

博士論文

企業の環境経営と生産性分析

藤井 秀道

広島大学大学院国際協力研究科

2009年3月

企業の環境経営と生産性分析

D066683

藤井 秀道

広島大学大学院国際協力研究科博士論文

2009年3月

広島大学大学院国際協力研究科

論文名：企業の環境経営と生産性分析

学位の名称：博士（学術）

学生番号：D066683

氏名：藤井秀道

2009年1月23日

審査委員会

委員長・准教授

金子慎治



教授

金原達夫



教授

藤原章正



准教授

市橋 勝



法政大学教授

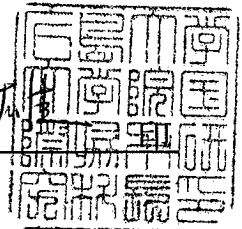
藤倉 良



2009年2月27日

研究科長

池田秀



本論文の概要

企業活動は社会の持続可能な発展を達成する上で重要となる環境と経済の両立を決定付ける役割を果たす。これは、経済的意味での発展、経済的価値の源泉は企業活動であり、一方で同時に企業の経済活動からは多くの環境負荷が引き起こされるためである。さらに、企業が提供する製品の性能やサービスのあり方次第で消費活動から発生する環境負荷量が大きく異なってくる。これに対して、従来の経済学分野では企業にとって環境対策は非生産部門でのコスト増加のみを意味し、投資に見合った収益が見込まれるものではないと認識されていた。しかしながら近年の地球規模での環境問題が懸念され続ける中で、先進諸国の市場や消費者の環境意識の高まりとともに企業が行う環境保全対策への投資やコストに対する見返りに大きな変化が生まれており、先進諸国の一部業種の大企業を中心に環境への積極的取り組みが企業経営にとって不可欠な戦略として認識され、環境と経済の両立が実現する兆しが見えつつある。こうした状況を受けて、一部の兆候をより大きな流れとしてより広範な業種、中小企業、さらに途上国企業が積極的な環境対策に向かうように後押しするためには、企業経営において環境パフォーマンスと経済パフォーマンスがいかに両立されていくかの「説明」が重要である。

一方で企業の環境保全取り組みを評価し改善策を提示する場合には、取り組みの結果として得られる環境パフォーマンスの包括的な評価、さらには取り組みに必要なコストが経済効率性に与える影響などを明らかにする必要がある。また、先進国と比べて市場や顧客が企業の環境経営に対して関心が低い途上国において、環境保全に取り組むインセンティブが低い途上国企業を対象に汚染対策をどのように推し進めるかは重要な問題であると言える。こうした背景から、本論文は6つの章立てを行い各章別に次のように目標を設定した。

第1章は序論とし、本研究の導入としての役割を担う。これまでの先行研究において、企業の環境パフォーマンスと経済パフォーマンスの間でどのような関係性が説明されてきたかを経済学的視点と経営学的視点の2つの視点から考察し、それぞれのアプローチの特徴を把握することで両者の長所を生かした分析フレームの作成を行う。

第2章では、企業の環境パフォーマンスを計る代表的な指標として多くの企業の環境報告書やCSR報告書で採用されている環境効率に着目し、その特性と問題点を整理したうえでノンパラメトリックな効率性評価手法である Data Envelopment Analysis (DEA) と Inverted DEA を適用することにより、各企業にとって最適な環境経営戦略の提示と包括的な視野からのトップランナーの特定が可能な環境パフォーマンス評価方法の構築を目指す。第2章の主な結論は次の2点である。①DEAによる複数指標を用いた統合環境効率指標を利用することにより、消費者や株主に企業の環境パフォーマンスの全体像がより分かりやすく示すことが可能である。②DEA と Inverted DEA の分析結果より、業界内での自社のポジショニングが特定可能となり、非効率な企業にとっては自社と他社の違いを明確にすることに

よって、将来的な環境経営の意思決定で、参考にすることができる。

第3章では環境保全の取り組みに必要な追加的コストと経済効率性の関係に着目する。企業が環境保全に取り組む追加的コストは業種によって異なっているが、米国 TRI や日本・欧州の PRTR 制度、欧州や日本の Reach 規制など製造業全体を一斉に規制対象とする施策に対して、経済性を圧迫せずに企業は対応出来ているかどうか、さらに対応できている企業割合は業種によって異なっているかどうかを考察することは、規制のインパクトを評価する上で重要である。そこで、企業の環境への取り組みについて環境汚染物を考慮した生産性分析を適用し、異なる業種特性を持つ国内製造業 10 業種を対象に、企業が経済効率性を圧迫することなく削減を達成しているかどうかについて特定可能な分析フレームの構築を試みた。分析方法にはノンパラメトリックな生産非効率性評価手法である **Directional Distance Function(DDF)**を用いている。環境保全取り組みの特定結果を企業のアンケート調査から得られた認知指標で考察した結果、回答の傾向に整合性が得られたことから、**第3章**で提示した分析フレームを用いて企業が経済性を圧迫せずに環境保全取り組みを達成しているかの特定を行うことは可能であると言える。この分析フレームは、今後施行を予定している国内版 Reach などの製造業を一斉に対象とする規制のインパクトを評価するうえで有用と考える。

第4章では途上国企業の取り組みを推し進めるための最適戦略について述べる。持続的開発を達成するためには、先進国のみならず途上国の製造業企業の環境保全対策が必要不可欠である。しかしながら、途上国の市場や顧客は企業が行う環境経営やその取り組みに対する関心が先進国に比べて低い。こうした中で、途上国企業が高いモチベーションで自発的に環境への取り組みを行うインセンティブは低く、プロアクティブな環境経営を期待することは難しい。ここで途上国企業の環境取り組みを推進させるための一つの案として、途上国政府による環境保全を目的とした予算配分、さらには先進国による政府開発援助 (ODA)や京都メカニズムなどを通じて政策的に企業の環境への取り組みを高めるような開発を行う方法が挙げられる。**第4章**ではこうした投資予算に着目し、異なる生産規模や生産技術を持つ複数の企業において、限られた投資予算に対して最大の効果が得られるような配分(最適配分)を導き出すための分析フレームの構築を目的とする。分析方法はDDFを用いている。**第4章**の主な結論は次の2点である。① 分析結果から推計した各企業の限界削減費用と削減ポテンシャルを目安に、投資配分の優先順位を策定することが可能である。

② DDFを用いることによって、環境汚染物質の限界削減費用と潜在的な削減可能量が推計可能であり、さらにそれらの結果を用いることで最適な予算配分の提示が可能となる。特にデータを得ることが困難と予想される途上国企業に対して本分析フレームは有効であると考えられる。

第5章では途上国企業に環境経営を導入するインセンティブを提示するためには、環境経営が長期的には経済パフォーマンス向上に寄与するという実践的かつ説得力のある説明

を行なうことを目的とする。特に、企業の内部要因である環境経営戦略や組織体制に重点を置き、環境への取り組みがどのような因果構造メカニズムによって経済的パフォーマンスを改善させているかを明らかにすることで、より説得力のある分析フレームによって環境と経済の関係性の説明を行なう。分析手法には共分散構造分析を使用した。企業の戦略や組織などの内部要因の考察には経営学的アプローチを、環境・経済パフォーマンスの評価には経済学的アプローチを適用し、内部要因とパフォーマンスの因果関係を明らかにすることを試みる。第5章から得られた結論は次の3点である。① 国内製造業の企業では政府・社会・顧客からの要請を環境戦略で知覚し、明確な目標や方針を策定することで組織体制や環境保全取り組みへと反映している。② パフォーマンス指標に経済学的アプローチを適用した分析結果から、企業は知覚した外部要因を環境戦略の策定に反映させ、その戦略を元に組織を構築することで効率的な生産を行い、最終的には業界内で先進的なパフォーマンスを達成するという因果関係性が示された。③ 認知指標でパフォーマンス評価を行った分析結果では、環境パフォーマンスから経済パフォーマンスへの影響は、サンプル全体と規模別の分析結果では有意な正の関係が見られたが、一方で業種別の分析結果では有意性は得られなかった。従って、業種が混在している製造業全体としては環境と経済の両立可能性を得ることが出来たが、その一方で、同一業種内においてはかならずしも環境パフォーマンスが高い企業が、高い経済パフォーマンスを達成しているとは言えない。

第6章は結論とし、第2章から第5章までの結果と本論文の総括を述べる。

目次

1 章 序論	1
1-1. 環境問題と企業の経営戦略の変化.....	1
1-1-1. 環境問題の深刻化と企業を取り巻く状況の変化.....	1
1-1-2. 企業の経営戦略の変化.....	2
1-2. 企業の経済活動と環境汚染.....	4
1-3. 経済学と経営学の視点による企業の環境保全取り組み評価.....	5
1-3-1. 環境と経済の理論的關係.....	5
1-3-2. 経済学と経営学による企業の環境保全取り組みの解釈.....	6
1-3-3. 経済学的アプローチの限界と経営学的アプローチの必要性.....	9
1-4. 企業のパフォーマンス評価指標の分類.....	10
1-4-1. 経済パフォーマンス評価指標.....	11
1-4-1. 環境パフォーマンス評価指標.....	12
1-4-3. 環境と経済の両立性指標.....	14
1-4-4. 競争優位性指標.....	15
1-5. 目的の目的と意義.....	15
1-6. 研究のフレームワーク.....	16
参考文献.....	18
第2章 統合的環境効率の評価と環境パフォーマンス改善戦略の考察	20
2-1. 背景と目的.....	20
2-1-1. 企業の環境パフォーマンス評価.....	20
2-1-2. 環境効率の利点と問題点.....	21
2-1-3. 統合環境効率の適用事例.....	22
2-1-4. DEAを用いた統合環境効率の研究.....	24
2-1-5. 本章の目的.....	25
2-2. 分析方法.....	25
2-2-1. Data Envelopment Analysis.....	25
2-2-2. Inverted Data Envelopment Analysis.....	27
2-2-3. 時系列分析への適用.....	29
2-2-4. 分析のフロー.....	30
2-3. 分析対象データ.....	31
2-4. 結果と考察.....	33
2-4-1. Window分析の結果.....	33

2-4-2. Malmquist index を用いた時系列分析の結果.....	39
2-5. まとめ.....	43
参考文献.....	43
補足: Malmquist Index の説明.....	45
第3章 環境汚染物質を考慮した生産性分析.....	47
3-1. 背景と目的.....	47
3-1-1. エンドオブパイプ型対策とクリーナープロダクション型対策.....	47
3-1-2. 業種別の環境汚染防止対策費用.....	48
3-1-3. 本章の目的.....	49
3-2. 分析方法.....	49
3-2-1. 環境汚染物質を考慮した生産非効率性の評価手法.....	49
3-2-2. 時系列分析への適用.....	50
3-3. 分析対象データ.....	50
3-3-1. 分析対象企業の背景.....	51
3-3-2. 使用したデータ変数.....	53
3-3-3. 本分析で使用するモデル.....	56
3-3-4. 分析のフロー.....	58
3-4. 結果と考察.....	58
3-4-1. 統合生産性の推移と業種内効率性格差の変化.....	58
3-4-2. 企業の環境保全対策費用が経済効率性に与える影響.....	61
3-5. まとめ.....	64
参考文献.....	65
補足: Luenberger Index の説明.....	66
第4章 限界削減費用と考慮した最適な予算配分アプローチ.....	68
4-1. 途上国企業の環境取り組み.....	68
4-1-1. 途上国における市場と消費者の環境志向.....	68
4-1-2. 途上国に立地する外資系企業の現地法人の取り組み.....	69
4-1-3. 途上国企業の環境対策取り組みを目的としたプロジェクト.....	70
4-2. 本章の目的.....	71
4-3. 分析方法.....	71
4-3-1. 限界削減費用の推計方法.....	71
4-3-2. Directional Distance Function を用いた Shadow price の推計.....	71
4-3-3. Shadow price と限界削減費用.....	73

4-4.	分析対象データとモデル.....	73
4-4-1.	中国鉄鋼業について.....	73
4-4-2.	中国鉄鋼業 27 社のデータ.....	75
4-4-3.	本章で使用する分析のフローとモデル.....	78
4-5.	結果と考察.....	80
4-5-1.	CO ₂ 排出量に着目した分析結果.....	80
4-5-2.	新規水投入量に略目した分析結果.....	86
4-6.	まとめ.....	91
	参考文献.....	91
第 5 章	企業内部の組織能力に着目した環境経営発展段階の考察.....	93
5-1.	背景と目的.....	93
5-1-1.	企業における環境保全と経済効率の関係.....	93
5-1-2.	環境経営の発展段階論.....	94
5-1-3.	本章の目的.....	95
5-1-4.	本章の分析フレームと環境経営の発展段階論.....	96
5-1-5.	共分散構造分析.....	98
5-2.	分析対象データ.....	99
5-2-1.	データ作成方法.....	99
5-2-2.	規模別業種別の認知指標比較.....	104
5-3.	結果と考察.....	109
5-3-1.	パフォーマンス指標に経済学的アプローチを適用した分析結果.....	109
5-3-2.	パフォーマンス指標に認知指標を適用した分析結果.....	111
5-4.	まとめ.....	118
	参考文献.....	119
	補足: アンケート調査表.....	121
第 6 章	結論.....	123

第1章 序論

本章では、企業の経済活動と環境汚染の因果関係を整理し、環境負荷削減のための取り組みとその費用について経済学的視点と経営学的視点から説明を行なう。さらに、本研究の目的である企業の環境取り組みの評価方法について、これまでの先行研究ではどのような指標・手法の開発がなされてきたかを整理し、同時にその問題点及び限界について言及する。また本研究の分析フレームを提示し、各章の相互関係を明確にする。

1-1. 環境問題と企業の経営戦略の変化

1-1-1. 環境問題の深刻化と企業を取り巻く状況の変化

急速な技術革命と経済発展により、20世紀はかつてないほどの進歩を遂げ、非常に便利で豊かな社会生活が実現可能となった。しかし同時に私たちは、大量生産、大量消費、大量廃棄という言葉で表現されるライフスタイルを通じて、地球環境に大きな負荷を掛け続けてきた。その結果、大気汚染、水質汚濁、地球温暖化、砂漠化、生物多様性の減少といった多くの環境問題を悪化させており、このままでは持続的な発展は難しく、後世へ多大な負担を残さざるを得ない状況になっている。

一方で環境保全に向けた各国の動きも世界的に拡がりを見せている。「環境と開発に関する世界委員会」(ブルントラント委員会)報告書が持続可能な発展を開発の基本理念として提示したのが1987年のことである。その10年後、1997年には地球温暖化防止のための京都会議が開かれ、温室効果ガスの一定の削減率を定めた京都議定書が調印された。2005年2月16日、ロシアの批准を受け京都議定書が発効し、先進諸国に対しては第1約束期間である2008年から2012年に削減が義務付けられている。EUでは、「電気・電子機器に対する環境負荷化学物質規制(RoHS指令)」によって、2006年7月以降、電気・電子機器に鉛、水銀、カドミウム、六価クロム、ポリプロモビフェニル(PBB)、ポリプロモジフェニルエーテル(PBDE)の含有を規制している。さらに日本では、リサイクルに関して法整備が進み、容器包装リサイクル法(1995)、家電リサイクル法(1998)、建設リサイクル法(2000)、食品リサイクル法(2000)、自動車リサイクル法(2002)が制定され、企業のリサイクルに対する責任が問われるようになった。また、米国のToxic Release Inventory (TRI)や欧州のPollution Release and Transfer Registration (PRTR)などの、企業が排出する有害化学物質排出量の情報開示請求制度も確立されており、企業から排出される環境負荷を消費者や市場がより詳細に把握が可能となった。さらに欧州では欧州域内に輸入される製品に対して新しい化学物質の登録・評価規制(Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals: REACH)¹が2007年から運用が開始されている。国内でも1999年からPRTR制

¹ REACH規制では、欧州で化学物質(製造過程で使用される化学物質や調剤中の物質も該当)を年間1トン以上製造又は輸入する事業者に対し登録手続が義務付けられており、欧州域外の化学産業界、特に中小企業への負担が過度

度が開始され、さらに温室効果ガスの算定・報告・公表制度が2006年から始まっており、企業の経済活動を取り巻くさまざまな環境対策や取り組みの要請が強まりを増している。

1-1-2. 企業の経営戦略の変化

企業経営は利潤追求が目的であり、環境対策と企業経営は相反するものとして考えられてきた。しかし、環境問題に対する社会的関心が高まったことから、市場や顧客のニーズの中に環境保全の評価軸が加わり、企業に環境対策を求める声も大きくなった。この声に対応すべく、環境問題に配慮した企業経営のあり方として環境経営が注目を集めている。環境経営とは環境保全と経営事業の両立を目指す経営戦略であり、今日では多くの企業で持続可能な企業経営のためには必要不可欠な戦略として認知されている。

環境経営の具体的実践として、日本の製造業企業はグリーン調達やゼロエミッション工場といった生産プロセスのグリーン化、エコプロダクツや省エネルギー器機といった環境保全志向製品の開発、環境マネジメントシステムが適切であることの証明であるISO14001認証の取得、自社の環境への取り組みを記載した環境報告書の発行・公表、環境への取り組みの費用と経済効果を金額換算し比較する環境会計の導入などが行われている。図1-1は国内企業のISO14001認証取得割合の推移であり、図1-2は環境報告書発行企業の推移である。両方の図において1997年から取得数と発行数が上昇し続けており、企業が環境保全への取り組みを市場や消費者に分かりやすい形で明示的に公表する企業が増加しているのが分かる。この背景としては、環境問題に対して真摯な態度で取り組むことで企業イメージを向上し他社との差別化が図れる点や、ISO14001認証取得が融資や入札時の参加条件の評価対象になるといった取引の優位性などが挙げられる。こうした環境経営の実践は、ポーター仮説²にみるように積極的な環境経営が経済効率を上昇させると同時に、環境汚染に対する膨大な賠償金やイメージダウンといった企業リスクの回避・予防にも効果的である¹⁾。

になることが懸念されている。

² Porter(1991)で提唱された仮説であり、適切な環境規制は企業の技術進歩を促し、国際競争力の向上に寄与するという仮説。

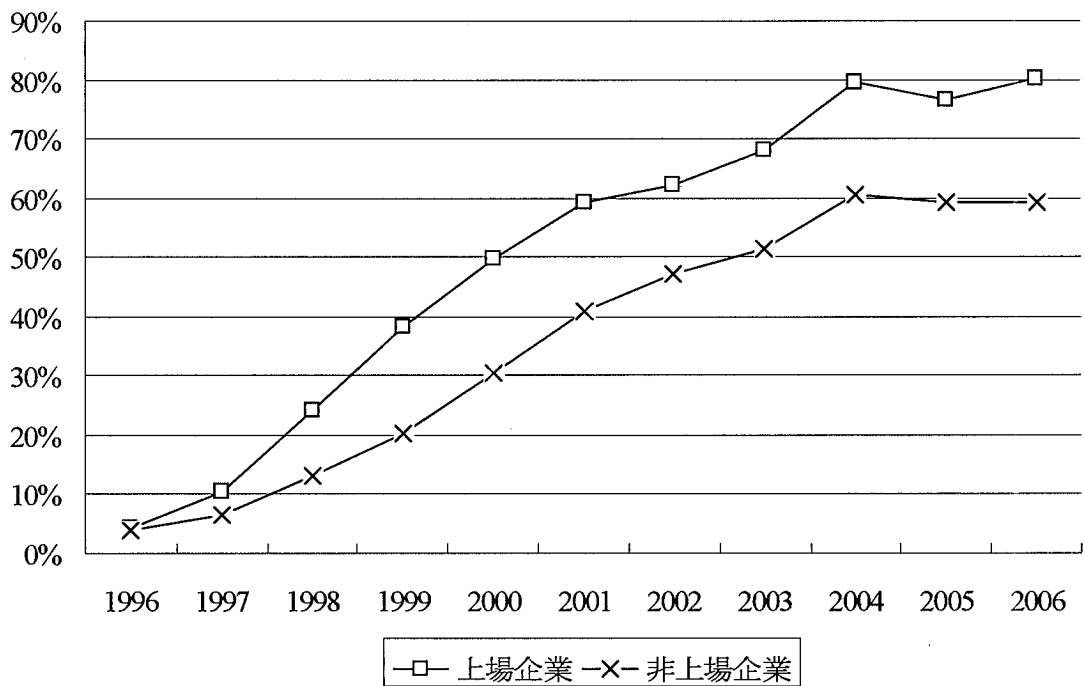


図 1-1 ISO14001 認証取得企業の割合²⁾

(出典) 環境省, 環境にやさしい企業行動調査 2007³⁾

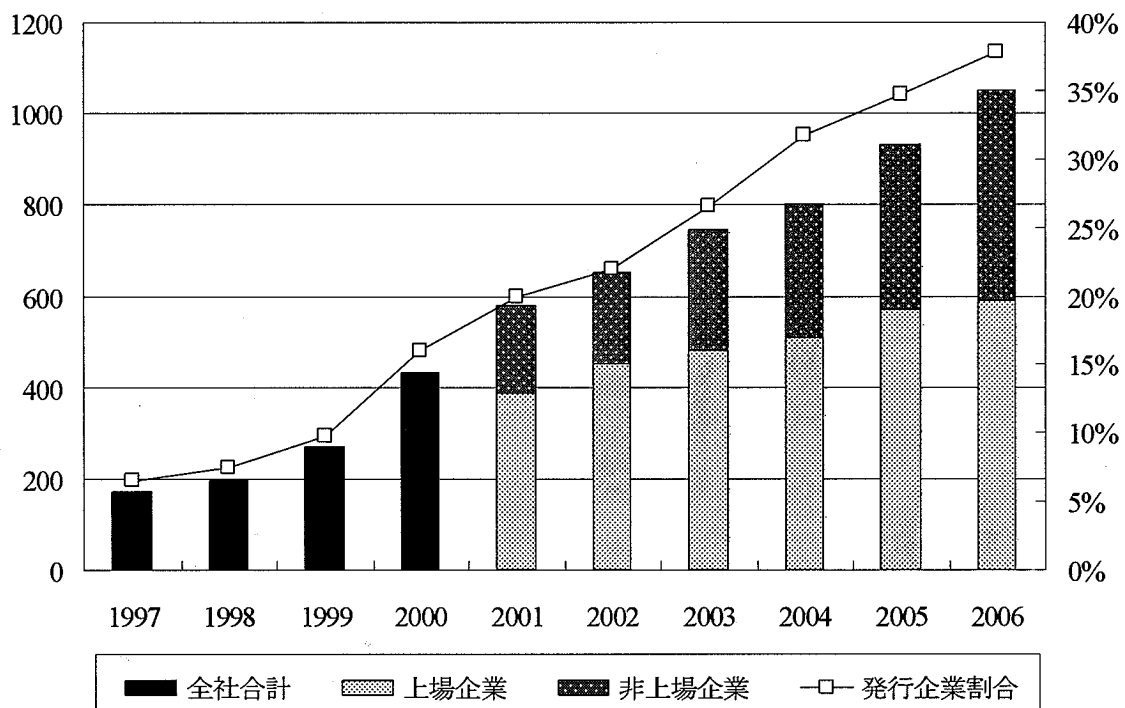


図 1-2 環境報告書発行企業数の推移と割合²⁾

(出典) 環境省, 環境にやさしい企業行動調査 2007

³⁾1996年から環境省が東京, 大阪, 名古屋の各証券取引所の1部, 2部上場企業及び従業員数500人以上の非上場企業等を対象に行っている環境経営に関するアンケート調査

1-2. 企業の経済活動と環境汚染

企業の経済活動には直接的及び間接的な環境負荷が伴う。図 1-3 は企業の原材料消費量と環境汚染排出量の関係を表した図である。直接的な環境負荷とは、企業の製造過程で発生した汚染物質の排出量を指し、間接的な環境負荷とは使用する原材料に内包される環境負荷を指す。企業から排出される環境汚染は、原材料消費に伴う環境汚染発生量と、発生した汚染物質の回収・除去量によって決定し、企業の環境汚染発生量は原材料消費量の大きさに依存する。つまり原材料投入量が増えれば環境汚染発生量は増加し、逆に原材料投入量を削減すると環境汚染発生量は減少する。従って、企業が経済活動に伴う環境負荷を削減するためには、原材料投入量の節約と発生した汚染物質の回収・除去を行うことが重要である。前者は製造工程を効率化することで省エネ・省資源といった原材料投入量の節約を達成される。一方で汚染物質の回収・除去の工程では、集められた廃棄物の再資源化を行い原材料として再利用する取り組みと、再資源化せずに廃棄物として企業外部に排出するケースに分類できる。前者は水資源消費によって発生する工業排水をリサイクルして循環水として用いるケースがあり、後者には排煙脱硫装置によって二酸化硫黄の回収・除去を行った結果、発生する廃棄物(汚泥)が挙げられる。

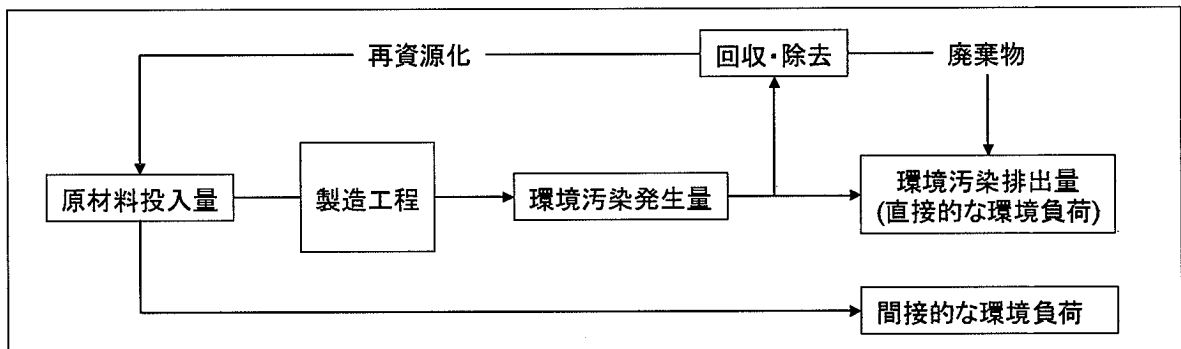


図 1-3 原材料消費量と環境負荷の関係

(出所) 著者作成

こうした企業の対策取り組みは大きく2つに分類できる。1つ目は工程内対策(クリーナープロダクション型対策: CP型対策)であり、製造工程の効率化や廃棄物の再資源化によって環境負荷量を削減する取り組みである。2つ目は発生した汚染物質に対して煙突や配水管などの出口にフィルターなどを設置し、汚染物質を取り除く対処療法的な環境対策であり、エンドオブパイプ型対策(EOP型対策)と呼ばれる。EOP型対策の代表的な手法としては排煙脱硫装置や廃水処理装置がある。EOP型対策の短所としては二次汚染の発生(例: 廃水処理によって汚泥廃棄物の発生)が起こりうる点や、設備設置費用とランニングコストが必要となる。一方で、CP型対策にはEOP対策と同様に初期投資が必要となるが、汚染物質除去のためのフィルターや吸収剤などが不要なためランニングコストが安価である。

さらに生産工程の簡略化・効率化を行うため原材料や労働力が節約出来ることから、コストの削減が期待できる(Baas, 1995)³⁾。CP型対策の代表的な手法としては、製品設計を効率化することで必要な原材料投入量を節約するエコデザインや、資源リサイクルなどの方法がある。

1-3. 経済学と経営学の視点による企業の環境保全取り組み評価

1-3-1. 環境と経済の理論的關係

企業活動は社会の持続可能な発展を達成する上で重要となる環境と経済の両立を決定付ける役割を果たす。これは、経済的意味での発展、経済的価値の源泉は企業活動であり、一方で同時に企業の経済活動からは多くの環境負荷が引き起こされるためである。さらに、企業が提供する製品の性能やサービスのあり方次第で消費活動から発生する環境負荷量が大きく異なってくる。これに対して、従来の経済学分野では企業にとって環境対策は非生産部門でのコスト増加のみを意味し、投資に見合った収益が見込まれるものではないと認識されていた。しかしながら、市場や消費者の環境意識の高まりとともに環境対策に対する投資やコストに対する見返りに大きな変化が生まれている。たとえば、環境問題に積極的に取り組むことで企業のイメージアップが図れる点や、ISO14001 認証取得が融資や入札の基準に反映されるようになった。こうした外部環境の変化は、企業における環境対策の成果と経済的成果の關係にどのように影響するであろうか。

これまでに企業の環境パフォーマンスと経済パフォーマンスの両立に関する実証研究が数多く行われてきているが、その結論は大きく2つに分類される。第1は、経済パフォーマンスと環境パフォーマンスの間にはトレードオフの關係があり、環境保全に費やす費用は追加コストであるという考えである(Walley and Whitehead, 1994)⁴⁾。したがって、環境法令遵守のために支出されるコスト増加は、競争上の不利をもたらすという見解である(図 1-4 中の(a)参照)。こうした見解は、古典派経済学分野での認識と一致している。

第2は、ポーター仮説を支持するものであり、環境パフォーマンスの改善は競争優位を發揮しうる潜在的な源泉であるという考えに基づく。環境保全に費やす費用は技術革新をもたらすための投資であるという考え方である(Porter and v.d. Linde, 1995)⁵⁾。これは、環境パフォーマンスの改善はより能率的な生産工程、生産性の改善、低い法令遵守費用、新しい市場機会をもたらすと考えられるからである。

後者の環境と経済の両立を支持する見解は、さらに2つ解釈に分かれる。環境パフォーマンスが向上するにつれて経済パフォーマンスも継続して向上するという解釈(図 1-4 中の(b))と、兩者の關係は逆U字型の關係であり、そのひとつの局面であるという解釈(図 1-4 中の(c))である。關係(c)は、環境パフォーマンスを一定レベル以上に高めようとするとき経済パフォーマンスをかえって悪化させてしまう局面を考慮している点で異なる。

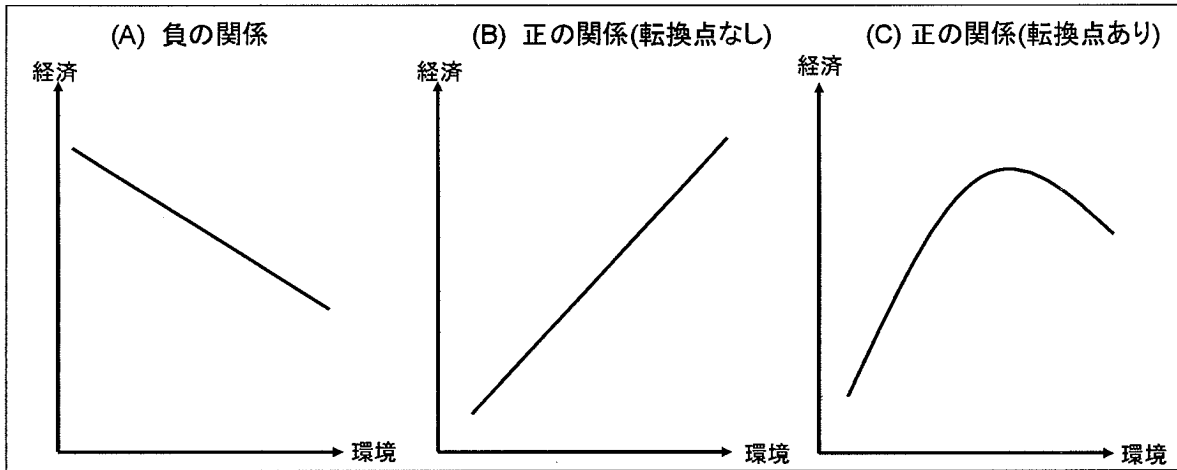


図 1-4 経済パフォーマンスと環境パフォーマンスの理論的關係

(出所) Wagner, M. et al., 2002⁶⁾に著者が加筆修正

ただし、この転換点は市場や消費者の環境意識の変化によって変動することが考えられる。Schaltegger(2002)⁷⁾では、これまでの環境と経済の關係性に関する先行研究をまとめ、その理論的検証を行っており、必ずしも企業の環境経営は経済パフォーマンスを向上させるのではなく、その企業の経営状態や市場、社会、政府などの環境問題への関心などに依存していると結論付けている。Al-Tuwaijri(2004)⁸⁾では、1994年度の米国S&P500のデータベースから198社のデータを用いて三段階最小二乗法の同時方程式により、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスに加えて環境情報開示性(Environmental disclosure)との關係性を検証している。環境パフォーマンスが良い企業はより積極的に環境情報を開示しており、さらに経済パフォーマンスも良いと結論付けている。これは、同業他社と比べて環境パフォーマンスに優位性を持つ企業の企業戦略には、企業イメージアップを目的とした積極的な情報開示やアピールが策定可能であることを示唆している。

1-3-2. 経済学と経営学による企業の環境保全取り組みの解釈

前述したように、伝統的な経済学分野では企業の環境への取り組み費用が追加コストを認識されるため、環境と経済の關係は図 1-4 の(A)になると考えられている。一方で、経営学的視点では、ポーター仮説に代表される環境と経済の両立可能性を支持する理論が発表されており、その關係性は図 1-4 中の(B)もしくは(C)になると考えられている。これらの違いは、2つの学問のどのような立場の違いによるものかを整理するために、経済学と経営学における企業の解釈を比較する。表 1-1 は経済学と経営学による2つの視点による解釈の比較表である。この表を参照しながら、経済学的視点と経営学的視点から観察した企業の環境保全取り組みについて、説明を行なう。

表 1-1 経済学と経営学の視点から見た企業の比較表

	経済学的視点	経営学的視点
企業とは	<ul style="list-style-type: none"> ・財・サービスの生産, 資源消費, 汚染排出, 雇用の創造を行う主体 	<ul style="list-style-type: none"> ・財・サービスの生産を目的とした組織体 ・成長・衰退する生き物
企業の目的	<ul style="list-style-type: none"> ・利潤最大化 (費用最小化) 	<ul style="list-style-type: none"> ・社会的責任 ・利潤追求 ・競争優位の獲得
経営戦略の決定要因	<ul style="list-style-type: none"> ・労働・資本の配分効率 ・採算性(費用便益) 	<ul style="list-style-type: none"> ・従業員の意識, 能力 ・トップリーダーシップ ・市場でのポジショニング
企業にとっての環境対策費用	<ul style="list-style-type: none"> ・追加的な費用 ・外部経済性を内部化した場合は, 経済合理性が保たれる限り取り組みを行う 	<ul style="list-style-type: none"> ・追加的な費用 ・潜在的な競争優位性獲得の機会 ・新しい市場の開発 ・技術開発へのインセンティブ

(出所) 著者作成

(1). 経済学的視点による企業の環境保全取り組み評価

経済学において、企業は市場原理に基づき利潤最大化を目指す財・サービスの生産主体であるとともに、資源消費及び環境汚染排出を行う主体であるとされる。経済学的アプローチでは企業は完全競争市場の下で利潤最大化を目指すと仮定し、財・サービスの価格は市場原理によって決定される。さらに消費者の購買選好は価格によってのみ影響されるため、企業から排出される環境汚染の強度については明示的に市場競争力には反映されていない。一方で企業が利潤最大化を達成するためには、原材料コストや法令順守のための汚染対策費用を最小化する必要がある。従って、企業は CP 型対策によって省エネ・省資源化を目指すことで、原材料コストの削減に積極的に取り組むと考えられる。ここで企業から排出される汚染が法令基準を満たしているケースを考える。このケースでは、企業は原材料コスト削減のための CP 型対策取り組みは、費用最小化を達成するために引き続き行われると考えられる。しかしながら、原材料コストの削減に寄与しない EOP 型対策については追加的な費用であるとみなされるため、企業が利潤最大化を達成するためには EOP 型対策に費やされるコストの最小化を目指すと考えられる。これは EOP 型の対策設備や稼働費用は直接的に生産性に貢献しないことから、企業にとっては非生産部門への追加コストと認知されてしまうためである。ここで企業から排出される環境負荷影響による損失(外部不経済)を適切に評価し、企業への課税や罰金などによって負担させることで、社会全体の効用を最大化するとされる。こうした外部不経済の内部化を経済学的手法によって試みた

環境経済学分野の発展によって、環境汚染物質の経済的価値(シャドウプライス)の評価が可能となる。環境汚染物質のシャドウプライスは、環境規制の罰則金額や汚染物資源の排出権取引価格を設定する際に重要な基準となる⁹⁾。外部不経済を内部化した場合には、企業は汚染物質排出による罰金もしくは税金と取り組み費用との比較を行い、費用最小化となる最適点まで削減取り組みを行うと考えられる。

(2). 経営学的視点による企業の環境保全取り組み評価

経営学的アプローチでは、企業は市場において同業他社との競争を繰り広げながら成長・衰退する生き物であるとされ、企業は刻々と変化する財・サービス需要に対応しながら、競合他社との競争に打ち勝つための優位性の獲得を目指す¹⁰⁾。競争優位性は他社との比較によって評価される相対的な指標であり、他社よりも低価格での財・サービスの提供や独自の企業ブランドの展開など、他社との差別化を図ることで獲得できる。この競争優位性と環境保全の両立を迫及する企業経営が環境経営として認知されており、環境経営を学問として体系化したものが環境経営学である。環境経営学の学術分野における役割は、積極的な環境保全取り組みが環境と経済の両立をもたらすという理論的・実証的学術成果を説得的に示すことである。そのためには、企業へのヒアリング・アンケート調査、企業が発行する環境報告書、各種統計書などさまざまな方法で得られたデータに基づく実証分析結果を提供する必要がある。こうして得られた分析結果により、どのような条件において、どのような対応がなされた場合に、企業は環境と経済を両立することができるかのメカニズムについて明らかにし、循環型社会構築のための企業経営のあり方を提言することが可能である。

経営学的視点に立てば、企業が環境汚染対策に取り組む目的は環境規制の遵守に加えて、同業他社に対して競争優位性を獲得するインセンティブが指摘できる。積極的な環境汚染対策を行うことで競争優位性を獲得する方法として代表的なものが「規制の先取り」である。規制の先取りとは、将来施行されると考えられる環境規制の先取りを行い、自主的に環境規制の遵守を試みる企業戦略の1つである。規制の先取りを行うことで、企業は環境規制が施行されるまでの期間に企業全体で問題意識の共有が可能となり、対応策を研究・開発することでノウハウを蓄積し、より効果的で安価な対策を講じることが出来る。また規制とイノベーションについての代表的な研究として挙げられるのがPorter(1991)¹¹⁾で発表されたポーター仮説である。ポーター仮説では、企業が新たな規制目標を達成しようとする過程で技術革新が刺激され、環境保全に関する技術レベルを高め、長期的には競争優位性の獲得を達成すると述べている。具体的には、早期から汚染物質の対策を行い続けることで、①取り組みの専門性が向上し、能率より対策方法を開発、②規制に準じた製品設計、③環境負荷の小さい製造プロセスの開発、④労働者の知識・能力が向上し熟練する、といったメリットが期待できる。一方で、企業が規制の先取りを熱心に

行いすぎると、研究開発費や設備投資額などが増大し企業全体の財務状況が悪化する恐れがある。従って、規制が施行されるまでの期間や市場の環境志向、同業他社による取り組み状況などを考慮しながらバランスよく取り組む必要がある。

規制の先取りが企業の競争優位獲得に寄与するメカニズムは、企業が環境保全対策を続けていくことによって経験が蓄積され、企業の環境経営能力が成長していくという仮説に基づくものである。仮に規制の先取りを行わなければ、施行された環境規制が遵守出来ないリスクが高まり、規制を達成できない場合には企業イメージの悪化や消費者の不買運動によって経済的損失を被る恐れがある。規制の先取りはこうした潜在的リストを軽減するとともに、企業がプロアクティブに環境経営に取り組むことで「地球にやさしい企業」のイメージを消費者に伝達することが期待できる。実際に多くの企業で規制の先取りは行われており、その取り組みを環境報告書や社会的責任報告書を通じて市場・社会・消費者にアピールしている。

例えば化学製造業企業約 190 社で構成された日本化学工業協会(日化協)では、PRTR 法が制定される以前の 1997 年から独自に日化協 PRTR を制定し、化学物質の排出量の把握を行なうとともに、その削減においても加盟企業が協会内で培ったノウハウを生かしながらより効率的な PRTR データ削減への取り組みを行っている。日化協に加盟する企業はワーキンググループや研修会・セミナーなどを通じて、協会内の他の加盟企業との情報交換などが可能となり、PRTR 対象物質削減の具体的かつ明確な目標を持って環境経営に取り組むことが可能となった¹¹⁾。そのため、2001 年時点で PRTR データの削減取り組みが遅れている企業においても、協会を通して得られる対策法を効率的に適用していくことで、経済パフォーマンスを圧迫することなく PRTR データの削減を達成することが期待される。

1-3-3. 経済学的アプローチの限界と経営学的アプローチの必要性

企業の生産性分析や外部不経済性の評価など市場原理に基づいた経済活動のパフォーマンス評価手法は経済学を中心に開発・発展しており、その分析方法は長年に及ぶ数多くの研究によって精査されている。従って企業のパフォーマンス評価については経済学的アプローチが最も有効であると言っても過言ではない。しかしながら経済学的アプローチの限界として次の 2 点が挙げられる。1 つ目は、企業は必ずしも利潤最大化条件の下で経営戦略を策定するわけではない点、さらに 2 つ目は経済学的視点では企業の経営戦略や組織体制といった企業の内部要因に関して言及することが難しい点が指摘できる。これは、経済学において企業は完全競争の市場において経済的合理性の追求を行う経済主体と解釈しているため、経営戦略や組織体制は利潤最大化条件の下で設定されてしまうからである。しかし現実世界での企業の意思決定には、同業他社との相対的なポジション、社会的責任、長期的な目標と人材育成などの諸要因が寄与しており、策定される経営戦略の根底には、利潤最大化に加えて様々な要因が寄与している。こうした企業の内部要因の評価・考察は、

経済学的アプローチで発展してきた生産関数や統計的手法の適用が難しい。一方で経営学的アプローチでは、認知指標を用いて企業戦略や組織体制を考察する先行研究が数多く発表されており、その理論的検証もなされていることから、企業の内部要因を分析するツールとしては適していると考えられる。

従って、企業の環境経営の取り組みを評価する上で、取り組みの戦略については経営学的視点が重要であり、さらに取り組みの結果として得られる経済・環境パフォーマンスの評価には経済学的視点が重要であると考えられる。この戦略と成果の因果関係の分析には経済学と経営学の両方の視点が必要である。本研究では経済学的アプローチと経営学的アプローチを用いた領域横断型研究によって、企業の戦略に着目した環境経営のパフォーマンス評価を試みる。

1-4. 企業のパフォーマンス評価指標の分類

企業の経済活動及び環境保全取り組みの結果として得られるパフォーマンスには、多くの評価指標が存在する。図 1-5 は縦軸に経済パフォーマンスを、横軸に環境パフォーマンスをとった場合のパフォーマンス評価指標の図である。

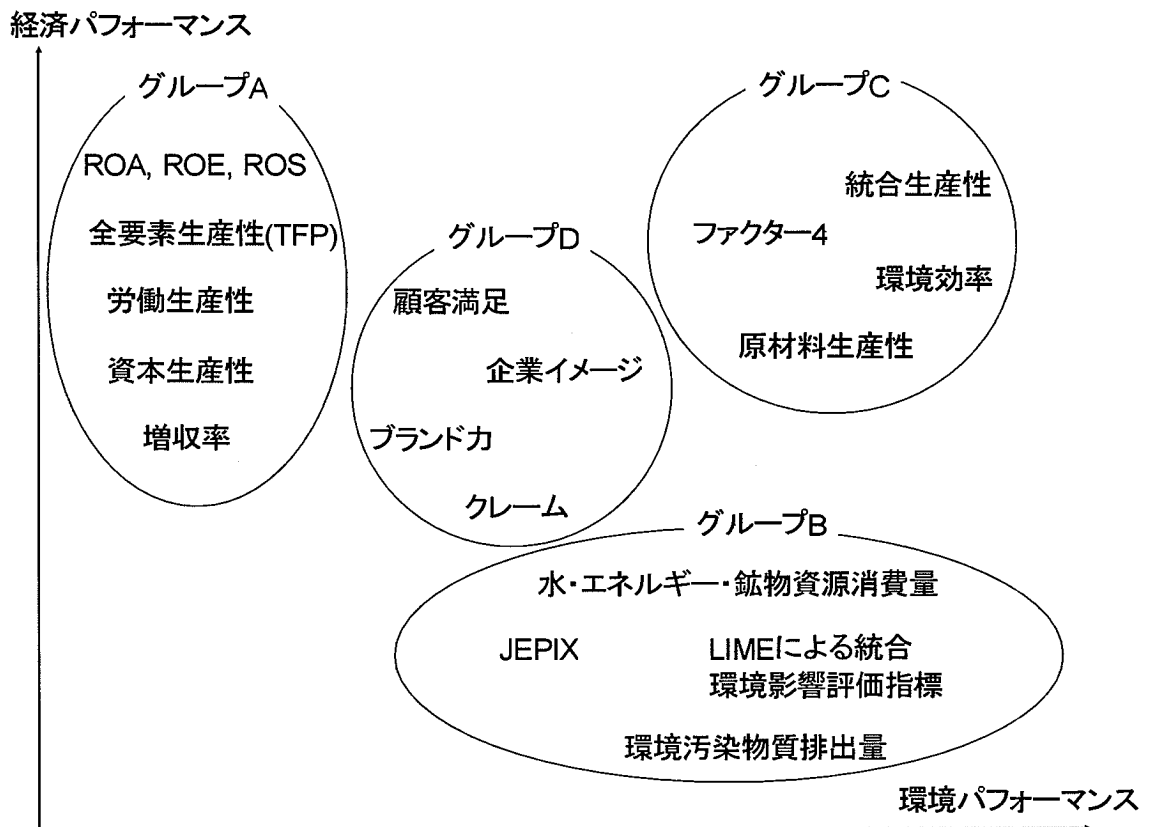


図 1-5 企業の経済パフォーマンスと環境パフォーマンス評価指標の概念図

(出典) 著者作成

グループ A は経済パフォーマンス評価を重視している一方で、環境パフォーマンス評価については反映することが難しい評価指標群である。逆にグループ B の評価指標群では、環境パフォーマンス評価として実践的に利用できるが、経済パフォーマンス指標として利用することは難しいことを表す。各グループの評価指標について説明を行なう。

1-4-1. 経済パフォーマンス評価指標

企業の経済パフォーマンスとは、企業の市場競争力、収益性、生産効率性など経済活動の結果として得られる指標で定義される。グループ A に分類された指標は経済パフォーマンスに着目した評価指標であり、生産性指標と収益性指標で構成される。経済パフォーマンス指標は、企業への投資・融資を行う株主や銀行などが企業経営の健全性を判定する判断基準となることから、企業の経営戦略を決定する上で重要な指標であるといえる。

(1). 生産性指標

生産性とは、投入と産出の比によって与えられる効率性であり、投入一単位当たりの産出量が増えれば生産性は向上したと評価される。生産性については、労働投入当たりの生産量で定義される労働生産性や、資本投入当たりの生産量で定義される資本生産性、さらにはすべての投入要素と産出量の関係によって定義される全要素生産性(Total Factor Productivity: TFP)の概念がある。全要素生産性とは、産出の増加が労働や資本などの投入要素の増加で説明できない部分を反映しており、一般に「技術進歩」を表す指標として経済学分野を中心に用いられている。

今日の TFP 計測手法は Solow(1957)¹²⁾と Farrell(1957)¹³⁾の考え方が基本となっている。前者はソロー残差⁴⁾としてマクロな TFP の計測方法として確立し、後者はフロンティア非効率性評価方法として確立した。フロンティア非効率性とは、最も効率的な企業群によって構成されるフロンティアラインを参照することによって各サンプルの非効率性を評価する手法である。この手法を用いる場合には、フロンティアラインを特定する必要があり、その特定方法にはコブダグラス型関数やトランスログ型関数を用いるパラメトリックな手法と、線形計画法を応用したノンパラメトリック関数による手法に分類される。前者は Aigner and Chu (1968)¹⁵⁾らによって確率的フロンティアモデル(Stochastic Frontier Analysis: SFA)として発展し、後者は Charnes et al. (1978)¹⁶⁾らによって包絡曲線分析法(Data Envelopment Analysis: DEA)として発展した。両分析法を用いた生産性分析の研究は 1990 年代に入り急速に増加している。

⁴ Solow(1957)¹²⁾, Jorgenson and Griliches(1967)¹⁴⁾によって発展した全要素生産性の推計方法であり、生産要素と投入要素の変化率の差(残差)を全要素生産性として計算する手法。

(2). 収益性指標

企業の収益性を表す代表的な指標としては、総資本利益率(Return on asset: ROA)や自己資本利益率(Return on equity: ROE)が挙げられる。ROAは企業の収益性を総合的に評価する指標であり、総資本(資本+負債)に対する企業の利益で定義される。ROEは、自己資本(株主資本)の運用効率を表す指標であり、投資家が最も注目する収益性指標の一つである。また売上高(経常)利益率(Return on Sales)は、企業の売上高に占める利益の割合で定義され、製品価格・サービスに占める利潤の割合を表している。ROSが高い企業ほど高付加価値な経済活動を達成していると言える。また、時系列での企業の成長率を反映する指標として増収率や増益率がある。前者は前年と比較した売上の変化率であり、後者は利益の変化率を指す。これらの指標以外にも多くの収益性指標が経営学や会計学を中心に応用・開発されている。

1-4-2. 環境パフォーマンス評価指標

企業の環境パフォーマンスとは、企業が行う経済活動に必要な資源・エネルギー投入量や製造過程で排出される環境汚染物質の強度によって、どれほど地球環境に負荷を与えているかを表す指標である。グループBに分類された指標は企業の環境パフォーマンスに着目した評価指標であり、資源・エネルギー消費量や環境汚染物質排出量、さらにはそれらを統合した統合化指標によって構成される。企業が環境パフォーマンス指標を用いた目標設定や環境経営を適用することで、自社が発生させている環境負荷やそれに係る対策の成果を的確に把握し、評価することが可能である。

(1). 資源・エネルギー消費量及び環境汚染物質排出量

企業(特に製造業企業)が行う経済活動には、投入要素として資源・エネルギーが必要であり、さらに生産過程においては環境汚染物質が排出される。こうした経済活動に伴う環境負荷量は、鉱物資源消費量やエネルギー消費量、CO₂、SO_x、NO_x、有害化学物質排出量などで表される。環境報告書ガイドライン2007年版には、「事業活動に伴う環境負荷及びその低減に向けた取組の状況」を表す情報・指標として、表1-2の10項目を挙げており、特に地域への影響が大きいと考えられる 3.水資源投入量、7.大気汚染・生活環境に係る負荷量、8.化学物質の排出量・移動量、10.総排水量については事業所別のデータを環境報告書に記載することが望ましいと述べている。

表1-2 環境報告書への記載が望ましい項目

投入要素	1. 総エネルギー投入量及びその低減対策
	2. 総物質投入量及びその低減対策
	3. 水資源投入量及びその低減対策
	4. 事業エリア内で循環的利用を行っている物質等
産出要素	5. 総製品生産量又は総商品販売量
	6. 温室効果ガスの排出量及びその低減対策
	7. 大気汚染・生活環境に係る負荷量及びその低減対策
	8. 化学物質の排出量・移動量及びその低減対策
	9. 廃棄物等総排出量・廃棄物最終処分量及びその低減対策
	10. 総排水量等及びその低減対策

(出典) 環境報告書ガイドライン2007¹⁷⁾

(2). 統合的環境パフォーマンス指標

企業が消費する鉱物資源・エネルギーや排出する環境汚染物質は多岐に渡り、それらすべての物質について環境パフォーマンスの全体像を包括的に評価し比較・考察することが望ましい。こうした問題に対して様々な環境パフォーマンス評価の統合化指標が開発されてきた。

環境政策優先度指数日本版 (Environmental Policy Priorities Index for Japan : JEPIX)¹⁸⁾は、環境格付研究の一環として科学技術振興事業団 (JST) から 2003 年に公表された日本における環境負荷の統合化指標であり、スイスの環境希少性 (Eco Scarcity) 評価手法にならって開発された。環境希少性評価手法の基本概念は、環境政策目標と実際の環境状態の乖離を、物質フローデータに基づいて評価することである。JEPIX を用いた包括的環境評価によって優先度の高い政策課題を明らかにすることが可能である。

こうした統合化指標に加えて包括的な環境影響評価手法も同時に開発されている。被害算定型環境影響評価手法 (Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling: LIME)¹⁹⁾は産業技術総合研究所で開発された統合化手法であり、製品によるさまざまな環境影響を被害金額という形で統合化し、単一指標を算出することが可能である。統合化のウェイトは疫学、気象学、保全生物学、保険統計学などの自然科学的知見と、アンケート調査データを用いたコンジョイント分析の適用や、環境経済学、社会学、心理学などの社会科学に基づく分析結果に基づいており、1000 種類以上の環境負荷物質の統合化ウェイトの選定を行っている。こうして得られた統合化ウェイトを用いて、自然環境を構成するエンドポイント(生態系や人間社会など)のうち、何を被害量の評価対象とするかを定義し、これに被害を及ぼし得る影響領域や環境負荷物質を抽出し、環境影響の被害金額を推計す

る。LIME を用いた統合環境効率指標の推計は、東京電力やユニ・チャームなど複数の企業の環境報告書に利用されている。

1-4-3. 環境と経済の両立性指標

前述した環境パフォーマンスの評価指標を用いることで、企業の経済活動によって生じる地球環境負荷を計測することは可能であるが、一方でその負荷量の変化が環境取り組みによって達成されたのか、もしくは生産規模の縮小によって達成されたのかが明確ではない。企業が消費する資源・エネルギー投入量や排出される環境汚染物質量は製品生産量に比例するため、企業の環境取り組みの成果としてグループ B の評価指標を直接的に利用することは難しい。これらの問題に対して、グループ C の評価指標が必要となる。

(1). 環境効率性指標

環境効率とは「より少ない資源利用や環境汚染物質の排出で、より多くの財とサービスを創造すること」を念頭に計測される効率性である。具体的には資源投入量 1 単位当たりの生産量や、環境汚染物質の排出量 1 単位当たりの生産量で与えられ、環境効率が上昇することは資源生産性や環境汚染防止技術の向上を意味する。環境効率は次の 2 つの目標を達成することによって上昇する。1 つ目は「資源の使用効率を改善することにより、より少ないエネルギー・原材料の投入でより多くの財やサービスを生産する」ことであり、2 つ目は「環境への影響を横這い、もしくは減少させながら消費者への付加価値を高める新しい製品、サービスの開発」である。この環境効率を上昇させることが出来れば、生産量を減らすことなく資源消費量や環境汚染物質排出量を減らすことが可能であることから、環境効率は持続的な発展を成功させるための重要な指標であると考えられる。近年、環境情報が明確に示された製品への要望が消費者の中で高まっており、政府も環境に配慮している製品を購入するように呼びかけている。このような状況の中で環境効率は製品の環境情報を積極的に提供し、同時に製品機能・性能という価値の向上も容易に示せる利点を兼ね備えた指標として関心が高まっている。また、環境効率の考え方を具体的な指標としてとらえているのが、「ファクター」のコンセプトである。ファクターとは、商品やサービスの効率が、あるベースラインと比較して何倍の効率に達しているかを示す指標である。ローマクラブのレポート「第一次地球革命」の中に「ファクター 4」の考え方が提唱されている。「ファクター 4」は環境対策を進め発展途上国の問題を解決するためには、豊かさを 2 倍、環境負荷を半分にすることで達成可能とする考え方である。多くの企業で「ファクター」を初めとする環境効率指標を自社の環境取り組みの評価指標として用いている。

(2). 統合生産性指標

前述した環境効率性指標を用いることで環境パフォーマンス評価を行うことが可能で

あるが、一方で企業の経済効率性を反映できないという短所も指摘されている。民間企業の最大の目的は利潤追求であることから、経済パフォーマンスが明示的に評価されない環境効率のみによって決定される企業の環境戦略や取り組み方針では、企業の経済効率性を悪化させる危険性を持つ。しかしながら、経済パフォーマンスの評価指標として用いられる生産性指標や財務指標には、CO₂排出量や有害化学物質排出量などの製造過程で排出される環境汚染物質(以下、環境産出財)の削減取り組みを、明示的に生産性に反映させた研究はほとんど行なわれていない。その理由として従来の生産性指標や収益性指標では環境産出財を用いた生産性分析が理論的に難しい点がある。Hailu(2000)²⁰⁾によれば「これまでの生産性分析では労働、資本といった投入財と売上や付加価値といった産出財によって全要素生産性や技術進歩などが評価されてきた。そして資源枯渇や環境汚染については、ほとんど考慮されていなかった。このような市場財にのみに注目した生産性分析では、得られた結果を用いた政策提言などは環境負荷をいっそう高めるものになってしまう恐れがある。」と述べている。

この問題に対して、Chambers et al. (1996)²¹⁾は DEA の考え方を応用し、環境産出財を用いた場合でも効率性評価が可能な指向性距離関数(Directional Distance Function: DDF)という評価方法を提唱した。DDFによってこれまでの生産性分析では明示的に考慮することが難しかった環境負荷を生産性に組み込むことが可能となった(以下、環境負荷を考慮した生産性を統合生産性とする)。

1-4-4. 競争優位性指標

グループA, B, Cで説明した指標の多くは企業の財務会計報告や環境汚染物質排出量のモニタリングによって得られる数値データ(絶対尺度データ)を用いた評価指標である。しかしながら、消費者が企業に対して持っているイメージや顧客満足性などを絶対尺度の数値データを用いて明示的に表すことは難しく、計測にはアンケート調査などの認知指標(順序尺度データ)を利用する必要がある。一方で経営学の分野ではリッカート5段階評価などの順序尺度を用いて、これら競争優位性の認知指標を計測し分析する研究が数多く発表されており、その理論的検証も行われている。従って、こうした競争優位性などのパフォーマンス指標測定については、経済学的アプローチに比べて、経営学的アプローチを用いた評価が適していると考える。

1-5. 研究の目的と意義

企業の環境保全取り組みを評価し改善策を提示する場合には、取り組みの結果として得られる環境パフォーマンスの包括的な評価、さらには取り組みに必要なコストが経済効率性に与える影響などを明らかにする必要がある。また、先進国と比べて市場や顧客が企業の環境経営に対して関心が低い途上国において、環境保全に取り組むインセンティブが低い

途上国企業を対象に汚染対策をどのように推し進めるかは、今後の持続可能な発展を達成するための重要なポイントとなる。以上の点をふまえて、本研究では下記の4つの目的を設定する。

目的 1. CO₂ や有害化学物質等の影響の次元が異なる環境負荷物質に対して、従来の統合化指標の問題点を整理した上で、より包括的な企業の環境パフォーマンス評価方法の構築を目指す。(第2章)

目的 2. 特性が異なる業種に一齐に環境負荷物質の排出規制が施行される場合に、企業が対策を講じるために必要なコストが経済効率性に対して与える圧力は業種によってどのように異なっているかを明らかにする。(第3章)

目的 3. 環境へ取り組むインセンティブが比較的弱い途上国企業において、環境保全取り組みの奨励を目的とした投資を行う場合に、企業規模や限界削減費用を考慮した最適な投資配分の組み合わせを明らかにする。(第4章)

目的 4. 途上国企業に対して自主的かつ積極的に環境経営に取り組むインセンティブ与えるためには、環境経営が長期的には競争優位を向上させる働きを持つことを先進国の事例で証明する必要がある。従って、国内製造業を対象とした企業の環境保全への意識、組織体制・構造、政府規制や社会・市場の要請が企業の取り組みに与える影響を分析し、環境経営が経済パフォーマンスに対してどのような影響を与えているかを経営学的アプローチと経済学的アプローチの2つの手法を組み合わせることで明らかにする。(第5章)

1-6. 研究のフレームワーク

本研究の分析フレームを図 1-4 に示す。第2章では、環境パフォーマンスを計る代表的な指標として多くの企業の環境報告書や CSR 報告書で採用されている環境効率に着目し、その特性と問題点を整理したうえで Data Envelopment Analysis (DEA) と Inverted DEA を適用することにより、各企業にとって最適な環境経営戦略の提示や包括的な視野からのトップランナーの特定が可能な環境パフォーマンス評価方法の構築を目指す。

第3章では環境保全の取り組みに必要な追加的コストと経済効率性の関係に着目する。企業が環境保全に取り組む追加的コストは業種によって異なっているが、米国 TRI や日本・欧州の PRTR 制度、欧州の Reach 規制などのように製造業全体を一齐に規制対象とする施策に対して、経済性を圧迫せずに企業は対応出来ているかどうか、さらに対応できている企業割合は業種によって異なっているかどうかを考察することは、規制のインパクトを評価する上で重要である。そこで、企業の環境への取り組みについて環境汚染物を考慮した生産性分析を適用し、異なる業種特性を持つ国内製造業 10 業種を対象に、企業が経済効率性を圧迫することなく削減を達成しているかどうかについて分析を行い、取り組みコス

トが経済効率性に与える影響が特定可能な分析フレームの構築を目指す。

第4章では途上国企業の取り組みを推し進めるための最適戦略について述べる。持続的開発を達成するためには、先進国はもちろん途上国の製造業企業の積極的な環境保全取り組みが必要不可欠である。しかしながら、途上国の市場では企業が行う環境経営やその取り組みに対する関心は先進国に比べて低い。従って、途上国企業が高いモチベーションで自発的に環境への取り組みを行うインセンティブは低く、プロアクティブな環境経営を期待することは難しい。こうした背景において、途上国企業から排出される環境汚染排出量を削減するための1つの案として、途上国政府による環境保全を目的とした予算配分、さらには先進国による政府開発援助(ODA)やクリーン開発メカニズム(CDM)などを通じて政策的に企業の環境への取り組みを高めるような開発を行う方法が挙げられる。本章では、異なる生産規模や生産技術を持つ複数の生産主体において、限られた投資予算に対して最大の効果が得られるような配分(最適配分)を導き出す分析フレームの構築を目的とする。

第5章では途上国企業に環境経営を導入するインセンティブを提示するためには、環境経営が長期的には経済パフォーマンス向上に寄与するという実践的かつ説得力のある説明を行なうことを目的とする。特に、企業の内部要因である環境経営戦略や組織体制に重点を置き、環境への取り組みがどのような因果構造メカニズムによって経済的パフォーマンスを改善させているかを明らかにすることで、より説得力のある分析フレームによって環境と経済の関係性の説明を行なう。

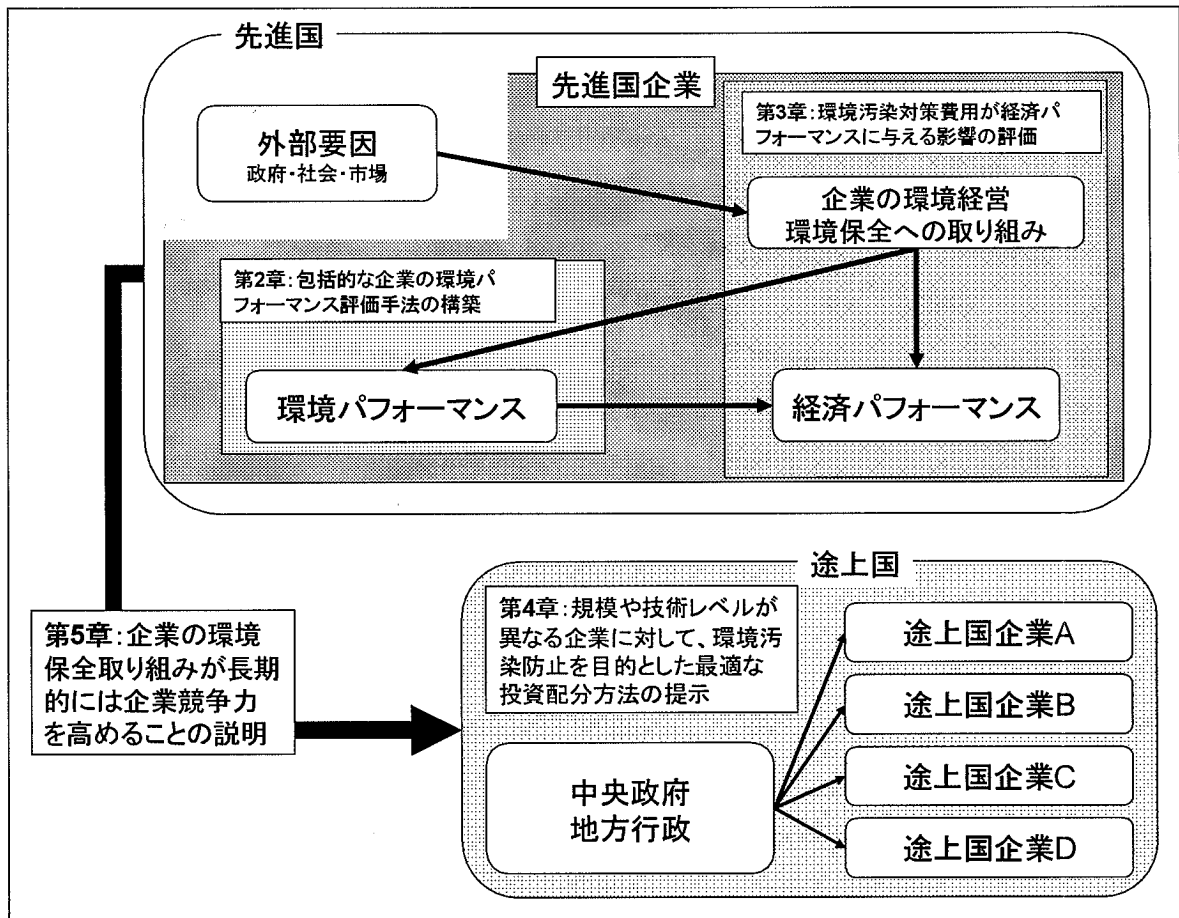


図 1-6 本研究の構造と分析フレームワーク

(出典) 著者作成

参考文献

- 1) Porter, M. (1991). "America's green strategy." *Scientific American* 264(4): 168.
- 2) 環境省 (2007). 『環境にやさしい企業行動調査結果 2007 年度版』, 環境省.
- 3) Baas, L.W. (1995). "Cleaner production: Beyond projects." *Journal of Cleaner Production* 3(1-2): 55-59.
- 4) Walley, N. and Whitehead, B. (1994). "It's not easy being green." *Harvard Business Review* 72(3): 46-47.
- 5) Porter, M.E. and Linde, C.v.d. (1995). "Green and competitive: Ending the stalemate." *Harvard Business Review*, 73(5): 120-134.
- 6) Wagner, M., Phu, N.V., Azomahou, T. and Wehrmeyer, W. (2002). "The relationship between the environmental and economic performance of firms: An empirical analysis of the European paper industry." *Corporate Social Responsibility and Environmental Management* 9(3): 133-146.

- 7) Schaltegger, S. and Synnestvedt, T. (2002). "The link between 'green' and economic success: Environmental management as the crucial trigger between environmental and economic performance." *Journal of Environmental Management* 65: 339-346.
- 8) Al-Tuwaijri, S.A., Christensen, T.E. and Hughes, K.E. (2004). "The relations among environmental disclosure, environmental performance, and economic performance: A simultaneous equations approach." *Accounting, Organizations and Society* 29: 447-471.
- 9) Lee, J.D., Park, J.B. and Kim, T.Y. (2002). "Estimation of the shadow prices of pollutants with production/environment inefficiency taken into account: A nonparametric directional distance function approach." *Journal of Environmental Management* 64: 365-375.
- 10) 金原達夫 (2000). 『やさしい経営学』, 文眞堂.
- 11) 日本化学工業協会 (2006). 『平成 18 年度事業報告書』, 日本化学工業協会.
- 12) Solow, R.M. (1957). "Technical change and the aggregate production function." *The Review of Economics and Statistics* 39: 312- 320.
- 13) Farrell, M.J. (1957). "The measurement of productive efficiency." *Journal of Royal Statistical Society* 120(3): 253-290.
- 14) Jorgenson, D.W. and Griliches, Z. (1967). "The explanation of productivity change." *Review of Economic Studies* 34: 249-283.
- 15) Aigner, D.J. and Chu, S.F. (1968). "On estimating the industry production function." *American Economic Review* 58: 826-836.
- 16) Charnes, A., Cooper, C.C. and Rhodes, E. (1978). "Measuring the efficiency of decision making units." *European Journal of Operational Research* 2(6): 429-444.
- 17) 環境省 (2007). 『環境報告書ガイドライン～持続可能な社会をめざして～(2007年版)』, 環境省.
- 18) 科学技術振興事業団 (2003). 『JEPIX 報告書』, 科学技術振興事業団.
- 19) 伊坪徳宏, 稲葉敦 (2005). 『ライフサイクル環境影響評価手法 LIME-LCA, 環境会計, 環境効率のための評価手法・データベース』, 産業環境管理協会.
- 20) Hailu, A. and T. S. Veeman. (2000). "Environmentally sensitive productivity analysis of the Canadian pulp and paper industry, 1959-1994: An input distance function approach." *Journal of Environmental Economics and Management* 40: 251-274.
- 21) Chambers, R., Chung, Y., Färe, R. (1996). "Benefit and distance functions." *Journal of Economic Theory* 70(2): 407-419.

第2章 統合環境効率評価と環境パフォーマンス改善戦略の考察

本章では、環境パフォーマンスを計る代表的な指標として多くの企業の環境報告書やCSR報告書で採用されている環境効率に着目し、その特性と問題点を整理したうえで Data Envelopment Analysis (DEA)と Inverted DEA を適用することにより、各企業にとって最適な環境経営戦略の提示や総合的な視野からのトップランナーの特定が可能な環境パフォーマンス評価方法の構築を目指す。

2-1. 背景と目的

2-1-1 企業の環境パフォーマンス評価

企業の経済活動によって生じる環境負荷(環境パフォーマンス)をどのように評価すべきであろうか？企業の経済活動に起因する環境問題は多様であり、必要となる対策も多岐に渡る(表2-1)。さらに企業から排出される環境負荷物質はトレードオフの関係にある場合が考えられる。例えば、資源枯渇問題の対策としてリサイクルに積極的に取り組んだ結果、CO₂排出量が増加するなどのケースが存在する。このような汚染物質の削減取り組みの間にトレードオフの関係が生じる可能性があるとするれば、企業の環境パフォーマンス評価には個別の環境負荷についての評価に加えて、すべての環境負荷を統合的に評価する視点が重要であると言える。

表2-1 国内企業が抱える主な環境問題と対策方法及び関連する法律

環境問題	原因物質	対策方法	法規制
水質汚染	COD, BOD, 六価クロム	廃水処理	水質汚濁防止法
大気汚染	SO _x , NO _x , VOC, PM ₁₀	排ガス処理	大気汚染防止法
土壌汚染	ダイオキシン, ゴミ, 産業廃棄物	廃棄物処理, 3R	土壌汚染対策法
地球温暖化	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, SF ₆	省エネ, CCS ¹	地球温暖化対策推進法 ²
資源枯渇	希少金属, 水資源, 石油	3R, エコデザイン	省エネ法 ³

(出典)著者作成

さらに第1章でも述べたように企業の汚染排出量は原材料投入量に依存するため、企業が世界的な不況によって生産量の減産を行った場合には、必要となる原材料投入量も少なくなることから、汚染排出量も削減される。従って、汚染排出量の絶対値によって企業の

¹二酸化炭素回収・貯蔵技術(Carbon Dioxide Capture and Storage: CCS)

²地球温暖化対策の推進に関する法律

³エネルギーの使用の合理化に関する法律

環境パフォーマンスを評価した場合に、その排出量の変化が削減取り組みで達成したのか、生産活動の縮小によるものなのかを明確に判断することが難しい。さらに企業が設定した汚染物質排出量の目標に対して、積極的に排出削減に取り組んでいた場合でも、予定外の生産拡大を行うことで目標となる排出量を超えてしまうケースが考えられるため、目標との整合性を保つ点でも問題が生じる。こうした指摘に対して、財・サービス生産量と環境負荷量との比で定義される環境効率を用いることで上記の問題点を解決し、企業の資源生産性や環境汚染防止技術の評価が可能である。

2-1-2. 環境効率の利点と問題点

企業の環境パフォーマンスを測る代表的な指標として、WBCSDが提唱する環境効率(eco-efficiency)がある^{1) 2)}。環境効率は、産出を資源投入量もしくは環境汚染排出量で除した割合で定義され、環境効率が上昇すれば環境パフォーマンスは改善したと言える。さらに環境効率を測定することで、自社の環境取り組みの具体的な目標が設定可能であり、その達成水準を確認して評価に結び付けることができる。

現在多くの企業の環境報告書で、積極的な企業努力の成果を社外に対して分かりやすく伝えるツールとして環境効率が利用されている。消費者や株主にも理解しやすい指標を用いることで、企業は目標に向けて実際に行動を起こし、具体的な環境負荷低減の成果を示す必要がある。従って環境効率を用いることにより、実践をとまなう目標管理を実現することが期待できる。表2-2は各企業の環境効率測定に用いたデータ項目をまとめた表である。表2-2からも分かるように、企業によって使用している分子・分母のデータ項目は多様である。環境効率は資源投入量あるいは環境負荷に対する財・サービスの生産量によって測定可能であるが、資源投入に用いられるデータには水資源、エネルギー資源、原材料などがあり、環境負荷に用いられるデータにもCO₂排出量、廃棄物排出量、有害化学物質排出量といった複数のデータ項目が挙げられる。企業では個々のデータの組み合わせによって得られた指標を用い、目標を設定している。しかし、これらの環境効率の測定方法には次のような問題点が存在する。

WBCSD¹⁾によれば「環境効率は、投入と産出の両者を確認する指標に依存する」とある。つまり、環境効率の計測に使用する指標の選び方や統合の方法によって環境効率の値は変わってしまうということである。さらにLivio-DeSimone(1997)³⁾では「環境効率を用いる上での問題点は、ひとつの環境パラメータの改善により、別の環境パラメータの悪化が見逃される危険性がある。この問題は、主要パラメータのすべてをカバーする広範な個別測定値を用いることによって緩和できるが、専門家でない人々は詳細な情報を把握することが難しいため、環境影響と財・サービスの生産とを関連つける単一の測定値が求められる」とある。また、金原・金子(2005)⁴⁾は「特定の指標の環境効率が高いからといって、それが社会として環境負荷を削減し環境効率を高めるとは限らない。ひとつの指標の改善が他の

指標を悪化させる危険があることにも注意しなければならない」と指摘している。これらの問題点に対して、環境負荷を総合的に評価する統合化指標が必要となる。

表 2-2 各企業が環境効率の測定に用いた指標

企業名	環境効率指標の名称	分子に用いた項目	分母に用いた環境負荷項目
トヨタ自動車 ⁵⁾	環境効率性指標	売上高	1. CO ₂ 排出量 2. 廃棄物発生量
日本特殊陶業 ⁶⁾	エコ・エフィシエンシー	付加価値生産額	1. 生産による CO ₂ 排出量 2. 廃棄物排出量
NTT 東日本 ⁷⁾	環境効率性指標	売上高	1. CO ₂ 排出量 2. 純正パルプ総使用量 3. 廃棄物最終処分量
富士フィルム ホールディング ス ⁸⁾	環境効率指標	売上高	1. 温暖化ガス排出量 2. 天然資源投入量 3. 揮発性有機化合物排出量 4. 容器包装材料使用量 5. 廃棄物発生量 6. 水投入量
富士重工業 ⁹⁾	環境経営指標	売上高	1. CO ₂ 排出量 2. PRTR 移動排出量 3. 廃棄物量
ブリヂストン ¹⁰⁾	環境効率指標	売上高	1. CO ₂ 排出量 2. 主要原材料使用量 3. 廃棄物最終処分量 4. 水資源投入量 5. 揮発性有機化合物排出量

(出典) 各企業の報告書より著者作成

2-1-3. 統合環境効率の適用事例

Livio-DeSimone(1997)³⁾や金原・金子(2005)⁴⁾の指摘に対し、多様な環境への影響を評価するための統合化指標及び手法として、国内では JEPIX¹¹⁾や LIME¹²⁾、海外ではスイスのエコ・ポイント¹³⁾やオランダのエコ・インディケーター¹⁴⁾などが提案されている。これらの指標は地球温暖化、大気汚染、水質汚染、土壌汚染などによる環境への影響を重みづけし、多様な環境影響度を単一指標で評価する方法である。利点としては、見る側にとって分か

りやすく企業間の比較が容易であるという利点がある。表 2-3 はこれら統合化指標を利用することで統合環境効率を計算している企業名と、用いたデータ項目及び統合化手法をまとめたものである。東京電力やユニ・チャームでは統合化手法に LIME を利用している。一方で JEPIX を利用した企業には東京電力、大日本印刷、旭化成、住友化学などがあり、東京電力では、LIME と JEPIX の両指標を用いて比較している。

これらの統合化指標に共通する問題として、得られる指標はウェイトの決定方法によって変化するため、CO₂を1トン排出することによる地球温暖化への影響と、SO₂を1トン大気中に排出することによる人健康への影響といった、異なる評価対象次元の指標に対して、どのように重み付けするかが問題となる。

表 2-3 統合環境効率を用いている企業一覧

企業名	環境効率	分子の定義	分母の定義	
	指標の名称		環境負荷項目	統合化手法
東京電力 ¹⁵⁾	環境効率	売上高	環境負荷総量	LIME, JEPIX
ユニ・チャーム ¹⁶⁾	環境効率	売上高	環境負荷総量	LIME
大日本印刷 ¹⁷⁾	環境効率	生産高	エコポイント	JEPIX
旭化成 ¹⁸⁾	環境効率	売上高	エコポイント	JEPIX
住友化学 ¹⁹⁾	環境効率	生産量, 売上高	エコポイント	JEPIX
三井化学 ²⁰⁾	エコ効率	売上高	環境負荷統合化数	パネル法 ⁴⁾

(出典) 各企業の報告書より著者作成

⁴ パネル法は、専門家や一般消費者等がアンケートまたはグループディスカッションを通じて環境影響の価値付けを行う方法である。様々な思想の総意として重み付け係数を設定している点で統合的な評価手法であるといえる。その一方でアンケートにおける説明の仕方によるバイアスや質問対象者の選択方法の一般性をどのようにして確保するのかという課題がある。

2-1-4. DEA を用いた統合環境効率の研究

Tyteca(1996)^{21), 22)}や Olsthoorn(2001)²³⁾では環境パフォーマンス評価指標の比較を行っているが、両論文とも Data Envelopment Analysis(DEA)を用いた環境パフォーマンス評価方法を使用することを勧めている。その理由としては、統合化の方法に柔軟性を持っており、多投入多産出のデータにも対応可能である点や、線形計画法を用いて計算していることから、得られた結果に対して頑健性がある点などが挙げられる。また、効率性は基準化されており、常に 0 から 1 の間を取るので比較が容易である。以下、DEA を用いた環境パフォーマンス評価について研究している論文を紹介する。

Kuosmanen(2004)²⁴⁾は WBCSD の環境効率の考え方にに基づき、経済価値と環境への影響の比率尺度によって環境効率を測定している。分析方法は費用便益分析法(Cost Benefit Analysis: CBA)に DEA の可変ウェイトを適用した DEA-based CBA Model を用いている。この分析法の特徴は、経済価値を表す市場産出データと環境へのプレッシャーを表す資源消費データ、環境汚染物質データが複数ある場合でも、それらすべてのデータを用いて、ひとつの統合指標として環境効率を評価することが出来るという点である。この分析法では各環境汚染物質の可変ウェイトを価格(Shadow price)とみなすことによって、費用データを必要とせずに DEA による統合環境効率性の評価が可能となる。また、DEA は各生産主体が各々にとって最も都合のいいようにウェイトを選択出来るという分析法である。その結果、この方法を用いた場合は費用が 0 となる非現実的な評価基準を用いるケースが多々あるが、その非現実的な評価基準を用いたのにもかかわらず非効率的と評価される生産主体が存在するという点を重要視しなければならないと著者は説明している。この DEA-based CBA Model は DEA の特徴である評価の公平性に加えて、環境汚染物質の費用データを必要としない点などを兼ね備えた費用分析法といえる。

Munksgaard(2005)²⁵⁾は Kuosmanen(2004)と同様に DEA を用いた環境パフォーマンス指標の作成方法を提案している。分析方法には次のステップを踏んでいる。まず、産業連関分析を用いて、環境汚染財の排出一単位当たりのダメージコストの最大最小値を推計している。そして、そのダメージコストの最大最小値をウェイトの制約条件として DEA を用いて、環境パフォーマンス評価を行っている。ウェイトに上限下限の制約を用いることで、上記の Kuosmanen(2004)の研究のように非現実的な結果になることはないが、その制約を決定するまでの作業と制約範囲の妥当性の検証が必要となる。分析にはデンマークの産業連関表を用いており、市場産出財には最終消費金額、環境算出財には CO₂, CH₄, N₂O, SO₂, NO_x, CO を用いている。

これらの先行研究には次の問題点が挙げられる。1 つ目は、DEA で使用される可変ウェイトは各生産主体にとって最も都合の良い組み合わせで決定されるため、はずれ値が分析サンプル内に含まれている場合には、フロンティアラインをゆがめてしまう危険性が存在する。2 つ目は、先行研究の多くは得られた効率値のみに着目しており、可変ウェイトの

組み合わせについてはあまり言及されておらず、各生産主体の特性についての考察がなされてこなかった。DEA から得られる統合環境効率性と可変ウェイトは、生産主体が業界内で位置するポジションを明確にすることが可能であり、さらにフロンティアライン上に位置する企業と自社を比較することで、効率性改善を達成するためには、環境保全取り組みのどの部分に力を入れるべきかを考察することが出来る。

2-1-5. 本章の目的

本研究では、企業の環境パフォーマンスを総合的に評価する統合環境効率指標を、DEA を用いて開発することを目的とする。これまでに DEA を用いた環境パフォーマンス評価手法の開発はすでに行われているが、これらの研究では特異なサンプルの扱いについて言及されていない。そこで、本分析では DEA に加えて Inverted DEA (IDEA) を補完的に用いた分析を行うことで、この問題点の解決を図る。さらに、DEA と IDEA から得られる可変ウェイトより各生産主体の特性を考察し、各企業がどの部分に長所・短所を持っているかを明らかにし、効率性を改善させるための最適な戦略を提示する。DEA と IDEA を用いた企業の最適戦略を考察するという研究はこれまでほとんど行なわれていないことから、この点が本研究のユニークな部分であると考えられる。

2-2. 分析方法

2-2-1. Data Envelopment Analysis (DEA)

DEA は Farell のフロンティア非効率の考え方をノンパラメトリック分析に応用したもので Charnes and Cooper²⁶⁾らにより確立された手法である。DEA は複数の投入・産出要素を同時に扱うことが可能であり、これらの総合的な効率性を評価可能である点が特徴である。

今 N 個の企業からなる生産可能集合が P 種類の投入財によって Q 種類の財を産出する生産活動をしているとする。このとき、 k 番目の企業の生産可能集合に対する効率性 β_k^{DEA} ($0 \leq \beta_k^{DEA} \leq 1$) は以下の式(1)~(3)で表される。仮に $\beta_k^{DEA} = 1$ であれば、 k 番目の企業は効率的でありフロンティアライン上に位置することを表しており、逆に $\beta_k^{DEA} < 1$ の場合には非効率であることを意味する。フロンティアラインとは、効率的と評価された企業によって規定される曲線を指す。

目的関数

$$Max. \quad \beta_k^{DEA} = \frac{\sum_{q=1}^Q u_q y_{q,k}}{\sum_{p=1}^P v_p x_{p,k}} \quad (1)$$

制約式

$$\frac{\sum_{q=1}^Q u_q y_{q,i}}{\sum_{p=1}^P v_p x_{p,i}} \leq 1 \quad (2)$$

$$v_p \geq 0, \quad u_q \geq 0, \quad i = 1, 2, \dots, k, \dots, N \quad (3)$$

$x_{p,i}$ は $N \times P$ の投入データ行列 X の p 行 i 列番目の要素であり、 $y_{q,i}$ は $N \times Q$ の投入データ行列 Y の q 行 i 列番目の要素である。 u は投入データの可変ウェイト、 v は産出データの可変ウェイトである。この可変ウェイト u と v は各企業の効率性を最大化するように決定され、サンプルごとに値が違ってよいとする。効率性 β_k^{DEA} は投入と産出それぞれの可変ウェイトとデータの積(以下、ウェイト負荷データ)の比率尺度によって決定される。この分数計画問題は次の線形計画問題へと変形することが可能である。

目的関数

$$Max. \quad \beta_k^{DEA} = \sum_{q=1}^Q u_q y_{q,k} \quad (4)$$

制約式

$$\sum_{p=1}^P v_p x_{p,k} = 1 \quad (5)$$

$$\sum_{q=1}^Q u_q y_{q,i} \leq \sum_{p=1}^P v_p x_{p,i} \quad (6)$$

$$v_p \geq 0, \quad u_q \geq 0, \quad i = 1, 2, \dots, k, \dots, N \quad (7)$$

この分数計画問題と線形計画問題が同義であることは Charnes and Cooper²⁶⁾によって証明されている。この線形計画問題の双対形は次のように書ける。

目的関数

$$\text{Min. } \beta_k^{DEA} \quad (8)$$

制約式

$$\sum_{i=1}^N x_{p,i} \lambda_i \leq \beta_k^{DEA} x_{p,k} \quad (9)$$

$$\sum_{i=1}^N y_{q,i} \lambda_i \geq y_{q,k} \quad (10)$$

$$\lambda_i \geq 0 \quad (i=1,2,\dots,k,\dots,N) \quad (11)$$

λ は非効率な各企業が参照するフロンティアライン上の点を一意に決定するパラメータである。制約式の左辺はフロンティアラインを表しており、右辺は評価対象となるデータセットを用いる。このモデルでは各企業がフロンティアラインに対して、産出財 y を変化させずに投入財 x をどこまで削減できるかを測定しており、削減可能分は「 $1-\beta_k^{DEA}$ 」で表される。 $\beta_k^{DEA} < 1$ のときは評価対象の企業には削減可能な余剰投入財が存在するため、非効率とみなされる。

2-2-2. Inverted Data Envelopment Analysis (IDEA)

DEAは最も効率的な企業群で規定されるフロンティアラインを基準に効率性の評価を行う手法であるが、これに対して最も非効率な企業群で規定されるボトムラインを基準に効率性の評価を行う Inverted Data Envelopment Analysis (IDEA) が提案されている^{27), 28)}。IDEAの計算式は、DEAの計算式から不等号の向きと β の乗ずる場所を変えている。IDEAを解くことによって、どの企業が分析対象内で最も非効率かを評価することが可能である。計算式は下記で定義される。

目的関数

$$\text{Min. } \beta_k^{IDEA} \quad (12)$$

制約式

$$\sum_{i=1}^N x_{p,i} \lambda_i \geq x_{p,k} \quad (13)$$

$$\sum_{i=1}^N y_{q,i} \lambda_i \leq \beta_k^{IDEA} y_{q,k} \quad (14)$$

$$\lambda_i \geq 0 \quad (i=1,2,\dots,k,\dots,N) \quad (15)$$

IDEAでは各企業がボトムラインを基準に非効率性を評価しており、 β_k^{IDEA} が1のときは評価対象の企業は最も非効率であると評価される。また、 β_k^{IDEA} が0に近づくほどボトムライ

ンから離れていることを意味し、より効率的な企業であることを表す。さらにDEAの問題点として指摘されている、ほとんどすべての生産主体のDEA効率性が1に近い場合にその比較を行うことが難しい点や、特異な活動をする生産主体が効率的に評価されることでフロンティアラインを歪める問題点などを、IDEAを補完的に用いることで解消出来る。

DEAとIDEAの評価方法の違いを簡便に説明するために、Z1からZ7までの7つの生産主体による2投入1産出の生産活動を考える。図2-1はDEAの評価方法の概念図であり、図2-2はIDEAの評価方法の概念図である。図2-1と図2-2は縦軸と横軸にそれぞれ産出当たりの投入財を用いている。この場合、原点Oに近いほど少ない投入財で多くの産出財を生産していることから効率的であり、原点Oから離れるほど非効率であると言える。図2-1では、DEAの評価基準となるフロンティアラインはZ1, Z2, Z7で規定されており、このときZ3のDEA効率性 β_{Z3}^{DEA} は、原点OからZ3への線分OZ3とフロンティアラインとの交点Pを用いて $\beta_{Z3}^{DEA} = |OP|/|OZ3|$ で計測される。一方で図2-2では、IDEAの評価基準となるボトムラインがZ5, Z6, Z7によって規定され、Z3のIDEA非効率性 β_{Z3}^{IDEA} は原点OからZ3への半直線OZ3とボトムラインの交点Qを用いて $\beta_{Z3}^{IDEA} = |OZ3|/|OQ|$ で計測される。

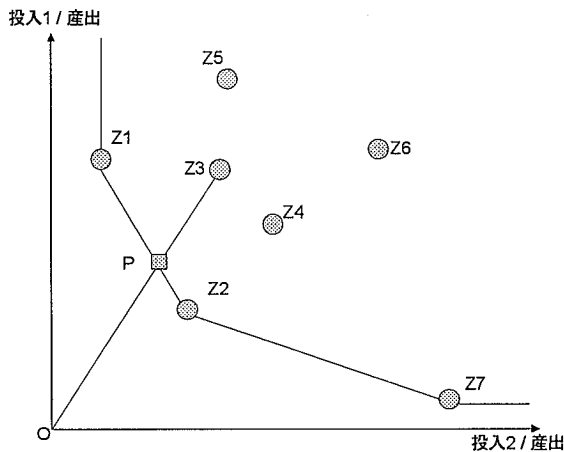


図2-1 2投入1産出でのDEAの概念図

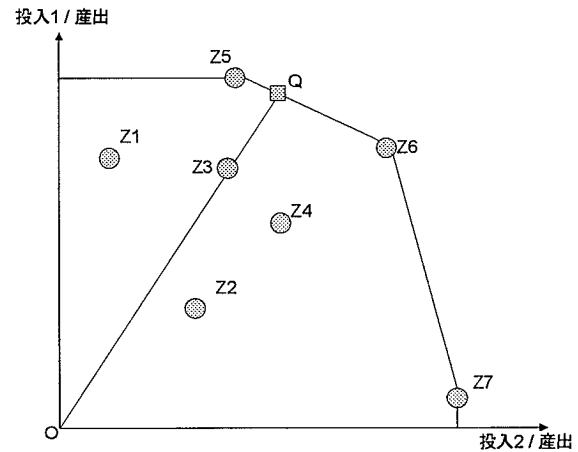


図2-2 2投入1産出でのIDEAの概念図

(出典) 著者作成

DEAとIDEAの分析結果を組み合わせることにより、2つの基準値 α_1 , α_2 を用いることで、表2-4のように4のグループにサンプルを分類することが可能である。1つ目のグループはDEA効率性が高くIDEA非効率性が低いサンプルで構成される'Efficient'の集合であり、これらのサンプルはフロンティアライン近傍に位置する。2つ目のグループはDEA効率性が低くIDEA非効率性が高い企業で構成される'Inefficient'であり、ボトムライン近傍に位置するサンプル群である。3つ目のグループはDEA効率性が高く、さらにIDEA非効率性も高いサンプルを指し'Isolate'と呼ぶ。

DEA効率値とIDEA非効率値の両方で高い値を取るサンプルは、活動の傾向が他のサンプル

と大きく異なっていると考えられ、特異なサンプルとみなすことが可能である。'Normal'は上記3つのグループに当てはまらないサンプルを指す。このような分類方法を用いることによって、従来のDEAでは考察することが難しかったサンプルの特異性などについても考察が可能である。図2-1と図2-2で用いたZ1からZ7のサンプルを4つのグループに分類すると、Z1とZ2がEfficient、Z3とZ4がNormal、Z5とZ6がInefficient、Z7がIsolateと評価される。

基準値 α_1 , α_2 の推計方法にはクラスター分析の適用などが先行研究で報告されているが²⁷⁾、本研究では $\alpha_1=1$, $\alpha_2=1$ と設定した。その理由として、本研究でIDEAを用いる最大の目的は、はずれ値によってフロンティアラインが歪められ、他サンプルのDEA効率性が影響を受けるのを防ぐためである。この考えに基づけば、 $\alpha_1 < 1$, $\alpha_2 < 1$ とした場合に、Isolateと分類されたサンプルが存在した場合でも、そのサンプルのDEA効率性が1未満でフロンティアラインの規定方法に影響を与えない限りは他サンプルの効率性評価に影響しないため、問題視する必要はないと考える。逆に $\alpha_1=1$, $\alpha_2=1$ の場合にIsolateに分類されるサンプルが存在すれば、フロンティアラインを歪めている可能性がある。こうした場合には、Isolateと評価されている原因を注意深く観察し、他サンプルと明確に特性(業種特性や製造する製品の特性など)が異なっている場合には分析対象サンプルから除外する必要がある。

表2-4 DEAとIDEAの分析結果による分類表

	DEA 効率性 $< \alpha_1$	DEA 効率性 $> \alpha_1$
IDEA 非効率性 $< \alpha_2$	Normal(普通)	Efficient(効率的)
IDEA 非効率性 $> \alpha_2$	Inefficiency(非効率)	Isolate(特異)

(出典) 山田(1994)²⁷⁾を参考に著者作成

2-2-3. 時系列分析への適用

本章ではDEAとIDEAモデルを時系列分析に対応するためにWindow分析²⁹⁾とMalmquist Index^{30), 31)}の二つの分析方法を適用する。表2-5に分析方法の特徴や長所・短所の比較を載せている。

表 2-5 Window 分析と Malmquist Index の比較表

	データの利用法	長所	短所
Window 分析	プーリングデータ	可変ウェイトの時間変化の考察 最適戦略の提示	各年度の効率的な企業が特定できない
Malmquist Index	各年度のデータ	効率的企業の特定 効率性格差の時間変化の解釈	異なる時点での可変ウェイトの比較が難しい

(出典) 刀根(1993)²⁹⁾とCaves(1982)³¹⁾を参考に著者作成

(1). Window分析

Window分析は各年度における企業パフォーマンスを独立した活動とみなして時系列分析を行う方法である²⁹⁾。Window分析を用いることで、分析対象年度すべての生産主体の中から効率的なサンプルを決定し、そのサンプルによって規定されるフロンティアラインによって非効率的なサンプルを評価することが可能である。この場合、分析対象年内のすべてのサンプルの中で最も効率的なサンプルによって生成されるフロンティアラインが固定されるため、各サンプルの可変ウェイトの時間変化を考察することにより、どの環境汚染物質の排出削減に力を入れているかを考察することが可能である。一方で、各年度のフロンティアラインを特定しないため、効率的な企業の特定やフロンティアラインと非効率的企業の効率性格差が時系列でどのように変化したかについては明確にすることができない。

(2). Malmquist Index

効率性の時間変化に関する研究では、Laspeyres IndexやPaasche Index, Törnqvist Indexなどの多くの指数が経済学分野で開発・発展されてきた(Sudit, 1995)³²⁾。Malmquist Indexもその中の指数の1つであり、他の指数と比べてDEAの分析フレームに組み込みやすい特徴を持つ。その理由として、伝統的な指数計測手法では各生産主体がつねに効率的であると仮定する必要があるため、フロンティアラインと各生産主体の距離を非効率性として認識するDEAの分析結果を直接的に用いることが難しい点が挙げられる。その一方でMalmquist Indexは各年度で得られた効率性評価結果の幾何平均によって効率性変化を計測するアプローチであり、DEAの概念とも整合しやすい^{30), 31)}。この手法の特徴は効率性変化の要因が、効率的(先進的)な企業の技術進歩(フロンティアシフト)によるものなのか、非効率的な企業が効率的企業にキャッチアップしたことに起因するものなのかを考察することが可能な点である。さらに、各年度の効率的な生産主体が特定出来るため、表2-4で示した4つの分類方法の適用が可能である。一方で、評価基準のフロンティアラインが毎年変化するため、異なる年度の可変ウェイトを直接的に比較することが難しい点が短所として挙げられる。Malmquist Indexの説明をP45の補足に記す。

2-2-4. 分析のフロー

本章では、2つの効率性評価手法に対して2つの時系列分析手法を適用して計算を行う。分析フローを図2-3に記す。最初に、フロンティアラインを基準として効率性を評価するDEAと、ボトムラインを基準として非効率性を評価するIDEAのモデルを決定する。次に、各モデルをWindow分析とMalmquist Indexにそれぞれ適用させる。最後に、得られた時系列分析結果を考察することで、本章の目的の達成を試みる。

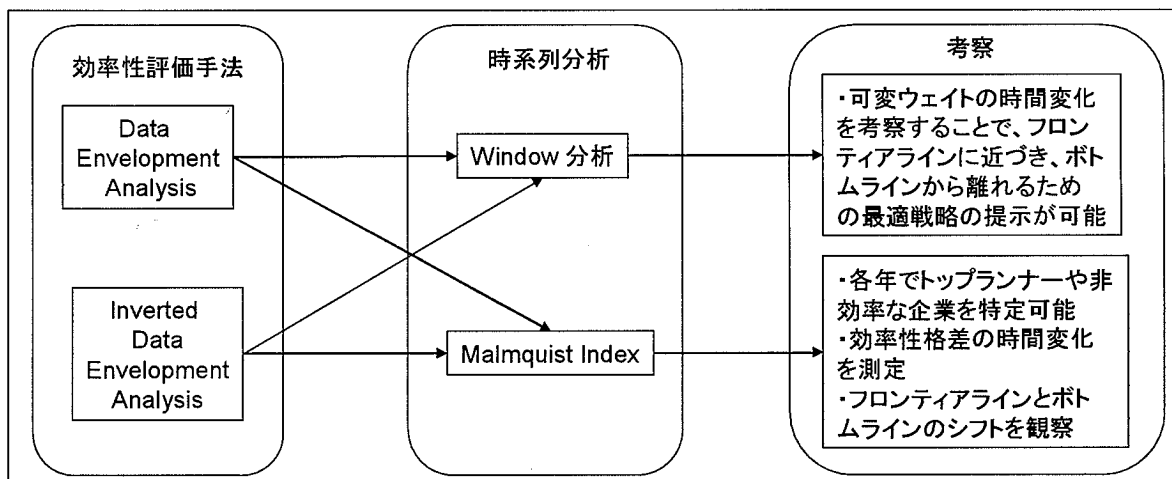


図 2-3 分析のフロー

(出典) 著者作成

2-3. 分析対象データ

本研究では実証研究として製造業の中で最も大量のPRTR対象物質(移動量を除く)を排出しており、CO₂排出量データを集めるのが比較的容易であった自動車製造企業を対象に分析を行った。本研究ではより包括的な環境効率評価手法へと拡張可能な分析フレームを用いるが、企業の環境報告書等などから得られるデータに制約があるため、事例として温室効果要因にCO₂排出量、人健康影響要因にPRTR対象物質排出による人の健康への影響、生態系影響要因にPRTR対象物質排出による生態系への影響を用いた3次元の環境負荷に着目した統合環境効率評価を行う。以下、本章ではこの3次元を考慮した全体の環境効率を統合環境効率と呼ぶ。統合環境効率の分子に用いる経済的成果としては、売上を使用した。その理由としては、生産物の持つ経済的価値全体を反映していることに加えて、人件費削減に伴うコスト削減など環境対策とは関連性が低い諸要因による影響が少ないことが挙げられる。売上データは日本経済新聞社のNEEDS³³⁾から作成した。CO₂排出量は各企業が公表している環境報告書から得た。複数の企業で物流や販売でのCO₂排出量データが得られなかったため、ここでは製造プロセスで排出されるCO₂排出量のみを対象とした。PRTR換算排出量データ³⁴⁾は経済産業省と環境省が公表した各年の排出量データに、神奈川県が公表している評価対象物質の毒性評価表および毒性係数³⁵⁾を用いて、人の健康への影響の換算排出量(以下、PRTR_{人健康})と生態系への影響の換算排出量(PRTR_{生態系})を推計し使用した。

分析対象企業は国内自動車製造業の11社である。対象年度はPRTRデータが利用可能な2001-2005年度の5年間とした。使用データはすべて単体データであり、売上は内閣府の平成18年度国民経済計算(平成12年基準・93SNA)から経済活動別国内総生産の連鎖方式のデフレータを用いて2000年価格にデフレートした。

A社からK社までの11社について、表2-6に売上/CO₂排出量(以下、EE_{CO2})、表2-7に売上/PRTR_{人健康}(以下、EE_{人健康})、表2-8に売上/PRTR_{生態系}(以下、EE_{生態系})の2001年から2005年に

かけての変化率をまとめて示した。表2-6からJ社を除く10社で2001年から2005年にかけてEE_{CO2}が改善しており、A社やB社が高い環境効率を達成しているのが分かる。表2-7よりEE_{人健康}はすべての企業で増加しており、特にC社が大きく改善している。表2-8からEE_{生態系}もE社、K社を除く9社で大きく改善しており、B社やC社が高い環境効率を達成している。

表2-6 環境効率EE_{CO2} (売上/CO₂)の推移 (億円/万トンCO₂)

	2001	2002	2003	2004	2005	変化率
A	651	653	709	755	828	27%
B	474	489	521	577	699	48%
C	396	364	415	423	501	27%
D	411	434	449	468	569	38%
E	430	413	471	473	513	19%
F	389	397	422	493	495	27%
G	205	206	215	242	263	28%
H	473	441	477	523	586	24%
I	346	345	373	406	440	27%
J	444	447	362	351	376	-15%
K	269	276	310	299	322	20%

(出典) 著者作成

表2-7 環境効率EE_{人健康} (売上/PRTR_{人健康})の推移 (億円/毒性換算トン)

	2001	2002	2003	2004	2005	変化率
A	831	1061	1432	1567	1788	115%
B	1249	1410	1496	2008	3251	160%
C	1015	3648	3267	5939	4264	320%
D	593	599	622	1037	1073	81%
E	555	578	632	628	776	40%
F	572	583	702	1065	1237	116%
G	429	669	581	790	799	86%
H	614	643	665	1074	1343	119%
I	425	596	634	826	883	108%
J	537	299	443	630	1560	191%
K	903	932	946	959	1050	16%

(出典) 著者作成

表2-8 環境効率 $EE_{生態系}$ (売上/ $PRTR_{生態系}$)の推移 (億円/毒性換算トン)

	2001	2002	2003	2004	2005	変化率
A	20.0	22.6	32.3	34.6	38.8	94%
B	32.6	37.6	40.1	51.6	111.2	241%
C	13.1	50.1	39.8	92.5	80.6	515%
D	18.8	20.5	24.8	25.6	38.7	106%
E	20.2	23.1	24.8	20.8	25.3	25%
F	14.3	11.1	14.6	21.2	27.1	89%
G	8.4	9.4	8.9	15.8	19.7	134%
H	8.1	9.9	11.1	20.5	23.8	192%
I	8.9	9.3	10.8	15.9	18.4	106%
J	13.1	17.0	11.2	18.0	27.5	110%
K	17.9	18.6	19.2	17.8	19.8	11%

(出典) 著者作成

ここで本分析におけるデータ変数の利用方法について説明する。CO₂排出量やPRTR対象物質排出量は製造過程で排出される副産物であり、一般に産出要素とみなされる。しかし、これらは望ましくない産出要素であるため、効率性評価に組み込むときには、次の3通りの方法を用いる可能性がある。1つ目は逆数をとって産出に入れる、2つ目は符号を負として産出に入れる、3つ目は投入要素とみなす方法である。これらの方法の違いは、DEAとIDEAの分析結果のスコアを変化させるのみで、効率的もしくは非効率的な企業の特定には影響を及ぼさない。

環境効率の考え方に基つけば、環境負荷と経済効果の比率尺度によって効率性が定義されるため、望ましくない産出要素を投入要素とみなす方法は環境効率の考え方にも沿っている。さらにDEAの分析結果のスコアはフロンティアラインに対して、市場産出を変化させずに汚染投入量を何%削減可能かが分かるという点から、本研究では3つ目の方法を用いて分析を行うこととした。

2-4. 結果と考察

2-4-1. Window分析の結果

表2-9と表2-10にDEAとIDEAの分析結果を載せている。DEAの分析結果では「1.00」は最も効率的であることを示しており、数値が低ければ低いほどより非効率であることを示している。ここで1からDEAの分析結果を引いた値は、仮に非効率な企業がフロンティアライン上の技術レベルに達した場合に、その技術改善によって売上高を変化させずにCO₂排出量、PRTR_{人健康}、PRTR_{生態系}を同時に削減可能となる割合を意味する。

表2-9より2004年のC社, 2005年のA社とB社が効率的と評価されている。効率的と評価された3社の特徴を表2-6, 表2-7, 表2-8で見ると, A社では2001年から2005年にかけて EE_{CO_2} が高いことから温暖化防止型企業と理解できる。さらにC社では $EE_{人健康}$ と $EE_{生態系}$ で高い値をとっていることから, 汚染防止型企業と呼ぶことができる。また, B社は EE_{CO_2} , $EE_{人健康}$, $EE_{生態系}$ のすべてで高いパフォーマンスを達成しており, 温暖化対策と汚染防止の両方を兼ね備えたバランス型であると言える。

次にIDEAの分析結果について考察する。IDEAの場合「1.00」は最も非効率的であることを示しており, 数値が低ければ低いほどより効率的であることを示している。IDEAの評価基準では, 各企業が他社と比較して最も劣っている環境パフォーマンスを重視している。表2-10より, 2002年のJ社, 2001年のG社とH社が非効率的と評価されている。この3つのサンプルで規定されるボトムラインと各サンプルの距離で計測される非効率性は2001年から2005年にかけて下がっており, ボトムラインから各企業が年々離れていったことが分かる。

表2-9 Window-DEAの分析結果

	2001	2002	2003	2004	2005
A	0.79	0.79	0.86	0.91	1.00
B	0.62	0.65	0.69	0.78	1.00
C	0.50	0.76	0.78	1.00	0.98
D	0.50	0.53	0.56	0.58	0.74
E	0.52	0.52	0.58	0.57	0.63
F	0.47	0.48	0.51	0.59	0.62
G	0.25	0.28	0.28	0.32	0.35
H	0.57	0.53	0.58	0.63	0.72
I	0.42	0.42	0.45	0.49	0.53
J	0.54	0.54	0.44	0.43	0.53
K	0.36	0.37	0.41	0.40	0.43
平均	0.50	0.53	0.56	0.61	0.68

表2-10 Window-IDEAの分析結果

	2001	2002	2003	2004	2005
A	0.47	0.39	0.30	0.27	0.25
B	0.43	0.42	0.39	0.36	0.29
C	0.64	0.56	0.49	0.49	0.41
D	0.62	0.61	0.59	0.44	0.38
E	0.64	0.63	0.57	0.57	0.48
F	0.67	0.76	0.6	0.42	0.41
G	1.00	1.00	0.95	0.85	0.78
H	1.00	0.83	0.75	0.41	0.35
I	0.98	0.89	0.77	0.53	0.48
J	0.73	1.00	0.87	0.64	0.55
K	0.76	0.74	0.66	0.69	0.64
平均	0.72	0.71	0.63	0.51	0.46

(出典) 著者作成

次に各企業が EE_{CO_2} , $EE_{人健康}$, $EE_{生態系}$ のどの部分に相対的な優位性を持っているかを明らかにする。ここでは分析はプーリングデータを用いているが, 分析結果の表示は各年度で行なうこととする。表2-11から表2-15に, DEAとIDEAで推計された各企業のウェイト負荷データの組み合わせを表している。DEAのウェイト負荷データはDEA効率性を最大化する組み合わせであり, IDEAのウェイト負荷データはIDEA非効率性を最大化する組み合わせである。式(5)にもあるように, ウェイト負荷データの総和は「1」で基準化されている。

DEAではウェイト負荷データの値が大きいデータ項目は、他のデータ項目に比べて効率的な企業との格差が小さいことを示している。従ってDEAのウェイト負荷データの値は、フロンティアラインに対するデータ項目間の優位性を示している。さらに双対形の分析結果から、各企業がどの企業を参照先に選んでいるかを知ることが可能である。参照先企業は、各企業が効率的なパフォーマンスを行うために目標とする企業の組み合わせを表している。アルファベットの企業名を表しており、後ろについている数字は年度を表している(A05は2005年度のA社を表す)。

ウェイト負荷データ値の組み合わせと参照先の企業を比較すると、参照先の企業が2005年度のA社のみの場合はCO₂のウェイト負荷データの値が「1.00」であり、他のデータにかかるウェイトは「0.00」となっている。従って、これらの企業はEE_{CO2}がEE_{人健康}やEE_{生態系}に比べてフロンティアラインとの格差が小さいことを表す。さらに参照先となっている2005年のA社は、EE_{CO2}では他のどの企業よりも優位性を持つ。

一方で、IDEAのウェイト負荷データの値が大きいデータ項目は、小さいデータ項目に比べてボトムラインとの格差が小さいことを示している。従ってIDEAのウェイト負荷データの値は、ボトムラインに対する各データの劣位性を示すものである。参照先の企業が2001年度のG社のみの場合はCO₂排出のウェイト負荷データ値が「1.00」であり、他のデータにかかるウェイトは「0.00」である。従って2001年度のG社のみを参照する企業は、EE_{人健康}やEE_{生態系}に比べてEE_{CO2}がボトムラインとの格差が小さいことを表している。以上より、DEAの分析結果よりフロンティアラインに対する各企業の長所が、IDEAの分析結果よりボトムラインに対する各企業の短所が明らかとなる。

さらにウェイト負荷データの組み合わせから、各企業の効率性変化の要因を特定することが可能である。ここではC社が2004年から2005年にかけて効率性が悪化している原因を、ウェイト負荷データを用いて説明する。表2-15より2005年のC社の統合環境効率を最大化するためのウェイト負荷データの組み合わせは、CO₂が「0.56」、PRTR_{人健康}が「0.44」、PRTR_{人健康}が「0.00」であることから、統合環境効率はEE_{CO2}とEE_{人健康}の効率性によって決定されている。表2-6と表2-7より2004年から2005年にかけてC社のEE_{CO2}は上昇しており、EE_{人健康}は下降していることから、統合環境効率の悪化はEE_{人健康}の低下に起因することが分かる。一方で、PRTR_{生態系}のウェイト負荷データが2004年では「0.12」であったにもかかわらず2005年では「0.00」となっているのは、EE_{CO2}とEE_{人健康}と比較してEE_{生態系}が大幅に低下したためである。C社が2004年から2005年にEE_{人健康}とEE_{生態系}が低下した理由にはベンゼンやキシレンの増加が挙げられる。

表2-11 ウェイト負荷データの値と参照先の企業(2001年)

	Window - DEA model				Window - IDEA model			
	CO ₂	人健康	生態系	参照先	CO ₂	人健康	生態系	参照先
A	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.59	0.41	G01,J02
B	0.84	0.00	0.16	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
C	0.74	0.26	0.00	A05,B05	0.05	0.00	0.95	G01,H01
D	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.36	0.64	0.00	G01,J02
E	0.78	0.00	0.22	A05,B05	0.33	0.67	0.00	G01,J02
F	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.60	0.40	G01,J02
G	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
H	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.08	0.92	H01
I	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.56	0.44	G01,J02
J	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.59	0.41	G01,J02
K	0.79	0.21	0.00	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01

(出典) 著者作成

表2-12 ウェイト負荷データの値と参照先の企業(2002年)

	Window - DEA model				Window - IDEA model			
	CO ₂	人健康	生態系	参照先	CO ₂	人健康	生態系	参照先
A	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.56	0.44	G01,J02
B	0.85	0.00	0.15	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
C	0.60	0.40	0.00	C04,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
D	0.78	0.00	0.22	A05,B05	0.35	0.65	0.00	G01,J02
E	0.81	0.00	0.19	A05,B05	0.35	0.65	0.00	G01,J02
F	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.11	0.89	G01,H01
G	0.79	0.21	0.00	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
H	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.09	0.91	G01,H01
I	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.04	0.00	0.96	G01,H01
J	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.20	0.80	0.00	J02
K	0.79	0.21	0.00	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01

(出典) 著者作成

表2-13 ウェイト負荷データの値と参照先の企業(2003年)

	Window - DEA model				Window - IDEA model			
	CO ₂	人健康	生態系	参照先	CO ₂	人健康	生態系	参照先
A	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.44	0.56	0.00	G01,J02
B	0.85	0.00	0.15	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
C	0.54	0.46	0.00	C04	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
D	0.81	0.00	0.19	A05,B05	0.35	0.65	0.00	G01,J02
E	0.80	0.00	0.20	A05,B05	0.34	0.66	0.00	G01,J02
F	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05,B05	0.00	0.55	0.45	G01,J02
G	0.75	0.25	0.00	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
H	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.10	0.90	G01,H01
I	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.10	0.90	G01,H01
J	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05,B05	0.00	0.60	0.40	G01,J02
K	0.78	0.22	0.00	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01

(出典) 著者作成

表2-14 ウェイト負荷データの値と参照先の企業(2004年)

	Window - DEA model				Window - IDEA model			
	CO ₂	人健康	生態系	参照先	CO ₂	人健康	生態系	参照先
A	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.44	0.56	0.00	G01,J02
B	0.80	0.20	0.00	A05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
C	0.53	0.29	0.19	C04,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
D	0.80	0.00	0.20	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
E	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05,B05	0.34	0.66	0.00	G01,J02
F	0.71	0.29	0.00	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
G	0.79	0.21	0.00	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01
H	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.06	0.00	0.94	G01,H01
I	<u>1.00</u>	0.00	0.00	A05	0.00	0.11	0.89	G01,H01
J	0.79	0.00	0.21	A05,B05	0.41	0.59	0.00	G01,J02
K	0.78	0.22	0.00	A05,B05	<u>1.00</u>	0.00	0.00	G01

(出典) 著者作成

表2-15 ウェイト負荷データの値と参照先の企業(2005年)

	Window - DEA model				Window - IDEA model			
	CO ₂	人健康	生態系	参照先	CO ₂	人健康	生態系	参照先
A	0.75	0.11	0.14	A05	1.00	0.00	0.00	G01
B	0.89	0.06	0.05	B05	1.00	0.00	0.00	G01
C	0.56	0.44	0.00	C04,B05	1.00	0.00	0.00	G01
D	0.84	0.00	0.16	A05,B05	0.42	0.58	0.00	G01,J02
E	0.79	0.00	0.21	A05,B05	0.37	0.63	0.00	G01,J02
F	0.74	0.26	0.00	A05,B05	1.00	0.00	0.00	G01
G	0.77	0.23	0.00	A05,B05	1.00	0.00	0.00	G01
H	0.72	0.28	0.00	A05,B05	0.06	0.00	0.94	G01,H01
I	1.00	0.00	0.00	A05	0.43	0.57	0.00	G01,J02
J	0.82	0.18	0.00	A05,B05	1.00	0.00	0.00	G01
K	0.79	0.21	0.00	A05,B05	1.00	0.00	0.00	G01

(出典) 著者作成

次に自動車製造業全体の傾向を観察するために、DEAとIDEAのウェイト負荷データ11社平均値が時系列でどのように変化しているかを考察する。図2-4と図2-5はそれぞれDEAとIDEAのウェイト負荷データ11社平均値を表す。図2-4より、DEAでは全体的にCO₂のウェイト負荷データが大きい企業が多いことが分かる。これは効率的企業と効率的ではない企業を比較した場合に、 $EE_{人健康}$ や $EE_{生態系}$ に比べて EE_{CO_2} がより格差が小さいことを示唆している。このような結果が得られた背景には、PRTR制度が施行してから間もない期間を分析対象年度としていることで、積極的にPRTR対象物質排出削減に取り組む企業とそうでない企業との間で、 $EE_{人健康}$ と $EE_{生態系}$ の格差が大きいことが原因と考える。一方でCO₂のウェイト負荷データが高い値で推移しているが、その傾向は2001年から2005年にかけて年々CO₂のウェイト負荷データが下がり、人健康のウェイトが上昇している。従って、フロンティアラインと各企業との相対的格差は、 $EE_{人健康}$ が狭まり、 EE_{CO_2} が拡大する傾向にあるのが分かる。

また、図2-4と表2-11から表2-15のIDEAの分析結果より、ウェイト負荷データがPRTR_{人健康}、PRTR_{生態系}からCO₂に移っている。よってボトムラインと各企業の EE_{CO_2} の差は、 $EE_{人健康}$ 、 $EE_{生態系}$ と比較して狭まってきていると言える。

これらの分析結果から、非効率的な企業にとってCO₂排出量を削減することがフロンティアラインに近づき、ボトムラインから離れるために効果的であり、統合環境効率を改善するための最適戦略であることを示唆している。

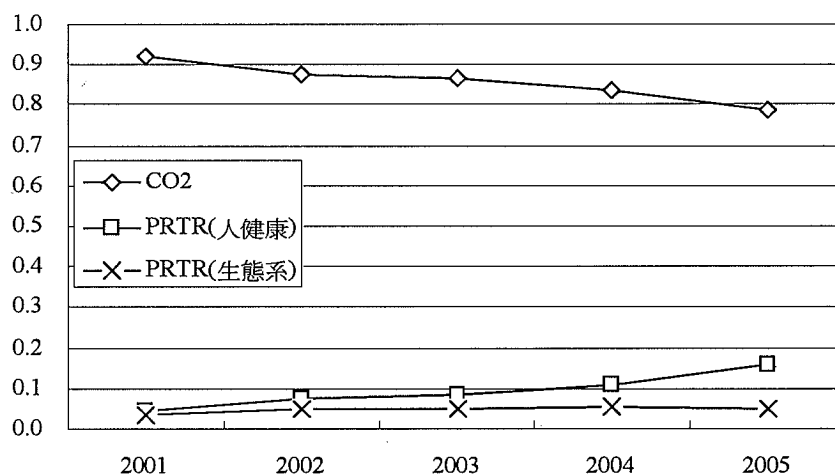


図2-4 DEAのウェイト負荷データ11社平均値の推移

(出典) 著者作成

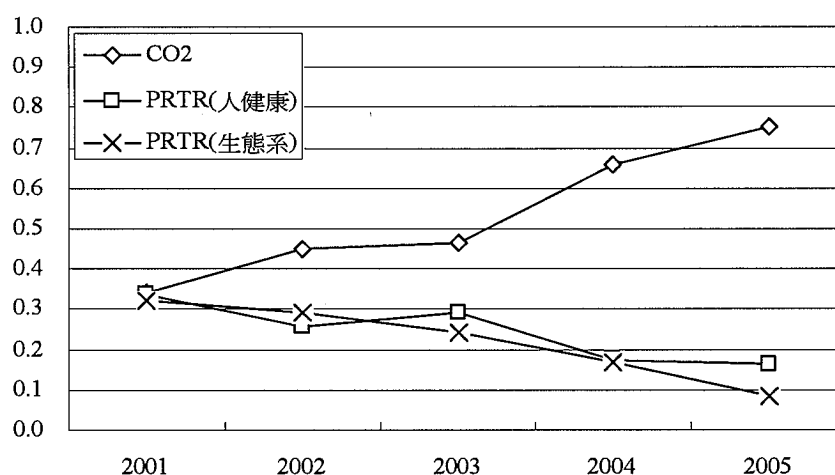


図2-5 IDEAのウェイト負荷データ11社平均値の推移

(出典) 著者作成

2-4-2. Malmquist Index を用いた時系列分析の結果

(1). 各年度での DEA と IDEA 分析の結果と考察

表2-16に各年度別に計算したDEAモデルによる効率性評価結果を載せている。2001年から2005年にかけて効率的と評価されている企業はA社、B社、C社のみでありA社、B社はすべての年度で、C社は2002年から2005年にかけて効率的と評価されていることから、自動車製造業ではトップランナーが固定化されていることが分かる。さらに他の企業のDEA効率値が年々悪化していることから、先進的企業とそうでない企業との効率性格差は年々拡大傾向にある。

表2-17はIDEAを用いた統合環境効率の評価結果である。「1.00」は最も非効率的である

ことを示しており、数値が低ければ低いほどより効率的であることを示している。表2-17より、G社がすべての年度で非効率的であり、E社、H社、I社、J社が少なくとも一度は非効率と評価されている。G社以外は毎年異なる企業が非効率と評価されていることから、ボトムライン上の企業については固定化されておらず入れ替わっている。H社は2001年では最も非効率と評価されているが、2001年から2005年にかけて着実にIDEA非効率値を低下させており、ボトムラインから年々離れていることが分かる。一方でH社のDEA効率値はあまり上昇していないことから、フロンティアラインとの効率性格差の縮小は達成出来ない。表2-16の分析結果から、各年度の11社のパフォーマンスを分類した結果を表2-17に示す。今回の分析では、Isolateと評価されるサンプルは得られなかった。

表 2-16 DEA と IDEA による統合環境効率評価結果

	DEA model					IDEA model					
	2001	2002	2003	2004	2005	2001	2002	2003	2004	2005	
A	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	A	0.51	0.46	0.36	0.47	0.48
B	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	B	0.43	0.44	0.41	0.42	0.38
C	0.83	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	C	0.64	0.56	0.52	0.57	0.53
D	0.75	0.76	0.71	0.67	0.74	D	0.72	0.67	0.74	0.66	0.73
E	0.80	0.77	0.73	0.63	0.63	E	0.77	0.70	0.72	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>
F	0.65	0.61	0.59	0.67	0.62	F	0.74	0.89	0.70	0.74	0.70
G	0.40	0.43	0.35	0.39	0.35	G	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>
H	0.73	0.67	0.67	0.69	0.72	H	<u>1.00</u>	0.94	0.83	0.77	0.77
I	0.53	0.55	0.53	0.54	0.53	I	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	0.86	0.99	<u>1.00</u>
J	0.68	0.72	0.51	0.49	0.53	J	0.79	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	0.72
K	0.72	0.58	0.55	0.48	0.43	K	0.76	0.74	0.69	0.88	0.97
平均	0.74	0.74	0.69	0.69	0.69	平均	0.76	0.76	0.71	0.77	0.75

(出典) 著者作成

表2-17 DEAとIDEAの分析結果による分類

	2001	2002	2003	2004	2005
A	EFF	EFF	EFF	EFF	EFF
B	EFF	EFF	EFF	EFF	EFF
C	Normal	EFF	EFF	EFF	EFF
D	Normal	Normal	Normal	Normal	Normal
E	Normal	Normal	Normal	INEFF	INEFF
F	Normal	Normal	Normal	Normal	Normal
G	INEFF	INEFF	INEFF	INEFF	INEFF
H	INEFF	Normal	Normal	Normal	Normal
I	INEFF	INEFF	Normal	Normal	INEFF
J	Normal	INEFF	INEFF	INEFF	Normal
K	Normal	Normal	Normal	Normal	Normal

(出典) 著者作成

(2) Malmquist Indexの結果と考察

DEA と IDEA の効率性評価結果を用いることで、フロンティアラインのシフトを考慮した効率性変化(Malmquist Index: MALM), 技術変化(Technology Change: TECHCH), フロンティアラインのシフトを考慮しない効率性変化(Efficiency Change: EFFCH)を計算することが可能である。各指数の解釈を表 2-18 に記す。DEA で計測した MALM, EFFCH, TECHCH は値が大きいほど DEA 効率性が改善していることを表し、逆に IDEA では値が大きいほど IDEA 非効率性が悪化していることを意味する。これら3つの指数の間には、 $MALM=EFFCH \times TECHCH$ の関係式が成り立つ。各指数は基準年での値を1とした

表 2-18 DEA と IDEA による MALM, EFFCH, TECHCH の解釈

	MALM > 1	EFFCH > 1	TECHCH > 1
DEA	DEA 効率性が上昇(改善)	フロンティアラインと各企業との距離が縮小 (キャッチアップ)	フロンティアラインがより効率的な方向へシフト (フロンティアシフト)
IDEA	IDEA 非効率性が上昇(悪化)	ボトムラインと各企業との距離が縮小	ボトムラインがより非効率的な方向へシフト

(出典) 著者作成

DEA と IDEA による統合環境効率の評価結果を用いて推計した MALM, TECHCH, EFFCH の推移を図 2-5 と図 2-6 に記す。数値は 2001 年を基準年とするため、2001 年の各指数の値を 1 となるように基準化した。

図2-6より国内自動車製造業の統合環境効率は2001年から2005年にかけて改善しており、2005年ではMALMの値が「1.5」付近まで推移している。これは、分析対象である自動車製造業11社の平均として、統合環境効率が2001年から2005年にかけて1.5倍に改善していることを表す。また、MALMの年平均増加率は10.6%である。MALMが上昇した要因を考察すると、TECHCHの大幅な上昇によって牽引されていることが分かる。従って、統合環境効率の改善はフロンティアシフトによって達成されていると言える。

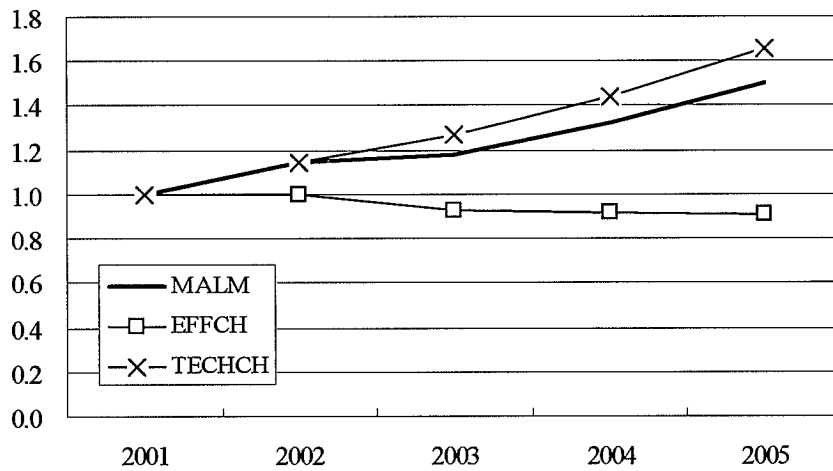


図 2-6 DEA で計測した MALM, EFFCH, TECHCH の推移(11 社平均)

(出典) 著者作成

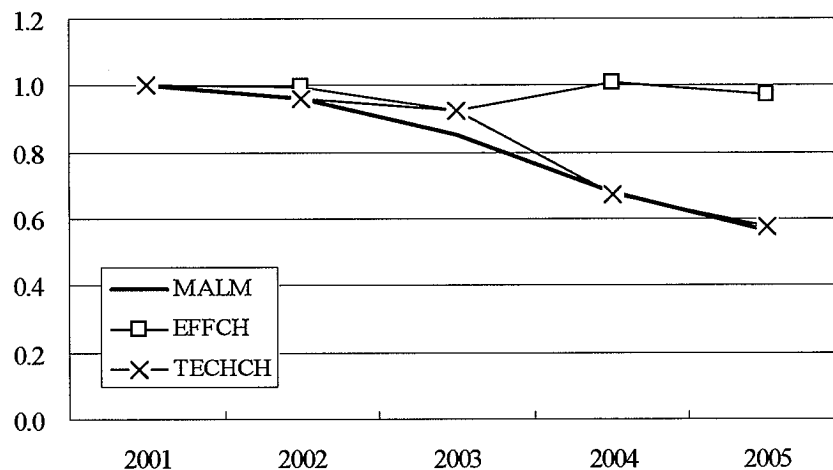


図2-7 IDEAで計測したMALM, EFFCH, TECHCHの推移(11社平均)

(出典) 著者作成

一方で図 2-7 の IDEA の分析結果から、MALM が TECHCH に牽引されて下降しているのが分かる。従って、ボトムライン上の企業が非効率性を改善していることを示しており、ボトムアップの傾向にある。さらに図 2-6 と図 2-7 で EFFCH にあまり変化が見られないことから、表 2-17 で Normal に分類される企業群はフロンティアラインとボトムラインのシフトと同じスピードで統合環境効率を改善していると推測できる。

2-5. まとめ

本研究は企業の複数指標を用いた環境パフォーマンス評価手法の開発とその実証例を示した。結論を以下にまとめる。

1. 2001 年から 2005 年にかけての国内自動車製造業では、売上高に対する PRTR 対象物質排出量と CO₂ 排出量は減少傾向にあり、多くの企業で改善が見られた。その中でも A 社、B 社、C 社は高い環境パフォーマンスを達成している。
2. DEA の分析結果から 2001 年から 2005 年にかけて、ほとんどの企業で効率性改善が達成されている。また多くの企業で、EE_{人健康}、EE_{生態系} に比べて、EE_{CO₂} の方がフロンティアラインに対して優位性を持っていることが明らかになった。
3. DEA と IDEA の分析結果より、CO₂ 排出量のウェイト負荷データが PRTR_{人健康}、PRTR_{生態系} に比べて大きいため、統合環境効率性を改善するためには CO₂ 削減を重視することが効果的であると言える。
4. DEA と IDEA による複数指標を用いた統合環境効率指標を利用することにより、消費者や株主に企業の環境パフォーマンスの全体像がより分かりやすく示すことが可能である。さらに非効率な企業にとっては、自社と他社の違いを明確にすることによって将来的な環境経営の意思決定で参考にすることができる。

参考文献

- 1) WBCSD (World Business Council for Sustainable Development) (2000). Eco-efficiency: creating more values with less impact, WBCSD.
- 2) WBCSD (World Business Council for Sustainable Development) (2000). Measuring eco-efficiency: A guide to reporting company performance, WBCSD.
- 3) DeSimone, L. D. and F. Popoff (山本良一監訳) (1998). 『エコ・エフィシエンシーへの挑戦』日科技連.
- 4) 金原達夫, 金子慎治 (2005). 『環境経営の分析』, 白桃書房.
- 5) トヨタ自動車 (2008). 『Sustainability Report 2008 年度版』, トヨタ自動車.
- 6) 日本特殊陶業 (2007). 『環境社会報告書 2008 年度版』, 日本特殊陶業.
- 7) NTT 東日本 (2008). 『CSR 報告書 2008 年度版』, NTT 東日本.
- 8) 富士フィルムホールディングス (2008). 『サステナビリティレポート 2008 年度版』,

富士フィルムホールディングス.

- 9) 富士重工 (2008). 『2008 年度版社会・環境報告書 Web データ編』, 富士重工.
- 10) ブリジストン (2008). 『社会・環境報告書 2008 年度版』, ブリジストン.
- 11) 科学技術振興事業団 (2008). 『JEPIX 報告書』, 科学技術振興事業団.
- 12) 伊坪徳宏, 稲葉敦 (2005). 『ライフサイクル環境影響評価手法 LIME-LCA, 環境会計, 環境効率のための評価手法・データベース』, 産業環境管理協会.
- 13) Brand, G., Braunschweig, A., Scheidegger, A. and Schwank, O. (1998). "Weighting in Ecobalances with the Ecoscarcity Method - Ecofactor 1997." *BUWAL (SAFEL) Environment Series 297*, The Swiss federal agency for the environment, forests and landscape (SAEFL), Bern.
- 14) Goedkoop, A. and Spriensma R. (2001). "The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for life cycle impact assessment." Product ecology consultants.
- 15) 東京電力 (2008). 『サステイナビリティレポート 2008 年度版』, 東京電力.
- 16) ユニ・チャーム (2008). 『CSR 報告書 2008 年度版』, ユニ・チャーム.
- 17) 大日本印刷 (2008). 『CSR 報告書 2008 年度版』, 大日本印刷.
- 18) 旭化成 (2008). 『CSR レポート 2008 年度版』, 旭化成.
- 19) 住友化学 (2008). 『CSR レポート 2008 年度版 DATA BOOK』, 住友化学.
- 20) 三井化学 (2008). 『CSR 報告書 2008 年度版』, 三井化学.
- 21) Tyteca, D. (1996). "On the measurement of the environmental performance of firms - A literature review and a productive efficiency perspective." *Journal of Environmental Management* 46: 281-308.
- 22) Tyteca, D. (1997). "Linear programming models for measurement of environmental performance of firms - Concepts and empirical result." *Journal of Productivity Analysis* 8: 183-197.
- 23) Olsthoorn X., Tyteca D., Wehrmeyer W. and Wagner M. (2001). "Environmental indicators for business: A review of the literature and standardization methods." *Journal of Cleaner Production* 9: 453-463.
- 24) Kuosmanen, T. and Kortelainen M. (2004). "Data envelopment analysis in environmental valuation: Environmental performance, eco-efficiency and cost-benefit analysis.", Discussion Paper 21, Department of Business and Economics, University of Joensuu.
- 25) Munksgaard, J., Wier, M., Lenzen, M. and Dey, C. (2005). "Using input-output analysis to measure the environmental pressure of consumption at different spatial levels." *Journal of Industrial Ecology* 9(1-2): 169-185.
- 26) Charnes, A., Cooper, W. W. and Rhodes, E. L. (1988). "Measuring the efficiency of decision making units." *European Journal of Operational Research* 2: 429-444.

- 27) 山田善靖, 松井知己, 杉山学 (1994). “DEA モデルに基づく新たな経営効率性分析法の提案” *Journal of the Operations Research Society of Japan* 37: 158-168.
- 28) Entani, T., Maeda, Y. and Tanaka, H. (2002). “Dual model of interval DEA and its extension to interval data.” *European Journal of Operational Research* 136: 32-45.
- 29) 刀根薫 (1993) 『経営効率性の測定と改善』, 日科技連出版社.
- 30) Malmquist, S. (1953). “Index numbers and indifference surfaces.” *Trabajos de. Estadística* 4: 209-232.
- 31) Caves, D.W., Christensen, L.R. and Diewert, W.E. (1982). “The economic theory of index numbers and the measurement of input, output, and productivity.” *Econometrica* 50: 1393-1414.
- 32) Sudit, E.F. (1995). “Productivity measurement in industrial operations.” *European Journal of Operational Research* 85: 435-453.
- 33) 日本経済新聞社 (2007). NEEDS データベース 2007 年版, 日本経済新聞社.
- 34) 環境省 (2006). 『特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律第 11 条に基づく開示ファイル記録事項』, 環境省.
- 35) 神奈川県環境農政部大気水質課 (2005). 『化学物質の自主管理のために』, 神奈川県.

補足: Malmquist Index の説明

Malmquist Index は, 各生産主体の効率値が時間的にどのように変化したかによって, 技術の進歩を計測する手法である. ここでは, 説明を簡便にするため図 2-8 の 2 投入 1 産出のケースを考える. 図 2-8 は縦軸と横軸に投入/産出をとった図であり, 各生産主体 Z は t 年から $t+1$ 年にかけて生産を行う. このとき Z_1, Z_2, Z_3 が効率的生産主体であるとする. 以下, 非効率的な生産主体 Z_0 が t 年から $t+1$ 年にかけて達成した生産性変化を説明する.

R は Z_0 から原点 O を結ぶ線分とフロンティア生産曲線との交点を示す. x^t は t 年の投入財, x^{t+1} は $t+1$ 年の投入財, y^t は t 年の産出財, y^{t+1} は $t+1$ 年の産出財を意味する. この場合, t 年の非効率性は $|OR'_1|/|OZ'_0|$ で定義され, Malmquist Index(MALM)は式(16)で表される.

$$\begin{aligned}
 Malmquist_i^{t+1} &= \sqrt{\Delta G^t \times \Delta G^{t+1}} \\
 &= \sqrt{\left(\frac{|OR'_2|/|OZ_0^{t+1}|}{|OR'_1|/|OZ_0^t|} \right) \times \left(\frac{|OR_2^{t+1}|/|OZ_0^{t+1}|}{|OR_1^{t+1}|/|OZ_0^t|} \right)} \quad (16)
 \end{aligned}$$

ΔG^t は t 年のフロンティアラインを基準とした場合の Z_0 の効率性変化を, ΔG^{t+1} は $t+1$ 年のフロンティアラインを基準とした場合の Z_0 の効率性変化を意味する. つまり, Malmquist Index はフロンティアラインのシフトを考慮した効率性変化を表す.

ここで、式(16)を展開してまとめなおすと、Malmquist Indexはフロンティアシフトを考慮しない効率性変化(Efficiency Change: *EFFCH*)とフロンティアシフトの度合を表す技術変化(Technology Change: *TECHCH*)の2つの指標に分けることが可能である。またこれら2つの指数とMalmquist Indexとの間には $MALM_t^{t+1} = EFFCH_t^{t+1} \times TECHCH_t^{t+1}$ が成立する。*EFFCH*は*t*年から*t+1*年にかけて各生産主体がどれだけフロンティア生産曲線に近づいたかを示す指数であり、図2-8内の記号で表すと $EFFCH_t^{t+1} = \frac{|OR_2^{t+1}|/|OZ_0^{t+1}|}{|OR_1^t|/|OZ_0^t|}$ である。

EFFCH > 1であれば、それまで非効率であった生産主体がフロンティア生産曲線に近づいていることを表しており(キャッチアップ)、効率性の改善を意味する。逆に *EFFCH* < 1のときは生産主体とフロンティアラインの距離が拡大していることを表しており、効率性が悪化していることを意味する。

これに対して *TECHCH* は*t*年から*t+1*年にかけてフロンティア生産曲線がどれだけシフトしたかを示す指標であり $TECHCH_t^{t+1} = \sqrt{\frac{|OR_1^t|/|OZ_0^t|}{|OR_1^{t+1}|/|OZ_0^t|} \times \frac{|OR_2^t|/|OZ_0^{t+1}|}{|OR_2^{t+1}|/|OZ_0^{t+1}|}}$ で定義される。

この場合は生産主体 *Z*₀ から見たときのフロンティアシフトを表している。*TECHCH* > 1ならば、フロンティアラインがより効率的な方向へシフトしており、*TECHCH* < 1の場合は非効率な方向へシフトしていることを表している。

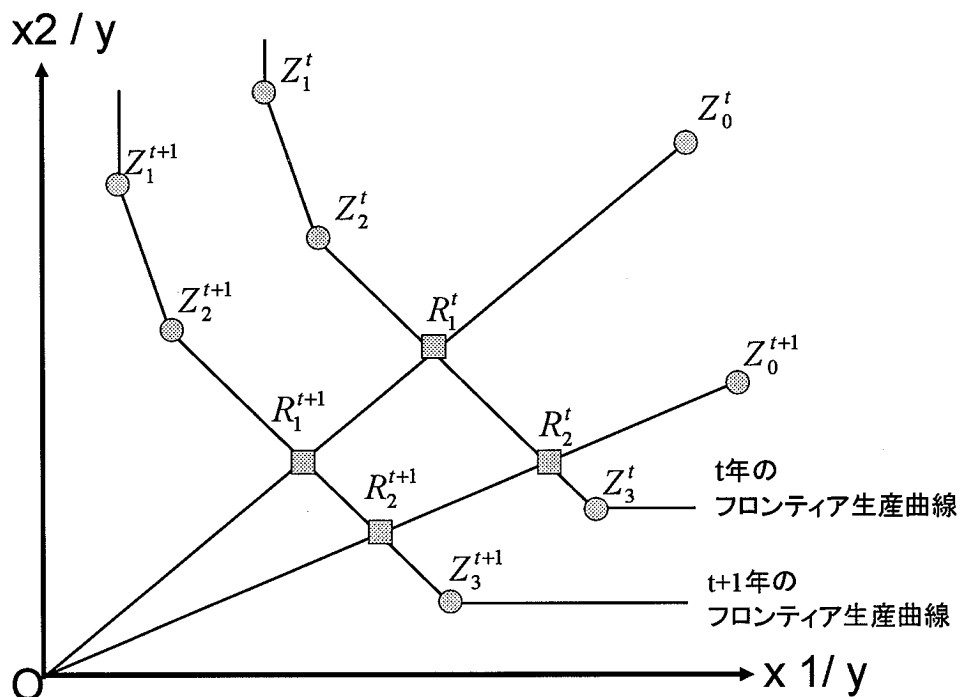


図 2-8 2 投入 1 産出の図

(出典) 著者作成

第3章 環境汚染物質を考慮した生産性分析

企業が環境保全の取り組みを行う場合には、追加的な投資やコストを支払う必要がある。企業が環境保全に取り組む追加的費用は業種によって異なっているが、米国 TRI や国内の PRTR 制度、欧州の Reach 規制などのように製造業全体を一斉に規制対象とする施策に対して、経済性を圧迫せずに企業は対応出来ているのだろうか？また、対応できている企業割合は業種によって異なるのだろうか？こうした問いに対して、本章では、企業の環境への取り組みについて環境汚染物質を考慮した生産性分析を適用し、異なる業種特性を持つ国内製造業 10 業種を対象に企業が経済効率を圧迫することなく削減を達成しているかどうかについて特定可能な分析フレームの構築を目指す。

3-1. 背景と目的

3-1-1. エンドオブパイプ型対策とクリーナープロダクション型対策

今日、工業化を達成している国々の多くは、経済発展や工業化の過渡期において、水質汚染や大気汚染などの公害問題を経験しており、これらの環境問題に対してはもっぱらエンドオブパイプ型の対策を講じてきた(Cango, 2005)¹⁾。エンドオブパイプ型の対策とは、煙突や配水管などの出口にフィルターなどを設置し、有害化学物質を取り除く対処療法的な環境対策であり、代表的な対策としては排煙脱硫装置や廃水処理装置がある。一方で、エンドオブパイプ型の短所としては 2 次汚染の発生(例：廃水処理によって汚泥廃棄物の発生)が起こりうる点や、設備設置費用とランニングコストが必要となる。また、一般的にエンドオブパイプ型の対策設備や稼働費用は直接的に生産性に貢献しないことから、企業にとっては非生産部門への投資や追加コストと認知されてしまうため、企業が取り組むインセンティブは低いと考えられる。

こうしたエンドオブパイプ型対策に対して、製造工程を効率化することによって原材料投入量を節約し、有害化学物質排出量の削減を達成する手法としてクリーナープロダクション型対策がある。クリーナープロダクションの代表的な手法としては、製品設計を効率化することで必要な原材料投入量を節約するエコデザインや、資源リサイクル、生産過程で使用する薬品をより環境負荷の小さいものに代替する方法がある。クリーナープロダクション型対策にはエンドオブパイプ型対策と同様に初期投資が必要となるが、汚染物質除去のためのフィルターや吸収剤などが不要なためランニングコストが安価である。さらに生産工程の簡略化・効率化を行うため原材料や労働力が節約出来ることから、製造コストの削減が期待できる(Baas, 1995)²⁾。しかしながらクリーナープロダクション型対策によってすべての汚染物質を削減することは不可能であり、削減可能な汚染物質にも限界があるため、環境基準や自社目標を達成するためにはエンドオブパイプ型対策を併用する必要がある(Fronedel, 2005)³⁾。従って、重要な点は 2 つの対策を講じるバランスである。1992 年の

地球サミットで採択されたアジェンダ 21 でクリーナープロダクションの推進が明記されており、今日では様々なプロジェクトを通じて技術情報の整備と普及が各国で取り組まれている。

3-1-2. 業種別の環境汚染防止対策費用

前節で述べたように、環境汚染対策には様々なアプローチがあり、さらにその費用や効果は業種によって異なっていると考えられる。表 3-1 は米国国勢調査局が 2008 年に発表した、2005 年度の米国企業の環境汚染対策費用(Pollution abatement cost and expenditures: PACE)の業種別データであり、業種別に出荷額、総対策費用、総対策費用を出荷額で除した割合を載せている。表 3-1 の割合を見ると、繊維、紙製品、化学、非鉄、鉄鋼業などの基礎素材型産業では費用負担割合が大きく、一方で機械、電化製品、輸送機械などの加工組立型産業では割合が低いことが分かる。また、費用の内訳を見ると、基礎素材型ではエンドオブパイプ的な対策を表す「処理費用」が占める割合が高いが、加工組立型では「リサイクル費用」や「処分費用」にかかる費用負担が大きい傾向にある。

表 3-1 2005 年度の米国の業種別環境汚染対策費の比較

	総対策			総費用の内訳			
	出荷額 (百万ドル)	費用 (百万ドル)	割合 (総費用/出荷額)	処理 費用	予防的 対策費用	リサイク ル費用	処分 費用
製造業全体	4,735,384	20,678	0.44%	52%	17%	8%	22%
食品	534,878	1,573	0.29%	55%	11%	7%	28%
繊維	41,149	221	0.54%	63%	7%	9%	21%
紙製品	162,848	1,796	1.10%	60%	11%	7%	23%
石油	476,075	3,746	0.79%	51%	35%	7%	8%
化学	604,501	5,217	0.86%	53%	16%	8%	24%
プラスチック	200,489	503	0.25%	43%	16%	10%	32%
非鉄金属	114,321	696	0.61%	57%	18%	7%	18%
鉄鋼	201,836	2,291	1.14%	54%	12%	10%	24%
一般機械	302,204	316	0.10%	34%	16%	11%	39%
電気機器	373,932	624	0.17%	54%	9%	10%	27%
輸送用機器	687,288	1,319	0.19%	45%	13%	12%	30%

(出典) 米国国勢調査局,2008 『Pollution abatement costs and expenditures: 2005』⁴⁾を著者和訳

こうした業種特性の違いによる対策取り組み手法と環境汚染対策コストの違いは、企業の環境への取り組みにどのような影響を与えるだろうか？特性が異なる複数の業種に一斉

に適用される施策に対して、各企業が適切に対応できているか否かを外部から評価することは施策が企業経営に与えるインパクトを評価する点で重要である。しかし企業が施策に対応するために、自社の経済効率性を圧迫せずに環境への取り組みを達成出来ているかを判断することは難しい。米国の PACE のようにアンケート調査を企業別に行うことでフォローアップを行うことは可能であるが、それには莫大な費用と労力が必要になる。従って、企業の経済・環境パフォーマンスデータを用いた評価フレームが必要であると考えられる。

3-1-3. 本章の目的

米国の TRI 制度や国内の PRTR 制度、欧州の Reach などの規制は製造業すべての業種で一斉に制度化されているが、表 3-1 でも示されているように業種特性の違いによって、企業の環境への取り組みコストは異なっている。比較に際して、業種間で利用する原材料が異なり、削減の取り組みも多様であるため、必要となる技術、コスト、労力が異なることは自明である。しかし、生産性を維持しながら環境対策を実施する共通の経営戦略としてクリーナープロダクションが優れていることは広く知られている。これを評価することを前提に、統合生産性の業種間比較を行い、共通の施策がもたらす業種間での異なる対応やその効果を理解する。とりわけ本研究では統合生産性指標を業種の違いを超えてクリーナープロダクションの進捗を表す指標として捉え、評価する分析枠組みの構築を目指す。また、同一業種内において各企業の統合生産性の時間変化についても考察を行う。

3-2. 分析方法

3-2-1. 環境汚染物質を考慮した生産非効率性の評価手法

本研究では従来の生産性分析に用いる労働、資本などの投入要素(以下、市場投入財)と売上、製品生産量などの望ましい産出(以下、市場産出財)に加えて、環境産出財を用いた生産非効率性の評価が可能である Directional Distance Function (DDF)⁵⁾を適用することで効率性評価を行う。市場投入財 x 、市場産出財 y 、環境産出財 b を用いて生産可能集合 $P(x)$ を次のように定義する。

$$P(x) = \{(y, b) \mid x \text{ can produce } (y, b)\} \quad (1)$$

生産可能集合 $P(x)$ 内に存在するサンプルの非効率性 $D(x, y, b \mid g_x, g_y, g_b)$ は、サンプルと効率的な生産を達成しているサンプル群で生成されるフロンティアラインとの距離 β と、非負の方向ベクトル (g_x, g_y, g_b) ¹⁾を用いることによって、次のように定義する。

$$D(x, y, b \mid g_x, g_y, g_b) = \text{Sup} \{ \beta \mid (y + \beta g_y, b - \beta g_b) \in P(x - \beta g_x) \} \quad (2)$$

上記のように $D(x, y, b \mid g_x, g_y, g_b)$ を定義することで、式(3)が成立する。

$$(y, b) \in P(x) \text{ if and only if } D(x, y, b \mid g_x, g_y, g_b) \geq 0 \quad (3)$$

¹⁾ 方向ベクトル (g_x, g_y, g_b) は、分析目的に応じて変化させることが可能であり、用いる方向ベクトルの組み合わせによって非効率性は変化するが、効率的と評価される企業の選定には影響を与えない。

また式(2)は Charnes et al. (1997)⁵⁾によって次のように定式化される。ここでは k 番目のサンプルについての計算式を示す。

目的関数

$$\text{Max. } \beta_k \quad (= D_k(x_k, y_k, b_k | g_x, g_y, g_b)) \quad (4)$$

制約式

$$\sum_{i=1}^N y_{q,i} \lambda_i \geq y_{q,k} + g_y \beta_k \quad (5)$$

$$\sum_{i=1}^N b_{r,i} \lambda_i \leq b_{r,k} - g_b \beta_k \quad (6)$$

$$\sum_{i=1}^N x_{p,i} \lambda_i \leq x_{p,k} - g_x \beta_k \quad (7)$$

$$\lambda_i \geq 0 \quad (i=1,2,\dots,k,\dots,N) \quad (8)$$

$x_{p,i}$ は $P \times N$ の市場投入財データ行列 X の p 行 i 列番目の要素であり、 $y_{q,i}$ は $Q \times N$ の市場産出財データ行列 Y の q 行 i 列番目の要素である。また $b_{r,i}$ は $R \times N$ の環境産出財データ行列 B の r 行 i 列番目の要素である。制約式(5), (6), (7)の左辺はフロンティアラインを表しており、 λ_i は非効率なサンプルが参照するフロンティア曲線上の点を一意的に決定するパラメータである。制約式(5), (6), (7)右辺は評価対象となるデータセットを用いている。 β は非効率性を表し $\beta=0$ は評価対象のサンプルが効率的であることを意味する。

3-2-2. 時系列分析への適用

DDF を用いた時系列分析には、前章で説明した Malmquist Index を用いることが難しい。その理由としては、DDF に Malmquist Index を適用すると得られる生産性指標が虚数となる可能性が生じるからである。こうした中で、DDF を用いた時系列分析に Luenberger(1992)⁶⁾や Chambers et al.(1998)⁷⁾によって発展してきた Luenberger Index を利用する研究が増えている。Malmquist Index では2期間で得られた結果の幾何平均によって効率性の時間変化を推計しているが、Luenberger Index では算術平均によって推計を行う。Luenberger Index も Malmquist Index と同様に生産性変化の要因を技術変化(TECHCH)と効率性変化(EFFCH)に分解することが可能である。Luenberger Index の詳細な説明は p66 の補足に記す。Luenberger Index を用いることで、環境汚染物質を考慮した生産性変化を考察することが可能となる。

3-3. 分析対象データ

本章では、1999年に国内製造業を対象に一斉に施行された PRTR 制度に着目し、国内製

造業企業の環境保全取り組みの効果と追加費用が経済効率性へ与える影響に着目した分析を行う。

3-3-1. 分析対象企業の背景

平成 11 年に法制化された、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」によって PRTR 制度(Pollutant Release and Transfer Register : 化学物質排出移動量届出制度)が制定され、国内の企業は工場などから排出される化学物質を行政機関に届け出ることが義務付けられた。この PRTR 制度は事業者が対象化学物質の排出量・移動量を自ら把握し自主管理を推進することを一つの目的としており、排出を直接的に規制するものではない。しかし、近年では消費者や工場近辺の住民の化学物質に対する関心が高まっているため、PRTR 対象物質排出量はメディアや環境格付を通して間接的に企業の経済パフォーマンスに影響を与えると考える。さらに厚生労働省、経済産業省、環境省では、既存化学物質の安全性情報の収集を加速し、広く国民に情報発信を行うことを目的とする『化学物質官民連携既存化学物質安全性情報収集・発信プログラム⁸⁾』の制定を進めており、このような安全性評価(毒性評価)が進められる中、暴露量につながる排出量も PRTR 制度を契機にいつそう適正管理が進むものと期待される。

また、環境報告書作成ガイドラインにも PRTR 対象物質排出量の記載を明記しているため⁹⁾、環境報告書を発行する企業にとっては自社の環境マネジメント能力やパフォーマンスを外部に効果的に発信するには、PRTR 対象物質排出量の削減目標の制定と実施の両方が必要である¹⁰⁾。そのため、企業はエコデザインやグリーン調達などを積極的に採用し、環境負荷の大きい化学物質の削減や環境負荷の小さい化学物質を代替原料に用いるなどの対策が必要となる¹¹⁾。

こうした背景の中で、国内製造業の各業界でもそれぞれ取り組みを行い、その活動は年々活発になっている。表 3-2 は各業種の PRTR 対象物質排出量(移動量を除く)の推移と 2001 年度から 2005 年度にかけての変化量及び変化率をまとめたものであり、表 3-3 は国内製造業の主要業界団体が行っている PRTR 対象物質排出量削減の対策方法をまとめたものである。表 3-2 と表 3-3 から分かるように、業種によって削減への取り組み方は異なり、さらに PRTR 対象物質排出量の削減量にも違いがある。

表 3-2 各業種の PRTR 対象物質排出量の推移(トン)

業種	2001	2002	2003	2004	2005	変化量	変化率
ゴム	11,811	12,609	12,351	11,305	10,248	-1,563	-13%
紙・パルプ	23,832	21,091	19,076	15,946	14,204	-9,628	-40%
化学製品	42,396	38,627	33,520	30,141	26,666	-15,730	-37%
一般機械	9,224	8,527	10,615	11,184	11,957	+2733	+30%
自動車	55,285	52,860	53,435	52,832	51,621	-3,664	-7%
繊維	7,797	6,679	7,177	6,515	5,523	-2,274	-29%
鉄鋼業	9,437	7,278	6,737	6,634	5,747	-3,690	-39%
電気機器	11,266	10,364	10,790	9,980	9,013	-2,253	-20%
非鉄金属	15,058	16,333	23,532	19,784	19,784	+4726	+31%
窯業	10,999	9,210	8,584	9,323	8,900	-2,099	-19%

(出典) PRTR インフォメーション広場¹²⁾のデータより著者作成

表 3-3 各業界団体の PRTR 対象物質排出量削減対策

業種	主な業界団体	主な取り組み
化学 ¹³⁾	日本化学工業協会	排出箇所・濃度の削減 上流工程での利用 毒性の低い溶媒へ変更
自動車 ¹⁴⁾	日本自動車工業会	塗着効率の上昇 洗浄シンナー対策
鉄鋼業 ¹⁵⁾	日本鉄鋼連盟	製造工程の見直し 施設設備等の改善
一般機械 ¹⁶⁾	日本産業機械工業会	代替物質への転換 代替物質対応の洗浄機に変更 洗浄機集約による蒸散抑制
製紙 ¹⁷⁾	日本製紙連合会	排ガス処理器の設置 混合溶剤廃液の回収 原材料の無溶剤化

(出典)各業界の報告書より著者作成

3-3-2. 使用したデータ変数

本分析で用いるデータセットは次のように構築した。まず、売上、原材料費、労務費、人件費、資本ストック²を日本経済新聞社の財務データベース NEEDS¹⁸⁾から作成した。次に環境産出財として、PRTR 対象物質排出量による人健康への影響の換算排出量(以下、PRTR 換算排出量)を用いた。PRTR 換算排出量の推計には、化学物質ごとの毒性の違いを考慮するため国が公表する PRTR 対象物質排出量¹⁹⁾の大気への排出量に、神奈川県が条例で定める毒性係数および毒性評価表²⁰⁾を適用し、物質ごとの毒性の違いに対する重み付けを行っている。

DDF では市場投入財に資本ストック、労働コスト(労務費+人件費)、原材料費を、市場産出財に売上を、環境産出財に PRTR 換算排出量を使用した。使用データはすべて単体企業データである。金額データは 2000 年価格に基準化している³。

分析対象業種はゴム製品(12 社)、紙・パルプ製品(8 社)、化学製品(112 社)、一般機械(51 社)、自動車(12 社)、繊維製品(16 社)、鉄鋼(31 社)、電気機器(52 社)、非鉄金属(39 社)、窯業(16 社)の 10 業種であり、すべて東証一部上場企業である。対象年度は PRTR 対象物質排出量が利用可能な 2001-2005 年度の 5 年間とした。本研究では業種別に計算を行い、分析結果の業種内平均によって各業種の統合生産性の推移と構造について比較・考察を行なう。

分析に使用したサンプル企業の業種内平均と 2001 年度から 2005 年度にかけての変化率をデータ項目ごとに表 3-4 から表 3-8 に示す。表 3-4 に売上(億円)、表 3-5 に原材料費(億円)、表 3-6 に労働コスト(億円)、表 3-7 に資本ストック (億円)、表 3-8 に PRTR 換算排出量(毒性換算トン)を載せる。

表-3-4 と表 3-5 より、2001 年度から 2005 年度にかけて紙・パルプを除く 9 業種で売上と原材料費が増加しているのが分かる。原材料費の大幅な増加は、2003 年度から続く石油や鉱物資源価格の高騰によるものと考えられる。その一方で、表 3-6 から労働コストは減少したため、労働生産性は上昇傾向にある。また表 3-7 より資本データは 2003 年から増加している。表 3-8 から PRTR 換算排出量は 2001 年度から 2005 年度にかけて 10 業種すべてで削減されており、さらに業種によって PRTR 換算排出量の値が大きく異なるのが分かる。

PRTR 換算排出量の平均値が高い、紙・パルプ、化学製品、自動車、繊維、窯業の排出化学物質に着目してみると、アクリロニトリルや N,N-ジメチルホルムアミド、ε-カプロラクタムなどの人体への毒性が高い化学物質²⁰⁾²¹⁾を大気中へ多く排出している。特に繊維製品製造業では 2004 年度から 2005 年度にかけて PRTR 換算排出量の値が増加しているが、これはサンプル内の一部企業による ε-カプロラクタムの大気中への排出量が大幅に上昇したためである。上記のような業種間での排出される化学物質の違いは削減案を議論する

² 資本ストックの推計には、固定資産合計に減価償却費と割引率を用いた恒久棚卸法を適用した。

³ 内閣府から公表されている平成 18 年度国民経済計算確報内の総資本形成を用いて資本ストックを基準化、経済活動別総生産を用いて売上を基準化した。さらに総務省統計局が公表している消費者物価指数を用いて労働コストを基準化、卸売物価指数を用いて原材料費を基準化している。

上でも重要であり、使用する化学物質の特性を十分見極めた削減目標・制度設計が必要となる。

表 3-4 売上の平均値の推移 (億円)

	2001	2002	2003	2004	2005	変化率
ゴム	845	881	943	1,068	1,245	47%
紙・パルプ	1,853	1,831	1,718	1,723	1,763	-5%
化学製品	956	995	1,036	1,127	1,221	28%
一般機械	1,241	1,189	1,174	1,325	1,437	16%
自動車	18,376	18,850	19,313	21,191	23,911	30%
繊維	676	669	726	761	799	18%
鉄鋼業	1,344	1,367	1,348	1,377	1,383	3%
電気機器	4,255	4,869	5,936	7,185	8,754	106%
非鉄金属	1,207	1,147	1,133	1,178	1,311	9%
窯業	1,525	1,557	1,500	1,676	1,750	15%

(出典) 財務データベース NEEDS²⁰⁾より著者作成

表 3-5 原材料費の平均値の推移 (億円)

	2001	2002	2003	2004	2005	変化率
ゴム	546	578	614	642	701	28%
紙・パルプ	1,313	1,296	1,191	1,179	1,194	-9%
化学製品	632	663	671	707	731	16%
一般機械	932	880	862	956	1,016	9%
自動車	14,105	15,144	15,712	16,916	18,408	31%
繊維	488	479	484	496	513	5%
鉄鋼業	1,046	1,071	1,030	995	1,022	-2%
電気機器	3,069	3,331	3,674	4,046	4,489	46%
非鉄金属	927	914	888	848	847	-9%
窯業	1,041	1,054	980	1,064	1,080	4%

(出典) 財務データベース NEEDS²⁰⁾より著者作成

表 3-6 労働コストの平均値の推移 (億円)

	2001	2002	2003	2004	2005	変化率
ゴム	151	151	155	157	160	6%
紙・パルプ	212	199	190	178	166	-22%
化学製品	105	101	99	94	93	-12%
一般機械	203	191	187	181	181	-11%
自動車	1,750	1,778	1,805	1,798	1,848	6%
繊維	104	94	91	86	86	-17%
鉄鋼業	170	159	159	159	161	-5%
電気機器	524	479	478	456	454	-13%
非鉄金属	155	143	132	127	126	-19%
窯業	204	197	192	193	190	-7%

(出典) 財務データベース NEEDS²⁰⁾より著者作成

表 3-7 固定資本ストックの平均値の推移 (億円)

	2001	2002	2003	2004	2005	変化率
ゴム	734	741	864	895	1,000	36%
紙・パルプ	2,376	2,291	2,328	2,261	2,445	3%
化学製品	951	963	1,016	1,046	1,159	22%
一般機械	816	819	855	899	1,012	24%
自動車	11,653	11,556	12,385	12,785	13,600	17%
繊維	768	732	786	783	859	12%
鉄鋼業	1,675	1,637	1,708	1,749	1,974	18%
電気機器	2,949	3,007	3,181	3,210	3,278	11%
非鉄金属	1,111	1,081	1,107	1,105	1,144	3%
窯業	2,003	1,921	1,965	1,962	2,114	6%

(出典) 財務データベース NEEDS²⁰⁾より著者作成

表 3-8 PRTR 換算排出量の平均値の推移 (毒性換算トン)

	2001	2002	2003	2004	2005	変化率
ゴム	7,948	8,024	8,501	7,460	6,151	-23%
紙・パルプ	24,371	20,908	17,763	16,402	14,748	-39%
化学製品	22,012	19,768	15,838	13,272	11,792	-46%
一般機械	6,110	4,189	4,281	3,862	3,567	-42%
自動車	23,088	23,219	20,219	15,773	14,321	-38%
繊維	23,869	17,503	16,234	16,820	22,208	-7%
鉄鋼業	8,287	7,338	6,374	5,817	4,678	-44%
電気機器	1,615	1,356	1,673	1,545	990	-39%
非鉄金属	3,669	3,138	2,553	2,959	2,580	-30%
窯業	24,428	15,580	17,720	16,974	11,961	-51%

(出典) PRTR 対象物質排出量²¹⁾と毒性評価表²²⁾より著者作成

3-3-3. 本分析で使用するモデル

本研究では Luenberger(1992)⁸⁾, Chambers et al.(1998)⁹⁾らの研究を参考に時系列分析に対応するため、方向ベクトルを $(gx, gy, gb) = (0, y, b)$ と定めて計算を行う。この場合、 k 番目のサンプルについての計算式は以下になる。

目的関数

$$Max. \beta_k \quad (10)$$

制約式

$$\sum_{i=1}^N y_{q,i} \lambda_i \geq (1 + \beta_k) y_{q,k} \quad q = \text{売上} \quad (11)$$

$$\sum_{i=1}^N x_{p,i} \lambda_i \leq x_{p,k} \quad p = \text{労働, 資本ストック, 原材料費} \quad (12)$$

$$\sum_{i=1}^N b_{r,i} \lambda_i \leq (1 - \beta_k) b_{r,k} \quad r = \text{PRTR換算排出量} \quad (13)$$

$$\lambda_i \geq 0 \quad (i = 1, 2, \dots, k, \dots, N) \quad (14)$$

上記のモデル(以下、統合モデル)では評価対象のサンプルがフロンティアラインに対して、市場投入財を増やすことなくどれだけ市場産出財を増加し、環境産出財を削減出来るかを測定しており、増減可能な割合は β で表される。 $\beta > 0$ であれば、評価対象の企業には増加可能な市場産出財と削減可能な環境産出財が存在するため、非効率とみなされる。統合モデルで評価される生産非効率性を統合生産非効率性と呼ぶ。また、環境モデルから制約式(13)を除いたモデルを市場モデルと呼び、市場モデルを解くことで環境産出財を考慮

しない生産非効率性(以下、市場生産非効率性)の評価が可能である。これら統合生産非効率性と市場生産非効率性の時間変化を Luenberger Index によって計算することで、統合生産性と市場生産性が得られる⁴。

ここで企業の PRTR 換算排出量削減取り組みについて整理を行う。本研究では企業が PRTR 換算排出量の削減を達成する場合を「1. 製造過程の効率化やエコデザイン、製造技術進歩に伴う原材料消費量の削減(クリーナープロダクション型：CP 型)」、「2. PRTR 対象物質の排出回収・再利用(エンドオブパイプ型：EOP 型)」、「3. 生産規模の縮小」の3つに分類する。さらに PRTR 換算排出量の増加は、「1. 企業の生産規模の拡大」、「2. PRTR 対策効果の減少(効果の減少)」のみに起因すると仮定する。この場合、売上、PRTR 換算排出量の増減に加えて、市場生産性と統合生産性の変化によって、表 3-9 のように企業の取り組みを特定することが可能と考える⁵。ここで上から2段目の左端(ケース 1)と左から2番目(ケース 2)の場合に着目して CP 型と EOP 型を説明する。両ケースとも企業の売上が増加し PRTR 換算排出量が減少しており、さらに統合生産性が改善した場合を想定する。この時にケース 1 の場合には市場生産性が上昇していることから、資本・労働・原材料生産性の改善が伺える。従って、経済効率に負担をかけることなく企業が PRTR 換算排出量の削減を達成していることから、この取り組みは CP 型であると推測した。一方でケース 2 の場合には市場生産性が下降しているにも関わらず統合生産性は上昇しているため、PRTR 換算排出量の削減は達成されているが、同時に経済効率性が低下している。このようなケースについては環境保全費用を必要とする EOP 型の取り組みであると推測した。

「効果の減少」は、市場生産性が上昇する一方で統合生産性が下降するケースであり、売上当たりの PRTR 換算排出量の増加により汚染強度が高くなった企業であると考えられる。

「特定できない」では、原材料価格の高騰や大規模な生産部門への設備投資、さらには事故や事件などによる業績悪化等の外部要因によって売上が影響を受けた場合を想定しており、本研究の特定方法では分類出来ないケースである。

⁴ 統合生産非効率性と市場生産非効率性は数値が大きいほどフロンティアラインから離れていることを表し、より非効率であることを意味する。一方で統合生産非効率性と市場生産非効率性の改善度合いを表す統合生産性と市場生産性は数値が大きいほど、基準年と比較して非効率性が改善されていることを意味する。

⁵ 本研究では、PRTR 対象物質排出対策費用が企業の経済性を圧迫しているかどうかに着目することで、クリーナープロダクション型とエンドオブパイプ型と名前を付けて分類している。実際にはほとんどすべての企業でこれら二つの対策を併用していると考えられる。従って本分析結果は、クリーナープロダクション型と特定された企業がエンドオブパイプ型の対策を講じていないとするものではない。

表 3-9 データと生産性指標から特定した PRTR 削減取り組み

	・市場生産性(+)	・市場生産性(-)	・市場生産性(+)	・市場生産性(-)
	・統合生産性(+)	・統合生産性(+)	・統合生産性(-)	・統合生産性(-)
売上(+) PRTR(+)	・規模拡大 ・CP 型	・規模拡大 ・EOP 型	・規模拡大 ・効果の減少	・特定出来ない
売上(+) PRTR(-)	・CP 型	・EOP 型	・特定出来ない	・特定出来ない
売上(-) PRTR(+)	特定出来ない	特定出来ない	・効果の減少	・効果の減少
売上(-) PRTR(-)	・規模縮小 ・CP 型	・規模縮小 ・EOP 型	・規模縮小 ・効果の減少	・特定出来ない

(出典) 著者作成

3-3-4. 分析のフロー

分析フローを図 3-1 に示す。DDF を用いて統合モデルと市場モデルによる生産非効率性評価を行い、その結果に Luenberger Index を適用させることで生産性変化を推計する。その後、表 3-9 の対応表を用いて各業種の企業が行う環境保全取り組みの効果と、その費用が経済効率性に与える影響を考察する。さらに、得られた生産性変化の分析結果を効率性変化と技術変化に分解し、業種内の統合生産性の推移とその構造について明らかにする。

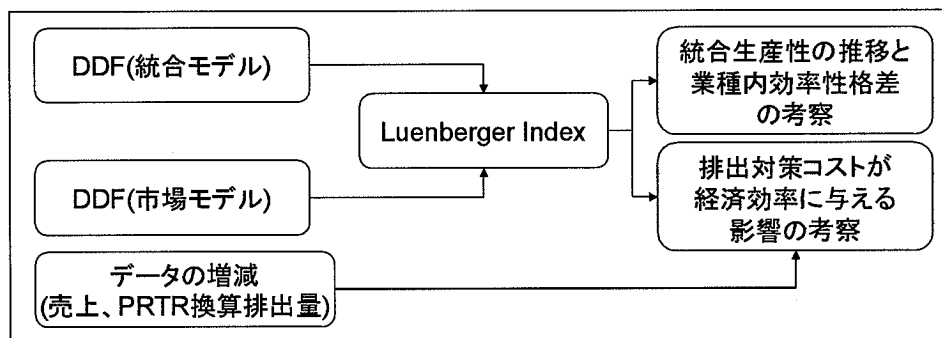


図 3-1 分析のフロー

(出典) 著者作成

3-4. 結果と考察

3-4-1. 統合生産性の推移と業種内効率性格差の変化

各業種の統合生産性を表す Luenberger, *EFFCH*, *TECHCH* の推移を図 3-2 から図 3-11 に示す。各指標は 2001 年を基準年としており、数値は 2001 年を 0 と基準化する。

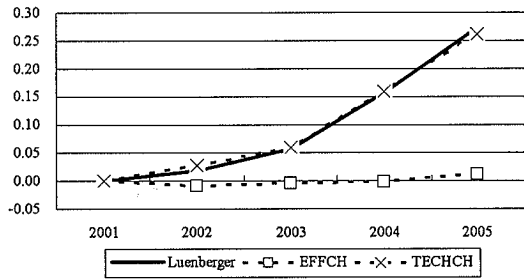


図 3-2 ゴム製品の統合モデル分析結果

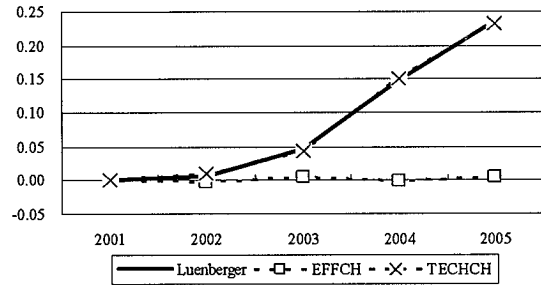


図 3-3 ゴム製品の市場モデル分析結果

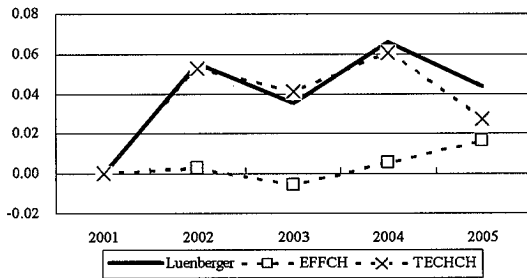


図 3-4 紙・パルプの統合モデル分析結果

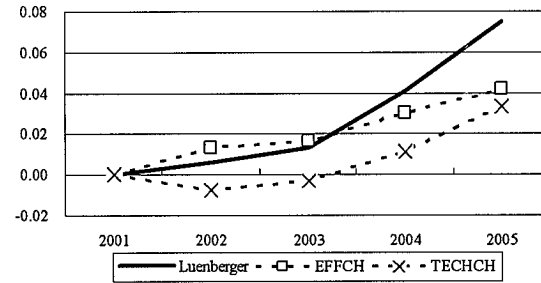


図 3-5 紙・パルプの市場モデル分析結果

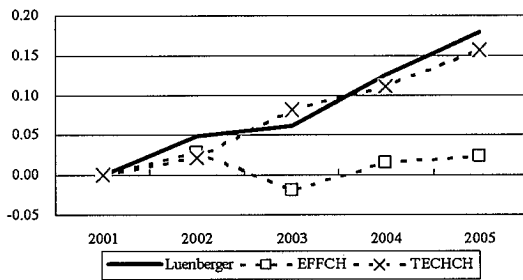


図 3-6 化学の統合モデル分析結果

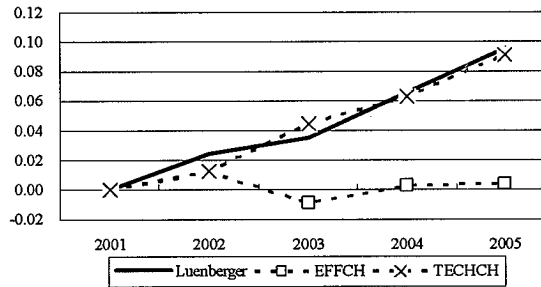


図 3-7 化学の市場モデル分析結果

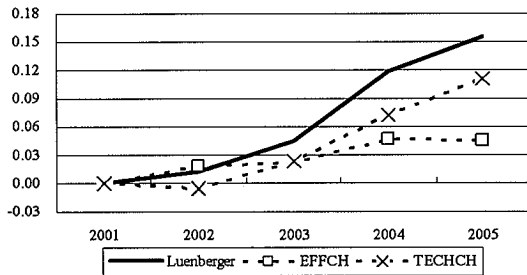


図 3-8 一般機械の統合モデル分析結果

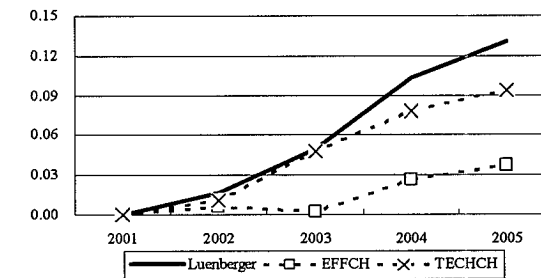


図 3-9 一般機械の市場モデル分析結果

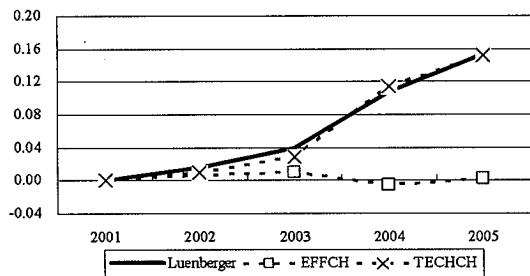


図 3-10 自動車の統合モデル分析結果

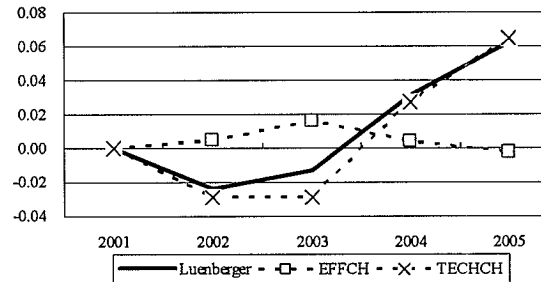


図 3-11 自動車の市場モデル分析結果

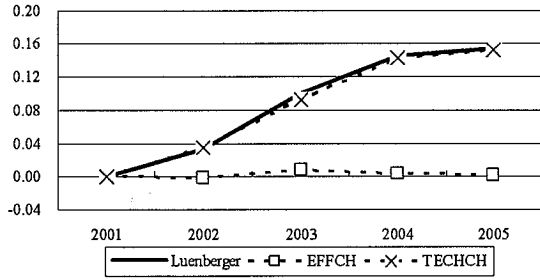


図 3-12 繊維の統合モデル分析結果

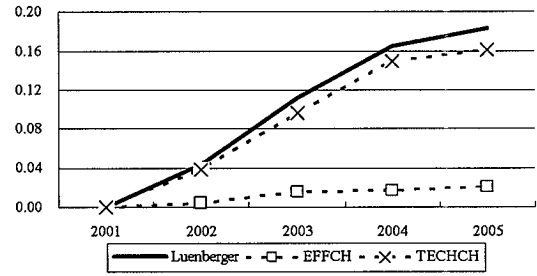


図 3-13 繊維の市場モデル分析結果

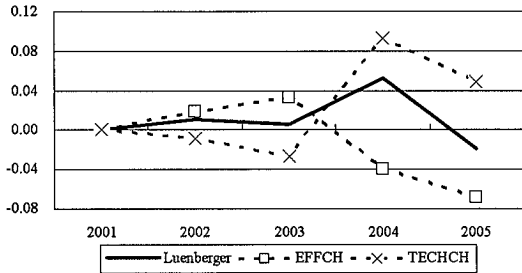


図 3-14 鉄鋼の統合モデル分析結果

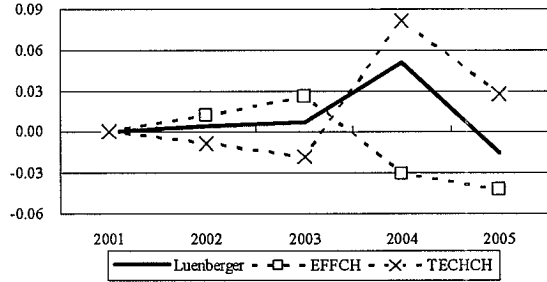


図 3-15 鉄鋼の市場モデル分析結果

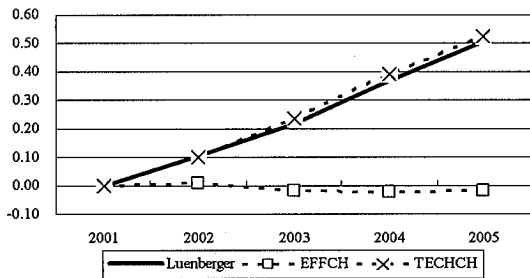


図 3-16 電気機器の統合モデル分析結果

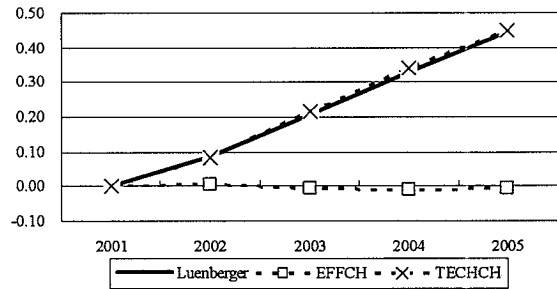


図 3-17 電気機器の市場モデル分析結果

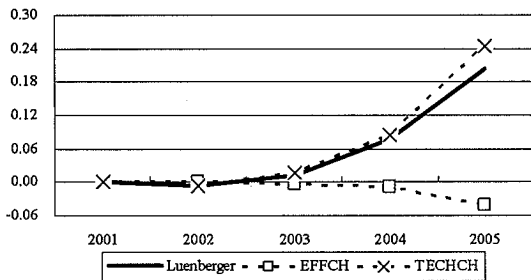


図 3-18 非鉄金属の統合モデル分析結果

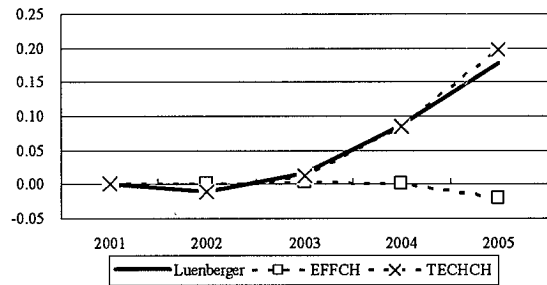


図 3-19 非鉄金属の市場モデル分析結果

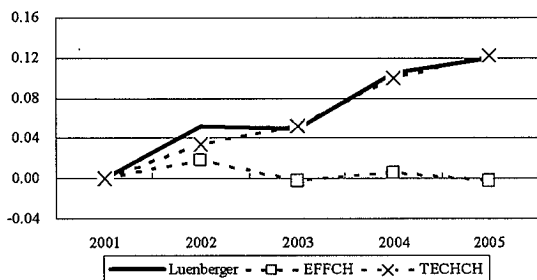


図 3-20 窯業の統合モデル分析結果

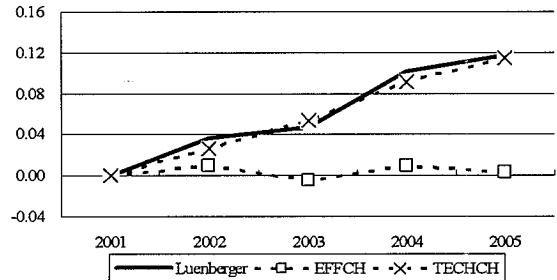


図 3-21 窯業の市場モデル分析結果

分析結果より鉄鋼業を除く9業種で2001年度から2005年度にかけて、Luenberger Indexが上昇しており、統合生産性と市場生産性の上昇が確認された。特に電気機器製造業で大きく上昇している。電気機器製造業の統合生産性が改善した理由として、売上の上昇とPRTR換算排出量の削減を大幅に達成した点が挙げられ、さらに労働コストの削減も統合生産性の上昇に寄与している。また、鉄鋼業の統合生産性及び市場生産性が2004年度から2005年度にかけて下降しているが、これは効率的企業が大型設備投資を行うことによって短期的に資本生産性が低下した点や、鉄鉱石や石炭などの原材料費の高騰が理由として挙げられる。

3-4-2. 企業の環境保全対策費用が経済効率性に与える影響

(1) PRTR削減取り組みの特定結果

表3-9で設定した企業の削減取り組みの特定結果を表3-10に示す。表3-10では取り組みの種類に着目し、規模の変化については分類をせず、「CP型」、「EOP型」、「効果の減少」、「特定出来ない」の4分類で集計している。

表3-10 2001-2005年でのPRTR削減取り組み別企業数分布

業種	CP型	EOP型	効果の減少	特定出来ない
ゴム (12社)	6 (50%)	3 (25%)	0 (0%)	3 (25%)
紙・パルプ (8社)	5 (63%)	0 (0%)	1 (13%)	2 (25%)
化学製品 (112社)	59 (53%)	2 (2%)	15 (13%)	36 (32%)
一般機械 (51社)	32 (63%)	1 (2%)	7 (14%)	11 (22%)
自動車 (12社)	7 (58%)	4 (33%)	0 (0%)	1 (8%)
繊維 (16社)	5 (31%)	2 (13%)	4 (25%)	5 (32%)
鉄鋼 (31社)	23 (74%)	2 (6%)	3 (10%)	3 (10%)
電気機器 (52社)	37 (71%)	4 (8%)	2 (4%)	9 (17%)
非鉄金属 (39社)	14 (36%)	2 (5%)	8 (21%)	15 (38%)
窯業 (16社)	9 (56%)	0 (0%)	2 (13%)	5 (31%)

(出典) 著者作成

表3-10から分析対象10業種内の多くの企業で、CP型の削減取り組みを行っていることが明らかとなった。一方で対策取り組み効果が減少している企業も化学製品、一般機械、非鉄金属などで多く見られる。これらの結果から、CP型の取り組みによって市場生産性を低下させずにPRTR換算排出量の削減を達成しており、PRTR制度に的確に対応している企業が多数を占めている。しかしながら、環境保全費用による経済効率性への圧迫が懸念

される EOP 型の削減取り組みや、削減取り組みの効果が低下している企業も各業種に存在してり、特にゴム、自動車、繊維、非鉄金属で顕著である。

ここで、取り組みの特定結果と企業規模との間にどのような関係性があるかについて考察する。表 3-11 は分析対象 10 業種全体での企業規模別の分析結果であり、表 3-12 から表 3-14 には 10 業種それぞれについての企業規模別の分析結果を示す。表 3-11 より、企業規模が大きくなるにつれて CP 型と EOP 型に特定される企業の割合が増加傾向にある。この分析結果が得られた理由として、そもそも PRTR 制度は排出を規制するものではないため、企業の環境保全イメージなどが売上に直接反映しにくい中小企業などが削減に高いモチベーションを持って取り組みを行わない点が考えられる。

表 3-12 より、化学製品や鉄鋼業、電気機器製品製造業では大規模企業の多くが CP 型と特定されているのに対し、ゴム製品や繊維、非鉄金属製造業で CP 型以外に分類される企業が多いのが分かる。また、表 3-13 と表 3-14 より化学製品の中小規模企業や鉄鋼業の小規模企業で CP 型と特定される割合が大規模企業に比べて低い。

表 3-11 企業規模別の PRTR 削減取り組み別企業数分布 (10 業種合計)

企業規模	CP 型	EOP 型	効果の減少	特定出来ない
大規模企業 (146 社)	95 (65%)	14 (10%)	7 (5%)	30 (21%)
中規模企業 (147 社)	77 (52%)	4 (3%)	24 (16%)	42 (29%)
小規模企業 (56 社)	25 (45%)	2 (4%)	11 (20%)	18 (32%)

(出典) 著者作成

表 3-12 PRTR 削減取り組み別企業数分布 (従業員数 1000 人以上の企業)

業種	CP 型	EOP 型	効果の減少	特定出来ない
ゴム (6 社)	2 (17%)	3 (50%)	0 (0%)	1 (17%)
紙・パルプ (5 社)	3 (60%)	0 (0%)	1 (20%)	1 (20%)
化学製品 (33 社)	27 (82%)	1 (3%)	1 (3%)	4 (12%)
一般機械 (17 社)	10 (59%)	1 (6%)	1 (6%)	5 (29%)
自動車 (12 社)	7 (58%)	4 (33%)	0 (0%)	1 (8%)
繊維 (5 社)	2 (40%)	1 (20%)	0 (0%)	2 (40%)
鉄鋼 (8 社)	7 (88%)	0 (0%)	0 (0%)	1 (13%)
電気機器 (32 社)	24 (75%)	3 (9%)	1 (3%)	4 (13%)
非鉄金属 (17 社)	6 (35%)	1 (6%)	2 (12%)	8 (47%)
窯業 (11 社)	7 (64%)	0 (0%)	1 (9%)	3 (27%)

(出典) 著者作成

表 3-13 PRTR 削減取り組み別企業数分布 (従業員数 300 人以上 1000 人未満の企業)

業種	CP 型	EOP 型	効果の減少	特定出来ない
ゴム (4 社)	2 (50%)	0 (0%)	0 (0%)	2 (50%)
紙・パルプ (2 社)	2 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
化学製品 (50 社)	22 (44%)	0 (0%)	7 (14%)	21 (42%)
一般機械 (29 社)	17 (59%)	0 (0%)	6 (21%)	6 (21%)
自動車 (0 社)	0	0	0	0
繊維 (9 社)	2 (22%)	1 (11%)	4 (44%)	2 (22%)
鉄鋼 (17 社)	14 (82%)	1 (6%)	1 (6%)	1 (6%)
電気機器 (18 社)	12 (67%)	1 (6%)	1 (6%)	4 (22%)
非鉄金属 (15 社)	4 (27%)	1 (7%)	4 (27%)	6 (40%)
窯業 (3 社)	2 (67%)	0 (0%)	1 (33%)	0 (0%)

(出典) 著者作成

表 3-14 PRTR 削減取り組み別企業数分布 (従業員数 300 人未満の企業)

業種	CP 型	EOP 型	効果の減少	特定出来ない
ゴム (2 社)	2 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
紙・パルプ (1 社)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	1 (100%)
化学製品 (29 社)	10 (34%)	1 (3%)	7 (24%)	11 (38%)
一般機械 (5 社)	5 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
自動車 (0 社)	0	0	0	0
繊維 (2 社)	1 (50%)	0 (0%)	0 (0%)	1 (50%)
鉄鋼 (6 社)	2 (33%)	1 (17%)	2 (33%)	1 (17%)
電気機器 (2 社)	1 (50%)	0 (0%)	0 (0%)	1 (50%)
非鉄金属 (7 社)	4 (57%)	0 (0%)	2 (29%)	1 (14%)
窯業 (2 社)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	2 (100%)

(出典) 著者作成

(2) 分析結果の検証

表 3-10 で得られた分析結果に対して検証を行うために、次のような計算を行う。著者らが 2007 年に行ったアンケート調査⁶によって環境経営に関する認知指標の回答が 318 社のサンプルで得られている。この 318 社と本章の DDF 分析に用いた 349 社をすり合わせた結果、102 社が整合したことから、この 102 社の認知指標を表 3-10 で分類された 4 つのグ

⁶ アンケート調査に関する詳細な説明は 5 章に記載する。

グループ別に平均値を計算し考察を行う。各グループの平均値は表 3-14 に示す。「製造工程対策での環境対策取り組みを進めている」という質問に対しては、EOP 型と特定された企業群で平均値が高く、その他の 3 つのグループ間ではあまり違いが見られない。次に「設計対策での環境対策取り組みを進めている」という質問に対しては、CP 型と EOP 型の 2 つのグループの平均値が高い水準にある。従って、これら 2 つの認知指標から、CP 型と EOP 型の 2 つのグループに特定されている企業は、PRTR 対象物質排出対策に積極的に取り組んでいると言える。一方で、「環境対策を進める上で予算が制約である」という質問に対しては EOP 型が CP 型と比較して高い値をとっていることから、EOP 型と特定された企業群は環境対策に必要な費用が経済効率性を圧迫していることを示唆している。こうした結果は、本章の導入部分で説明した先行研究とも一致するところであることから、本分析結果は実際の企業の環境対策取り組みを反映出来ていると考える。

表 3-15 PRTR 削減取り組み別の認知指標⁷の平均値

	CP 型	EOP 型	効果の減少	特定できない
企業数	59 社	7 社	12 社	24 社
製造工程対策での環境対策 取り組みを進めている	4.69	<u>4.86</u>	4.58	4.67
設計対策での環境対策取り 組みを進めている	<u>4.61</u>	4.57	4.25	4.38
環境対策を進める上で予算 が制約である	3.12	<u>3.71</u>	2.67	3.54

(出典) 著者作成

3-5. まとめ

本章では国内製造業企業を対象として、PRTR 対象物質排出量を考慮した生産性分析を行った。得られた結論を下記にまとめる。

1. 生産性分析より 2001 年から 2005 年にかけて鉄鋼業を除く 9 業種で、統合生産性は上昇していることが明らかとなった。特に電気機械製造業が大きく上昇している。
2. 多くの企業で CP 型の取り組みによって市場生産性を低下させずに、PRTR 換算排出量の削減を達成しているが、EOP 型の削減取り組みや、削減取り組みの効果が低下している企業も存在している。
3. 環境保全取り組みの特定結果を認知指標で考察した結果、回答の傾向に整合性が得ら

⁷ 認知指標は『1:強くそう思わない』から『5:強くそう思う』の 5 段階で設定され、数値が大きいかほど強い肯定を意味する。

れたことから、本章の分析フレームを用いて企業が経済性を圧迫せずに環境保全取り組みを達成しているかの検証を行うことが可能である。この分析フレームは、今後施行を予定している国内版 Reach などの製造業を一斉に対象とする規制のインパクトを評価するうえで有用と考える。

参考文献

- 1) Cagno, E., Trucco, P. and Tardini, L. (2005). "Cleaner production and profitability: analysis of 134 industrial pollution prevention (P2) project reports." *Journal of Cleaner Production* 13: 593-605.
- 2) Baas, L.W. (1995). "Cleaner production: Beyond projects." *Journal of Cleaner Production* 3(1-2): 55-59.
- 3) Frondel, M., Horbach, J. and Rennings, K. (2007). "End-of-Pipe or Cleaner Production? An empirical comparison of environmental innovation decisions across OECD countries." *Business Strategy and the Environment* 16: 571-584.
- 4) 米国国勢調査局 (2008). "Pollution abatement costs and expenditures 2005." 米国国勢調査局.
- 5) Chung YH, Färe R. and Grosskopf S. (1997). "Productivity and undesirable output: A directional distance function approach." *Journal of Environmental Management* 51: 229-240.
- 6) Luenberger, D. G. (1992). "Benefit function and duality." *Journal of Mathematical Economics* 21: 461-481.
- 7) Chambers R.G., Chung Y.H. and Färe R. (1998). "Profit, directional distance functions, and nerlovian efficiency." *Journal of Optimization Theory and Applications* 98(2): 351-364.
- 8) 厚生労働省, 経済産業省, 環境省 (2005). 『既存化学物質安全性情報の収集・発信に向けてーJapan チャレンジプログラムの提案ー』, 厚生労働省, 経済産業省, 環境省.
- 9) 環境省 (2005). 『環境報告書ガイドライン(2003年度版)』, 環境省.
- 10) 金原達夫, 金子慎治 (2005). 『環境経営の分析』, 白桃書房.
- 11) Kolominkas, C. and Sullivan, R. (2004). "Improving cleaner production through pollutant release and transfer register reporting processes." *Journal of Cleaner Production* 12: 713-724.
- 12) 環境省 (2009/1/5 アクセス). PRTR インフォメーション広場:
<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/risk0.html>
- 13) (社)日本化学工業協会 (2005). 『日本化学工業協会における化学物質自主管理について』, (社)日本科学工業協会.
- 14) (社)日本自動車工業会 (2006). 『(社)日本自動車工業会における自動車工業会における PRTR の自主的取組』, (社)日本自動車工業会.
- 15) (社)日本鉄鋼連盟 (2006). 『揮発性有機化合物(VOC) 排出抑制に関する自主行動計画』,

- (社)日本鉄鋼連盟.
- 16) (社)日本産業機械工業会 (2001). 『有害大気汚染物質に関する自主管理計画』, (社)日本産業機械工業会.
- 17) 日本製紙連合会 (2005). 『VOC 排出抑制の取組み』, 日本製紙連合会.
- 18) 日本経済新聞社 (2007), 『NEEDS データベース』, 日本経済新聞社.
- 19) 環境省 (2006). 『特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律第 11 条に基づく開示ファイル記録事項』, 環境省.
- 20) 神奈川県環境農政部大気水質課 (2005). 『化学物質の自主管理のために』, 神奈川県.
- 21) 横浜国立大学環境安全管理学研究室/エコケミストリー研究会 (2006). 『環境管理参考濃度と毒性重み付け係数 (平成 17 年度)』, エコケミストリー研究会.

補足 : Luenberger Index の説明

Luenberger Index は, 各生産主体の生産非効率値が時間的にどのように変化したかによって, 生産性変化を計測する手法である. 前章で使用した図 2-6 と同じ図を用いて, Luenberger Index を説明する(図 3-22). 図 3-22 は縦軸と横軸に投入/産出をとった図であり, 各生産主体 Z は t 年から $t+1$ 年にかけて生産を行う. このとき Z_1, Z_2, Z_3 が効率的生産主体であるとする. 以下, 非効率的な生産主体 Z_0 が t 年から $t+1$ 年にかけて達成した生産性変化について説明する. 図 3-22 中の記号を用いて Luenberger Index は式(17)で与えられる.

$$Luenberger_t^{t+1} = \frac{1}{2} \underbrace{\left((|OZ_0^{t+1}| - |OR_2^t|) - (|OZ_0^t| - |OR_1^t|) \right)}_{\Delta L^t} + \frac{1}{2} \underbrace{\left((|OZ_0^{t+1}| - |OR_2^{t+1}|) - (|OZ_0^t| - |OR_1^{t+1}|) \right)}_{\Delta L^{t+1}} \quad (17)$$

式(17)中の前半の式(ΔL^t)は t 年のフロンティア生産曲線を基準とした場合の t 年から $t+1$ 年にかけての Z_0 の生産非効率性変化を表し, 後半の式(ΔL^{t+1})は $t+1$ 年のフロンティア生産曲線を基準とした場合の Z_0 の生産非効率性変化を意味する. Luenberger Index は Malmquist Index 同様にフロンティア生産曲線を考慮した効率性変化の測定結果を表しているが, その計算方法は Malmquist Index が幾何平均を用いているのに対して, Luenberger Index は算術平均を用いている.

DDF の分析結果に Malmquist Index が適用出来ないケースについて説明する. DEA では t 年の Z_0 の非効率性が $|OR_1^t|/|OZ_0^t|$ で与えられるのに対して, DDF では $|OR_1^t| - |OZ_0^t|$ で計算される. 仮に Z_0 が t 年から $t+1$ 年にかけて大幅に非効率性を改善した結果, $t+1$ 年において t 年と $t+1$ 年のフロンティア生産曲線にはさまれる場合が考えられる(図 3-22 中の Z_{0*}^{t+1}). このとき t 年のフロンティア生産曲線で評価した Z_{0*}^{t+1} の非効率性は $|OR_2^t| - |OZ_{0*}^{t+1}| < 0$ となる. このようなケースでは, 生産性変化の推計に幾何平均を用いている Malmquist Index では得られる結果が虚数になってしまうため適用不可能となる.

ここで、式(17)を展開してまとめなおすと、Luenberger Indexはフロンティアシフトを考慮しない効率性変化(Efficiency Change: $EFFCH$)とフロンティアシフトの度合を表す技術変化(Technology Change: $TECHCH$)の2つの指標に分けることが可能である。これら2つの指数とLuenberger Indexとの間には $Luenberger_t^{t+1} = EFFCH_t^{t+1} + TECHCH_t^{t+1}$ が成立する。

$EFFCH$ は t 年から $t+1$ 年にかけて各生産主体がどれだけフロンティアラインに近づいたかを示す指数であり $EFFCH_t^{t+1} = (|OZ_0^t| - |OR_1^t|) - (|OZ_0^{t+1}| - |OR_2^{t+1}|)$ であり、これを簡略化すると、 $EFFCH_t^{t+1} = |R_1^t Z_0^t| - |R_2^{t+1} Z_0^{t+1}|$ となる。

$EFFCH$ が正であれば、非効率な生産主体がフロンティアラインに近づいていることを表しており(キャッチアップ)、非効率性の改善を意味する。逆に負のときは生産主体とフロンティアラインの距離が拡大していることを表しており、非効率性が悪化していることを意味する。

これに対して $TECHCH$ は t 年から $t+1$ 年にかけてフロンティアラインがどれだけシフトしたかを示す指標であり $TECHCH_t^{t+1} = (|R_2^{t+1} R_2^t| + |R_1^{t+1} R_1^t|) / 2$ となる。この場合は生産主体 Z_0 から見たときのフロンティアシフトを表している。 $TECHCH$ の値が正ならば、フロンティアラインがより効率的な方向へシフトしており、負の場合は非効率な方向へシフトしていることを表す。

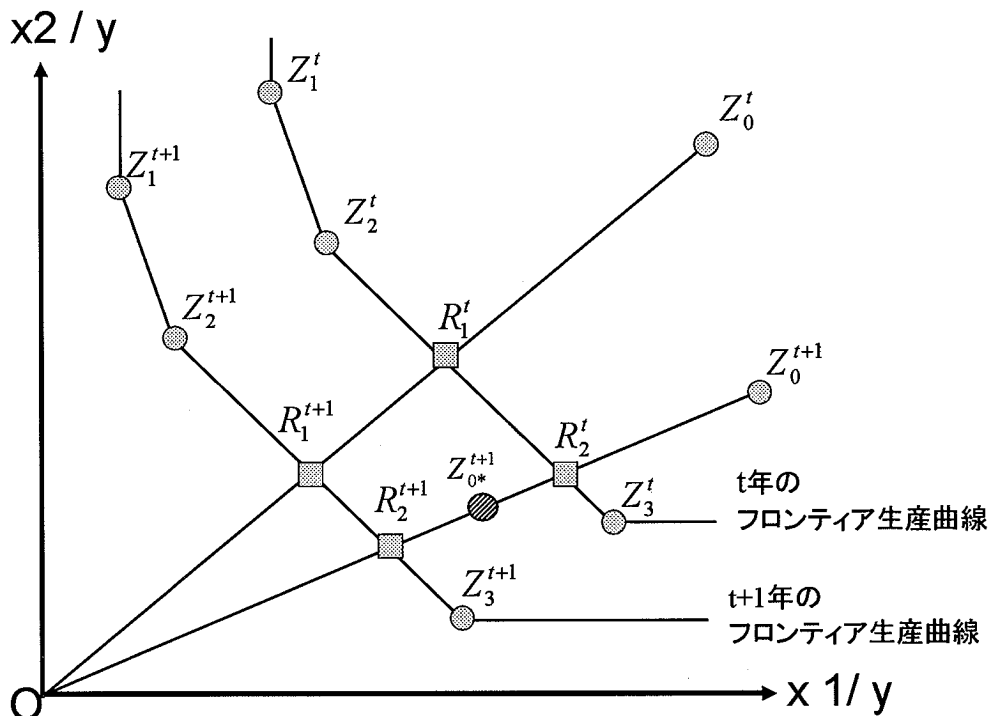


図 3-22 2 投入 1 産出の図

(出典) 著者作成

第4章 限界削減費用を考慮した最適な予算配分アプローチ

持続的開発を達成するためには、先進国はもちろん途上国の製造業企業による環境保全取り組みが必要不可欠である。しかしながら、途上国の市場では企業が行う環境経営やその取り組みに対する関心は先進国に比べて低い。こうした中で、途上国企業が高いモチベーションで自発的に環境への取り組みを行うインセンティブは低く、プロアクティブな環境経営を期待することは難しい。このような背景において、途上国企業から排出される環境汚染を削減するための1つの案として、途上国政府による環境保全を目的とした予算配分を通じて政策的に企業の環境への取り組みを高めるような開発を行う方法が挙げられる。本章では、異なる生産規模やエネルギー利用効率性を持つ複数の生産主体において、限られた投資予算に対して最大の効果が得られるような配分(最適配分)を導き出す分析フレームの構築を目的とする。

4-1. 途上国企業の環境取り組み

4-1-1. 途上国における市場と消費者の環境志向

企業が環境保全に取り組むインセンティブには、社会的責任の遵守に加えて、市場や顧客に対して環境問題に真摯に取り組んでいるというイメージやブランド戦略、原材料・エネルギー節約によるコスト削減、社会的責任投資(SRI)¹からの融資の確保、グリーン購入²を行う消費者に対する競争優位、環境汚染事故等によって損害を受ける潜在的なリスクの管理などが存在する。表4-1に挙げた6つの要因についても、③原材料・エネルギーコスト削減以外の5つの要因については、その効果は市場・消費者の環境志向、法規制・社会制度の発展段階など企業の外部的要素に大きく依存している。

表4-1 企業が環境経営に取り組むインセンティブ

- | |
|-----------------------|
| ①社会的責任の遵守 |
| ②企業のイメージアップ |
| ③原材料・エネルギーコスト削減 |
| ④社会的責任投資による低コストでの資金調達 |
| ⑤グリーン購入市場での競争優位 |
| ⑥環境汚染による潜在的損害リスク削減 |

(出典)著者作成

¹ 従来の財務指標による投資基準に加え、社会・倫理・環境といった点などにおいて企業が社会的責任を果たしているかどうかを投資基準に含めた投資

² 商品を購入する際に、その商品のライフサイクル(製造、流通、消費、廃棄)での環境に与える影響を考え、その影響ができるだけ少なくなるよう配慮して行う購入方法

一人当たり平均所得が低い途上国では、明日を生きるための食糧や生活必需品の確保が最優先であり、このような状況下においては企業のブランドイメージや環境問題に対する姿勢は選好にほとんど考慮されず、製品価格のみによって市場における競争優位を決定していると考えられる。こうした環境志向が低い市場や消費者に対して、環境保全に真摯に取り組む、その成果を公表することで獲得が期待できる競争優位性は小さいため、追加的な費用と労力をつぎ込んで積極的に環境に取り組むモチベーションは低いと考えられる。

4-1-2. 途上国に立地する外資系企業の現地法人の取り組み

市場や消費者が企業の環境保全取り組みへの関心が低い状況下では、途上国企業は追加的な予算を投入し積極的に環境への取り組みを行うことは、自社の競争優位性の低下につながるため、途上国企業に自発的に取り組みを期待するのは難しい。

こうした中で、途上国に進出した外資系企業の現地法人³が行う環境対策取り組みが注目を集めている。UNCTAD(2005)¹⁾によれば、途上国への海外直接投資⁴(Foreign Direct Investment: FDI)の規模は1990年から2002年にかけて約5倍に膨れ上がり、2004年ではFDI全体の36%を占めている。FDIが途上国に及ぼす影響には、現地法人での雇用の創出や法人税収の増加など途上国経済を活性化させ経済発展を後押しする点や、先進的な技術の移転による生産性改善が挙げられる。一方でFDIが途上国企業の環境問題に与える影響としては、ポジティブな面とネガティブな面の両方が指摘されている。

FDIが途上国の環境問題に与えるネガティブな面として指摘される代表的な仮説として、汚染逃避仮説(Pollution Havens Hypothesis: PHH)がある。PHHは先進国企業がFDIによって環境規制が厳しい先進国から相対的に環境規制の緩い途上国に生産活動をシフトさせ、途上国における環境汚染を誘発する現象に着目した仮説である(Soumyananda, 2004)²⁾。しかし、企業がFDIを行う投資先の選定基準の中で、労働者の賃金水準や治安状況、文化・宗教や国民性、原材料調達コストなどの要因と比較して、環境規制に対する関心は優先順位が低いと考えられ、PHHが成立するケースは汚染強度の高い業種など限定的であるとも指摘されている(Liddle, 2001)³⁾。

一方でポジティブな面としては、先進国企業の生産拠点を途上国にシフトすることによって先進的環境対策技術が移転され、環境汚染対策が安価で効果的なものになることが指摘できる。さらには、先進国企業における環境経営は先進国内のみならず、途上国の連結企業においても、工場や事業所が立地する国の環境政策や環境規制とは無関係に、途上国の現地法人に先進国並みの環境対策を求めていく傾向が見られる。従って、途上国の現地法人の環境パフォーマンスは途上国企業に比べて、高いレベルにあると考えられる。また、

³ 本章では、途上国に立地する外資系の現地法人とその他の企業とを区別するために、前者を現地法人、後者を途上国企業と呼ぶ。

⁴ 国内から海外への経営参加や技術提携を目的とした投資を指し、現地法人の設立や既存外国法人への資本参加を目的に行われる。FDIの金額が大きいほど、国外の企業から見て投資先として魅力的な国であると解釈できる。

途上国の現地法人が環境保全対策の一環として、環境負荷の小さい原材料を優先的に購入するグリーン調達などを積極的に展開することで、下請けの途上国企業が環境経営に取り組むインセンティブを与えることが期待される。

しかしながら、途上国の現地法人が取引を行う途上国企業は限定されており、その業種も部品メーカーなどを多数抱える電気機器や自動車などの加工組立型産業が中心となってグリーン調達が展開されている。一方で現地法人と取引を行う機会が少ない業種では、取引先からの環境対策の要請が弱いため環境経営を実践するインセンティブが低い(図4-1)。従って、途上国企業の環境問題の解決には、環境対策取り組みの技術水準やモチベーションが低いと考えられる途上国企業の環境保全に対する姿勢が重要であると考えられる。

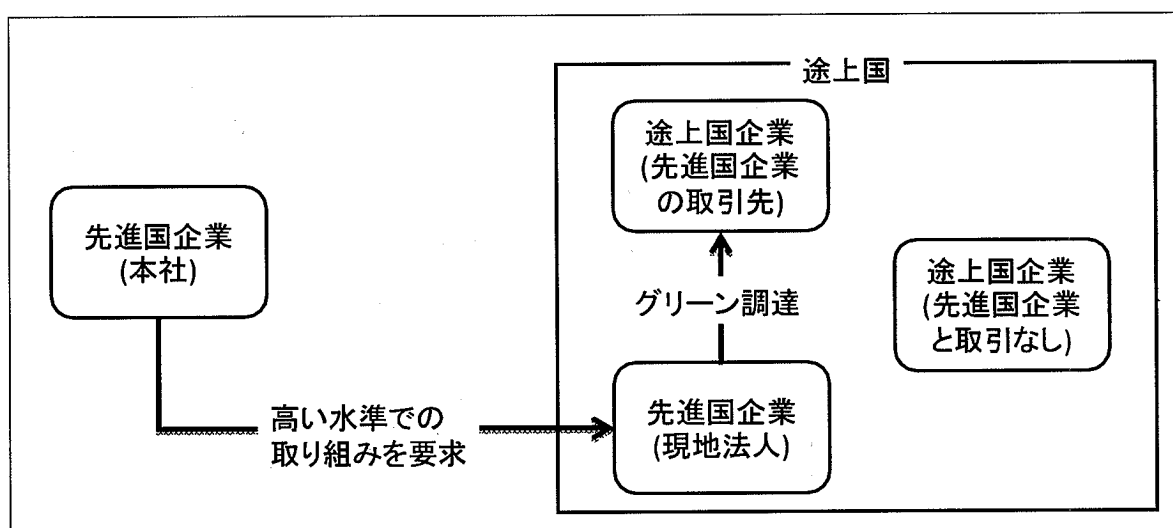


図4-1 先進国企業と途上国企業の取引関係と環境取組の要請の概念図

(出典)著者作成

4-1-3. 途上国企業の環境対策取り組み改善を目的としたプロジェクト

途上国政府も昨今のエネルギー資源価格の高騰から、自国の製造業企業のエネルギー効率性改善を目的として、目標の設定や取り組みを進めている。例えば、中国では第11次五ヵ年計画において、2010年までにエネルギー原単位を20%改善する目標を設定しており、その達成に向けて省エネ目標の責任制と評価・審査システムの確立、省エネに取り組むことが有利なエネルギー価格メカニズムの構築などを導入するとしている⁴⁾。国が国内企業の特定期間に対して市場競争の阻害となるような直接的な支援(グリーン補助金)は1999年以降世界貿易機構(WTO)で禁じられていることから、政府は企業が自主的に環境保全に取り組むためのインセンティブを与えるような制度設計の策定が重要である。

また、先進国が公害問題を経験し解決することで蓄積した技術を、環境問題が深刻化している途上国の現地企業へ移転するODAのプロジェクトや、京都メカニズムの一環として確立されているCDMを通じて途上国に温室効果ガス削減の開発援助を行う事例が近年増

えており、途上国企業の環境への取り組みを後押ししている。

4.2. 本章の目的

本章の目的は、異なる生産規模や資源利用効率性を持つ複数の生産主体において、限られた投資予算に対して最大の効果が得られるような配分(最適配分)を導き出す分析フレームの構築を目的とする。本章で用いる最適配分とは、環境負荷の限界削減費用と、潜在的な削減可能量によって決定する配分を指す。本章では事例研究として中国鉄鋼企業を対象とした分析を行う。

4.3. 分析方法

4-3-1. 限界削減費用(Marginal abatement cost: MAC)の推計方法

限界削減費用とは、ある物質を追加的に1単位削減するために必要となるコストであり、その推計方法には大きく分類して3つの方法が用いられてきた。1つ目の方法は個別の工場から得られる設備導入コストと運転費用から、汚染対策コストの正味現在価値(Net present value: NPV)を推計し、その設備を導入・稼動することで達成された汚染削減効果との費用対効果によって求める方法である。この手法を用いた研究として、松野・植田(1995)⁵⁾の火力発電所に設置された脱硫装置のMACを推計した事例研究などが挙げられる。

2つ目の方法は応用一般均衡モデルから需要量と供給量を推計し、得られる最適解を偏微分することでMACを求める方法である。花岡(2008)⁶⁾では、応用一般均衡モデルを用いて世界地域別部門別のGHGガスのMACと潜在的な削減可能量を推計している。この手法の特徴は、シミュレーションによって将来予測や様々な仮定でのMACの推計が可能な点である。一方でエネルギー価格や需要、供給量などの大規模なデータセットが必要となる。

これら2つの手法はデータが比較的容易に得やすい先進国企業などには有効であるが、データが得にくい途上国企業には適用が難しい。

3つ目の手法は、生産関数の推計結果からShadow priceを算出し、企業が完全競争市場において利潤最大化を達成している場合には、このShadow priceがMACと等しくなるとみなす方法である。こうした手法はBoyd et al(1996)⁷⁾やLee(2002)⁸⁾によって開発・発展してきた。この方法の長所は大規模なデータベースを必要しないため、データの取得が容易ではない途上国企業に対しては有効な手法であると考えられる。本研究では、利用可能な途上国企業のデータに限界があるため、3つ目の手法を適用し分析を行う。

4-3-2. Directional Distance Function を用いた Shadow price の推計

DDFを用いた環境産出財の経済価値の推計方法は、Boyd et al(1997)⁷⁾、Lee et al.(2002)⁸⁾、Maradan et al.(2005)⁹⁾やFäre et al.(2006)¹⁰⁾などによって開発・発展されてきた。以下、環境産出財の価格推計方法を説明する。

まず完全競争下での市場産出財 y の価格を $p > 0$ 、環境産出財 b の価格を $q < 0$ としたとき、各サンプルの環境産出財も含めた総産出額を $R(x, p, q)$ とおく。 x は市場投入財である。 $R(x, p, q)$ は p と q の関数であり、生産可能集合の中には任意の p と q に対して「 $py+qb$ 」を最大化するような $(y^*, b^*) \in P(x)$ の組み合わせが存在する。従って、 $R(x, p, q)$ は次のように表すことが出来る。ここで $D(x, y, b | g_x, g_y, g_b)$ は第3章の式(2)で与えられる生産非効率性であり、以下簡略化のために $D(\cdot)$ と表す。

$$R(x, p, q) = \text{Max}_{(y^*, b^*)} \{py^* + qb^* \mid (y^*, b^*) \in P(x)\} \quad (1)$$

このとき、第3章の式(3)の関係性から関数 $R(x, p, q)$ は

$$R(x, p, q) = \text{Max}_{(y, b)} \{py + qb \mid D(\cdot) \geq 0\} \quad (2)$$

とすることが可能である。ここで式(2)は任意の $(y, b) \in P(x)$ について成立するので、式(2)に $(y^*, b^*) = (y + D(\cdot)g_y, b - D(\cdot)g_b)$ を代入する。

$$\begin{aligned} R(x, p, q) &= \text{Max}_{(y, b)} [p\{y + D(\cdot)g_y\} + q\{b - D(\cdot)g_b\} \mid D(\cdot) \geq 0] \\ &\geq [p\{y + D(\cdot)g_y\} + q\{b - D(\cdot)g_b\} \mid D(\cdot) \geq 0] \\ &= \{py + qb + (pg_y - qg_b) \times D(\cdot) \mid D(\cdot) \geq 0\} \end{aligned} \quad (3)$$

式(3)より

$$0 \leq D(\cdot) \leq \{R(x, p, q) - (py + qb)\} / (pg_y - qg_b) \quad (4)$$

また、 $R(x, p, q)$ は p と q の関数であることから、任意の $(y, b) \in P(x)$ について次の式を満たすような p, q が存在する。

$$D(\cdot) = \text{Min}_{(p, q)} [\{R(x, p, q) - (py + qb)\} / (pg_y - qg_b)] \quad (5)$$

式(5)の両辺を b と y でそれぞれ偏微分すると式(6)、(7)が得られる。

$$\frac{\partial D(\cdot)}{\partial b} = \frac{-q}{pg_y - qg_b} \geq 0 \quad (6)$$

$$\frac{\partial D(\cdot)}{\partial y} = \frac{-p}{pg_y - qg_b} \leq 0 \quad (7)$$

式(6)の左辺は環境産出財 b を1単位増やしたときに非効率性 $D(\cdot)$ がどれだけ上昇するかを示しており、式(7)の左辺は市場産出財 y を1単位増やしたときに、非効率性 $D(\cdot)$ がどれだけ削減できるかを示している。式(6)と式(7)より式(8)が成立する。

$$\frac{q}{p} = \frac{\partial D(\cdot) / \partial b}{\partial D(\cdot) / \partial y} \quad (8)$$

従って環境産出財の価格 q は、市場産出財の価格 p を用いて式(9)のように表すことが可能である。

$$q = p \times \frac{\partial D(\cdot) / \partial b}{\partial D(\cdot) / \partial y} \quad (9)$$

ここで、計算に用いた市場産出財が金額データである場合は $p=1$ として計算することが

可能である。環境産出財の価格 q は、生産主体が生産規模を縮小させることで環境産出財を1単位削減した場合に、減少する市場産出財の価値を反映している。

Lee(2002)では、式(9)で得られる Shadow price には各企業の非効率性の違いが反映されておらず、現実的ではないと述べており、式(9)に非効率性要素 σ_y と σ_b を乗じることで新しい Shadow price の計算式を開発した。

$$q = p \times \frac{\partial D(\cdot)/\partial b}{\partial D(\cdot)/\partial y} \times \frac{\sigma_b}{\sigma_y} \quad (10)$$

ここで、 (y^*, b^*) は評価対象の生産主体が非効率性を計測するときに参照先とする点であり、フロンティアラインと Directional Vector の交点である。さらに σ_y と σ_b は非効率要素を示しており、それぞれ式(11)で与えられる。

$$\sigma_b = \frac{1}{1 - D(\cdot) \frac{g_b}{b^*}}, \quad \sigma_y = \frac{1}{1 - D(\cdot) \frac{g_y}{y^*}} \quad (11)$$

本分析では異なる生産非効率性の企業間では、汚染物質を一単位削減するために生産規模を縮小し犠牲にする財の価値は異なると仮定し、各生産主体の非効率性を Shadow price に反映させる手法を用いることとし、式(11)を用いて Shadow price の推計を行った。

4-3-3. Shadow price と限界削減費用

次に環境産出財の価格 q と限界削減費用の関係について整理する。一般に生産主体が環境産出財の削減を達成するには「1. 生産規模の縮小」と「2. 追加費用での削減取り組み」の方法が挙げられる。ここで、生産主体が利潤最大化を達成するには規模縮小に伴う経済損失が削減取り組みを行った場合の追加費用よりも大きい場合、生産主体は削減取り組みを採用すると考える。本分析の限界として、個別の企業での削減取り組み費用データを得ることが出来なかったため、すべての生産主体は環境産出財の価格 q と同等の追加費用を削減取り組みに使用すると仮定し、限界削減費用 = q とした。

4-4. 分析対象データとモデル

本章では事例研究として近年生産量の増加が目覚しく、汚染強度が高い中国の鉄鋼企業を対象に分析を行う。着目する環境負荷には、グローバルな環境問題である地球温暖化とローカルな環境問題である水資源不足を対象とした。

4-4-1. 中国鉄鋼業について

1980年代の中国鉄鋼業は、先進国に比べ老朽化した非効率な設備で生産を行っていた。1980年まで国内外の政治的要因のために先進国からの技術移転が進んでおらず、もっぱらソ連や東欧諸国から古い技術や設備を取り入れることしか出来なかった。その後経済の改

革開放政策によって鉄鋼業界も近代化を遂げることになるが、ここではその大きな変化を生産性向上の視点から技術的側面に着目して振り返る。

鉄鋼の作り方には、大きく分けて高炉法と電炉法の2つの方法がある。高炉法では鉄鉱石と石炭(コークス)を原料に高炉(溶鉱炉)で生鉄をつくり、さらに平炉や転炉で精錬し、成分を調整して粗鋼を生産する。鉄スクラップを使用する電炉法では、電気によって原料の鉄スクラップを熱して溶かし、成分を調整しながら粗鋼生産を行う。電炉での生産は生鉄を生産するプロセスを省けるため、転炉に比べて省エネルギーで粗鋼を生産することが可能である。したがって、一般にはいかに電炉を多く採用するかが全体のエネルギー効率に大きく影響する。しかし主原料となる鉄スクラップを大量かつ安定的に得ることは難しいため、高炉法と電炉法を併用する企業が多い。

高炉法では平炉と転炉でエネルギー効率が大きく異なる。平炉では原料に冷えた生鉄を使用するため、転炉では精錬に約30分を要するのみであるのに対して、平炉では数時間も要し、エネルギーを大量に消費する。従って転炉を如何に早く導入し、平炉を如何に速やかに淘汰したかはその国の鉄鋼業の競争力を大きく左右した。日本で平炉での生産が終了した1980年の時点で、中国では全体の35%が平炉によって生産されている。90年代後半になると平炉から転炉へと生産方法がシフトしていき、2003年によく平炉での生産が終了した。中国が平炉の淘汰に時間がかかったのは次の2点が考えられる。一つは平炉から転炉へと移行するためには大規模な投資が必要となること。もう一点は急速に増加する需要に対応するために鉄鋼業の生産設備がフル回転で生産を行っていたため、粗鋼生産量の全体の約30%を占める平炉での生産をすぐに止めることは出来なかったことである。

日本では1970年代になると casting プロセスが大きく変化した。それまでは転炉や電炉から運ばれてきた溶鋼を鑄型に流し込み、自然に冷やして固めたインゴットを再び加熱して分塊圧延機で粗鋼へと鑄造していた。この方法は溶鋼を冷却して、再加熱するという非効率な工程を含んでおり、多くの時間やエネルギーが必要となる。これに対し溶鋼から直接粗鋼を鑄造する連続鑄造法が発明され、日本やアメリカ、韓国などで急速に普及していった。連続鑄造法は分塊圧延プロセスの省略と溶鋼の熱エネルギーを効率的に使用することによって、鉄鋼業のエネルギー効率を大きく改善させた。日本の環境白書¹¹⁾によれば、「連続鑄造法を採用することにより粗鋼トン当たり15万Kcalの節約が可能となっている」とある。日本での連続鑄造率は1983年に90%を超えて、現在ではほぼ100%に近い状態である。ここで連続鑄造率とは「全体の粗鋼生産量に占める連続鑄造機を用いた割合」で定義される。中国では1990年代に入ってから急激に連続鑄造率を伸ばしており、1990年の22.7%から1999年の77.4%に増加した。

こうしたエネルギー利用効率の改善と同時に90年代の中国鉄鋼業で水資源のリサイクル率が上昇していることは注目すべきである。鉄鋼業は工業の中でも比較的大量の工業用水を必要とする業種であり、北部地域を中心に水資源制約の強い中国において、水資源消

費効率の改善は重要な意味を持つ。

中国工業用水与節水集編¹²⁾によれば、中国鉄鋼業部門の水資源利用効率の改善は大きく分けて3つの要因によって達成された。第1は、高炉でのコークスの消化方法が改善され、水資源投入量が削減できたこと。第2は高炉や転炉から発生するダストに対して、高炉ガス乾燥式ダスト除去法や転炉ガス乾燥式ダスト除去法などが導入されたこと。これらの方法は従来のダスト除去法に比べて水資源を多く必要としないため、節水が可能となる。第3は、電炉や連続鋳造の導入されたこと。これは製造工程が省略出来ることから必要となる水の量が減り、さらに排水の水質改善によって循環水利用率が上昇する。これら以外にも沿岸部に立地する企業では、鉄の腐蝕を抑えた海水利用による冷却技術の進歩や、水道管からの水漏れチェックをより厳しくすることで、粗鋼1トン生産するのに必要な水資源量の削減が達成されている。こうした技術によって、1980年における中国鉄鋼業のリサイクル水利用率が57%にとどまっていたが、1990年には75%に達し、1999年には85%に達している。

このように中国鉄鋼業の生産設備は90年代に大きく変化しており、素早く最新技術を取り入れた先進的な企業と、そうでない企業との間の技術格差が広がった時期である。本分析では事例研究として、非効率な生産を続けている企業に対して、限られた予算によって最大限の環境保全効果を得るような予算配分について考える。

4-4-2. 中国鉄鋼業27社のデータ

分析のためのデータベースは中国鋼鉄工業五十年数字集編(上・下)¹³⁾と中国工業用水与節水集編¹²⁾より作成した。対象年度は利用可能なサンプル数が最も多い1999年とし、分析対象企業は27社である。これらのサンプル企業全体の生産規模は、1999年度の粗鋼生産量で中国全体の68%を占めており、そのほとんどが中国鉄鋼業を代表する大規模企業である。分析対象27社の企業名や立地場所などの基本情報を表4-2に記載する。分析対象企業はすべて国有企業であり、所管が中央と地方(省政府)に分かれる。設立年度は1958年に操業開始した企業が多いが、これは毛沢東が1958年に行った大躍進政策の中の大製鉄・製鋼運動によって、鋼材増産を目指し全国の都市、農村で製鉄所の操業が開始されたためである¹⁴⁾。続いて表4-3に企業別の生産規模と粗鋼生産方法を記載する。表4-3より、企業間において連続鋳造率と重複水利用率に格差が生じているのが分かる。

表 4-2 分析対象 27 企業の基本情報

企業名	略称	設立年度	立地場所	企業形態
宝山鋼鐵股分有限公司	宝鋼	1982	上海市	中央国有
鞍山鋼鐵集团公司	鞍鋼	1919	遼寧省	中央国有
首鋼集团	首鋼	1920	北京市	地方国有
包斗鋼鐵(集团)有限責任公司	包鋼	1954	內蒙古	地方国有
本溪鋼鐵(集团)有限責任公司	本鋼	1910	遼寧省	地方国有
太原鋼鐵(集团)有限公司	太鋼	1934	山西省	地方国有
武又鋼鐵(集团)公司	武鋼	1958	湖北省	中央国有
唐山鋼鐵集团有限責任公司	唐鋼	1944	湖北省	地方国有
攀枝花鋼鐵(集团)公司	攀鋼	1970	四川省	中央国有
重慶鋼鐵(集团)有限責任公司	重鋼	1940	重慶市	地方国有
酒泉鋼鐵(集团)有限責任公司	酒鋼	1959	甘肅省	地方国有
馬鞍山鋼鐵股分公司	馬鋼	1958	安徽省	地方国有
湘潭鋼鐵集团有限公司	湘鋼	1959	河南省	地方国有
水城鋼鐵(集团)有限責任公司	水鋼	1966	貴州省	地方国有
邯鄲鋼鐵集团有限責任公司	邯鋼	1958	河北省	地方国有
濟南鋼鐵集团總公司	濟南鋼	1958	山東省	地方国有
安陽鋼鐵集团有限責任公司	安陽鋼	1958	河南省	地方国有
萊蕪鋼鐵集团有限公司	萊蕪鋼	1970	山東省	地方国有
昆明鋼鐵集团有限責任公司	昆明鋼	1938	雲南省	地方国有
南京鋼鐵集团有限公司	南京鋼	1958	江蘇省	地方国有
通化鋼鐵集团有限責任公司	通化鋼	1958	吉林省	地方国有
漣源鋼鐵集团有限公司	漣源鋼	1958	湖北省	地方国有
広東省韶関鋼鐵集团有限公司	韶関鋼	1966	広東省	地方国有
新余鋼鐵有限責任公司	新余鋼	1958	江西省	地方国有
杭州鋼鐵集团公司	杭州鋼	1957	浙江省	地方国有
広州鋼鐵集团有限公司	広州鋼	1957	広東省	地方国有
愕城鋼鐵集团有限責任公司	愕城鋼	1958	湖北省	地方国有

(出典) 中国鋼鐵工業五十年数字集編¹³⁾より著者作成

表 4-3 生産規模と粗鋼生産方法

企業名	粗鋼生産量 (万トン)	転炉使用率 %	電炉使用率 %	平炉使用率 %	重複水利用率 %	連続铸造率 %
宝鋼	1,098.3	94	6	0	95.86	86.96
鞍鋼	850.6	100	0	0	89.76	62.74
首鋼	734.3	97	3	0	95.34	84.80
包鋼	388.0	82	0	18	91.40	19.52
本鋼	329.5	92	8	0	64.29	37.74
太鋼	226.6	89	10	1	88.84	63.55
武鋼	615.4	100	0	0	82.23	91.59
唐鋼	315.1	98	2	0	93.76	98.03
攀鋼	331.7	100	0	0	90.39	47.39
重鋼	147.2	100	0	0	80.98	99.80
酒鋼	186.8	100	0	0	88.88	99.79
馬鋼	355.1	91	3	8	72.55	80.05
湘鋼	126.7	87	0	13	67.02	66.25
水鋼	113.3	100	0	0	87.76	100.00
邯鋼	301.7	100	0	0	92.30	100.00
済南鋼	297.3	89	11	0	92.60	100.00
安陽鋼	243.0	94	6	0	85.59	86.13
莱蕪鋼	163.6	77	23	0	93.74	54.73
昆明鋼	175.0	100	0	0	88.88	100.00
南京鋼	176.9	78	22	0	73.82	100.00
通化鋼	161.3	87	13	0	82.31	97.95
漣源鋼	159.2	75	25	0	66.50	99.62
韶関鋼	150.8	76	24	0	84.56	99.93
新余鋼	141.7	92	8	0	79.54	91.67
杭州鋼	141.4	82	18	0	85.48	96.75
広州鋼	116.5	50	50	0	68.93	99.14
愕城鋼	120.3	85	15	0	90.71	71.25

(出典) 中国鋼鉄工業五十年数字集編¹³⁾より著者作成

DDF 分析に使用するデータ項目は次のように設定した。市場産出データとして工業増加値(付加価値)を、市場投入データとして総労働者賃金と固定資本净值(固定資本ストック)と新規水投入量を、環境産出データとしてCO₂排出量を用いた。CO₂排出量は各企業の電

力、石炭、コークス、天然ガス、原油の投入量に IPCC の換算係数を用いて推計した¹⁵⁾。鉄鋼業における市場投入財は資本、労働に加えて鉄鉱石などの原材料が挙げられるが、本分析では市場産出財に付加価値(売上-原材料費)を用いているため市場投入財の変数に原材料費を含めない。本研究では CO₂ の Shadow price を推計するための CO₂ model と新規水投入量の Shadow price を推計するための Water model の 2 つのモデルを用いて分析を行った。

4-4-3. 本章で使用する分析のフローとモデル

(1) 分析の枠組み

本分析の枠組みを、図 4-2 を用いて説明する。本章では CO₂ 排出量削減のための最適予算配分と、新規水投入量節約のための最適予算配分の 2 つの予算配分方法を明らかにする。これら 2 つの分析方法は同じであるため、下記には CO₂ に着目した分析方法の説明のみを行う。

CO₂ model を用いた生産効率性の評価分析によって、企業別の生産非効率性を計算する。次に得られた非効率性に各企業の CO₂ 排出量を乗じることで得られる削減可能 CO₂ 排出量の推計を行う。また、CO₂ model の分析結果から各企業の CO₂ 排出量に関する限界削減費用を算出し、非効率性との関係式を推計する。推計した関係式を使うことで、各企業に配分される投資予算(以下、予算)を与えれば、どれだけの CO₂ 排出量が削減されるか求めることが可能となる。本研究では企業への予算配分の方法として、最適な方法と現実に近い方法の 2 つの配分方法を比較することで予算配分に関する政策効果を評価する。

1 つ目は、与えられた予算総額から限界削減費用曲線をもとに中国鉄鋼業全体の CO₂ 排出削減量を最大化するような配分方法(予算配分 1)である。2 つ目の配分方法は、中国鋼鉄五十年数字集編¹³⁾に掲載されている 1999 年度の付加価値を用いて設定する。企業別付加価値データの総和に占める各企業の割合を現実に近い資金調達能力と解釈し、この資金調達能力に応じて各企業に予算配分の優先度が決まるとみなす。資金調達能力に予算総額を乗じたものが各企業に配分される予算とし、与えられた予算によって各企業が達成した CO₂ 排出削減量を計算する。この資金調達能力に準じた配分方法を予算配分 2 とする。

上記の方法を新規水に着目した Water model にも同様に当てはめることで分析を行った。一般に限界削減費用の概念は、CO₂ などの市場で取引されない汚染物質に対して適用される場合が多く、エネルギーや水資源などの投入財については分析対象とされていない。これは、エネルギーや水資源は市場を通じて無限に供給される財であると考えられており、その使用量についての規制は完全競争を阻害するため仮定されないためである。しかしながら、中国北部地域では水資源に乏しく、1997 年には中国最大の河川である黄河で大規模な断流が観測されており、政府による灌漑用水の取水制限が発表されている。このような状況においては、企業も自由に水資源を利用することは難しいため、節水取り組みを積極

的に展開すると考える。このような背景から、本研究では水資源消費量についても限界削減費用の理論が適用可能であると考え、分析を行った。

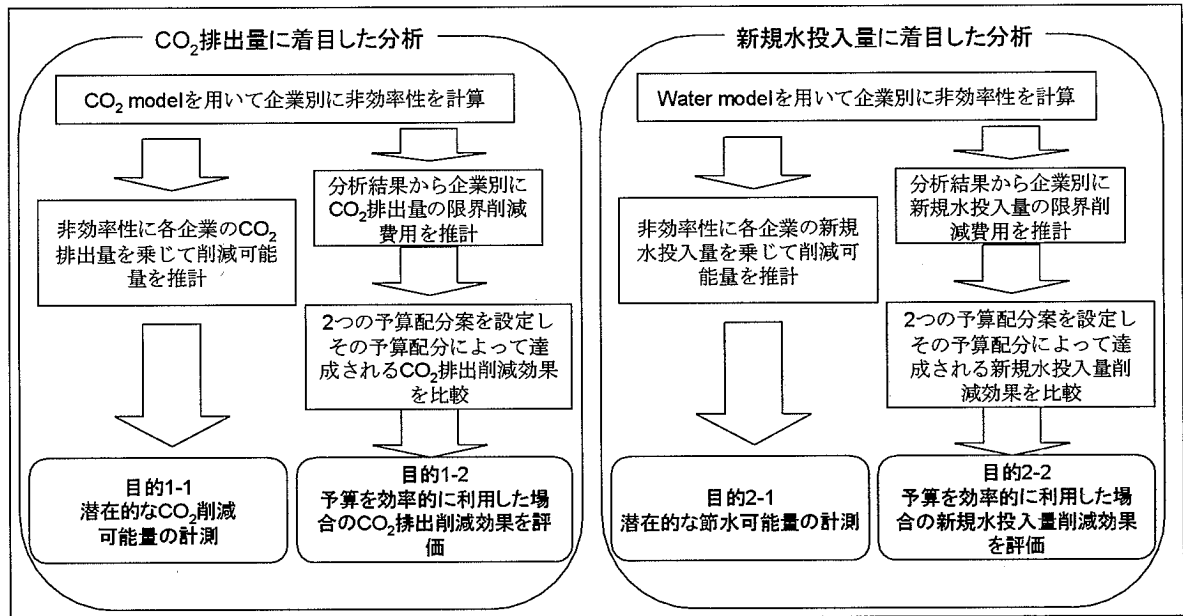


図 4-2 本章の分析フロー

(出典) 著者作成

(2) 本研究で使用するモデル

本研究では CO₂ 排出量と新規水投入量の Shadow price 推計のために、CO₂ model と Water model の 2 つのモデルを用いる。

CO₂ model

目的関数

$$\text{Max. } \beta_k^{\text{CO}_2} (= D_k^{\text{CO}_2}(x_k, y_k, b_k)) \quad (10)$$

制約式

$$\sum_{i=1}^N y_{q,i} \lambda_i \geq y_{q,k} \quad (\text{p=付加価値}) \quad (11)$$

$$\sum_{i=1}^N b_{r,i} \lambda_i \leq (1 - \beta_k^{\text{CO}_2}) b_{r,k} \quad (\text{r=CO}_2 \text{ 排出量}) \quad (12)$$

$$\sum_{i=1}^N x_{p,i} \lambda_i \leq x_{p,k} \quad (\text{p=資本, 労働, 新規水投入量}) \quad (13)$$

$$\sum_i \lambda_i = 1 \quad (14)$$

$$\lambda_i \geq 0 \quad (i=1,2,\dots,k,\dots,N) \quad (15)$$

Water model

目的関数

$$\text{Max. } \beta_k^{\text{water}} (= D_k^{\text{water}}(x_k, y_k, b_k)) \quad (16)$$

制約式

$$\sum_{i=1}^N y_{q,i} \lambda_i \geq y_{q,k} \quad (\text{q=付加価値}) \quad (17)$$

$$\sum_{i=1}^N x_{p1,i} \lambda_i \leq (1 - \beta_k^{\text{water}}) x_{p1,k} \quad (\text{p1=新規水投入量}) \quad (18)$$

$$\sum_{i=1}^N x_{p2,i} \lambda_i \leq x_{p2,k} \quad (\text{p2=資本, 労働}) \quad (19)$$

$$\sum_{i=1}^N b_{r,i} \lambda_i \leq b_{r,k} \quad (\text{r=CO}_2 \text{ 排出量}) \quad (20)$$

$$\sum_i \lambda_i = 1 \quad (21)$$

$$\lambda_i \geq 0 \quad (i=1,2,\dots,k,\dots,N) \quad (22)$$

CO₂ model と Water model ではそれぞれの分析目的に応じて directional vector(g_x, g_y, g_b)の組み合わせのみ変更している。このとき2つのモデル間で生産非効率性の大きさは変化するが、効率的と評価される企業は同じである。この計算式から得られる非効率値は0から1の間で定義され、値が大きいほうがより非効率である。また、非効率性と環境産出財 b の積から、非効率な企業がフロンティアライン上の効率的生産を達成した場合に、削減可能な環境産出財を計算することが可能である。式(14)と式(21)は評価対象となるサンプルの生産が収穫可変的であると仮定する制約式であり、生産規模のスケールが同程度の企業を参照することで生産非効率性を評価するように設定される⁵。

4-5. 結果と考察

4-5-1. CO₂ 排出量に着目した分析結果

(1)限界削減費用と削減可能なCO₂排出量の推計

分析結果を表4-4に示す。表4-4にCO₂ modelの分析結果から得られる各企業の生産非効率性、潜在的なCO₂削減可能量、限界削減費用を記載する。効率的と評価された企業は8社であり、宝鋼や萊蕪鋼のように設立時期が新しい企業や、杭州鋼、広州鋼、愕城鋼な

⁵収穫可変の仮定下では分析対象サンプル数が少ない場合において、Shadow priceが計算不可能となる可能性がある(Maradan et al., 2005)⁹。しかしながら、鉄鋼業は規模の生産性が生産効率に反映されやすい業種特性を持つため、小規模企業が自社の数倍もの規模で生産を行っている大規模企業を目標に生産設備を導入するとは考えにくく、同程度の生産規模で効率的な生産を行っている企業を参照するはずである。従って本章の分析では、分析結果をより現実的なものに近づけるために収穫可変の仮定を用いて計算を行う。

ど電炉利用率が他社に比べて高い企業が含まれている。一方で鞍鋼や首鋼、本鋼など古くに設立されている企業や、平炉利用率が高い馬鋼、湘鋼の生産非効率性が高い値を示している。これらの企業は老朽化した設備を使用し続けていることで生産効率が低下したと考える。ところで、包鋼は平炉使用率が高く連続鋳造比率が低いにも関わらず効率的と評価されている。この理由として、包鋼の高炉設備の規模はすべて 1000m³ 以上と大規模なものであることから、鉄鉱石から生鉄を生成する製造過程でのエネルギー効率が低い点が挙げられる(李, 2008)¹⁶⁾。

次に各企業の潜在的な CO₂ 排出削減可能量に着目する。この値は各企業別に得られた生産非効率性に CO₂ 排出量を乗ずることによって推計される。効率的な企業は削減可能分が存在しないため潜在的 CO₂ 排出削減量は 0 である。表 4-4 から鞍鋼の CO₂ 削減可能量が最も多く 1,239 万トン CO₂ が削減可能である。次に 500 万トン CO₂ 以上が削減可能な企業は首鋼、本鋼、武鋼、馬鋼が続く。分析結果から得られた 1999 年度の 27 企業の CO₂ 削減可能量の総和は 6,400 万トン CO₂ であり、これは中国鉄鋼業全体の約 18%にも及ぶ⁶⁾。

次に、CO₂ 排出量の限界削減費用の推計結果を考察する。各企業の限界削減費用と CO₂ 排出量当たりの粗鋼生産量の相関係数は 0.5085 で、必ずしも高いとはいえない。これは、本章で用いている限界削減費用は、企業の全要素生産性を維持したままで、CO₂ 排出量を追加的に削減する場合に犠牲にする付加価値の金額を表し、その金額の決定には労働生産性や資本生産性が寄与するからである。さらに限界削減費用の推計には、産出要素に付加価値を用いているため原材料調達コストの企業間での差異が反映されている可能性も指摘できる。Shadow price が計算不可能であった新余鋼、杭州鋼、広州鋼、楞城鋼の 4 社を除く 23 社での限界削減費用の平均値は 374 元/トン CO₂ であった。

表 4-4 から鞍鋼、首鋼、酒鋼、馬鋼の 4 社の限界削減費用が他社に比べて安価であり、さらに潜在的な CO₂ 削減可能量が大きいことから、CO₂ 排出削減を目的とした予算配分の優先順位が高い企業であると言える。

⁶⁾ RITE(2008)¹⁷⁾では 2000 年の中国鉄鋼業の技術が日本の 2000 年レベルに到達した場合に約 8,500 万トン CO₂ の削減が可能であると推計。

表 4-4 分析対象 27 社の CO₂ model 分析結果と「粗鋼生産量/CO₂ 排出量」の値

企業名	生産非 効率性	CO ₂ 排出量 (万トン-CO ₂)	潜在的な CO ₂ 削減可能量 (万トン-CO ₂)	CO ₂ 排出量の 限界削減費用 (元/トン-CO ₂)	粗鋼生産量/ CO ₂ 排出量 (トン/トン-CO ₂)
宝鋼	0.00	2,320	0	478.89	0.47
鞍鋼	0.49	2,538	1,239	246.01	0.34
首鋼	0.46	1,877	862	216.73	0.39
包鋼	0.00	1,037	0	141.63	0.37
本鋼	0.50	1,030	515	240.20	0.32
太鋼	0.04	587	23	425.11	0.39
武鋼	0.38	1,631	623	295.96	0.38
唐鋼	0.36	868	312	283.59	0.36
攀鋼	0.30	1,102	335	279.39	0.30
重鋼	0.14	487	67	274.25	0.30
酒鋼	0.52	575	300	229.93	0.32
馬鋼	0.53	996	526	226.67	0.36
湘鋼	0.46	448	206	631.26	0.28
水鋼	0.16	312	49	344.56	0.36
邯鋼	0.00	594	0	408.67	0.51
濟南鋼	0.00	681	0	318.31	0.44
安陽鋼	0.41	666	273	273.31	0.36
萊蕪鋼	0.00	510	0	261.32	0.32
昆明鋼	0.37	569	211	295.91	0.31
南京鋼	0.33	386	126	785.00	0.46
通化鋼	0.47	525	248	247.86	0.31
漣源鋼	0.28	365	100	848.56	0.44
韶關鋼	0.28	332	94	840.40	0.45
新余鋼	0.56	517	291	N.A.	0.27
杭州鋼	0.00	270	0	N.A.	0.52
広州鋼	0.00	225	0	N.A.	0.52
楞城鋼	0.00	273	0	N.A.	0.44

(注)N.A.は CO₂ model の分析結果で Shadow price が計算不可能であることを示す。

(出典) 著者作成

(2)限界削減費用を考慮した最適な予算配分アプローチ

次に、各企業の生産技術の代理指標として「粗鋼生産量/CO₂排出量」で定義される環境効率(EE_{CO₂})を用いて、限界削減費用との関係式を推計した(図 4-3)。ここでは限界削減費用はエネルギー効率が高まるほど上昇すると仮定し指数関数を用いて推計を行った。関数の推計には Shadow price が計算不可能であった 4 省を除いて計算している。図 4-3 では縦軸に MAC を、横軸に環境効率(EE_{CO₂})を用いている。推計結果より得られた指数関数は $MAC = 82.98 \times \exp(3.7395 \times EE_{CO_2})$ で、決定係数は $R^2 = 0.2535$ である。ここで、湘鋼を除いて同様の計算をすると $R^2 = 0.4285$ となり、回帰線も大きく変わらないことから上記の回帰線が概ね適用可能と判断し採用した。

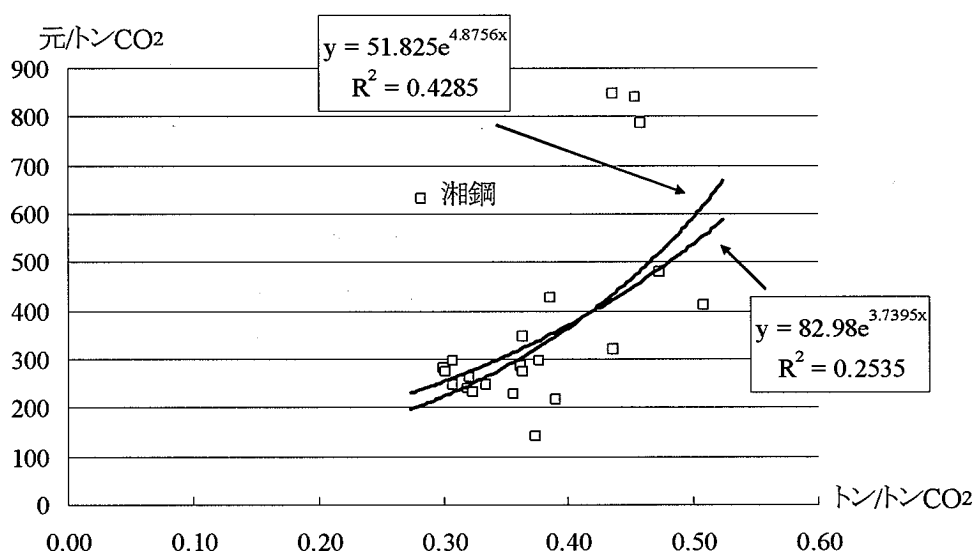


図 4-3 CO₂ 排出量の限界削減費用と環境効率(粗鋼生産量/CO₂ 排出量)の関係式

(出典) 著者作成

本項では、各企業の限界削減費用が「粗鋼生産量/CO₂排出量」のみによって決定すると仮定した場合の思考的実験として以下の計算を行い、予算配分方法の違いによって得られる効果にどれほどの差が生じるかを比較する。

指数関数を当てはめることで得られた近似式を適用し、生産非効率的な企業 19 社が削減可能な CO₂ 排出量をすべて削減した場合の総費用 C を、次の計算式で求めることが可能である。

$$C = \sum_{i=1}^{19} \left[b_i \times \int_{EE_{CO_2}}^{\overline{EE}_{CO_2}} \{82.98 \exp(3.7395x)\} dx \right] \quad (23)$$

ここで $EE_{CO_2,i}$ は i 番目の企業の環境効率であり、 $\overline{EE}_{CO_2,i}$ は削減可能な CO₂ 排出量をすべて削減した後に計算される環境効率である。また、 b_i は i 番目の省の CO₂ 排出量を表す。式(23)を解くと、6,400 万トン CO₂ 削減するために必要な費用は 229.6 億元と推計される。

次に任意の予算総額が与えられた場合の2つの予算配分方法について説明する。予算配分1の最適配分を求める計算式はCO₂排出削減量の総和ΔS1と各企業の粗鋼生産量Steel_iを用いて下記で与えられる。

目的関数

$$\text{Max. } \Delta S1 = \sum_{i=1}^{19} \left\{ b_i - \frac{\text{Steel}_i}{EE_{CO_2,i}^*} \right\} \quad (24)$$

制約式

$$EE_{CO_2,i} \leq EE_{CO_2,i}^* \quad (i = 1, 2, \dots, 19) \quad (25)$$

$$\text{予算総額} = \sum_{i=1}^{19} \left[b_i \times \int_{EE_{CO_2,i}}^{EE_{CO_2,i}^*} \{82.98 \exp(3.7395x)\} dx \right] \quad (26)$$

最適な予算配分の計算式では、全体のCO₂排出削減量が最大になるように各企業に予算C_iが配分される。ここでEE_{CO₂,i}^{*}はi番目の企業が配分された予算C_iによって改善された環境効率を表す。

次に予算配分2では、予算総額と各企業の資金調達能力によって決定する所与の予算配分額C_kから式(27)を用いて削減可能なCO₂排出量を逆算して求める。

$$C_k = b_k \times \int_{EE_{CO_2,k}}^{EE_{CO_2,k}^*} \{82.98 \exp(3.7395x)\} dx \quad (27)$$

k番目の企業の予算配分額C_kと環境効率EE_{CO₂,k}を式(27)に代入することで、投資によって改善された環境効率EE_{CO₂,k}^{*}を求めることが可能であり、さらにb_k - (steel_k/EE_{CO₂,k}^{*})を計算することにより、予算配分額C_kによって達成されるCO₂排出削減量の推計が可能である。予算配分2によるCO₂排出削減量の総和ΔS2は式(28)で与えられる。

$$\Delta S2 = \sum_{k=1}^{19} \left[b_k - \frac{\text{Steel}_k}{EE_{CO_2,k}^*} \right] \quad (28)$$

ここで、予算配分2では資金調達能力を指標として配分された予算を全額使い切ることなく効率的な生産を達成する省が存在しうる。その場合、効率的となるために必要な予算額以外の残った余剰額を該当する企業から集め、効率的な生産に達していない企業に対して再度予算を追加的に配分するという計算を繰り返す。この再配分では、資金調達能力についても効率的な生産を達成した企業を除き再計算して用いる。この繰り返し計算は当初の予算がすべて配分されるまで行う。

ところで、中国政府や政府開発援助によって、どの程度の規模の資金を投資できるのか不明である。そこでまず、さまざまな予算規模に対して予算配分1と予算配分2の異なる予算配分方法によって達成されるCO₂排出削減量を比較した(図4-4)。図の左軸はΔS1と

$\Delta S2$ の差分(万トン CO_2)を、右軸は $\Delta S1$ を $\Delta S2$ で除した比率を表し、横軸は予算総額(億円)を用いている。

図 4-4 より最適配分の効果がもっとも大きくなるのは予算総額の規模が 10 億円 のときであり、 CO_2 排出量の削減効果に 110 万トン CO_2 の差が生じているのが分かる。さらに、このときの比率が 1.126 であることから、最適配分は予算配分 2 の削減効果を 12.6%改善させた配分であると言える。予算規模が 1 億円から 30 億円の間では最適配分の効果が大きいですが、一方で予算総額の規模が 60 億円以上では、2 つの予算配分方法の比率は 1.02 以下であり、削減効果の違いは 2%以下と小さいことが分かる。

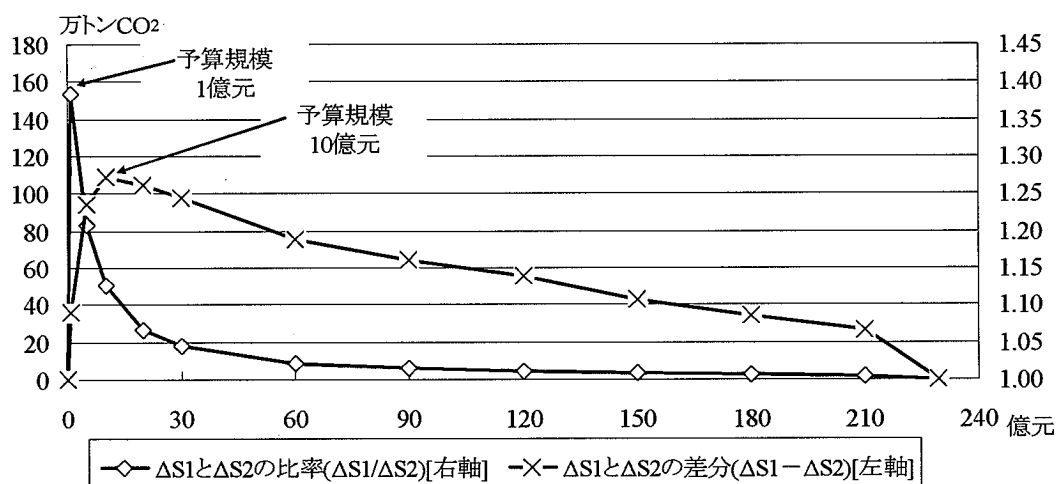


図 4-4 $\Delta S1$ と $\Delta S2$ の比率と差分の推移

(出典) 著者作成

$\Delta S1$ と $\Delta S2$ の差分が最大となった予算規模 10 億円について、複数の予算配分方法を設定し、達成される削減効果の比較を行った。比較結果を図 4-5 にまとめる。ここで、最適な予算配分の効果のレファレンスとして、削減効果が最小となるような予算配分案を比較対象に追加した⁷。

図 4-5 より、10 億円を配分した場合に達成される CO_2 排出量削減効果の最大値と最小値の差は 753 万トン- CO_2 であり、潜在的削減可能量の約 12%を占めることが明らかとなった。

⁷ 式(24)の Max.を Min.に変更して再計算を行うことで解を得た。

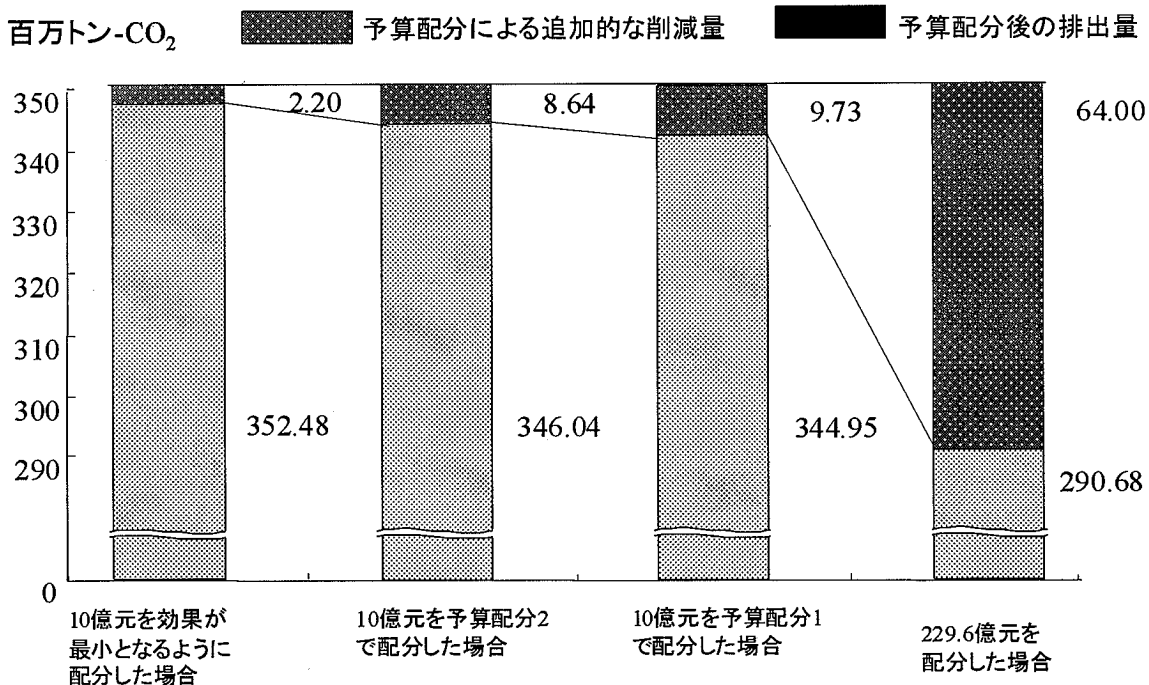


図 4-5 CO₂ Model での配分方法別の削減効果の比較

(出典) 著者作成

本分析結果から中国政府が最適な鉄鋼業のCO₂排出削減戦略により企業へ投資を行った場合と、個別企業や省庁の資金調達能力に任せて予算配分した場合とで得られるCO₂排出削減効果の違いを明確にすることが可能である。

4-5-2. 新規水投入量に着目した分析結果

(1). 限界削減費用と削減可能な新規水投入量の推計

表 4-5 に Water model の分析結果から得られる各企業の生産非効率性、潜在的な新規水削減可能量、限界削減費用を記載する。分析結果から本鋼、馬鋼、湘鋼、漣源鋼など重複水利用率が低い企業や、水資源が豊富な南部に立地する企業の非効率性が高く評価されている。

次に各企業の潜在的な新規水投入削減可能量に着目する。表 4-5 から武鋼の削減可能量が最も多く 25,861 万 m³ が削減可能であり、次点に馬鋼、鞍鋼、本鋼が続く。分析結果から得られた 1999 年度の 27 企業の新規水削減可能量の総和は 114,429 万 m³ であり、これは中国鉄鋼業全体の 27.3% である。前述の CO₂ model の結果と比べて、生産非効率性の値が全体的に高い数値を示している理由として、水資源の価格の低さが指摘できる。1990 年度の邯鋼の製造コスト全体に占めるコークスの割合は 16.49% であるのに対し、水道料金は 1.49% であった¹⁴⁾。従って新規水を少々削減したところで、経済パフォーマンスに与える影響は小さいため、企業は生産の拡大やエネルギー資源利用技術の改善へと経営戦略を策

定している。一方で、水資源利用に制約がある地域に立地する企業では、粗鋼の増産を行うためには有効に水資源を利用することが不可欠であるため、重複水利用率を高めるような設備導入が行われたと考えられる。こうした背景から、水資源利用効率の企業間格差が拡大したと言えよう。

次に、新規水投入量の限界削減費用の推計結果を考察する。27社での限界削減費用の平均値は45元/m³であった。中国城市水価¹⁸⁾によれば2000年の中国の工業用水価格は1元/m³程度であることから、限界削減費用と水の価格の差が大きいことが分かる。従って、取水量に制約がない場合には企業が節水に積極的に取り組むインセンティブは低いと言える。

表4-5から鞍鋼、本鋼、武鋼、馬鋼、湘鋼、漣源鋼の6社では削減可能な新規水投入量が大きく、さらに限界削減費用が他社に比べて安価でありことから、新規水投入量の削減を目的とした予算配分の優先順位が高い企業であると言える。

表 4-5 分析対象 27 社の Water model 分析結果と「粗鋼生産量/新規水投入量」の値

企業名	生産非 効率性	新規水 投入量 (万 m3)	潜在的な新規水 投入削減可能量 (万 m3)	新規水投入量の 限界削減費用 (元/m3)	粗鋼生産量/ 新規水投入量 (トン/m3)
宝鋼	0.00	7,667	0	160.99	0.143
鞍鋼	0.74	18,175	13,522	20.41	0.047
首鋼	0.37	6,506	2,401	50.51	0.113
包鋼	0.00	7,546	0	3.01	0.051
本鋼	0.85	14,544	12,290	24.80	0.023
太鋼	0.11	4,048	437	20.77	0.056
武鋼	0.87	29,589	25,861	20.28	0.021
唐鋼	0.29	3,560	1,022	57.06	0.089
攀鋼	0.57	8,038	4,597	34.13	0.041
重鋼	0.25	4,458	1,101	14.65	0.033
酒鋼	0.68	5,363	3,668	178.59	0.035
馬鋼	0.90	20,115	18,003	16.83	0.018
湘鋼	0.81	9,305	7,546	9.28	0.014
水鋼	0.32	3,031	976	13.19	0.037
邯鋼	0.00	4,343	0	19.45	0.069
済南鋼	0.00	2,984	0	19.45	0.100
安陽鋼	0.52	4,747	2,450	52.54	0.051
萊蕪鋼	0.00	1,762	0	108.75	0.093
昆明鋼	0.50	3,533	1,767	54.42	0.050
南京鋼	0.72	7,326	5,275	8.57	0.024
通化鋼	0.56	4,011	2,246	47.90	0.040
漣源鋼	0.66	8,388	5,536	6.61	0.019
韶関鋼	0.63	4,434	2,789	13.07	0.034
新余鋼	0.65	4,526	2,942	198.24	0.031
杭州鋼	0.00	4,855	0	19.45	0.029
広州鋼	0.00	3,000	0	22.41	0.039
楞城鋼	0.00	1,580	0	22.40	0.076

(出典) 著者作成

(2). 限界削減費用を考慮した最適な予算配分アプローチ

各企業の水資源利用技術の代理指標として「粗鋼生産量/新規水投入量」で定義される環境効率(EE_{water})を用いて、限界削減費用との関係式を推計した(図 4-5). 推計結果より得られた指数関数は $MAC = 13.529 \times \exp(13.563 \times EE_{water})$ である⁸.

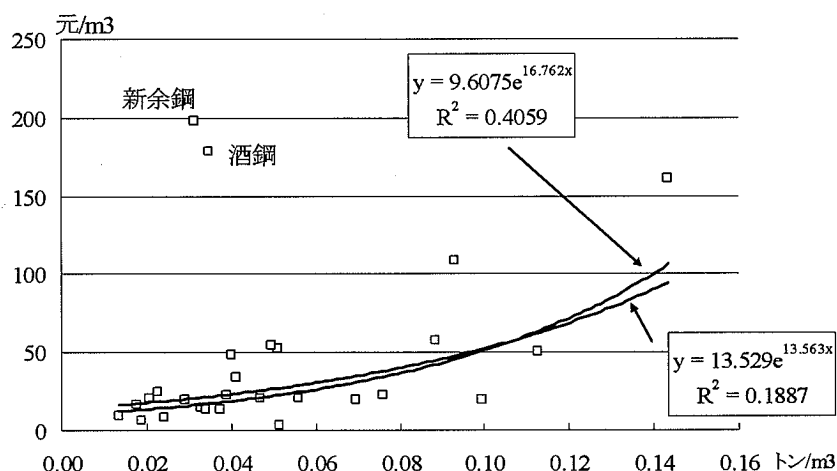


図 4-5 新規水投入量の限界削減費用と環境効率(粗鋼生産量/新規水投入量)の関係式

(出典) 著者作成

以下、CO₂排出量に着目した手法と同じ方法で計算を行う。生産非効率的な企業 19 社が削減可能な新規水投入量をすべて削減した場合の総費用 C は式(22)で与えられる。

$$C = \sum_{i=1}^{19} \left[b_i \times \int_{\overline{EE}_{water}}^{\overline{EE}_{water}} \{13.529 \exp(13.563x)\} dx \right] \quad (29)$$

ここで $EE_{water,i}$ は i 番目の企業の環境効率であり、 $\overline{EE}_{water,i}$ は削減可能な新規水投入量をすべて削減した後に計算される環境効率である。また、 b_i は i 番目の省の新規水投入量を表す。式(29)を解くと、114,429 万 m³ 削減するために必要な費用は 84.0 億元と推計される。

次に 2 つの予算配分問題の結果の比較を図 4-7 に示す。計算に使用した数式は式(24)から式(28)の式中の指数関数を図 4-5 で推計したものに入れ替え、さらに環境効率を EE_{CO_2} から EE_{water} に置き換えただけであるため、文中への記載は省略する。図 4-7 より最適配分の効果をもっとも大きくなるのは予算総額の規模が 5 億元のときであり、新規水投入量の削減効果に 10,000 万 m³ の差が生じている。また、最適配分の効果が大きい予算規模の範囲は、1 億元から 10 億元の間である。

⁸ ここで、得られた指数関数の決定係数は $R^2 = 0.1887$ であるが、新余鋼と酒鋼を除いて同様の計算をすると $R^2 = 0.4059$ となり、回帰線も大きく変わらないことから前者の回帰線が概ね適用可能と判断し採用した。

ここで、 $\Delta S1$ と $\Delta S2$ の差分が最大となった予算規模 5 億元について、複数の予算配分方法を設定し、達成される削減効果の比較を行った。比較結果を図 4-5 にまとめる。ここで、水資源不足はローカルな環境問題であることから、問題が深刻化している中国東北部に立地する企業に優先的に予算を配分するシナリオを比較対象として追加している。また CO_2 Model と同様に最適な予算配分の効果のレファレンスとして、削減効果が最小となるような予算配分案を比較対象に追加した。

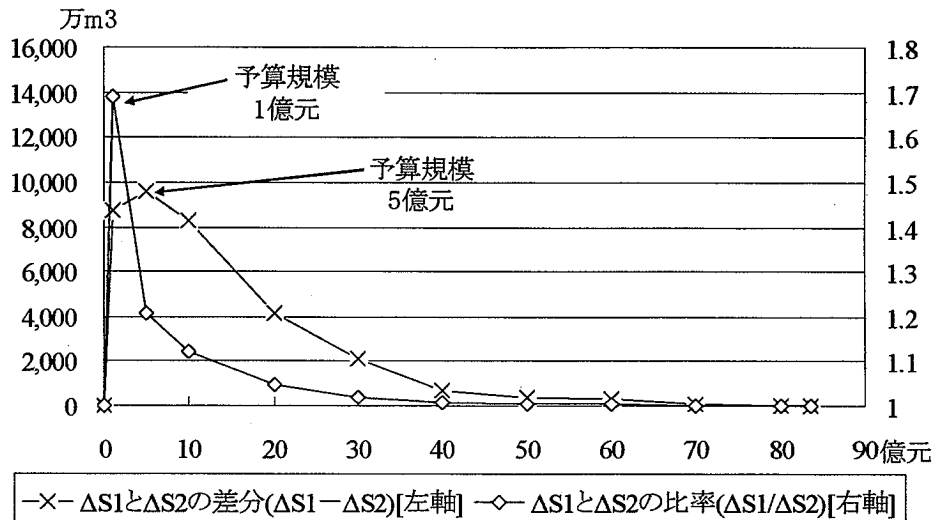


図 4-7 $\Delta S1$ と $\Delta S2$ の比率と差分の推移

(出典) 著者作成

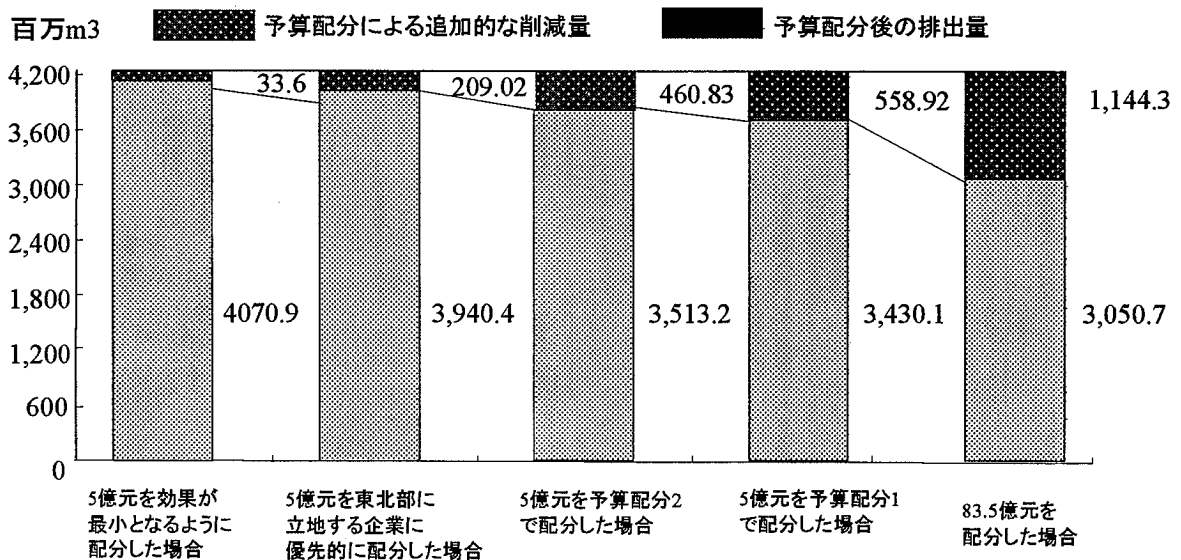


図 4-8 配分方法別の削減効果の比較

(出典) 著者作成

図 4-8 より、5 億元を配分した場合に達成される新規水投入量の削減効果の最大値と最小値の差は 4.27 億 m³ であり、潜在的削減可能量の約 40% を占めることが明らかとなった。また、配分対象を東北部に立地している企業のみに限定した場合の削減効果は約 2 億 m³ であり、主に鞍鋼、本鋼、通化鋼を中心に予算を配分することによって削減が達成されている。

4-6. まとめ

本研究は中国鉄鋼業企業 27 社を対象に CO₂ 排出量と新規水投入量に着目した生産性分析をそれぞれ行い、その分析結果から各企業における CO₂ 排出量と新規水投入量の限界削減費用、潜在的な削減可能量を推計した。主な結論を下記にまとめる。

1. 1999 年度の分析対象 27 社における CO₂ 削減可能量の総和は 6,400 万トン CO₂ であり、これは同年の中国鉄鋼業全体の 18% にも及ぶ。また、6,400 万トン CO₂ の削減を達成するのに必要なコストは 229.6 億元であった。
2. CO₂ 排出量削減を効果的に実施するためには鞍鋼、首鋼、酒鋼、馬鋼に対して重点的に投資を行うことが効果的である。
3. 新規水投入の削減可能量の総和は 114,429 万 m³ であり、これは同年の中国鉄鋼業全体の 27.3% にも及ぶ。また、114,429 万 m³ の削減を達成するのに必要なコストは 84.0 億元であった。
4. 新規水投入量の削減を効果的に実施するためには鞍鋼、本鋼、武鋼、馬鋼、湘鋼、漣源鋼に対して重点的に投資を行うことが効果的である。
5. DDF の生産性分析を用いることによって、環境汚染物質の限界削減費用と潜在的な削減可能量が推計可能であり、さらにそれらの結果を用いることで最適な予算配分の提示が可能となる。特にデータを得ることが困難と予想される途上国企業に対して本分析フレームは有効であると考えられる。

参考文献

- 1) UNCTAD (United Nations Conference on Trade and Development) (2005). *World Investment Report*, United Nations, New York.
- 2) Dinda, S. (2004). "Environmental Kuznets Curve Hypothesis: A survey." *Ecological Economics* 49: 431-455.
- 3) Liddle, B. (2001). "Free trade and the environment-development system." *Ecological Economics* 39(1): 21-36.
- 4) 田中修 (2006). 『中国第 11 次 5 カ年計画の研究 -第 10 次 5 カ年計画との対比において』, 内閣府経済社会総合研究所 Discussion Paper Series 170.
- 5) 松野裕, 植田和弘 (1995). 『公健法賦課金制度の経済分析』, 経済セミナー 486: 115-123,

- 日本評論社.
- 6) 花岡達也, 明石修, 日比野剛, 長谷川知子, 藤野純一, 松岡讓, 甲斐沼美紀子 (2008). 『世界地域別の温室効果ガス排出削減量と削減費用の評価』, エネルギー・資源学会論文誌 29(4): 36-42.
 - 7) Boyd G., Molburg J. C. and Prince R. (1996). “Alternative methods of marginal abatement cost estimation: Nonparametric distance functions.” *Proceedings of the USAEE/IAEE 17th Conference*: 86-95.
 - 8) Lee, J.D., Park, J.B. and Kim, T.Y. (2002). “Estimation of the shadow prices of pollutants with production/environment inefficiency taken into account: A nonparametric directional distance function approach.” *Journal of Environmental Management* 64: 365-375.
 - 9) Maradan, D. and Vassiliev, A. (2005). “Marginal costs of carbon dioxide abatement: Empirical evidence from cross-country analysis.” *Schweizerische Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik* 141(3): 377-410.
 - 10) Färe, R., Grosskopf, S. and Weber, W.L. (2006) “Shadow prices and pollution costs in U.S. agriculture.” *Ecological Economics*, 56: 89-103.
 - 11) 文部科学省 (1975) 『昭和 50 年版 科学技術白書』, 文部科学省.
 - 12) 中国工業用水与節水集編製作委員会 (2004). 『中国工業用水与節水集編』, 中国水利水電出版社.
 - 13) 中国鋼鉄工業五十年数字集編委員会 (2003). 『中国鋼鉄工業五十年数字集編(上・下)』, 冶金工業出版社.
 - 14) 葉剛 (2000). 『中国鉄鋼業発展の構造変動』, 四谷ラウンド.
 - 15) Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2006). “2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Volume 1 General Guidance and Reporting.” IPCC.
 - 16) 李彦 (2008). 『中国鉄鋼企業の生産構造 - 銑鋼一貫企業53社を中心に - 』, 立命館経営学, 46(6): 251-285.
 - 17) (財)地球環境産業技術研究機構 (RITE) (2008). 『エネルギー効率の国際比較 (発電, 鉄鋼, セメント部門)』.
 - 18) 建設部科学技術司 (2006). 『中国城市水価』, 中国建築工業出版社.

第5章 企業内部の組織能力に着目した環境経営発展段階の考察

第4章では、環境への取り組みにリアクティブな途上国企業に対して、環境保全効果を最大化するための最適投資配分方法による負荷削減を試みた。しかしながら配分可能な予算にも限界があり、今後拡大し続ける途上国の製造業のすべてに広範囲に投資することは難しい。従って、持続的発展を達成するためには途上国企業の自主的かつプロアクティブな環境経営が必要不可欠である。こうした背景の中で、企業に環境経営を導入するインセンティブを提示するためには、環境経営が長期的には経済パフォーマンス向上に寄与するという実践的かつ説得力のある説明を行なうことが必要である。本章では、企業の内部要因である環境経営戦略や組織体制に重点を置き、環境への取り組みがどのような因果構造メカニズムによって経済的パフォーマンスを改善させているかを明らかにすることで、より説得力のある分析フレームによって環境と経済の関係性の説明を行なう。

5-1. 背景と目的

5-1-1. 企業における環境保全と経済効率の関係

近年、先進諸国の一部業種の大企業を中心に環境への積極的取り組みが企業経営にとって不可欠な戦略として認識されてきており、環境と経済の両立が実現する兆しが見えつつある。こうした状況を受けて、一部の兆候をより大きな流れとしてより広範な業種、中小企業、さらに途上国企業が積極的な環境対策に向かうように後押しするためには、企業経営において環境パフォーマンスと経済パフォーマンスがいかに両立されていくかの「説明」が、重要である。また、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスの関係性が正となる状況については、外部要因に依存するところが大きい。Schaltegger(2002)¹⁾では、顧客や市場の環境志向性や、エネルギー価格・鉱物資源価格などがある一定水準を満たした場合に、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスとの間に正の関係性が得られると述べている。従って、政府規制や顧客要請などの外部圧力に対して企業メカニズムがどのように反応し、どんな因果関係性によって結果的に外部要因が環境パフォーマンス改善を通じて経済パフォーマンスを向上させているかを明らかにする必要がある。

環境と経済の関係は、市場原理による自由競争を重視する新古典派経済学では、環境規制は企業にとっての費用増加要因となり、生産性や競争力にネガティブな影響を及ぼすと考えられてきた。しかし、こうした通説に対して一石を投じたのがPorter(1991)²⁾で発表されたポーター仮説である。ポーター仮説では、適切な環境規制が企業の技術開発等の環境取り組み行動を促進し環境保全に関する技術レベルを高め、長期的には競争優位性の獲得を達成し、経済パフォーマンスの向上をもたらすとしている。

こうした理論を後押しするように、国内製造業では各業界団体が環境負荷削減の自主的

目標を設定し、環境規制を先取りした対策を行うケースが増えている¹。その理由として、将来的に施行されると予測される規制に対して、いち早く準備・対応を開始することにより汚染防止コストの削減や、環境にやさしい企業イメージの獲得による市場競争力の向上が指摘できる。

これまでの研究では環境と経済が両立するという結果が得られている研究も多く存在するが²、用いた分析手法は組織構造を明示的には考慮せずに、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスに焦点を当てたものがほとんどであることから、企業の組織構造や経営戦略が環境と経済の両立達成に、どのように作用しているかなどを言及することが出来ない。しかし Schaltegger(2002)¹⁾や Wagner(2002)⁷⁾に指摘されるように、環境と経済の両立は社会や市場の成熟度、消費者の環境志向などといった一定の条件下で達成されるものであるという仮説やさらに複雑な関係についても検証する必要がある。従って、環境経営が経済パフォーマンスを向上させるという実践的かつ説得力のある説明を行なうためには、なぜそうなるかという組織メカニズムを明らかにし、どのような発展段階プロセスを通じて達成するかを明らかにする必要がある。

5-1-2. 環境経営の発展段階論

企業が環境と経済の両立を達成するためには、Potter(1991)²⁾で指摘されている適切な法規制の整備に加えて、社会や市場、顧客の環境志向の高まりが重要であり、さらに企業自身が高い環境経営能力を備えることが必要不可欠である。企業の環境経営能力は公害対策や環境アセスメントなどを通じて得られる知識と経験を蓄積することで発達すると考えられており、その発展段階には一定のプロセスが存在すると考えられている(金原, 2008)⁸⁾。企業の環境経営に関する発展段階については、これまでに多くの研究が行われてきた。表 5-1 は環境経営の発展段階に関する先行研究をまとめたものである。

これらの先行研究の結論で共通しているのは、企業の環境経営戦略が「無関心」⇒「受身的・消極的」⇒「積極的」というプロセスで成熟しており、さらに積極的に環境保全に取り組むことで長期的には市場競争力が向上するとした部分である。しかしながら、先行研究の多くは発展段階の概念を提示したものや、ケーススタディーとして個別の企業の環境経営を取り上げたものであり、提示された発展段階の適用可能性の検証などについてはほとんど行われていない。

¹ 日本経団連「環境自主的行動計画」など

² Freedman(1992)³⁾, Hart and Ahuja(1996)⁴⁾, Russo and Fouts(1997)⁵⁾, Al-Tuwaijri et al. (2004)⁶⁾など

表 5-1 環境経営戦略及び成熟度の発展段階に関する先行研究一覧

著者	発展段階のステージ	分析対象
UNCTAD (1993) ⁹⁾	<ol style="list-style-type: none"> 1. Compliance oriented (reactive) 2. Preventive (lean and precautionary) 3. Strategic (opportunity seeking) 4. Sustainable development 	Worldwide, industrialwide, 210 multinationals, survey
Elkington (1994) ¹⁰⁾	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ignorance 2. Awakening 3. Denial 4. Guilt reduction, tokenism 5. Conversion 6. Integration 	Worldwide, industrialwide, case study
Crosbie and Knight (1995) ¹¹⁾	<ol style="list-style-type: none"> 1. Do nothing / Defensive posture 2. Social responsibility 3. Strategic opportunity 4. Sustainable business 	N.A. (Conceptual)
Vermaak (1995) ¹²⁾	<ol style="list-style-type: none"> 1. Public opinion 2. Government pressure 3. Quality management 4. Liability reduction 5. Cost efficiency 6. Pollution prevention pays 7. Green marketing and promotion 8. Chain management 9. New business development 10. Sustainable positioning 	N.A. (Conceptual)
Ehrenfeld (1998) ¹³⁾	<ol style="list-style-type: none"> 1. Business as usual 2. Compliance 3. Prevention 4. Sustainability 	N.A. (Conceptual)
Lee and Rhee (2005) ¹⁴⁾	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ignorance 2. Compliance (End-of-pipe type) 3. Strategic compliance (pollution prevention with end-of-pipe) 4. Pollution prevention for competitive advantage 	Korea, 27 Pulp and paper industry companies, Interview surveys

(出典) Kolk and Mauser (2002)¹⁵⁾に著者が加筆修正

5-1-3. 本章の目的

前述の通り、これまでの環境と経済の両立可能性に関する先行研究では、環境戦略や組織体制を明示的に考慮せずに、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスに焦点を当てたものがほとんどであった。さらに環境経営能力の発展段階論については理論的な根拠が十分であるとは言えない。こうした先行研究の問題点に対して、本章では共分散構造分析を用いた環境経営能力の発展段階分析を行うことで、企業の環境保全への意識、組織体制、政府規制や社会・市場の要請が企業の取り組みに与える影響を分析し、企業の環境経営能

力が発展していくメカニズムを明らかにすることを目的とする。本分析が目指す政策インプリケーションは、環境経営能力の発展段階プロセスを明確にし、企業が環境経営に積極的に取り組むことで長期的には市場競争力や財務パフォーマンスが改善するという仮説に理論的根拠を持たせることで、途上国企業に対し積極的に環境保全へ取り組むインセンティブを与えることである。

5-1-4. 本章の分析フレームと環境経営の発展段階論

本章で用いた分析のフレームワークは、企業が知覚する外部からのプレッシャーを表す『外部要因』、さらに企業内部の要因である『環境戦略』と『組織』、そして企業の取り組みによって得られる成果要因として『環境パフォーマンス』と『経済パフォーマンス』の合計5つの要因によって構成される。フレームワークを図5-1に記す。このフレームワークは、外部要因、企業戦略・組織、パフォーマンスは一定の因果的プロセスであるという考えを示しており、環境戦略と組織を分けて明示的に考慮した部分が先行研究にはない独創的な点である。このフレームワークは資源ベース論に基づいて構築しており、企業のパフォーマンス要因には環境戦略と組織体制が影響を与えるとするフレームである。資源ベース論とは1990年代から展開されてきた経営戦略論のひとつで、競争優位や経営パフォーマンスが企業特有の資源および組織能力に依存していると説明する理論である。ここでの資源とは企業が保有し利用する物的資源、財務的資源、人的資源などの経営資源を指す¹⁶⁾。

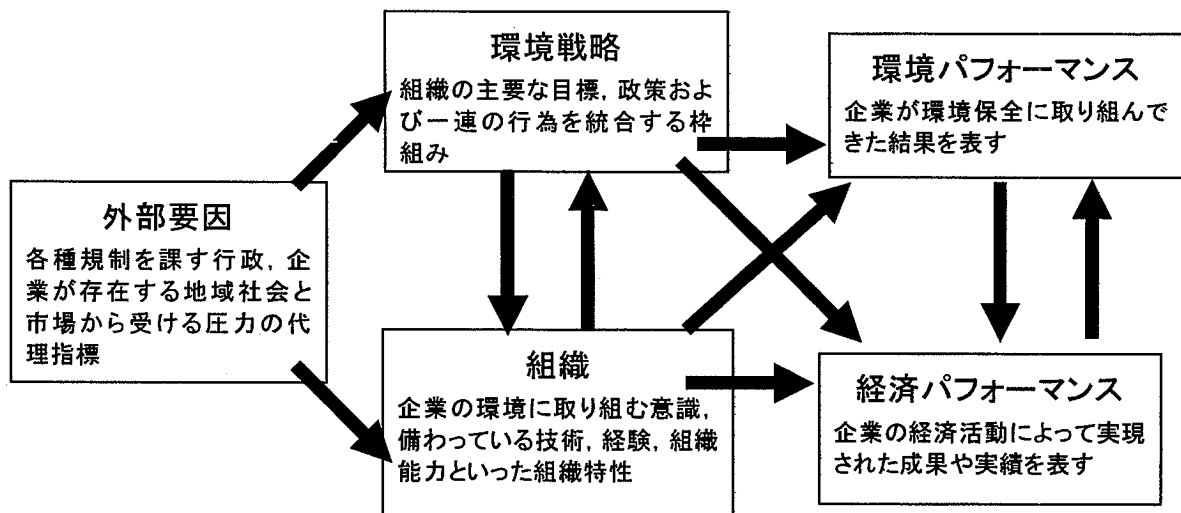


図 5-1 分析フレーム

(出典) 著者作成

このフレームワークを用いて、企業の環境保全取り組みに関する先行研究を参考に、本研究では図5-2にある「無関心型」、「リアクティブ(前期)」、「リアクティブ(後期)」、「プロ

アクティブ」の4つの発展段階を仮説的に設定し、国内製造業の発展段階についての部分的検証を目的として分析を行う。矢印は潜在変数間の影響を表しており、塗りつぶしが正、中抜きが負の影響を意味する。また矢印の太さは程度を表す。

まず、環境への取り組みに対して「無関心型」では、企業は環境に無関心な経営を行なっているため、経済パフォーマンス(生産量)が向上すればするほど、有害化学物質や廃棄物などが適切な処理が行われなまま排出され、環境汚染を悪化させるという関係が考えられる。こうした関係は特に、1950年代から1960年代後半にかけて先進国の鉱工業企業で観測されており、その結果多くの公害問題が発生する結果となった(Mori, 2008)¹⁷⁾。

この「無関心型」の企業経営が続けられると、環境汚染が深刻化し公害問題などが発生する。そこで政府や社会が企業に環境への取り組みを要請することによって「リアクティブ(初期)」へと発達する。しかし、この法規制が施行された直後の段階において、企業は環境への取り組みに必要となる費用を追加的コストと認知しているため、利潤最大化を目的とする企業にとって、汚染対策費用を最小化すると考えられる。従って、企業は法令で定められた基準の順守のために受身的な対策に終始しており、明確な戦略を策定できないまま、その場しのぎのためのエンドオブパイプ型対策を行うと考える(Lee and Rhee, 2005)¹⁴⁾。一方で環境保全取り組みを行うことで追加的な費用を負担することとなるため、経済パフォーマンスに負の影響を与える(Jasch, 2006)¹⁹⁾。

しかし、受身的な対策を続けていくことによって取り組みのノウハウが蓄積され、それが環境戦略として形成されていく。そして企業は環境戦略によって外部からの要請を知覚し、より適切な対応策を与える。この段階が「リアクティブ(後期)」であり、企業は長期的な目標を設定し、その環境対策の費用対効果を考慮することで、生産工程の見直しも含めた積極的な汚染対策に取り組む。こうした工程内対策(クリーナープロダクション)を講じることで、省エネ効果や原材料費・廃棄物処理費用の節約が達成され、程度は小さいが経済的便益を得る(Poter, 1995)²⁰⁾。

そして、環境戦略と組織体制が発達していき最終的に企業は「プロアクティブ」の段階へと発展する。この段階になると環境保全に対する自社目標の数値が法律よりも厳しく設定しているケースが多いため、外部要請の影響は弱まると考えられる(金原, 2007)²¹⁾。また地域社会や株主、消費者の環境志向が高まった場合においては、社会的責任投資(SRI)やエコファンドからの融資による資本調達や、真摯に環境保全に取り組んでいるという企業ブランドイメージ、製造・利用過程の環境負荷が小さいエコプロダクツやエコデザインなどの製品開発などによって、市場での競争優位を得ることが可能となることから、環境取り組みは経済パフォーマンス上昇に貢献する(Glavic and Lukman, 2006)²²⁾。こうした発展段階を経ることにより、企業は環境経営に積極的に取り組むことでより大きな経済的リターンを獲得していくと考える。

これまでの先進国企業の歴史的な経験から、無関心型とリアクティブ(初期)の2つの段階が存在し、エンドオブパイプ型の対策によって公害問題を解決してきたことはすでに自明である(Erkman, 1997)²³⁾。従って、着目すべきは先進国企業がリアクティブ(後期)とプロアクティブの段階に達しているかどうかである。そこで、本研究では国内製造業を対象にアンケート調査を行い、得られた認知指標に共分散構造分析を適用することによって、日本の製造業の発展段階がどのステージにあるかを検証する。

また、3章でも指摘したように環境への取り組みの対策方法及びコストは業種によって異なるため、発展段階も特性が異なる業種間においては差異が生じると思われる。さらに環境経営能力は企業規模に対して経路依存性を持つという先行研究³⁾も発表されていることから企業規模の違いにも着目した分析を試みる。

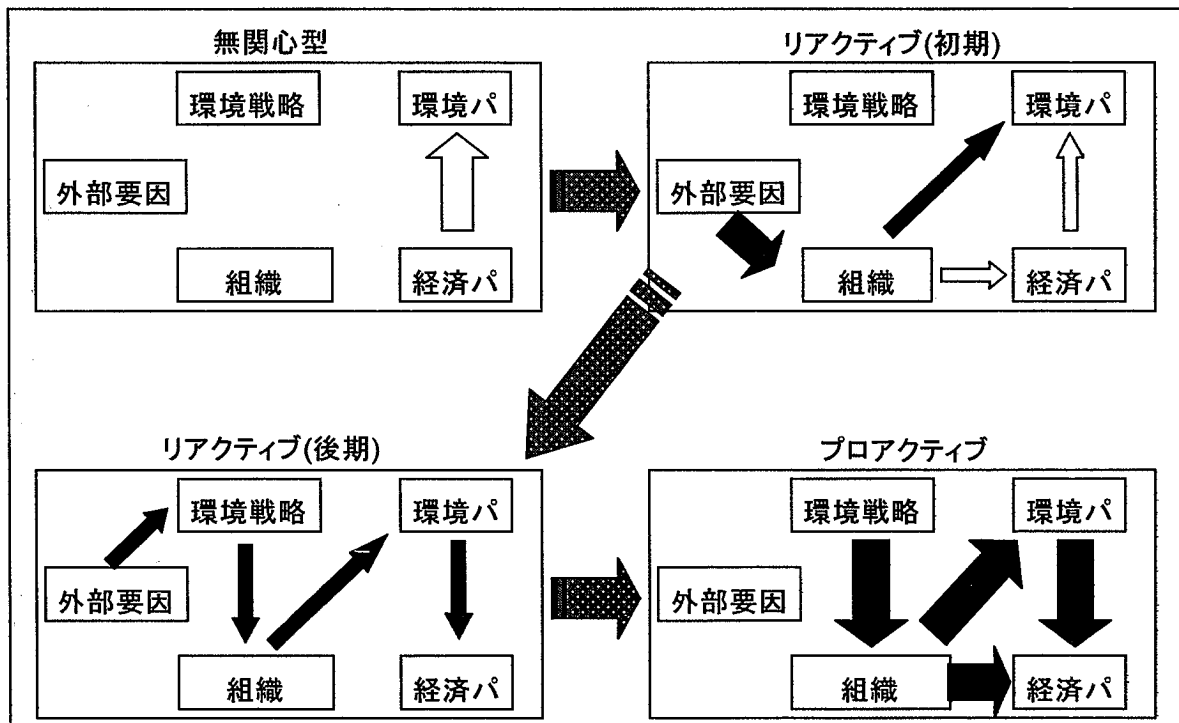


図 5-2 環境経営能力の発展段階の図

(出典) 著者作成

5-1-5. 共分散構造分析

本研究で用いる共分散構造分析⁴⁾は事象の因果関係を統計的に分析する手法であり、経営学、心理学、社会学など幅広い分野で用いられている。分析の概念図を図 5-3 に示す。共分散構造分析では、ある仮説に対してモデルもしくは因果関係の分析フレームを仮定し、そのモデルから分散共分散行列の推計を行う。一方で仮説に基づきアンケート調査等で得

³⁾ 金原・金子(2006)²⁴⁾など

⁴⁾ 統計学者 Jöreskog によって開発された手法(Jöreskog,1973)²⁵⁾

られたデータに基づいた分散共分散行列を別途計算し、これら2つの分散共分散行列を最尤法で照合し、仮定したモデルがどれほど実データに適合しているかを検証する分析方法である。本分析では、SPSS社のAmos 7.0を用いて計算を行った。

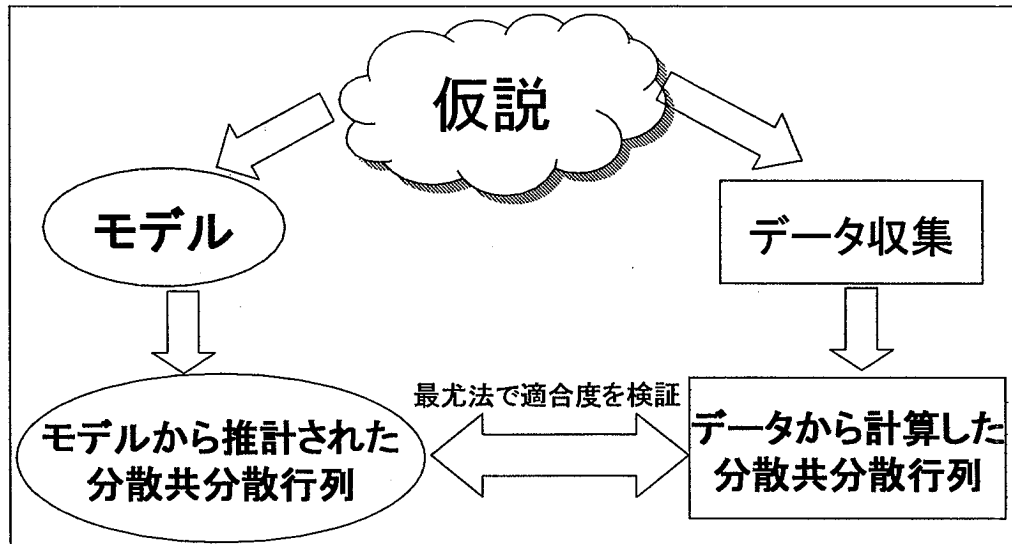


図 5-3 共分散構造分析の概念図

(出典) 朝野(2005), 「入門共分散構造分析の実際」²⁶⁾に著者が加筆修正

5-2. 分析対象データ

5-2-1. データ作成方法

本章では、先進国であり企業へのアンケート調査が他国と比べて容易であった日本を分析対象国として選定し、サービス業に比べて環境への取り組み効果がパフォーマンスに反映されやすい製造業企業を対象にアンケート調査を行う。利用するデータは次の2つのデータベースから作成する。1つ目は企業の経済・環境パフォーマンスを表す財務指標⁵, PRTR対象物質排出量⁶, CO₂排出量⁷の絶対基準の数値データであり、これらのデータを用いることで2章と3章で分析を行った統合環境効率性, 統合生産非効率性, 市場生産非効率性の評価が可能となる。サンプル数は420社で2006年度を対象年度としている。

2つめのデータベースは企業の環境経営に関する認知指標であり、2007年10月から12月にかけて国内上場企業に対して環境経営に関するアンケート調査を実施することで作成した。1100社に調査票を郵送し337社より回答が得られた。そのうち有効回答は318社であり、有効回答率は28.9%である。アンケート調査に使用した調査票をp119の補足に記載

⁵ 日本経済新聞社, NEEDS データベースより作成

⁶ 経済産業省・厚生労働省, 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律第11条に基づく開示ファイル記録事項より作成

⁷ 環境省, 地球温暖化対策推進法に基づく温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度による平成18年度温室効果ガス排出量の集計結果より作成

する。サンプルの業種別内訳は、表 5-2 に示す通りで、主な業種は食品、化学、一般機械、電気機械、輸送用機械であり、日本標準産業分類²⁷⁾に従えば各産業のサンプル数は、生活関連型業種 49 社、基礎素材型業種 117 社、加工組立型業種 152 社である。アンケート調査の質問項目はリッカート方式の 5 段階認知評価で測定され(1=強く同意しない, 5=強く同意する)、数値が高いほど強い肯定を意味する。

表 5-2 認知指標が得られた分析対象サンプルの業種別分布

生活関連型(49 社)		基礎素材型(117 社)		加工組立型(152 社)	
業種名	企業数	業種名	企業数	業種名	企業数
食料品	26	パルプ・紙	6	一般機械	38
飲料・飼料	4	ゴム製品	7	電気機械	26
繊維工業	9	印刷	4	情報通信機械	17
木材・木製品	2	化学	49	電子部品	21
家具・装備品	3	石油・石炭	3	輸送用機械	41
その他	5	プラスチック	6	精密機械	9
		窯業・土石	11		
		鉄鋼	11		
		非鉄金属	11		
		金属	9		

(出典) 著者作成

これら 2 つのデータベースを用いて、表 5-3 のように 3 通りの分析用データセット(データ A, データ B, データ C)を作成する。データ A は 2 章, 3 章で説明した統合環境効率性, 統合生産非効率性, 市場生産非効率性を DEA と DDF を適用して求めるためのデータセットである。適用するモデルと使用するデータ変数は 2 章と 3 章で説明したものと同一方法を利用しているので、本章では説明を省略する。データ A を用いて業種別にデータセットを作成し統合環境効率性, 統合生産非効率性, 市場生産非効率性の計算を行った。

データ B は、データ A の中で認知指標が利用可能な企業を抜き出したデータセットであり、サンプル数は 85 社である。データ B を使用することで、フレームワーク中の環境・経済パフォーマンスが経済的アプローチによって評価可能であり、さらに外部要因、環境戦略、組織体制を企業が回答した認知指標を用いて経営学的アプローチに基づき評価することが出来る。従って、データ B を用いた分析では、経済学的アプローチと経営学的アプローチの 2 つの手法を適用することで、これまでブラックボックスとされていた企業の内部要因と環境・経済パフォーマンスの関係を明らかにすることが可能である。ここで、デ

ータ B を用いて業種別・規模別にデータセットを作成し分析を行った結果、利用可能なサンプル数が少ないことから分析に必要な検定統計量が確保出来ず、計算不可能であった。従って、データ B を用いた分析では業種や規模のダミー変数を適用することで、業種・規模特性を結果に反映させることを試みる。

データ B を用いた分析では、利用可能なサンプル数が少なく適用可能な分析モデルに限界がある。そこで業種特性や規模特性をより詳細に比較するために、データ C を適用する。データ C は認知指標のみで形成されるデータセットであり、サンプル数は 318 社である。データ C を用いることで、業種別・規模別に分けてデータを作成し分析を行うことが可能である。しかしながらデータはすべて認知指標であるため、パフォーマンス評価手法に経済学的アプローチを適用することが出来ない点に留意する必要がある。

表 5-3 データセットのサンプル数と特徴

	データ A	データ B	データ C
サンプル数	420 社	85 社	318 社
利用可能なデータ変数	1. 財務指標 2. PRTR 対象物質排出量 3. CO ₂ 排出量	1. 統合環境効率性 2. 統合生産効率性 ⁸ 3. 市場生産効率性 ⁸ 4. 認知指標	1. 認知指標
用途	DEA と DDF による統合環境効率性・生産性分析。	共分散構造分析への適用	共分散構造分析への適用
特徴	1. DEA と DDF 分析を適用し、統合生産効率性、統合環境効率、市場生産効率性を推計。	1. 経済学的アプローチを用いたパフォーマンス評価。 2. サンプル数が少ないため業種別規模別で計算が出来ない。	1. 業種別・規模別での分析が可能なサンプルを確保。 2. 認知指標によるパフォーマンス評価。

(出典) 著者作成

本研究ではデータ B とデータ C に共分散構造分析を適用することで、国内製造業企業の環境経営能力の発展段階プロセスを明確にするために、表 5-4 にある 3 つのモデル(モデル B1, モデル B2, モデル C)を設定した。

⁸ DDF によって得られる統合生産非効率性と市場生産非効率性はフロンティアラインからの距離を表しており 0 から 1 で定義され、数値が大きいかほどより非効率であることを意味する。一方で DEA から得られる統合環境効率性は 0 から 1 で定義され数値が大きいかほどより効率的である。従って、これら 2 つの指標の順序尺度を整合させるために、共分散構造分析に使用する場合には、DDF から得られる 2 つの指標を「統合生産効率性=1-統合生産非効率性」、「市場生産効率性=1-市場生産非効率性」と変形し、統合生産効率性と市場生産効率性を適用する。

表 5-4. 各分析モデルでの指標構成要素

	モデル B1		モデル B2	モデル C
外部要因	1. 政府規制 2. 地域社会要請 3. 顧客要請	外部要因	1. 政府規制 2. 地域社会要請 3. 顧客要請	1. 政府規制 2. 地域社会要請 3. 顧客要請
環境戦略	1. リーダーシップ 2. 従業員参加 3. 責任者権限 4. 環境優先度	環境戦略	1. リーダーシップ 2. 従業員参加 3. 責任者権限 4. 環境優先度	1. リーダーシップ 2. 従業員参加 3. 責任者権限 4. 環境優先度
組織	1. 工程対策 2. 設計対策 3. 廃棄物処理 4. ISO14001 5. 環境報告書 6. 環境会計	組織	1. 工程対策 2. 設計対策 3. 廃棄物処理 4. ISO14001 5. 環境報告書 6. 環境会計	1. 工程対策 2. 設計対策 3. 廃棄物処理 4. ISO14001 5. 環境報告書 6. 環境会計
パフォーマンス	1. 統合生産効率性	環境パフォーマンス	1. 統合環境効率性	1. 廃水処理 2. 排ガス処理 3. CO ₂ 削減
		経済パフォーマンス	1. 市場生産効率性	1. 顧客関係 2. 共同解決 3. クレーム 4. 経済効果 5. 費用便益性

(出典) 著者作成

これら3つのモデルの違いはパフォーマンス指標の定義のみであり、外部要因、環境戦略、組織については同じ観測変数を用いて定義している。下記に外部要因、環境戦略、組織についての説明を記す。

『外部要因』は「各種環境政策を決定し規制を課す政府の要請(政府規制)」、「企業が活動する地域社会からの要請(地域社会要請)」、「消費者およびその集合としての市場を含む顧客からの要請(顧客要請)」の3の指標から構成されており、企業が外部からの環境保全に対する圧力をどのように知覚しているかを表す潜在変数である。

『環境戦略』は、企業組織の環境イニシアチブを表す「環境問題に対するトップのリーダーシップは強い(リーダーシップ)」、「環境経営のために従業員が積極的に参加している

(従業員参加)」、「環境管理者の会社内の発言力は強い(責任者権限)」の3つの指標に、「環境負荷の削減を重視している(環境優先度)」を加えた4つの指標から構成されており、企業の環境経営の戦略・方針を決定する潜在変数である。

『組織』は外部要因や環境戦略から受けた圧力や方針に対して、実際に企業がどのように対応したかを表す潜在変数であり、環境対策への取り組みと組織体制の2つ要因からなる。環境対策の取り組みは3Rを実践する段階として一般的な「製造工程での環境対策に取り組んでいる(工程対策)」、「環境志向の製品設計・開発を行っている(設計対策)」、「廃棄物の再利用・再資源化に取り組んでいる(廃棄物対策)」を用いて定義した。一方で組織体制は環境経営の管理的体制を示すものであり、「ISO14001の認証取得(ISO14001)」、「環境報告書の作成・発行(環境報告書)」、「環境会計の導入(環境会計)」を使用している。ISO14001、環境報告書、環境会計は、「3. 実施している」、「2. 準備中」、「1. 検討していない」の3段階評価用いている。

パフォーマンス指標には次の3通りを適用する。1つめは環境パフォーマンスと経済パフォーマンスの両方を反映した指標として統合生産効率性を利用する方法(モデルB1)。2つめは、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスを別々に定義し、前者に統合環境効率性を、後者に市場生産効率性を適用する方法(モデルB2)。3つめは、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスに認知指標を適用する方法(モデルC)である。認知指標を利用した環境パフォーマンスと経済パフォーマンスの評価方法を下記に記す。

『環境パフォーマンス』は、企業が実際に行った環境保全取り組みの結果を表す潜在変数であり、「廃水処理対策に積極的に取り組んでいる(廃水処理)」、「大気汚染対策に積極的に取り組んでいる(排ガス処理)」、「CO₂排出削減に積極的である(CO₂削減)」の3つの認知指標用いている。本来であれば、質問項目には「廃水処理対策のパフォーマンスレベルが他社と比較して高い」、もしくは「国が定める基準値を十分にクリアしている」などの企業のパフォーマンスに関する認知指標を用いるべきである。しかし、他社との比較という言葉を用いると、調査対象企業によって比較対象が異なるため、質問項目の基準化が難しい。さらに国が定める基準値とすると、どの基準を指しているのかが不明となる点や、さらにこちらで基準を指定した場合にはその基準のみに対しての質問となるため、包括的なパフォーマンス評価を行うことが出来ない。従って本研究では、企業の取り組みの積極性を環境パフォーマンスの代理指標として用いている。

『経済パフォーマンス』は企業が環境への取り組みを行った結果、得られる経済効率を表す潜在変数であり、企業の競争優位性の代理指標として「顧客または取引先との取引関係は安定している(顧客関係)」、「顧客または取引先と共同で問題解決に取り組む姿勢が強い(共同解決)」、「顧客からのクレーム数が少ない(クレーム)⁹」の認知指標に加えて、「環境へ

⁹ 「顧客からのクレーム数が多い」という質問項目で得た回答の反数(1なら5, 5なら1に変換)を用いている。

の取り組みは一定の経済効果が得られている(経済効果)],「環境への取り組みは経済効果が費用を上回っている(費用便益性)」の合計5つの認知指標から作成した。

モデルCでの認知指標のみを用いた分析では企業が外部要因に対してどのように認知し、対応を試みているかという点に着目した考察が可能となる。表5-5にはDEAとDDFにより計算した3指標(統合生産効率性、統合環境効率性、市場生産効率性)と、パフォーマンス要因を構成する認知指標とのスピアマン順位相関係数を示す。分析結果から、ほとんどの組み合わせで有意な相関関係は得られていないのが分かる。これは、DEAやDDFのパフォーマンス評価分析では多次元でのパフォーマンスを統合した評価結果を表しているのに対して、認知指標では個別の次元に特化した質問によって回答を得ている点が理由として挙げられる。加えて、統合環境効率性や統合生産効率性では環境汚染物質はCO₂とPRTR対象物質に限定しているため、水資源リサイクルやSO_x、NO_x対策取り組みなどが反映出来ていないことも相関が有意でない原因の一つと考える。

表 5-5 パフォーマンス指標のスピアマンの順位相関係数 (サンプル数=85)

		統合環境効率性	統合生産効率性	市場生産効率性
環境	廃水処理	-0.1217	-0.0708	-0.0395
パフォー	排ガス処理	-0.0297	-0.0725	-0.0540
マンス	CO ₂ 削減	0.1634	0.0931	0.0163
	顧客関係	0.0119	0.0166	-0.0110
経済	共同解決	0.0082	-0.0345	0.0046
パフォー	クレーム	0.0214	0.1528	0.2388*
マンス	経済効果	0.0816	0.0697	-0.0175
	費用便益性	0.0889	0.0577	0.1397

*は5%水準で有意であることを示す。

(出典) 著者作成

5-2-2. 規模別業種別の認知指標比較

次に企業の規模及び業種の違いによって認知指標にどのように違いが生じているかを考察する。表5-6は規模別業種別のサンプル企業数と認知指標の平均値を表す。規模別の分類には、300人未満を小規模企業、300人以上1000人未満を中規模企業、1000人以上を大規模企業とした。また、業種別の分類には表5-2で示したように、生活関連型産業、基礎素材型産業、加工組立型産業の3つに分類を行った。

外部要因を構成する3つの認知指標では、顧客要請が強く知覚されている。企業が政府による環境規制を強く感じるとすれば、それだけ法規制での達成基準が厳しく受け止めら

れているということである。その意味で、政府規制よりも市場・顧客が強く知覚されるのは、すでに環境規制を超えた取り組みが求められてきていることを示唆している。業種別では、基礎素材型では政府や社会から強い圧力を知覚しているのに対し、加工組立型では顧客からの要請が強く認識されている。この理由として、基礎素材型産業には工場廃水・排ガスの汚染強度が高い業種が多く存在しており、企業自身が工場周辺の住民や地方政府が自社から排出される環境汚染物質への関心は高いと認識しているためと考えられる。また、加工組立型で製造される製品は、消費者の利用段階においてもエネルギーを消費し、汚染物質を排出するものが多いため、製品使用時の環境負荷は消費者の環境志向に直接的に作用する。近年の環境保全意識の高まりから、グリーン購入などの製品使用時の環境負荷が小さい製品を購入する動きが浸透しつつある点も理由として挙げられる。

環境戦略を構成する指標では、リーダーシップと環境優先度が強く評価され、次に従業員の参加が続いている。環境マネジメントシステムとして国際的な標準となった ISO14001 では、環境経営の方針を立てること(環境方針)、環境管理計画の実施体制を整えること(プランニング)が不可欠であり、こうした部分にはトップの役割が大きい(吉澤, 2003)²⁸⁾。同時に、従業員の参加は、全社的品質管理で品質向上や生産性向上、コスト低減の実現に広く普及し、その成果も顕著であった。このことは、環境経営にとっても取り組みを具体化し実践する上で大きな要素であるといえる。全社的品質管理の応用としての全社的環境品質管理が有効な取り組みであることは、先行研究でも指摘されている^{29), 30)}。また、環境経営優先の回答の平均値は 4.48 と高い水準にあり、企業は環境配慮の重要性を高く認識していることが分かる。

組織を構成する指標では、環境対策取り組み(工程対策、設計対策、廃棄物対策)と組織体制(ISO14001、環境報告書、環境会計)の 2 つのグループに分けて説明を行なう。環境対策取り組みでは、工程対策と廃棄物対策で企業は強く認知していることが分かる。また、企業規模が大きくなるにつれて認知指標が強くなっていることから、環境の問題に取り組む組織能力の蓄積は規模拡大とともに増大し、部分的な対策から LCA やエコデザインのような包括的な対策へ展開する経路依存性が確認できる。

組織体制では、ISO14001 の取り組みが最も進んでおり、全体では調査対象の 93%が ISO14001 の認証を取得していることから、上場企業ではほぼ定着してきていると言える。また、規模別・業種別のすべてのグループで ISO14001 ≥ 環境報告書 ≥ 環境会計の順序関係が成立している。これは、組織の環境管理体制としては、ISO14001 がまず取り組まれ、続いて環境報告書そして環境会計へと進むことを示唆している。

環境パフォーマンスを構成する指標では、廃水処理、排ガス処理、CO₂ 削減が高いレベルで認知されている。基礎素材型や生活関連型では、CO₂ 削減と他 2 つの指標を比較すると CO₂ 削減が小さいことから、これらの産業では廃水や排ガスの公害型対策が実施されて

から CO₂削減への取り組みが進展すると考えられる。また、企業規模が大きくなるにつれて認知指標が上昇する傾向にあるため、これら3指標は規模に関して経路依存的であると推測される。

経済パフォーマンスは、競争優位を表す3指標(顧客関係、共同解決、クレーム)と環境取り組みによって得られる経済的便益についての2指標で構成される。前者の3指標では顧客関係が最も高く、次いで共同解決、クレーム数となっている。業種別規模別で、大きな違いは見られなかった。一方で、経済効果では、規模が大きくなるにつれて強い肯定を示しているが、費用便益性になると違いは見られない。これは、大規模企業では環境経営に積極的に取り組むことにより経済効果を得ているが、同時に高額な費用も負担しているためと考えられる。業種別では大きな違いが得られなかった。

続いて、各企業が取引先の企業に対して環境への取り組みをどのようにサポートしているかの認知指標¹⁰として、「納入企業に環境対策取り組みで支援している(取組支援)」、「納入企業に環境技術の改善を支援している(技術支援)」、「納入企業による ISO14001 取得を支援している(ISO 支援)」の質問を行った結果を考察する。規模別平均値を比較すると、大規模企業で高い値をとっており、業種別では加工組立型企業の値が高い。これは加工組立型企業が部品調達の際にグリーン調達などの取り組みを始めており、サプライチェーン全体での環境負荷削減を達成するために、納入業者に対しても環境取り組みの要請を行い、同時に支援も進めている。こうした納入業者も含めた環境経営を行うことによって、自社独自の環境取り組みが難しい中小企業などに対して、大規模企業の技術支援やノウハウを学ぶことで、製造業全体の環境負荷低減が期待される。

表 5-7 は、「環境への取り組みは経済効果が費用を上回っている」の質問の回答別に認知指標の平均値を計算したもので、右側に行くほど企業は環境経営から得られる便益は費用を上回っていると強く認識している。表 5-7 から、ほとんどすべての質問項目で「5.全くその通り」と答えている企業の平均値が最も高い値をとっている。さらに、その傾向は経路依存的であり、費用便益性に対する質問の回答番号が大きくなるにつれて、段階的に認知指標の平均値が上昇している。一方で、表 5-6 を見ると、大企業では環境取り組みに関する認知指標は高いものの、費用便益性の認知指標は中・小規模企業と大きな差が見られない。この結果から得られる知見は、現在の国内製造業の状況としては環境取り組みを積極的に行う企業のすべてが費用を上回るほどの経済的便益を環境経営から得ることは出来ていないが、環境経営から得られる便益が費用を上回っている企業では、他の企業に比べて積極的に環境への取り組みを行っているということである。

¹⁰ これらの認知指標は共分散構造分析には使用していない。

表 5-6 規模別業種別の認知指標の平均値

		全社	小規模	中規模	大規模	生活関連	基礎素材	加工組立
サンプル 企業数の 分布	小規模	43	43	0	0	12	23	8
	中規模	113	0	113	0	10	45	58
	大規模	162	0	0	162	27	49	86
	生活関連	49	12	10	27	49	0	0
	基礎素材	117	23	45	49	0	117	0
	加工組立	152	8	58	86	0	0	152
外部 要因	政府規制	3.78	<u>3.86</u>	3.64	<u>3.86</u>	3.65	<u>3.96</u>	3.69
	社会要請	3.62	<u>3.88</u>	3.46	3.65	3.37	<u>3.90</u>	3.48
	顧客要請	4.03	3.81	4.05	<u>4.07</u>	3.53	4.03	<u>4.19</u>
環境 戦略	リーダーシップ	4.35	4.35	4.19	<u>4.46</u>	4.31	<u>4.38</u>	4.33
	従業員参加	4.02	3.91	3.86	<u>4.16</u>	3.98	<u>4.03</u>	4.02
	責任者権限	3.89	3.83	<u>3.93</u>	3.88	3.83	<u>3.91</u>	3.89
	環境優先度	4.40	4.19	4.23	<u>4.57</u>	4.20	<u>4.49</u>	4.39
組織	工程対策	4.53	4.26	4.38	<u>4.71</u>	4.44	<u>4.56</u>	4.55
	設計対策	4.33	3.88	4.34	<u>4.44</u>	3.92	4.32	<u>4.46</u>
	廃棄物処理	4.59	4.21	4.55	<u>4.72</u>	4.63	4.50	<u>4.65</u>
	ISO14001	2.88	2.58	2.87	<u>2.98</u>	2.63	2.88	<u>2.97</u>
	環境報告書	2.45	1.88	2.22	<u>2.75</u>	2.24	2.46	<u>2.50</u>
	環境会計	2.22	1.53	1.93	<u>2.61</u>	2.06	<u>2.26</u>	2.25
環境 パフォー マンス	廃水処理	4.40	3.97	4.25	<u>4.61</u>	4.32	<u>4.47</u>	4.38
	排ガス処理	4.37	4.13	4.20	<u>4.54</u>	4.28	<u>4.45</u>	4.34
	CO ₂ 削減	4.28	4.02	4.11	<u>4.48</u>	4.06	<u>4.34</u>	4.31
経済 パフォー マンス	顧客関係	4.44	4.47	4.35	<u>4.50</u>	<u>4.47</u>	4.44	4.44
	共同解決	3.93	3.95	3.81	<u>4.01</u>	3.80	<u>3.86</u>	4.03
	クレーム	3.37	<u>3.53</u>	3.26	3.41	3.24	<u>3.40</u>	3.39
	経済効果	3.73	3.33	3.51	<u>3.98</u>	3.76	3.65	<u>3.78</u>
	費用便益性	2.91	<u>3.00</u>	2.88	2.91	<u>2.96</u>	2.91	2.90
納入 業者 支援	取組支援	3.15	2.88	2.96	<u>3.36</u>	2.79	2.99	<u>3.39</u>
	技術支援	2.85	2.59	2.68	<u>3.03</u>	2.57	2.73	<u>3.02</u>
	ISO支援	2.78	2.54	2.47	<u>3.06</u>	2.52	2.53	<u>3.05</u>

(出典) 著者作成

表 5-7 「環境への取り組みは経済効果が費用を上回っている」の回答別の平均値

		1.全く 無い 21社	2 70社	3.どちらで もない 166社	4 34社	5.全くその 通り 25社
外部 要因	政府規制	3.71	3.73	3.81	3.94	3.80
	社会要請	3.81	3.37	3.59	4.06	3.76
	顧客要請	3.85	3.96	4.02	4.30	4.12
環境 戦略	リーダーシップ	4.05	4.23	4.39	4.45	4.60
	従業員参加	3.57	3.88	4.06	4.12	4.40
	責任者権限	3.33	3.70	4.02	3.94	4.29
	環境優先度	4.33	4.37	4.36	4.45	4.76
組織	工程対策	4.33	4.60	4.49	4.71	4.76
	設計対策	4.05	4.36	4.28	4.79	4.64
	廃棄物処理	4.33	4.70	4.56	4.62	4.80
	ISO14001	2.81	2.89	2.87	2.94	3.00
	環境報告書	2.29	2.63	2.37	2.41	2.68
	環境会計	2.05	2.55	2.06	2.35	2.44
環境 パフォーマンス	廃水処理	4.10	4.37	4.49	4.71	4.88
	排ガス処理	4.29	4.34	4.46	4.85	4.88
	CO ₂ 削減	4.10	4.36	4.22	4.44	4.68
経済 パフォーマンス	顧客関係	4.14	4.33	4.50	4.47	4.64
	共同解決	3.24	3.89	3.98	3.94	4.36
	クレーム	3.05	3.46	3.34	3.26	3.48
	経済価値	2.86	3.44	3.78	4.00	4.52
納入 業者 支援	取組支援	2.33	3.16	3.15	3.65	3.84
	技術支援	2.05	2.87	2.87	3.21	3.64
	ISO支援	2.05	2.87	2.68	3.45	3.75

(出典) 著者作成

本章では業種と規模の違いを考察するためにデータCを使って次の4つのデータセットを作成した。業種特性の違いによって全サンプル318社を生活関連型及び基礎素材型産業(166社)と加工組立産業(152社)の2つに分類した¹¹。さらに企業規模の違いを考察

¹¹ 本来であれば、3つの業種別に分析を行うことが望ましいが、共分散構造分析を適用する場合に統計的有意な検定量を得るためのサンプルとしては生活関連型産業の49社ではサンプル数が少ないと判断し、2つのグループに分類している。

するために、従業員数 1000 人以上の大規模企業(162 社)と従業員数 1000 人未満の中小規模企業(156 社)に分類している。それぞれのデータセットに対して共分散構造分析を適用することで、業種と企業規模によって発展段階がどのように異なるかを検証する。分析に使用する認知指標の中には欠損値を含むサンプルが存在する。本来であれば欠損値を含むサンプルは分析対象から除外することが望ましいが、利用可能なサンプルが少ないため本分析では最尤法を用いた推計値で代用する方法を適用した¹²。

5-3. 結果と考察

図 5-4 から図 5-10 に、共分散構造分析を用いて推計した変数間の因果関係分析結果を載せている。長方形の変数は観測変数(既知のデータ)を表し、楕円形の変数は観測データから推計される潜在変数を表す。それぞれの図に記載された数値は-1 から 1 の間で定義される標準化係数を表しており、値が 1 に近づくほど強い正の関係性を持つことを意味する。また、分析結果の適合度を表す Comparative Fit Index(CFI)と Root Mean Square Error of Approximation(RMSEA)を各図に記載する¹³。CFI が 1 に近いほど、RMSEA が 0 に近いほどモデルの適合度が良いことを意味する。各モデルには規模ダミー(1=従業員 1000 人以上, 0=従業員 1000 人未満)と業種ダミー(1=生活関連型&基礎素材型, 0=加工組立型)を設定しており、有意なパス係数のみ表示した¹⁴。「***」、「**」、「*」はそれぞれ、1%、5%、10%水準でパス係数が有意であることを意味する。

本研究では、図 5-1 で示した分析フレームに基づき共分散構造分析モデルを作成し、計算を行った。その際に、潜在変数間のパス係数をどのように仮定するのが最もモデル全体の適合度が高まるかという点に留意し、Amos7.0 のオプション機能である「探索的モデル特定化」によって、異なるパス係数の組み合わせを仮定したモデルを複数作成し、それぞれのモデルの計算結果を比較することで、最も説明力が強いモデルを導き出す。モデルの適合度は赤池情報量基準によって判定される。

5-3-1. パフォーマンス指標に経済学的アプローチを適用した分析結果

(1). パフォーマンス指標に統合生産効率性を用いた分析結果

図 5-4 にモデル B1 の分析結果を示す。分析結果より外部要因から環境戦略、環境戦略組織、組織から統合生産性へ正で有意なパス係数が確認出来た。従って、企業は知覚した外部要因を環境戦略の策定に反映させ、その戦略を元に組織を構築することで効率的な生産を行い、最終的には業界内で先進的なパフォーマンスを達成するという因果関

¹² 観測出来ない欠損データは観測可能なデータの条件付き確率関数とみなし、最尤法を用いて推計を行う方法。

¹³ 共分散構造分析の適合度を表す指数では、一般に General Fit Index(GFI)が利用されるが、本分析では欠損値の推計を行っているため GFI を得ることが出来ない。従って CFI と RMSEA の二つの指標で適合度を検証する。

¹⁴ 図 5-6 と図 5-7 の規模別の分析には規模ダミーを設定しない。また、図 5-8 と図 5-9 の業種別の分析には業種ダミーを設定しない。

係性が存在すると言える。特に組織から統合生産効率性の関係性から、組織体制が発達し環境への取り組みが積極的な企業は、同一業種内においてフロンティアライン上、もしくはその近傍に位置していることを示唆している。業種ダミーの結果より、生活関連及び基礎素材型産業が外部からの圧力を強く知覚している。さらに規模ダミーより、中小規模企業に比べて大規模企業の環境戦略と組織がより成熟していると言える。

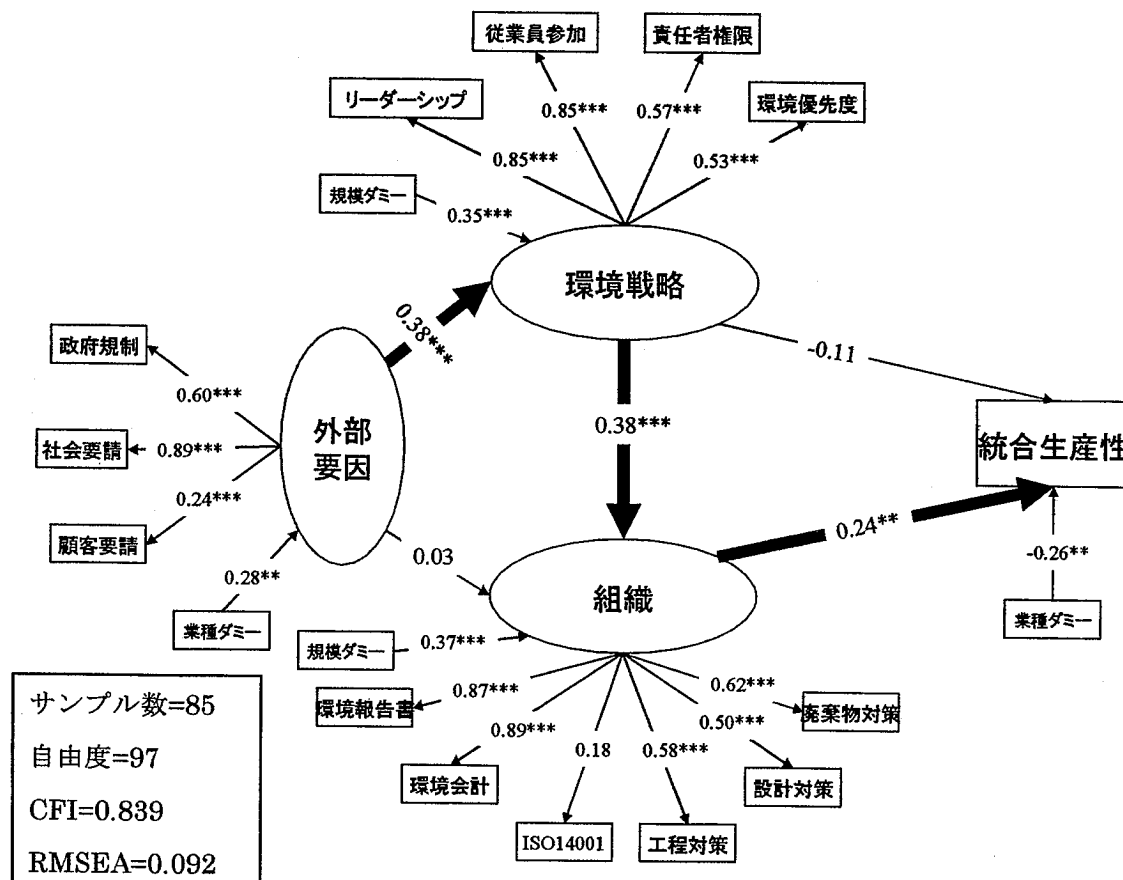


図 5-4 モデル B1 の分析結果

(出典) 著者作成

(2). パフォーマンス指標に統合環境効率と市場生産効率性を用いた分析結果

図 5-5 にモデル B2 の分析結果を示す。外部要因、環境戦略、組織の 3 つの潜在変数間の関係はモデル B1 の分析結果とほぼ同じであるが、企業の内部要因とパフォーマンス指標との関係性に違いが見られる。まず、組織から統合環境効率性へのパスは正であるが有意ではない。この背景には、組織を構成する観測変数の組み合わせと統合環境効率性が表すパフォーマンスが整合していない可能性が指摘できる。次に統合環境効率性から市場生産効率性へのパス係数が有意で正であることから、統合環境効率性が高い企業は市場生産効率性も高いことを示唆している。

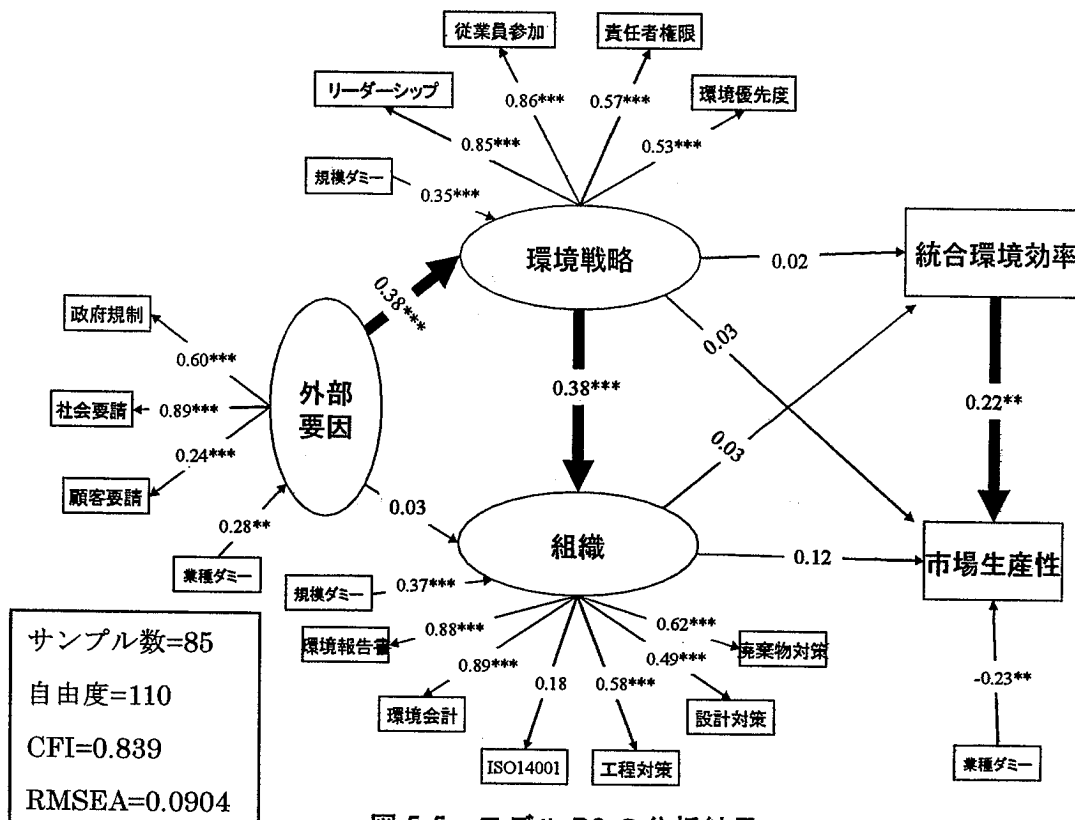


図 5-5 モデル B2 の分析結果
(出典) 著者作成

5-3-2. パフォーマンス指標に認知指標を適用した分析結果

(1). 318 社全体の分析結果

図 5-6 はモデル C による 318 社すべてを対象に計算を行った分析結果である。この結果から次のことが分かる。第 1 に、外部要因は環境戦略に対して有意な正の関係にある(係数値 0.53, 1%水準で有意)。外部要因には、企業の環境汚染に対する行政および地域社会からの圧力、さらに取引先の要請が含まれている。これらの外部要因が環境戦略に強い影響を与えているのは、企業の社会的責任意識の高まりが、行政、社会、市場からの要請をより真摯に受け止め、企業政策に反映されたためと考えられる。一方で、この外部要因は、組織の行動に対しては有意ではないことから、外部要因と組織の環境への取り組みとの間に直接的な強い関係性があるとは言えない。

第 2 に、環境戦略は環境および経済パフォーマンスの両方を有意に強める影響を持つ。これは、環境経営の戦略あるいは方針を明確にすることが環境パフォーマンスのみならず、同時に経済成果も向上させることを示している。なお、環境戦略は組織の環境への取り組みを有意に強めている(係数値 0.60, 1%水準で有意)。このことは、企業による環境行動を実質化していくためには、戦略的な方針が明確化されていくことが重要であることを示している。これは、トップマネジメントのリーダーシップが働き環境戦略が明

確化されると、環境管理責任者の行動や参加型の取り組みが強められ、そのことが組織の環境行動を促進するからであると考えられる。

第3に、ISO14001や環境対策取り組みなどで構成される組織が強められると、環境パフォーマンスには有意に正の影響を与えるが(係数値0.32, 1%水準)、経済パフォーマンスには有意ではないが弱いマイナスの影響である(係数値-0.14)。従って、現時点では国内製造業において環境への取り組みが事業活動の経済パフォーマンスを直接的に高めると結論することはできない。この分析結果は3章で得られた環境への取り組みが経済性を圧迫している企業が数社存在している点とも整合していると言える。

第4に、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスの間には、正の有意な関係が認められた(係数値0.36, 1%水準)。環境パフォーマンスを高めることは経済的にもプラスであると考えられることを示している。したがって、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスの関係は、環境の経済的効果が環境費用を上回るとは断定できないものの、両者はトレード・オフではなく両立的関係に向かっていることが確認できた。

以上の点から、318社全体の分析結果を発展段階の図と比較すると、国内製造業はリアクティブ(後期)からプロアクティブへの過渡期にあると推測できる。

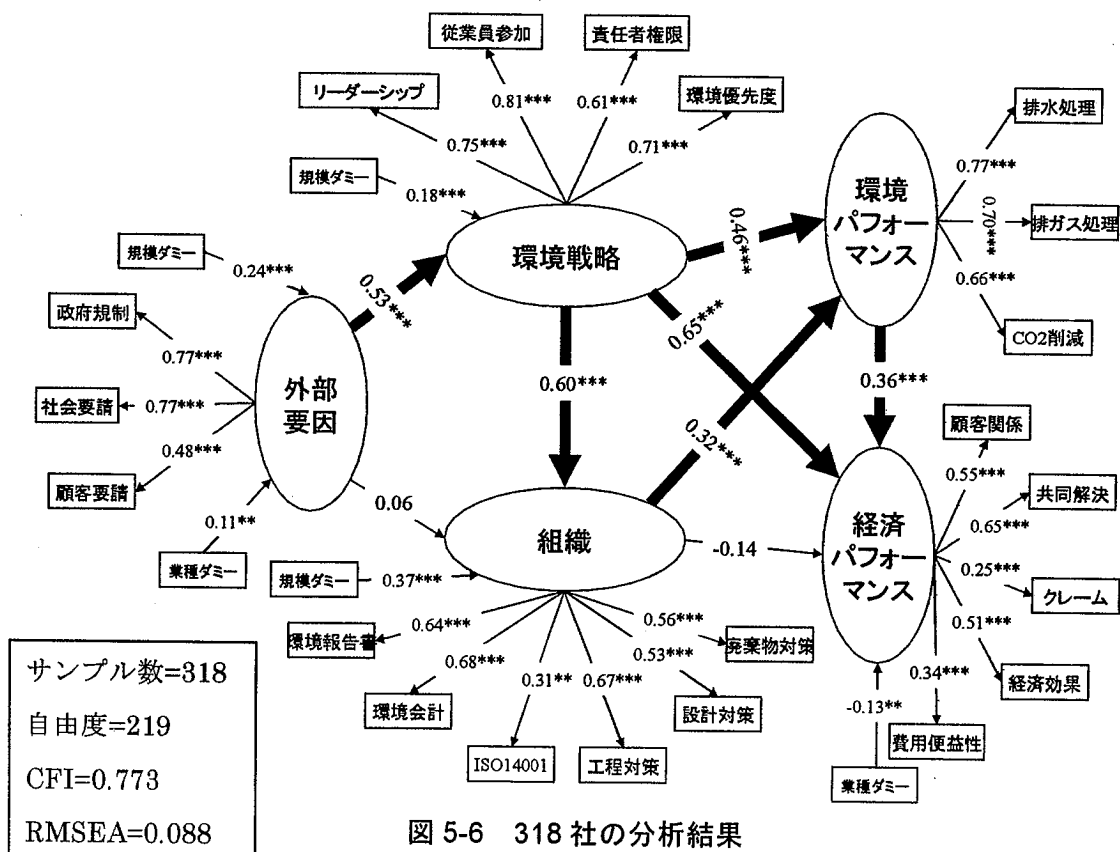


図 5-6 318 社の分析結果

(出典) 著者作成

(2). 規模別での分析結果の比較

図 5-7 にはモデル C で従業員数 1000 人未満の中小企業のみを計算した分析結果を、図 5-8 には従業員数 1000 人以上の大規模企業のみで計算した分析結果を載せている。これら 2 つの分析結果を比較しながら考察を行う。両分析結果とも潜在変数間のパスの符号と有意性は、図 5-6 と似た傾向を示している。一方で、各潜在変数から認知指標へのパスは異なる傾向を見せている。本項では潜在変数から認知指標に向かうパス係数の違いに着目した規模別の比較分析結果の考察を行う。規模別分析結果の比較分析を表 5-8 にまとめる。

外部要因を構成する 3 指標に注目すると、中小規模企業では顧客要請と比較して政府規制や社会要請が高い値をとっているのに対し、大規模企業では大きな違いは見られない。これは中小企業が環境戦略を策定する上で、強く認知する外部要因は政府規制と地域社会からの要請であるが、大規模企業では中小規模企業に比べて市場や顧客からの環境保全への要請を取り入れた戦略決定を行っていることを示唆している。

環境戦略の構成指標では、中小規模企業では環境優先度が低く、他 3 指標が高い値であるが、大規模企業ではその順序が逆転している。この結果から、中小規模企業ではトップと従業員、さらに環境管理責任者が環境戦略の策定に大きな役割を担っている。一方で、大規模企業では環境管理責任者による権限の寄与率が低いが、これは環境経営に取り組むという目標を企業全体で共有している点が理由として挙げられる。つまり大規模企業ではある一部の組織や担当者が環境経営の実践のためにイニシアチブをとるのではなく、ISO14001 認証や環境報告書作成などを通じて企業全体に環境経営が浸透しているため、環境戦略を決定する要因も企業全体の意見を反映させたものであると推測できる。逆に中小規模の環境戦略にはリーダーシップや責任者権限が高いことから、環境取り組みの目標設定などには現場の従業員よりもトップや環境管理責任者の意見が反映されていると考える。

組織の構成指標では、大規模企業の ISO14001 が有意ではないことから、図 5-8 の分析結果の組織には ISO14001 の違いが反映されていない。これは、大規模企業のほとんどすべてで ISO14001 認証が取得済みであり、企業間で差が得られなかったためである。その他 5 指標については、1%水準で有意であることから、環境戦略で策定された目標や方針は、企業の環境行動を推進させる働きを持つと言える。

環境パフォーマンスの構成指標を比較すると、CO₂削減へのパス係数の値に差があることが分かる。この違いから、中小規模企業は企業の環境取り組みの結果として改善する環境パフォーマンスは主として廃水・排ガスの負荷削減であり、CO₂削減は比較的小さいと言える。一方で、大規模企業では廃水・排ガス・CO₂の寄与率がほぼ同程度であることから、地球温暖化対策を含めた包括的な取り組みにより環境パフォーマンスが改

善され、その結果、経済パフォーマンスの上昇を達成していると理解できる。このように、潜在変数間の関係性が同じような傾向にある場合でも、その構成指標の寄与率が異なる場合には、得られる結果の意味合いが違う点を留意する必要がある。

経済パフォーマンスの構成指標では、共同解決、クレーム、経済効果の3指標では寄与率が類似しているが、顧客関係、費用便益性のパス係数には違いが見られた。大規模企業では環境パフォーマンスや環境戦略から得られる経済パフォーマンスの改善は、環境経営から得られる便益よりも、顧客との関係性をより強固にする働きを見せている。

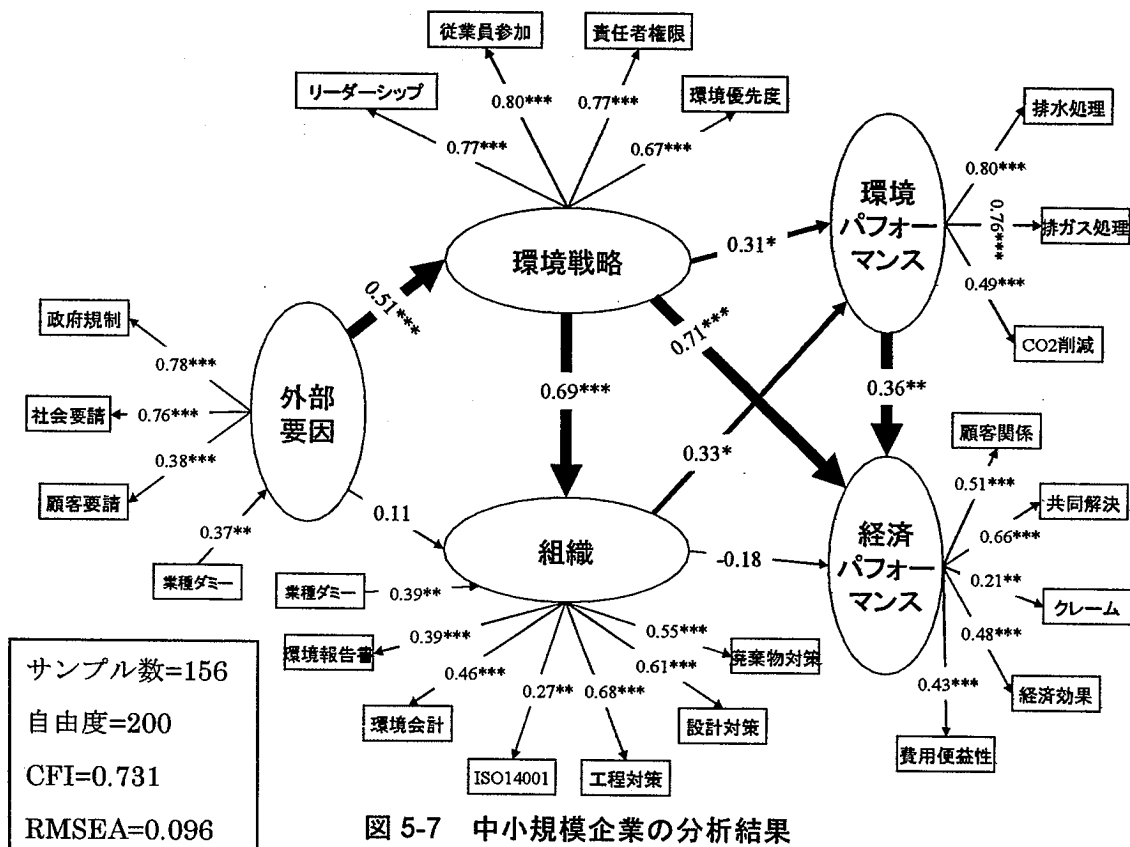


図 5-7 中小規模企業の分析結果

(出典) 著者作成

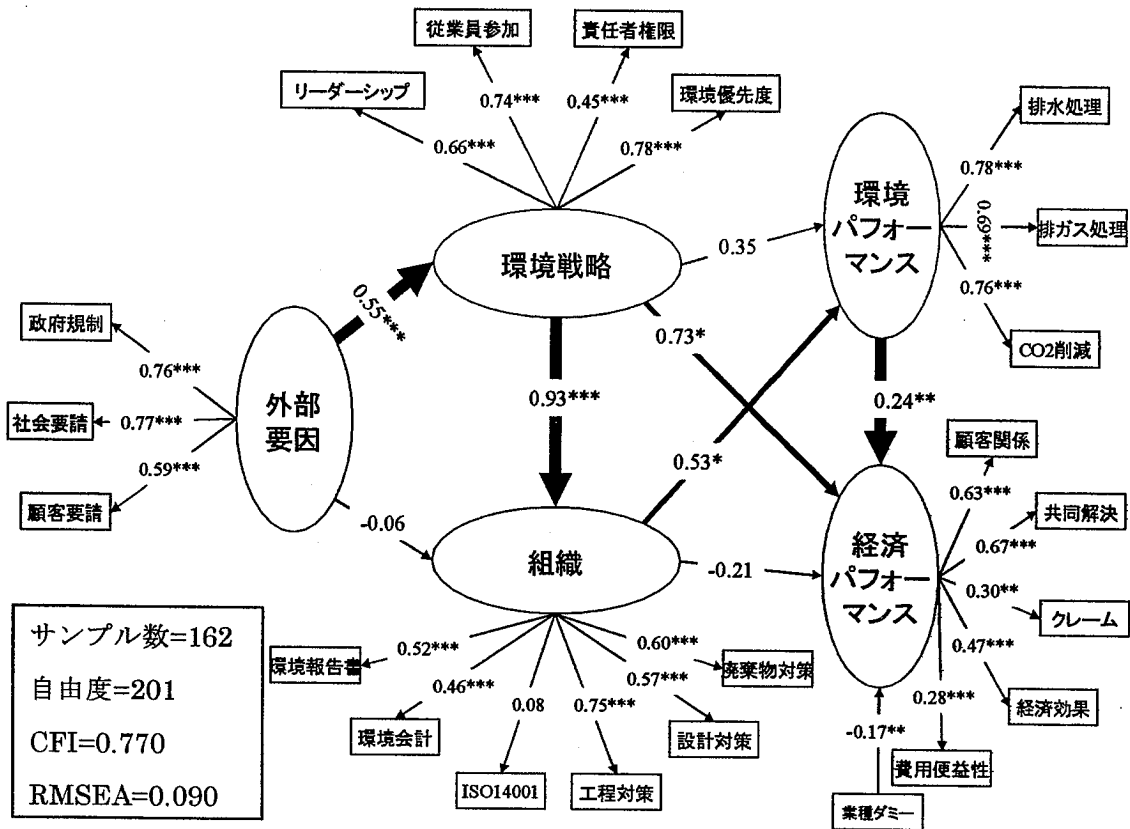


図 5-8 大規模企業の分析結果

(出典) 著者作成

表 5-8 規模別の共分散構造分析結果の比較表

	外部要因	環境戦略	組織	環境パフォーマンス	経済パフォーマンス
中小規模企業の分析結果	政府規制・地域社会からの要請を強く認知。顧客からの要請の認知は低い。	トップと従業員、さらに環境管理責任者が環境戦略の策定に大きな役割を担っている。	工程対策と設計対策の寄与率が高い。ISO14001は有意に寄与している。	環境取り組みの結果として改善する環境パフォーマンスは主として廃水・排ガスの負荷削減であり、CO ₂ 削減は比較的小さい。	顧客関係や共同解決などの競争優位性に加えて、環境経営から得られる便益を重視。
大規模企業の分析結果	政府規制・地域社会からの要請に加えて、市場・顧客・消費者の要請を強く認知	一部の組織や担当者が環境経営の実践のためにイニシアチブをとるのではなく、環境経営に取り組むという目標を企業全体で共有している。	ISO14001が反映されていない。環境報告書と工程対策が強く寄与している。	廃水・排ガス・CO ₂ の寄与率がほぼ同程度であり、地球温暖化対策を含めた包括的な取り組みにより環境パフォーマンスが改善される。	環境経営から得られる便益よりも、顧客との関係性をより重視した構成。

(出典) 著者作成

(3). 業種別での分析結果の比較

図 5-9 にはモデル C で生活関連型と基礎素材型企业のみを計算した分析結果を、図 5-10 には加工組立型企业のみで計算した分析結果を載せている。これら 2 つの分析結果について潜在変数間のパス係数に着目して考察を行う。注目すべきは図 5-9、図 5-10 の業種別で行った分析結果と図 5-6 の 318 社の分析結果では潜在変数間のパス係数が異なっている点である。特に両分析結果で環境パフォーマンスから経済パフォーマンスへのパス係数が有意ではない。これは各業種内の企業間関係において環境パフォーマンスが高い企業が、必ずしも経済パフォーマンスが高いとは言えないことを示している。言い換えれば、図 5-6 の 318 社で得られた環境パフォーマンスから経済パフォーマンスへの有意な正のパス係数は、業種特性が異なる企業を一緒に計算することで得られた可能性が指摘できる。さらに生活関連及び基礎素材型の分析結果では、組織から環境パフォーマンスへのパス係数が有意ではない。この結果が得られた理由としては、組織の構成指標の寄与度の違いが指摘できる。図 5-9 では環境報告書、環境会計、ISO14001 の組織体制で強く認知しているのに対し、図 5-10 では工程・設計対策や廃棄物処理などの取り組みの寄与度が高い。工程・設計対策はクリーナープロダクション的手法であり、加工組立型では製造プロセスの効率化で一定の効果が期待できるが、基礎素材型では触媒の利用や精錬・鋳造によって製品製造を行うため、製造工程を効率化するためには技術革新が必要となる。また、環境パフォーマンスの構成指標も、生活関連型・基礎素材型では廃水・排ガス対策がメインとなっているのに対して、加工組立型では CO₂ 削減が最も大きいことから、2 つの業種では組織と環境パフォーマンスが表す意味は異なっていると言える。

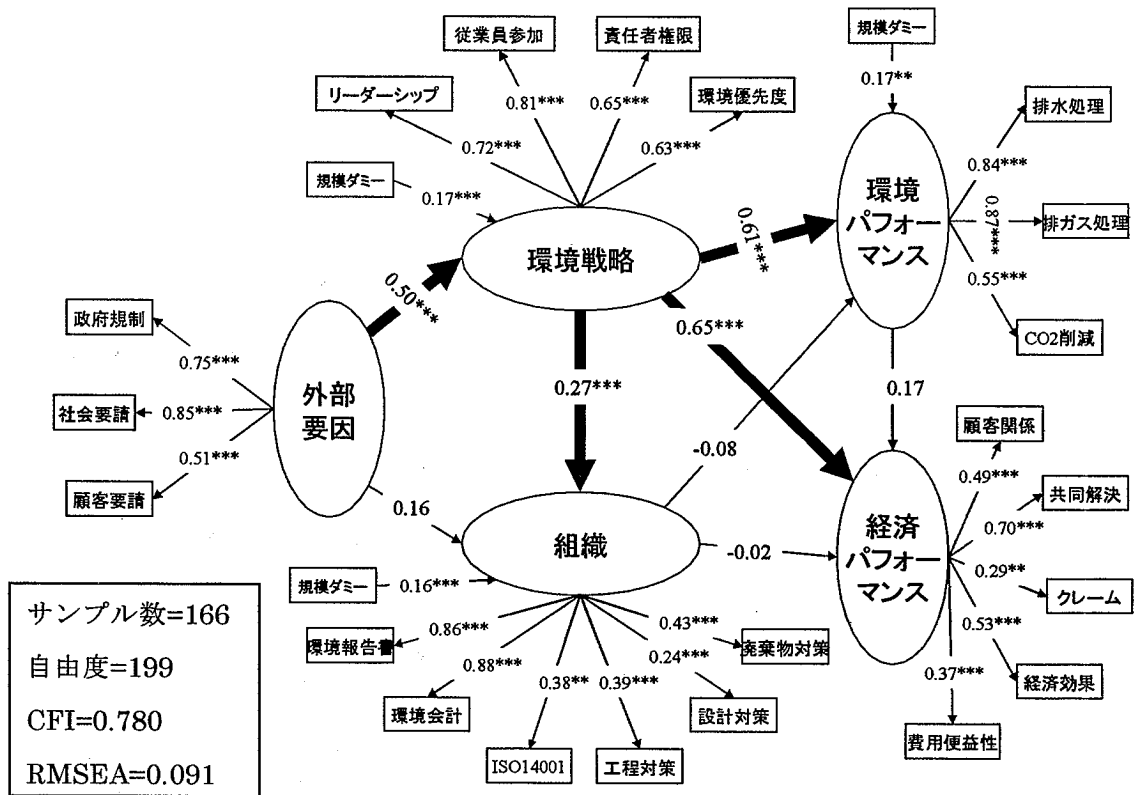


図 5-9 生活関連型及び基礎素材型の分析結果
(出典) 著者作成

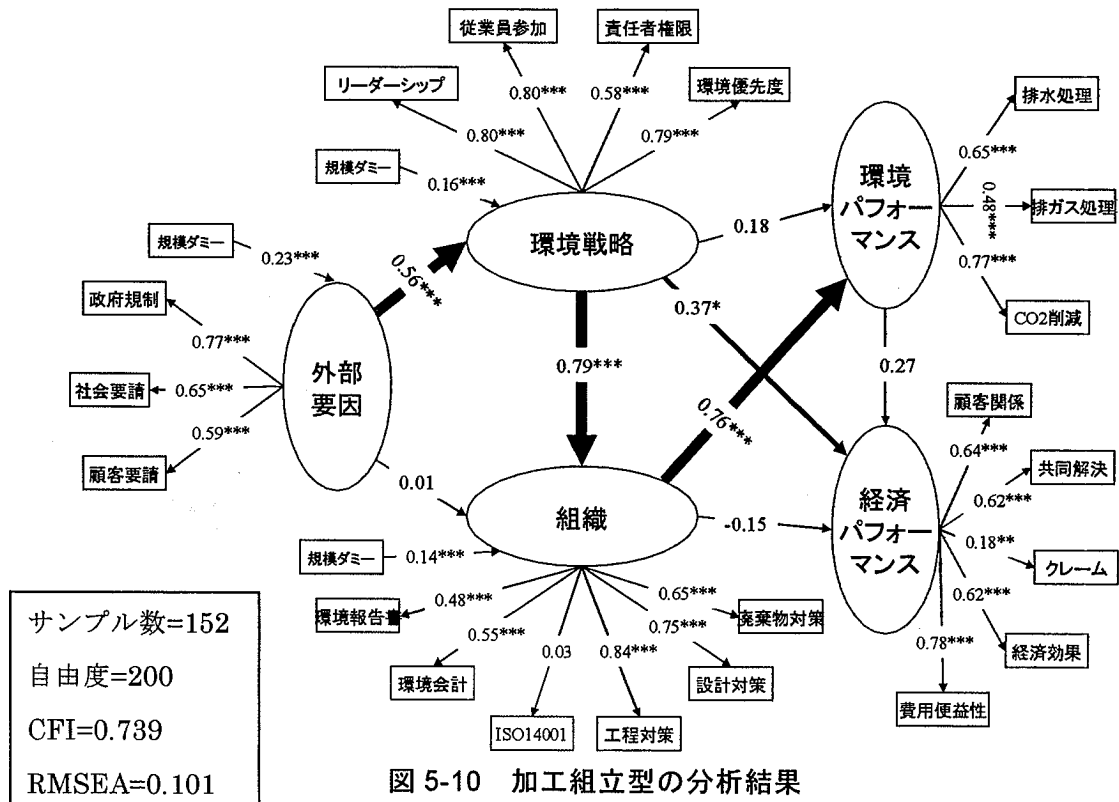


図 5-10 加工組立型の分析結果
(出典) 著者作成

5-4. まとめ

本研究は国内製造業企業を対象に、環境パフォーマンスと経済パフォーマンスの関係の成立する仕組みを、資源ベース論を用いながら環境戦略・組織特性の要因によって説明を行った。分析結果より、一連の因果関係プロセスとして、環境規制や市場要請等の外部要因が環境戦略に作用し、環境取り組み強めて環境パフォーマンスの向上が達成され、最終的には経済パフォーマンスを改善させるという関係が明らかとなり、環境と経済を両立させるメカニズムの一部を明らかにすることができた。この因果関係メカニズムを明らかにしたことは、持続的な社会の構築に向けた企業の環境行動を促進する政策の展開について理論的な裏付けを与える。主な結論を下記にまとめる。

1. 組織の構成指標である工程対策、設計対策、廃棄物処理、ISO14001、環境報告書、環境会計と、環境パフォーマンスの構成指標である廃水処理、排ガス処理、CO₂対策では、企業規模が上昇するにつれて認知指標が上昇する傾向にあるため、規模に関して経路依存的であると推測される。
2. 環境取り組みを積極的に行う企業のすべてが費用を上回るほどの経済的便益を環境経営から得ることは出来ていないが、環境経営から得られる便益が費用を上回っている企業では、他の企業に比べて積極的に環境への取り組みを行っている。
3. 得られた共分散構造分析結果すべてで、外部要因から環境戦略、環境戦略から組織への影響が正で有意に効いていることから、国内製造業の企業では政府・社会・顧客からの要請を環境戦略で知覚し、明確な目標や方針を策定することで組織体制や環境保全取り組みへと反映していると言える。
4. パフォーマンス指標に経済学的アプローチを適用した分析結果から、企業は知覚した外部要因を環境戦略の策定に反映させ、その戦略を元に組織を構築することで効率的な生産を行い、最終的には業界内で先進的なパフォーマンスを達成するという因果関係性が示された。
5. 認知指標でパフォーマンス評価を行った分析結果では、環境パフォーマンスから経済パフォーマンスへの影響は、サンプル全体と規模別の分析結果では有意な正の関係が見られたが、一方で業種別の分析結果では有意性は得られなかった。従って、業種が混在している製造業全体としては環境と経済の両立可能性を得ることが出来たが、その一方で、同一業種内においてはかならずしも環境パフォーマンスが高い企業が、高い経済パフォーマンスを達成しているとは言えないことを示唆している。

参考文献

- 1) Schaltegger, S., Synnøstvedt, T. (2002). "The link between 'green' and economic success: environmental management as the crucial trigger between environmental and economic performance." *Journal of Environmental Management* 65: 339-346.
- 2) Porter, M. (1991). "America's green strategy." *Scientific American* 264(4): 168.
- 3) Freedman, M. and Jaggi, B. (1992). "An investigation of the long-run relationship between pollution performance and economic performance: The case of pulp and paper firms." *Critical Perspectives on Accounting*, 3: 315-336.
- 4) Hart, S.L. and Ahuja, G. (1996). "Does it pay to be green? An empirical examination of the relationship between emission reduction and firm performance." *Business Strategy and the Environment* 5(1): 30-37.
- 5) Russo, M.V. and Fouts, P.A. (1997). "A resource-based perspective on corporate environmental performance and profitability" *Academy of Management Journal* 40(3): 534-559.
- 6) Al-Tuwaijri, S.A., Christensen, T.E. and Hughes, K.E. (2004). "The relations among environmental disclosure, environmental performance, and economic performance: a simultaneous equations approach." *Accounting, Organizations and Society* 29: 447-471.
- 7) Wagner, M., Phu, N.V., Azomahou, T. and Wehrmeyer, W. (2002). "The relationship between the environmental and economic performance of firms: and empirical analysis of the European paper industry." *Corporate Social Responsibility and Environmental Management* 9(3): 133-146.
- 8) 金原達夫, 藤井秀道 (2008). 『日本企業における環境行動のメカニズム』, 環境科学会誌 21(3): 253-259.
- 9) UNCTAD (United Nations Conference on Trade and Development) (1993). "Environmental management in transnational corporations, research on the benchmark corporate environmental survey." United Nations, New York.
- 10) Elkington J. (1994). "Towards the sustainable corporation: win-win-win business strategies for sustainable development." *California Management Review* 36(2): 90-100.
- 11) Crosbie, L. and Knight, K. (1995). "Strategy for Sustainable Business." McGraw-Hill: London.
- 12) Vermaak, H. (1995). "Strategieen creeren voor groen. Concurren." *Holland/Belgium Management Review* 45: 80-87.
- 13) Ehrenfeld, J. R. (1998). "The challenge of sustainability: cultural structure and corporate decision-making, in better environmental decision-making.", edited by K. Sexton, Marcus, A., Easter, K.W. and Burkhardt, T. Washington, DC. Island Press.
- 14) Lee, S.Y. and Rhee, S.K. (2005). "From end-of-pipe technology towards pollution preventive approach: The evolution of corporate environmentalism in Korea." *Journal of Cleaner Production* 13: 387-395.
- 15) Kolk, A. and Mauser, A. (2002). "The evolution of environmental management: From stage models to performance evaluation." *Business Strategy and the Environment*. 11: 14-31.

- 16) Wernerfelt, B. (1984). "A resource-based view of the firm." *Strategic Management Journal* 5: 171-180.
- 17) Mori, M. (2008). "Environmental pollution and bio-politics: The epistemological constitution in Japan's 1960s." *Geoforum* 39: 1466-1479.
- 18) Jasch, C. (2006). "How to perform an environmental cost assessment in one day," *Journal of Cleaner Production* 14: 1194-1213.
- 20) Porter, M.E. and Linde, C.v.d. (1995). "Green and competitive: Ending the stalemate." *Harvard Business Review*, 73(5): 120-134.
- 21) 金原達夫, 藤井秀道, 金子慎治 (2007). 『日本企業における環境行動と経済・環境パフォーマンスの関係-ポーター仮説の検証-』, 広島大学大学院国際協力研究科国際協力研究誌 13(1): 29-37.
- 22) Glavic, P. and Lukman, R. (2007). "Review of sustainability terms and their definitions." *Journal of Cleaner Production* 15: 1875-1885.
- 23) Erkmann, S. (1997). "Industrial ecology: an historical view." *Journal of Cleaner Production* 5(1-2): 1-10.
- 24) 金原達夫, 金子慎治 (2006). 『環境経営の分析』, 白桃書房.
- 25) Jöreskog, K. G. (1973). "A general method for estimating a linear structural equation system. In *Structural equation models in the social sciences*" edited by A. S. Goldberger & Duncan: 85-112. Seminar Press: New York.
- 26) 朝野照彦, 鈴木督久, 小島隆矢 (2005) 『入門共分散構造分析の実際』, 講談社.
- 27) 総務省統計局 (2002). 『日本標準産業分類』, 総務省.
- 28) 吉澤正 (2003). 『ISO14000 入門』, 日経文庫.
- 29) Shrivastava, P. (1995). "Environmental technologies and competitive advantage." *Strategic Management Journal* 16: 183-200.
- 30) Florida, R. (1996). "Lean and green: The move to environmentally conscious manufacturing." *California Management Review* 39(1): 80-105.

Ⅲ 貴社の取引関係についてお尋ねいたします。当てはまる数字を○で囲んでください。

	全く無い	1	2	3	4	5	6	非該当
(1) 納入企業に環境対策取り組みで支援している	1	2	3	4	5	6		
(2) 納入企業に環境技術の改善を支援している	1	2	3	4	5	6		
(3) 納入企業による ISO14001 取得を支援している	1	2	3	4	5	6		
(4) 顧客または取引先との取引関係は安定している	1	2	3	4	5	6		
(5) 顧客と共同で問題解決に取り組む姿勢が強い	1	2	3	4	5	6		
(6) 顧客からのクレーム数が多い	1	2	3	4	5	6		

Ⅳ 貴社の環境への取り組みについてお尋ねいたします。当てはまる数字を○で囲んでください。

	全く無い	1	2	3	4	5	6	非該当
(1) 地域社会の環境保全活動に貢献している	1	2	3	4	5	6		
(2) 製造工程での環境対策に取り組んでいる	1	2	3	4	5	6		
(3) 環境志向の製品設計・開発を行っている	1	2	3	4	5	6		
(4) 廃棄物の再利用・再資源化に取り組んでいる	1	2	3	4	5	6		
(5) 生産性の向上を重視している	1	2	3	4	5	6		
(6) 利益増大を重視している	1	2	3	4	5	6		
(7) 環境負荷の削減を重視している	1	2	3	4	5	6		
(8) 従業員に対する環境教育・研修を行っている	1	2	3	4	5	6		
(9) 従業員の仕事上の事故はほとんどない	1	2	3	4	5	6		
(10) 環境への取り組みは一定の経済効果が得られている	1	2	3	4	5	6		
(11) 環境への取り組みは経済効果が費用を上回っている	1	2	3	4	5	6		
(12) 廃水処理対策に積極的にとり組んでいる	1	2	3	4	5	6		
(13) 大気汚染対策に積極的にとり組んでいる	1	2	3	4	5	6		
(14) CO ₂ 排出削減に積極的である	1	2	3	4	5	6		
(15) 環境対策を進める上で予算が制約となっている	1	2	3	4	5	6		
(16) 環境対策を進める上で技術者不足が制約となっている	1	2	3	4	5	6		
(17) 環境対策を進める上で技術力不足が制約となっている	1	2	3	4	5	6		
(18) 環境対策を進める上で経営理解が制約となっている	1	2	3	4	5	6		
(19) 環境対策を進める上で法的規制が制約となっている	1	2	3	4	5	6		
(20) 環境対策を進める上で横断的な協力関係の不足が制約	1	2	3	4	5	6		

第6章 結論

本研究では、企業の環境保全取り組みの評価・構造・費用に対して、経済学的アプローチと経営学的アプローチの2つの視点から検証を試みた。経済学的アプローチでは、環境パフォーマンスの包括的な評価手法の開発、環境保全取り組み費用が経済効率性に与える影響の評価方法の構築、異なる生産規模・環境保全技術水準を持つ企業群に対して効果的な環境投資を行うための優先順位を決定する分析フレームの作成を行った。さらに各方法論に実データを適用した実証分析を行い、その有効性を明らかにした。経営学的アプローチでは、途上国企業に環境経営を導入するインセンティブを提示するための実践的かつ説得力のある説明を行なうために、企業の内部要因である環境経営戦略や組織体制に重点を置き、環境への取り組みがどのような因果構造メカニズムによって経済的パフォーマンスを改善させているかを、国内製造業企業を対象とした分析によって明らかにした。

以下に第2章から第5章の結論についてまとめる。

第2章では環境パフォーマンスを計る代表的な指標として多くの企業の環境報告書やCSR報告書で採用されている環境効率に着目し、その特性と問題点を整理したうえでData Envelopment Analysis (DEA)と Inverted DEAを適用することにより、各企業にとって最適な環境経営戦略の提示や包括的な視野からのトップランナーの特定が可能な環境パフォーマンス評価方法の構築を行った。得られた結論を下記に記す。

1. DEAによる複数指標を用いた統合環境効率指標を利用することにより、消費者や株主に企業の環境パフォーマンスの全体像がより分かりやすく示すことが可能である。
2. DEAと Inverted DEAの分析結果より、業界内での自社のポジショニングが特定可能となり、非効率な企業にとっては自社と他社の違いを明確にすることによって、将来的な環境経営の意思決定で、参考にすることができる。

第3章では、企業の環境への取り組みについて Directional Distance Function(DDF)による環境汚染物を考慮した生産性分析を適用し、企業が経済効率を圧迫することなく環境負荷削減を達成しているかどうかについて特定可能な分析フレームの構築を行った。結論を下記に記す。

3. DDFを用いた分析フレームにより、企業が経済性を圧迫せずに環境保全取り組みを達成しているかの特定を行うことが可能である。この分析フレームは、今後施行を予定している国内版 Reach や国内外における環境汚染物質の排出規制が、異なる業種特性

を持つ製造業企業にどのような経済的インパクトを与えているかを評価するのに有用である。

第4章では、異なる生産規模や生産技術水準を持つ複数の企業において、限られた投資予算に対して最大の効果が得られるような配分を導き出す分析フレームの構築を行った。また、企業データを得ることが先進国に比べて難しいとされる途上国企業に対して適用可能な分析とその有効性についても検証を行った。得られた結論を下記に記す。

4. DDFを用いることで限界削減費用と削減ポテンシャルが推計可能であり、これらは予算配分の優先順位を設定する目安になる。DDFを用いたアプローチでは大規模なデータセットを必要としないため、特にデータを得ることが困難と予想される途上国企業に対して有効であると考えられる。

第5章では、国内製造業企業において、環境取り組みが外部圧力や環境パフォーマンスと経済パフォーマンスにどのように関係しているのかを明確にするとともに、環境と経済を両立させるメカニズムの一部を明らかにすることができた。さらに、環境への取り組みが長期的には経済パフォーマンスを改善させるという仮説を実証したことで、途上国企業に対してより実践的で説得力のある説明が可能となり、持続可能な社会の構築に向けて途上国企業の環境取り組みを促進させる理論的な裏付けが得られた。主な結論を下記に記す。

5. パフォーマンス指標に経済学的アプローチを適用した場合には、企業は知覚した外部要因を環境戦略の策定に反映させ、その戦略を元に組織を構築することで効率的な生産を行い、最終的には業界内で先進的なパフォーマンスを達成するという因果関係性が示された。
6. パフォーマンス指標に認知指標を適用した場合には、業種が混在している国内製造業全体としては、環境と経済の両立可能性を得ることが出来たが業種別での分析結果では同様の結果を得ることが出来なかった。この結果は、同一業種内においてはかならずしも環境パフォーマンスが高い企業が、高い経済パフォーマンスを達成していると結論付けることは出来ない。
7. パフォーマンス評価に経済学的アプローチを用いたモデルと認知指標を用いたモデルの分析結果すべてで、外部要因から環境戦略、環境戦略から組織への影響が正で有意に効いていることから、国内製造業の企業では政府・社会・顧客からの要請を環境戦略で知覚し、明確な目標や方針を策定することで組織体制や環境保全取り組みへと反映していると言える。

謝辞

本論文は広島大学大学院国際協力研究科開発科学専攻開発政策コースにおいて、著者が行ってきた研究成果をまとめたものであり、その過程において数多くの方々のご支援を賜りました。ここにその方々への感謝を申し上げます。

本研究を進めるにあたり、広島大学准教授、金子慎治博士には修士・博士課程の合計5年間を指導教官としてご指導を賜りました。自分の至らなさのため多くの御迷惑と御心配をおかけしましたが金子先生は真に暖かく見守ってくださりました。さらに私の研究を遂行するために、最新の研究設備や統計資料を取り揃えてくださるとともに、積極的に国内外の学会参加や調査などの貴重な機会を何度も与えていただきました。金子先生には指導教官としての御指導だけでなく、研究者としての自覚や研究に対する姿勢など様々な面で御指導頂きました。ここに深く感謝し、御礼申し上げます。

広島大学教授、金原達夫博士には、経営学の基礎が十分でない私に懇切丁寧に企業の経営戦略や組織体制などの考え方をご指導賜りました。広島大学准教授、市橋勝博士には、経済学における生産性の解釈及び歴史的な背景についてご指導いただき、本論文において参考にさせていただきました。ここに謹んで感謝の意を表します。

広島大学教授、藤原章正博士、法政大学教授、藤倉良博士には、御多忙にも関わらず、本論文の内容に関して、貴重な御意見・御指導を承りました。ここに、心より感謝致します。

本研究を取りまとめることができたのは、その他多くの方々のご指導のお陰であります。環境情報科学センター、川原博満主任研究員は著者からのPRTR制度や有害化学物質に関する質問に対して懇切丁寧に回答していただきました。また、横浜国立大学准教授、馬奈木俊介博士には本論文の主要な分析手法であるDEAについてご指導賜りました。滋賀大学准教授、田中勝也博士、広島大学助教、後藤大策博士には、研究の細部に渡り、ご助言を賜りました。ここに謹んで御礼申し上げます。

研究をともに育んだ当研究室所属の豊田知世さん、小松悟君は同じ博士課程学生として、互いに切磋琢磨することで、素晴らしい環境で研究を進めることができました。また、その他の学生諸君にも研究を通じて様々なコメント・アドバイスをいただき、さらに論文審査の準備などで大変お世話になりました。心より感謝致します。

最後になりましたが、遠くから勉学と生活を支えてくださり、私のわがままを許してくださった両親に感謝致します。

2009年3月 藤井 秀道