

■ 研究論文 ■

日本と中国における二酸化炭素と二酸化硫黄の同時削減を目指した共同実施のモデル分析

A Model Analysis of Joint Implementation to Reduce both CO₂ and SO₂ Emissions between Japan and China

島崎 洋一*・秋澤 淳**・柏木 孝夫***

Yoichi Shimazaki Atsushi Akisawa Takao Kashiwagi

(原稿受付1997年5月28日, 受理日10月14日)

Abstract

It is necessary for Japan to support the development of desulfurization policies of China to solve global and local environmental problems. This study proposes "double joint implementation" to reduce both CO₂ and SO₂ emissions at the same time. The purpose of this study is to investigate the consequences for both countries' energy economies following double joint implementation between Japan and China. A dynamic optimization model is developed to estimate the effects of Japanese investments in China for carbon dioxide recovery-disposal and emission desulfurization technologies.

The simulation results suggest that double joint implementation can effectively mitigate the damage caused by SO₂ emissions because joint implementation itself can reduce SO₂ emissions e.g. by switching to fuels. However, China might not be willing to accept restrictions on SO₂ emissions. This study also examines whether China will be able to maintain high growth rates in the case of joint implementation under the CO₂ and SO₂ restriction. The analysis shows that increasing the upper limit of investment from Japan to China can enhance the economy of the both nations. The effect of nuclear power installation on economical performance is also investigated for the both nations.

1. はじめに

近年、中国では、急速な工業化に伴いエネルギー消費が増加の一途をたどっている。特に、エネルギー源の大半を占める石炭の利用は、大量のCO₂とSO₂を大気へ放出する。その結果、短期的観点からSO₂排出による酸性雨問題が、長期的観点からCO₂排出による気候変動問題が懸念されている。現在、地球環境問題の解決手段として、共同実施 (Joint Implementation) が注目されている。ここでいう共同実施とは、気候変動枠組み条約で取り決めた温室効果ガスの抑制目標を達成するために、特定の国が他国に金融的・技術的援助を提供し、両国の協力により努力する手段のことである¹⁾。先進国と発展途上国において温室効果ガスの排出抑制を目的とした共同実施が考えられている。

日本と中国において、CO₂とSO₂の2つの環境負荷を低減させることは、地球環境・地域環境の両面から

必要である。そこで、本研究では、CO₂とSO₂の同時削減を目指した日本と中国におけるダブル共同実施²⁾を想定し、中国のSO₂排出抑制に対するわが国の協力のあり方を検討することを目的としている。本研究の特徴は、エネルギー経済モデルを用いて、CO₂とSO₂の同時削減をモデル化したところにある。従来、ヨーロッパにおけるSO₂の排出削減を目標とした共同実施の研究例³⁾はあるが、このような同時削減の観点から国レベルのシミュレーション解析は行われていない。

以下では、ダブル共同実施の提案について述べ、開発したモデルの定式化、計算ケース、シナリオを示す。そして、最適化計算による結果を明示した後、CO₂とSO₂を同時に削減するダブル共同実施の有効性を両国における原子力発電の動向も含め評価し、わが国の協力のあり方について結論をまとめる。

2. ダブル共同実施の提案

1997年12月に京都で開催された気候変動枠組み条約第3回締約国会議 (COP III : Conference of the Parties) では、共同実施が主要な議題となった⁴⁾。共同実施がこのように期待される理由は、経済合理性

* 東京農工大学大学院工学研究科機械システム工学専攻

** " 工学部機械システム工学科助教授

*** " " 教授

および実効性にある。これは、共同実施の発想が国間でエネルギー効率に差異があり、目標達成に向けての手段とその費用について格差のあることを前提としており、国間で協力し進めた方が合理的であることに起因する。さらに、共同実施は発展途上国への技術移転の突破口として期待されている。その反面、先進国が排出削減の努力を怠る批判もされており、共同実施を行う場合、対象国の状況を充分見極めることはいうまでもない。

実際、中国では、公害問題の克服、快適環境の追求、地球環境問題の対応といった、わが国が約40年かけて順番に経験してきた政策課題を短期間に同時に組みまなければならない状況に直面している⁵⁾。両国がより効率的に局地的な大気汚染対策と地球規模の気候変動対策を進めることを目標として、本研究ではCO₂とSO₂を同時に抑制するダブル共同実施を提案し、その効果を検討する。

3. ダブル共同実施モデルの開発

本研究で用いたエネルギー経済モデルは、スタンフォード大学のManneと米国電力研究所のRichelsが共同開発したGlobal 2100⁶⁾に改良を加えたものである。このモデルは、非線形の動的最適化タイプであり、図-1に示すようにエネルギーの需給バランスとミックスの決定メカニズムを表したエネルギーモデル(ETA)と経済成長とエネルギー消費の関係を表した経済モデル(MACRO)により構成されている。

エネルギーの種類として、石炭、石油、天然ガスの枯渇性エネルギーと原子力、さらに、バックストップ技術として、再生可能エネルギーを含む。また、生産関数は(1)式に示すように労働、資本、電力、非電力エネルギーを生産要素とする入れ子型CES (a nested Constant Elasticity of Substitution) 関数を用いている。そして、各期間ごとのすべての需要と供給が均衡し、(2)式に示すような消費の現在価値

(UTILITY)を最大化するように投資やエネルギーミックスが決定される構造になっている。

$$Y_{N,t} = \left\{ a(KN_t)^{\rho\alpha} (LN_t)^{\rho(1-\alpha)} + b(EN_t)^{\rho\beta} (NN_t)^{\rho(1-\beta)} \right\}^{\frac{1}{\rho}} \quad (1)$$

$$UTILITY = \sum_{t=1}^T \frac{\log C_t}{(1+r)^t} \quad (2)$$

Global 2100では、地球環境影響物質として、CO₂しか取り扱っていない。そこで、本解析では、SO₂に関する分析⁷⁾を行うために新たなモジュールを追加している。図-1の中で、破線に囲まれた3つの部分が主な改良点である。

日本と中国の共同実施モデルを開発するにあたり日本から中国への投資移転を考慮する必要がある。図-2に示すように投資は日本から中国への一方向とし、排煙脱硫装置と排煙脱炭装置に限定した。消費、投資、エネルギーコストの産業間支払額から構成される各国の総生産の方程式を(3)、(4)式のように設定した。

日本 総生産の方程式

$$Y_{J,t} = C_{J,t} + I_{J,t} + EC_{J,t} + IE_{J,t} + IA_{J,t} + IE_{JC,t} \quad (3)$$

中国 総生産の方程式

$$Y_{C,t} = C_{C,t} + I_{C,t} + EC_{C,t} + IE_{C,t} + IA_{C,t} \quad (4)$$

各国の脱硫投資と脱炭投資および投資移転に基づき、(5)~(8)式に示すような資本が形成される。年間の排煙脱硫投資移転は過去の日本における脱硫投資の最大値を上限とする。排煙脱炭投資移転に関しては、過去の日本における脱硫投資とGDPの比の最大値を投資上限とした。それぞれの投資制約を(9)、(10)式に示す。

日本 排煙脱硫資本形成

$$KE_{J,t+1} = KE_{J,t}(1-d) + IE_{J,t+1} \quad (5)$$

排煙脱炭資本形成

$$KA_{J,t+1} = KA_{J,t}(1-d) + IA_{J,t+1} \quad (6)$$

中国 排煙脱硫資本形成

$$KE_{C,t+1} = KE_{C,t}(1-d) + IE_{C,t+1} + IE_{JC,t+1} \quad (7)$$

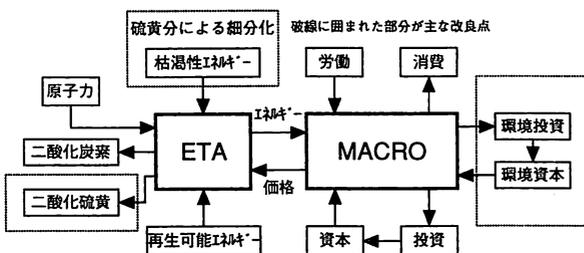


図-1 Global 2100 モデルの基本構造と改良点⁷⁾

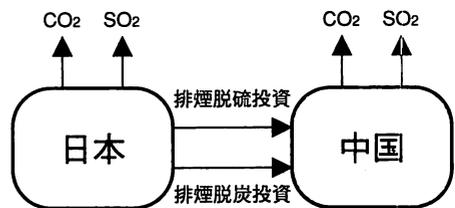


図-2 日本と中国のダブル共同実施モデルの概要

排煙脱炭資本形成

$$KA_{C,t+1} = KA_{C,t}(1-d) + IA_{C,t+1} + IA_{JC,t+1} \quad (8)$$

排煙脱炭資本形成

$$IE_{JC,t} \leq IE_{Jmax} \quad (9)$$

排煙脱炭資本形成

$$IA_{J,t} + IA_{JC,t} = (C_{J,t} + I_{J,t}) \left(\frac{IE_J}{GDP_J} \right)_{max} \quad (10)$$

(11) 式に示すように日本と中国の目的関数UTILITYの総和を最大化するように共同実施を表現した。

両国 目的関数

$$UTILITY = UTILITY_J + UTILITY_C \rightarrow Max. \quad (11)$$

そして、(12), (13)式に示すように両国併せてCO₂とSO₂の排出制約を与える構造とした。

両国 CO₂排出量

$$CO_{J,t} + CO_{C,t} \leq CO_{limit,J} \quad (12)$$

両国 SO₂排出量

$$SO_{J,t} + SO_{C,t} \leq SO_{limit,J} \quad (13)$$

(記号) YN: 新ヴィンテージ生産, KN: 新ヴィンテージの資本投入, LN: 新ヴィンテージの労働投入, EN: 新ヴィンテージの電力投入, LN: 新ヴィンテージの非電力エネルギー投入, : 代替率, : 資本分配率, : 電力分配率, a: 係数, b: 係数, Y: 総生産, C: 消費, I: 投資, EC: エネルギーコスト, IE: 排煙脱炭投資, IA: 排煙脱炭投資, KE: 排煙脱炭資本, KA: 排煙脱炭資本, CO: CO₂排出量, SO: SO₂排出量, r: 割引率, d: 減価償却率

(添字) J: 日本, C: 中国, JC: 技術移転, t: 時点, T: 期間 (10年刻み), limit: 制約値, max: 最大値

4. ダブル共同実施モデルの計算条件

対象期間は、1990年を基準年とし、10年刻みで2050年までの6期間とした。表1に設定した主な入力条件およびパラメータ^{7), 8)}を示す。表2と表3に電力供給と非電力エネルギー供給に対するパラメータ^{6), 7)}を示す。ここで、原子力発電について、Global 2100では原子力発電所による電力量をあらかじめシナリオとして外生的に与えている。本解析では、はじめにGlobal 2100のシナリオに基づき計算を行い、後に設定を変更し感度分析を行う。表4に原子力発電の基準シナリオ⁹⁾を後に感度分析に用いる推進シナリオ^{9), 10)}と併せて示す。表5に日本と中国における共同実施モデルに関して今回想定した5つの計算ケースを示す。CO₂排出量に関する制約シナリオはGlobal 2100の安定化シナリオ⁹⁾を参照し、以下のように設定した。

日本: 2000年まで、1990年レベルで安定化し、2010年以降、20%削減

表1 設定した主な入力条件およびパラメータ⁷⁾

パラメータ	日本	中国
基準年のGDP初期値 [兆\$]	2.94	0.37
資本・GDP比率の初期値 [年]	2.30	3.50
減価償却率 [%/年]	5.89	2.89
資本分配率 [-]	0.25	0.28
電力分配率 [-]	0.33	0.33
資本・労働間およびエネルギー・労働間の代替弾力性 [-]	0.40	0.30
エネルギー利用効率の改善度 [%/年] (1990~1999年)	0.72	0.87
(2000~2029年)	0.67	0.85
(2030~2049年)	0.51	0.94
潜在成長率 [%/年] (1990~1999年)	3.70	4.55
(2000~2019年)	2.73	4.38
(2020~2049年)	2.22	3.43
割引率 [%/年] (1990~1999年)	1.28	0.56
(2000~2019年)	2.25	0.73
(2020~2049年)	2.76	1.68
排煙脱炭コスト [\$/\$SO ₂]	1000	1000
排煙脱炭コスト [\$/\$CO ₂] ⁸⁾	136	96

表2 電力供給に対するパラメータ⁶⁾

分類	記号	電力供給	コスト[mills/kWh]	
			日本	中国
石油	OIL-R	既設の石油火力発電	4.3	3.4
	COAL-R	既設の石炭火力発電	23.2	26.1
石炭	COAL-N	新設の石炭火力発電	54.0	46.0
	GAS-R	既設の天然ガス火力発電	3.2	2.6
天然ガス	GAS-N	新設の天然ガス火力発電	13.7	13.1
	原子力	NUC-R	既設の原子力発電	20.6
HYDRO		水力・地熱発電	2.6	45.0
再生可能	ADV-LC	新設の高コスト発電	50.0	50.0
	ADV-HC	新設の低コスト発電	75.0	75.0

表3 非電力エネルギー供給に対するパラメータ⁶⁾

分類	記号	非電力エネルギー供給	コスト[\$/GJ]		
			日本	中国	
石油	OIL-MXHS	石油取引量(高硫黄分) ⁷⁾	3.25~7.05		
	OIL-MXMS	石油取引量(中硫黄分) ⁷⁾	3.26~7.06		
	OIL-MXLS	石油取引量(低硫黄分) ⁷⁾	3.30~7.10		
	OIL-LC	低コスト生産石油	2.0	2.0	
	OIL-HC	高コスト生産石油	3.0	3.0	
石炭	CLDU	石炭直接利用	3.0	2.0	
	天然ガス	GAS-MX	天然ガス取引量	3.48~16.23	
		GAS-LC	低コスト生産天然ガス	1.5	1.5
GAS-HC		高コスト生産天然ガス	3.0	3.0	
再生可能	RNEW	再生可能燃料注1)	6.0	6.0	
	SYNF	合成燃料	8.3	8.3	
	NE-BAK	バックストップ技術注2)	16.7	16.7	

注1) 低コスト再生可能エネルギー、例えばバイオマスから製造するエタノール
 注2) 高コスト再生可能エネルギー、例えば太陽電池と電気分解から製造する水素

表4 日本と中国の原子力発電のシナリオ [TWh]

計算時点		1990	2000	2010	2020	2030	2040	2050
基準シナリオ ⁹⁾	日本	202	202	202	101	-	-	-
	中国	-	-	-	-	-	-	-
推進シナリオ ^{9), 10)}	日本	202	310	480	625	832	1021	1243
	中国	-	131	263	394	526	526	526

中国: 2010年以降、1990年水準の1.5倍の排出を認めるが、その後は安定化

SO₂排出量に関する制約シナリオは、以下のように設定した。

表5 日本と中国の共同実施モデルの計算ケース

	炭素制約	硫黄制約注4)	技術移転
自然体ケース	×	×	×
炭素制約ケース注3)	○	×	×
ダブル制約ケース注3)	○	○	×
共同実施ケース	○	×	○
ダブル共同実施ケース	○	○	○

注3) 各国が単独で排出制約

注4) 日本の硫黄制約は全ケースに適用

日本：1990年レベルで安定化
 中国：2000年まで、1990年レベルで安定化し、2020年までに1人当たりの排出量を現在の日本並現状に留意し、日本のSO₂排出量に関する制約シナリオは全てのケースに適用することにした。また、排煙脱炭装置の導入に関しては、2010年以降、実用化されるものと仮定した⁹⁾。エネルギー利用効率から考えて、日本より中国の方がCO₂を削減しやすいのは周知の事実である。そこで、両国の1990年におけるエネルギー消費量に対するCO₂排出量の比をとり、中国における排煙脱炭コストは、日本の0.7倍とした。

5. ダブル共同実施モデルの計算結果

図-3は、各計算ケースの自然体ケースに対する目的関数UTILITYの損失を両国併せて示したものである。日本と中国が共同実施を行った場合、両国が単独で対策を行う炭素制約ケースと比較し、日本のUTILITYの損失は大きくなるが、中国のUTILITYの回復が日本の損失より上回るため両国のUTILITYの総和で考えると損失は小さくなる。このように単独で対策を行う場合より共同実施を行った方が経済的に良いことがわかった。続いて、炭素制約ケースとダブル制約ケースにおけるUTILITYの損失の差と、共同実施ケースとダブル共同実施ケースにおけるUTILITYの損失の差を比較した場合、後者の方が小さくなる。これは、図-4に示すようにCO₂の排出制約がSO₂の排出低減に寄与していることに起因する。すなわち、SO₂の排出抑制のダメージ緩和に対して、共同実施が役に立つことを示している。したがって、共同実施を行うのであればダブル共同実施に拡張することが有効であると考えられる。

次に、図-5と図-6は、CO₂とSO₂について両国が単独で排出抑制を行うダブル制約ケースと協力して排出抑制を行うダブル共同実施ケースにおける両国のCO₂排出量の推移を示したものである。このようにダブル共同実施を行うことにより、日本のCO₂排出量が緩和されて、CO₂排出量が1990～2040年までほぼ一様とな

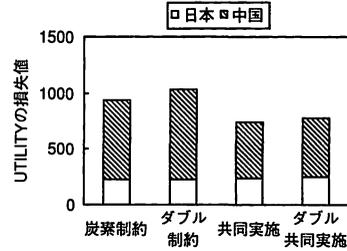


図-3 自然体ケースに対するUTILITYの損失

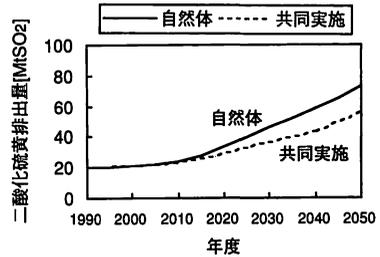


図-4 共同実施ケースにおけるSO₂排出量の低減

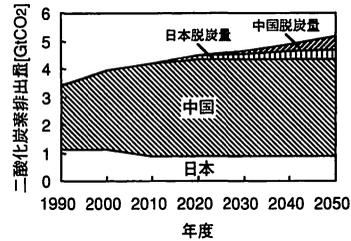


図-5 ダブル制約ケースにおけるCO₂排出量

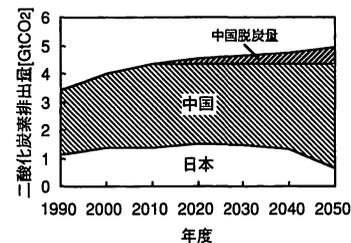


図-6 ダブル共同実施ケースにおけるCO₂排出量

る結果が得られた。この2つのケースにおける日本のエネルギー構成を示したのが図-7と図-8である。ダブル制約ケースの場合、日本は2000年まで石油に比べてCO₂の排出が少くない天然ガスに燃料転換することによりCO₂排出量を抑えていることが示されている。また、ダブル共同実施ケースの場合、日本は2020年以降からCO₂を排出しないバックストップ技術が急速に導入されて、2050年にはエネルギー構成の7割まで占める結

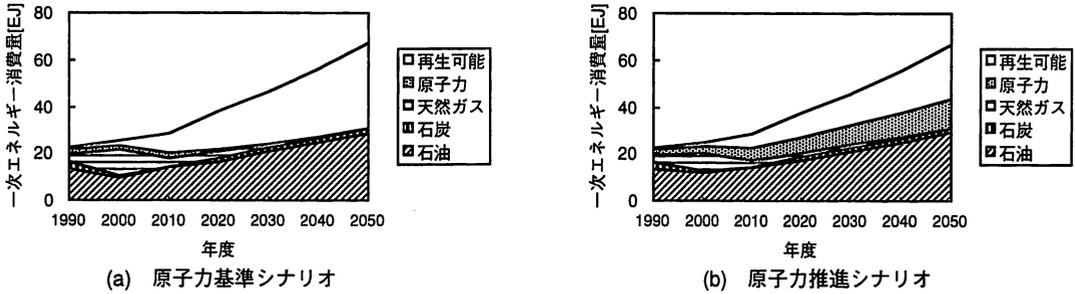


図-7 ダブル制約ケースにおける日本のエネルギー構成

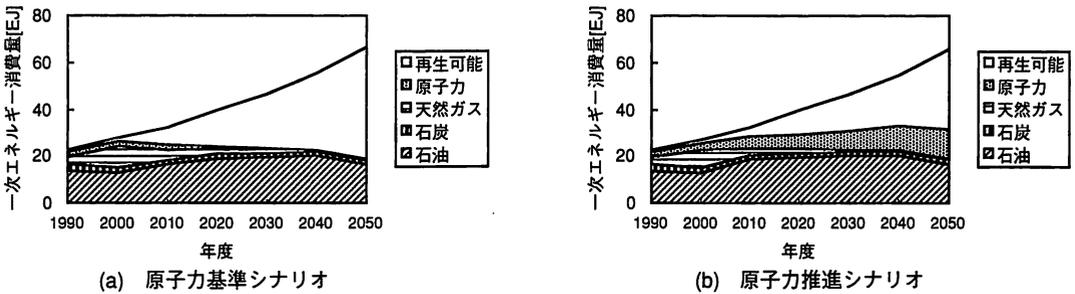


図-8 ダブル共同実施ケースにおける日本のエネルギー構成

果となった。図-6において、2040～2050年における日本のCO₂排出量が減少するのは、このようにバックストップ技術が急速に導入されるからである。

6. ダブル共同実施のオプション評価

CO₂の排出削減には国際的認識が高まっているが、中国がSO₂についても積極的に削減するとは必ずしもいえない。したがって、中国側のインセンティブを考慮する必要がある。そこで、CO₂に関する共同実施ケースにおける中国のUTILITYを確保しながら両国におけるSO₂の排出削減を実現するための政策シナリオを調べた。

ダブル共同実施ケースにおける中国のUTILITYを改善するオプションとして以下の政策が考えられる。

- ①中国の損失分（共同実施とダブル共同実施の差）を日本が補助
- ②日本のCO₂総排出量を制限し、中国のCO₂総排出量を緩和
- ③日本から中国への排煙脱炭移転の投資上限を緩和

ここで、②では2010～2050年までの中国のCO₂総排出量の値を、③では排煙脱炭移転の投資上限の値をそれぞれパラメータとして変化させながら、共同実施ケースにおける中国のUTILITYに一致するまで最適化計算を行った。その結果が図-9のSO₂の排出削減に対す

る日本のオプションである。ここで、累積GDPとは、無次元数である目的関数UTILITYを貨幣換算したもので、計算期間である1990～2050年における各国のGDPの累積値を示している。これらの図から明らかにように②の中国のCO₂総排出量を緩和する政策の場合、①の中国の損失分を日本が補助する政策と同様に、中国の累積GDPは大きくなるのに対して日本の累積GDPは小さくなるトレードオフの関係がみられた。一方、③の排煙脱炭移転の投資上限を緩和する政策の場合は、日本の累積GDPが増加する傾向がみられた。以上のことより、ダブル共同実施ケースにおいて、排煙脱炭移転の投資上限を緩和する政策を行えば、共同実施ケースにおける中国のUTILITYのみならず日本のUTILITYも悪化させずに中国のSO₂の排出抑制を実現することが可能である。

7. 原子力発電の動向を考慮した感度分析

原子力発電は直接CO₂を放出しないため、気候変動抑制技術と位置づけられている。しかし、安全性およびパブリックアクセプタンスの面で課題を有するため将来の導入量には不確定要素が多い。また、Global 2100の原子力発電に関するシナリオは、両国の長期エネルギー需給見通し等が考慮されてなく、現状を反映したものと必ずしもいえない。そこで、原子力発電

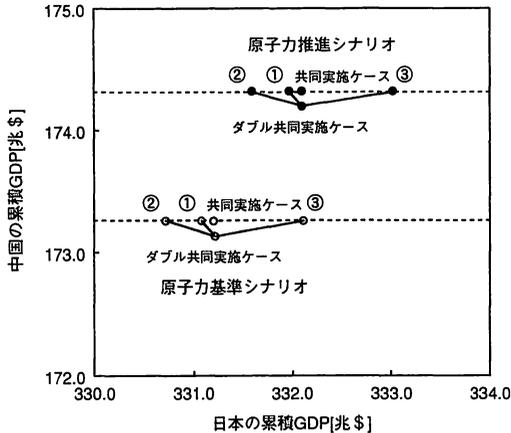


図-9 SO₂の排出削減に対する日本のオプション

の導入量の想定に伴いダブル共同実施の効果が受ける影響をみるため、最新のデータに基づき原子力発電が導入された場合を想定し、再度計算を行った¹¹⁾。シナリオは表4に示すとおりで、日本については2020年以降も導入されるように想定した。一方、全く導入が考慮されていなかった中国についても2000年以降の予測値を与えて現実に即した評価を試みた。

図-7と図-8から明らかなように日本は原子力のシェアの増大に伴い再生可能エネルギーのシェアが減少する。日本について、化石燃料の大幅な利用が望めないことを考慮すれば、原子力と再生可能エネルギーはトレードオフの関係にあるといえる。図-9から明らかなように原子力発電の導入により環境負荷に伴う経済的被害が両国共に緩和される。累積GDPでカウントした場合、日本が0.3%、中国が0.6%緩和される効果が見られた。また、基準ケースと同様に、②の政策は①と同様にトレードオフの関係にあり、③の政策は両国共によくなる結果が示されている。このとき、①～③の政策により日本の累積GDPが受ける効果は原子力の導入想定によってあまり違いがないといえる。

8. おわりに

本研究では、CO₂とSO₂の同時削減を目指した日本と中国におけるダブル共同実施を想定し、エネルギー経済モデルによるシミュレーション解析を行った。その結果、以下の結論を導くことができる。

第1に、CO₂に関する共同実施を行った場合、中国のSO₂排出量が自然体ケースと比べて低減する効果が見られた。これは、CO₂の削減計画がSO₂の削減計画に寄与し、ダメージの緩和に役立つことを示唆してい

る。

第2に、CO₂とSO₂の同時削減を考慮したダブル共同実施は、CO₂に関する共同実施における中国のUTILITYを悪化させずにSO₂の排出抑制も行うことが可能であり、中国の参加を促すうえで有効な手段である。その際、日本からの脱炭投資の上限を緩めることが効果的である。

第3に、原子力発電の導入により環境負荷に伴う経済的被害が両国共に緩和される結果が定量的にみられた。しかし、二つの環境制約のもとで両国における原子力政策の停滞を考慮した場合、代替エネルギーとして再生可能エネルギーの重要性が高まる。

本モデルでは、主要な環境対策である省エネルギーが外生的に与えられるエネルギー利用効率の改善度を表すパラメータAEEIに依存する構造となっている。したがって、省エネルギー技術導入のメカニズムが内生的に決定されるようにモデルの構造を改良することが今後の課題である。

参考文献

- 1) エネルギー・資源学会編；エネルギー・資源ハンドブック，(1996)，765-778.
- 2) 島崎洋一・秋澤 淳・柏木孝夫；二酸化炭素と二酸化硫黄の同時削減を考慮した日中共同実施のモデル分析，エネルギー・資源学会第15回研究発表会講演論文集(1995)，257-262.
- 3) Bailer, P. D. et al. ; Prospects for the joint implementation of sulfur emission reductions in Europe, Energy Policy, Vol. 24, No. 6, (1994), 507-516.
- 4) Foundation Joint Implementation Network ; Joint Implementation Quarterly. (オランダで出版されている共同実施のニュースレター)
- 5) 原島洋平・森田恒幸；東アジア諸国の環境政策と発展政策の比較分析，計画行政，18巻，3号(1995)，73-85.
- 6) Manne, A. S. and Richels, R. G. ; Buying Greenhouse Insurance (1992), 119-140. The MIT Press.
- 7) 島崎洋一・森田恒幸；東アジア地域における排煙脱炭投資のシミュレーション解析，環境科学会誌，9巻，3号(1996)，369-376.
- 8) 本藤祐樹・内山洋司；火力発電プラントの環境対策コスト分析，電力中央研究所研究報告書，Y92009(1993)，22-39.
- 9) エネルギー総合工学研究所21世紀の技術とエネルギー委員会編；2050年への挑戦(1993)，電力新報社.
- 10) 近藤康・稲葉 敦；中国のエネルギー需給構造の推定，日本エネルギー学会，75巻，5号(1996)，333-342.
- 11) 島崎洋一・秋澤 淳・柏木孝夫；原子力発電の導入を考慮した日中ダブル共同実施の評価，環境科学会!996年会講演要旨集(1995)，172-173.