 兆 m^3 である。この約 5 分の 1 に相当する 6,000 億 m^3 が使用されており、これを供水の側面から内訳をみると、地表水が 8 割、残りの 2 割は地下水となっている。用水の観点からは、生活用 1 割、工業用 2 割、農業用 6 割である。

図表 1-6 右上の囲みのデータによれば、汚水排出量は 771 億トンで、用水の 1 割以上が汚水となっている。都市部 1 人当たり生活用水量が 213 l /日であるのに対し、農村は半分以下の 81 l /日に過ぎず、都市部での原単位の高さがうかがえる。それでも日本の 300 l /日と対比すれば 3 分の 2 程度の水準に過ぎず、これは日本の水資源が豊かであるというよりは、中国の水不足の表れと考えられる。

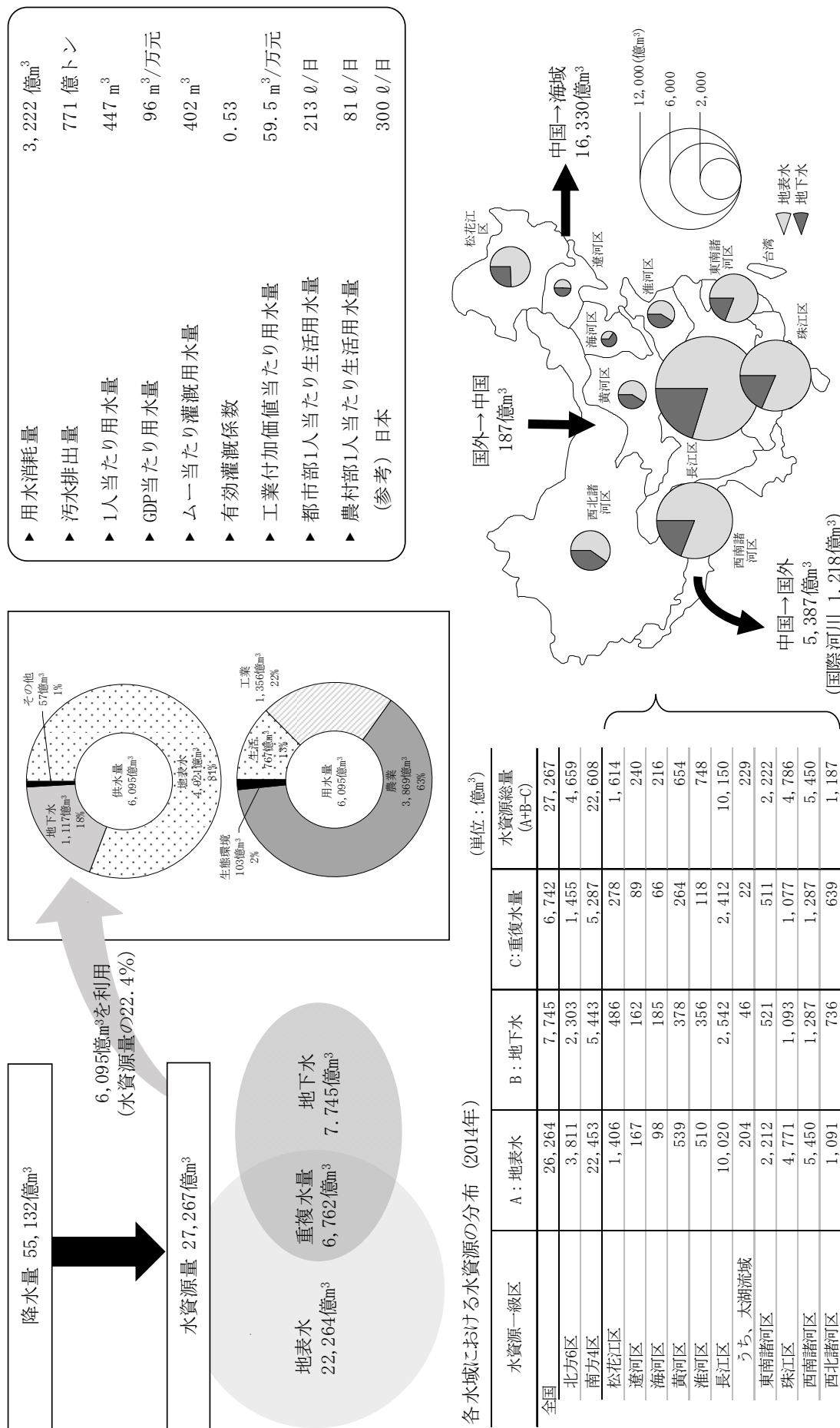
水資源 2.7 兆 m^3 の分布を一覧した左下の表は、全国の河川流域を 10 のエリアに分類した中国の独自の区分であり、各エリアの面積が異なるので一概に比較は難しいが、これを空間分布としてプロットした右下の地図よれば、北部の水資源不足と南部の相対的な資源量がより浮き彫りとなっている。また、対外的なフロー、すなわち中国を中心に水資源の流入と流出を分析すると、国外から中国に流入する水資源は 187 億 m^3 であるのに対し、国外へ流出する水量は 6,000 億 m^3 、海域へ放出される水量が 1.6 兆億 m^3 に及んでおり、国内での節水や再生、再利用といった重要性をうかがうことができる。

以上から、稀少資源としての水問題解決が喫緊の課題であるといえる。

¹² 南方の比較的豊富な水資源を北方に送り込む大規模治水工事「南水北調」プロジェクトは有名である。北京市水道集団によれば、南水北調により引き入れた水の恩恵により、夏季の給水のピークを迎える 5 月末には給水量が 170 万 m^3 /人以上に達し、北京市全体の供給量の半分以上を占めている（北京日報 2015 年 4 月 23 日付）。このほか、最新の状況については、大西（2015）を参照。

¹³ 中国水利部ウェブサイト参照（<http://www.mwr.gov.cn/zwzc/hygb/szygb/>）。

図表 1-6 中国の水資源 (2014 年)



(出所) 『2014 年中国水資源公報 (<http://www.mwr.gov.cn/zwzc/hygb/szygb/>)』の掲載データをもとに筆者整理・作成。

1.2 水質の状況

中国の水質環境基準は、最も良好なⅠ類から農業用水としてなら利用可能なⅤ類まで5分類があり、Ⅴ類にも達しない「劣Ⅴ類」まで6段階で水質の評価がなされている(藤倉 2008)。この水質分類に基づく調査結果も『中国水資源公報』にて毎年公表されている。

図表 1-7 は、2014 年の単年度で全国の河川・湖沼・ダムごとの評価結果をまとめたものである。主要河川の約 1 割の水質は、Ⅴ類の基準にも達しない劣Ⅴ類に分類されつつも、一定程度の水準と考えられる第Ⅲ類をクリアしている河川は 7 割を超えている。湖沼では調査対象の(面積ではなく)湖沼数(カ所)ベースでⅢ類以上をクリアしているのは 3 割強に過ぎない。これは、欄外に示す富栄養化が影響しているものと考えられる。ダムについては、8 割方がⅢ類以上をクリアしている。主要な水質汚濁物質としては、第 12 次五カ年計画(および直近公布された第 13 次でも)で「主要汚染物質」として排出削減目標が定められているアンモニア態窒素、COD のほか、全リン、BOD₅¹⁴が挙げられている。

図表 1-8 は、河川の水質に着目して、『水資源公報』より収集可能な 1998～2014 年(17 年)の水質などを経年変化として整理したグラフである。Ⅰ類はプロット期間を通じてほぼ 4～5%をほぼ横ばいに推移しているものの、Ⅱ類は 2010 年頃までは 30%弱で推移していたものが、第 10 次五カ年計画終盤から急速にシェアを拡大し、直近の 2014 年には 42.5%に到達している。代わってⅢ類～劣Ⅴ類が急速に縮小している。また、右軸には調査対象河川の総延長(万 km)もプロットしており、右肩上がりに調査対象が拡大している。対象範囲が拡大しているにも関わらず、水質が改善している背景に、どのような政策措置などが施されていたのかに興味もたれる。

図表 1-7 中国の河川・湖沼・ダムの水質分類(2014 年)

水質分類		河川 21.6 万 km	湖沼 121カ所 2.9 万 km ²	ダム 661カ所
Ⅰ類	主として水源水、国家自然保護区	5.9%	39カ所 (32.2%)	534カ所 (80.8%)
Ⅱ類	主として集中式生活飲用地表水源池1級保護区、希少水生生物生息地、魚蝦類養殖場、稚魚の餌付け水域等	43.5%		
Ⅲ類	主として集中式生活飲用地表水源池2級保護区、魚蝦類越冬場、回遊魚道、水産養殖地など漁業水域及び遊泳水域	23.4%		
Ⅳ類	主として一般工業用水区及び人体に直接接触しないレジャー用水域	10.8%	57カ所 (47.1%)	97カ所 (14.7%)
Ⅴ類	主として農業用水区及び一般景観要求水域	4.7%		
劣Ⅴ類	(Ⅴ類に達しないもの)	11.7%	25カ所 (20.7%)	30カ所 (4.5%)

(主要汚染原因物質)

河川：アンモニア態窒素、COD、全リン、BOD₅

湖沼：全リン、BOD₅、アンモニア態窒素

ダム：全リン、BOD₅、過マンガン酸カリウム、アンモニア態窒素

(湖沼121カ所の栄養状態)

中栄養湖沼：28

高栄養湖沼：93(軽度富栄養53、中度富栄養38)

(富栄養化の深刻な湖沼)

河北：白洋淀 江西：西湖

江蘇：溧湖・洮湖 湖北：南湖・南太子湖、墨水湖

安徽：天井湖・巢湖 雲南：滇池・杞麓湖・異龍湖

(三河三湖：重点汚染対策対象)

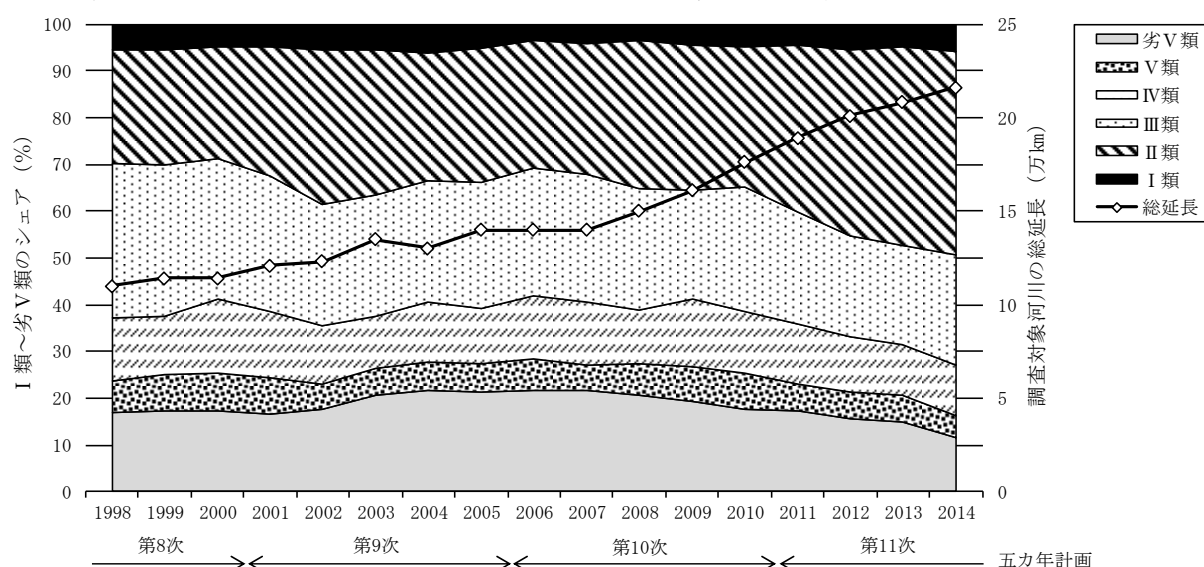
遼河(遼寧)・海河(天津)・淮河(安徽)

太湖(江蘇)・巢湖(安徽)・滇池(雲南)

(出所)『2014 年中国水資源公報』より筆者作成。

¹⁴ COD は化学的酸素要求量、BOD は、5 日後の値を評価した生物化学的酸素要求量(BOD)を指す。

図表 1-8 河川の水質と調査対象河川の総延長の経年変化（1998～2014 年）



（出所）『2014 年中国水資源公報』より筆者作成。

2. 水質改善に関する政策

前項でみたとおり、一定の水質傾向が観測されるなか、水質改善対策を促す中央政府は、どのようなシナリオを描いているだろうか。1 つの手がかりになるのが政策である。こと、水に関しては、2015 年 4 月に国務院が「水污染防治行動計画」を公布したところであり、これが水質に関して現時点で最も代表的かつ総合的な政策となっている（概略は図表 1-9 参照）。

本計画は、前年に打ち出した「大気污染防治行動計画」に次ぐ環境対策の第 2 弾と位置付けられ、2020 年までに全国の水質を段階的に改善し、2030 年に全面的な改善を目指す目標を掲げているものである。本計画は大気汚染のそれと同様、全 10 条から成り、一般にはそれぞれ「大気十条」「水十条」と呼称されている。ちなみに 2016 年には「土十条」も公布された。

図表 1-9 のとおり、水十条では全般の数値目標が設定され、長江、黄河など 7 大河流域で、Ⅲ類以上の割合を 2020 年までに 70%以上、2030 年までに 75%以上へ引き上げるとしている。都市部における飲用水源の達成率は 2020 年に 93%以上、2030 年に 95%前後まで高めるという。

水質改善策は、汚染物質排出抑制、経済構造の転換と高度化、水資源の節約と保護、科学技術によるサポート強化、市場メカニズムの活用、環境法制執行・監督管理の厳格化、水環境管理の強化などの多角的な方向を打ち出している。このうち節水に関して、2020 年の全国用水総量を 6,700 億 m³ 以内に低減すること、同年の GDP と工業付加価値額当たりの用水量を、2013 年比でそれぞれ 35%、30%以上抑制する方向性を示している。

企業や地方政府への監督管理もこれまで以上に厳格化され、各地域（省）の水質や、水質に関するベスト/ワースト 10 都市を国が毎年公表するほか、2016 年以降は各都市の地方政府に飲用水の安全性を四半期ごとに公表するよう義務付けている。汚染物質排出量が排出基準を超えた企業には、操業停止と改善命令を出し、強制閉鎖させるとし、これら問題企業のリ

ストも公表されることとなっている。

図表 1-9 水污染防治行動計画（国務院 2015 年 4 月 2 日）の概略と目次

	期限	内容
活動目標	2020年	全国の水質の段階的改善。汚染の深刻な水的大幅減、飲用水の安全レベルの継続向上、地下水超過汲み上げの厳格な規制、地下水汚染悪化の初歩的抑制、近海環境の向上、北京・天津・河北、長江デルタ、珠江デルタ等地域の生態環境のある程度の好転
	2030年	全国の水質の全体的改善と水生生態系機能の初歩的回復の実現
	21世紀中葉	生態環境の質の全体的改善、生態系の好循環の実現
主要指標	2020年	▶ 長江・黄河・珠江・松花江・淮河・海河・遼河の7大重点流域の優良（Ⅲ類以上）割合 →全体の70%以上
		▶ 地级以上都市の集中式飲用水水源の水質の優良（Ⅲ類以上）割合 →全体の93%以上
		▶ 全国の地下水の劣悪な割合 →15%前後に抑制
		▶ 近海水質の優良（Ⅰ、Ⅱ類）割合 →70%
		▶ 北京・天津・河北地域の使用機能喪失（劣Ⅴ類）の水質断面の割合 →15ポイント低減、長江デルタ、珠江デルタはゼロ
		▶ 全国7大重点流域の水質優良割合 →全体で75%以上
	2030年	▶ 都市部の黒臭水（嫌気発酵して臭気のある水） →ゼロに
		▶ 都市集中式飲用水水源水質のⅢ類以上の割合 →全体で95%前後

〔目次〕

- 汚染物質排出を全面的に抑制
 - 工業汚染防止の厳格化
 - 都市生活汚染対策の強化
 - 農業農村汚染対策の推進
 - 船舶港湾汚染抑制の強化
- 経済構造の転換と高度化の推進
 - 産業構造の調整
 - 空間配置の最適化
 - 循環発展の推進
- 水資源の節約と保護の重視
 - 用水総量抑制
 - 用水効率の向上
 - 水資源の科学的保護
- 科学技術によるサポート強化
 - モデル・適用技術の普及
 - 先端技術の研究開発・攻略
 - 環境保護産業の大々的發展
- 市場メカニズムの活用
 - 価格・税・費用の合理化
 - 融資多元化の促進
 - 奨励メカニズムの確立
- 環境法制執行・監督管理の厳格化
 - 法規・基準の整備
 - 法の執行力の強化
 - 監督管理水準の向上
- 水環境管理を確実に強化
 - 環境の質の目標管理を強化
 - 汚染物質排出総量抑制の厳格化
 - 環境リスク抑制の厳格化
 - 汚染排出許可の全面的実施
- 水生生態環境安全を全力で保障
 - 飲用水水源安全の保障
 - 重点流域汚染防止の深化
 - 近海環境の保護強化
 - 都市「黒臭」水の改造
 - 水と湿地生態システムの保護
- 各方面の責任の明確化と徹底
 - 地方政府の水環境保護責任の強化
 - 部門協調連携の強化
 - 汚染排出者の主体责任を徹底
 - 目標任務の考課の厳格化
- 公衆の参与と社会の監視強化
 - 法に基づき環境情報を公開
 - 社会の監視強化
 - 全国民による行動を構築

（出所）国務院ウェブサイト（http://www.gov.cn/zhengce/content/2015-04/16/content_9613.htm）より抜粋。

3. 本研究（第3章）の目的と到達課題

水資源をめぐる問題は広範かつ多岐にわたるが、中国で目下、重点課題の1つである「水不足」についてはここでは取り上げないため、いくつかの先行研究をレビューしておく。

中国の水資源総量は世界第6位であるが、人口が多いため1人当りの水資源量は約2,100m³と少なく、世界平均の5分の1に過ぎない（アジア水環境パートナーシップ 2015）。都市の約3分の2で水不足が生じており、110都市以上で切迫した状況となっている（MWR 2011）。北京や天津といった巨大都市も、深刻な水不足に直面している（World Bank 2008）。

水不足の問題の解決をめぐる概括的な政策提案研究としては、長瀬（2008）が挙げられる。長瀬は、現在推進されている水資源利用に市場メカニズムを導入する改革によって水資源の地域間・産業間分配が調整され、各資源の効率使用が促進されれば、経済発展に対する制約は一定程度緩和される可能性を示唆している。

水不足をより掘り下げると、下流での渇水など問題が顕著に表れている黄河を事例とした研究が盛んである。九州大学や名古屋大学などの研究チームは、黄河流域の地域別及び用途別（上・中・下流域、農業・工業・生活用水）の年単位の水需給構造を把握し、経済成長シナリオに基づく水需給ギャップを評価し、高持続性の水循環システムの新デザイン手法を提案している（楠田 2005）。

また、総合地球環境学研究所のグループは、気象や水文といった自然科学分野のアプローチから、黄河の水循環モデルを提示し、解決の方途として、南水北調などよりも、農耕地や遊牧地面積を減らす方向の政策を提起している（福畠・谷口 2007）。さらに、中尾らの研究グループは、開発がもたらす水不足問題に着目し、黄河のほか、黒河の農業開発や湖沼環境まで事例対象を拡大し、水資源管理のあるべき姿として環境アセスメントの重要性を説いている（中尾ほか 2009）。

本研究では、「水汚染」分野をめぐって、本研究は污水排出課徴金制度である排污費の污水削減インセンティブ効果について検討する。この政策効果をめぐる先行研究の議論は、後に詳しく取り上げる（第3章第1節）。なお、排污費は、直接的には污水削減を企図した制度設計であるが、間接的には「水不足の解決（節水促進）」にも資する政策であるといえる。

なお、排污費は、2003年より、制度設計が大幅に変更され、現行制度は分析データに大幅な制約がある。したがって、本研究では制度変更前の旧制度（第3章第2節）と現行制度（第3章第3節）の2本立てで、それぞれ別の分析手法を提示して政策評価を行う。

第4節 廃棄物

1. 現状認識と問題の所在

2016年3月全国人民代表大会（全人代）における「政府活動報告」で、李克強総理は「ゴミの分別処理を推進し、再生資源のリサイクルネットワークを整備し、省エネ・環境保護産業をわが国の発展の支柱産業に育て上げる」とし、持続可能な経済発展に向けた取り組みを加速させることを宣言した（中国人民政府 2016）。

中国国内では、経済発展や所得向上に伴い、使用済み耐久消費財が大量に発生する自機が到来しており、その処理やリサイクルが新たな問題となってきている（吉田 2008）。

中国では2000年代前半まで、廃棄物といえば一般に工業生産に由来する鉄くずや石炭焼却灰、危険物、あるいは民生に由来する生活ごみの排出やその無害化处理などが想起され、統計データもこうした領域を中心に公表されてきたが、大気質や水質と異なり統計データの整備が比較的遅れている分野である。本項ではデータの入手が比較的容易な家電を中心に、廃棄物問題の現状と課題を概括する。

なお、自動車リサイクルをめぐる従来の議論やデータ、政策などは、本研究の第4章で特に詳しく取り上げる。

1.1 潜在的な廃棄物発生量

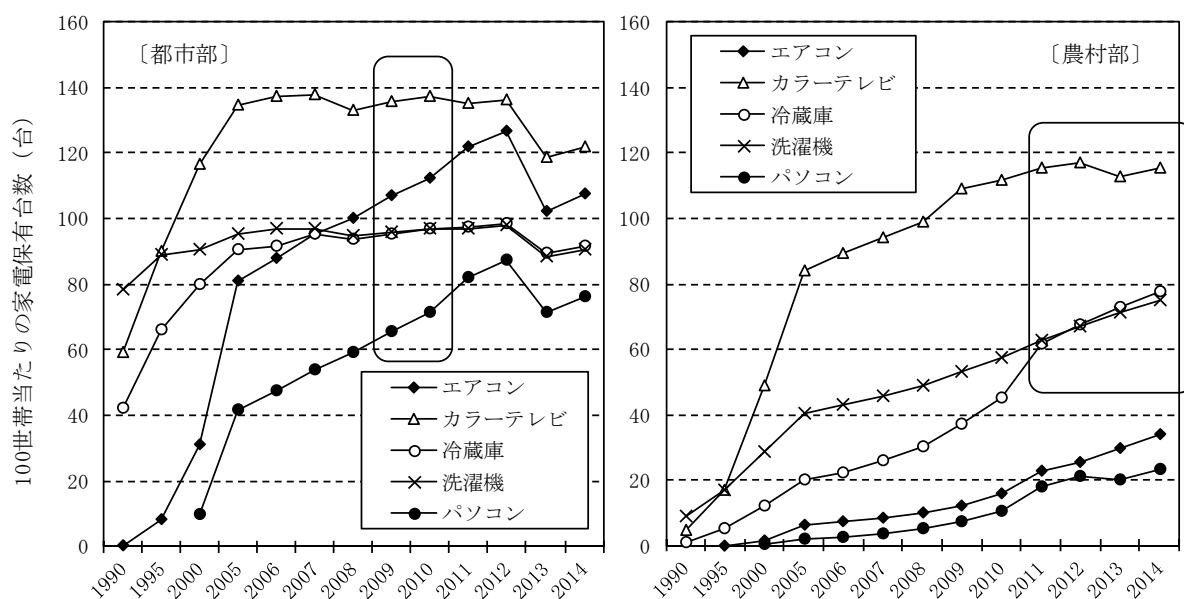
図表 1-10 は、100世帯当たり家電保有台数を都市と農村別にプロットし、経年変化を表したものである。カラーテレビ¹⁵については、ここ10年で都市・農村を問わず、全ての家庭に普及している。また、とりわけ都市部においては、パソコン以外は「1家に1台」の水準に概ね到達していることがわかる。農村においては、特にエアコンとパソコンの普及は100世帯当たりでも2割～4割といった水準である。

このように、中国は家電消費大国であり、後述する「以旧換新」や「家電下郷」などの家電普及策とも相まって、右肩あがりの普及が進んでいるが、これら政策の終了により消費の方にも「一服感」が表れている。

こうした家電の普及も、裏を返せば「必ず発生する廃家電台数」を示唆しており、次の買い替え需要の際には、政策的にも、廃棄物処理業界にとっても相応の受け皿が必要となることが確実視される。

¹⁵ 統計上は白黒テレビも公開されているため区別している。

図表 1-10 都市と農村別の 100 世帯当たり家電保有台数（1990～2014 年）



（注）都市部（左グラフ）の囲みは「以旧換新（2009 年 6 月 1 日から 1 年間）」、農村部（右グラフ）の囲みは「家電下郷（開始から終了までの 4 年間の時期は地域によってばらつきがある）」の対象期間を示す。

（出所）『中国統計年鑑 2015 年版』より筆者作成。

1.2 廃棄物の回収統計

鉄スクラップや廃プラスチック、廃紙などの廃棄物データは、ほとんど公表されていないため¹⁶、ここでは杜（2015）のデータを引用しつつ、2014 年の資源回収量を図表 1-11 に示し、主な廃棄物の回収状況などを考察する。

鉄鋼は最もメジャーな再生可能資源の 1 つであるが、生産に対する 2 割弱が回収されている。前年比でほぼ横ばいの回収量であるが、これは鉄スクラップ価格の相場にも左右されているものと考えられる。

非鉄金属について、杜はもう少し詳しい内訳を示しているので補足すると、銅が 135 万トン、アルミ 370 万トン、鉛が 160 万トン、亜鉛が 133 万トンである。

プラスチックは、前年比伸び率が 46%と回収が加速している再生資源であり、4 割弱の回収率となっている。

廃紙の回収率は 1/3 程度にとどまっている。政策や市民のリサイクル意識の高まりにより今後の回収率はより高まるものと推定される。

廃家電は、回収量の内訳も示しているが、次項で詳しく説明する政策が軌道にのれば、今後の回収率はより向上するものと思われる。ちなみに、2014 年時点では 3 割弱に過ぎない。

最後に電池であるが、ほとんど回収が進んでおらず、これには技術的課題や回収方法、廃棄する側の意識など、様々な要因が考えられ、中国でも検討課題の 1 つとなっている。

¹⁶ 例えば吉田（2008）も、新華社が報じている国家環境保護総局（現・環境保護部）の推計値を引用している。

図表 1-11 10 大再生資源の回収量（2014 年）

資源品目	単位	2014年生産量	2014年回収量	回収利用伸び率 (%)
廃鉄	万トン	82,270	15,230	1.0
廃非鉄金属	万トン	4,417	1,153	7.5
廃プラスチック	万トン	7,388	2,825	46.4
廃紙	万トン	11,800	4,400	0.5
廃タイヤ	万個	56,200	1,000	60.0
廃家電（5種）	万台	47,692	13,583	10.8
テレビ	万台		5,860	
冷蔵庫	万台		1,332	
洗濯機	万台		1,420	
エアコン	万台		1,961	
パソコン	万台		3,010	
廃棄車両	万台	15,447	220	12.4
廃棄船舶（含：海外）	万隻		193	-22.4
廃ガラス	万トン	2,500	855	0.7
廃電池	万個	4,768,000	9.5	—

（出所）杜（2015）。

2. 廃棄物に関する政策

2.1 「以旧換新」と「家電下郷」

中国政府が国内市場の活性化を目的に導入した消費刺激策に、「家電下郷」と「以旧換新」の2つの制度がある。いずれも既に終了している政策であるが、前者の促進策により普及した家電と、後者により引き取られた家電は、大量の廃家電の発生を意味するため、特に家電リサイクル問題を考えるうえでここで一度は整理しておきたい制度である。

「家電下郷」は、これから家電製品を買い揃える消費者が多いと見込まれる農村地域（郷鎮）を対象に、テレビや冷蔵庫、洗濯機、携帯電話について購入代金の一部を政府が補助する制度である。実際には、商品購入時に販売店で発行される証明書を提出すると、購入代金の13%分が家電購入者に支払われる。2007年12月から、まず山東省、河南省、四川省、青島市の4地域で試行が始まり、2011年11月30日（4年間）で終了した。同様に、2012年11月や2013年1月から始まった地域もある。これらも施行から4年間を経て、既に終了している。なお、報道によれば、2007年12月から2012年10月末までの、家電下郷商品累計販売台数は2億8,300万台、家電下郷商品の累計販売総額は、6,811億元に達している¹⁷。

「以旧換新」は、直訳すると「旧いものを新しいものに換える」、買い替え需要促進策であり、2009年6月1日から1年間、都市部の消費者を対象に、製品を買い替えた際に補助金を支給していた制度である。本制度では、まず古い家電製品を政府指定の回収事業者の下取りしてもらい、制度への参加証明書を受け取る。証明書は次に対象製品を購入する際に購入代

¹⁷ 『China Press』2012年11月16日付け。

金の 10%割引券として利用できる。対象は、テレビ、冷蔵庫、洗濯機、エアコン、パソコンの 5 品目である。なお、具体的な手続き面や家電リサイクルの実務は吉田（2011）に詳しい。

2.2 循環経済促進法

中国では、第 11 次五カ年計画（2006～2010 年）で資源節約型・環境配慮型社会建設が提起され、資源節約の喫緊性や環境保護意識の高まりを背景に、3R (Reduce、Reuse、Recycle) などの循環型社会（以降、中国風に循環経済と称す）に本腰を入れ始めた。

2009 年 1 月には「循環経済促進法」が施行されるなど循環経済を取り巻く政策制度面も次第に整備されている¹⁸。本法は、循環経済の発展を促進し、資源の利用効率を高め、環境を保護し、もって持続可能な発展を実現することを目的とするもので、全 58 条で構成されている。全般的な特色として、日本の 3R のような廃棄物の適正処理というよりは、廃棄物を循環資源として捉え、資源再利用が前面に打ち出されていることが挙げられる。

2.3 廃棄家電電子製品回収処理管理条例（中国版家電リサイクル法）

循環経済促進法の施行を受けて 2009 年 2 月に公布された「廃棄家電電子製品回収処理管理条例」が 2011 年 1 月より施行され、制度面では資源综合利用や循環経済が整いつつある。本条例では、家電・電子製品のリサイクル分野で「生産者拡大責任制」が導入されている。

日本の家電リサイクル法は、最終処分地の延命化のために廃棄物を減量して有用な素材の有効利用を促進するために制定された法律であるのに対して、本条例は、資源の総合的利用および循環経済の発展促進と環境保護、国民の健康保障を目的とした法律となっている。また、市レベルの処理許可制度を設けることや、不適切な処理の禁止、無資格の処理業者には操業停止と違法所得の没収や罰金を科す一方で、有資格の処理業者に対して税務上の優遇を与えることなどが明記されている（DOWA ホールディングス・DOWA エコシステム 2010）。

図表 1-12 に、日中両国の家電リサイクル法の比較を示す。大きな相違は取り扱いにあり、日本が廃棄物であるのに対し、中国は有償買い取りの原料という扱いである。したがって、処理業者は捨てられているテレビも「1 台何元」などのように購入する形式となる。処理費用の負担は、日本では消費者が家電リサイクル券を購入するのに対し、中国は家電メーカーが国内で販売されるごとに 1 台何元という形式で基金に納付され、その基金を元手に、指定企業は補助金を受けながら事業の運営がなされる。対象品目は日本の 4 品目に対し、中国ではパソコンを加えた 5 品目で構成されている。

¹⁸ 「循環経済促進法」施行直前の 2008 年 12 月から『中国循環経済年鑑』が解振華国家発展改革委員会副主任（循環経済担当）の主編の下で刊行されるようになった。年鑑には、その年にあった中央政府の指導内容、政策制度・基準指針、各地方政府の動向、モデル地域の運営状況、統計データ、大事記といった当該領域の百科事典的な内容が整理されている。

図表 1-12 中国と日本の家電リサイクル法の比較

		中国	日本
本格施行時期		2011年1月 主要都市部から順次	2001年4月 全国一斉
扱い		有償買取	廃棄物
費用負担		メーカーが廃電器・電子製品処理基金に納付→補助金	消費者が家電リサイクル券を購入
許可可	申請者	各家電処理プラント	家電メーカー（各家電プラントへの委託を含めたシステム全体を申請）
	認可者	市レベルの環境保護主管部門	環境省・経済産業省
対象品目	エアコン	○	○
	テレビ	○	○
	冷蔵庫	○	○
	洗濯機	○	○
	パソコン	○	

（注）日本では、「資源有効利用促進法」によりパソコンのリサイクルが規定されている。

（出所）蘇州同和資源综合利用有限公司ヒアリング（2014年12月25日）。

2.4 循環経済発展戦略短期行動計画

大気質（第1章第2節）や水質（第1章第3節）でそれぞれレビューした個別の行動計画が、廃棄物分野でも2013年1月に「循環経済発展戦略短期行動計画」として策定されている。本行動計画は、8章45節（中国語で2万7,000字）から構成され、全体目標として、2015年に主要資源算出率（伸び率）の15%向上、資源循環利用産業の総生産額を1.8兆元に向上、循環型生産方式やグリーン消費モデルの普及を進め、全社会をカバーする資源循環利用体系を構築すること、持続可能な成長能力の増強をはかること、などがうたわれている。また、具体的な短期目標として、循環経済の第12次五カ年計画で掲げられた数値目標を掲げている（図表1-13参照）。

なお、上記でいう「資源算出率」という概念は、循環経済の発展を評価するための総合指標である¹⁹。国家发展改革委員会資源節約・環境保護司の公（2014）によれば、その算出式は

$$\text{資源算出率} = \frac{\text{名目GDP（億元）}}{\text{主要資源実物消費量（万吨）}}$$

で表され、政府、工業団地、重点企業の循環経済発展に対する取組みを客観的に評価し、責任の明確化が企図されている。業種や地域ごとの算出評価方法が検討されており、各地の循環経済行政はこの指標に基づき指導することとされている。

¹⁹ 日本でも、「循環型社会形成推進基本計画（2003年）」の3つの指標の一つに資源算出率と類似した「資源生産性」という指標があり、「GDP/天然資源等投入量」の数式で求められる。詳細は、環境省ウェブサイトの同計画にて参照可能である（<http://www.env.go.jp/recycle/circul/keikaku/>）。

図表 1-13 循環経済の第 12 次五カ年計画で掲げられた数値目標

指標	単位	2010年	2015年	伸び率 (%)
主要資源産出率（伸び率）	%	—	—	15
エネルギー産出率（伸び率）	万元/TCE	1.24	1.47	18.5
水資源産出率（伸び率）	元/m ³	66.7	95.2	43
建設用地の土地産出率伸び率	%	—	—	43
資源循環利用産業の総生産額	兆元	1.0	1.8	80
鉱産資源の総合回収率	%	35	40	[5]
鉱石・共生鉱物の総合利用率	%	40	45	[5]
工業固体廃棄物の総合利用量	億トン	16.18	31.26	93
工業固体廃棄物の総合利用率	%	69	72	[3]
主要再生資源の回収利用総量	億トン	1.49	2.14	43.6
主要再生資源の回収率	%	65	70	[5]
非鉄金属の総生産量に占める主要再生非鉄金属の割合	%	26.7	30	[3.3]
農業灌漑用水の有効利用係数	—	0.50	0.53	6
工業用水の重複利用率	%	85.7	>90	[>4.3]
都市部の污水处理施設の再生水利用率	%	<10	>15	[>5]
都市生活ゴミの資源化利用率	%	—	30	—
農作物の茎の総合利用率	%	70.6	80	[9.4]
総合利用発電ユニット容量	万kW	2,600	7,600	192.3

(注) ①主要資源産出率の資源計算品種は以下を含む：3種類のエネルギー資源（石炭、石油、天然ガス）、9種類の鉱産資源（鉄鉱、銅鉱、ボーキサイト、鉛鉱、亜鉛鉱、ニッケル鉱、石灰石、リン鉱石、黄鉄鉱）、材木及び工業用の食糧。②主要資源産出率、エネルギー産出率、水資源産出率、資源循環利用産業の総生産は2010年の名目価格に従って計算。③総合利用発電とは、ボタ、スライム、油母頁岩などの低発熱量燃料による発電を指す。

(出所) 行動計画原文 (http://www.gov.cn/zwgc/2013-02/05/content_2327562.htm)。

2.5 第 13 次五カ年計画と最新の政策

2016年3月に公布された「第13次五カ年計画（2016～2020）」では、「第43章：資源節約・集約利用の推進」に、「第5節：循環経済の大々的發展」が言及されている²⁰。

国家發展改革委員会は2016年8月、環境配慮型の経済を目指すための指針案²¹を公布し、パブリックコメントの募集を始めている。都市廃棄物の再資源化や省エネ型建築物の普及、ごみの分別収集などに取り組み、2020年には資源回収や省エネ関連など循環型経済規模を3兆元に拡大させる目標を掲げている。

この指針案では、2020年までに低炭素・循環型経済に向けた基礎固めを目指し、工業団地を省エネ・資源循環型に改造・改築するほか、企業の生産についても省エネ・再資源活用方

²⁰ 今後の5年の大きな指針となるため、全訳を掲載しておく。「循環経済発展誘導計画を実施し、生産と生活システムの循環リンクを推進し、廃棄物の資源化利用を促進する。マテリアルフローに基づき産業配置を総合的に整備し、産業区の循環型改造を推進し、工業・農業複合型の循環経済モデル区を建設し、企業間、産業区内、産業間での融合共生を促進する。都市鉱山の開発利用を推進し、工業固形廃棄物等の大量廃棄物の資源化利用を進め、都市のレストラン廃棄物や建築廃棄物及び廃棄繊維品等の資源化利用と無害化利用システムの建設を促進し、規範的に再製造を發展させる。拡大生産者責任制を実行する。再生資源回収利用ネットワークを整備し、生活ごみの分別回収と再生資源回収とのリンクを強化する。」

²¹ 原文は、「国家發展改革委員会環境資源司『循環發展引領計画』（意見徴収稿）」であり、全文は同委員会のウェブサイトを確認できる (http://www.sdpc.gov.cn/gzdt/201608/t20160809_814260.html)。

式に転換させ、また、都市ではごみの分別回収などを推進して廃棄物の資源化水準を引き上げていくとしている。

地域的には、京津冀地域（北京市、天津市、河北省）、長江デルタ、珠江デルタ、成渝（成都・重慶）経済区の4都市群を重点地域として、計画区・建設区内の工業固形廃棄物、資源、生活ごみの資源化・無害化処理施設の設置、行政区域を越えた再生資源の利用拠点の建設などを行う。廃棄自動車の解体や危険廃棄物の行政区域をまたがっての処理の推進も進める。

具体的には、2020年までに、主要資源の産出率を2015年比15%増に引き上げ、国家級園區の75%、省級園區の50%で循環型社会に改める、工業固形廃棄物の再利用率を73%とする、などの数値目標を示している。

2.6 直面する課題

中国の廃家電などをめぐる循環経済に向けた取り組みやシステムは、政策・法の施行にともない一定の進展がみられるが、課題も少なくない。これについて、廃棄物行政を司る国家発展改革委員会循環経済処の陸（2015）は、次のような問題意識を述べている。

第1は法体系のさらなる整備である。循環経済促進法の枠組みの下、分野ごとの基本法、さらにブレイクダウンした業界別の基準などの整備が不十分である。第2に、循環経済システム構築に向けた支援体制の整備である。一例として、廃棄物排出費用の低さから、資源循環利用の利益率が下がり、再生資源の総合利用が抑制されているという。第3に、生態環境への影響が大きい一部の廃棄物分野（例：鉱山廃砂や使用済乾電池等）において技術的問題が解決できていないため、二次汚染を発生させるリスクがある。第4に、管理体制の強化である。マテリアルフローなど循環経済の監査評価システムが十分に整備されていないため、管理監督に必要なデータ基盤とその手段が欠如しており、業界の発展の妨げとなっている。今後、企業に対する市場情報提供、技術コンサルティング、人材育成等の行政サービス提供が不可欠である。

3. 本研究（第4章）の目的と到達課題

本節でレビューしたとおり、廃棄物の問題は、近年政策が整備され、関連統計の整備もこれから段階的に整備されていくものと推察される。本研究の分析は、自動車リサイクルを対象に行うこととし、先行研究のレビュー、政策、データなどは第4章にて詳述することとする。

第2章 大気汚染

第1節 大気汚染指数からみた中国の大気汚染の状況と評価のあり方に関する一考察

1. 新たな大気汚染

中国では1990年代まで深刻な硫黄酸化物(SO_x)による大気汚染があったが、2000年代に入り、徐々に改善の方向に向かっていると考えられている(例えばOECD 2007)。しかし、2008年に新築された在中国米国大使館内で測定された微小粒子状物質($\text{PM}_{2.5}$)の一般環境中濃度が極めて高いことが明らかになり、大気汚染が再び国内外で注目されるようになった。2013年1月12日の北京では $\text{PM}_{2.5}$ 濃度が $568 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (日平均値)に達している²²。

日本で観測される $\text{PM}_{2.5}$ も相当部分が中国に由来していると考えられ、国内で関心が高まった。日本国内で測定される2013年度の $\text{PM}_{2.5}$ 濃度は2011年度や12年度に比して著しく高いという状況ではなかったが、連日、 $\text{PM}_{2.5}$ の報道がなされた。日本の環境省は世論の高まりを受けて、「 $\text{PM}_{2.5}$ に関する注意喚起のための暫定的な指針」を2013年4月に発表した。

政府は、これまでも大気汚染対策を積極的に進めており、第11次五カ年計画期(2006～2010年)以降、新設石炭火力発電所における排煙脱硫装置の設置義務化、汚染の著しい老朽化した工場の強制的閉鎖、都市における家庭用燃料の石炭からガスへの転換促進など、エネルギー資源として依存している石炭に由来する二酸化硫黄(SO_2)の削減を中心に対策を講じてきた(Fujikura et al. 2006、金子ほか 2006)。

その一方で、自動車など石炭に由来しない発生源による汚染が深刻化している。モータリゼーションの進展に伴い、中国は世界最大の自動車市場となった²³。北京や上海などの大都市では慢性的な渋滞が起き、自動車排ガスによる汚染が拡大して、大気環境が望ましいレベルに改善されたといえる状況には至っていない²⁴。

汚染状況は深刻であるが、政府は環境情報の開示には積極的であり、大気汚染に関しては2000年から全国42都市における大気汚染指数(Air Pollution Index: API)を毎日環境保護部のウェブサイト上などで公表している。杉本(2008)は、このデータをもとに大気環境動態を明らかにしている。

APIは現在では大気質指数(Air Quality Index: AQI)に変更されているが、大気汚染状

²² 第1章からの再掲となるが、環境保護部と国家質量監督検閲検疫総局は、2012年2月、新たに $\text{PM}_{2.5}$ 濃度を評価対象に加えた「環境空気質量標準(環境基準)」を定めた。この基準では24時間平均濃度の上限は $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、年平均濃度は $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ である(GB3095-2012、2016年1月より実施されている)。これからも2013年1月12日の $568 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の深刻さがうかがえる。

²³ 中国汽车工业协会によれば、2015年は2,459.76万台(乗用車2,114.63万台、商用車345.13万台)が販売(出荷)されている。『中国統計摘要2016』によれば、保有台数は1億6,295万台(前年比11.6%増)に達している。

²⁴ こうした状況を受けて、李克強國務院総理は2014年3月、全国人民代表大会における政府活動報告で「スモッグが頻繁に発生している大都市の $\text{PM}_{2.5}$ などへの対策を突破口に、産業構造、エネルギー効率、排ガスなどの重要な部分を押さえ、政府・企業・市民が共同参画する枠組みを整え、地域対策を実行する」ことを強調している(中国人民政府 2014)。

況を総合的に表す指標であり、米国環境庁（USEPA）が用いている AQI と同じ定義式で求められる。ただし、定義式中の定数は米国とは異なり、汚染状況は米国より低く評価される。また、API 算出のために定められた汚染物質項目も異なっている。

本節は以下のとおり構成する。はじめに、中国 API の定義とその変遷を米国 AQI と比較しながらレビューする。続いて、公開されているデータをもとに、大気汚染の現状を解析し、諸都市では必ずしも大気汚染が改善されているという状況にはないことを示す。最後に、大気汚染情報としての API の意義と課題について考察する。

API が採用・公開されることによって大気汚染の実態がより市民にわかりやすくなり、社会的な関心が高まったことは評価される（Liu et al. 2001）。しかし、API はわかりやすい指標であると同時に、それだけでは各汚染物質の濃度に関する情報を得ることができない。API のみが大気汚染データとして公開されている現状では、大気汚染の原因を政府外部にいる研究者が明らかにすることはできない。本節では、そうした問題点を実際の API の分析を通して実証し、中国における公害対策の評価指標として API だけではなく、各物質濃度を採用・公開することの意義を指摘したい。

2. API の定義

API の算出はまず図表 2-1 で示された各大気汚染物質（粒子状物質（PM₁₀）、SO₂、二酸化窒素（NO₂）、一酸化炭素（CO）、オゾン（O₃））の API を求めるところから始まる。ここでは、それを「物質毎 API」と呼ぶことにする。濃度は、PM₁₀、SO₂、NO₂については、前日の正午から当日の正午までの日平均値で、CO、O₃については 1 時間平均値である。図表 2-1 に示した濃度は中国語では「転折点」、英語では「breakpoint」と呼ばれる（Hsu 2012）。ここでは「転換点」と呼ぶこととする。

図表 2-1 API 転換点濃度

API	転換点 (mg/m ³)				
	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	CO	O ₃
	日平均	日平均	日平均	時間平均	時間平均
50	0.050	0.800	0.050	5	0.120
100	0.150	0.120	0.150	10	0.200
200	0.800	0.280	0.350	60	0.400
300	1.600	0.565	0.420	90	0.800
400	2.100	0.750	0.500	120	1.000
500	2.620	0.940	0.600	150	1.200

（出所）環境保護部ウェブサイト（<http://www.mep.gov.cn/>）。

物質毎 API は大気中濃度の直近上下の転換点から比例配分の形で算出される。例えば、PM₁₀ の濃度が 0.200mg/m³ のとき、PM₁₀ の API は直近の転換点 0.150mg/m³（API=100）と 0.350mg/m³

(API=200) から次式で得られる。ただし、API の上限は 500 であり、濃度実測値がこの転換点を超過しても API が 500 を超えることはない。

$$PM_{10} \text{ の API} = (200 - 100) / (0.350 - 0.150) \times (0.200 - 0.150) + 100 = 125$$

このようにして得られた物質毎 API のうち最大の値がその日の API となる。また、最大値を示した物質は主要汚染物質と呼ばれる。API に対応する汚染状況を図表 2-2 に示す。これにより、市民は大気汚染の現状を 6 段階の色で容易に知ることができる。

図表 2-2 API が示す汚染状況

	色	PM ₁₀ 濃度 (日平均 mg/m ³)	分類
0～50	緑	0～0.05	優
51～100	黄	0.05～0.15	良
101～150	橙	0.15～0.25	軽微汚染
151～200	赤	0.25～0.35	軽度汚染
201～300	紫	0.35～0.42	中度汚染
301～500	茶	0.42～0.6	重汚染

(出所) 岡崎 (2012)。

API の定義は、しばしば変更される。2000 年の時点では汚染物質は浮遊粒子状物質 (TSP、概ね PM₁₀ に相当する)、SO₂ と NO₂ の 3 種類だけであった。2012 年 2 月 29 日、環境保護部は API を改正し、新たに AQI として、その技術規定を定めた (2016 年 1 月 1 日実施予定)。AQI では PM_{2.5} の 24 時間値が新たに設けられたほか、SO₂、NO₂、CO については 24 時間値と 1 時間値の両方が、O₃ については 1 時間値と 8 時間値が項目になった。また、物質毎 API の 50、100、200 に対応する転換点は古い環境基準 (空気質量標準、GB3095-1996) であったが、AQI では厳しくなった新しい環境基準 (GB3095-2012) が用いられている。ただし、PM_{2.5} の物質毎 AQI を米国と比較すると、物質毎 AQI 50、100、150 の転換点は米国が、12、35、55 μg/m³ であるのに対し、中国は 35、75、115 と高めに設定されている (井上 2014) ²⁵。

なお、中国は大気汚染物質の環境基準を全国一律とせず、地域別に一級、二級、三級の 3 レベルの基準値をあてはめている。そして、規制強化に伴い徐々に厳しいレベルに引き上げる措置を講じている。環境基準は政策目標であるが、汚染の深刻な地域にいきなり厳しい環境基準を適用せずに、徐々に目標値をあげてゆく政策をとっている²⁶。

²⁵ 環境基準の 1 日平均値は、WHO 指針が 25、日本と米国が 35、中国が 75 μg/m³ である。

²⁶ 健康影響を基本に設定している大気環境基準は本来、地域に関わらず同一であるべきである。例えば日本では、大気汚染に係る環境基準は全国一律である。ただし、1970 年代に SO_x による大気汚染が深刻であった当時は、全国一律の環境基準の目標達成年度を、都市の汚染の深刻さによって変える措置をとり、段階的達成を目指していた。一方、中国では以前より大気環境基準は、地域の達成可能性を考慮した三段階の基準値が決められ、工業地域の設定値は緩い。こうした中国の環境基準に対する考え方の違いが米中の転換点の相違に反映していると考えられる。

3. 分析方法と対象都市

政府（環境保護部）は 2000 年 6 月から 2013 年 12 月末までの API データを公表している。それ以降は AQI へ引き継がれており、API と AQI のいずれも毎日の指数が、その日に最も物質毎 API が高かった主要汚染物質名（PM₁₀、SO₂、NO₂）などとともに環境保護部ウェブサイトから閲覧可能である（<http://datacenter.mep.gov.cn/>）。

本研究では、上記サイトから 12,703 ページにわたる 381,050 レコードをダウンロードし、これらを 120 都市×4,957 日（約 13 年間、2000 年 6 月 5 日～2013 年 12 月 30 日）のデータセットに整理した。API データの公開は 42～47 都市から始められたが（2000 年 6 月 5 日～2004 年 6 月 3 日）、その後、84～86 都市になり（2004 年 6 月 4 日～2011 年 2 月 10 日）、最終的には 120 都市（2011 年 2 月 11 日～2013 年 1 月 14 日）にまで拡大した。しかし、理由は不明ながら最後の 1 年間（2013 年 1 月 15 日～12 月 30 日）は 60 都市あまりしかデータが提供されなくなった。そして、2014 年以降は API に代わって AQI が公開されている。

ここでは、これら API データの中から、連続性を伴いつつ多くの都市のデータを長期的に確保できる 2004 年 6 月 4 日～2012 年 12 月 31 日の約 8 年間×84 都市を分析対象とする。具体的都市名は図表 2-3 に示す。南北にグループ分けしているのは API に地域的傾向がみられるためで、詳細は後述する。なお、本研究は「北方を黄河以北」と定義づけ、山東省では、省内に黄河が貫通しているが全てを北方都市としている。

図表 2-3 対象都市

北方36都市						南方48都市									
省区	都市	省区	都市	省区	都市	省区	都市	省区	都市	省区	都市	省区	都市	省区	都市
北京		遼寧	鞍山	山東	濟寧	上海		安徽	合肥	広東	広州	四川	成都	貴州	貴陽
天津			撫順		泰安	江蘇	南京		蕪湖		深圳		綿陽		貴陽
河北	石家莊	吉林	長春	日照	蘇州		福建	福州	珠海		瀘州		貴陽		
	秦皇島		ハルビン	河南	鄭州			南通	アモイ		汕頭		徳陽		貴陽
山西	太原	黒龍江	チチハル		開封			連雲港	江西		泉州	韶関	湛江		昆明
	大同		牡丹江		平頂山		揚州	南昌			湛江	雲南	曲靖		貴陽
	陽泉	山東	済南	甘肅	蘭州		鎮江	九江	南寧		玉溪	貴陽			
	長治		青島	青海	西寧		浙江	湖北	武漢		柳州	玉溪	貴陽		
内モンゴ	フフホト		淄博	寧夏	銀川				荊州	広西	桂林	チベット	ラサ		
	赤峰		棗荘		石嘴山			温州	長沙		北海	西安	ラサ		
遼寧	瀋陽		煙台	新疆	ウルムチ			湖州	湖南	常德	海南	海口	陝西	宝鷄	
	大連		濰坊		カラマイ			紹興		張家界	重慶	渭南	宝鷄		

（出所）筆者作成。

4. API 解析による汚染の状況

4.1 主要汚染物質の構成

前述のとおり PM₁₀、SO₂、NO₂、CO、O₃ の物質毎 API の中で最大値が API となり、その値を示した物質が主要汚染物質と呼ばれる。主要汚染物質は、PM₁₀ が全体の 71.3% を占めており、

API の高低は主に PM₁₀ による汚染の程度と捉えることができる。SO₂ のシェアは 7.0% と PM₁₀ でこれに続き、NO₂ は南方でわずかに観測されるに過ぎず全体の 0.1% と少なく、CO や O₃ は出現しない。

なお、これらは約 8 年間毎日×84 都市の API カウント結果である。残る 21.5% には理由は不明ながら主要汚染物質は示されていない。

4.2 平均値の経年変化

公表されている API は一日平均値である。本研究ではまず、全体的傾向を把握するため、月別の算術平均値を求め、都市ごとの傾向を分析した。

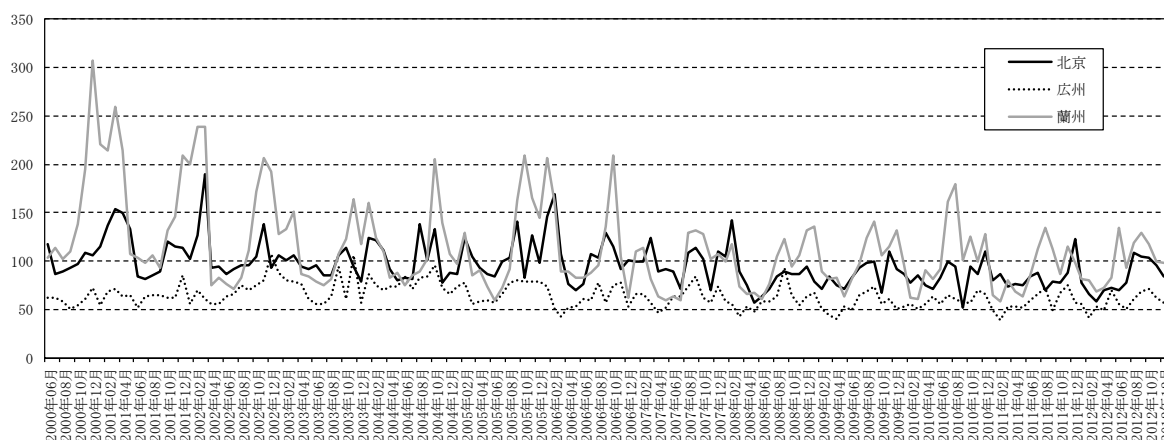
図表 2-4 に、北京市、広東省広州市と汚染が深刻な甘粛省蘭州市の API 月平均値の推移を示す。北京市と蘭州市²⁷は北方に属している。全般的に低下傾向にはあるものの、毎年、おおむね冬季（11 月～2 月）と春季（3 月～5 月）にピークがみられる。一方、南方都市の広州市では冬季と春季にピークはあるものの、北方都市に比較すると API は全般的に低い。こうした傾向は北方都市と南方都市のそれぞれに共通しており、その原因として以下の 3 点が推測される。

第 1 に、冬季の API の高まりが東北地方を中心に顕著であり、暖房需要などの熱供給や練炭など家庭内化石燃料の燃焼などが PM₁₀ 排出に寄与していると考えられる。Liu et al. (2001) なども「暖房使用期の汚染は非暖房使用期より著しい」と指摘している。

第 2 に、4 月には北西部を中心とする都市でピークがあり、杉本（2008）が指摘しているように、春季に最も多く発生する黄砂の影響が強いと考えられる。

第 3 に、長期的にみれば API 月平均値は右肩下がりの低減傾向が支配的であり、北方ではその傾向がさらに顕著である。しかし、これを大気環境の改善と解釈してよいかについては後述するように注意が必要である。

図表 2-4 北京、蘭州、広州の月平均 API の推移



（出所）筆者作成。

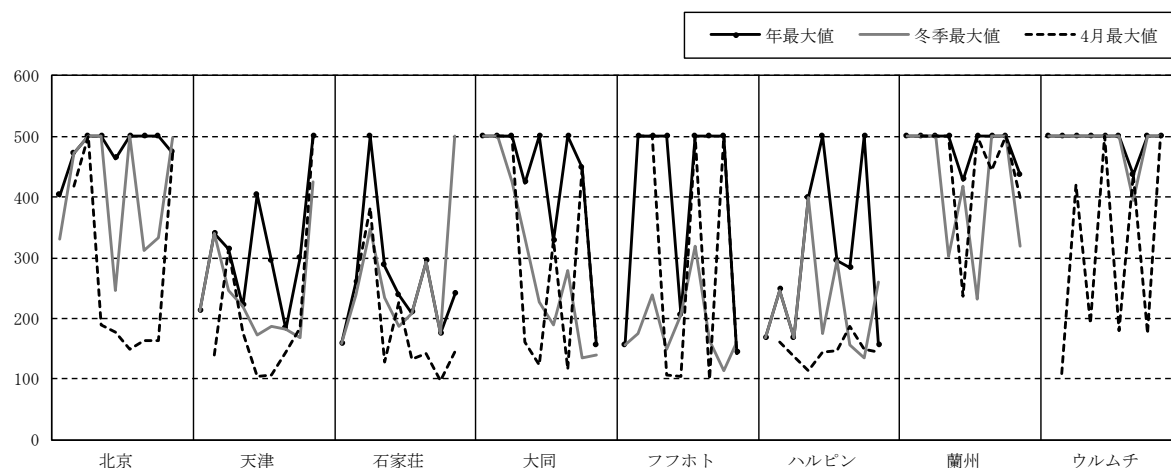
²⁷ 中国の環境 NGO である「自然之友」が発表した『中国環境発展報告 2013』によれば、蘭州市は 2012 年大気環境ランキングでワースト 1 になるなど大気汚染の都市として知られている（劉 2013）。

4.3 最大値の経年変化

長期的傾向としては全国的に API の月平均値は低下傾向にあるが、大気汚染の場合、短時間でも高濃度の汚染に暴露されると急性影響が生じる可能性がある。このため短期的な最大値にも注意を払う必要がある。そこで、日平均値である API の季節毎及び年毎の最大値を求めて分析を行った。

図表 2-5 に、冬季に高濃度の汚染がみられる北方都市の通年、冬季（各年 1～2 月及び 11 月～12 月）、4 月における最大値の 2004 年から 2012 年までの経年変化を示す。これらの都市ではかなり高い API が継続的に観測されていて、最大値でみる限り大気汚染は必ずしも改善状況にはないといえる。図表 2-5 には、分析対象 84 都市の中から典型的な傾向が表れている都市をピックアップしているが、天津、フフホト、ハルピンを除く多くの都市では冬季に「API 最大値（500）の振り切れ」を経験していることがわかる。また、4 月にも 500 に振り切れている都市も多く、黄砂の強い影響をうかがうことができる。

図表 2-5 北方都市の API 最大値の経年変化（2004～2012 年）

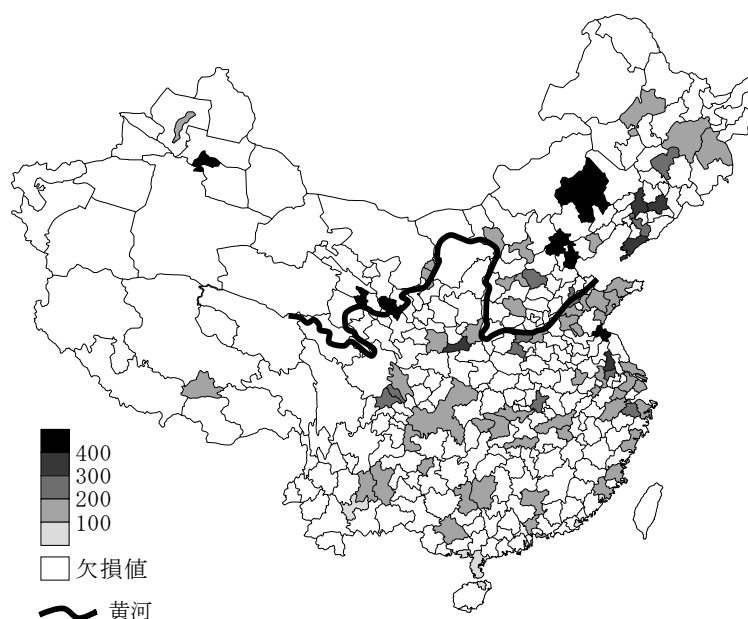


（出所）筆者作成。

図表 2-6 は、2012 年における API 最大値を空間分布として地図上にプロットしたものである。地図は都市レベルに細分化しているので、その濃淡が 2012 年における都市別の API 最大値の高低を直接的に示している。ここからも、API で 200 を超えるような重度の汚染はほとんどが北方で発生していることがわかる²⁸。

²⁸ 2014 年 3 月の全人代の際に行われた記者会見で、環境保護部呉曉青副部長は環境汚染が深刻な地域として、京津冀（北京市、天津市、河北省）などを挙げ、これらの地域の汚染物質の排出量は全国平均の 5 倍に上ることを指摘した。また、環境保護部が毎月発表する 10 大大気汚染都市リストでは、唐山、邯鄲、石家荘、邢台、保定の河北省 5 市が常に汚染都市にランク入りしている。

図表 2-6 84 都市別 API 最大値の空間分布（2012 年）



（出所）筆者作成。

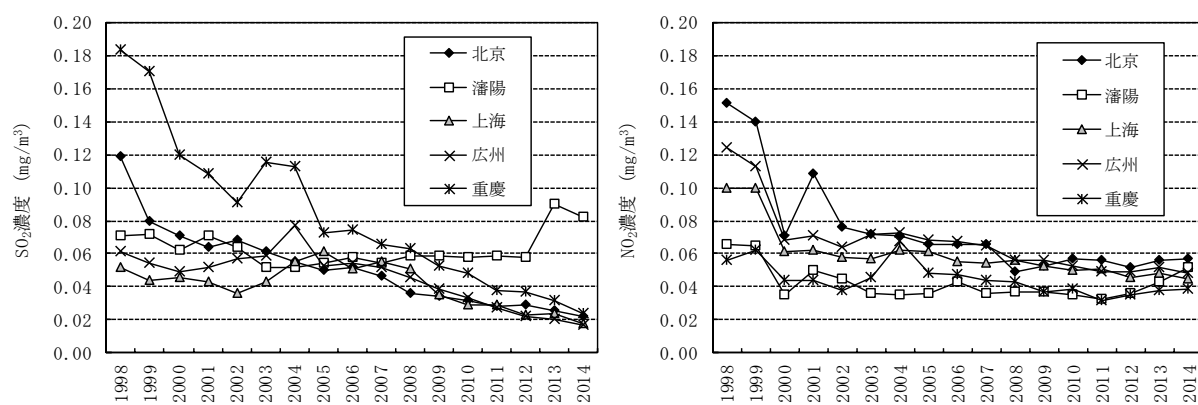
5. 考察

本節では、長期にわたる API の平均値、最大値を用いて都市別の動向を解析した。その結果、高度の汚染が近年まで継続して観測される都市が、北方に多いことが確認できた。高度汚染が現れるのは冬季と春季にほぼ限定されていて、前者は暖房などによるものであり、後者は黄砂によるものであると考えられる。公害は中国の対外的にも対内的にも悪いイメージの一因であり、政府もそれを認識して本腰を入れて取り組もうとしている。その結果、大気中 SO_2 濃度は長期的に改善傾向にあり（図表 2-7）、政府の一連の施策が一定の効果をあげていることをうかがうことができる。しかし、 PM_{10} による短期間の高度汚染の状況は改善されていない。 PM_{10} は煙突などから直接排出される一次粒子に加えて、大気中の化学反応によって生じる二次粒子の寄与も大きく、発生メカニズムの同定や対策が容易でない。

API や AQI は、大気質の状況を単一の指標で表しているのので、市民向けに提供する情報としてはわかりやすいものといえよう。しかし、単一指標であるために、最も憂慮すべき汚染物質が何であるかがわからず、その発生原因の特定を困難にするという欠点がある。また、黄砂現象の影響が大きい北方では、自然由来の黄砂と人為由来の汚染物質とを区別せずに評価してしまうため、公害対策の効果を測定する指標としては問題が残る。さらに、API を算出する基準となる転換点は、人為的に決められてしまうため、国によって、あるいは評価された時期によって変わってしまうので、比較が容易ではない。対策の効果を的確に評価するのであれば、API や AQI と並べて、各物質濃度の測定値も公表することが望ましい。

今回は API の値のみに着目した簡易な分析を行ったが、これらのデータと各都市の経済・社会データや地理的位置関係などとの関連を解析し、都市の大気汚染要因について推定することが今後の課題である。

図表 2-7 主要 5 都市における SO₂、NO₂ の年平均濃度の経年変化



(出所) 中国環境年鑑各年版より筆者作成。

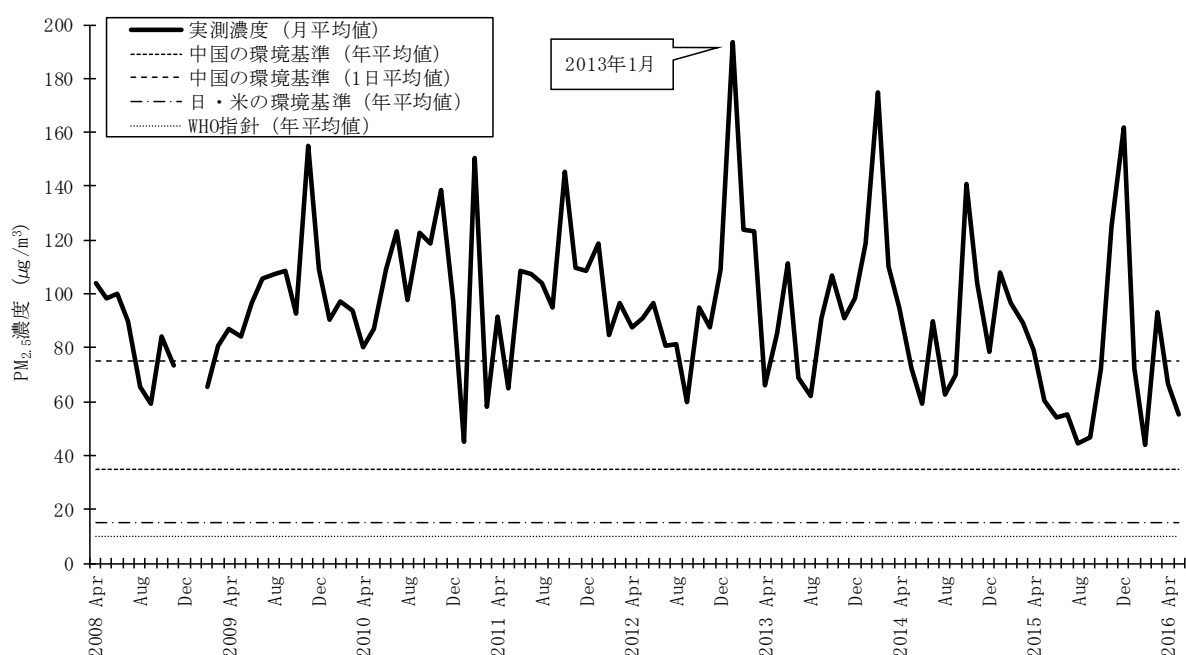
第2節 詳細な時系列データを用いた大気汚染の原因分析の試み

1. API と AQI

本節では、前節で取り上げた大気汚染指数（Air Pollution Index: API）から引き継がれて公開されている大気質指数（Air Quality Index: AQI）を分析の対象に加え、API や AQI といった膨大（時間軸及び空間軸）な環境質指標の大気汚染原因分析への適用可能性を検討する。その目的は、大気汚染の発生要因解明に向けた分析フレームを提示することにある。

問題の概要を把握するため、図表 2-8 に北京市の月平均 PM_{2.5} 濃度と環境基準の関係を示す。これによれば、家庭用暖房などで石炭需要が高まる冬季に濃度が跳ね上がることがわかる。春先にも高くなっているが、これは北京市特有の事情として、黄砂の影響が含まれるものと考えられる。北京市の濃度のピークは 2013 年 1 月であり、この過去最悪のсмоッグが盛んに報道されたことは記憶に新しい。グラフからは、各年ピークの冬季を除けば、近年のわずかな右肩下がりの傾向もうかがえる。環境基準とも対比してみると、2012 年 2 月に改訂された中国の環境基準は、日米や WHO の指針よりも緩いものとなっている。その緩い基準であっても、実測濃度は、中国の日平均値環境基準である 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を恒常的に上回っていた。

図表 2-8 北京市の月平均 PM_{2.5} 濃度と環境基準の推移（2008～2016 年）



（出所） 在中国米国大使館（<http://www.stateair.net/web/historical/1/1.html>）のデータより筆者集計・作成。

このように、中国各都市における PM_{2.5} の濃度が極めて高いことを明らかになった問題は、改めて大気汚染が注目されるきっかけとなったが、PM_{2.5} の生成メカニズムはまだ十分に解明されていない。

藤倉・藤倉（2016）は、「中国で PM_{2.5} の成分を分析すると二次汚染物質が多いことが示唆されるが、光化学反応によって生成する二次汚染物質であるならば、下記の日中に多く発生するはずである。しかし高濃度の汚染がみられるのは主に冬季と夜間である。（中略）発生メカニズムが不明であるので、対策の効果についても楽観はできない」と指摘している。

そこで本節では PM_{2.5} 発生の問題を中心に上げ、はじめに従来指摘されてきた PM_{2.5} の固定発生源と移動発生源の 2 つの概況と対策をレビューする。続いて PM_{2.5} などの汚染度合いを評価する指標として、API や AQI といった「環境ビッグデータ」の適用可能性について再検討を行う。さらに、PM_{2.5} の発生を巡って、API や AQI には季節変動や、平日と休日などにより変動することを定量的アプローチの分析モデルによって提案する。これらを通じて、大気汚染の発生メカニズムや、要因解明に向けた考察を行う到達点に設定する。

2. 大気汚染の固定発生源と移動発生源

2.1 固定発生源

PM_{2.5} は、工場ボイラー、焼却炉などのばい煙発生設備、コークス炉、鉱物集積場などの固定発生源が原因の一つとみられており、特に発電などで燃焼される石炭については対策が急がれている。

北京市当局は 2013 年 1 月 14 日、PM_{2.5} の指数が最悪レベルに到達したことを受け、58 企業の操業停止、41 企業の減産を命令した。さらに 1 月 29 日には操業停止企業を 103 社まで拡大し、20 社以上に減産を命じている。対象には TOTO などの日系企業も含まれていた（TOTO の操業停止は 2 日間）。

北京市政府は、17 年までに市内全域の石炭火力発電所を閉鎖するとしているが、石炭はコストが低く、脱石炭への道のりは容易ではない。中国では政府が電力料金の上昇を抑制しており、価格統制の下では燃料費の増加を電力料金に転嫁することはできない。したがって現行の料金体系においては、PM_{2.5} を抑制するために、良質石炭を使用したり、高額の設定投資を要する高効率燃焼技術を導入・稼働したりすることには困難が伴う。

第 1 章の図表 1-4 で示したように、北京の PM_{2.5} の 4 分の 1 は越境流入が原因とみられているが、こうした傾向は（規制が緩やかで北京市に隣接する）河北省などでより鮮明であり、問題を複雑化させている。

なお、脱石炭化ともあいまって、非化石燃料や天然ガスへの燃料転換も加速しつつある。2016 年 4 月に国家能源局が発表した「2016 年エネルギー業務指導意見」では、2016 年に見込まれる 43.4 標準炭換算億トンのエネルギー消費量のうち、非化石エネルギー消費の比率を 13%に向上、天然ガス消費の比率を 6.3%に向上、さらに石炭消費比率を 63%以下に低下させることなどが盛り込まれている。2013 年の天然ガスの国内生産量は 1,168 億 m³であるのに対し、2015 年には需要が最大で 2,700 億 m³に拡大したが、生産は 1,760 億 m³にとどまる見通しで、安定的なガス源の確保が課題となっている。

2.2 移動発生源

モータリゼーションの進展に伴い、中国は世界最大の自動車市場となった。2015 年の新車販売は 2,460 万台（前年比 4.7%増）であり、保有台数は 1 億 6,295 万台（前年比 11.1%増）に達した。自動車の増加に伴い、北京や上海などの大都市では慢性的な渋滞が起っており、排気ガスによる汚染を拡大している。

ハード面での課題は多い。日本や欧州では、エンジン自体の性能や後処理技術の向上、さらに厳しい燃料規制などが奏功し、ディーゼルエンジンはむしろ CO₂ 排出強度の低いクリーンなエンジンとなった。ディーゼル用燃料（軽油）についても日本や欧州では規制が段階的に強化され、硫黄分をほとんど含まない段階までクリーン化が進んでいる。

しかし、中国では旧式のエンジンや排ガス対策が不十分なトラックやバスが多数を占めている。このため、ディーゼルエンジンの革新と、旧式エンジンの淘汰が不可欠であるが、主要トラックメーカーに、新規投資なしでも高い利益が見込める現状のトラックを改良する動機はあまりなく、さらにディーゼル排ガス規制が強化されれば排ガス性能に優れる外資メーカーが市場で優位に立つ警戒感から、規制もエンジン改良もなかなか進まない構造が指摘されている。

さらに、排ガス規制や燃料の改善には石油業界が反対している。国内の石油販売は、国有企業である中国石油天然気集団（CNPC）と中国石油化工集団（Sinopec）の 2 社が独占しているが、現行の排ガス規制「国 3」（ユーロ III 相当、硫黄分 150ppm）より 3 倍厳しい「国 4」（ユーロ IV 相当、50ppm）を導入すると、製油所などに 500 億元ともいわれる設備投資が必要となる。

しかし、市民の不満の拡大をうけ、国務院は 2013 年 2 月、自動車燃料の品質基準を段階的に引き上げる方針を決定した。現行の「国 3」に対し、「国 4」を 2014 年末までに全国で実施し、さらに欧州の排ガス規制「ユーロ V」に相当する「国 5」（10ppm）を 2017 年末までに義務付けた。なお、北京市では 2013 年 2 月 1 日より、全国に先駆けて欧州の「ユーロ V」に相当する地方基準として「京 5」を国務院の許可を得て実施している。しかし、上海市や珠江デルタ、江蘇省などで実施されているのは「国 4」である。

3. AQI の定義と PM_{2.5} 濃度との代替性

前節で分析した API は 2014 年 1 月から AQI に名称変更され、1 時間単位のデータが公表されるようになっていく。現在、367 都市の 1 日毎と 1 時間毎の AQI が公表されており、環境保護部ウェブサイトから閲覧可能である。API と AQI では、算出のために定められた汚染物質項目が異なり、API（PM₁₀、SO₂、NO₂、CO、O₃）に、新たに PM_{2.5} が追加されている²⁹。

AQI と各物質濃度の関係を図表 2-9 に示す。各汚染物質の IAQI のうち、最も高い数値がその時間の AQI となり、AQI が 50 より大きい場合の対応汚染物質が「主要汚染物質」として公表される。したがって、AQI は PM_{2.5} 以外の汚染物質も含めた総合的汚染指数であることを意味する。北京など国内各都市では、毎時ほぼリアルタイムの AQI が閲覧でき、現地では、ス

²⁹ より正確には、2013 年 1 月の API から PM_{2.5} が追加されている。

スマートフォンを片手に「今日はAQI 高い」といった、会話が日常的に行われている。

AQI や API は、0～500 のレンジで示される。AQI を考案した米国は、その時々 AQI について図表 2-10 のように 6 色に分類して、汚染度合いの「見える化」を図っている。中国では閾値が若干米国より緩いものの、同様の算出式を採用し、階級ごとに健康影響を評価する。なお、中国の PM_{2.5} の環境基準は 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、黄色部分までの AQI が健康影響としては「許容」ということになる。

図表 2-9 AQI と各物質濃度の関係

平均濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		SO ₂		NO ₂		PM ₁₀	CO		O ₃		PM _{2.5}
大気質分指数 (IAQI)		24h	1h	24h	1h	24h	24h	1h	1h	8h	24h
白	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
緑	50	50	150	40	100	50	2	5	160	100	35
黄	100	150	500	80	200	150	4	10	200	160	75
橙	150	475	650	180	700	250	14	35	300	215	115
赤	200	800	800	280	1,200	350	24	60	400	265	150
紫	300	1,600	—	565	2,340	420	36	90	800	800	250
茶	400	2,100	—	750	3,090	500	48	120	1,000	—	350
茶	500	2,620	—	940	3,840	600	60	150	1,200	—	500

(出所) 井上 (2014)。

図表 2-10 AQI の米中比較

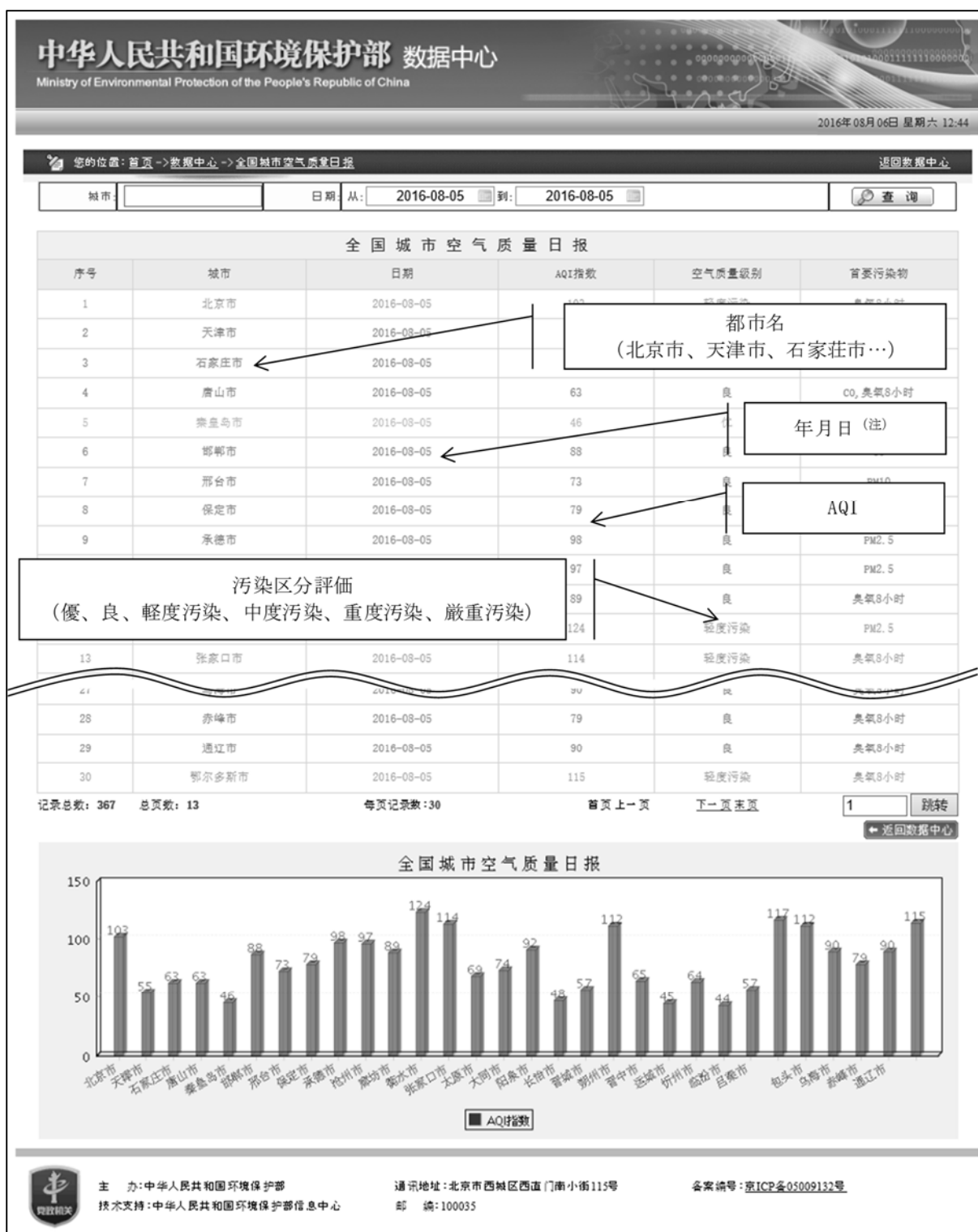
大気質指数 (AQI)		中国・日平均 PM _{2.5} 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	米国・日平均 PM _{2.5} 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	指数の類別 (中国/米国)	健康影響
緑	0～50	0～35	0～15	優/Good	汚染なし
黄	51～100	35～75	15～35	良/Moderate	特に敏感な人に対し軽い影響
橙	101～150	75～115	35～65	軽度汚染/Unhealthy for Sensitive Groups	敏感な人は症状が悪化。健康な人にも刺激症状
赤	151～200	115～150	65～150	中度汚染/Unhealthy	敏感な人はさらに症状が悪化。健康な人も心臓や呼吸器へ影響の可能性
紫	201～300	150～250	150～250	重度汚染/Very Unhealthy	心臓病・肺疾患患者は症状が顕著に悪化、抵抗力が低下。健康な人にもすべて症状が出る
茶	301～500	250～500	250～500	嚴重汚染/Hazardous	健康な人も忍耐力が低下し、強烈な症状が見られ、疾病を早期に発症

中国の環境基準
75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

(出所) 井上 (2014)。

図表 2-11 は、環境保護部ウェブサイトの公開画面である。公表 AQI には、日毎の「全国都市空気質量日報」と時間毎の「全国都市空気質量小時報」とがあり、図示しているのは前者である。このように、全国 367 都市ごとの AQI がリアルタイムで掲示されている。2014 年の北京市を例にとれば、理論上の 8,760 (365 日×24 時間) のうち、有効に得られる AQI は 7,696 である (カバレッジ 87.9%)。このうち、その時間ごとの主要汚染物質は、PM_{2.5} (53.8%)、PM₁₀ (20.1%)、O₃ (2.3%)、記載なし (23.4%) であり、多くが粒子状物質であることが裏付けられる。

図表 2-11 環境保護部データセンターの公表データ



(注)「全国都市空気質量小時報」の方は、「年月日」のカラムに「時間」も表示されている。

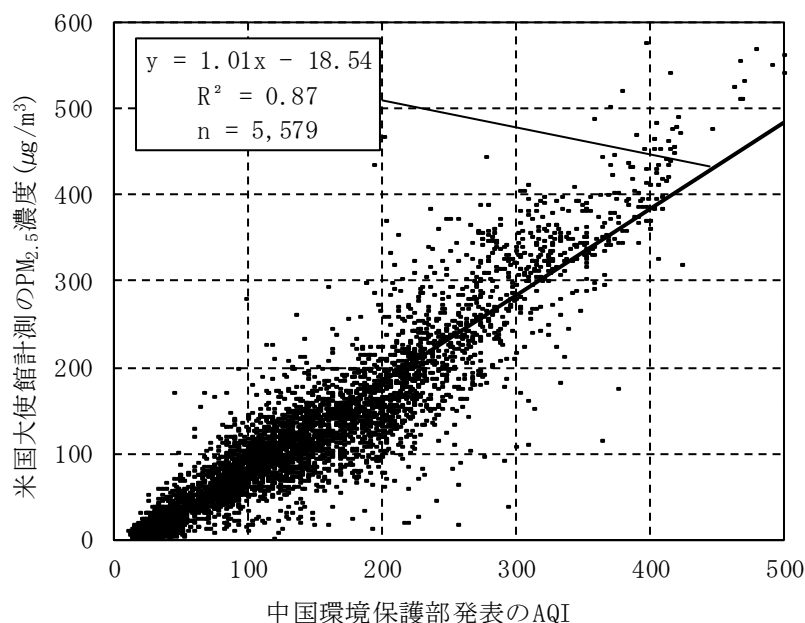
(出所) 環境保護部データセンター (<http://datacenter.mep.gov.cn/>)「全国都市空気質量日報」に筆者が注釈を加筆。

2013年に日本でも盛んに特に北京市での大気汚染問題が盛んに報じられるようになって以降、市当局は当初PM_{2.5}を測定していなかったことから、後手に回った感があり、さらに米国

大使館と中国政府の計測値がしばしば食い違うことが更なる不信感にもつながった³⁰。しかし、以下のように両者の計測値は概ね一致していると見ることができる

図表 2-12 は、2014 年 365 日の北京市における AQI と PM_{2.5} 濃度の関係を示したものである。欠損値に加え AQI の主要汚染物が PM_{2.5} のみでないものを一律に除外した結果、サンプルは 5,579、相関係数は 0.87 であり、モニタリング地点の相違を考慮に入れても相関は相応に高く、AQI と濃度のデータ代替活用可能性が示唆される³¹。

図表 2-12 北京市における AQI と PM_{2.5} 濃度の関係（2014 年）



（出所）環境保護部データセンター（<http://datacenter.mep.gov.cn/>）及び在中国米国大使館（<http://www.stateair.net/web/historical/1/1.html>）公表データより筆者集計・作成。

4. データの入手可能性と分析対象年度

本節は、最終的に API 及び AQI を用いた大気汚染要因分析をゴールに設定している。API や AQI の高低を説明するための社会経済データや、環境政策の実効性を表す各種データが必要になる。そこで、図表 2-13 には分析データの入手可能性を年度、データごとに整理した。

2012～2013 年に公表されていた指数は API である。API が AQI に移行した初年度である 2014 年の公表対象は 161 都市であったが、2015 年には 367 都市にまで拡大し、相当の普及、公表が進んでいることがわかる。他方、最新の 2015 年度は、社会経済や環境政策データを表す『中国城市統計年鑑』や『中国環境年鑑』が執筆時点で未刊行である。このため、本節では分析データを網羅的にカバーできる 2012 年度の API と 2014 年度の AQI を分析対象とする。図表 2-13 を参照すると、環境政策に関する指標が得られるのは最大でも重点 113 都市分であることから、サンプル数は 113 となる。

³⁰ 例えば、読売新聞 2013 年 2 月 2 日。

³¹ 主要汚染物が PM_{2.5} の AQI に限れば、濃度への換算も不可能ではない。しかし 2014 年 8,760 の AQI 中、PM_{2.5} が主要汚染物質となっている AQI は 3,990 であり、サンプルが半減する。よって濃度換算は今後の課題として本研究では扱わない。

図表 2-13 分析データの入手可能性

本節 分析 対象	分類		大気汚染の指数			濃度指標	社会経済	環境政策
	年	月	API	AQI		PM _{2.5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	中国城市統計年鑑	中国環境年鑑
				日毎	時間毎			
◎	2012	1～12	120都市	N/A	N/A	北京市のみ ※北京市以外では、リアルタイムのモニタリングデータは、在成都、広州、上海、瀋陽の米国領事館のウェブサイトにて公表中であるが、時系列データのダウンロードはできない。	2013年版 290都市	2013年版 113環境重点都市
	2013	1	68都市				2014年版 290都市	2014年版 113環境重点都市
		2～3						
		4						
		5～12	62都市					
◎	2014	1～12	N/A	161都市	161都市	2015年版 292都市	2015年版 113環境重点都市	
	2015	1～12		367都市	367都市	N/A 2016年版は、 例年12月頃刊行	N/A 2016年版は、 例年12月頃刊行	
出所			環境保護部ウェブ			米国大使館ウェブ	市販統計書	

(出所) 筆者作成。

5. 分析方法とデータ

5.1 重回帰モデル

PM_{2.5}の発生要因には、諸説ある。第1章第2節1.3(11ページ)の図表1-4で述べたように、北京市環境保護局(2013)は、同市におけるPM_{2.5}の発生源として、市外からの越境流入(25%)、自動車(22%)、石炭燃焼(17%)、工業(16%)、建設工事現場(16%)等を挙げている。また彭(2014)は、化学的分析結果として北京市の2013年のPM_{2.5}の主な発生源の寄与率が二次無機塩(36%)、有機化合物(20%)、自動車排ガス(16%)、石炭燃焼(15%)、粉じん(6%)であることを提示している。これらの調査結果やデータ入手可能性を勘案し、はじめに本研究は以下(1)式の重回帰モデルを用いる。

$$INDEX_r = \alpha_0 + \alpha_1 GRP_r + \alpha_2 AUTOMOBILE_r + \alpha_3 DUST_r + \alpha_4 POLICY_r + \alpha_5 COAL_r + \alpha_6 CROSSBORDER_r + \varepsilon_r \quad \cdots (1)$$

ただし、

$INDEX_r$:	目 的 変 数 : r 市の API または AQI の平均値
GRP_r :	経済発展要因 : r 市の 1 人当たり GRP (万元/万人)
$AUTOMOBILE_r$:	車排ガス要因 : r 市の市街地面積当たりバス及びタクシー台数 (台/km ²)
$DUST_r$:	工業生産要因 : r 市の市街地面積当たり工業ばいじん排出量 (トン/km ²)
$POLICY_r$:	環境対策要因 : r 市の工業生産高当たり排気処理施設運転コスト (万元/億元)
$COAL_r$:	民生暖房要因 : r 市の 1 人当たり生活石炭燃焼量 (万トン/万人)
$CROSSBORDER_r$:	越境流入要因 : 設定エリア毎の API または AQI の最大値
ε_r :	誤差項

5.2 目的変数

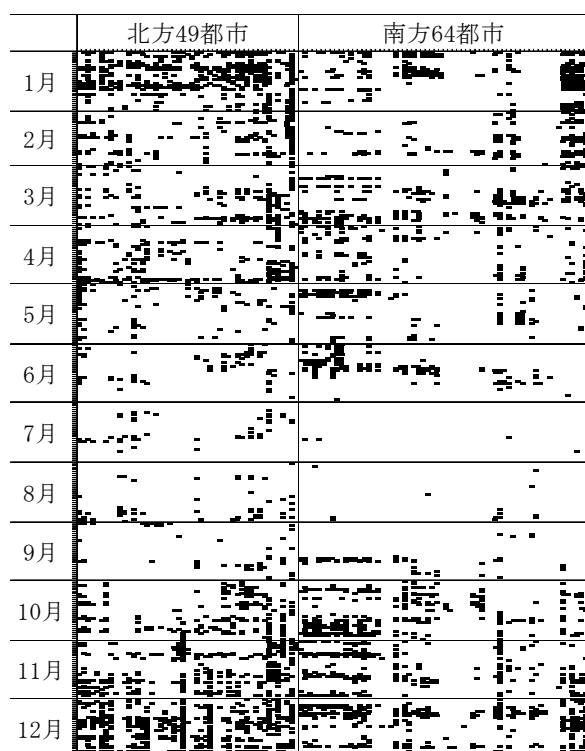
従来の中国環境問題をめぐる先行研究は、環境質データとして SO_2 やばいじん、COD などの年間排出量などを用い、これらと社会経済指標や環境政策変数との関係进行分析したものが多い（例えば、金子ほか 2006、Wang and Wheeler 2003、松本ほか 2002）。一方、本節では日毎の API 及び AQI が得られているため、季節毎に区切ったり、平日と休日の要素を考慮に加えたり、より厚みを伴った分析が可能となるメリットを最大限活用する。

5.2.1 API および AQI の季節変動

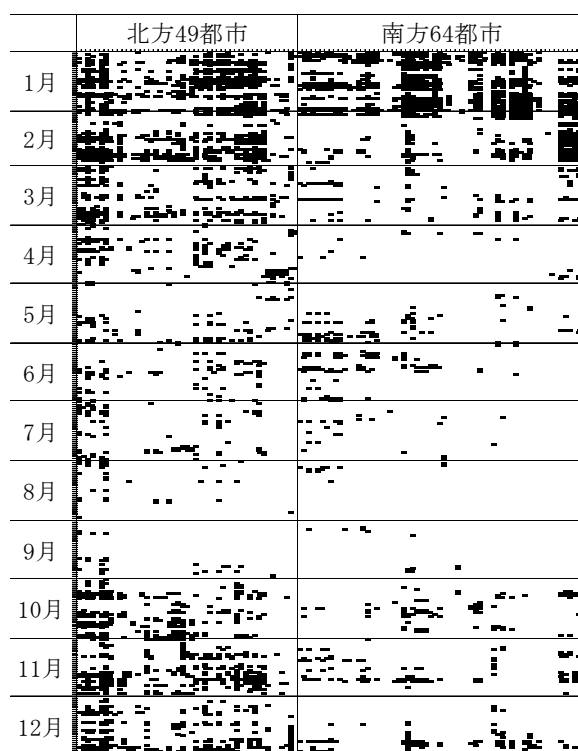
図表 2-14 は、左側は 2012 年の API、右側は 2014 年の AQI、それぞれを縦軸に 365 日、横軸に 113 都市を北方・南方毎に区切った基盤目に実データを記し（表中に値は非表示）、都市毎に上位 10% を黒に着色したものである。図表 2-14 が示唆するところは、第 1 に季節変動が大きいこと、第 2 に夏季には全国的に API が低いが、北方の冬季（特に 1～2、11～12 月）では API も AQI も相対的に高い都市が支配的であること（暖房需要によるものと推察される）、第 3 に、北方の 4 月末に特に API が高まる都市が散見されること（黄砂現象の影響と推察される）などである。以上から、汚染物質の年間排出量や API や AQI の年平均を、そのまま目的変数にセットしてしまうと複合要因が混在したままとなり、適切な分析手続きとはいえない。

図表 2-14 API 及び AQI の 365 日 × 113 都市別の分布

API (2012 年)



AQI (2014 年)



(注) 365 日 × 113 都市の基盤目に記した API 及び AQI の都市毎の上位 10% を黒に着色したもの。なお、2012 年 2 月 29 日（閏年）は比較のためオミットしている。

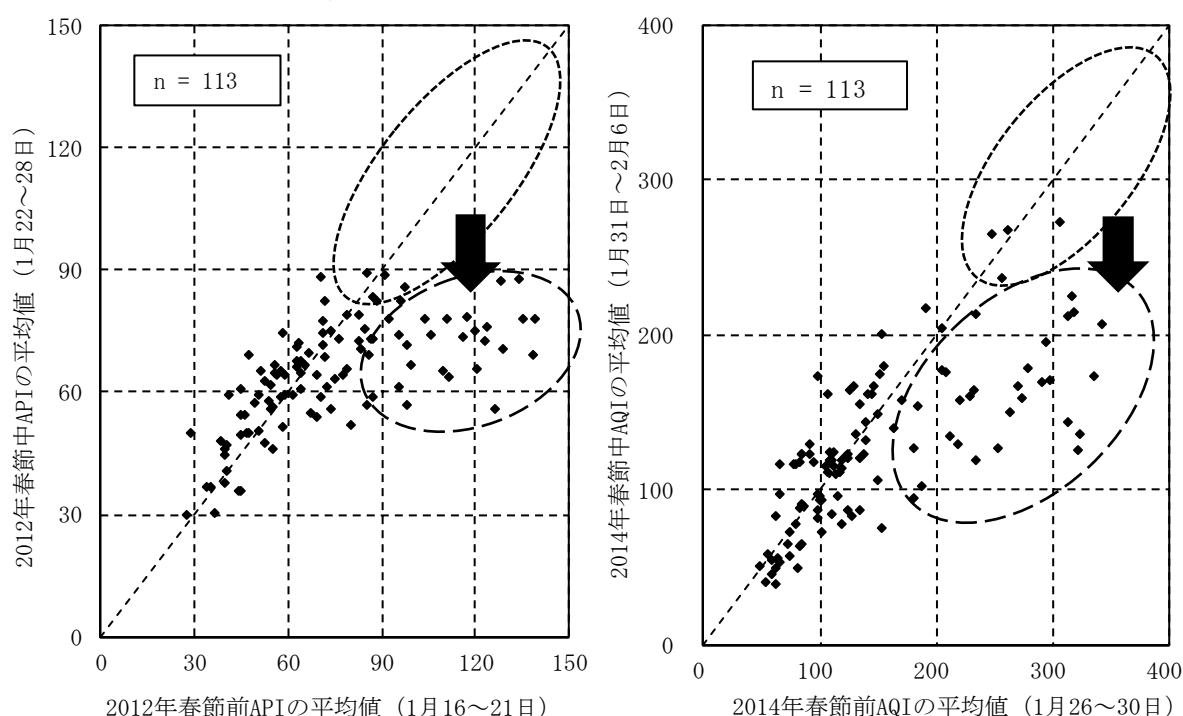
(出所) 環境保護部データセンター (<http://datacenter.mep.gov.cn/>) より筆者作成。

5.2.2 API および AQI の平日・休日変動

工業生産活動や交通機関の稼働状況などから、平日と休日の API には有意な差異があるものと推定され、これらを合算したデータでは適切な分析ができないものと考えられる。ここでは、中国の春節に着目してみる。春節は PM_{2.5} 汚染が著しい冬季におとずれる中国最大の連休期間として工場の操業休止や人口大移動（帰省ラッシュ）が起こるため、API や AQI は、大きく低下する可能性がある。これを表したのが図表 2-15 であり、春節前後の 113 都市における API および AQI の平均値を比較している。

春節前後の API を表す左の散布図では、API が 90 を超えるような都市は春節期間の API が抑制され、API の分布が右下へシフトしていることがわかる。右の AQI の方も同様である。

図表 2-15 春節前後の API 及び AQI の対比



（出所）環境保護部データセンター（<http://datacenter.mep.gov.cn/>）より筆者作成。

5.2.3 目的変数の設定

以上の検討結果から、目的変数は季節を限定し、かつ平日・休日を限定した API および AQI の平均値などを用いるべきである。具体的には図表 2-16 に示す目的変数を、API（2012 年）、AQI（2014 年）それぞれに設定し、合計 6 パターンの分析を試みる。API、AQI いずれもサンプル数 113 都市の平均値をとる。対象期間は、通年と冬季（1～2 月及び 11～12 月）であり、更に冬季は法定出勤日を含む平日と、土日祝祭日などの休日の平均値と細分化している³²。

³² 中国においては、毎年 12 月に翌年の祝祭日スケジュールが国務院より発表される。2014 年を例にとれば、国務院弁公庁「2014 年の祝祭日スケジュールに関する通知（国弁発〔2013〕28 号、2013 年 12 月 11 日、http://www.gov.cn/zwqk/2013-12/11/content_2546204.htm）」を参照する。ちなみに、消費の活性化を企図して連休を大型化する傾向があり、代わりに大型連休前後の土日を出勤日とするケースもある。本分析では、これらの法定祝祭日を反映している。

図表 2-16 目的変数の定義

目的変数	処理方法	対象期間（及び特徴）	対象日
$INDEX_1$	APIの平均値 (n = 113)	2012年通年	—
$INDEX_2$		2012年1～2、11～12月の冬季 (全国的に暖房需要が高い)	平日（含：法定出勤日）
$INDEX_3$			休日（土日祝祭日）
$INDEX_4$	AQIの平均値 (n = 113)	2014年通年	—
$INDEX_5$		2014年1～2、11～12月の冬季 (全国的に暖房需要が高い)	平日（含：法定出勤日）
$INDEX_6$			休日（土日祝祭日）

（出所）筆者作成。データ出所は、環境保護部データセンター（<http://datacenter.mep.gov.cn/>）。

5.3 説明変数

5.3.1 説明変数の設定

前出の北京市環境保護局（2013）などの先行研究が指摘するPM_{2.5}発生要因を踏まえ、データ収集上の制約の中からこれらを極力代替できそうな説明変数を収集元とあわせて図表2-17に整理する。

なお、 x_6 の説明変数（越境流入要因）について、国務院「大気汚染防止行動計画（2013年9月）」では2017年までにPM_{2.5}濃度を京津冀（北京、天津、河北）で25%、長江デルタで20%、珠江デルタで15%低減することを発表している。北京の大気汚染の4分の1は汚染が著しい河北省からの越境流入とされている。そこで京津冀、長江デルタ（上海、江蘇、浙江の3地域）などエリア毎の目的変数の最大値を説明変数に適用する³³。

図表 2-17 説明変数の定義

変数	要因	定義（単位）	出所
x_1	経済発展	全市の名目GRP（万元）	①
		年末総人口（万人）	①
x_2	自動車排ガス	年末実働公共バス + タクシー運行台数（台）	①
		行政区域のうちの市街区面積（km ² ）	①
x_3	工業生産	工業ばいじん（ばい煙）排出量（トン）	①
		行政区域のうちの市街区面積（km ² ）	①
x_4	環境対策	廃棄処理施設運転コスト（万元）	②
		工業総産値（億元）	②
x_5	民生暖房	生活石炭消費量（万トン）	②
		年末総人口（万人）	①
x_6	越境流入	設定エリア毎のAPIまたはAQIの最大値	③

（注）データ出所は、①中国城市統計年鑑 2013、2015 年版、②中国環境年鑑 2013、2015 年版、③環境保護部データセンター（<http://datacenter.mep.gov.cn/>）。

（出所）筆者作成。

³³ 説明変数としては、汚染度の著しい北方へのダミー変数なども分析過程で検討したが、有意な結果は得られなかった。

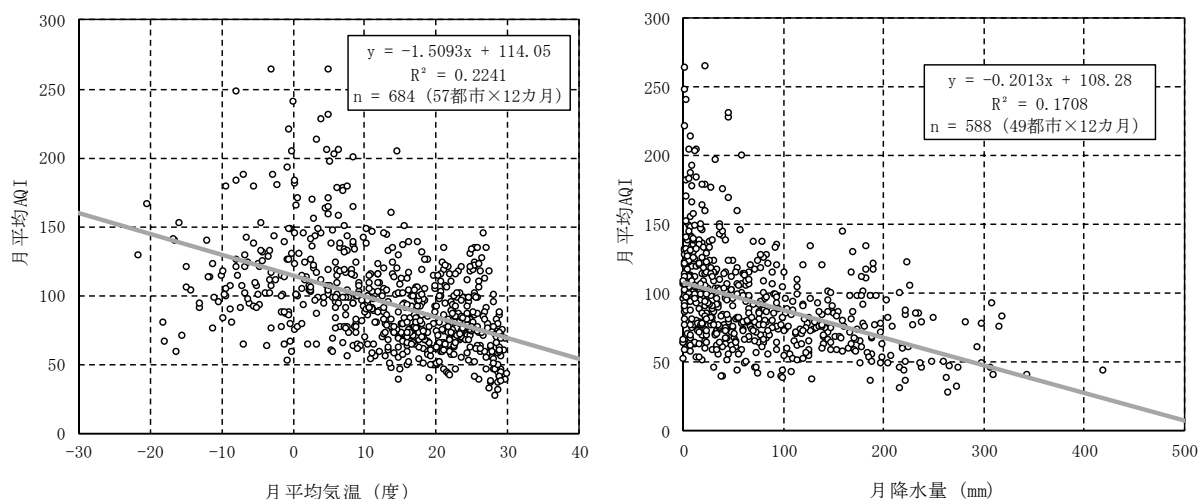
5.3.2 気象データ（気温、降水量）と AQI の関係

PM_{2.5} は、気象条件によっても組成が変動する。強風であれば大気汚染物質が滞留する可能性も低減するため、本モデルでも一定の検討が不可欠である。しかしながら、一般に気象データは機微な情報に属し、国家機密の扱いを受けることもあり、中国においては公開されている統計書はない。他方で、日本の気象庁ウェブサイトが、中国 266 都市分の気象データの「平年値」を公開しているので³⁴、これらと AQI の関係を補助的に分析した。

なお、気象データで、本来最も PM_{2.5} と関連が深いと考えられる「風速」は得られない³⁵。得られるのは、「月平均気温（度）」と「月降水量（mm）」のみである。また、各都市の「気象観測地点」と「PM_{2.5} のモニタリングステーション」は当然計測地点が異なる。前者は、一般に馴染みの薄い郷鎮（農村）で計測されているケースが多いため、AQI が得られている 113 都市と気象観測地点を、地名を頼りに突合した結果、気温に関しては 57 都市分、降水量に関しては 49 都市分を抽出することができた。いずれも 12 カ月分のパネルデータとして整理できるため、気温が 684、降水量は 588 と統計的説明には十分なサンプル数が得られる。AQI の方は、2014 年の毎日の値が得られているため、気象データと同様に年ごとの月平均値を算出する。

月平均気温及び月降水量と、月平均 AQI の関係を図表 2-18 に示す。それぞれの単回帰結果によれば、いずれも統計的に有意な関係はみられないため、本分析モデルへのより精緻な気象データの組み込みは今度の課題とし、本節ではあくまで得られた範囲内でのアプローチに留めることとしたい。

図表 2-18 月平均気温及び月降水量と月平均 AQI の関係



（出所）横軸は気象庁「世界の地点別平年値 (<http://www.data.jma.go.jp/gmd/cpd/monitor/normal/>)」、縦軸は環境保護部データセンター (<http://datacenter.mep.gov.cn/>) より筆者作成。

³⁴ 気象庁「世界の地点別平年値 (<http://www.data.jma.go.jp/gmd/cpd/monitor/normal/>)」。

³⁵ 逆に風速データが得られるとしても、局地的なばらつきが大きいデータ特性上、本モデルへの組み込みは極めて困難であると考えられる。

6. 分析結果とまとめ

重回帰結果を図表 2-19 に一覧する。各モデルの自由度修正済み決定係数は多くのモデルが 0.6 前後を示しており、当てはまりは概ね良好である。全体を通じて、API および AQI に対して自動車排ガス要因及び越境流入要因が大きく正の作用を及ぼしている。また、2012 年の API を対象とした分析では、目的変数を季節や平日・休日毎に限定していくことで、統計的に有意となる説明変数が異なる作業仮説が十分に裏付けられている。一方で、2014 年の AQI を対象とした分析結果は、工業生産要因、環境対策要因、民生暖房要因に、統計的には影響を与えていないことが明らかとなった。

ただし、データ制約により説明変数に用いた社会経済指標は年単位のものしか収集できず、説明変数にも季節や平日・休日等の時期を限定した指標を適用しないと汚染要因の実態解明には不十分である点には留意が必要である。

本節は、API や AQI などの詳細かつ時系列の環境質データを用いて、大気汚染の発生メカニズムを考察した。実証結果として、時期などを区切って分析することにより、より実態に即した要因分析の可能性を拡げることができた。

PM_{2.5} の発生要因分析としては、先行研究が試算しているとおり、自動車排ガス要因及び越境流入要因が大きく大気質の悪化に作用しているという一定の結論を得た。

今回の分析では、目的変数は日毎、説明変数は年毎というアンバランスなデータ収集となり、精緻な分析には至らなかったが、将来的には、環境質データ (AQI、API) のみならず、社会経済指標も四半期毎、月毎、日毎、時間毎など細分化したデータが入手できるようになれば、さらに精緻な検討が可能になるものと期待される。

図表 2-19 分析結果一覧

分析対象	2012年 API			2014年 AQI		
モデル (目的変数)	INDEX ₁	INDEX ₂	INDEX ₃	INDEX ₄	INDEX ₅	INDEX ₆
R ²	0.57	0.62	0.63	0.70	0.67	0.67
Adj-R ²	0.55	0.60	0.61	0.69	0.65	0.65
Intercept	13.52 *** (2.74)	14.14 ** (2.61)	15.46 *** (3.11)	19.34 *** (3.17)	35.06 *** (4.47)	33.61 *** (3.74)
GRP _t	0.00 * (-1.69)	0.00 ** (-2.53)	0.00 * (-1.85)	0.00 *** (-2.66)	0.00 *** (-3.22)	0.00 *** (-2.84)
AUTOMOBILE _t	0.47 *** (3.01)	0.78 *** (3.92)	0.74 *** (3.27)	0.81 ** (2.62)	1.28 *** (2.81)	1.22 ** (2.39)
DUST _t	-0.02 (-1.62)	-0.03 ** (-2.22)	-0.03 ** (-2.06)	-68.17 (-0.42)	-97.35 (-0.41)	14.59 (0.05)
POLICY _t	0.04 (1.37)	0.06 * (1.82)	0.09 ** (2.36)	0.01 (0.47)	0.01 (0.32)	-0.01 (-0.12)
COAL _t	9.97 ** (2.35)	12.65 ** (2.30)	8.65 (1.37)	-0.41 (-0.09)	0.32 (0.05)	-0.06 (-0.01)
CROSSBORDER _t	0.67 *** (10.61)	0.67 *** (10.93)	0.63 *** (11.70)	0.71 *** (13.38)	0.61 *** (11.81)	0.64 *** (11.91)

(注) カッコ内は t 値。係数の*は、1% (***)、5% (**)、10% (*) 水準で統計的有意性を示す。

(出所) 分析結果より筆者作成。

第3章 水汚染

第1節 汚染排出課徴金制度「排污費」の政策評価と概要

1. 排污費制度の政策効果をめぐる従来の議論

中国の排污費制度は、水質汚濁物質・大気汚染物質・固形廃棄物などの環境汚染負荷排出に対する課徴金徴収と、それを原資にした環境対策への融資（補助金）という二つの側面をもつ。同制度は、開発途上国において実施されている経済的手段の希少な例としても知られている。排污費制度の有効性に関しては、従来から様々な検討がなされてきたが、その環境改善効果については賛否が分かれている。

多数派は否定派であり排污費の環境改善効果は低いことを主張してきた。その主たる根拠として、徴収の不徹底など実施面の問題と、排污費の課徴率が低すぎる（排污費を支払う方が低コストで済むために、新規汚染処理設備の導入など積極的な対策をとるインセンティブとして有効に機能していない）などの制度上の課題が挙げられている（勝原 2001、李 1999、Yun 1997、Florig et al. 1995、Sinkule and Ortolano 1995）。

これに対し、排污費には一定の汚染削減効果が認められるとする研究もある。Wang and Wheeler (1997; 2003) は中国の地域間格差に着目し、汚染排出量あたりの排污費徴収額が高い地域ほど汚染排出原単位が低いことを統計的に示した。また、Jiang and McKibbin (2002) も同様のデータを用いた計量経済モデルを用いて、排污費の汚水削減効果について積極的な評価を与えている。曹・王 (1999) は、中国の専門家に対するアンケート調査によって 16 種類の環境政策・対策に関する 5 項目評価（環境有効性・経済有効性・公平性・管理コスト・受諾性に関する採点）を試み、排污費制度が総合ポイントで最も優れていたことを報告している（図表 3-1 参照）。

このように制度の有効性を巡り先行研究の見解は対立しているが、両者の根拠には共に限界がある。どちらも定量的なアプローチをとっているものの、排污費の課徴率が適切な水準がどこにあるかについて言及がなされていないのである。

排污費は環境税の一形態であり、課税を通じた政府の市場介入により社会全体として経済効率的に環境を改善することを目的としている。理論上は、規制される側の主体は最小費用を達成すべく環境税率と汚染者の限界削減費用が等しくなるレベルまで汚染排出量を削減する。このため税率の設定が重要となる。岡 (1997) は、環境税の効果を評価するためには、限界削減費用と税率との量的関係を明らかにしなければならないことを指摘している。本章ではこうした考えに基づき、排污費の政策効果を明らかにすることを目的とする。

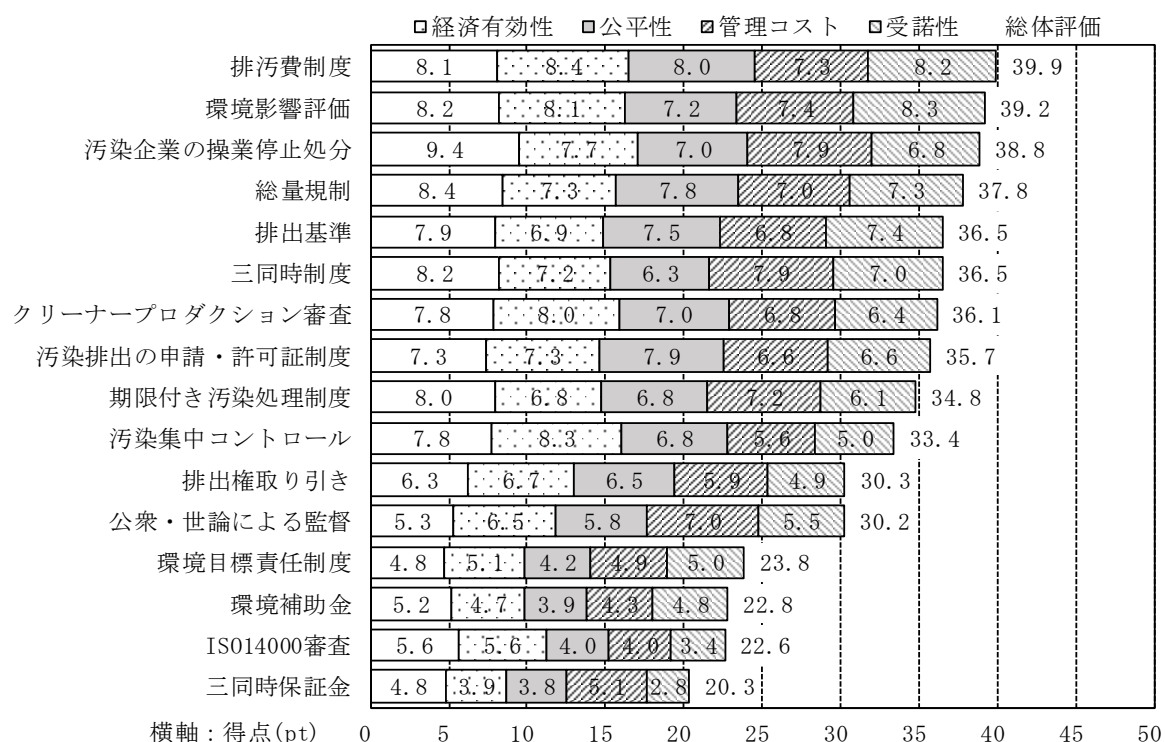
本章の構成は以下の通りである。次の 2 項では、排污費の概要と制度史の変遷を整理し、2002 年まで徴収されていた旧来の「基準超過排污費」を重点的に分析する意義を説く。

これをふまえ、第 2 節では旧来の排污費制度を分析するための費用関数モデルを提示し、汚水の排出基準超過率（工業汚水排出量に占める排出基準超過分の割合）に対する限界削減

費用曲線を地域別に同定する。さらに、①導出された限界削減費用曲線、②実際の排出基準超過率、および③排污費徴収実績、などを比較・考察し、排污費制度の汚染削減インセンティブ寄与について地域別に検討する。

第3節では、現行の排污費制度について、先行研究で用いられた分析モデルや限られたデータを用いて補足的な追試を試み、現行制度の政策効果をマクロ的に評価する。

図表 3-1 中国の環境専門家による主要な工業汚染の政策手段の評価結果一覧



(注) 総合評価は 50 点満点。各 4 項目は 10 満点：「良くない (1.0～5.0pt)」「普通 (5.1～7.1pt)」「良い (7.1～8.5pt)」「とても良い (8.5～10pt)」の 4 段階。

(出所) 曹・王 (1999) の評価結果をもとに筆者作成。

2. 排污費制度の概要と変遷

2.1 「排污費徴収暫定弁法」に基づく旧制度

排污費制度は、「汚染者負担の原則（誰汚染、誰治理）」に基づき、1979 年「環境保護法（試行）」第 28 条によって次のように定められている。「国家または地方が定める汚染排出基準を超えて汚染物質を排出する企業は、国家の規定に従い基準超過排污費を納付し、かつ汚染防止の責を負う（後略）」。法的根拠は、1982 年公布の「排污費徴収暫定弁法」にあり、徴収の対象は、水質汚濁物質・大気汚染物質・固形廃棄物・騒音・放射性廃棄物の 5 項目、115 種類に及んでいる。

旧・排污費制度の変遷過程は、3 段階に分けられる（陸 1996、国家環境保護総局 2003）。第 1 段階は 1978 年から 1981 年であり、「提案と試行段階」と位置づけられる。1979 年、全国人民代表大会を通過した「環境保護法（試行）」は、第 18 条において「国家の規定する排

出（濃度）基準を超過して汚染物を排出した場合、濃度と量に応じて排污費を徴収する」ことを規定した。これが最初の根拠法である。以後 1980 年 6 月までに全国 67 都市においてこの「基準超過排污費」が試行された。

第 2 段階は 1982 年から 1987 年で、「制度の確立と実施段階」と位置づけられている。排污費試行の進展に伴い、1982 年、国務院より「排污費徴収暫定弁法」が公布され、排污費の徴収は全国に展開された。同弁法は、大気汚染（20 項目）・水質汚濁（21 項目）などの汚染物質に対し基準超過排污費を徴収すること、徴収された排污費は環境保護資金として 80%を上限に汚染者に還付することなどを規定した。これにより、財源調達と企業に対するインセンティブを与えるという両方の機能が組み込まれた。

第 3 段階は 1988 年から 2003 年で、「排污費の発展および徹底段階」と位置づけられている。それまで無償で汚染者に還付されていた排污費補助金が有利子の貸付金となり、污水部門における排污費の課徴率が引き上げられるなどの諸改定が施された。

一方で、污水部門の排污費には基準超過排污費のほかに「污水排污費」とよばれるものもある。基準超過排污費の排出基準は濃度基準であるため、污水を希釈することによって排污費の徴収を免れることが問題点として指摘されてきた。そこで、1984 年に制定された「水污染防治法」第 15 条が、従来の排出基準超過分を拡大して污水の排出総量に応じた排污費の徴収を規定した。これが「污水排污費」である。污水排污費は 1986 年、条件の整った蘇州市と山東省から徴収が始まり（片岡 1997）、以来地方ごとに課徴率を定めて徴収されてきたが、1993 年「污水排污費徴収についての通知」によって 0.5 元/トンを上限とする全国一律の課徴率が定められた（楊・金 1998）。

2.2 「排污費徴収使用管理条例」に基づく現行制度

現行の排污費は、2003 年 7 月に施行された「排污費徴収使用管理条例」によってそれまでの制度が改正された。本条例に基づく排污費は、排出される污水負荷総量に対して一定の税率で課金される環境負荷従量税である。改定のポイントは、①排出基準（濃度基準）の超過分から総排出量への課徴（污水排出基準超過分への徴収倍加）、②最も汚染の進んだ物質のみから複数の汚染物への課徴（排出量の多い 3 種類の汚染物質に対し合計額を徴収）、③固定税率から物価変動などを考慮した変動税率への変更、などである。

制度変更理由として、森ほか（2008）は、①排污費の徴収基準となる排出基準が当初の制度設計と乖離したこと、②基準超過分への課徴から汚染排出総量への課徴への拡大、③環境対策財源のさらなる安定調達などを挙げている。

なお、実際の徴収実務は、上記条例に照らして同じく 2003 年 7 月に施行された「排污費徴収標準管理弁法」に排污費の算出式などが詳述されており、汚染排出量を「当量」に換算し、当量に対して決められた単価がリストアップされている。污水に関していえば、排出量の多い 3 種類の汚染物質に対して 0.7 元が課徴されることと規定され、各水質汚濁物質は、第 1 類（水銀、クロムなど 10 種類）、第 2 類（浮遊物質（SS）、生物化学的酸素要求量（BOD）、化学的酸素要求量（COD）など 51 種類）に分類されている。

2.3 本研究の分析対象

汚水部門の排污費に関する統計データは、『中国環境年鑑』の各年版から収集可能である。しかし、図表 3-2 に示すとおり、2003 年 7 月施行の現行「排污費徴収使用管理条例」以後は、連続的なデータが十分に収集できない状況となっている。汚水部門からの徴収分など、問題によりフォーカスしてのアプローチはより困難である。そこで、表に示す通り、旧制度を 2 節で、現行制度を 3 節でそれぞれ異なるアプローチによる政策効果分析を試みる。

図表 3-2 中国環境年鑑から収集可能な汚水部門の排污費関連データ一覧

巻号	支払いユーザー数（戸）		支払い金額（万元）		掲載 ページ数
	総数	明細（注①）	総額	明細（注①）	
1993～ 2003年版	旧排污費制度の明細データを毎年掲載				
2004年版	掲載なし（注③）				
2005年版	03～04年分		03～04年分		731
2006年版	04～05年分		04～05年分		719
2007年版	05～06年分		05～06年分		711
2008年版	07年分	07年分	07年分	07年分	772～773
2009年版	08年分	08年分	08年分	08年分	647～648
2010年版	09年分	09年分	09年分	09年分	240～241（注③）
2011年版	10年分	10年分	10年分	10年分	687～688
2012年版	11年分		11年分		787
2013年版	12年分		12年分		725
2014年版	13年分		13年分		788
2015年版	14年分		14年分		757

2 旧
節 制
度
分 析

3 現
節 行
制 度
分 析

2 旧
節制
で度
分析

3 現
節行
で制
分度
析

（注）①明細とは、総数・総額のうち、汚染 4 分野（汚水、大気、騒音、危険廃棄物）ごとの内訳を指す。②2004 年には排污費統計に関する掲載が一切ないほか、その他年次も空白は掲載がないことを表す。③『中国環境年鑑 2010 年版』には排污費統計に関する掲載が一切ないが、姉妹統計書である『中国環境統計年報 2009 年版』に記載されているデータを使用する。
（出所）筆者作成。

2.4 汚水部門の排污費徴収情況

図表 3-3 に、汚水部門における排污費（超過排污費および汚水排污費）の徴収額、および課徴率の変遷をあわせて示す。現行の排污費についても、図表 3-2 で述べた収集可能な範囲（2007～2010 年の 4 ヶ年）を接続している。ただし、その前後の多くの年度が公開されておらず、図中欠損していることには注意を要する。

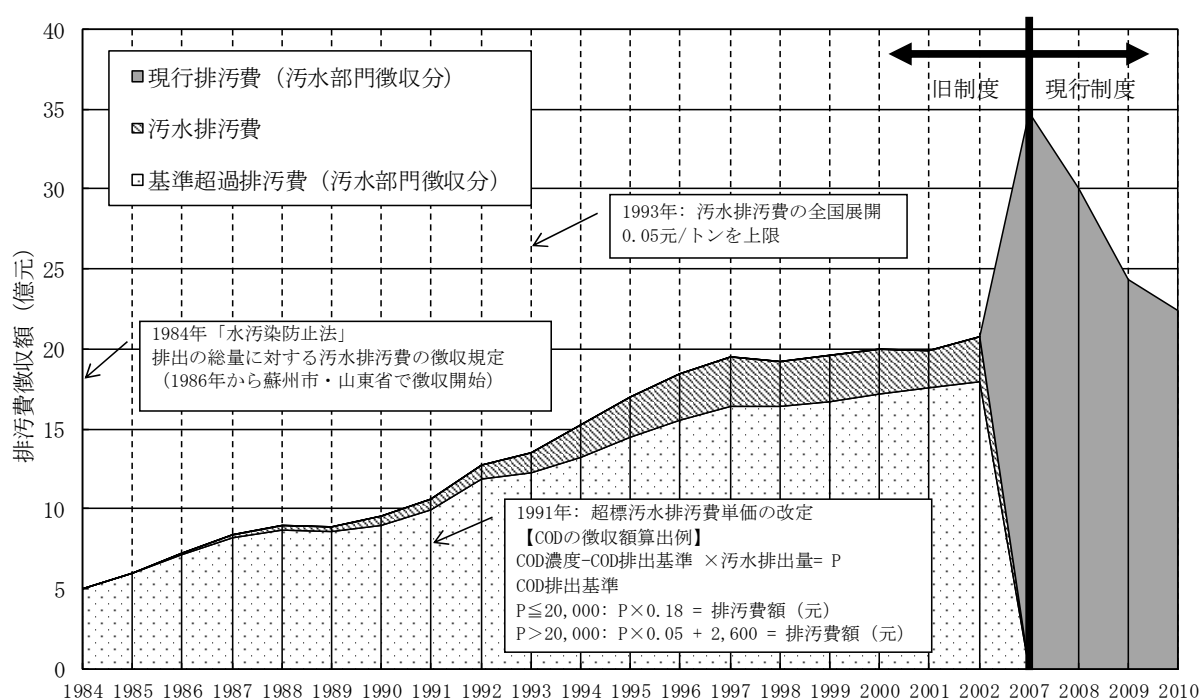
旧制度に基づく、基準超過排污費および汚水排污費の徴収額は、1984 年実績でそれぞれ 5.04 億元（対同年 GDP 比 0.069%）、0.01 億元であったのに対し、2002 年は 17.95 億元（同 0.017%）、2.79 億元となっている。汚水部門における排污費全体に占める汚水排污費のシェ

アは、1990 年の 5.4%から 2002 年には 13.5%と近年増加傾向にあるものの、過去 20 年間に累積徴収額では 1 割程度（10.8%）に過ぎず、基準超過排污費の割合はるかに大きい。その要因はいくつか考えられるが、第 1 に、基準超過排污費の課徴率が污水排污費のそれよりも重いこと（図表 3-3 の COD に対する排污費課徴率の算定例を参照）、第 2 に、排出基準を超過した場合には基準超過排污費だけを支払い、污水排污費は支払わないで済むこと（Florinig et al. 1995、楊・王 1998）などが挙げられる。

現行制度に基づく排污費は、制度が開始された 2007 年に急増して 34.8 億元に達した。これは制度がより重い課徴額に改訂された影響によるものと考えられるが、その後は減少し、データが得られる最新の 2010 年には、旧制度に近い水準まで徴収額が低減した。

以上のとおり、現行制度の政策評価を分析するためのデータが十分得られないことを踏まえ、ここでは、①旧制度、すなわち排出基準を超過した量に対して課徴される「基準超過排污費」を対象にした分析を 2 節で、②污水の総量に課徴される現行排污費を対象とするマクロ分析を補足的に行うこととする。

図表 3-3 排污費徴収額の推移及び COD を例とした排污費課徴率の変遷



(注) 図中の基準超過濃度倍数とは、排出基準超過濃度の pH 値に応じた排污費の単価であり、COD に関しては 0.04 元から 0.3 元を設定（例：pH 値 ≤ 5 ならば 0.04 から 0.06 元、pH 値 ≥ 50 ならば 0.2 から 0.3 元を課徴）。

(出所) 徴収額データは、1984～89 年分は呉・聶（2000）、それ以降は『中国環境年鑑（各年版）』からそれぞれ収集。COD の排污費課徴率は各法規の原文を参照。

第2節 旧排污費制度の汚染削減インセンティブの計測

1. 分析の概要

本節では、2000 年はじめまで実施されていた旧排污費制度を対象に、汚染削減インセンティブの計測を試みる。具体的には全国 29 地域×9 年間の統計データを用いて、汚水指標を説明する処理費用関数を推定する。さらに各地域主体の限界削減費用曲線を導出し、排污費徴収実績や排出基準超過率実績との対比をもってモデルの妥当性を検証する。その結果、排污費の政策効果は地域によってばらつきがあるものの、多くの地域において汚染削減インセンティブに寄与していた可能性を提示する。

2. 分析方法とデータ

2.1 分析フレーム

排污費制度の政策効果を評価するのに際し、松野・植田（1997）の分析モデルを参考とする。松野らは、日本の公害健康被害補償法による賦課金システムが硫黄酸化物（ SO_x ）の排出量削減インセンティブとして機能したかを明らかにするために、事例対象である火力発電所の SO_x 限界削減費用と賦課料率の量的関係を比較検討する方法を示している。そこでは、 SO_x 排出量に応じて逓減的な限界削減費用曲線を導いた後、この曲線上で実際に課された賦課率に対応する削減率をポテンシャルとして達成できる排出水準とみなし、この値と数値目標水準との比較をもって、課徴率の設定水準を論じている。

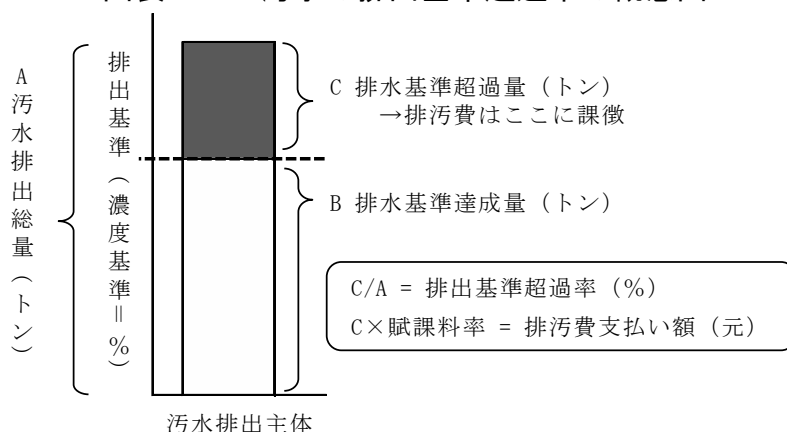
一方、ここでは、分析対象が汚水³⁶であり、処理汚水量と並んで水質が重要な変数となる。分析対象となる中国の基準超過排污費についても、排出基準は濃度基準である。また本来、汚水処理においては処理水量に応じて処理の形態が変化するものと考えられ、分析においては処理技術上での処理水量と水質の関係を勘案すべきである。以降ではその考え方にに基づき、汚水処理場における限界削減費用曲線の導出を試みる。

中国では企業・工場レベルの詳細データが公表されていないため、29 地域（省・直轄市・自治区）を意思決定単位である「汚水排出主体」と捉え、地域ごとに集計された工業部門の指標群を用いて費用特性を分析することで、それぞれの汚水処理施設と技術や汚水処理施設の運用水準、排污費の課徴による汚水削減インセンティブ効果などをマクロ的に検討することとする。

ここで「基準超過排污費が排出基準の超過分に課徴される」という着眼点について、「汚水の排出基準超過率」の概念として図表 3-4 を説明する。汚染排出主体たる各省の汚水排出総量（図中 A）の内訳は、排出基準に対する「達成量（図中 B）」と「超過量（図中 C）」とに大別され、A や C それぞれの省別データが得られる。旧来の排污費が課徴される対象は C の部分である。ここから取り上げる「排出基準超過率」は C/A の比率を指し、汚染の水準を表す。

³⁶ 収集データは「工業排水量」「工業排水処理量」などであり、これら「排水」を一律に「汚水」と称す。「汚水総合排出基準（GB8978-1996）」によると「汚水とは、生産活動において排出される水の総称」と定義されている。

図表 3-4 汚水の排出基準超過率の概念図

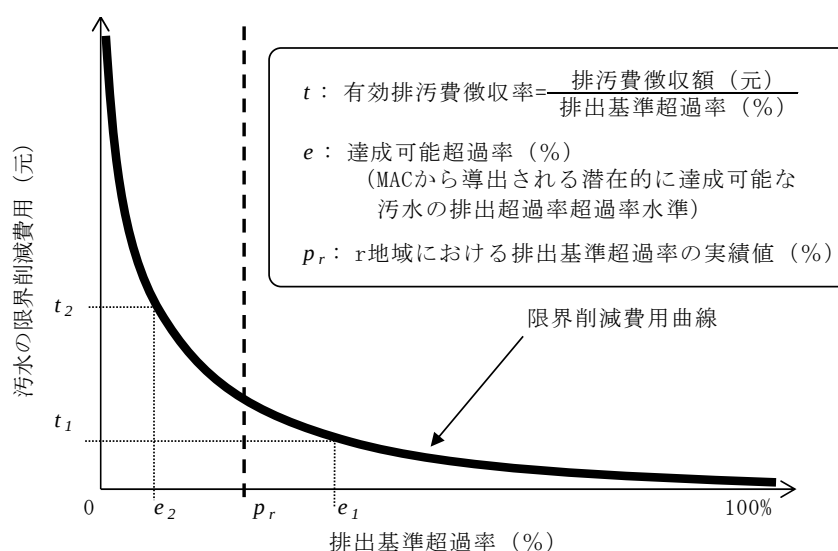


(出所) 筆者作成。

続いて、分析フレームを図表 3-5 で示す。ある省の污水排出主体の限界削減費用曲線が図の通り導出される場合、縦軸は污水处理にかかるコスト（本分析モデルのケースでは、污水の限界削減費用）、横軸は污水の度合い（本分析モデルのケースでは、排出基準超過率）を意味する。なお、理論上、ここでの限界削減費用は、汚染物質濃度がゼロであれば無限大になる可能性があるが、超過率であれば有限のコストで排出基準を達成できる。また、基準超過率 100% 付近で限界削減費用はゼロに近似する。また、排污費徴収額を排出基準超過率で除した値を「有効排污費徴収率」と称す。これらについては後述する。

さて、この污水排出主体が支払った排污費の金額が t_1 の水準だった場合、排污費課徴によるインセンティブとしての寄与は e_1 の水準であり、同様に、 t_2 であれば e_2 の水準に留まる。当該污水排出主体 r の排出基準超過率の実績値が p の水準だった場合、有効排污費徴収率の要求水準が t_1 の場合は污水削減インセンティブとしての作用が認められず、 t_2 の場合はインセンティブが認められると評価できる。

図表 3-5 分析フレーム



(出所) 筆者作成。

2.2 分析データ

分析対象は、上述の通り中国の各 29 地域（省・直轄市・自治区）の污水处理施設の合計値であり、これらについて、1992 年～2000 年（9 年間×29 地域）のパネルデータを収集している。あらかじめ、データの定義や出所などの詳細事項を図表 3-6 に整理する。

本研究が提示する 29 地域における汚水の限界削減費用推計モデルでは、処理施設の運転コストを污水处理量、処理後の水質、施設規模によって説明することを試みる。

図表 3-6 分析データと定義、留意点

指標（単位）	定義（中国環境年鑑2001年版の「統計指標解釈」の抄訳）	郷鎮
運転コスト （万元）	污水处理施設を維持するために発生する一連の費用を指す。これに伴うエネルギー消費、設備の減価償却、設備の修繕補修、人件費、管理費、薬剤費等の費用を含む（なお、各地域・年度ごとの消費者物価指数（『中国統計年鑑（1993～2001年版）』より収集）によって1995年価格に調整している）。	
污水处理量 （万吨）	各種水処理施設で実際の処理がなされた工業汚水量を指す。処理後に外部へ排出されたものや再利用された工業水を含む。処理の結果、国（または地方）が定める排出基準を満たしていない工業水も算入。工場内のエンドオブパイプでも何等か処理がなされているケースでは重複で算入はしない。	
排出基準 超過率 （％）	汚水排出総量のうち、水質が排出基準を超過した汚水の割合。 〔汚水排出総量（万吨）〕 企業の工場内等の排水口から外部へ排出された工業汚水を指す。生産排水、外部へ排水された冷却水、基準を超過して排出された鉱山地下水、工業排水に混入した工場敷地内の生活排水を含む。	◎
	〔排出基準超過汚水量（万吨）〕 処理の有無に係らず、国（または地方）が定める排出基準（GB8978-1996）を達成できず排出された汚水量（なお、排出基準の達成・超過の境界である「GB8978」は、1998年1月に改訂がなされた。これは、97年までと98年以降で超過量の定義が異なることを意味するが、事実上修正は不可能であるため、本研究はデータをそのまま用いた）。	◎
污水处理能力 （万吨/件）	污水处理量を、污水处理施設の総数で除した割合。	
	〔污水处理施設（件）〕 各企業における污水处理施設数（および処理後の水資源総合利用施設）を指し、これには「構築物（生産や生活を行わない建築物）」を含む。排水処理システムごとにカウントしているが、同じ施設内の付属設備などをダブルカウントはしない（なお、「正常に運転している施設数」を用いた）	

（注）①分析データの出所は、『中国環境年鑑』の1993年版から2001年版である。②1997年に直轄市となった重慶市のデータは一律に四川省に加算し、連続的なデータが得られないチベット自治区は全ての分析から除外した。③中国環境年鑑編集委員会（2000）によれば、1998年以降（本節の対象では、2000年までの3年分）のデータ（＝「郷鎮」列に◎を記した指標）について、郷鎮企業分が含まれるようになっている。全国計については、郷鎮/非郷鎮の比較可能な値が得られるので、これら3年分のデータは各年の省別構成比を用い「郷鎮企業分を含まない値」を推計した。（出所）筆者作成。

第1の説明変数項では、汚水の処理技術や固定設備への投資水準等を固定した際に、処理量の大小のみに応じて変化する処理場の人件費、燃料・薬剤費などの短期的な流動費用が説明される。

第2項では、図表 3-4 を用いて説明した通り、排水基準超過率は汚水排出総量のうち、水

質が排出基準を超過した汚水の割合をいう。処理水質に関する浄化技術のみを可変とした時に運転費用の中に含まれる浄化技術料の変化分が説明される。

第3項は、1施設当たりの処理量で、工業汚水処理量を施設数で除したものである。下水道処理場等他の公共事業施設において見られるように、施設の規模に応じて単位運転費用は低下する傾向にあるが、この規模の経済性を表している。

なお、分析対象となる汚水排出削減に伴う費用項目については、処理インフラの整備にかかる設備費用とそれを維持・管理する運転コストに大別できる。分析対象期間において、汚水処理施設数の年平均増加率は5～7%程度である。これは、それまでの環境行政によってすでに一定の処理インフラが整備され、また政策転換の過渡期であったという背景から、処理施設についての統計に大きな変化が現れなかったものと思われる。さらに、汚水処理施設投資額のデータは得られるものの、新規建設や改築・改造などの詳細な内訳は不明瞭である。また、設備投資については投資額と実際の処理能力の増強との関係をより長期的視点から考察する必要がある。以上から設備投資による直接影響は計測困難と判断し、処理施設の運転コストのみを分析対象とした。

2.3 分析モデル

はじめに関数の形状について対数線型 (Cobb-Douglas 型) を想定し、費用関数を推計する。

$$\ln VC_r = \alpha_0 + \alpha_1 \ln TREAT_r + \alpha_2 \ln EXCEED_r + \alpha_3 \ln CAPACITY_r + \varepsilon_r \quad \cdots (1)$$

ただし、 VC_r : r 地域における汚水処理施設の運転コスト (万円)

$TREAT_r$: r 地域における汚水処理量 (万トン)

$EXCEED_r$: r 地域における排出基準超過率 (%)

$CAPACITY_r$: r 地域における汚水処理能力 (万トン/件)

ε_r : 誤差項

次に、本データはパネルであるので、個別効果を考慮するため、固定効果モデル (Fixed Effect Model) および変量効果モデル (Random Effect Model) を適用し、各パラメータの推定結果を合わせて比較する (図表 3-7)。

結果としては、単純 OLS と固定効果モデルの比較では F 値検定によって後者が、固定効果モデルと変量効果モデルの比較では Hausman Test の結果より後者が、好ましいとされた。よって以降では、変量効果モデルを中心に議論を進める。

変量効果モデルの結果は、定数項を除けば、t 値は 5% 水準で有意であり、自由度修正済み決定係数等も良好な結果が得られている。また、変量効果モデルにおける α_1 、 α_2 、 α_3 の推定値の符号はそれぞれ正、負、負となっており、モデル特性を十分に反映したものといえる。ただし、第2項排出基準超過率は通常の水質指標とは逆になることに注意が必要である。このことは、処理後汚水の水質が悪くなるほど、処理主体にとっては低費用で済むという事実を示唆している。

図表 3-7 重回帰分析結果一覧

	固定効果モデル	変量効果モデル
Intercept		-0.436 (-0.515)
$\ln(TREAT)$	1.257 ** (9.395)	1.196 ** -16.365
$\ln(EXCEED)$	-0.120 (-1.429)	-0.158 * (-2.095)
$\ln(CAPACITY)$	-0.695 ** (-4.171)	-0.619 ** (-4.749)
Adj-R ²	0.914	0.817
Hausman Test (p-value)		0.597
Fixed v. s. Plain	F (28, 229) = 11.147	

(注) カッコ()内の値はt値である。1%(**), 5%(*)水準で統計的に有意であることを示す。各重回帰モデルにあたっては、TSP5.0を用いた。
(出所) 分析結果より筆者作成。

対数線型構造を有する本モデルでは、係数は各々の説明変数の弾力性を示す。排出基準超過率についてのそれを例にとれば、

$$\ln(\widehat{VC}) = \widehat{\alpha}_0 + \widehat{\alpha}_1 \ln(TREAT) + \widehat{\alpha}_2 \ln(EXCEED) + \widehat{\alpha}_3 \ln(CAPACITY) \quad \cdots (2)$$

を推計式として、

$$\widehat{\alpha}_2 = \frac{\partial \ln(VC)}{\partial \ln(EXCEED)} = \frac{\Delta VC / VC}{\Delta EXCEED / EXCEED} \quad \cdots (3)$$

推計した污水处理施設運転費用関数を排出基準超過率について1階偏微分をとり、絶対値で評価したものを、ここではQAMAC (Quality-Adjusted Marginal Abatement Cost) と称す。

$$MC \equiv \frac{\partial VC}{\partial EXCEED} = \widehat{\alpha}_2 \cdot \frac{VC}{EXCEED} \quad \cdots (4)$$

このQAMACとは、1%の排出基準超過率を減少させるため、設備や処理量の水準は現状に留めたままで、会計項目上は運転費用に含まれるような残業・熟練労働、資源・エネルギー・薬剤の追加的投入等によって、必要とされる追加的費用のことを指す。各地域の污水处理量や污水处理能力のある年の実績値を(2)式に代入することで、(4)式で表されるような各々の排出基準超過率についてのQAMAC曲線が描ける。

本モデルでは、対象期間及び各地域間において、施設に起因しない処理技術や要素価格には変化がないものとして扱うが、処理量や標準的な施設の規模は地域の処理主体ごとに異なる。

っている。これらによって地域差や時間差が表現され、QAMAC は純粹に処理時における水質改善努力を図った際に必要な追加的費用を示している。本来排污費は汚水の排出基準（濃度基準）の超過量に課徴されるものであり、汚水処理量のみならず、その水質にも影響を与える。次に、その排污費課徴率と QAMAC の関係、ならびに政策効果について分析する。

3. 分析結果

2000 年実績を用いて表される QAMAC 曲線を 29 地域個別に導出し、図表 3-8 に示す。縦軸は限界削減費用を 0～2,500 万円のレンジで、横軸は工業汚水の排出基準超過率を 0～100% のレンジで図示している。また、2000 年における各地域の排污費徴収額実績（全ての金額は 1995 年実質価格に調整済み）を排出基準超過率実績値で除したものを、ここでは「有効排污費徴収率」と呼び³⁷、図内に合わせて水平破線（---）として表示している。さらに、各地域の 2000 年排出基準超過率実績値を、垂直破線（|）にて示す。

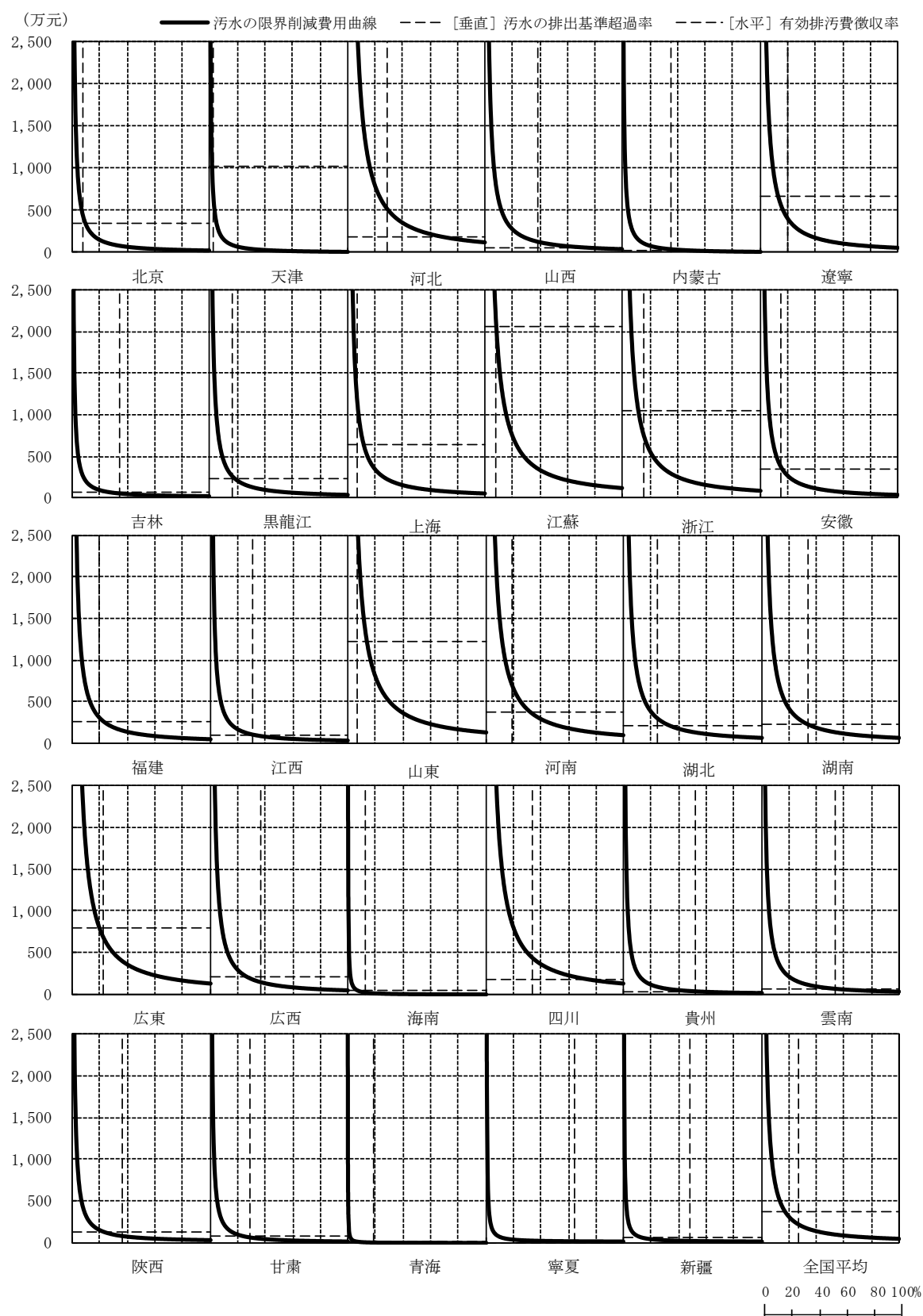
図表 3-8 に示された QAMAC 曲線は、いずれの地域においても排出基準超過率に対して単調に減少し、その値が小さいほど急勾配となり、100%付近では 0 に近似する。これはそもそも対数線型推計式の構造に由来するが、排出基準超過率を追加的に 1%低減することは超過水準が低ければ低いほど技術的に難しく、高い追加費用を伴う、という経験的事実をよく反映したものとなっている。

ここで、これら導出された各地域の QAMAC 曲線と、水平破線（---）との交点の意味を考える。仮に排污費が直接処理場に課徴され、排出基準超過率水準に対して比例的に徴収されているとした場合、排污費の徴収は定率従量制の環境税として機能することとなる。この時、上述の有効排污費徴収率はその税率を示す。また、水平破線の値とは、当面の税率が与えられた時に、限界的な水質改善（超過率の縮小）に対する主体的均衡上での費用削減分である。従って、この交点における超過率水準を実績値が上回っている時には、水質改善努力を図った際に必要な追加的費用（QAMAC）の水準を水平破線水準が上回っているので、超過率を下げることで費用を削減することができ、逆に下回っている時には、超過率を上げることで合理化できる。すなわち、各地域の汚水処理主体がこの交点の超過率水準まで汚染排出を調節するインセンティブを与えることになる。ここではその論脈の下で、この交点の排出基準超過率水準を「達成可能超過率」と呼ぶこととする³⁸。

³⁷ 排污費にも実際の課徴率は存在するが、各種の水質汚濁物質（COD、SS 等）ごとに課徴率は異なる。図表 3-3 には COD の課徴率のみ示したが、これら各々に対しての排出基準超過分汚水量や排污費の配分比率は不明であるため、ここでは総じて汚染物質に関する排出基準超過率や上で定義された課徴率に対する議論に留まることになる。

³⁸ 実際にはサンプルとして採取された工場汚水の内、排出基準（濃度基準）を超えた部分が排污費の徴収対象となり、その徴収額は汚水中の汚染物量に応じて定まっている。また徴収額は 80%を上限として各企業の汚水処理対策補助金として還付され、環境負荷に応じた課税と補助の二面に渡る環境負荷削減インセンティブを汚染者に持たせていることには注意を要する。さらに、対策の内訳には固定設備の新規建設・改修等も含まれているが、それらの影響・政策的効果については、ここで提案するモデルの分析能力を超えるものである。

図表 3-8 29 地域別・汚水の限界削減費用曲線（2000 年）



(注) ①縦軸は汚水の限界削減費用を、横軸は工業汚水の排出基準超過率を表す。②垂直破線（|）は汚水の排出基準超過率（排出基準超過汚水量/汚水排出量）を表す。③水平破線（---）は有効排污費徴収率（基準超過排污費徴収額/排出基準超過率）を表す。
(出所) 分析結果より筆者作成。

図表 3-8 で示されるように、概して全地域において排出基準超過率実績値と達成可能超過率は接近しており、このことは本研究におけるモデルの妥当性と、排污費政策が各地域の処理主体に水質改善のインセンティブを付与しているとの主張に、一定の根拠を与えているものと推察される。その中でも、北京・天津・内蒙古・吉林・黒龍江・江蘇・安徽・福建・江西・湖南・広東・海南・貴州・雲南・甘粛・青海・寧夏等による接近性は高い。これらの地域は大都市を内包する工業を中心とする発展著しい沿岸地域と、相対的には開発中の内陸部中央北部及び南部寄りに大別される。

図表 3-9 の③には 2000 年の排出基準超過率実績を図示しているが、これを見ると沿岸部以外では 20%を超える地域がほとんどであり、汚水処理量の分布（図表 3-9 の②）とは対象的に内陸寄りとなっている。また、内陸部では処理量や排污費徴収総額、有効排污費徴収率が小さく、排出基準超過率実績値も大きいため、応分の課徴率の緩和が規制当局によって施されている可能性が示唆される。すなわち、内陸部にて排出超過率実績と達成可能超過率の接近が確認された地域は、当該地処理主体における政策対応能力を鑑みて設定された、その排污費課徴率の低さゆえに達成された超過率実績であると解釈される。その意味で、従来の多数派の見解とほぼ同様に、排污費の課徴率は、各地域における現在の排出基準超過率を削減させるためには「あまりにも低い」とは言えるであろう。しかしここで提示した分析方法に従えば、処理主体には「課徴率相応の」汚染排出削減インセンティブが働いているので、制度としての排污費は有効に作用しているとも考えられる。

一方で、排出基準超過率実績値が達成可能超過率を下回る地域も多く見られる。特に、これらの地域は近年水資源不足に喘ぐ黄河・海河流域に顕著であり、前者では山西・山東・河南・四川が、後者では河北・山西・山東・河南が挙げられる。北京や天津もこの海河流域に属する。この達成可能超過率とは、平均的に見積もられた汚水処理時の水質改善技術水準であり、これを実績値が下回るとは、それらの地域では環境改善投資など、一層の処理水質の改善努力が費やされていること、または、上述の補助金還付を含む排污費以外の水質関連施策の効果が現れているものと推察される。

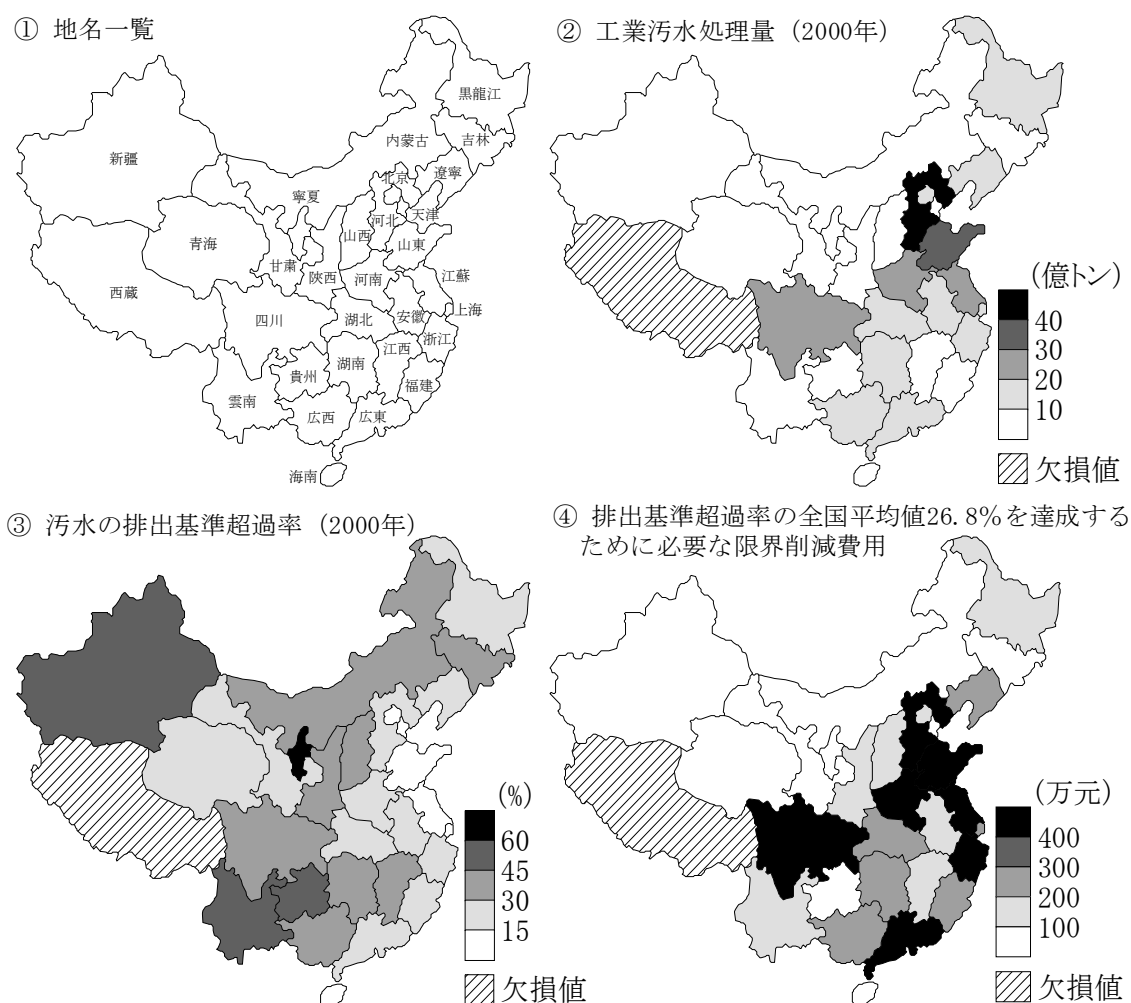
逆に、上回る地域としては遼寧・浙江・広西・陝西・新疆が挙げられる。汚水処理主体は政策など外因的に水質改善努力を迫られた際に、少なくとも短期的・平均的には、処理水量を効率的に捌くよりも水質を高めることに重点を置く技術へシフトする余地があることを示唆している。しかし、このような技術は長期的・根本的には投資等によって初めて実現することは明らかである。排污費政策の一課題には政策効果として環境改善への投資に結びつかないことが従来挙げられ、これらの地域ではそのようなポテンシャルが低いことが推察される。

各地域において、いずれはある汚水排出基準に到達すべきであるといった中・長期的な目標を掲げた場合、なお一層のこと課徴率は高くあるべきであろう。例えば、排出基準超過率の 2000 年実績値において最も低い水準にある天津においても 2.4%程であり、この地域は北京と共に渇水問題に喘ぐ海河下流域に位置し、経済発展に先駆けて節水対策が急務となっている。仮に、中国全土の排出基準超過率が天津の実績値に設定した場合、現行排污費徴収による達成可能超過率と比較するに、全ての地域において現状の排污費課徴率は要求水準を大

きく下回る。

図表 3-9 の④では、排出基準超過率の全国平均値 26.8%を達成するために必要な各地域の限界削減費用 (QAMAC) を算出し、図示している。この値の高い地域は、やはり人口・生産量・汚水処理量の多い沿岸部に集中しており、その濃淡は図表 3-9 の②工業汚水処理量のパターンと似ている。特に黄河、海河下流域・河口付近が顕著であった。よって、比較的排污費徴収が有効に作用していると思われる地域においても、その課徴率は十分ではないことがうかがえる。

図表 3-9 各種指標の地域間比較



(注) ④の 26.8%とは基準超過率の全国平均値 (2000 年実績) である。

(出所) ②および③は『中国環境年鑑 (2001 年版)』、④は分析結果より筆者作成。

4. 旧排污費制度の政策的含意

本研究では、水質に関する限界削減費用 (QAMAC) 曲線を導出する手法論を提案し、分析対象として、中国において従来実施されていた汚水の排出基準超過分に課徴する基準超過排污

費に焦点をあて、地域別に排污費の徴収と排出基準超過率の実績値を比較することで、その施策の有効性と課徴率の適切さの検証を試みた。超過率の実績値と達成可能超過率が大半の地域において接近しているという事実は、排污費政策は少なくとも短期的・平均的には有効に機能しており、所与の技術条件の下で、主体は処理方式を合理化していることが示唆されている。一方、全体的にはやはり課徴率が低すぎる、一部の地域にとっては投資を伴った水質改善努力を促すまでの水準に至っていない等の知見も得られた。

今後の重要な課題として、中・長期に亘る処理主体の設備や技術状況を精緻に展開できるモデルの開発が挙げられる。日本の経験に照らしても、1970年代の公害著しい時代には政府より多額の融資を行い、さらには設備の償却期間短縮を行うなど、このような初期投資に係る部分は、公害対策の動機をも左右する大きなファクターであるからである。そのためには、污水处理施設投資などに関わる新規建設や改築・改造などの詳細な内訳、さらには設備投資に係る投資額、実際の処理能力の増強との関係などを表すデータ公開が求められるが、分析対象期間における関連データは収集できず、一定の傾向観察に留まらざるを得なかった。これは、本研究の分析モデルの限界を示唆しているものでもある。今後この旧排污費制度が施行されていた時代の詳細データが追加的に公開されることは考えにくく、対応としては適切な推計方法などを検討し、こうしたストックデータを長期的視点から検証することで、より精緻な実態の解明を追試することが求められる。

第3節 地域間格差からみた現行排污費制度の政策評価

1. 分析の概要

本節では、これまでの排污費制度の変化をふまえ、限られたデータを活用しつつ、先行研究が試みた「有効排污收費率」指標を用いた重回帰モデルによって、現行の——すなわち 2003 年 7 月「排污費徴収使用管理条例」施行以後の——排污費制度を対象に、政策効果の分析を試みる。

本章第 1 節でも引用した Wang and Wheeler (1997) は、中国の地域間格差に着目し、中央政府が定める課徴率は一定であっても、地域ごとに政策効果に違いが出るとの仮説をおき、1987～1993 年にかけての省単位のデータを用いて、政策効果分析を行った。

Wang らは本来徴収しなければならない排污收費のうち、実際に何パーセントの金額が徴収されたかを示す「有効排污費率」指標を用いている。この指標は、理想的には 100% であるが、実際には、査定もれや徴収もれがあり、その割合は小さくなっていると考えられる。つまり、排污收費制度がどの程度有効に機能しているかを表す指標である。

さらに Wang らは、以下に示す「環境需要関数 (Environmental Demand Function) モデル」を用い、化学的酸素要求量 (COD) を事例に、排污費制度の政策効果を分析している。分析結果は、有効排污費率の係数が、負で有意であり、これらの比率の高い省ほど、汚染強度 (単位生産量当たりの汚染物質排出量) が低いことを統計的に明らかにしている。

$$\log CODI_r = \alpha_0 + \sum_{j=1}^N \alpha_{1j} s_{jr} + \alpha_L LARGE_r + \alpha_G STATE_r + \alpha_p \log PLW_r + \varepsilon_r \quad \cdots (1)$$

ただし、 $CODI_r$: r 地域における COD 排出強度 (工業総産値当たりの COD 排出量)

s_{kr} : r 地域における k 産業部門のシェア

$LARGE_r$: r 地域における大企業のシェア

$STATE_r$: r 地域における国有企業のシェア

PLW_r : r 地域における有効排污收費率 (汚水排出量当たりの排污費徴収額)

ε_r : 誤差項

筆者らは、「排污費は課徴率があまりにも低いため、汚染削減効果は少ないとする」通説の再検討を提起している Wang らのモデルを、大気汚染物質 (SO_2 、ばいじん) に拡大し、より新しいデータで追試・検証し、排污費制度が一定の政策効果を有していることを明らかにしてきた (盧ほか 2000、松本ほか 2002)。

2. 分析モデルとデータ

Wang らのモデルや、これを改良した松本らの分析モデルを踏襲しつつ、現行・排污費制度

で得られる指標を極力収集する。

分析対象には、先行研究で扱われた「COD」に加え、現行排污費が（前節で扱ったような基準超過部分が主ではなく）総量に課徴される点に鑑み「污水排出総量」を加えている。

また、分析対象期間は2007～2010年の4年間である。繰り返すが、現行の排污費制度の施行は2003年であり、先述の図表3-2で整理した通り、本章が着目する污水部門における排污費関連データが得られるのはこれら4年間のみという制約がある。本節も目的変数を汚染強度、有効排污収费率と他の経済・産業指標を説明変数とし、以下の式で表される重回帰モデルを適用する。こうした本モデルのリピートを通じて現行制度の検証を試みる。

$$\log PI_r = \alpha_0 + \alpha_1 SECOND_r + \alpha_2 TERTI_r + \alpha_3 LARGE_r + \alpha_4 STATE_r + \alpha_5 EPL_r \quad \dots (2)$$

ただし、 PI_r : r 地域における COD 排出強度（工業総産値当たりの COD 排出量）
または、污水排出強度（工業総産値当たりの污水排出総量）
 $SECOND_r$: r 地域における第2次産業のシェア
 $TERTI_r$: r 地域における第3次産業のシェア
 $LARGE_r$: r 地域における大中型企業のシェア
 $STATE_r$: r 地域における国有企業のシェア
 EPL_r : r 地域における有効排污収费率
(COD 排出量、または污水排出総量当たりの污水部門の排污費徴収額)
 ε_r : 誤差項

図表3-10に分析データとパラメータを整理する。

目的変数の「 PI （汚染強度）」は、経済活動当たりの汚染排出量であり、工業部門からの排出量を用いた。経済活動指標は、工業出荷額に相当する「工業総産値」を用いた。

説明変数の「 EPL （有効排污费率）」は、本来徴収しなければならない排污收費のうち、実際に何パーセントの金額が徴収されたかを示す割合であるが、社会全体の徴収すべき排污收費総額を統計データから求めることは困難である。ここでは、Wang らの研究をふまえ、実際に徴収された排污收費の総額を汚染物質排出量で除すこととした。個別排出源ごとのばらつきはあるものの、省単位程度にくくった場合には、徴収すべき排污費額と排出された汚染物質の物理量の間に、一定の比例関係が成立するものとして差し支えないと考えられる。

また、 EPL 以外の説明変数には、Wang らや松本らが用いている産業部門ごとの生産額シェア³⁹が、本節が対象とする4年間に亘って得られなかったため、(GRPに占める)2次産業率、3次産業率、また(工業総産値に占める)大中型企業率、国有企業率を用いている⁴⁰。

³⁹ Wang らは、式(1)の通り、「有効排污费率」説明変数に各産業セクターのシェア（例：工業総産値の総額に占める、繊維、製紙、繊維、化学など14種類の工業総産値シェア）に国有企業率、大企業率を加え、松本らは、データ制約のため、GRPに占める20次産業率、3次産業率、また、工業総産値の重工業率などで代替した。

⁴⁰ 中国研究で頻繁に直面する問題であるが、ここでは『中国統計年鑑』に掲載されるデータの種類が変更になったということである。

図表 3-10 分析データとパラメーター一覧

収集データ（2007～2010年の4年間×29地域）

記号	指標		単位	収集元
A	汚水部門からの排污費徴収額		万元	中国環境年鑑 (各年版)
B	工業COD排出量		トン	
C	工業汚水排出総量		万トン	
D	GRP		億元	中国統計年鑑 (各年版)
E	第2次産業額			
F	第3次産業額			
G	工業総産値		億元	
H	大中型企業			
I	国有企業			

設定パラメータ

目的変数	
PI_r	B/GまたはC/G
説明変数	
$SECOND_r$	E/D
$TERTI_r$	F/D
$LARGE_r$	H/G
$STATE_r$	I/G
EPL_r	A/BまたはA/C

(注) ①本分析は4年間という比較的短いスパンのため、物価変動調整（消費者物価指数などを乗じたデフレート処理）は特に施してしていない。②欠損値のあったチベット及びエーラ値が疑われた貴州省は、一律に分析対象から除外している。③排污費徴収額の2009年のみ、出所は『環境統計年報2009年版』である。
(出所) 筆者作成。

図表 3-11 に、実際の分析に用いる地域別の汚染強度と有効排污費率の経年変化および空間分布の実際データを示す。

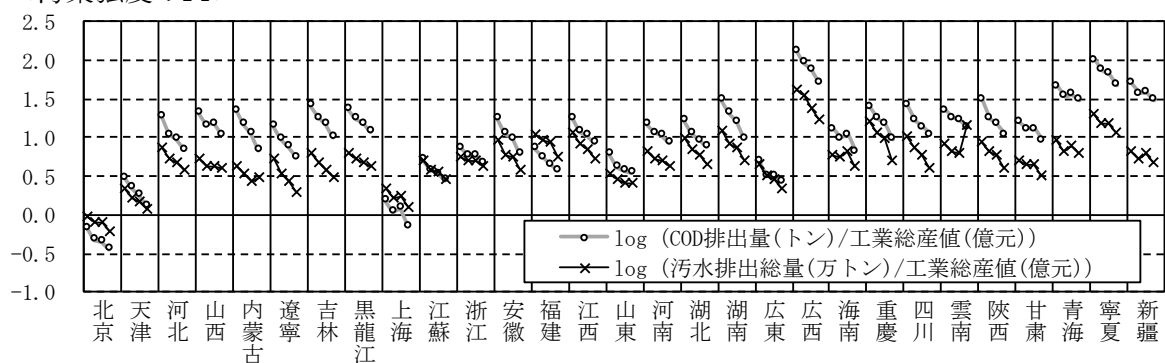
汚染強度（目的変数： PI ）の経年変化（折れ線グラフ）は、ごく一部の例外（雲南省・2007年の污水排出総量）を除いてCOD及び污水排出総量ともに全面的に右肩下がりの傾向を示し、低減の傾きもほぼ歩調を合わせており、汚染強度（水質環境）の改善を推察させる。また、汚染強度を空間分布としてプロットした濃淡地図では、CODに関しては沿海から西部に移行するにつれ、汚染強度が高まる傾向がよく表れており、こと北京・上海・天津といった経済発展面で豊かな直轄市では相対的に極めて低い値を示している。污水排出総量については、全国一律に0.5～1.0万トン/億元のレンジに集約されており、分散が低い値を示している。内陸の一部でやや高いほか、北京・上海・天津・山東などで抑制されていることがわかる。

続いて、汚染強度を説明する有効排污費率（説明変数： EPL ）の経年変化（折れ線グラフ）についても、汚染強度の低減と歩調を合わせるように右肩下がりの地域が支配的となっている。なお、空間分布では、CODについては降水量の比較的多い南方沿海地域での有効排污費率が相対的に高めの値を示しているほか、黄河や長江といった大河沿線でも徴収率は高い。一方、これが污水排出総量となると地域性はあまり観測されず、沿海部で相対的に低め、内陸部で高い徴収率を示している地域が散見されることなどの傾向を読み取ることができる。

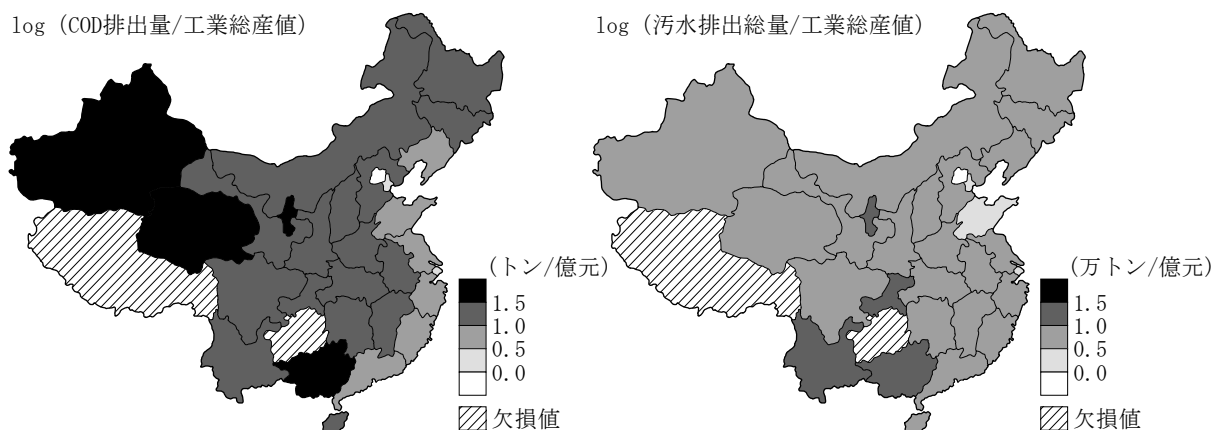
污水部門における排污費徴収額の絶対額自体は図表 3-12 に示すように「徴収額が大きかった地域ほど」急こう配で減収しているのが実態である。新制度の移行にともない、課徴率はより重い制度設計になっており、この徴収実績が低下している実情が、環境改善に伴う減収であるのか、排污費の徴収漏れによるものであるか、注意が必要である。

図表 3-11 地域別の汚染強度と有効排污費率の経年変化および空間分布

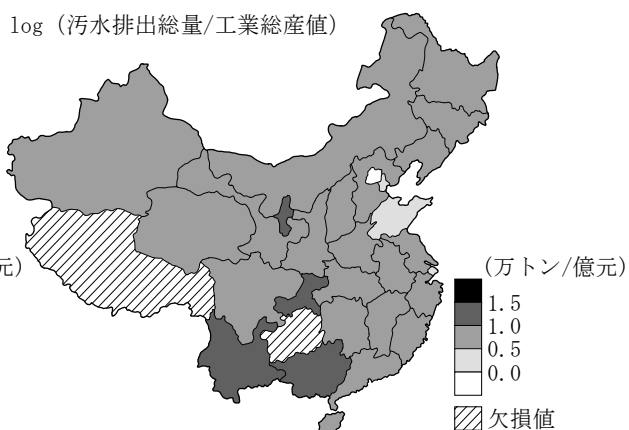
<汚染強度：PI>



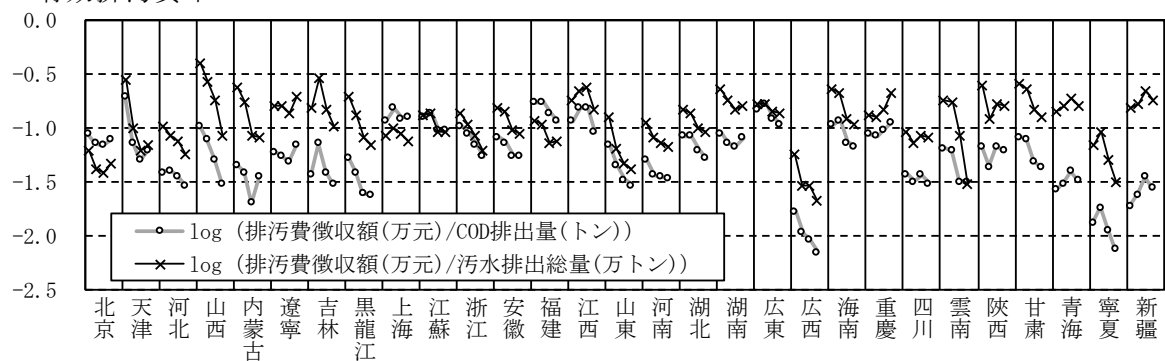
log (COD排出量/工業総産値)



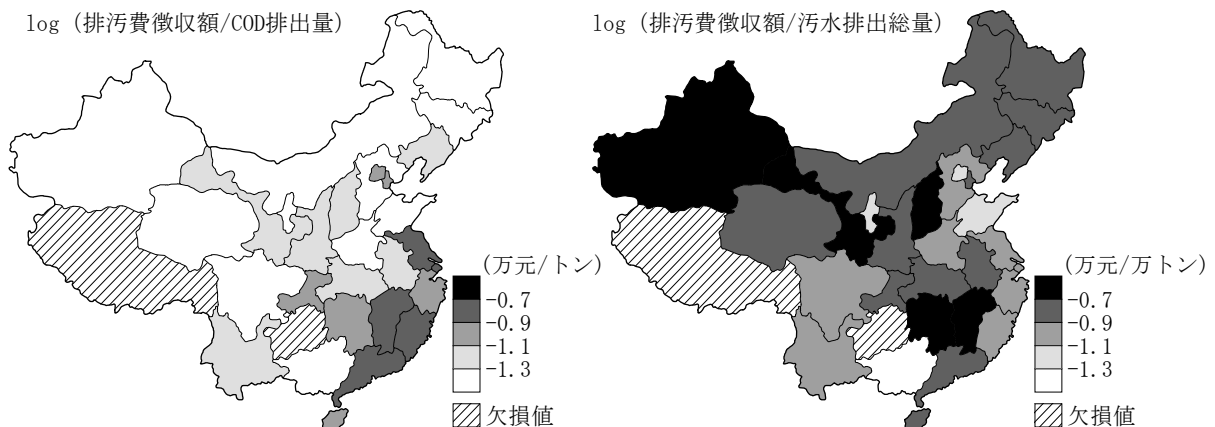
log (污水排出総量/工業総産値)



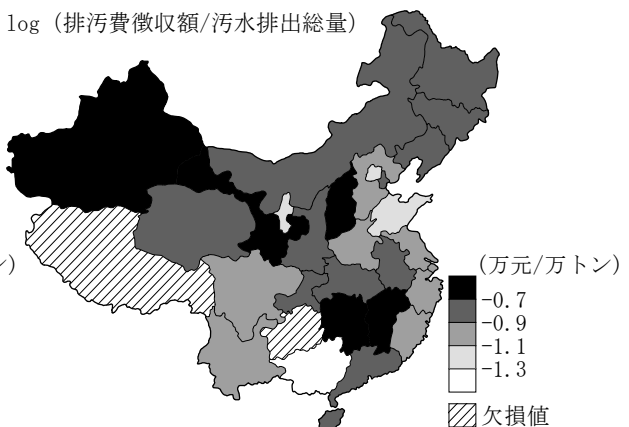
<有効排污费率：EPL>



log (排污費徴収額/COD排出量)



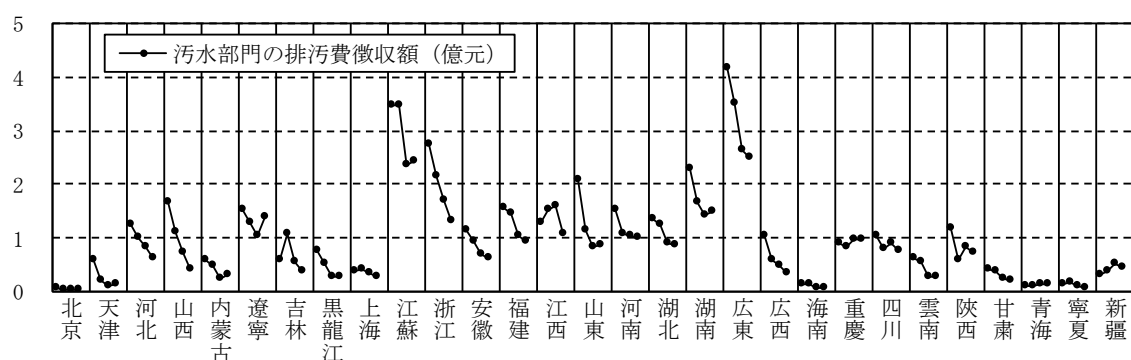
log (排污費徴収額/污水排出総量)



(注) 折れ線は、分析対象期間である 2007～2010 年 (4 時点) の経年変化を表している。濃淡地図は、分子/分子それぞれ 4 年間の合計をプロットしている。

(出所) 『中国環境年鑑』、『中国統計年鑑』それぞれ 2008～2010 年版などから筆者作成。

図表 3-12 汚水部門における排污費徴収額の経年変化



(注) 折れ線は、分析対象期間である 2007～2010 年（4 時点）の経年変化を表している。

(出所)『中国環境年鑑（2008～2010 年版）』、ただし 2009 年のデータのみ『環境統計年報（2009 年版）』から筆者作成。

3. 分析結果

29 省×4 年間のパネルデータを用い、式(2)の重回帰分析によって、有効排污収费率と汚染強度の関係を明らかにした。本分析は 4 年間という短いスパンであり、議論の簡単化のため、通常 OLS（最小二乗法）のみを用いている。

重回帰分析の結果を図表 3-13 に示す。COD について、自由度修正済み決定係数の値は 0.74 であり、当てはまりは良好である。有効排污収费率（EPL）の係数は負の値を示し 1%水準で有意であり、二次産業率、三次産業率も汚染強度も同様であった。国有企業率は汚染強度に対して正の相関が観測された。

また、汚水排出総量について、自由度修正済み決定係数の値は 0.46 で、モデルの説明力に留意を要するものの、COD と同様に有効排污収费率（EPL）の係数は負の値を示し 5%水準で有意、二次産業率、三次産業率については、有意な正の相関があることがわかった。

COD ならびに汚水排出総量のこれら 2 つの汚染に関しては、有効排污収费率の上昇とともに、汚染物質の排出原単位が低下していることが統計的に裏付けられたことから、排污収費制度が有効に機能してくるとともに汚染強度が低下し、環境改善に一定の政策効果をもたらしていると考えられる。

ただし、特に汚水排出総量の方の係数の傾きはさほど大きくないことに留意を要する。これは、第 3 章第 1 節 2.2 で既に述べたように、現行排污費が、従来の排出基準（濃度基準）の超過分から排出の総量の方に課徴され、排出量の多い 3 種類の汚染物質に対し合計額を徴収することから、複合的な汚染物質が含まれる「汚水排出総量」をパラメータにとると、統計的有意性や傾きも薄れた結果に表れたものと考察できる。逆に COD は、制度設計上（排污費徴収標準管理弁法）でも筆頭に挙げられている代表的汚水指標であるため、より係数の大きい有意な結果に表れたものと解釈できる。データ収集上の制約により、物質毎の排污費徴収額の内訳が不明である以上、これ以上の考察には限界がある。

なお、図表 1-8 でみたとおり、河川など、公共用水域の水質は改善傾向にある実情に対し、この制度が工業部門からの排出削減に寄与している可能性もある。また、図表 3-11 でみた

ように、汚染強度の低下に伴い、有効排污費率も低下傾向にある点は、①行政管理能力の低下により、徴収漏れが増加した、②制度設計の変更に伴い、51 ページでレビューしたとおり、最も汚染の進んだ物質のみから複数の汚染物への課徴（排出量の多い 3 種類の汚染物質に対し合計額を徴収）したことが、結果的に減収に帰結した可能性、さらには、③汚染低減に伴い絶対額も低下した（事実、図表 3-12 に示したとおり絶対額は減少している）、などの要因を推察することができるが、実情は不明である。

図表 3-13 分析結果

	COD	汚水排出総量
Intercept	—	—
<i>SECOND</i>	-10.426 ** (-4.314)	-9.518 ** (-3.776)
<i>TERTI</i>	-10.224 ** (-3.909)	-8.614 ** (-3.131)
<i>LARGE</i>	1.733 (1.459)	1.941 (1.578)
<i>STATE</i>	2.913 ** (3.099)	1.998 * (2.051)
<i>log(EPL)</i>	0.372 ** (4.696)	0.099 (1.495)
Adj-R ²	0.970	0.920

(注) カッコ()内の値はt値である。1%(**), 5%(*)水準で統計的に有意であることを示す。

(出所) 分析結果より筆者作成。

4. 現行排污費制度の政策的含意

本節では、現行の排污費制度の政策効果を汚染強度の低減として計測し、その地域間格差と有効排污費率の関係を明らかにした。分析対象とした COD と汚水排出総量 2 つの分析対象について、有効排污收費率の高い地域では、汚染物質の排出原単位が低いという結果が得られた。このことは、積極的に排污費制度を活用している地域の環境が改善されていることを意味している。以上の結果から、先行研究である Wang らの分析モデルは、制度刷新以降である 2007～2010 年でも成立することが明らかとなった。

中国の汚水対策に係る政策は、排污費制度だけでなく、新規設備建設に関する「三同時制度」や、既存の高汚染排出設備の操業停止処分など、様々な直接規制と組み合わせて実施されている。排污費制度も市場的手法ではあるが、実施のためには、汚水排出モニタリング等が必要である。「有効排污收費率」指標は、制度のアクティビティを評価する指標であるのと同時に、政府の環境行政のアクティビティを示す指標でもあったと考えられる。従来、排污費制度の政策効果はマクロ的に見て大きくないと評価されてきたが、環境行政総体として、一定の政策効果をあげていると結論づけられる。

第4章 自動車リサイクル

1. 中国の自動車リサイクル産業の収益構造～日本の経験との比較から

急速な自動車の普及に伴う使用済み自動車（End of Life Vehicles: 以下、ELV と略す）を取り巻くビジネスが中国内外で注目を集めている。自動車保有台数の増加が始まったのは2000年頃であり、本稿執筆時点の2016年頃からELVとして大量に発生し始めることが予想される。そのため、日本の自動車リサイクル産業の発展の経験が先行事例として参考にされ、これをもとにした中国の自動車リサイクル業界に向けた政策提言や将来展望を論じる比較研究も盛んに行われている（例えば、王ほか 2007、Zhao and Chen 2011、Che et al. 2011）。

中国の自動車リサイクル産業をとりまく現状と課題をより正確に考察するためには、政策の実効性を裏付けるELVの発生台数や、ELVをとりまく産業動態を分析するための統計データなどが必要となるが、公開されている情報は限定的である。また、情報が収集できてもこれらを評価するための基準や比較対象が明確ではない。

本研究と同様の問題意識を共有する先行研究としては豊田通商（2011）が代表的である。同社は経済産業省の委託を受け、中国における自動車リサイクル事業の将来性について調査を行い、ELV事業者の現状や課題について現地調査を交えて報告している⁴¹。しかし、ELV発生台数に関しては、中国の著名シンクタンクの協力を得て精緻な推計を省ごとに試みてはいるものの、ELV発生台数が負の値を示す省が散見されるなど、結果の信頼性に問題があることは同社も認めている。豊田通商は続いて自動車関連統計からの推計も行っているが、その際に同社が参照しているのが平岩（2011）のレポートである。平岩は、公刊されている自動車統計から、「見かけ新車販売台数」を算出してELV発生台数を推計し、インフォーマル解体事業者（後の3.3.2.1で詳述）への流出台数を推定している。しかし、算定に用いた自動車統計の信頼性が低いため、推定値の不確実性は大きい。

本章では、こうした不確実性を補完するために日本の自動車リサイクル産業と比較しつつ中国の現状と課題を分析する。阿部（2015）は、「新興国・途上国の今後を考える際に、日本の歴史を比較することが重要」と指摘しているが、これに倣えば中国自動車リサイクル産業の発展ステージは、経済発展レベル（1人当たりGDP）や自動車普及台数などから、概ね日本

⁴¹ 豊田通商株式会社と有限会社昭和メタルは2013年12月、日本企業として初めて中国の自動車解体リサイクル業界へ直接参入した。NEDO（独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構）の実証事業の一環として北京博瑞聯通汽車循環利用科技有限公司に資本参画したもので、同公司を実施場所にして豊田通商が受託したものである。本事業の目的は、日本の技術を用いて、解体効率・経済性の向上と環境負荷低減を図った自動車リサイクルシステムのモデルを実証し、普及させることにある。出野（2014）によれば、リサイクル率の向上（目標設定95%に対し、2013年は91%を達成）や、処理台数の向上（日本の大手解体業者の水準に相当する1日当たり50台あるいは1月当たり1,000台）を実現したほか、部品リサイクルに関する付加価値測定、環境負荷低減効果の測定などの実証実験を進めている。さらに報道によれば、豊田通商は中国で自動車リサイクル事業の本格展開に乗り出し、「100億円程度を投じ、現在1カ所の解体工場を今後3～5年で20カ所に増やす計画で、主要地域に拠点を整備し、鉄スクラップの販売などで年300億円程度の売上高を目指」している（「日本経済新聞」2014年10月11日朝刊）。本件は、豊田通商（http://www.toyota-tsusho.com/press/detail/140205_002591.html、2014年2月5日）、およびNEDO（http://www.nedo.go.jp/news/press/AA5_100142.html、2012年8月31日）の各プレスリリースからも参照可能である。

の 1960 年代から 70 年代に相当するといえる。

そこで、ここでは次の構成により論考を進める。本章 2 項では、日中の自動車リサイクル政策を整理する。政策は社会や業界が抱える問題に対して設定されるものであり、政府の問題意識がそこから読み取れるからである。3 項では、中国の業界の現状と日本の経験を、統計データを中心に比較分析し、当該産業で認識されている実務上の課題を整理する。また種々のデータ制約の中で、どのような分析が行えるのかを検討しつつ、労働集約的な中国の実情を明らかにする。2～3 項で明らかになった当該産業の課題を踏まえ、さらに解体事業者の今後の経営状況を予測するため、4 項では、当該産業の主要な生産物の一つである鉄スクラップに着目して分析を進める意義を説明し、当該産業の経営コストに占める人件費の割合を推定する。こうして得られた知見をもとに中国の業界が今後進むべき方向性を示し、本章の結論を 5 項にまとめる。

2. 日中の自動車リサイクルに関わる政策

2.1 中国の法規・政策制度

中国では ELV の違法流通や中古部品の不適切な再利用に伴う事故が急増し、政府も ELV 回収・管理の厳格化を進めている。これまでに実施された主な ELV リサイクルの関連法規や基準、規範などを図表 4-1 に列挙する。

この中で基本となっているのが、2001 年に従来の制度を統廃合して施行された「廃棄自動車回収管理弁法（国務院第 307 号令）」である。全文は、中国中央人民政府ウェブサイトに掲載されている⁴²。弁法は、第 1 条で法の目的として、道路交通安全と国民の生命・財産の保障、環境保護を定め、第 2 条で対象を自動車及び二輪車等とし、第 3 条で国家経済貿易委員会（現・商務部）を管理監督機構としている。

第 6～11 条は企業設立要件と認可や廃車証などの運用面を規定し、これに基づいて「自動車廃車証」が発行される。そして、企業が ELV を買い上げたときに「ELV 回収証明書」が発行される。所有者は、この証明書を示すことで抹消登録の手続きを行うことができる。

第 12～16 条は ELV 回収・解体企業の管理体制を規定している。解体後の「5 大部品（5 大総成、5 大アッセンブリーなどとも称され、エンジン、ステアリング、ギヤ、車軸、フレームを指す）」のリビルド部品としての再使用は、安全面への配慮などから禁止され、鉄スクラップとしてリサイクルしなければならない。ただし、5 大部品以外の部品は ELV からの回収部品であることを明示すれば、販売可能である。

第 20～31 条は罰則や例外規定、施行日などを規定している。

なお、2015 年末現在、「廃棄自動車回収管理弁法」に基づいて「廃棄自動車回収解体管理条例」が制定されようとしているが、2010 年 7 月に意見聴取稿が出されたままになっている。インターネットで本条例（原文：報廢機動車回收拆解管理条例）を検索すると、正式公布の時期についても「今年（2013 年）が有力」、「2014 年内に登場」など様々な情報が錯綜してい

⁴² 中華人民共和國國務院令第 307 号報廢汽車回收管理弁法 (http://www.gov.cn/gongbao/content/2001/content_60919.htm)。

る⁴³。意見聴取稿などから得られた情報を整理すると、その条例案の主要点は以下の4点と考えられる。

第1は、リビルド部品（中古部品）の再使用許可である⁴⁴。

第2は、ELVの回収・解体に関わる責任の明確化である。「自動車強制廃車標準規定」により、ELVの登録抹消手続きをしなければ元の所有者は新車の新規登録ができなくなったが、これに加えて、インフォーマルセクターへの流出などの違法行為に対する罰則が強化される。

第3は、循環経済発展への貢献である。ELVの回収・解体に際し、設計・構造などの履歴の添付が義務化されることで、ELVリサイクル業界の健全化が進められる。

第4に、関係官庁間での協調である。ELVリサイクルには多数の政府部門が関与しており（図表4-1）、それらは商務部市場体系建設司が主導する廃車制度と、国家发展改革委員会産業協調司が主導するリサイクル制度とに大別される。しかし、両部門の政策は必ずしも一致してはいない。例えば、商務部は従来型の自動車廃棄及び違法組立の観点から「5大部品」のリユースに消極的であるのに対し、国家发展改革委員会は資源の有効利用に着目したリユースやリサイクルを推進しようとしている。条例が制定されれば、リユースが公認されるなど、政府内の政策の齟齬に対して一定の整理がなされることが期待される。

また、「廃棄自動車回収企業総量規制方案（2003年7月）」は、ELV回収・解体を合理的に進めることを目的に企業数を地域ごとに抑制することを定め、「原則として地級市は1社、直轄市は2～4社、計画単列市及び省都所在市では1～2社」に限定し、全国で500社程度にライセンスを認可としている。

⁴³ 中国大手検索サイト百度（<http://www.baidu.com/>）にて検索すると、例えば、「《報廢機動車回收拆解管理條例》有望出台（<http://www.chemdrug.com/article/7/1612/8055615.html>、『中国資源綜合利用』2013年第3期掲載記事の電子版）」や、「《報廢機動車回收拆解管理條例》年内出台（<http://auto.xinmin.cn/gd/2014/07/13/24778366.html>、2014年7月『東方網』掲載記事）などの情報にヒットする。

⁴⁴ 循環経済促進の観点から、リビルド部品としての部分的許可が認められつつあり、その経緯は黎（2012）に詳しい。政策的にも「自動車製品回收利用技術政策」、「自動車部品リビルド試行業務展開に関する通知」、「中国循環経済促進法」など、政府における再利用解禁の方向性が確認できる。

図表 4-1 ELV リサイクルに関する主な法規と基準、規範

公布年	名称	公布機関
1986年	自動車廃棄基準	
1990年	旧式自動車の廃棄強化とさらなる業務に関して	国務院
1991年	廃棄自動車回収実施弁法	国家旧式自動車改造指導小組弁公室・物資部
1995年	廃棄自動車回収管理弁法	国家旧式自動車改造指導小組弁公室・国内貿易部
1997年	廃棄自動車回収企業資格認定実施管理暫定弁法	国内貿易部
2001年	廃棄自動車回収管理弁法	国務院第307号令
2002年	旧型自動車廃棄更新補助资金管理暫定弁法	財政部・国家経済貿易委員会
2003年	廃棄自動車回収企業総量規制方案	国家経済貿易委員会
	中国クリーン生産促進法	全人代
2004年	自動車産業発展政策	国家発展改革委員会
	中国道路交通安全法	全人代
2005年	中国固形廃棄物環境汚染防止法	全人代
	自動車貿易政策	商務部
	循環経済試行地域（第1）業務の展開に関する通知	国家発展改革委員会・環境保護部・科学技術部・工業信息化部・財政部・商務部・国家統計局
2006年	自動車製品回収利用技術政策	国家発展改革委員会・科学技術部・国家環境保護総局 第9号公告
2007年	廃棄機動車解体環境保護技術規範	国家環境保護総局（HJ-348-2007）
	再生資源回収管理弁法	商務部・国家発展改革委員会・公安部・建設部・工商行政管理局・環境保護部
2008年	廃棄自動車回収解体企業技術規範	国家品質監督検査検疫総局（GB22128-2008）
	機動車登記規定	公安部
	自動車部品リビルド試行業務展開に関する通知	国家発展改革委員会
2009年	旧型自動車交換実施弁法	商務部
	中国循環経済促進法	全人代
	自動車部品のリビルド試行業務に関する通知	工業信息化部
2010年	廃棄自動車回収解体管理条例（意見聴取稿）	国務院
	リビルド産業の発展促進に関する意見	国家発展改革委員会
	リビルド製品認定管理暫定弁法	工業信息化部
2011年	廃棄自動車リサイクル解体企業の工程改造のモデル事業展開についての通知	商務部
	リビルド試行地域業務の深化に関する通知	国家発展改革委員会
2012年	機動車強制廃棄標準規定	商務部・国家発展改革委員会・公安部・環境保護部

（注）各政府機関は当時の名称を用いている。

（出所）各種資料に基づき筆者作成。

2.2 日本の法規・政策制度

日本では、2001年に循環型社会形成推進基本法が制定され、容器包装（2000年）、家電（2001年）、食品リサイクル（2001年）、建設資材（2002年）、小型家電（2013年）といった個別分野のリサイクル法も同時進行で整備されてきた。自動車については自動車リサイクル法（使用済自動車の再資源化等に関する法律）が2002年に制定されている。

自動車リサイクル法制定の背景には自動車で最も多く使用されている鉄について、相場の乱高下があった。鉄スクラップ価格の下落に伴い、市場ベースでのELVリサイクルが十分に機能しなくなり、ELV処理費用の負担、「逆有償化」という現象が生じたのである。これに最終処分場の逼迫、埋め立てコスト上昇などの問題が加わり、廃自動車に係る不法投棄事件が各地で顕在化した。その象徴的な事例が、社会問題となった香川県の豊島におけるシュ

レッダーダスト（ASR）の大量不法投棄事件である。

自動車リサイクル法の要点は、適正な処理を行うための ASR、エアバッグ、フロンの 3 品目について、自動車メーカーの責任で処理することを義務付けていることである。そのための費用はユーザーが新車を購入する際にリサイクル料として負担し、それが預託の形で積み立てられている。

日本の自動車リサイクル産業は、①問題の核心がすでに鉄スクラップから ASR、エアバッグ、フロンの適正処理へ移行しており、鉄スクラップに着目するのであれば長期的な古いデータを考察することが重要であること、②有償取引が減少していること、③ユーザーがリサイクル料金を負担していることがポイントであり、日中間の分析に際しては、これらの点に留意する必要がある。

2.3 日中の自動車リサイクル制度や業界の現状比較

このような日中両国の自動車リサイクル制度について、法律制定目的とその社会背景、各ステークホルダーの役割、業界の関心と問題などの項目に分け、要点を図表 4-2 に対照する。現在のところ、業界の関心事項、直面する課題、主な収益源は異なっているが、中国も近い将来、日本と類似の課題に直面する可能性も図表 4-2 から示唆される。

3. 日中の自動車リサイクル業界の現状と課題

3.1 日中の関連データ

本研究で用いる日中の分析データを図表 4-3 に整理する。

中国では、商務部管轄で ELV 回収や解体を行う業者を管理する中国物資再生協会が関連統計を整理している。近年のデータのみではあるが、ELV 回収台数も収集可能であり、業界に直接通じている同協会の公表データを用いる。ここから先で扱う中国関連データは図表 4-4 にまとめており、後に詳しく考察する。

日本の ELV 発生台数の定義や推計方法は諸説あり、本研究では阿部（2014）の推計式を踏襲する。阿部は、日本の ELV 発生台数の推計方法に論点を絞り、データの収集元から取り扱い上の留意点まで詳細に整理している。そして、長期的かつ連続的に ELV 台数を把握する推計式として、「当期新規登録台数＋前期末保有台数－当期末保有台数」を提起している⁴⁵。

⁴⁵ 本推計式から導出される ELV 台数には、抹消状態（ナンバーを取り外して保管されている車両等）の増加分や中古車輸出台数が含まれるため、阿部もこの式では不十分であることを断っている。本研究では傾向分析を主眼とし、精緻な分析は今後の課題としたい。

図表 4-2 日中の自動車リサイクル制度や業界の現状比較

	日本の制度（自動車リサイクル法を中心に）	中国の制度（廃棄自動車回収管理弁法を中心に）
法律の制定目的	自動車メーカー等でELVを回収、再資源化を適正・円滑に実施し、ELVに係る廃棄物の減量、部品リユース	ELV回収の規範化、管理強化、道路交通の秩序、生命財産・安全保障、環境保護
社会背景	① 鉄スクラップ相場による廃車価値の変動（逆有償問題） ② 最終処分場の逼迫と不法投棄（例：豊島事件）	① ライセンス回収・解体企業においてELVや二輪車等を正規ルートで回収・解体処理 ② 安全面から「5大部品」は鉄鋼業者へ販売し破砕処理の徹底
各ステークホルダーの役割	監督省庁	商務部
	地方自治体	行政区内のELV回収実施の監督管理
	自動車生産者（メーカー）	① 電子システムの構築と運営 ② 資金管理とそのシステムの構築と運用 ③ 3品目の引取、リサイクル、適正処理 ④ リサイクルのモニタリング、目標値達成
	自動車の最終所有者	リサイクル料金支払い（ユーザー負担）、引取業者へのELV引渡し ※ シュレッダーダスト（ASR）、エアバッグ類、フロンガスの3品目のリサイクル料金を車両価格とは別に負担（外出し）
	引取（回収）業者・解体業者・破砕業者	① フロン類・エアバッグ類等の適正処理実施 ② 自動車メーカー等へのASRの引渡し
	ライセンスの認定要件	① 引取業者 ② フロン類回収業者 ③ 解体業 ④ 破砕業 以上4業種の届け出制。4業種の所在地の知事に登録（更新5年毎）
業界全体	主な関心や問題点など	① シュレッダーダスト（ASR）、エアバッグ類、フロンガスの適正処理・再資源化。 ※ ただし2013年度にはELV全体のリサイクル率は約99%まで向上 ② 安心と信頼感伴ったリサイクル部品の流通環境整備 →ユーザーへの標準化された情報提供と業者の評価の確立
	主な収益源	鉄スクラップ

（出所）金澤（2014）、王ほか（2007）、日中それぞれの自動車リサイクル法規などから筆者作成。

図表 4-3 分析データ一覧（中国・日本）

< 中国 >

	分析データ	収集年次	出所及び留意点
①	人口	1978～2013	中国統計出版社『中国統計年鑑』各年版
		2014	中国統計出版社『中国統計摘要』2015年版
②	自動車保有台数	1978～2013	中国統計出版社『中国統計年鑑』各年版
		2014	中国統計出版社『中国統計摘要』2015年版
③	ELV回収台数	2000～2007	龍（2012）
		2008～2013	中国商業出版社『中国汽车市場年鑑』各年版
④	円/元 為替レート	2005～2013	中国統計出版社『中国統計年鑑』2014年版（人民元の各年平均値）
⑤	鉄鋼価格	2010～2014（各月）	伊藤（2015）より「異形棒鋼 25mm」を引用し、これを鉄鋼価格とみなす。
⑥	鉄スクラップ価格	2010～2014（各月）	中国物資価格情報。一般用スクラップの北京・天津・広州等18地区市場平均値。
⑦	賃金	2010～2013	中国統計出版社『中国統計年鑑』2014年版。ELV回収・解体産業の賃金は『中国汽车市場年鑑』などからは得られないため、製造業の平均賃金（元/年）で代替せざるを得ないと判断。
	上記以外の全て		中国商業出版社『中国汽车市場年鑑』各年版

< 日本 >

⑧	人口	1948～2013	総務省『日本統計年鑑』2015年版
		2014	総務省「人口推計（平成26年10月1日現在）」 http://www.stat.go.jp/data/jinsui/2014np/
⑨	自動車保有台数	1945～2012	日本自動車工業会『世界自動車統計年報』第13集（2014）
		2013～2014	日本自動車工業会『自動車統計月報』Vol. 49, No. 4（2015年7月） http://www.jama.or.jp/stats/m_report/
⑩	自動車新規登録台数	1958～1969	日本自動車工業会『自動車統計年報』第1集（1973）
		1970～1997	日本自動車工業会『自動車統計年報』第26集（1998）
		1998～2013	日本自動車工業会『世界自動車統計年報』第13集（2014）
		2014	日本自動車工業会『自動車統計月報』Vol. 49, No. 4（2015年7月） http://www.jama.or.jp/stats/m_report/
⑪	鉄鋼価格	1954～2014	鉄鋼新聞「市中相場」の「異形棒鋼（19mm 鉄筋用丸棒）」を鉄鋼価格とみなす。 なお出所から各年、2時点（東京と大阪）×12か月（1～12月）×2つの市中相場（高値と安値）が得られ、これら48価格の平均値をとる。各月はそのまま使用。 http://www.japanmetaldaily.com/market/list/
⑫	鉄スクラップ価格	1948～2014	各年：日刊市況通信社『鉄スクラップ資料集』2014年版 各月：日本鉄源協会のモニター調査によるH2炉前価格の3地区平均（東京・中部・関西）
⑬	自動車解体業の事業所数、従業員数、販売額	1966～1970	通商産業省『商業統計』各年版
		1972～2014	経済産業省「商業統計」の「時系列データ」。自動車解体業は、鉄スクラップ卸売業に包含される。 http://www.meti.go.jp/statistics/tyo/syogyo/result-2/jikei.html
⑭	賃金	1958～2005	総務省「日本の長期統計系列」第19章 労働・賃金 http://www.stat.go.jp/data/chouki/19.htm
		2006～2013	総務省『日本統計年鑑』各年版。自動車解体業（鉄スクラップ卸売業）の賃金統計連続的に収集できないため、製造業の「平均月間きまって支給する給与額」を12倍（12か月）した値で代替せざるを得ないと判断。また、2014年は未公表であるため前年分（2013年）で代替。

（注）日本の自動車保有台数及び新規登録台数において、乗用車、トラック、バス、特殊用途車が（軽自動車や三輪車等を含め）すべて含まれ、二輪車は除外されている。

（出所）筆者作成。

図表 4-4 中国の ELV 回収・解体産業におけるマクロ統計

分類		年度	単位	2008	2009	2010	2011	2012	2013
A	市場自動車	人口	万人	132, 802	133, 450	134, 091	134, 735	135, 404	136, 072
B		自動車保有台数	万台	6, 467. 2	7, 619. 3	9, 086. 0	10, 578. 0	12, 089. 0	13, 740. 0
C		生産台数	万台	934. 5	1, 379. 1	1, 826. 5	1, 841. 9	1, 927. 2	2, 211. 7
D		市場供給台数	万台	910. 9	1, 369. 5	1, 830. 9	1, 869. 4	1, 942. 3	2, 223. 1
E		純増台数	万台	741. 3	1, 181. 0	1, 521. 2	1, 554. 5	1, 576. 8	1, 737. 1
F	業界状況	企業数	社		497	516	511	522	576
G		従業員数	人		28, 600	30, 000	26, 257	25, 799	26, 025
H		回収拠点	箇所		2, 175	2, 000	2, 431	2, 237	2, 398
I		ELV回収台数	万台	36. 0	41. 0		56. 6	60. 0	82. 7
J		廃二輪車回収台数	万台	27. 0	44. 4		57. 6	54. 7	60. 9
K	回収状況	登録抹消台数	万台	144. 1	221. 0	364. 2	377. 3	451. 6	572. 1
L		実際回収台数	万台	88. 9	70. 8	147. 9	118. 6	110. 0	135. 0
M		流出台数①	万台	19. 2	65. 0	107. 1	117. 7	176. 6	
N		流出台数②	万台	36. 0	85. 2	109. 3	141. 0	165. 0	
O	純増/抹消バランス (K/E)		%	19. 4	18. 7	23. 9	24. 3	28. 6	32. 9
P	回収率 (L/B)		%	1. 4	0. 9	1. 6	1. 1	0. 9	1. 0
Q	正規回収率 (L/K)		%	61. 7	32. 0	40. 6	31. 4	24. 4	23. 6
R	企業当たり回収台数 (I/F)		台/社		825. 2		1, 108. 0	1, 150. 2	1, 436. 1
S	従業員当たり回収台数 (I/G)		台/人		14. 3		21. 6	23. 3	31. 8
T	企業当たり従業員数 (G/F)		人/社		57. 5	58. 1	51. 4	49. 4	45. 2
U	拠点当たり保有台数 (B/H)		台/箇所		35, 031	45, 430	43, 513	54, 041	57, 298
資源再利用状況	解体総量	再使用可能部品	万トン				7. 7	33. 1	26. 0
		鉄スクラップ	万トン		73. 4	255. 6	100. 5	250. 4	191. 0
		廃非鉄金属	万トン		8. 2	21. 4	7. 4	16. 5	14. 9
		廃プラスチック	万トン		12. 7	22. 5	15. 7	18. 3	15. 6
		廃ゴム	万トン		2. 0	15. 4	3. 7	16. 3	12. 7
		廃ガラス	万トン			5. 9	2. 2	11. 8	9. 4
		廃油	万トン			3. 4	0. 4	5. 7	4. 7
		再生材料合計	万トン			324. 1	137. 6	352. 1	274. 4
		解体ロス	万トン			18. 3	2. 7	4. 9	28. 9
		その他	万トン			12. 6	8. 9	31. 1	22. 8
		総計	万トン	213. 3	204. 6	355. 1	149. 2	388. 0	326. 0
	(2012年は生産販売高)	再使用可能部品	億元				7. 3	15. 2	9. 9
		鉄スクラップ	億元			66. 5	32. 0	77. 6	42. 0
		廃非鉄金属	億元			25. 6	8. 1	6. 0	5. 1
		廃プラスチック	億元			10. 8	7. 1	7. 7	5. 0
		廃ゴム	億元			2. 3	0. 6	2. 0	1. 5
		廃ガラス	億元			0. 1	0. 0	0. 0	0. 0
		廃油	億元			1. 2	0. 2	2. 2	1. 6
		再生材料合計	億元	64. 0	73. 3	106. 4	55. 4	110. 2	65. 1
		その他	億元			-0. 1	-0. 1	-0. 4	-0. 3
		総計	億元				55. 3	109. 9	64. 8

(注) 登録抹消台数は、理論上の ELV 市場規模を直接表す。また、表中 M 行、N 行（流出台数①、②）は、龍（2011）に示されているフローを手掛かりにすると、流出台数①は登録抹消台数からインフォーマル中古車市場への流出台数（原文：進入黒車市場）を表し、さらに流出台数②は、インフォーマル解体市場への流出台数（原文：進入非法拆解市場）を表す。表中「資源再利用状況」の項目は、廃二輪車についても細かいデータが近年掲載され始めている（例えば『中国自動車市場年鑑』2013 年、2011 年版）。しかし、解体総量に占める解体重量は 2013 年で自動車 316 万トンに対して二輪車 9.47 万トン（シェア 3.0%）、2011 年で自動車 146.88 万トンに対して二輪車 2.3 万トン（同 1.6%）と極僅かであり、除外している。

(出所) 人口、市場供給台数、純増台数は『中国統計年鑑』各年版、それ以外は全て『中国自動車市場年鑑』各年版。

3.2 日中の自動車の保有台数の推移

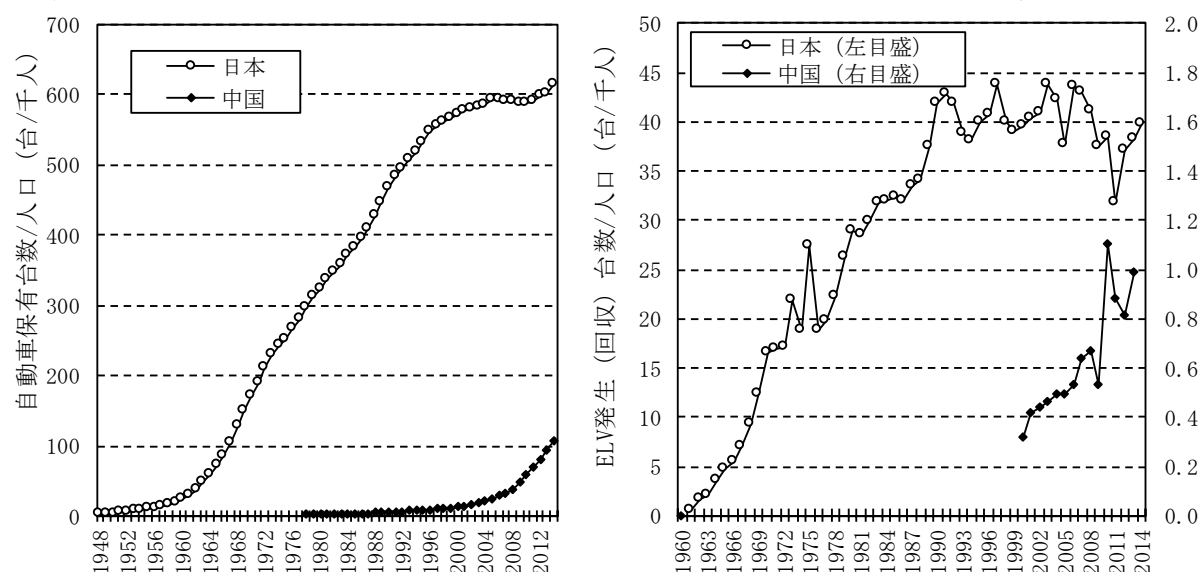
図表 4-5 に、日中の自動車保有率（人口千人当たりの自動車保有台数）と ELV 発生率（人口千人当たりの ELV 発生台数、中国の場合は回収台数）の経年変化を示す。

中国の保有率はここ 10 年の急増が著しく、2014 年には 100 台/千人を突破した。一方、ELV 回収台数は近年 1 台/千人の水準に到達したところである。2013 年の登録抹消台数は 572 万台であり（前出の図表 4-4 参照）、人口あたりに換算するとおよそ 4.2 台/千人となる。以上 2 つの数値から平均寿命を概算すると約 25 年となるが、保有台数そのものが大幅に増加しつつある状況と普及から廃車までのタイムラグを勘案すると、実際の使用年数はより短いものと推定される⁴⁶。

日本の自動車保有率は 2000 年代以降、600 台/千人とほぼ一定である。ELV 発生台数も保有率と同様の傾向を示し、90 年代以降、概ね 40 台/千人前後を推移している。自動車の平均寿命はおよそ 15 年と推定される⁴⁷。

以上から、現在の中国の自動車保有台数は日本の 60 年代末の水準に相当する。しかし、ELV 台数はすでに 70 年代前半のレベルに達しており、市場の自動車保有台数の増加ペースの相違に起因するものと考えられる。これらから、中国の現状は、概ね日本の 60～70 年代前半あたりに相当すると想定される。

図表 4-5 日中の千人当たりの自動車保有率と ELV 発生（回収）率の長期トレンド



（注）右のグラフは、日本が ELV 発生率、中国が ELV 回収率を表す。前出の図表 4-1 に示す、各年の自動車保有率は②/①（中国）、⑨/⑧（日本）、ELV 発生（回収）率は③/①（中国）、n 年の⑩- {n 年の⑨- (n-1 年の⑨) }/⑧（日本。分子はすなわち「3.1」で引用した阿部（2014）の推計式）を表す。

（出所）筆者作成。

⁴⁶ 中国物資再生協会によれば、普通乗用車の寿命を 10～15 年（タクシーは 5～8 年）と想定している。

⁴⁷ 産業構造審議会・中央環境審議会合同会議（2015）がとりまとめ中の報告書案によれば、自動車の平均使用年数は年々右肩上がりに伸びており、2014 年度においては 14.6 年と推定されている。

3.3 中国の自動車リサイクル産業をめぐる周辺状況

3.3.1 中国の「ELV 回収・解体企業」の概況

中国物資再生協会の龍少海会長は『中国自動車市場年鑑』に「自動車廃棄政策及び現状」と題したレポートを連載し、各年の ELV 統計、政策情報、企業動向など業界概況をまとめている。前出の図表 4-4 の数値は、これを活用して関連データを抽出し、連続性に疑問がある場合は新しい方のデータを優先するなど適宜調整したものである。図表 4-4 から示唆されるのは以下の 6 点である。

第 1 に、ELV 回収・解体企業数（図表 4-4 中の F 行）は直近の 2013 年で 576 社であり、2009 年（497 社）から 1 割程度しか増えていない。「廃棄自動車回収企業総量規制方案」により新たな回収・解体ライセンス発行が制限されていることによるものと考えられる⁴⁸。

第 2 に、自動車の純増台数に比し、登録抹消台数がやや増加傾向にある（図表 4-4 中の O 行）。保有台数急増の裏側で登録減少が起きていることを意味し、「黄標車」と呼ばれる環境不適合車を市場から退出させようとする環境政策の効果であるとも考えられる。その受け皿となるべき ELV 回収・解体企業の実態がどれだけ追いついているか精査する必要がある。

第 3 に、従来から指摘されている（例えば、吉田 2008、Zhao and Chen 2011）、回収率の低さである（図表 4-4 中の P 行）。ここでいう回収率とは龍会長が用いている保有台数あたり回収台数を指すものである（より正確には廃棄率とした方が適切かもしれない）。保有台数がまったく変化なく ELV が確実に回収され、平均自動車寿命が 10 年であるならば回収率は 10%になる。中国物資再生協会は先進国の実際回収率を 5～7%と試算しているが（龍 2014b:14）、現実には 5 年間で、0.9%～1.6%に留まっている（図表 4-4）。保有台数が急拡大し、かつ日本より長く自動車を使用されることが想定される中国においては、日本より回収率が低くなることはある程度理解できる。しかし、正規に回収される ELV 台数が実態をどこまで表しているかについては、よく検討しなければならない。

第 4 に、自動車保有台数の急増と比例して登録抹消台数（図表 4-4 中の K 行）も増加はしているものの、実際に回収されている ELV（図表 4-4 中の L 行）は必ずしも右肩上がりではない。廃車の回収・解体ライセンスを保有しない企業やインフォーマルセクターへの ELV 流出などが考えられる。この傾向は正規回収率（図表 4-4 中の Q 行）にも表れている。この問題は次節で取り上げる。

第 5 に、企業 1 社当たりまたは従業員 1 人あたりの ELV 回収台数は増加傾向にある（図表 4-4 中の R 行、S 行）。2013 年を例にとれば、1 社当たり 1,436 台、従業員 1 人あたり 31.8 台を回収していることになり、いずれも効率性は向上しつつある。企業あたり従業員数（図表 4-4 中の T 行）が減少傾向であることもそれを裏付けている。

第 6 に、資源再利用の改善余地である。中国の資源再利用状況は図表 4-4 の下半分に示す水準にとどまっている。2013 年にかけて回収台数はわずかながら増えているにも係らず、同年の資源回収量が減少している背景には、現場の設備の問題などのほか、回収資源買い取り価格などの外部要因も考えられる⁴⁹。

⁴⁸ 中国では廃家電業界でも同様の規制がなされている。

⁴⁹ ちなみに日本の経験では処理が困難とされていた ASR のリサイクル進展により、ELV 全体のリサイクル率は、自動車リサイクル法（2005 年）制定前の 2000 年度の約 83%から、2013 年度には約 99%まで向上した（金澤 2014）。

3.3.2 中国の業界の問題点

3.3.2.1 インフォーマルセクターの現状と問題点

中国ではあらゆる分野にインフォーマルセクターが存在する。日本の自動車リサイクル業界では、インフォーマルセクターは存在したとしても統計上は無視しうるが、中国では無視しえない存在となっている。

また、インフォーマルセクターにも、全くのヤミ業者から、存在自体は合法のグレイゾーンに属する事業者まで存在する。前述のとおり、回収・解体のライセンスを取得している事業者は 576 社（2013 年）あるが、豊田通商（2011）の調査報告によれば、非ライセンス保有事業社が 2,000～3,000 社存在すると推定されている。ライセンス事業者であっても、抹消登録手続きのみを行い、非ライセンス保有事業社に解体実務を請け負わせているケースもある。こうした請負事業者は正式な営業許可証を保有しているので、存在自体は合法であり、形式上はライセンス事業者の支店扱いになっていることもあるという。

西山（2015）や Hu（2013）は、インフォーマルセクターが形成される要因を次のように分析している。第 1 に、ELV 回収・解体業者が 1 都市について 1 社のみに制限されていること（2.1 の最後の段落参照）、第 2 に禁止されている「5 大部品」の販売を行っているために正規事業者よりも高値で廃車を買取れること、第 3 にインフォーマルセクターに対する当局の取り締まりが不完全なことなどである。さらに、龍（2014b）は地域ごとに事情が異なることを断りつつ、廃車名目で回収される車両は全体の約半分にすぎないと推定し、「オーナーが車両を引き渡す際には、車両売却価格よりも公安交通管理部門への廃車手続き経費の方が高いため、届け出が不完全といった制度要因がある」と、その理由を分析している。

筆者が訪問した ELV 解体・回収や設備製造を行う天奇自動化工程股份有限公司（江蘇省無錫市）によれば、ELV のフォーマル：インフォーマル流通比率は概ね「1：3」と試算しており、正規回収率向上のためには、規制強化や回収補助金など政策要因がインセンティブになりえるということである（2014 年 12 月 26 日、同公司ヒアリング）。

このようにインフォーマルセクターは正規の解体業者の事業規模をしのぐ存在であり、その実態解明に取り組もうとするレポートも存在するが（例えば平岩 2011）、全体像を把握することは容易でない。そのため、本研究では統計が存在する正規の解体業者に限って分析を行うことを基本とする。それでも、正規の解体業者が抱えている問題点は、程度の差こそあれインフォーマルセクターも共通に抱えている問題であり、政府の規制が強化されれば、インフォーマルセクターがフォーマル化することも予想できるので、本研究から得られた知見は将来予測の一助になると考えられる。

3.3.2.2 ELV の回収・解体の非効率性

ELV 回収率の範囲は 0.9%～1.6%にとどまっており（図表 4-4 中の P 行）、龍（2014b）のいう先進諸国の水準である 5～7%に及ばない。インフォーマルセクターへの ELV 流出が深刻であり、多くが辺境地域に転売され、正規の回収・解体企業の発展阻害要因となっている。正規の解体業者も 1 企業当たりの規模が小さく、年間解体台数 500 台以下の零細企業が 60～70%を占め、重機やシュレッダー導入など機械化の遅れ、手作業による非効率さ、設備や工

具の欠如、などの諸問題が指摘されている（龍 2010）。その結果、環境汚染や道路交通の安全面に支障をきたしている。

3.3.2.3 部品リユース率の低さ

リユース可能部品の活用は生産高の 10%程度（2013 年度）にとどまっている。リビルド部品のリユースの解禁が近年ようやく検討が進みつつあることは既に述べたとおりである（例えば、2.1 後半の「廃棄自動車回収解体管理条例」に関する記述を参照）。

リユースが許可されていない「5 大部品」は、鉄鋼企業へ販売され、破碎処理されているが、リユースが認められたとしても、新車価格の安さゆえに却って割高になるとも考えられている。これに加えて、鉄鋼の過剰生産設備に起因する鉄鋼価格の低迷や、規制の緩さゆえのインフォーマルセクターの存在（それによる安全性への懸念など）が業界や市場に悪影響を及ぼしている。

すなわち、今後リユースが認められれば、鉄スクラップの販売を主たる生業とする ELV 解体産業の業態は大きく変化せざるを得ないが、排除し難いインフォーマルセクターの存在が ELV 回収・解体産業の安定した経営や、道路交通上の安全性をおびやかしかねない。こうした点から、インフォーマルセクターへの規制強化が急務といえる。

3.3.2.4 人材と安全管理意識の不足

多くの現場では技術レベルが依然として低い。技能訓練が不足し、専門技術人員の比率が低く臨時工が多い上に、安全や環境に対する意識も希薄である。1 台解体ごとの歩合給を支給している工場ともなればなおさらである。筆者が 2015 年 3 月に訪問した年間解体台数ベースで中国トップクラスの企業は、訪問時点で 100 名ほどが雇用されていたが、そのうちの 40 名の解体工は臨時雇いであり、教育訓練は受けさせていないという話であった。服装も普段着であり、安全帽も着用していなかった（図表 4-6）。残りの工員も多くは解体作業に従事するのではなく、市街地での廃車回収や買い取りを行っているということであった。

図表 4-6 解体台数ベースでは中国トップクラス企業の ELV 解体現場（一例）





(出所) 2015 年 3 月、筆者撮影。

3.3.2.5 税制上の阻害要因

廃棄物回収産業への減税支援策は 2011 年より廃止され、ELV 回収・解体企業も税の控除が一部受けられなくなった。17%の増値税（付加価値税）が販売額の 17%の販売営業税（売上税）に変更されたために税負担が増加し、業界の発展に影響を及ぼしている（龍 2014b）。

3.4 日本の自動車リサイクル産業

3.4.3 自動車解体業の概況の推定

リサイクル産業は日本標準産業分類では卸売業に分類され、産業小分類の 1 つである「再生資源卸売業」として集約されている。産業細分類では「空き容器卸売業」、「鉄スクラップ卸売業」、「非鉄金属スクラップ卸売業」、「古紙卸売業」、「その他再生資源卸売業」として取扱品目ごとに分類されている⁵⁰。

卸売業を対象とした統計調査には、全産業を対象とした事業所統計調査と卸売・小売業、飲食業を対象とした商業統計調査がある。ここでは、商業統計の調査結果に基づき、1966 年以降⁵¹の「鉄スクラップ卸売業」を自動車解体業とみなして動向を概観する。ただし、日本で発生する鉄スクラップの中で自動車部品は重量ベースで最大のシェアを占めてはいるが、その値は 25%程度にとどまっており、自動車解体業が鉄スクラップ卸売業を必ずしも代表するものではないため⁵²、絶対値でなく「比率」を用いた傾向観察にとどめて考察を進める。

⁵⁰ 経済産業省経済産業政策局調査統計部（2007）の定義によれば、鉄スクラップ卸売業とは、「主として鉄スクラップを集荷、選別して卸売する事業所」を指し、「解体を主とする廃車処理業」以外にも「鉄スクラップ問屋」や「鉄スクラップ集荷業」も包含されるが、これ以上の細分化はできない。また、部品取りを主とする自動車解体業も別分類として存在するが（産業細分類番号 5242）、データが存在するのが最近 3 回の調査（2002、07、14 年度）のみであったので、今回の分析対象には含めていない。鉄スクラップ加工処理業（産業細分類番号 2392）という細分類もあるが、主として他から受け入れた鉄スクラップを製鋼原料として電気炉、転炉に直接投入できるように加工処理を行う事業所を指しているため、ここでの対象からは除外した。

⁵¹ 商業統計は 1960～70 年代は隔年で実施されていた。その後、3 年に 1 回（70 年代後半～90 年代後半）、5 年に 1 回（90 年代後半～2000 年代前半）と徐々に間隔があき、直近の 2014 年は（2007 年以来）8 年ぶりに実施されたものである。本研究の対象年度は 66、68、70、72、74、76、79、82、85、88、91、94、97、2002、07、14 の 16 カ年であり、1972 年以降のデータであれば、経済産業省ウェブサイトで閲覧できる（<http://www.meti.go.jp/statistics/tyo/syogyo/>）。

⁵² 日本鉄源協会（2015）の調査によれば、日本の鉄スクラップ発生に占める自動車のシェアは、26%（1994 年度調査）、23.5%（2004 年度）、26.5%（2008 年度）、25.0%（2015 年度）と概ね 4 分の 1 程度を推移している。なお、その他の発生源は、電気機械（17.4%）、容器（11.8%）、家庭用事務機器（9.4%）、造船（9.3%）、産業機械（6.8%）、建設（4.1%）などである（いずれも 2014 年度調査結果より）。

3.4.4 日本の「鉄スクラップ卸売業」の概況

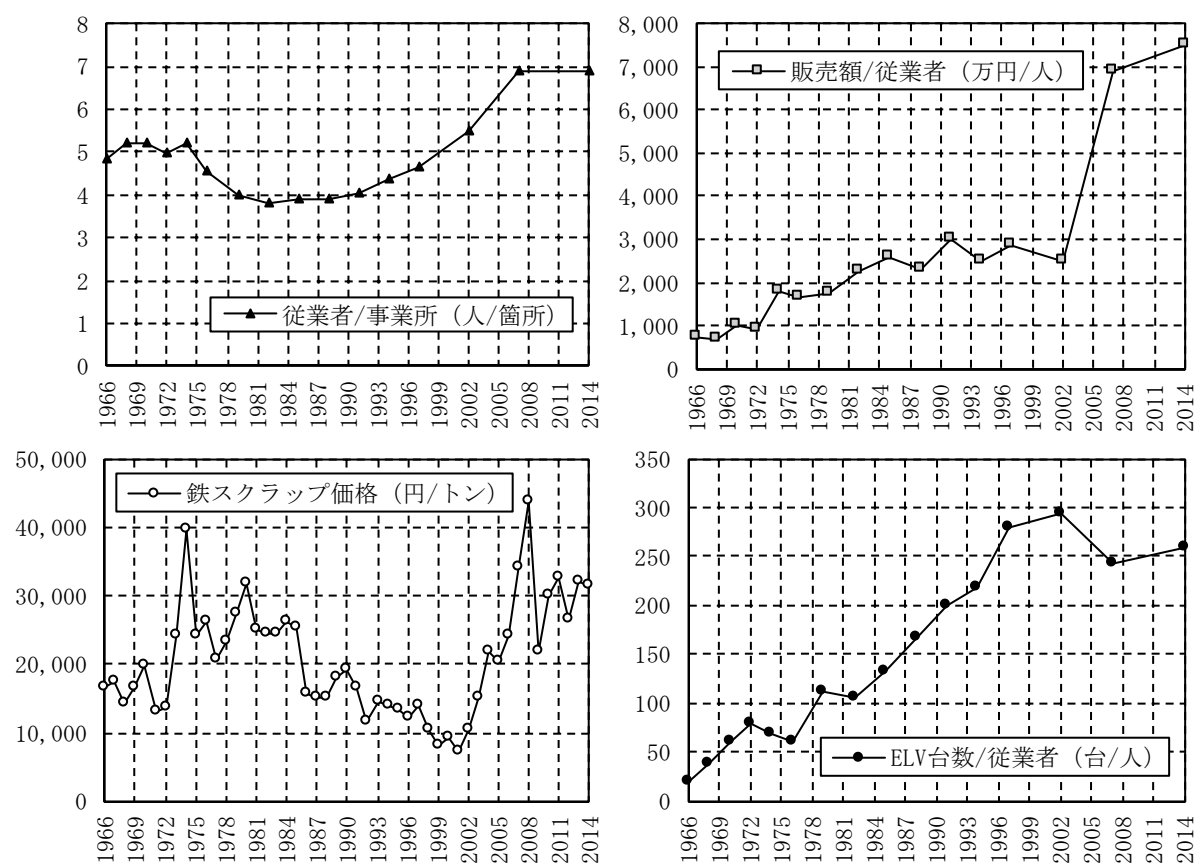
日本の鉄スクラップ卸売業をとりまく各種指標をまとめて図表 4-7 に示す。

1 事業所あたりの従業者は、2000 年までの 4～5 人から近年の 7 人近くへ増加傾向にあるものの、基本的には小規模・零細である。

従業者 1 人あたりの販売額は、1966 年の 722 万円から増加し、1991 年には 2,984 万円に達している。その後は横ばいで推移しているが、2007 年に 6,872 万円、2014 年には 7,518 万円へと急増している。主に鉄スクラップ価格の高騰によるものと考えられる。鉄スクラップ価格は年単位でみると 2001 年の 7,142 円/トンが最安値であったが、2008 年には 43,814 円/トンに高騰し、直後のリーマンショックから急落している。

ELV 台数を鉄スクラップ卸売業の従業者数で割った値は、1970 年代は 100 台以下で推移していたが、その後右肩上がりに上昇し、2002 年に 295 台でピークとなった。ELV 処理（または回収）台数がデータとして得られないため単純比較は困難であるが、約 3 倍に増加した ELV を処理するためには、相応の機械化や効率性の向上があったはずである。販売単価（従業者あたり販売額）の上昇がスクラップ価格の変化だけでは説明しきれないことから、効率向上も販売単価の上昇に寄与していると考えられる。

図表 4-7 日本の鉄スクラップ卸売業に関わる各種指標の経年変化（1966～2014 年）



(注) 鉄スクラップ価格のみ 1966 年から各年、それ以外は商業統計調査実施年のみ表示。なお、前出の図表 4-3 に示す、各年の従業者/事業所（左上）及び販売額/従業者（右上）は⑬、鉄スクラップ価格（左下）は⑭、ELV 台数/従業者（右下）は n 年の⑩- $\{n$ 年の⑨- $(n-1$ 年の⑨) $\}$ /⑬（分子はすなわち「3.1」で引用した阿部（2014）の推計式）を表す。

（出所）筆者作成。

3.5 日中の産業比較と考察

以上を踏まえて日中の産業現況を整理すると以下の3点を指摘することができる。

第1に、企業数は中国のELV回収・解体企業の500社に対して日本の鉄スクラップ卸売業は近年約3,000事業所(中国の回収拠点数でも2013年は2,400箇所)である。龍(2014a:295)によれば、中国のELV回収台数トップ50の企業数は全体の8.68%に過ぎないが、この50社だけで全国ELV回収台数の51.1%を回収している。1事業所(中国では回収拠点)あたりの自動車保有台数を比較しても、中国が57,000台(2013年)であるのに対し、日本は28,000台(2014年)であり、自動車の普及(保有)状況を考慮しても、中国の方がより集約的である可能性がある。

第2に、企業当たり従業員数は中国が日本の6.5倍程度である。どの業種でも、この指標は中国が日本を大きく上回っているが、自動車リサイクル産業では、特にライセンス制により地域ごとに限定された数の企業だけを育成しようという中国の産業政策が反映されたものと考えられる(日本企業が中国で本分野に参入するためにもライセンス保有企業への出資が前提となる)。

第3に、従業員当たりのELV回収台数(日本は発生台数)は、中国は31.8台/人(2013年)、日本は259台/人(2014年)である。比較に用いた日本の鉄スクラップ卸売業には、自動車解体業以外の従業員も含まれるため、ここに示した「見かけの比率台数」以上に、1人当たりの解体処理台数は多くなるはずである。さらに、日中の車重(鉄使用量)に大差がないこと、鉄スクラップ価格は同水準であること(4.2.1及び4.2.2で詳しく述べる)などから、日本の方が中国より労働生産性は高いといえそうである。中国はまだ機械・装備化の途上であり、労働集約的な産業であることがうかがえる⁵³。

4. 鉄スクラップ価格からみた収益構造分析

4.1 鉄スクラップに着目する理由

ここまで、中国の解体業者が、インフォーマルセクターとの競合、低い労働生産性、部品リユース率の低さ、人材や安全意識の不足など、ELVの急増が確実視される一方で多くの問題を抱えていることを、日本の事業者と比較しながら分析を行いつつ指摘した。以下では、さらに解体業者の収益性に着目して、その持続可能性を検討する。

中国において鉄スクラップは、ELVリサイクル産業における生産物として最も大きなウェイトを占める有価物である。「5大部品」のスクラップ化が義務付けられているのでなおさらである。龍(2014b)は、「中国のELV回収・解体企業の経営利潤の90%は鉄スクラップ材料の販売」と説明しており、生産高の構成比として図表4-8を紹介している。生産高に占める

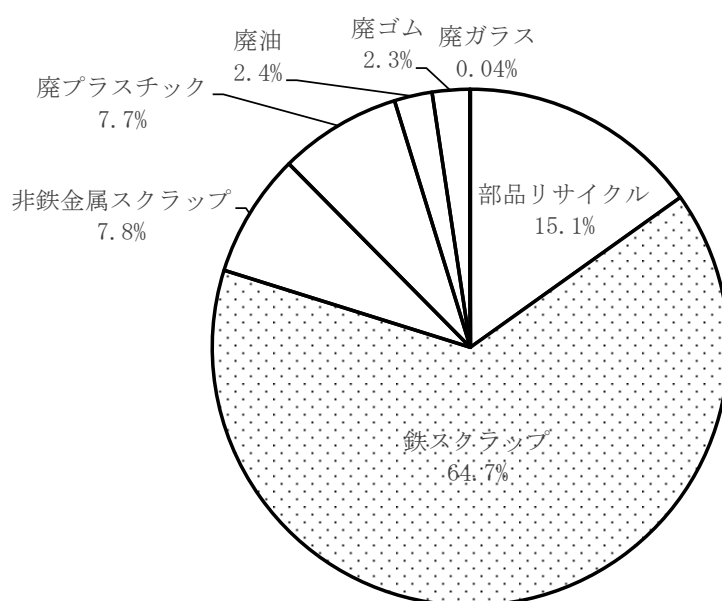
⁵³ 日本のELVリサイクル産業の労働生産性が必ずしも高いとはいえないことには留意する必要がある。日本ELVリサイクル機構によると、日本の同産業従業員数10人以下が73%、処理台数100台以下が56%という実態が、同機構が2006年12月に行った調査により明らかになった(日本ELVリサイクル機構(2009:3))。こうした背景から、本来、日中比較をする場合は同規模企業間のデータを使用すべきであるが、日中両国データ収集上の制約により、本研究はマクロ的傾向分析に留めざるを得なかった。

鉄スクラップの比率は 2013 年時点で 64.7%となっており、高い依存度がうかがえる。

日本の産業発展の経緯について、外川（2001）は「黎明期の自動車解体業の主たるビジネスは、解体によって取り外された部品の販売であったが、戦後は電気炉の発達により、鉄スクラップビジネスのウェイトが高くなった。というのも鉄資源の乏しい日本にとって廃車は貴重な資源だったのである。しかし、近年の鉄スクラップ相場下落が原因で、自動車解体業者は再び中古部品の取り出しとその流通を主たるビジネスとするようになり（後略）」と述べており、以前は日本も鉄スクラップに依存していたことがうかがえる。

そこで、鉄スクラップ価格に着目して、日中の自動車リサイクル産業の収益構造を比較してみたい。

図表 4-8 中国における ELV 解体材料の生産高構成比（2013 年）



（出所）龍（2014b）。

4.2 分析データ：日中の鉄鋼及び鉄スクラップ価格の経年変化と関係

鉄スクラップは鉄鋼より安価でなければビジネスが成立しない。はじめに分析の前提となる、日中両国の鉄鋼（異形棒鋼⁵⁴で代替）と鉄スクラップのそれぞれ価格を時系列で整理する。

4.2.1 鉄鋼（異形棒鋼）と鉄スクラップの価格

図表 4-9 に、日中それぞれの異形棒鋼と鉄スクラップの価格推移を示す。

中国は鉄スクラップ価格を古い過去にまで遡及して公開してはいないため、ここでは 2010 年以降の約 5 年間の月次データを示す。異形棒鋼は 3,500～5,000 元/トン、鉄スクラップは 2,000～3,500 元/トンの価格帯を概ね右肩下がりに推移している。

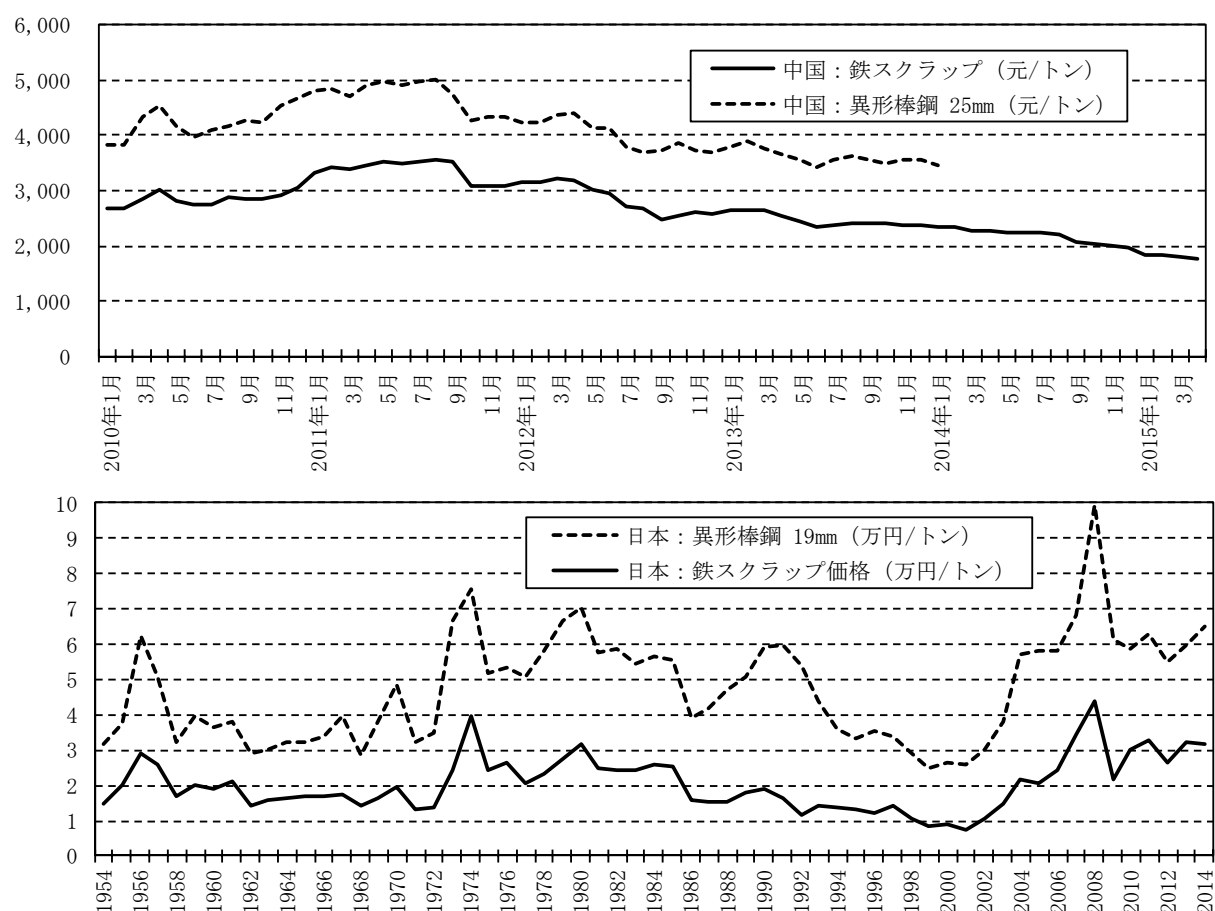
一方、日本では 1954～2014 年の 60 年間の長期でデータが得られている。異形棒鋼の市況は、99,396 円/トン（2008 年）、24,646 円/トン（1999 年）を最安値として推移して

⁵⁴ 主に鉄筋コンクリート芯材などに用いられる丸棒。

いる。

ここでは物価変動のデフレート調整を省略しているが、両国ともに一定の価格差を維持して推移している。このことは、自動車リサイクル業界が、鉄スクラップの販売というビジネス（業界の自己努力）だけでは、高付加価値を生み出すことができないという構造的限界があることを意味している。

図表 4-9 日中それぞれの異形棒鋼と鉄スクラップ価格の関係



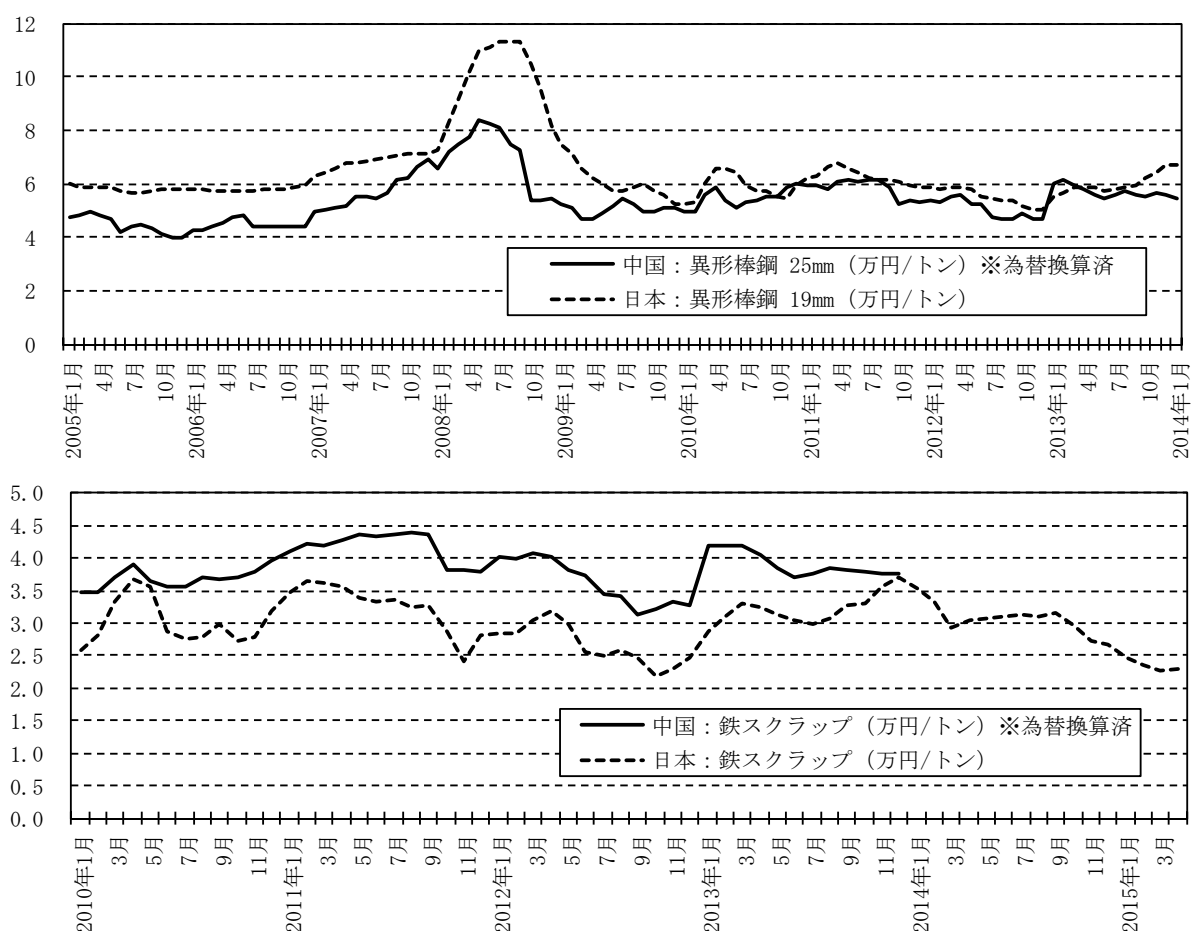
(注) 可能な限り長期トレンドを示すため、中国は 2010 年以降の月次データ、日本は 1954 年以降の年次データをそれぞれプロットしている。

(出所) 前出の図表 4-3 に示す、⑤、⑥（中国）、⑪、⑫（日本）より筆者作成。

4.2.2 日中の価格水準の比較

鉄は国際商品であり、鉄鋼価格は国際間でほぼ連動しているものと考えられる。図表 4-10 では日中間の鉄鋼価格を対比している。中国の価格は各年平均の為替レートを乗じて日本円に調整している。中国にあわせて日本も月次データを用いている。异形棒鋼は、規格が 19mm と 25mm という違いはあるものの、日中はほぼ同水準で推移していることが確認できる。また、鉄スクラップも日中でほぼ同水準で推移している。日中両国の鉄スクラップは、それぞれの国内資源であるが、その価格は国際的な鉄鋼価格を介して、連動しているといえよう。

図表 4-10 異形棒鋼及び鉄スクラップそれぞれの日中価格の関係



(注) 中国の月次データに合わせて日本も月次データをプロットしている。日本の異形棒鋼は図表 4-9 の年平均に均す前の元データ、鉄スクラップは月次データをプロットするため図表 4-9 とは出所が異なるデータを用いている（詳細は図表 4-3 で説明している）。
(出所) 前出の図表 4-3 に示す、⑤、⑥（中国）、⑪、⑫（日本）より筆者作成。

4.3 分析フレームと仮説

中国で労働生産性が低いまま人件費の高騰が続けば、自動車リサイクル産業の存続は容易ではない。以下にその理由を示す。

まず、自動車リサイクル産業の経営価格レンジは図表 4-11 の「x」で示される。レンジの上限はスクラップ価格であり、常に鉄鋼価格より低くなければならないという圧力を受け続けている。下限は、ELV の買い入れ価格であり、ELV 取引が有償であることを前提とするならば、マイナスの価格をとることはない。自動車リサイクル産業が鉄スクラップの売却を主たる収益源とするのであれば、このレンジの範囲内で従業員を雇用し、賃金を支払い、ASR 等の副産物を適切に処理し、利潤を確保しなければならない。

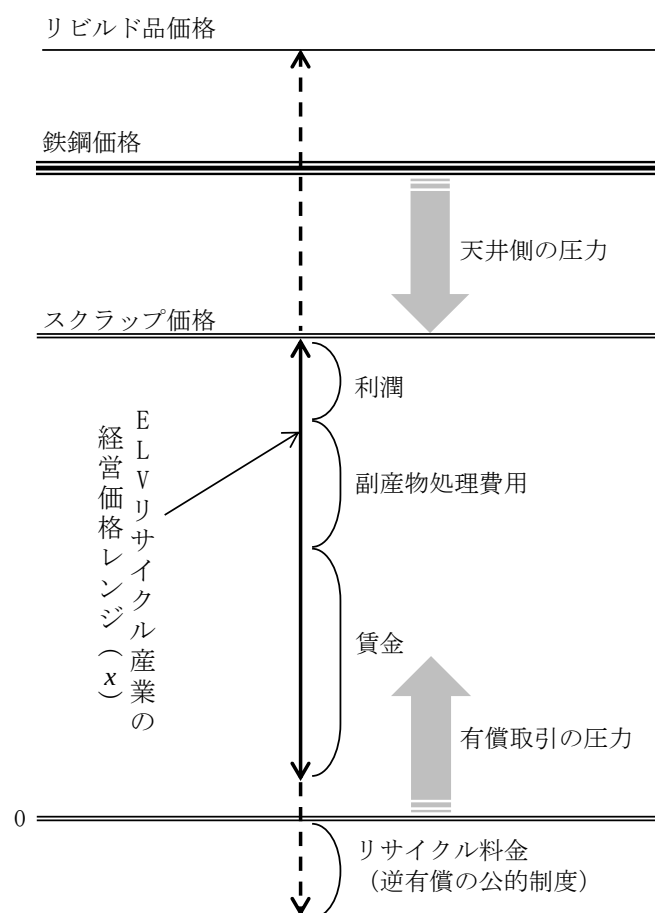
もちろん、リビルド品の販売（リユース）が許可され、鉄スクラップより高値で販売できれば、天井側の制約を突破できる。また、底辺側では、有償取引の圧力をリサイクル政策（日本の自動車リサイクル料システムなど）の実施で突破できる可能性もある。しかし、中国ではこれまで述べてきた通り、天井側、底辺側いずれにおいても、そのようにはなっていない。

前出の図表 4-10 にみられるように、中国の場合は、鉄スクラップ価格は国際価格と連動

し、経済状況から勘案すれば割高となっているため、価格レンジ「x」は比較的広いものと考えられる。実際に異形棒鋼は日本の価格水準の方が高いにも関わらず、鉄スクラップは中国の方が高い。したがって、その広いはずの価格レンジに占める賃金や副産物処理費用などのシェアがどの程度であるかが本分析の関心である。新常態の下で、今後の経済発展の持続によって賃金水準が上昇し続けるであろう。ASR 等の処理費用も今後の経済発展や環境規制の高まりによって上昇していくものと想定される。こうした仮説の下で日中の賃金割合の比較を通じて日中の収益構造分析を試みる。

なお、4.1 で外川（2001）を引用したとおり、現在日本では収益は鉄スクラップ販売から解体部品の販売に移行しつつあることから⁵⁵、部品リサイクルが進めば、本分析の前提は変わってくる。ただし、分析の主眼はあくまでも中国であり、日本の分析は鉄スクラップが収益の大半を占めていた過去の状況であることを断っておく。

図表 4-11 分析フレーム：自動車リサイクル産業の収益レンジ



（出所）筆者作成。

⁵⁵ 筆者が訪問した複数の日本の自動車リサイクル会社は、「売れる部品を徹底的に取り外して売る」のがビジネスの基本姿勢である。多数の外国人バイヤーが常に訪れ、自国で転売できそうな部品を仕入れて行く。日本ではまったく売れないガソリタンクのキャップも、ガソリンが抜き取られるという盗難が頻発するアフリカでは良い値で売れるという。また、リビルド部品の海外販売を積極的に展開している金沢市の会宝産業はテレビドキュメンタリーでも取り上げられ、注目を集めている。こうした日本における成功企業の収益構造を詳細に分析し、日中比較を行うことも重要であり、今後の課題としたい。

4.4 分析方法

ELV リサイクル業を含む静脈産業全般の特徴は、小規模・零細で、かつ労働集約的な産業であるということである（松本ほか 1994）。賃金の相違が前提にあるため、中国の方が、収益率が高い可能性も想定される。実際上は、賃金以外（図表 4-11 中の利潤、副産物処理費用等）のコスト情報を入手することは困難であるため、ここでは「販売価格に占める賃金割合」を算定し、日中で比較する。

中国のデータは、「製造業の賃金（図表 4-3 に示す⑦）」に、「従業員数（図表 4-4 に示す G 行）」を乗じた「（各年次における）業界全体の賃金総額」を「解体生産高の再生材料合計額（図表 4-4 の下から 3 段目）」で除すことで、それを「年間販売額に占める賃金（人件費）の割合」として推計する⁵⁶。なお、これらのデータが入手可能なのは 2010～2013 年の 4 カ年のみである。

日本のデータも、各年「製造業の賃金（図表 4-3 に示す⑭）」と、「商業統計」が公表されている 16 カ年（脚注 51 参照）における鉄スクラップ卸売業の「従業者数（図表 4-3 に示す⑬）」、「年間商品販売額（図表 4-3 に示す⑬）」に読み替えることで、同様のスキームでの推計が可能である。

4.5 分析結果

以上の実データ及び分析結果を図表 4-12 に整理する。ここから販売額に占める賃金（人件費）割合の推移をグラフ化したものが図表 4-13 である。ここから次の 2 点が読み取れる。

第 1 に、中国の再生資源解体生産高に占める賃金割合の近年のトレンドはばらつき・変動が大きいものの 10%前後であること。

第 2 に、日本の鉄スクラップ卸売業の年間販売額に占める賃金割合の長期トレンドは、1970 年代から 1980 年代にかけておおむね 10%前後をほぼ安定的に推移していること。

すなわち、分析対象期間では両国の賃金割合はほぼ同程度とみることができ、中国の 1 人当たり賃金が日本の 6 分の 1 程度であることを踏まえると、同じ販売額を得るために、中国の自動車リサイクル産業は、日本の 6 倍の労働力を投入している可能性が示唆される。

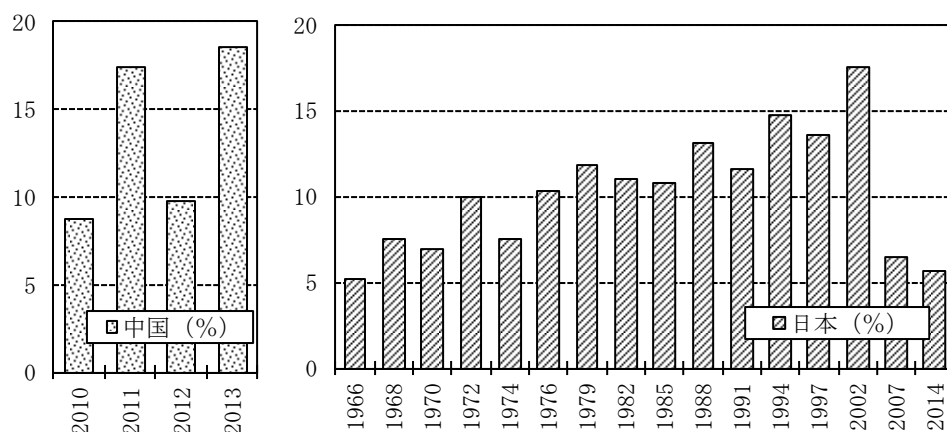
⁵⁶ 「解体生産高の再生材料合計額」に占める鉄スクラップ割合は、62.5%（2010 年）、57.8%（2011 年）、70.4%（2012 年）、64.5%（2013 年）であり、こうした年度ごとのばらつきから、本研究が分析の基準を鉄スクラップに求めることに問題がないわけではない。しかし、鉄スクラップ市価の変動にはやむを得ない側面があること、また、図 4 にも示している通り、現状中国の自動車リサイクル業界における生産高に占める割合が最も大きい生産物は圧倒的に鉄スクラップであることも事実である。

図表 4-12 分析データと結果

<中国>					<日本>				
年度	製造業賃金	従業員数	再生材料解体生産高	賃金(人件費)割合	年度	製造業賃金	従業者数	販売額	賃金(人件費)割合
単位	元/人	人	億元	%	単位	千円	人	百万円	%
2010	30,916	30,000	106.43	8.7	1966	376	27,187	196,337	5.2
2011	36,665	26,257	55.36	17.4	1968	502	25,096	167,420	7.5
2012	41,650	25,799	110.24	9.7	1970	692	28,215	281,013	6.9
2013	46,431	26,025	65.08	18.6	1972	894	23,383	210,025	10.0
					1974	1,367	30,478	552,318	7.5
					1976	1,693	34,661	567,183	10.3
					1979	2,096	27,283	482,824	11.8
					1982	2,485	33,744	763,516	11.0
					1985	2,792	29,699	765,792	10.8
					1988	3,011	24,817	568,073	13.2
					1991	3,444	26,596	793,614	11.5
					1994	3,642	21,935	541,598	14.8
					1997	3,875	19,791	566,596	13.5
					2002	4,380	17,674	442,224	17.5
					2007	4,476	22,600	1,553,113	6.5
					2014	4,260	19,244	1,446,778	5.7

(出所) 筆者作成。

図表 4-13 販売額に占める賃金(人件費)割合の推移



(注) 図表 4-12 をグラフ化したもの。

(出所) 筆者作成。

5. まとめ

本研究は、中国における自動車リサイクル産業が抱える問題点を、政策やマクロデータなどを日本の経験と比較することで明らかにした。さらに、主たる生産物である鉄スクラップに着目して正規の事業者の収益構造分析を行い、中国では図表 4-11 に示す経営価格レンジ「x」が日本と同程度の賃金レベルで維持されている実態を示した。ただし、労働生産性は低く、それを労働者の低賃金でカバーしているのが現状であると考えられる。

賃金が上昇する中で、中国が ELV リサイクルビジネスを今後も持続的に成立させていくためには、人材の育成と技術の普及を図ることで回収・処理の効率を高め、同時に部品のリサイクル率を向上させて「x」のレンジ内で経営を成立するように構造改善を図るか、「x」のレンジを広げていくことが必要である。「x」レンジに占める賃金の割合を今以上に拡大させないことが不可欠であり、「x」レンジが縮小しても、それに見合うコスト構造を確立させなければならない。

鉄スクラップの売却収益の依存度を下げることが必要である。そのためには、禁止されている「5 大部品」のリユース解禁が不可欠である。さらには「x」のレンジ下限を下げる方策として、日本が導入している自動車リサイクル料金制度のような、メーカーサイドやユーザーサイドの費用負担が考えられる。

「x」レンジが小さければ経営の自由度は小さく、現状ではスクラップの低コスト生産に頼らざるを得ない。リビルド品が解禁されることで収入源が多様化され、リサイクル料金等の公的逆有償制度などの導入によって「x」レンジが下方に拡大すれば、経営の安定化も可能となる。その意味では、本研究でレビューした日本の経験は中国にとっても有益ものになるであろう。さらには、丁寧な解体による高品質なリビルド品の生産や、将来的に出現するかもしれないビンテージカー市場への対応、一方で、大量解体による低コストスクラップ生産などにもビジネスとしての可能性が展望できる。

加えて、大きな課題となっているのが、インフォーマルセクターの存在である。正規の事業者から作業の委託を受けているグレイゾーンの業者から全くのヤミ業者まで中国全国に展開していると推察されるインフォーマルセクターの処理量は正規の解体事業者を大きく上回っていると考えられる。インフォーマルセクターを正規化して、適正な環境対策を実施させることが、今後急増する ELV 対策のみならず、処理の過程で生じる環境負荷を低減するためには不可欠である。しかし、その実態は不明であり、その解明を急がなければならない。

ELV リサイクルを起源とした鉄スクラップに代表される再生資源の統計は、中国物資再生協会により近年ようやく公開が始まったばかりである。本研究で対象とできたのは 2010 年から 2013 年までの 4 年間に過ぎず、長期トレンドの把握まではできていない。このようなデータ制約は本分析の限界でもあり、今後、新たに過去のデータが開示されれば、日中で異なるトレンドが得られる可能性もある。今後の中国の自動車リサイクル産業の発展を考えるうえでも、データ公表の充実化、定義の明確化などが望まれる。

第5章 結論：中国・環境問題の政策的含意

中国が直面する大気汚染、水汚染、自動車リサイクルといった主要な環境問題にフォーカスを当て、現状を認識するとともに、問題の所在を整理した。各分野で得られる限定的なデータを最大限活用しつつ、傾向観察と統計解析への活用（大気汚染）、環境政策の実効性評価（水汚染）、あるいは産業の収益構造（自動車リサイクル）といった分析を展開した。

本研究が冒頭（第1章第1節）で引用した『OECD・中国環境パフォーマンスレビュー』における勧告と、レビューから10年あまりが経過した現在の中国における環境政策・制度、本研究の成果を図表5-1に一覧しつつ、最後のまとめとして、結論と今後の短期的・中長期的課題を整理してみたい。

1. 環境政策の進捗

環境管理については、OECDの「勧告」どおり、国家環境保護総局（SEPA）は環境保護部に格上げされ、環境監督に対する権限が強化されるとともに管理能力の向上が図られた。また、地方指導者の説明責任の強化や認可制度の強化、法執行能力の強化などは第13次5か年計画（第44章：環境総合対策の度合い引き上げ—第5節：環境管理基礎制度の改革）において、「地方政府の環境責任を確実に実行し、環境保護監察巡視を展開し、環境質目標責任制と評価審査の仕組みを構築する」と言及され、環境に対する責任が明確化され、環境政策の実効性がより注視される基礎が築かれた。また、経済的手法やそれらのインセンティブ機能の利用を拡大するべきとの勧告に対して、本研究でも污水排出課徴金の効果は一定の成果を挙げている可能性を確認した。

大気質については、運輸部門における取組強化が勧告されていたが、第13次5か年計画（第43章：資源の節約・集中利用—第1節：省エネルギーの全面的推進）にて「交通運輸分野など省エネを全面的に推進」しているところである。また、こうした一連の大気改善努力の成果として、図表2-7で示した通り、SO₂、NO₂といった代表的な大気汚染物質については一定程度の改善傾向がうかがえるに至っている。

水質については、「統合的な河川流域管理アプローチを強化・拡充」が勧告されていたところ、図表1-8で示したとおり、特に河川においてはマクロ的には水質改善が進んでおり、残る課題として、都市部の下水といったミクロ的（局所的）な水質についても監督管理を強化していく必要がある。

廃棄物については、「循環経済への移行促進」が勧告されていたところ、本研究が特に着目した自動車リサイクル分野については、こうした勧告の影響を強く受け、例えば、第13次5か年計画（第43章：資源の節約・集中利用—第5節：循環型経済の強力な発展）においても、先進国の廃棄物アプローチに準じた政策実施の方向性にある。

以上の通り、中国の環境管理、環境政策はOECDの勧告に対しても着実に実施される方向性にあり、勧告からちょうど10年が経過し、本研究は「これまでの10年」をレビューしたが、

次は、これからの環境パフォーマンスを計測するうえで、中国に何が必要であるかという視点に関心は移っていくだろう。

2. 大気汚染

大気汚染問題の深刻化に伴い、政府が API や AQI といった指数を市民に向けて情報公開に本腰を入れ始めたことと相まって、汚染の実態が容易に把握できるようになった反面、公害対策の評価としては、指数などの二次加工された指標よりも、汚染物質別の濃度を観測・表示することが望ましいという結論に至った（第2章第1節）。さらに、公開されている社会経済データや気象データをもとにして大気汚染の要因解明を試みた。自動車排ガスや越境汚染などが一因であるという示唆は得られたものの、統計的に安定した説明力を伴って因果関係を説明するモデルの構築までには至らなかった（第2章第2節）。

OECD の勧告に対しては、「効果的な大気環境管理に必要な監視データの一層の質的改善を図るとともに、監視データの範囲を拡大」が勧告されていたところ、API/AQI など公開指標の充実化、ビッグデータ化、（閾値ごとの色分けなどの工夫などの）可視化により、市民の環境問題認識性は格段に向上した。この API/AQI に着眼した本研究は、大気汚染のマクロ的な実態分析で有用性を確認し（第2章第1節）、さらに汚染発生源の究明などの確な政策実施に向けた基礎的提言を行うことができたことが成果である。

今後の課題として、短期的にはモデルの精緻化が挙げられる。そのためには、統計分析の変数などに使用したデータを毎次の発表の都度フォローし、分析をリピートないし改善を続けることで、モデルの安定性をさらに向上させることが可能となる。また、応用的分析アイデアとして、統計モデルのほかにも、地理情報システム（GIS）など異なる分野の分析ツールで空間分布などの実態をレビューすることで、より厚みと説明力を伴った問題提起ができるものと期待される。一方、中長期的には、データ収集範囲の拡大が挙げられる。解析を行うためには PM_{2.5} の成分分析結果や詳細な気象データや社会経済データが不可欠であり、その可否は中国政府の情報公開にかかっている。こと中国の統計については、ある年度からカバリッジや定義そのものが予告なく突然変更されることにも注意が要する。公表データの種類は年々充実化の傾向にあることから、年度ごとのみならず、月次データなどの細分化されたデータ公開が望まれる。

3. 水汚染

先行研究の多数派が指摘してきた排污費に対する懐疑的な政策効果に対して、排污費の汚染削減インセンティブの定量分析を通じて政策実施の実効性を実証した。分析に際しては、大幅な制度変更の前後に分析時期を分割し、それぞれに異なるアプローチを提示した。制度変更前については、環境経済学の理論に依拠した汚水の限界削減費用曲線の導出というオリジナルな手法を用い、排污費の徴収実績と限界削減費用の高低を比較することによって、岡（1997）や松野・植田（1997）など有力な先行研究が提案した分析フレームを再現し、一定

の汚水削減インセンティブを寄与している実態を可視化した（第3章第1節）。

制度変更後の排污費については、中国の地域間格差に着目した研究の先駆けといえる Wang and Wheeler（1996）の分析モデルを踏襲し、最新データでの追試を試みた結果、支払うべき排污費を収めている地域では、汚染排出原単位が低減している実態を、「統計的に有意な負の相関関係」という統計的分析結果を提示することによって浮き彫りにした（第3章第2節）。こうした分析の積み重ねにより、通説へのアンチテーゼともいえる、排污費への一定の有効作用と汚染削減インセンティブの寄与度を示すことができた。

OECD の勧告を振り返れば、水質に対しては、「下水処理設備への投資と管理努力の増強」、「処理施設の操業効率改善」、「汚染賦課金の引き上げ」など広範かつ多様な勧告がなされていたことを踏まえ、本分析モデルは下水処理施設の管理や処理施設の改善などの変数をモデルに組み込み、課徴金の汚水削減インセンティブ効果を明らかにすることができた（第3章第1節）。また、排污費の実効性が確認でき、本施策が OECD 勧告の「持続可能な水使用をさらに奨励」することに貢献していることを明らかにした。

今後の課題は、中・長期に亘る処理主体の設備や技術状況までも説明できるモデルの開発が挙げられる。汚水処理施設投資などに関わる新規建設や改築・改造などの詳細な内訳、さらには設備投資に係る投資額、実際の処理能力の増強との関係などを表すデータ公開が求められる。短期的には、こうした欠落したデータ類の適切な推計方法などを検討し、こうしたデータを組み込んだ追試により、モデルを拡充していくことも1つのアイデアだろう。さらには、本研究は地域別のマクロデータを用いているが、工場ごとのケーススタディなど、ミクロ分析の積み重ねも有益であると考えられる。

4. 自動車リサイクル

近年のモータリゼーションに伴い増加しつつある使用済み自動車（ELV）に対して、初めに政府が施す政策がこれをどのように対策を施してきたのかを制度史的にサーベイした。さらに分析では、鉄スクラップに着目して業界の収益構造を日本の歩んだ経験も参照しつつ比較考察を進め、自動車リサイクル業界全体が収益を維持していくための方途を示すとともに、現状禁止されている主要部品のリビルド解禁が今後の持続的な収益確保に重要であるという政策提言を行った。

OECD 勧告に対し、廃棄物全般においては、発生抑制、再使用、再生利用など日本でいう 3R に近い勧告がなされていたところ、これらは自動車リサイクルにも当てはまる。すなわち、ELV の発生抑制（自動車の高寿命化）、リビルドパーツの再使用、鉄スクラップのリサイクルなどそのまま適用できる勧告であり、これらの実態を明らかにすることができた。

今後の課題として、短期的には近年待望されている「廃棄自動車回収解体管理条例」の正式公布を踏まえ、自動車リサイクル業界がどのような変化がみられるかをサーベイすることが挙げられるが、本稿執筆時点（2016 年 12 月）から時間が経過してもパブリックコメント募集から政策公布に至ってはいない。長期的には、第4章で再三指摘した、「インフォーマルセクター」の実態解明も不可欠である。これらも、法整備が進展し、規制が強化されるに伴

い、徐々に収束していく問題であると推察されるが、解決への道のりは容易ではないだろう。これらのデータ制約のなかから、日本の経験を照会しつつ、今後の産業発展や、自動車リサイクル問題の解決に向けた方途を探ることができたことが、本研究の成果である。

5. 中国における環境問題の政策的含意

冒頭で述べたとおり、本研究は全体を通じて、統計データに収集上の制約があっても、適切に活用することで、一定の傾向観察や、環境政策の実効性評価は可能であるという前提に立って分析を行い、以上の考察結果として、3 分野における環境問題の実態と、今後の環境改善に向けた環境政策のあり方などの、政策提言につなげることができた。また、3 分野におけるケーススタディの積み重ねを、10 年が経過した OECD の勧告と対比して、中国の環境問題の現在のポジションを確認し、中央や地方の環境行政に政策効果などの濃淡はあれ、顕在化する各イシューに対しては一定の進展がみられること、そして今後の政策立案面の課題や到達点などを検討することができた。

奇しくも、2016 年は、中国最大の環境政策ともいえる第 13 次五カ年計画が公布された初年度という節目である。中国は、3 分野の汚染排出削減の野心的目標に向けて既に動き始めている。これは、中国政府の立場や汚染者にとってはチャレンジであるが、同時に、我が国にとっては、ビジネス機会でもある。政府開発援助が終了した今、日中協力はビジネスベースでの協力にシフトしており、「環境問題のデパート」という不名誉が、「課題解決先進国」として、それが日中相互互惠より解決していくことができれば、本研究が提示した各種分析が 1 つの試みとして多少なり貢献できるものと期待している。

図表 5-1 OECD 環境パフォーマンスレビューの勧告と本研究の成果一覧

	OECD・中国環境パフォーマンスレビュー（2007年）による「勧告」	現在の対策と本研究の成果(◎)
環境管理	製品や工業／エネルギー施設に対する環境法規制の全国的実施；環境保護局（EPB）の執行機能の独立などを通じ、全国で監視、立入検査、法施行能力を強化	第13次5カ年計画（第44章：環境総合対策）で言及
	国家環境保護総局（SEPA）の省への格上げ検討；地方政府のEPBに対するSEPAの監督能力強化	2008年3月にSEPAから環境保護部に格上げ
	地方指導者の上位政府と地元住民に対する環境パフォーマンスに関する説明責任を強化する取組を継続	第13次5カ年計画（第44章：環境総合対策）で言及
	一体的な認可制度を強化し、汚染防止のより中心的な手段に；土地利用計画・規制やその他の関連の計画・規制での環境保護の実施を強化	第13次5カ年計画（第46章：気候変動対応）で言及
	社会的要因を考慮しつつ、汚染課徴金、利用者課徴金、排出権取引その他の経済的手法やそれらのインセンティブ機能の利用を拡大	本研究（第3章第1～2節）で課徴金制度を評価 ◎
大気質	全部門でエネルギー集約度の改善目標をより野心的なエネルギー効率目標へと転換；目標達成のため、価格政策、需要管理、よりクリーンな技術導入、エネルギー効率の高いビル、家、電気器具など、様々な手段を利用	第13次5カ年計画（第46章：気候変動対応）で言及
	よりクリーンな燃料（よりクリーンな石炭技術、洗炭、排煙脱硫など）、よりクリーンな自動車用燃料、よりクリーンな自動車の導入を推進	本研究（第1章第2節）でレ ◎
	すでに採用されている大気環境基準を達成できる、より野心的な排出ガス削減目標を実施；VOCや有害物質を含む、より広範な大気汚染物質を管理	◎
	効果的な大気環境管理に必要な監視データの一層の質的改善を図るとともに、監視データの範囲を拡大（発生源、汚染物質など）	
	運輸部門の環境外部性を認識するとともに、民間及び公的交通手段の統合的アプローチを採用した国家交通戦略を策定・実施；持続可能な交通システムの開発に向けた制度的枠組みを整備；様々な規制や経済的手段（税金など）を利用して交通に関して合理的な判断を促すインセンティブを市民に付与	◎
水質	都市部の公共交通を強化するとともに、都市部におけるよりクリーンな交通手段（自転車など）の利用を奨励する措置を実施	第13次5カ年計画（第43章：資源節約利用）で言及
	中国の（健康と水質環境基準に関する）長期目標を達成するため、都市部の給水と下水処理設備（新都市開発プロジェクト向けなど）への投資と管理努力を増強；利用者料金と（操業・投資費の）コスト回収を引き上げ；処理施設の操業効率を改善；水道事業者と地方当局の責任を明確に分別	第13次5カ年計画（第34章：調和した都市計画）で言及
	産業の水質汚濁防止と水使用効率を改善する取組を継続；汚染賦課金と水使用料金を引き上げ；処理施設の効率的な管理を確保；最低流量と河川水質の目標を維持しつつ、取水・排水認可と総量負荷計画を連動	◎
		本研究（第3章第1～2節）で課徴金制度を評価

(続き)

	OECD環境パフォーマンスレビュー（2007年）の「勧告」	現在の対策と本研究の成果(◎)
水質	農業の水質汚濁防止と水使用効率を改善するとともに、灌漑用水提供費の回収にあたる水使用者組合を設立する取組を継続；地下水使用料金の監視と徴収の改善；地下水層の過剰開発に歯止めをかける措置を実施；帯水層、河川、湖沼への農業排水流入を防止（河川や湖沼に沿った緩衝地帯、家畜糞尿処理、農薬・肥料類の効率的な利用など）；肥料補助金を段階的に廃止 水資源と水質管理を改善するとともに、より効率的に環境関連サービスを提供するため、統合的な河川流域管理アプローチを強化・拡充（洪水と旱魃の予防、土壌と水の保全、生物多様性の保護、レクリエーションやツーリズムへの支援など）；水界生態系の保護に重点的に取り組む（河川や湖沼の土手の再生、湿地帯の保護など）；利害関係者の参加を促進（経済部門の代表、環境NGO、専門家、行政など） 持続可能な水使用をさらに奨励する：①水質問題と水投資の組織的統合（国その他の関連政府レベルなどで）；②貧困層や西部の特別なニーズに配慮しつつ、水道コスト全額負担への移行の一層の進展を含む市場ベースの統合；③水法と土地所有制度改革の文脈の中で、取水・配水・使用権を明確化し、保証 国内目標と国際公約（ミレニアム宣言や持続可能な開発に関する世界首脳会議など）を達成するため、農村人口への安全な水と下水設備の提供に努力；社会的要因を考慮しつつ、メーターの設置と使用料金の回収を継続	◎ 本研究（第1章第3節）でいくつかの勧告に対応する項目をレビュー
廃棄物	廃棄物の発生抑制、再使用、再生利用とそれぞれの目標に重点を置き、循環経済への移行を促進；省（自治区・直轄市）・地方政府に対し、廃棄物ヒエラルヒーの要素をカバーする包括的な廃棄物管理計画（都市廃棄物、産業廃棄物、危険廃棄物の各発生量と処理量の正確な検証を含む）の採択と実施を義務付け 農村地域を含め、処理施設の建設と廃棄物収集・再使用・再生利用制度（家庭廃棄物の分別収集など）の確立により、廃棄物処理能力の拡大を加速 廃棄物の発生源（家庭、大企業、中小企業など）、種類別に施行計画を策定 異なる種類の廃棄物の管理責任配分を簡素化；廃棄物処理施設の効率操作と基準遵守を確保；廃棄物管理のための実行可能な規制と政策手段をさらに整備；廃棄物データーの収集を改善し、国・省（自治区・直轄市）レベルの廃棄物管理政策の実効性評価ツールを開発 官民の財源を組み合わせた資金調達メカニズムを確立するとともに、低開発地域ではより果敢に廃棄物処理サービス費を請求する制度へと移行；廃棄物料金の徴収率を高め、料金レベルを循環経済の実現という政府目標と整合する水準に向上 廃棄物管理計画の一環として、非正規部門（無許可業者）に対し、よりよい衛生・環境条件の下で収集や再生利用を続けるための装置、組織的援助、訓練を提供 廃棄物管理と効率的な資源利用に関する国民、中小企業、産業界の意識を向上	◎ 本研究（第1章第2節）で廃棄物全般政策をレビューしたほか、第4章で自動車リサイクルについて深掘り

(出所) OECD（2007）の分野別勧告内容抜粋に筆者が適宜加筆して筆者作成。

参考文献

- アジア水環境パートナーシップ (2015)『アジア水環境管理アウトルック』, 環境省・地球環境戦略研究機関 (http://wepa-db.net/jp/activities_201504outlook2015.htm) .
- 阿部新 (2015)「現在の新興国・途上国は日本のいつに相当するか」,『月刊自動車リサイクル』, 第 48 号 (2015 年 3 月号), pp. 42-51.
- 阿部新 (2014)「日本の使用済自動車関連統計の整理と課題」,『山口大学教育学部研究論叢』, 第 63 巻第 1 部, pp. 1-9, <http://petit.lib.yamaguchi-u.ac.jp/G0000006y2j2/metadata/C030063000101>.
- 出野滋一 (2014)「中国における自動車リサイクル事業推進に関して」,『第 8 回日中省エネルギー・環境総合フォーラム・日中長期貿易省エネ・環境保護技術交流分科会資料 (2014 年 12 月 28 日・北京)』, 中国商務部対外貿易司・日中長期貿易協議委員会省エネ等技術交流促進部会, pp. 28-33.
- 伊藤仁 (2015)「鉄鋼」,『日中経済産業白書 2014/2015』, 一般財団法人日中経済協会.
- 井上直己 (2014)「中国の大気汚染について：微小粒子状物質『PM2.5』による汚染の現状と対策」,「大気汚染に関する講演会 (2014 年 1 月 16 日)」資料, (http://www.cn.emb-japan.go.jp/consular_j/140117air_pollution-2.pdf) .
- 井村秀文 (2007)『中国の環境問題：今なにが起きているのか』, 化学同人.
- 王舟・小幡範雄・周瑋生 (2007)「日中比較からみた中国の自動車リサイクル事業の現状と課題」,『政策科学』, No. 15, Vol. 1, pp. 83-97, http://www.ps.ritsumeit.ac.jp/assoc/policy_science/151/15107ou.pdf.
- 大西暁生 (2015)「南水北調の現状と中国の水資源政策—水ビジネスへの展望—」『日中経協ジャーナル』, 2015 年 8 月号, pp. 18-23.
- 岡崎雄太 (2012)「北京市の大気汚染について：微小粒子状物質『PM2.5』とは」, 北京日本人会・中国日本商会共催「生活安全セミナー (2012 年 2 月 7 日)」資料, (http://www.cn.emb-japan.go.jp/consular_j/air_pollution.pdf) .
- 岡敏弘 (1997)「ドイツ排水課徴金 (1)：有効性の定量的評価」, 植田和弘・岡敏弘・新澤秀則 (編著)『環境政策の経済学：理論と現実』, 日本評論社, pp. 79-96.
- 片岡直樹 (1997)『中国環境污染防治法の研究』, 成文堂.
- 勝原健 (2001)『東アジアの開発と環境問題：日本の地方都市の経験と新たな挑戦』, 勁草書房.
- 金澤信 (2014)「日本の自動車リサイクル制度の現状」,『第 8 回日中省エネルギー・環境総合フォーラム・日中長期貿易省エネ・環境保護技術交流分科会資料 (2014 年 12 月 28 日・北京)』, 中国商務部対外貿易司・日中長期貿易協議委員会省エネ等技術交流促進部会, pp. 15-21.
- 金子慎治・澤津直也・白川博章・藤倉良 (2006)「中国における工業セクターの二酸化硫黄排出構造に関する地域間比較」『国際開発研究』, 第 15 巻第 2 号, pp. 81-100.

- 環境省（2013）「PM_{2.5}に関する総合的な取組（政策パッケージ）」，中央環境審議会大気・騒音振動部会（第4回）資料（2013年12月27日），<https://www.env.go.jp/council/07air-noise/y070-04.html>.
- 楠田哲也（2005）「黄河流域の水利用・管理の高持続性化」『科学技術振興機構・2005年度戦略的創造研究推進事業（CREST）“水の循環系モデリングと利用システム”研究領域報告書』，科学技術振興機構，<http://www.jst.go.jp/kisoken/crest/report/heisei16/html/mokuhyou/mokuhyou14.htm>.
- 経済産業省経済産業政策局調査統計部（2007）『平成19年商業統計調査産業分類表及び商品分類表』，経済産業省，<http://www.meti.go.jp/statistics/tyo/syogyo/result-1/pdf/h19link5.pdf>.
- 呉長利・聶長利（2000）『中国排污收費標準与執法手冊：上』，地震出版社。
- 国家環境保護総局（編）（2003）『排污收費制度（試用）』，中国環境科学出版社。
- 胡涛（2013）「中国の『大気汚染防止行動計画』と日中協力の展望」『日中経協ジャーナル』，2013年12月号，pp. 2-7.
- 小柳秀明（2010）『環境問題のデパート中国』，蒼蒼社。
- 澤津直也・松本礼史・藤倉良（2016）「中国における自動車リサイクル産業の収益構造：日本の経験との比較から」『公共政策志林』第4号，pp. 95-115.
- 澤津直也・松本礼史（2015）「中国の詳細な時系列データを用いた大気汚染の原因分析の試み」『国際開発学会第16回春季大会講演論文集』，pp. 290-293.
- 澤津直也・藤倉良（2015）「大気汚染指数からみた中国の大気汚染の状況と評価のあり方に関する一考察」『公共政策志林』第3号，pp. 155-161.
- 澤津直也（2014）「大気汚染と日中協力」『日中経済産業白書2013/2014』，日中経済協会，pp. 21-31.
- 澤津直也・森杉雅史・金子慎治・井村秀文（2006）「DEAを用いた中国各省における污水削減技術格差の検証と政策効果分析」『第33回土木計画学研究・講演集CD-ROM』，No. 229.
- 澤津直也（2002）「中国における環境政策の経済的評価」広島大学大学院国際協力研究科修士論文。
- 産業構造審議会産業技術環境分科会廃棄物リサイクル小委員会自動車リサイクルワーキンググループ・中央環境審議会循環型社会部会自動車リサイクル専門委員会合同会議（2015）『自動車リサイクル制度の施行状況の評価・検討に関する報告書（案）』，<http://www.env.go.jp/council/03recycle/y033-42.html>.
- 杉本伸夫（2008）「大気汚染指数APIから見た中国の大気環境の変化」『大気環境学会誌』，第43巻第5号，pp. 295-300.
- 曹東・王金南（1999）『中国工業汚染経済学』，中国環境科学出版社。
- 染野憲治（2014）「中国の環境規制の動向と日本の進路」『日中経協ジャーナル』，2014年12月号，pp. 18-21.
- 中国環境年鑑編集委員会（編）（2000）「規劃、計劃和基本建設」『中国環境年鑑1999』，中国環境年鑑社，pp. 149-154.

- 中国環境問題研究会（編）（2004）『中国環境ハンドブック 2005-2006 年版』，蒼蒼社。
- 中国環境問題研究会（編）（2007）『中国環境ハンドブック 2007-2008 年版』，蒼蒼社。
- 中国環境問題研究会（編）（2009）『中国環境ハンドブック 2009-2010 年版』，蒼蒼社。
- 中国環境問題研究会（編）（2011）『中国環境ハンドブック 2011-2012 年版』，蒼蒼社。
- 中国政府（2016）『政府活動報告：第 12 期全国人民代表大会第 4 回会議にて、國務院総理・李克強』（2016 年 3 月 5 日）。
- DOWA ホールディングス・DOWA エコシステム（2010）「中国の家電リサイクルに関する法律について」，『DOWA エコジャーナル』，2010 年 9 月 1 日，http://www.dowa-eco.jp/houki/2010/20100901_01.html
- 外川健一（2001）『自動車とりサイクル』，日刊自動車新聞社。
- 杜欽政（2015）「中国資源循環利用産業与国際資源循環」，第 9 回日中省エネルギー・環境総合フォーラム「循環経済分科会」発言資料（2015 年 11 月 29 日・東京）。
- 豊田通商（2011）『中国における自動車リサイクル事業に関する実施可能性調査報告書（平成 22 年度インフラ・システム輸出促進調査等委託費）』，経済産業省，http://www.meti.go.jp/policy/recycle/main/data/research/h23fy/23fy2403-1_kokusai01chinacar/23fy2403-1_kokusai01chinacar.pdf。
- 中尾正義・銭新・鄭躍軍（編著）（2009）『中国の水環境問題：開発のもたらす水不足』，勉誠出版。
- 長瀬誠（2008）「水資源・土地資源の爆発的需要増と不足問題—市場メカニズムは水資源・土地資源の制約を緩和するか—」，堀井伸浩（編）『中国経済の持続可能な成長—資源・環境制約の克服はなるか—調査研究報告書』，アジア経済研究所，http://www.ide.go.jp/Japanese/Publish/Download/Report/pdf/2007_01_04_05.pdf。
- 中西準子（1994）『水の水環境戦略』，岩波書店。
- 西山照美（2015）「中国における自動車リサイクル産業発展に関する現状と課題」，『国際開発学会第 16 回春季大会講演論文集』，pp. 298-301。
- 日本 ELV リサイクル機構（2009）「自動車リサイクル法の解体業界への影響」『産業構造審議会環境部会廃棄物・リサイクル小委員会自動車リサイクル WG・中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会自動車リサイクル専門委員会第 21 回合同会議議事要旨・資料（資料 3-3）』，<http://www.env.go.jp/council/former2013/03haiki/y035-21.html>。
- 日本鉄源協会（2015）『第 6 回加工スクラップ発生実態調査報告書』，一般社団法人日本鉄源協会，[http://www.tetsugen.go.jp/kako/kakochosareport\(2015\).pdf](http://www.tetsugen.go.jp/kako/kakochosareport(2015).pdf)。
- 平岩幸弘（2011）「中国の廃車台数に関する検討」，久保庭真彰編『環境経済論の最近の展開 2011』，Discussion Paper Series B. 40，一橋大学経済研究所，pp. 73-90. <http://www.ier.hit-u.ac.jp/Common/publication/Dp/Dp40.pdf>。
- 福嶋義宏・谷口真人（2007）『黄河の水環境問題—黄河断流を読み解く』，学報社。
- 藤倉良（2008）「顕在化する中国の環境問題」『日中経協ジャーナル』，2008 年 7 月号，pp. 8-11。
- 藤倉良・藤倉まなみ（2016）『文系のための環境科学入門（新版）』，有斐閣。
- 北京市環境保護局（2013）『北京市新清潔空気行動規劃紹介』，2013 年 10 月 30 日「東京都・

- 北京市大気保全ワークショップ」発表資料, http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/policy_others/international/.
- 彭応登 (2014)『北京の大気汚染の現状と原因分析 (その2)』, SciencePortalChina ウェブサイト (http://www.spc.jst.go.jp/hottopics/1407/r1407_peng2.html) .
- 松野裕・植田和弘 (1997)「公健法賦課金」, 植田和弘・岡敏弘・新澤秀則 (編著)『環境政策の経済学：理論と現実』, 日本評論社, pp. 79-96.
- 松本礼史・松岡俊二・澤津直也 (2002)「地域間格差から見た中国・排污收費の政策効果分析」『国際開発研究』, 第11巻第1号, pp. 39-51.
- 森晶寿・植田和弘・山本裕美 (2008)『中国の環境政策：現状分析・定量評価・環境円借款』京都大学学術出版会.
- 么新 (2014)「中国循環經濟發展進展及展望」, 第8回日中省エネルギー・環境総合フォーラム「循環經濟分科会」発言資料 (2014年12月28日・北京) .
- 楊金田・王金南 (1998)『中国排污收費制度：改革与設計』, 中国環境科学出版社.
- 吉田綾 (2008)「中国におけるリサイクルー使用済み家電と自動車の事例ー」, 小島道一 (編著)『アジアにおけるリサイクル』, アジア經濟研究所, pp. 225-253.
- 吉田綾 (2011)「以旧換新と中国の家電リサイクル」, 中国環境問題研究会 (編)『中国環境ハンドブック 2011-2012年版』, 蒼蒼社, pp. 66-75.
- 黎宇科 (2012)「中国汽車零部件再製造產業發展現状及政策環境」, 『日中自動車及び部品リサイクル (重慶) 協力フォーラム講演資料 (2012年5月18日・北京、主催：中国商務部、重慶市人民政府、中国自動車工程学会、一般財団法人日中經濟協會)』.
- 陸新元 (1996)「中国的排污收費」, 胡涛・王華東 (編)『中国的環境經濟学：从理論到实践』, 中国農業科技出版社, pp. 155-162.
- 陸冬森 (2015)「中国循環經濟發展總体情況」, 第9回日中省エネルギー・環境総合フォーラム「循環經濟分科会」発言資料 (2015年11月29日・東京) .
- 李志東 (1999)『中国の環境保護システム』, 東洋經濟新報社.
- 劉鑑強 (編) (2013)『環境綠皮書：中国環境發展報告 2013』, 自然之友.
- 龍少海 (2014a)「汽車報廢政策及現状」, 『中国汽車市場年鑑 2014』, pp. 287-298.
- 龍少海 (2014b)「中国報廢汽車回收拆解行業現状与發展趨勢」, 『汽車報廢處理產業發展國際經驗研討会 (2014年12月19日・北京、主催：国家發展改革委員會國際合作中心)』講演資料.
- 龍少海 (2012)「中国報廢汽車回收拆解產業發展狀況」, 『第7屆中日節能・環保綜合論壇 (報告書 CD-ROM 所収)』, 一般財団法人日中經濟協會.
- 龍少海 (2011)「汽車報廢政策及現状」, 『中国汽車市場年鑑 2011』, pp. 191-202.
- 龍少海 (2010)「汽車報廢政策及現状」, 『中国汽車市場年鑑 2010』, pp. 219-229.
- 盧峻・松岡俊二・松本礼史 (2000)「中国・排污收費の政策効果に関する研究」『環境經濟政策学会 2000年大会報告要旨集』, pp. 168-169.
- Angel Hsu (2012) “China's new Air Quality Index: How does it measure up?”, <http://hsu.me/2012/03/chinasnew-air-quality-index-how-does-it-measure-up/>.
- Chea Jia, Yub Jeong-soo and Kevin Roy Serrona (2011) “End-of-life vehicle recycling and

- international cooperation between Japan, China and Korea: Present and future scenario analysis.” *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 23, pp. 162-166.
- Chen, Z., Xu, B., Cai, J. and Gao, B. (2016) "Understanding temporal patterns and characteristics of air quality in Beijing: A local and regional perspective.", *Atmospheric Environment*, Vol. 127, pp. 303-315.
- Fang Liu, Isamu Yokota and Yoshitaka Nitta (2001) “The Role of the Air Pollution Index (API) in China's Air Environmental Control”, *Environmental Science*, Vol. 14, No. 1, pp. 49-59.
- Florig, K., Spofford, W., Ma, X., and Ma, Z. (1995) "China Strives to Make the Polluter Pay: Are China's Market-based Incentives for Improved Environmental Compliance Working?" *Environmental Science and Technology*, Vol. 29, No. 6, pp. 268-273.
- Ghanem, D. and Zhang, J. (2014) "'Effortless Perfection:' Do Chinese cities manipulate air pollution data?", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 68, pp. 203–225.
- Hu Shuhan (2013) “Investigation Analysis of Formal ELV Treatment Sector in China.”, 『千葉大学人文社会科学研究科研究プロジェクト報告書』, Vol. 263, pp. 2-35. http://mitizane.ll.chiba-u.jp/metadb/up/BA31027730/2013no.263_2_35.pdf.
- Jiang, T. and McKibbin, W. J. (2002) “Assessment of China's Pollution Levy System : An Equilibrium Pollution Approach.” *Environment and Development Economics*, Vol. 7, No. 1, 75-105.
- Liu, F., Yokota, I. and Nitta, Y. (2001) “The Role of the Air Pollution Index (API) in China's Air Environmental Control”, *Environmental Science*, Vol. 14, No. 1, pp. 49-59.
- MWR (Ministry of Water Resources of the People's Republic of China) (2011) “Facts and Figures.” (<http://www.mwr.gov.cn/english/cpws.html>).
- OECD (2007) *OECD Environmental Performance Review*, OECD Publishing, Paris.
- Ryo Fujikura, Shinji Kaneko, Hirofumi Nakayama and Naoya Sawazu (2006) “A Re-examination of reported decreases in sulfur dioxide emissions from China during the late-1990s”, *Environmental Economics and Policy Studies*, Vol. 7, No. 4, pp. 415-434.
- Sinkule, B. and Ortolano, L. (1995) *Implementing Environmental Policy in China*, Praeger.
- Stoerk, T. (2016) "Statistical corruption in Beijing's air quality data has likely ended in 2012.", *Atmospheric Environment*, Vol. 127, pp. 365-371.
- Wang, H. and Wheeler, D. (1996) "Pricing Industrial Pollution in China: An Econometric Analysis of the Levy System." World Bank Policy Research Working Paper. #1644.
- Wang, H., and Wheeler, D. (2003) “Equilibrium pollution and economic development in China.” *Environment and Development Economics*, Vol. 8, No. 3, pp. 451-466.
- World Bank (2008) Mid-term Evaluation of China's 11th Five-Year Plan. http://siteresources.worldbank.org/CHINAEXTN/Resources/318949-1121421890573/China_11th_Five_Year_Plan_main_report_en.pdf.
- World Bank (2001) *China Air, Land and Water: Environmental Priorities for a New Millennium.*, World Bank.
- Yun, P. (1997) The Pollution Charge System in China: An Economic Incentive? *Economy and*

- Environment program for Southeast Asia (EEPSEA) Research Reports (<http://www.eepsea.org/>).
- Zhang, Q. and Crooks, R. (2001) Toward an Environmentally Sustainable Future: Country Environmental Analysis of the People's Republic of China, Asian Development Bank. <http://www.adb.org/publications/toward-environmentally-sustainablefuture-country-environmental-analysis-prc>.
- Zhao Qinghua and Chen Ming (2011) "A comparison of ELV recycling system in China and Japan and China's strategies." *Resources, Conservation and Recycling*, No. 57, pp. 15-21.

付記・謝辞

本博士論文の提出にあたり、初めに指導教官でもある藤倉良先生に感謝申し上げたい。藤倉先生には、2003 年国際開発学会でのコメンテータとして初めてお目にかかり、その後も中国の SO₂ 問題、江戸時代のし尿処理などの諸課題などに一緒に取り組む機会に恵まれた。日常の何気ない疑問を研究という形に具体化していく面白さを徹底的にご指導いただき、結果的に博士課程に進学するきっかけを作って下さったのも藤倉先生である。

筆者は、単純な好奇心で日中環境協力の研究に取り組んできたが、根幹のモチベーションは、藤倉先生や広島大学の金子慎治先生との日常的やりとりで形成されたものである。

第 2 章第 1 節の初出は、澤津直也・藤倉良 (2015)「大気汚染指数からみた中国の大気汚染の状況と評価のあり方に関する一考察」『公共政策志林』第 3 号, pp. 155-161 であり、随所データのアップデートなどの加筆修正を行った。381,050 行もの API データを政策提言につなげるためのデータ加工など、藤倉先生とのやりとりは、知的好奇心にあふれるものだった。

第 2 章第 2 節の初出は、澤津直也・松本礼史 (2015)「中国の詳細な時系列データを用いた大気汚染の原因分析の試み」『国際開発学会第 16 回春季大会講演論文集』, pp. 290-293 である。膨大な AQI の傾向観察をする過程で、狙い通りの図表 2-15 を作図した瞬間の歓喜は忘れられず、松本先生に感謝したい。実は 1 年後の統計書刊行を待てば、より精緻な分析が可能なることが確実視される分析モデルである。今後積極的に論文化を図りたい。

第 3 章第 1 節の初出は、澤津直也・森杉雅史・金子慎治・井村秀文 (2006)「DEA を用いた中国各省における汚水削減技術格差の検証と政策効果分析」『第 33 回土木計画学研究・講演集 CD-ROM』, No. 229 を大幅に加筆修正したものであり、筆者にとって最も思い入れのある研究である。研究アイデアは、ブックオフにて 100 円で買った『農業経済学 (土屋圭造著)』の生産関数のグラフをみて直感した。何より、井村先生、森杉先生をはじめ、名古屋大学の院生と深夜まで取り組んだ毎日は今でも財産になっており、各位に感謝したい。

第 3 章第 2 節の初出は、松本礼史・松岡俊二・澤津直也 (2002)「地域間格差から見た中国・排污收費の政策効果分析」『国際開発研究』, 第 11 巻第 1 号, pp. 39-51 を更新した分析である。広島大学大学院の先輩である故・盧峻さんの修士論文に端を発し、研究論文としては筆者が初めて取り組んだ題材である。データ収集、統計解析などの鍛錬は、すべて本研究から始まった。盧さんをはじめ、丁寧な指導をいただいた松岡先生、松本先生にも感謝したい。

第 4 章の初出は、澤津直也・松本礼史・藤倉良 (2016)「中国における自動車リサイクル産業の収益構造：日本の経験との比較から」『公共政策志林』第 4 号, pp. 95-115 である。友人である馬強弁護士の発言から興味をもち、実地調査や中国現地セミナーをはじめ、本研究の中では最も「足で稼いだ」点で思い入れも深い。査読者からのコメントで見違えるほどブラッシュアップされる過程は大学院生冥利につきるものだった。関係各位に感謝したい。

最後に、同じ藤倉ゼミの仲間（特に辻昌美さんの「絶対 3 年で修了宣言」を聞かなければ、きっと心は折れ、今この謝辞を書いている自分は存在しない）、そして、博士課程進学に理解下さった日中経済協会の同僚、また物心両面で支援下さった家族や両親に心から感謝したい。

2016 年 12 月北京にて 澤津直也

