慶應義塾大学学術情報リポジトリ
Keio Associated Repository of Academic resouces

Title	中国鉄鋼業における修正された全要素生産性の測定
Sub Title	Estimating revised total factor productivity for China's iron and steel industry
Author	孟, 若燕(Ruoyan Meng)
Publisher	慶應義塾大学出版会
Publication year	2006
Jtitle	三田商学研究 (Mita business review). Vol.49, No.2 (2006. 6) ,p.207- 223
JaLC DOI	
Abstract	この研究は，環境汚染要素を考慮することにより，全要素生産性（TFP）測定について修正した一方法を提示したものである。従来の測定方法では，経済主体がコントロールできる範囲の要素のみ視野に入れ，外部性要因を取り扱ってこなかった。しかし，これらの外部性要因はしばしば重大な意味をもつ。この研究が対象としている鉄鋼業において，エネルギーの大量燃焼および各加工工程から発生する大気汚染物質の排出は外部性要素として無視できない。こうした問題意識のもとで，先進国で開発された方法論を用い，中国鉄鋼業のTFP の測定を修正した方法によって試みた。この新しいTFP の測定では，従来のTFP 測定式に，様々な大気汚染物質の排出による人や物，および自然環境に与える損失を負の産出として計上した。このためには，従来のTFP の推計のみならず，排出による損失の経済価値の推計も行わなければならない。この研究では，筆者自身のいくつかの研究結果を踏まえ，新たにTFP の成長率を測定し，次の結果をえた。1987年から2000年までの期間に，中国鉄鋼業の全要素生産性の年平均成長率は，従来の測定方法では - 0.78％である。一方，中国人の環境に対する所得弾力性が 1 の場合には，環境要素を考慮して修正したTFP 成長率は0.04％である。TFP 成長率がマイナスからプラスに転じ，従来の方法と比べて0.82ポイントも高い数値を示した。これは，この産業における大気汚染物質の排出低減によるものである。また，所得弾力性が低くなるほど両方法の測定結果の差は大きくなる。これは，人々の大気汚染のリスクを避けるための費用を支払う意思が変化し，環境政策の効果が変化することを示している。このように，環境問題の要素を考慮して生産性を測定することは，エネルギー集約的な産業，とりわけ重化学工業においては意義が大きい。また，環境政策の評価などにおいても意味のある方法であるといえよう。
Notes	唐木圀和教授退任記念号 中国経済特集
Genre	Journal Article
URL	https://koara.lib.keio.ac.jp/xoonips/modules/xoonips/detail.php?koara_id=AN00234698-20060600-0207

慶應義塾大学学術情報リポジトリ(KOARA)に掲載されているコンテンツの著作権は、それぞれの著作者、学会または出版社/発行者に帰属し、その権利は著作権法によって保護されています。引用にあたっては、著作権法を遵守してご利用ください。

The copyrights of content available on the KeiO Associated Repository of Academic resources (KOARA) belong to the respective authors, academic societies, or publishers/issuers, and these rights are protected by the Japanese Copyright Act. When quoting the content, please follow the Japanese copyright act.

三田商学研究
第49巻第2号
2006年 6 月

2006年 3 月31日掲載承認

中国鉄鋼業における修正された全要素生産性の測定*

孟　　若　燕

＜要　　約＞

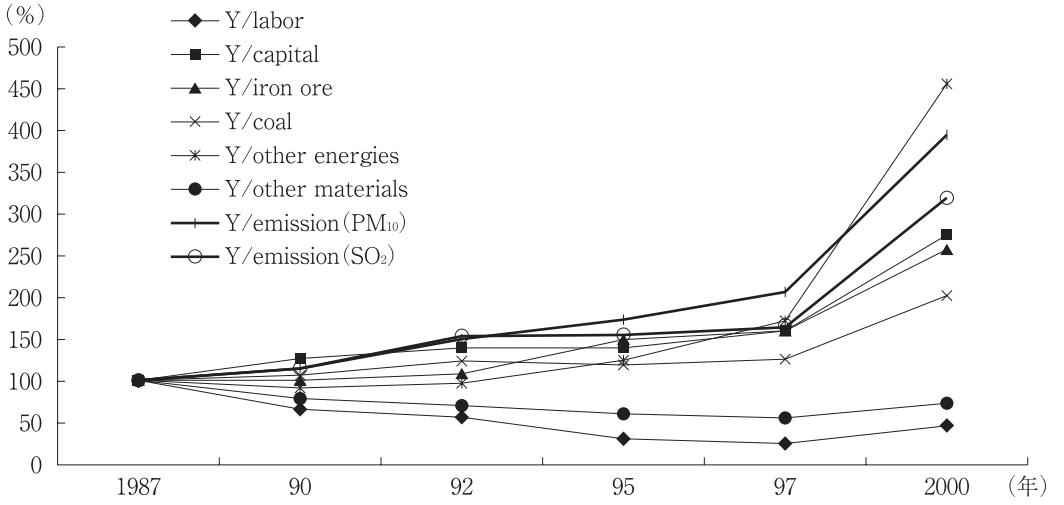
この研究は，環境汚染要素を考慮することにより，全要素生産性（TFP）測定について修正した一方法を提示したものである。従来の測定方法では，経済主体がコントロールできる範囲の要素のみ視野に入れ，外部性要因を取り扱ってこなかった。しかし，これらの外部性要因はしばしば重大な意味をもつ。この研究が対象としている鉄鋼業において，エネルギーの大量燃焼および各加工工程から発生する大気汚染物質の排出は外部性要素として無視できない。こうした問題意識のもとで，先進国で開発された方法論を用い，中国鉄鋼業のTFPの測定を修正した方法によって試みた。この新しいTFPの測定では，従来のTFP測定式に，様々な大気汚染物質の排出による人や物，および自然環境に与える損失を負の産出として計上した。このためには，従来のTFPの推計のみならず，排出による損失の経済価値の推計も行わなければならない。この研究では，筆者自身のいくつかの研究結果を踏まえ，新たにTFPの成長率を測定し，次の結果をえた。1987年から2000年までの期間に，中国鉄鋼業の全要素生産性の年平均成長率は，従来の測定方法では－0.78％である。一方，中国人の環境に対する所得弾力性が1の場合には，環境要素を考慮して修正したTFP成長率は0.04％である。TFP成長率がマイナスからプラスに転じ，従来の方法と比べて0.82ポイントも高い数値を示した。これは，この産業における大気汚染物質の排出低減によるものである。また，所得弾力性が低くなるほど両方法の測定結果の差は大きくなる。これは，人々の大気汚染のリスクを避けるための費用を支払う意思が変化し，環境政策の効果が変化することを示している。このように，環境問題の要素を考慮して生産性を測定することは，エネルギー集約的な産業，とりわけ重化学工業においては意義が大きい。また，環境政策の評価などにおいても意味のある方法であるといえよう。

＜キーワード＞

大気汚染，環境問題，全要素生産性，中国経済，鉄鋼業，環境政策

＊　この研究に際して，櫻本光先生（慶應義塾大学），Dale W. Jorgenson（Professor, Harvard University），Mun S. Ho（Fellow, Harvard University），Chris P. Nielsen（Exactive Director, China Project, Harvard University Center for Environment），Jing Cao（Ph.D. Candidate, Harvard University），Yuxuan Wang（Post Doctor, Harvard University），Xiaoqi Guo（Ph.D. Candidate, Ohio University）諸氏から大切なアドバイスを頂いた。ここで，お礼を申し上げたい。但し，すべて誤りは筆者の責任にある。なお，慶應義塾大学から頂いた貴重な留学資金と留学期間に対しても感謝の気持ちを表したい。

図１　中国鉄鋼業の部分生産性インデックス



注）Y：アウトプット。
出所）筆者の計算による。

Ⅰ．問題意識

よく知られているように，全要素生産性成長率は広い意味での技術進歩を反映しうる重要な指標である。一般的には，従来，全要素生産性の変化の測定は，市場に反映される産出と生産のための投入に基づき行われてきた。しかし，従来の全要素生産性の測定方法は，生産過程における産出や投入の外部性要素を無視している。言い換えれば，従来の測定方法は，経済主体がコントロールできる範囲内の要素のみを視野に入れ，外部性要因を一切取り扱ってこなかったといえる。特に，鉄鋼業のような重化学産業の場合，生産過程において発生する外部性要因はしばしば環境破壊的な効果をもつ。したがって，以下で述べるように，こうした環境破壊効果を無視して計測された生産性には問題があると指摘されている。

中国鉄鋼業の場合，他の産業と同様，1978年末から始まった一連の経済制度の改革が，産業における設備更新を加速し，技術革新を促してきた。また，1980年代から1990年代にかけて，大気保護法や水保護法，固体物質保護法およびほかの環境にかかわる法律や制度などが徐々に整備され，その結果，大気汚染物質（air pollutant）の排出（emission）は相当改善されたものとみられる。図１は1987年から2000年にかけての粗鋼生産における部分要素生産性を示すものである。ここには，大気汚染物質の単位あたりの排出に対応する産出も示しておいた。この図によって明らかなように，トンあたりの大気粉塵（PM_{10}，通常粒径10μm 以下の微小な大気粉塵）に対する粗鋼産出，トンあたりの SO_2 排出に対する粗鋼産出，およびトンあたりエネルギー消費に対する粗鋼産出は，いずれもほかの投入要素より速く上昇している。この期間に，比較的上昇した資本生産性や石炭消費の効率（トン当たり石炭に対する粗鋼産出）の変化は微小なものでしかなかった。

このことから，従来の全要素生産性の測定では，効率改善における重要な要素を見逃してしまう可能性があり，つまり，これらの要素を考慮に入れればより高い生産性にシフトする可能性があると思われる。

1970年代以降，先進国における環境に関する規制によってもたされた生産性に対する影響について広く研究されてきた。しかし，大多数の研究はコスト面に焦点を合わせ，汚染低減のための支出がいかに産業の生産性に影響を及ぼすかということに関心は集中していた。コスト面からの研究は，よく指摘されるように，必然的に以下のような結論を導く。つまり，環境保護措置は生産性に与える負の効果が大きい（Repetto, et al., 1996）。Repetto によると，汚染低減規制は企業の生産過程の合理化，とりわけ，汚染排出の削減を促すものである。このため，汚染低減設備の新規導入あるいは設備の改善が必要となる。したがって，この段階では，環境技術を含む設備更新は生産性を上昇させずもっぱらコストの上昇をもたらす。Denison（1979）は，1972年から1979年におけるアメリカの私有部門の生産性を研究し，この期間における労働生産性上昇が減速した原因として，その16％は環境規制によって説明できると結論づけている。Christainsen and Haveman（1981）は，1972年から1975年におけるアメリカの製造業の生産性の低下は，8～12％が環境規制によるものであったと指摘した。Norsworthy et al.（1979）は，同じ期間を対象として，アメリカにおいて労働生産性低下の原因のうち，12％が環境低減コストの発生によって説明されるとしている。Conrad and Morrison（1989）は，アメリカ，カナダ，西ドイツにおける汚染低減投資による生産性の変化について研究した。この研究では，汚染低減投資の影響を二つに分けている。一つは，汚染低減設備の導入による直接効果であり，もう一つは，生産過程における投入の変化による生産性の変化そのものであり，いわゆる間接効果である。全体の効果として，測定の対象としたすべての産業において，全要素生産性は環境規制によって平均的に0.08～0.24％低下したと結論している。その後，同じくアメリカ製造業に関して，Barbera and MeConnell（1990）は，汚染低減設備の購入や新しい設備にあわせるための投入の組み合わせの変化などによる影響を計測した。このグループは，生産性の平均上昇率を比較し，生産性低下の10～30％が汚染低減設備の導入効果に帰することができるとしている。

最近の研究では，Palmer, Oates and Portney et al.（1995）の，環境と生産性の関係に社会的便益の要素を取り入れた研究がある。この研究によれば，厳しい環境措置は汚染物質の排出企業にとって明らかに非常に不利である。また，Joshi（1995）は，1979～88年のアメリカの鉄鋼業を取り上げ，環境対策のための１ドルの追加支出は７～12ドルの限界費用を引き上げるとした。Robinson（1995）はアメリカの445の製造業における環境保護ための支出が生産性成長率にもたらす効果を計測した。このグループの研究は，環境支出は生産性に対して負の効果を引き起こすという同様の結論を導いており，また，「過去の規制によって生産性を低下させたコストは，将来的には環境政策にマイナスの影響を及ぼすのでは」と指摘している。Gray and Shadbegian（1995）は，環境に関する支出のなかで，新規の資本投資よりも，環境規制によって必要とされる操業費用の増加が如何に生産性に影響するかについて研究した。研究の対象となった産業は，紙・パルプ，石油，鉄鋼といった重化学産業であり，彼らによれば，これら三つの産業において，

生産性の上昇率は年間２％低下したという。

一方，近年において，一部の研究では環境規制は本当に企業の効率低下に結びつくのかという疑問を提起しはじめた。例えば，Porter and Linde（1995）は，静態的な立場に立つなら，環境規制は確かに生産性を悪化させる可能性がある。なぜなら，技術，産品，生産過程およびニーズがほとんど固定されるからである。しかし同時に，彼らは，厳しい環境保護政策は実際には技術革新や企業家精神および競争力の向上に貢献しうると考えていた。Berman and Bui（2001）は，大気汚染に関する規制が，アメリカ南部に立地する石油精製会社の生産性に与えた影響について研究した。彼らの研究は，当該地域の環境規制は数多くの投資を引き起こしたが，これらの石油精製会社の生産性への「波及効果（transitory effect）」はみられないと指摘した。Volkman（2003）は，生産性と環境規制の関係に関連する先行研究を概括したうえで，相関関数や移動平均を用い規制と生産性の関係について回帰分析を行った。氏の研究によれば，１％の環境投資は0.29％の生産性低下をもたらしたという。逆に，労働生産性に関しては，１％の環境投資は0.38％の生産性上昇に結びつくという。この研究は，環境規制による労働投入の増加は生産性に対してポジティブの効果をもち，逆に，資本投入の増加はマイナス効果をもつことを明らかにしたのである。

Repettoは，これまでの研究についてさらに新たな視点を提示した。彼は，初期の研究も最近の研究も，生産過程の産出と投入に関して不完全な定義に基づいているとする。最近の研究は環境規制のポジティブな効果を多少示しているが，従来の考え方と同様に，市場を通しての産出と投入のほかは考えていない。しかし，実際には，企業は，様々な投入を使い，市場財を生産するのみでなく，非市場財としての副産物をも「生産」するはずである。つまり，生産において投入を産出に転換する際，一部は市場で販売され，価値を付加した産出となり，他方で一部を有害物として排出することになる。従来，全要素生産性は産出の成長率と全投入の成長率の差として測定されてきたが，社会の損失をも含む「すべての産出までは考慮していない」欠点があるという。

さらに，Repettoは，従来の測定方法は生産活動における汚染物排出を削減したことを無視していると主張する。したがって，従来の方法で測定された生産性指標は明らかに経済効率改善を過小評価することになる。それは，単に投入の効率だけでなく，環境汚染削減の効果も反映できないというのである。（詳細については，文末の付記を参照されたい。）

Repettoの「環境生産性，なぜそれは重要なのか」（1990）は，環境全要素生産性の測定において汚染物質削減の効果を取り入れたはじめての試みであった。研究対象としたのは電力産業であり，非市場財も取り込み，いわゆる広義の生産性を測定した。彼の研究結果によれば，「典型的な五百メガワット火力発電所は，年間35億キロワット時の電力を生産するだけではない。生産過程で出される５万トン硫酸ガスのうち，二酸化硫黄５千トンと煤塵５千トンが排出される。……同様に，投入された石炭に含まれる炭素はすべて燃焼され，主に二酸化炭素として排出される」。この研究では，様々な汚染物質の排出要素係数を求め，さらに環境保護局（U.S. Environmental Protection Agency, EPA）による損失評価を利用している。一方，従来の全要素生産の測定に必要な労働・資本・原材料のデータは，Jorgenson, Gollop and Fraumini（1990）らが開発

した方法に基づいて計算されている。Repetto の方法論については次節でさらに詳しく検討することとし，ここでは，この研究から導き出した結論を要約しておく。Repetto は次のように考えている。まず，環境汚染削減のために使った技術はコストをともなうものとはいえ，結局のところ，生産性の改善にも貢献する。次に，環境要素を如何にして市場メカニズムの中に取り入れるかについては，考え方や方法論はまだ不完全なものではあるが，こうした要素を考慮することは重要である。さらに，環境要素を取り入れた生産性の計算に当たっては，データベースの整備が不可欠であり，一部の重化学産業においてはさらに重要である。最後に，実用性の面において，行政指導のもとで環境に対する損失の市場価格での評価についてより詳しい考察が必要である。

II．方法論

一般的に，従来の全要素生産性は次のような生産関数によって導かれることが多い。

$$(1)\quad Y=A(T)F(X_s)$$

ただし，Y は実質アウトプット，$A(T)$ は t 年の技術条件，X_s は各々の実質インプット，s は労働，資本，主要原材料（鉄鉱石），主要エネルギー（石炭とコーク），その他エネルギー（原油，天然ガス），その他中間投入のことである。製品市場と投入財市場がともに完全競争の場合は，規模に関する収穫が一定で，また全要素生産性のディビジア成長率は以下のように測定できる。

$$(2)\quad \frac{\dot{A}}{A}=\frac{\dot{Y}}{Y}-\sum \nu_s\frac{\dot{X}_s}{X_s},$$

と

$$(3)\quad \frac{\dot{Y}}{Y}=\frac{d\ln Y}{dT}$$

$$(4)\quad \frac{\dot{X}_s}{X_s}=\frac{d\ln X}{dT}$$

$$(5)\quad \frac{\dot{A}}{A}=\frac{\partial\ln Y}{\partial T}$$

$$(6)\quad \nu_s=\frac{P_sX_s}{qY}$$

ただし，ν_s は投入財 s が産出額に占めるシェアであり，P_s は当該投入財の価格，また q は産出の価格である。式（2）と（6）から，全要素生産性の成長率は産出の成長率と投入の成長率の差であり，投入係数はすべての投入財の成長率の加重平均として表れる。

そして，Repetto 等（1990，1997）の方法に従って「総産出」W を導入する。W は市場で取引される産出 Y と排出要素 E の和である。したがって，「総産出」W の成長率は次のように定義できる。

$$(7)\quad \frac{\dot{W}}{W}=\nu_y\frac{\dot{Y}}{Y}+\nu_e\frac{\dot{E}}{E}$$

ただし，ν_y は W に占める産出のウェイトで，ν_e は排出要素のウェイトである。式（7）で「総産出」の成長率は，産出と排出要素の加重平均である。しかし，通常，大気汚染物質の排出要素は物理単位で表すことが多いため，排出要素の価格とは何なのか，また，排出要素の価値とは何かが問題となる。

そこで，排出要素による損失という側面からこの問題を考えてみよう。大気汚染の排出要素は，主に排出によって引き起こされた損失とそれらの排出を抑えるためのコストという両面から接近されるべき問題である。その中で，排出によって引き起こされる損失を推測する方法はここ十数年間ますます関心を集めている。これは大気汚染物質の排出要素の経済価値を測定する方法の一つである。この方法はまた，環境対策において発生する経済的なコストに関する測定方法であるとも考えられる。しかし，ここでいうコストは，経済主体が実際に引き起こした環境破壊の価値，あるいは潜在的に引き起こそうとする環境破壊の価値とは別のものである（United Nation, 1993）。環境破壊による損失は排出要素の識別，排出要素量の計測，大気汚染濃度のシミュレーション，人体および他の物体が汚染物質にさらされる際のそれらの汚染物質の吸収量の測定，汚染物質の吸収により人体および他の物体が受けた影響の測定，およびこれらの物量単位で表された影響の経済価値の評価といったいくつかの段階によって行われる（Wang et al., 1994）。その中で，汚染物質による人体および他の物体に対する経済効果の測定は，主に損失の市場価格（Market value method）と支払い意思（Willingness-to-pay method, または Contingent valuation）との二つの方法で行われる。特に，支払い意思法は，環境破壊の防止にどれほどのコストを支払うかという人々の判断に基づいて行われるものであり，真の意味での経済コストを反映するだけでなく，人間の価値判断を取り入れるという意味ももっている（孟，ドラフト c）。

ここで，こうした汚染物質による損失の経済価値をもって，排出要素の経済価値に当てはめることができる。そして，その汚染物質による損失の経済価値の限界値（Marginal damage value）は排出要素の価格と考えられる[1)]。損失の経済価値を用いて，W を以下のように定義することができる。

$$(8)\quad W=Y+D$$

$$(9)\quad D=\sum m_k E_k$$

ただし，D は前述した排出要素の経済価値である。D は一種の負の産出であり，マイナス値である。m は排出要素である各汚染物質の限界価値であり，$k=PM_{10}, SO_2$ である。そして，式（7）にあった二つのウェイトは次のように示される。

$$(10)\quad \nu_y=\frac{Y}{W}$$

1） 排出要素の価格および経済価値の解釈および定義について，Ho, Mun（Fellow, Kennedy School of Government, Harvard University）and Jing, Cao（Ph.D. Candidate, Kennedy School of Government, Harvard University）に負うところが大きい。しかし，すべての責任は著者にある。

$$(11)\quad \nu_e=\frac{D}{W}$$

この場合，排出は経済的なベネフィットというより一種の経済的コストであると考えられるので，ν_e はマイナス値である。よって，

$$(12)\quad \begin{aligned}\frac{\dot{A}^*}{A^*}&=\nu_y\frac{\dot{Y}}{Y}+\nu_e\frac{\dot{E}}{E}-\sum\nu_s\frac{\dot{X}_s}{X_s}\\&=\frac{\dot{A}}{A}+\nu_e\frac{\dot{E}}{E}-\frac{\dot{Y}}{Y}\end{aligned}$$

ただし，$\frac{\dot{A}^*}{A^*}$ は修正した方法による TFP の成長率であり，またグリーン TFP とも呼ばれる。式（12）において，第 2 の等号の右側は，従来の全要素生産性の成長率に追加項目を一つプラスした形をとっている。この追加項目は，排出要素の成長率とアウトプットの成長率の差と等しく，この差として定義される。排出要素のウェイトはマイナスとなっているので，排出要素の成長率がアウトプットの成長率に比べ小さい限り，新たな方法による生産性成長率は従来の生産性成長率より上昇することになる。また，アウトプットの成長率が上昇あるいは横ばいの場合，いかなる形であれ排出要素の成長率の低下は，新たな測定においてより高い水準の生産性成長率を導くことになる。このことは，排出要素を取り入れることにより修正された TFP の成長率は，排出が与える影響の変化を反映しうることを意味している。Repetto の言葉を使って言い換えれば，「修正された方法は以前の方法が見逃しかねない要素を確かに取り込むことになる。負の要素である破壊物質の改善状況を反映することによって，より大きいアウトプットの価値が得られる。」

III．データについて

以上のように，式（12）は修正された TFP 成長率の測定方法の一つを示している。したがって，次のデータが必要となる。第一に，従来の全要素生産性の成長率を測定する必要がある。第二に，汚染物質の排出に関する情報がいる。第三に，排出の価値，つまり，排出によるダメージの情報がなければならない。以下，この 3 種類のデータの構築について説明する。

1．従来の全要素生産性の成長率の測定

(2) 式によって，全要素生産性のディビジア成長率の測定を行った。測定のために，まず，産出の成長率，そして労働，資本，原材料，エネルギーなど各々のインプットの成長率を測らなければならない（詳細について，孟，ドラフト a を参照のこと）。対象とする期間は，都市改革が展開された直後の1987年から2000年までとし，さらに1987-90年，1990-92年，1992-95年，1995-97年，1997-2000年という 5 つの期間に分けた。測定の結果を表 1 に示す。

表 1 は，1987～2000年の中国鉄鋼業の産出，投入の各項目および全要素生産性の平均年成長率を表している。この期間，中国鉄鋼業の産出の年平均成長率は8.65％であった。その内訳をみると，改革が加速した90～92年，97～2000年の二つの期間で成長率がもっとも高く，その他の期間

表１　中国鉄鋼業の産出，投入および TFP 成長率

（%）

年	産出	鉄鉱石	石炭	その他エネルギー	その他中間投入	労働	資本	TFP
87-90	3.78	3.03	2.35	3.15	11.48	2.18	5.30	−4.20
90-92	6.43	5.90	3.03	3.00	11.90	1.37	2.30	−1.47
92-95	4.13	5.55	3.45	1.98	8.33	−0.83	4.00	−1.90
95-97	2.83	0.83	0.93	−1.03	4.37	6.63	7.23	−1.47
97-00	13.25	−4.70	1.68	−0.38	8.40	−10.10	1.10	7.48
87-00	8.65	2.74	3.22	1.92	12.43	−0.85	5.40	−0.24

出所）筆者の計算による。

においては成長が落ちていた。なかでも，1995～97年において，期間全体に比べ1.3ポイント低くなっている。この期間には，労働と資本を除けば，ほかの投入財の成長も低くなっているが，結果的に要素生産性は前期より高くなっている。1997～2000年では，産出の成長率は13.25%に達した。それに対して，投入財の成長は顕著ではなく，そのため，7.48%という極めて高い要素生産性の成長をもたらした。測定結果から明らかなように，計測期間において鉄鋼業では，鉄鉱石とエネルギー（表中の石炭とその他のエネルギー）以外の中間投入の産出に対する貢献が最も大きかった。鉄鋼業の全要素生産性の年平均成長率は−0.24であった。これは，他の二つの研究においても類似した結果をとなっている。一つは，Ho と Jorgenson の測定であり，鉄鋼セクターにおける全要素生産性の年平均成長率は−1.03%と算出している。もう一つは Huang と Ren によるもので，全要素生産性の平均年成長率は−1.00%としている。しかし，各期間別に見ると，生産性の成長率はそれぞれ−4.20，−1.47，−1.90，−1.47，7.48と徐々に高くなっている。なかでは特に，1997年から2000年の期間において，労働投入をはじめ，資本投入，原材料投入の成長も低下しており，このため，高い全要素生産性の成長を遂げている。この期間における改革の加速が一因と考えられる。

２．大気汚染物質の排出データ

鉄鋼業の製造プロセスは，大まかに鉄鉱石による金属をつくるプリマリー生産と，インゴットの合金やスクラップの再利用による二次生産に分けることができる。さらに，プリマリー生産の中には，鉄の生産だけでなく非鉄の生産も含まれる。特にこのプリマリー生産においては，大量の粉塵（Total Suspended Particulates, TSP），二酸化硫黄（SO_2）および酸化窒素（NO_X）が発生する。排出に関する統計では鉄と非鉄を区分しておらず，非鉄までを含む合計としていることが多い。そのために，ここで使うデータは中国側が発表した非鉄も含むプリマリー生産の統計である。また，TSP と SO_2 の排出に関しては，通常，エネルギーをはじめ様々な投入物の燃焼による部分（Combustion）と，加工工程で発生する部分（Process）とに区分されている。中国のデータも，この二種類を区分し発表されている。

中国全体の大気汚染物質排出データと鉄鋼業の排出データは，いずれも China　Energy

表 2　中国鉄鋼業における TPS と SO_2排出

	TSP				SO_2			
年	燃焼	工程 (kton/ton 粗鋼)	合計	全国における鉄鋼のシェア (kton/ton 粗鋼)	燃焼	工程 (kton/ton 粗鋼)	合計	全国における鉄鋼のシェア (kton/ton 粗鋼)
1983	576	808	1,384	0.1462	448	236	684	0.0786
1984	531	831	1,362	0.1487	481	257	738	0.0832
1985	499	844	1,343	0.1481	504	273	776	0.0860
1986	515	923	1,439	0.1473	492	290	782	0.0909
1987	507	957	1,464	0.1405	480	301	781	0.0925
1988	508	990	1,498	0.1350	473	309	782	0.0934
1989	518	1,019	1,537	0.1305	455	310	765	0.0936
1990	488	1,029	1,516	0.1355	485	330	815	0.0983
1991	440	1,068	1,508	0.1174	496	349	845	0.1127
1992	516	1,030	1,546	0.1120	409	322	731	0.0952
1993	432	1,119	1,551	0.1224	415	375	790	0.1060
1994	423	999	1,422	0.1167	393	373	766	0.0996
1995	408	990	1,398	0.1133	440	400	840	0.1034
1996	364	988	1,353	0.1220	442	377	819	0.1094
1997	440	873	1,312	0.0997	465	412	878	0.1133
1998	354	951	1,305	0.0662	381	409	790	0.0940
1999	312	944	1,256	0.0721	386	327	714	0.0949
2000	290	853	1,143	0.0722	369	387	755	0.0885

出所）China Energy Datebook（Lawrence Berkeley National Laboratory and Energy Research Institute, 2002）。
但し，1983～1990年の数値は筆者の推計による。

Databook（Lawrence Berkeley National Laboratory and Energy Research Institute, 2002）に基づいて整理した。上記のデータブックは『中国環境統計年鑑』に基づき整理されたものだが，排出データがあるのは1991年から2000年までの期間だけである。本稿では試算の範囲を1987～2000年としているため，データのない期間については推計する必要がある。推計は，鉄鋼業における TSP と SO_2 の排出が，それぞれ鉄鉱石および燃料の燃焼によって発生するものと仮定した。

まず，大気汚染物質の排出については，汚染物質である TSP と SO_2 の単位排出量（トン当たり粗鋼生産による排出量）と鉄鉱石の単位消費量や燃料の単位消費量（トン当たり粗鋼生産における鉄鉱石や燃料消費量）と間にそれぞれ相関関係があると仮定する。 しかし，回帰分析の結果，二つの説明変数の間に多重共線性（multi-collinearity）としての特徴が表れているので，相関関係があることがわかる。この問題を解決する方法として，一つの説明変数を捨てることにした。推計は，燃焼と加工工程のそれぞれについて，また全国と鉄鋼業について行った。

表 2 は，1983～2000の TSP と SO_2 の排出量および鉄鋼業の排出が全国に占める割合を示す。まず，TSP についてみると，エネルギーなどの燃焼による排出は80年代前半からずっと減少傾

向にあったが，90年代以降は排出の減少率がさらに高かった。加工工程から発生する TSP は90年代前半までは上昇傾向にあり，その後は低減している。二つの排出を比較すると，生産過程から発生する TSP が 6 割～ 8 割を占める。中国の鉄鋼業においては生産過程から大量な粉塵が生じているのが一つの特徴であるといえる。また，この期間，鉄鋼生産が大いに増加したにもかかわらず，粉塵の排出量は低減したことを読み取ることができる。SO_2 の排出については，燃焼による部分は1983年から1991年までの期間には悪化したが，その後は改善されている。加工工程では燃焼による排出は量的には 3 割～ 5 割と少ないものの，改善の傾向はすぐには現れなかった（詳細について，孟，ドラフト b を参照のこと）。

3．汚染物質による損失の推計

前述したように，グリーン TFP の測定において，汚染物質の排出がマイナス的「産出」として計上される。そのために，当該セクターからの汚染物質の排出が与える損失を図る必要があり，また，この損失の経済価値を推計しなければならない。多くの研究から明らかにされたように，汚染物質による人間社会と自然環境に与える損失は，汚染が人々の健康に与える被害，建物や物の損失，農業生産のロス，自然資源の悪化，クリーニングコストの増加などが確かに見られる。しかしながら，こうした汚染による損失を一つ一つ推計するには膨大なデータ収集量があるのみでなく，データを集めるには常に実地の実験や長期間の観察を要することが多い。データ収集の際は，いうまでもなく，科学的な方法や知識がなくてはならない。一般的にいえば，学際的な合同研究調査がどうしても必要となってくる。以下で示すように，この研究では，こうした学際的な長期調査をなるべく避けるような統計的な手法を考えているのである。

一般的に，汚染物質の排出による人や物に与える損失を考える時，この損失は実は大気中の汚染物質の濃度（Concentration）と人口規模の大きさとの関連性が高いと思われる。人口規模については，人口規模の大きい地域ほど汚された空気を人間が吸い込む総量も大きくなり，そして，健康被害そのものも大きくなるはずである。人口規模のデータに関しては統計から拾うことができる。問題は大気の質のデータである。中国環境当局は大気の質に関して，TSP と SO_2 の大気中濃度を発表している。但し，この情報はあくまで地域別に計測されているが，産業別には計測されていない。そこで，本研究にとってはデータが得られない。また，こうした個別産業のデータがあったとしても，排出による損失が具体化されていない限り，この国の鉄鋼業の大気汚染による損失は推計できないわけである。実は，中国では大気汚染の排出の経済価値に関する研究はいくつかある。しかし，中国で行われた数少ない大気汚染の排出による損失の推計は，真の意味での経済価値を反映していないから利用することはできない。中国で行われた研究は，汚染排出による損失に関して，主に物や労働力などの市場価格で計算された。これに対して，前述したように，最近人々が汚染のもたらされるリスクを回避するためにどれだけ払うかという支払う意思に基づく計算方法がある。この研究は，こうしたアプローチにより近い方法を選ぶことにする（詳細について，孟，ドラフト c を参照のこと）。

そのために，本稿では，米国で行われた一連の研究結果を利用することにした。具体的にいえ

ば，汚染の損失が大気中の汚染物質濃度および人口との間のそれぞれの関係について回帰分析を行った。これは，よくいわゆる便益移転（Benefit transfer）という方法である。つまり，現存のある環境政策の便益についての推計を応用するという方法である。この方法には，長期にわたる膨大なフィールドワークによる観察を免れるというメリットがある。だが，現存の政策や研究対象はこれから応用する対象や政策の領域との間には大きな差が存在していないということが前提条件となる。しかし，現実では，米中間において大きな所得格差がある限り，人々の汚染を防止するための支払い意思は大きく異なるはずである。この推計においては，まず所得格差の調整を行う必要があるものとした。次に，所得の変化によって支払い意思も変化する，いわゆる所得弾力性の問題がある。この点に関連する研究は少なくないが，国連スタッフの報告では，発展途上国の人々が所得の向上に従って大気汚染のリスクを防止するための支払い意思の変化を反映する所得弾力性を１と提案している（Lvovsky et at. 1997）。この推計では，三つの所得弾力性を仮定し，それぞれについて中国の大気汚染による損失をシミュレーションした。（詳細に関しては，孟，ドラフトｃを参照のこと）。

表３・４は，PM_{10} および SO_2 の排出による限界損失（Marginal damage）および総値（Total damage）を三つのシナリオで示したものである[2)]。推計の結果では，中国の鉄鋼生産で発生した PM_{10} による様々な限界損失（排出の価格）は，2000年において5,043元から10,195元の間である。この差は所得弾性値の違いから生じるものである。一方，SO_2 による損失の限界価値は，4,241元から8,573元の範囲内にあり，PM_{10} より小さい。総値は価格に排出量を乗ずるという簡単な計算から得ることができる。PM_{10} と SO_2 の限界損失はいずれも1983～1998年の間に大きく上昇した。前述したように，この２種の汚染物質の排出量はこの期間中低減あるいは横ばいであり，限界損失の上昇は汚染物質濃度の増加あるいは都市人口の増加によるのものと推測できる。

Ⅳ．修正された TFP

上記のデータを用い，式（12）に当てはめることにより修正した TFP，いわゆるグリーン TFP を得られる。表５は推計の結果を示している。この結果から次のことを読み取れる。

まず，表５と表１を照らし合わせると，修正した TFP の成長率は各期間において従来の方法による TFP 成長率より高いことがわかる。これは，明らかに汚染物質排出の低減によるものである。1987～2000年の全期間において，従来の TFP 成長率では平均するとマイナスであった。しかし，排出量の低減を計測の中に反映することにより生産性の成長は明らかに高くなる。例えば，所得弾性値が1.0の場合，全期間における修正した TFP 成長率は0.04％となり，従来の－0.78より0.82ポイント上昇した。所得弾性値が異なれば，修正の効果は当然変化する。これは，人々が大気汚染のリスクを避けるための支払い意思が変化することを表すものである。

比較するため，表６では米国３部門における TFP を従来の方法および修正した方法により測

2）この試算では，TSP より PM_{10} のみ注目する。一般的に PM_{10} の排出量は TSP の54％とされている。（Ho and Jorgenso, 2006）

表 3　鉄鋼業における PM_{10} 排出による被害値

年	限界値			総値		
	所得弾性＝1.1（元）	所得弾性＝1.0（元）	所得弾性＝0.9（元）	所得弾性＝1.1（百万元）	所得弾性＝1.0（百万元）	所得弾性＝0.9（百万元）
1983	1,828	2,759	4,164	2,530	3,818	5,763
1984	1,965	2,950	4,427	2,676	4,017	6,030
1985	1,962	2,949	4,432	2,635	3,960	5,952
1986	1,973	2,971	4,474	2,838	4,274	6,436
1987	2,151	3,222	4,826	3,150	4,718	7,067
1988	2,535	3,748	5,540	3,797	5,613	8,297
1989	2,916	4,262	6,230	4,480	6,549	9,573
1990	3,313	4,792	6,931	5,023	7,265	10,509
1991	3,594	5,169	7,434	5,422	7,798	11,215
1992	3,621	5,212	7,502	5,214	7,505	10,802
1993	3,637	5,241	7,552	5,640	8,128	11,713
1994	4,643	6,554	9,251	6,603	9,320	13,155
1995	5,486	7,638	10,634	7,762	10,808	15,047
1996	5,925	8,216	11,393	8,014	11,113	15,410
1997	6,194	8,578	11,880	8,377	11,602	16,068
1998	5,644	7,904	11,069	7,788	10,907	15,275
1999	5,403	7,616	10,735	6,718	9,469	13,347
2000	5,043	7,171	10,195	5,765	8,197	11,655

注）計算は世界銀行リポートした PPP ベースで行われた。

定した結果を示したものである。大気汚染の影響を取り入れることにより，どの部門においても全要素生産性はマイナスからプラスに転じており，その差は大きい。3 部門のうち，電力業では修正した TFP 成長率が0.38％で，従来の方法による成長率に比べ1.13ポイント高く，測定方法による相違がもっとも顕著である。紙・パルプと農業では修正した TFP 成長率はそれぞれ0.37％と0.38％であり，従来の TFP 成長率より0.41ポイント，0.73ポイントと高くなっている。中国鉄鋼業についての測定結果を加味して考えると，業種により環境要素を取り入れた測定の効果は異なるものの，いずれにおいても重要な意味を持つことは否定できない。

以上，一つの試みとして大気汚染の排出効果の考慮した全要素生産性を測定した。様々な改善が必要であるが，次のような結論を得られることは確かであろう。

(1) 環境問題の要素を考慮して生産性を測定することは，エネルギー集約的な産業，とりわけ重化学工業において大きな意義をもつ。本稿で示した試算および他の先行研究によると，鉄鋼業の環境効果は電力と比べそれほど大きなものとはいえないが，0.8ポイントの差は十分に意味があると思われる。今回の試算において，従来の TFP 成長率はマイナスであったにもかかわらず，環境効果を考慮した場合には，TFP 成長率がプラスに転じたことを強調しておきたい。これは，TFP の測定そのものについても，一定の意味をもつことである。

表 4　鉄鋼業における SO_2 排出による被害値

年	限界値			総値		
	所得弾性＝1.1（元）	所得弾性＝1.0（元）	所得弾性＝0.9（元）	所得弾性＝1.1（百万元）	所得弾性＝1.0（百万元）	所得弾性＝0.9（百万元）
1983	1,560	2,355	3,554	1,068	1,612	2,432
1984	1,700	2,552	3,830	1,254	1,883	2,826
1985	1,709	2,569	3,861	1,327	1,995	2,998
1986	1,727	2,601	3,917	1,351	2,034	3,063
1987	1,878	2,814	4,214	1,466	2,196	3,290
1988	2,212	3,271	4,835	1,731	2,558	3,782
1989	2,533	3,702	5.412	1,938	2,833	4,141
1990	2,901	4,197	6,071	2,363	3,419	4,945
1991	3,187	4,583	6,591	2,691	3,871	5,567
1992	3,198	4,603	6,625	2,338	3,366	4,845
1993	3,253	4,678	6,755	2,571	3,704	5,338
1994	4,099	5,786	8,167	3,141	4,433	6,258
1995	4,906	6,830	9,510	4,121	5,738	7,988
1996	5,206	7,219	10,010	4,263	5,912	8,197
1997	5,562	7,703	10,669	4,883	6,762	9,365
1998	4,875	6,828	9,562	3,853	5,396	7,557
1999	4,533	6,389	9,006	3,236	4,561	6,429
2000	4,241	6,030	8,573	3,203	4,554	6,475

出所）筆者の計算による。

表 5　鉄鋼業の修正された TFP

年	修正された TFP		
	所得弾性＝1.1	所得弾性＝1.0	所得弾性＝0.9
1987-2000	−0.0485	0.0433	0.1821
1987-1990	−4.1294	−4.0914	−4.0338
1990-1992	−1.1799	−1.0489	−0.8533
1992-1995	−1.8225	−1.7886	−1.7391
1995-1997	−1.3265	−1.2698	−1.1882
1997-2000	9.5072	9.6869	9.9451

出所）筆者の計算による。

表 6　米国 3 セクターの全要素生産性成長率

（%）

セクター	年	従来通りの TFP	修正された TFP
電力	1970-79	−0.75	0.38
紙・パルプ	1979-91	−0.05	0.37
農業	1970-91	−0.35	0.38

出所）Repetto et al.（1997）

(2) 環境問題の要素を考慮して生産性を測定することは，環境政策を評価する上で大きな意義をもつ。先進国において，こうした方法論が提起されてきたのは，政府の環境政策の下で，企業をはじめとする様々経済活動に大きな変化が生じたことが背景としてあった。これらの政策は経済にどのような影響を与えるのかが重要なポイントとなったのである。中国では，70年代末頃からテイクオフした経済成長により，環境が一層悪化したことは誰の目にもはっきりと映っていた。そして，80年代から政府は徐々に環境政策を打ち出し，90年代に入ると環境関連の法規の整備を本格的に行うこととなった。このため，環境政策評価の一環として，生産性の面からの考察も不可欠であると考える。言うまでもなく，市場の不完全性が大きい経済においては，外部効果の測定は一層困難をともなうとしても，市場経済の深化につれてより精確に計測することが可能となるであろう。

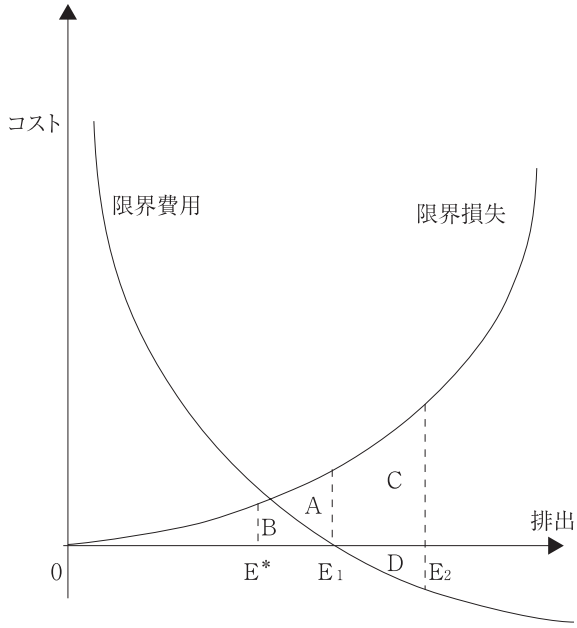
(3) 環境問題の要素を考慮して生産性を測定することは，持続的発展の観点からも重要である。修正した TFP はエネルギー効率の改善と汚染物質排出の低減の効果を重視している。この点において，発展途上国にとってさらに重要な意味をもっている。この修正した TFP を示すことにより，生産効率の向上や汚染物質の排出の削減などのための技術革新に力をいれるよう，企業にインセンティブを与えるであろうことは疑いない。

(4) 排出要素による損失という側面から接近することは意味が大きい。方法論の節で述べたように，環境問題の要素を考慮して生産性を測定する場合，大気汚染の排出要素は主に排出によって引き起こされる損失とそれらの排出を抑えるためのコストという両面から接近すべき問題である。Goodstein (2005) が指摘するように，「一部の人々は環境政策が生産性の低下に貢献するものだと非難している。一方，他の人々は，汚染のコントロールは企業に新しくしかも安価な生産技術の導入によって生産性の向上に貢献すると考えている。我々の見るところ，この論争は決着していない。しかし，環境規制の生産性に与える影響は，ポジティブであれネガティブであれ，環境保護のための本当の意味のコストとして決定することが重要である。」損失に基づく排出価値の測定は，真の意味での環境保護の便益を反映する意味をもっている。

(5) 最後に，中国において環境効果を測定するためのデータの整備が必要である。

中国環境保護局 (SEPA) は業種別に各汚染物質の排出に関する時系列データを発表する必要がある。SEPA はすでに1991年以来の20業種について粒状汚染物質と二酸化硫黄の排出データを公表しているが，完全なものとはいえない。一つの問題として，中国では，工業企業，とりわけ郷鎮企業は急速に成長しているが，SEPA はこれらの企業のデータの収集等が不充分であり，経済の変化に対応できていない。汚染物質の濃度に関しては，SEPA は粒状汚染物質や二酸化硫黄，酸化窒素および一酸化炭素のデータを公表しているが，重大な欠損が存在している。また，中国の経済発展につれて，SEPA はこうした学際的な研究に必要な資金および他の条件を提供することが求められる。例えば，オゾン層の侵食による農業の減産に与える諸影響を測定するためには膨大な資金と長期間のデータ収集が不可欠であり，SEPA はさらに力を入れて取り組む必要があるといえよう。

図A　環境保護の効率



付記：環境保護の効率と生産性の測定

図Aは完全競争市場における営利企業の行動パターンを提示している。図の二つの曲線はそれぞれ汚染損失のコストと汚染抑制のコストの異なるレベルを表する。限界損失曲線（MD）は最後の一単位の損失の経済価値を表しており，市場で取引される財やサービスと共に市場で取引されない損失も含んでいる。限界費用曲線（MAC）は企業における最後の一単位の汚染を排除するためのコストを示す。この二つの曲線の交叉する点は排出削減において最も効率のよい状態を表す。それは，限界損失と限界費用が等しくなる状態である。排出のより高いレベルでは，汚染排出削減の限界コストは限界損失より低いため，最後の一単位のコストを減らせば効率はよくなる。逆に，排出レベルが低減しすぎると，小さな損失に対して多くの費用を負担することとなり，採算に合わなくなる。

従来の全要素生産性の測定方法は，明らかにこの評価の基準を無視してきたといえる。ある企業の汚染排出レベルが E_2 にあると想定してみよう。従来の生産性測定では，もしこの企業が排出を E_2 から E_1 に減らすと，トータルの費用は減少し生産性はD分だけ改善する。しかし，これだけでは真の意味で効率を改善したとはいえない。なぜならば，この考え方では，排出の低減による環境の損失の減少分Cを無視しているからである。

さらに，この企業は排出を E_1 から E^* に引き続き減らそうとすると想定してみよう。従来の測定では，この排出削減によって企業の収入は増加しないが，環境支出の増大によって生産性が

B分だけ低下することなる。しかし，こうした伝統的な考え方は，環境損失が環境支出を超過していることを無視している。したがって，A分だけの効率改善を見逃すことになってしまう。このため，Repettoなどは従来の生産性指標は誤った結論を導く可能性があると主張している。なぜなら，生産性測定結果の低い数値は，環境保護政策の実施による経済効率の確かな改善分を評価していないからである。

参 考 文 献

1）Banzhaf, H. S., Desvousges, W. H. and Johnson, F. R., "Assessing the externalities of electricity generation in the Midwest." *Resource and Energy Economis*, 18, 1996, pp.395-421.

2）Barbera, A. J. and McConnell, V. D., "The impact of environmental regulations on industry productivity: direct and indirect effects," *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.18, pp.50-65.

3）Berman, Ele and Bui, T. M., "Environmental regulation and productivity: evidence from oil refineries," *The Review of Economics and Statistics*, Vol.83 (3), 2001, pp.498-510.

4）Christiansen, G. B. and Haveman, R. H., "The contribution of environmental regulations to the slowdown in productivity growth," *Journal of Environmental Economics and Management*, 8 (4), 1981, pp.381-90.

5）Conrad, K. and Morrison, C. J., "The impact of pollution abatement investment on productivity change: an empirical comparison of the U. S., Germany and Canada," *Southern Economic Journal*, Vol.55, No. 3, 1989, pp.684-98.

6）Denison, E. F., *Accounting for Slower Economic Growth: The US in the 1970s*, Washington D.C.: Brookings Institution, 1979

7）European Comission, *Externalities of fuel cycles, Report No. 2 — methodology, European Commission*, DG XII, Science Research and Development, JOULE EUR 16521 EN. 1995.

8）Fare, R., Grosskopf, S., and Pasurka C. A., "Accounting for air pollution emissions in measures of state manufacturing productivity growth," *Journal of Regional Science*, Vol.41, No. 3, 2001, pp.381-409.

9）Goodstein, E. S., *Economics and the Environment*, 4th edition, Wiley., 2005.

10）Gray, Wayne B., Shadbegian, R. J., "Pollution abatement costs, regulation, and plant-level productivity." *NBER Working Paper*, No W4994, 1995.

11）Ho, M. S. and Jorgenson, D. W. "Sector allocation of emissions and damage," *Clearing the Air: Assessing the Health and Economic Damages of Air Pollution*, MIT Press, forthcoming.

12）Jorgenson, D. W. and Fraumeni, B., "Productivity and U. S. economic growth: 1979-1885," *Journal of Productivity Analysis*.

13）Jorgenson, D. W. and Wilcoxen, P. J., "Environmental regulation and U.S. economic growth," *Rand Journal of Economics*, Vol.21, No. 2, 1990, Summer.

14）Koomey, J., *Comparative analysis of monetary estimates of external environmental costs associated with combustion of fossil fuels*, prepared for U. S. Department of Energy. Contract No. DE-AC03-76SF00098, 1990.

15）Koomey, J. and Krause, F., *Introduction to Environmental Externality Costs*. CRC Press, Inc., 1997.

16）Kopp, Raymond J., et al., Implications of Environmental Policy for U.S. Agriculture: the Case of Ambient Ozone Standards, *Journal of Environmental Management*, 20, 1985, pp.321-31.

17）Krewitt, W. T., Heck, A. T. and Friedrich, R., "Environmental damage costs from fossil electricity generation in Germany and Europe," *Energy Policy*, 27, 1999, pp.173-83.

18）Lawrence Berkeley National Laboratory and Energy Research Institute, *China Energy Databook*, 2002.

19）Lvovsky, K. et al., *Environmental Costs of Fossil Fuels — a rapid assessment method with application to six cities*, World Bank Paper, No. 78, 2000.

20）Matthews, H. S. and Lave, L. B., "Applications of environmental valuation for determining externality costs," *Environmental Science and Techonology*, 34, 2000, pp.1390-5.

21）Mcelroty, M. B., "Industrial growth: air pollution, and environmental damage: complex challenges for

China," *Energizing China: reconciling environmental protection and economic growth*, Harvard University Committee on Environment, 1998.
22) Miller, T. R., "Variations between countries in values of statistical life," *Journal of Transportation Economics and Policy*, Vol.34, Part 2, 2000, pp.169-88.
23) Nestor, D. V. and Pasurka, C. A., *Productivity measurement with undesirable output: a distance function approach*, Economic Analysis and Research Branch, OPPE, U.S. Environmental Research Agency, 1989.
24) Norsworthy J. R., Harper, M. J. and Kunze, K., "The slowdown in productivity growth: analysis of some of contributing factors," *Brookings Papers on Economic Activity*, Vol.2, 1979, pp.387-421.
25) Oak Ridge National Laboratory and Resources For the Future, *U.S.-EC Cycle Study: Background Document to the Approach and Issues*, prepared for The U.S. Department of Energy And The Commission pf the European communities, 1992.
26) Ottinger, R.L., et al., *Environmental Costs of Electricity*, prepared for New York State Energy Research and Development Authority. Oceana Publications, Inc., 1990.
27) Palmer, K., Oates, W. E., and Portney, P. R., "Tightening environmental standards: the benefit-cost or the no-cost paradigm?" *Journal of Economic Perspectives*, Vol.94, 1995, pp.119-32.
28) Porter, M. E. and Linde, C. van der, "Toward a new conception of the environment — competitiveness relationship," *Journal of Economic Perspectives*, Vol.9, 1995, pp.97-118.
29) Reich, P. B., et al., "Reduction in the soybean yield after exposure to ozone and sulfur dioxide using a linear gradient exposure technique," *Water, Air, and Soil Pollution*, 17, pp.29-36, 1982.
30) Repetto, R., "Environmental productivity and why it is so important,",*Challenge*, Vol.33, No. 5, 1990.
31) Repetto, R., Rothman, D., Faeth, P. and Sustin, D., *Has Environmental Protection Really Reduced Productivity Growth?* Washington D.C.: World Resources Institute, 1996.
32) Schleisner, L., *Review of Externality Valuation*, Roskilde, Denmark: Riso National Laboratory, 1998.
33) Smil, V., *Environmental Problems in China: Estimates of Economic Costs*, Honolulu, Hawaii, the United States: East-West Center, 1996.
34) Telle, K. and Larsson, J., "Do environmental regulations hamper productivity growth? How accounting for improvement of firms' environmental performance can change the conclusion," discussion papers No. 374, Statistics Norway, 2004.
35) United Nations, *Integrated Environmental and Economic Accounting*. Series F, No 61. 1993.
36) U.S. Census Bureau, Statistical Abstract of the United States: 2004-2005, The National Databook, 124th edition.
37) U.S. Environmental Protection Agency, *Guidelines for Preparing Economic Analysis*. 2000.
38) Wang, M. Q. and Santini, D. J., *Estimation of monetary values of air pollutant in various U. S. areas*, paper to be submitted to the 74th annual transportation research board meeting, 1994.
39) Weber, W. and Domazlincky, B., "Productivity growth and pollution in state manufacturing," *Review of Economics and Statistics*, Vol.83, 2001, pp.195-9.
40) World Bank, *Clear Water, Blue Skies: China's Environment in the New Century*, 1997.
41) 過孝民「中国環境汚染経済損失的評估」『中国環境科学』第10巻第１号（1990）
42)『中国統計年鑑』2002.
43)『中国環境統計年鑑』2002.
44) 孟若燕「中国鉄鋼業の全要素生産性の測定」，ドラフト a.
45) 孟若燕「中国鉄鋼業の大気汚染物質の排出による健康被害」，ドラフト b.
46) 孟若燕「中国鉄鋼業の大気汚染物質の排出による損失の測定」，ドラフト c.