KIER DISCUSSION PAPER SERIES

KYOTO INSTITUTE
OF
ECONOMIC RESEARCH

Discussion Paper No.1406

“多地域間産業連関（MRIO）モデルを用いた
エンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギーの推計”

佐藤　正弘・本間　友香里・仲山　紘史

2014 年 7 月

KYOTO UNIVERSITY

KYOTO, JAPAN

多地域間産業連関（MRIO）モデルを用いたエンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギーの推計*

Estimation of world embodied carbon and embodied energy trade using a multi-regional input-output (MRIO) model

佐藤　正弘† 本間　友香里‡ 仲山　紘史§

Masahiro Sato, Yukari Homma, Hirofumi Nakayama

2014 年 7 月

要旨

Abstract

本稿では、国際貿易分析プロジェクト（Global Trade Analysis Project: GTAP）の最新のデータ等から多地域間産業連関モデル（multi-regional input-output model: MRIO model）を構築し、世界の貿易ネットワークに体化したエンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギーのフローの推計を行う。その際、先行研究と異なり、エンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギーの相互の関係性、さらには、一次エネルギーの種類ごとのエンボディド・エネルギーどうしの関係やエンボディド・カーボンとの関係など、横断的な比較に分析の力点を置く。推計の結果、CO_2 排出量が少ない国の一部が、化石燃料由来や原子力由来のエンボディド・エネルギーという形で、国外で多くの環境負荷を生み出していること、さらに、再生可能エネルギー由来の発電量が多い国の一部が、エンボディド・カーボンや化石燃料・原子力由来のエンボディド・エネルギーという形で、国外で多くの環境負荷を生み出していることが分かった。

This paper estimates the flows of carbon and energy embodied in the world trade network by constructing a multi-regional input-output model (MRIO) model from the latest dataset of the Global Trade Analysis Project (GTAP). We focus on the mutual relationships between embodied carbon and embodied energy form various energy sources in each country rather than limiting analysis on carbon or energy alone. We

* 本稿のエンボディド・カーボンの推計に関する部分は、平成 25 年度内閣府経済社会総合研究所委託調査「国際貿易の影響を勘案した持続可能性指標の在り方に関する調査研究」の研究成果をもとに、さらにこれを発展させたものである。本稿の内容は著者の所属する組織の見解を示すものではない。

† 京都大学経済研究所准教授（先端政策分析研究センター所属）

‡ 京都大学大学院地球環境学舎・地球環境政策論分野

§ 京都大学経済研究所研究員（先端政策分析研究センター所属）

found some of the countries with fewer CO_2 emission or the countries generating more electricity from renewable energy shift greater environmental impact on the rest of the world in the form of embodied energy originated from fossil fuels or nuclear power.

JEL classification: F18, Q40, Q54

Keywords: エンボディド・カーボン, エンボディド・エネルギー, 多地域間産業連関モデル, embodied carbon, embodied energy, multi-regional input-output model

１．　はじめに

生産過程が網の目のように地球全体に張り巡らされた現代世界において、人々は自国にいながらも、地球の裏側の水や土の恩恵を受けて暮らしている。こうした国境を越えた資源利用やそれに伴う環境への負荷を、我々はどのように捉え、どのように測定するべきなのだろうか。温室効果ガスの排出を例にとれば、国外に輸出される財の生産のために国内でガスが排出されることもあれば、逆に国内で消費される財の生産のために、輸出元の国でガスが排出されることもある。また、我々は他国から鉱物などを直接運んできて国内で使うだけでなく、他国にあるエネルギーや水をその場で利用して生産された財を輸入し、それを国内で消費したり中間財として使っており、そうした財が現地で生態系の破壊や劣化を引き起こしている場合もある。各国が地球規模ないし他国の持続可能性に与える影響を評価するにあたっては、こうした国際貿易を通じた環境負荷をめぐる国家間の相互関係を勘案することが必要である。

近年、国際貿易に体化（embodied）した環境負荷を評価し、地球規模での資源利用の効率性や公平性、汚染の責任のあり方などを問い直す動きが広まっている。また、そのために、エンボディド・カーボンやエンボディド・エネルギーなどの新たな指標を構築し、持続可能性の評価に活用する取り組みも増えてきている。

本稿では、多地域間産業連関モデル（multi-region input-output model: MRIO model）を用いて、消費や貿易に体化したエンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギーを推計し、これらを巡る国家間の相互依存関係を分析する。特に、エンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギーの相互の関係性、さらには、一次エネルギーの種類ごとのエンボディド・エネルギーどうしの関係やエンボディド・カーボンとの関係など、横断的な比較に分析の力点を置く。

以降、次節でエンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギーの概要を簡単に説明した後、第３節では、国際貿易に体化した環境負荷を計測するための手法を整理し、それぞれの長短について論じる。第４節では、エンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギーについての先行する実証研究を概観し、本稿の位置付けを説明した上で、本稿で用いる MRIO モデルを用いた推計手法について詳述する。第５節では、国際貿易分析プロジェクト（Global Trade Analysis Project: GTAP）のデータベース等を用いて MRIO モデルを構築し、実際にエンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギーを推計する。その上で、それぞれについての国家間の相互依存関係の分析や上述の横断的な比較を行う。最後に第６節で結論を述べる。

２．エンボディド・カーボンとエンボディド・エネルギー

2.1　バーチャル・カーボン、エンボディド・カーボン、カーボン・フットプリント

1990 年代以降、温室効果ガスの排出責任をどのように配分するかについての議論が盛んに行われてきた。例えば、京都議定書に基づく排出削減義務は、実際に国境内で排出された温室効果ガス（領内排出（territorial emissions）、生産排出（production emissions））を対象とし、いわば生産者責任（producer responsibility）を問うものである**。この考え方に基づけば、炭素集約度の高い財を他国から輸入し、自国は炭素集約度の低い財の生産に特化すれば、自国の排出量を減らすことができる。このことから、削減義務のある先進国での排出量が減っても、削減義務のない途上国での排出量が増え、地球全体としては排出量が減らないという、いわゆる“炭素リーケージ”の問題が懸念されるようになった。

それに対し、実際の排出源が地球上のどこであるかを問わず、炭素の排出を通じて製造された財の最終消費者の責任を問うのが、消費者責任（consumer responsibility）や消費排出（consumption emissions）の考え方である。また、こうした考え方に基づいて、貿易や消費に体化した CO_2 の排出量を推計したものが、バーチャル・カーボン（virtual carbon）やエンボディド・カーボン（embodied carbon）、カーボン・フットプリント（carbon footprint）などと呼ばれる指標である（以下、これらをまとめて EC と表記する）。

呼称や定義に若干の違いはあるものの、貿易や消費に体化した炭素排出量を推計する試みは 1990 年代から行われており、貿易や消費に体化した環境負荷を測る指標の中でも最も蓄積が多い（例えば、Wyckoff and Roop (1994), Peters and Hertwich (2008), Atkinson et al. (2011)など）。最近では、OECD が、2011 年に公表したグリーン成長指標の中で、生産ベースの炭素生産性（production-based CO_2 productivity）と需要ベースの炭素生産性（demand-based CO_2 productivity）とを区別し、両方を指標として計上している（OECD, 2011）。

2.2　エンボディド・エネルギー

エンボディド・エネルギー（embodied energy, 以下、EE と表記する）は、貿易や消費に体化した直接・間接のエネルギー利用量を測る指標である。

EE に関する研究の歴史は EC よりもさらに古く、1970 年代前半にまで遡る。EE という言葉自体は明示的に使われてはいないものの、産業連関モデルを生態系のエネルギー・フローに応用し、生態系からの産出に直接・間接に要するエネルギーを計測する手

** これらの用語については、Wiedmann et al. (2007)、Atkinson et al. (2012)などを参照。

法を提示したHannon (1973)が、確認できる限りで最も古いEE研究の一つである。同様にこの時期に産業連関モデルを用いて EE に関連する推計を行った研究としては、Herendeen and Billiard (1974)や Billiard (1974)、Estrup (1974)などがある。

３．消費や貿易に体化した環境負荷の推計手法

3.1　消費ベース指標と生産ベース指標[1]

推計手法の説明に入る前に、ここでの説明に用いる消費ベース指標と生産ベース指標の定義を行う。EC や EE などの指標を活用して貿易への体化分を勘案した一国レベルの環境負荷を評価するには、さらに消費ベースと生産ベースとを峻別して集計することが有用である。

消費ベース指標（consumption-based indicator）とは、対象となる国や地域で消費される財やサービスの生産過程で直接または間接的に使われる自然資源の利用量や、そこで生じる廃棄物の排出量その他の環境負荷を測る指標である。ただし、ここでいう生産は、消費が行われる国や地域の中で行われたものに限らない。したがって、開放経済を前提とした場合、財のサプライチェーン上にある他の国や地域で生じた環境負荷も指標に含まれることになる。逆に、国内で生産されたものの、当該財自体もしくはそれをサプライチェーン上で使った他の財が海外で消費された場合は算入しない。

それに対して生産ベース指標（production-based indicator）とは、対象となる国や地域の中での生産に直接使われる自然資源の量や、それに伴って生じる廃棄物の排出量その他の環境負荷を測る指標である。消費ベース指標とは逆に、国内の生産に伴う環境負荷であれば、製品が輸出されて海外で消費されたとしても、指標に算入することになる。

EC や EE は、一国レベルで集計して消費ベース指標として用いることもできるが、その他にも、企業レベルや製品レベルなど様々なレベルに適用できるほか、輸出や輸入に体化した分のみを取り出して説明するのにも用いることもできる。

3.2　推計手法の分類

消費や貿易に体化した環境負荷の推計手法には様々な試みがあり、それぞれ長所短所が存在する。各推計手法の全体像やそれぞれの位置付けについて整理した研究としては、星野他 (2009)や Sato (2012)がある。星野他 (2009)では、表 3-1 に示すように、マクロ経済統計や産業連関用を用いたトップダウン・アプローチと、ライフサイクル（LCA）分析やエコロジカル・フットプリントなどのボトムアップ・アプローチに大別し、それぞれの特徴と課題を整理している。

表 3-1　推計手法の特徴及び課題

	特徴	課題
トップダウンアプローチ	マクロあるいは産業別の原単位は、いずれも付加価値ベースで計算された平均原単位である。	
マクロ経済統計	GDP 統計の輸出入データと、二国間の貿易データから計算する。データの入手が容易で更新頻度も高く、推計方法も簡明なことから、全体的な傾向を時系列的な変化と最新の動向ともに見ることが可能である。	マクロの原単位を用いることから、ラフな推計である。
産業別貿易・生産統計	産業別の原単位、生産・貿易統計を用いて、産業別に貿易に伴う CO_2 排出量の移動を推計する。マクロ経済統計とほぼ同程度の速報性があり、より最新の動向を知ることが可能。	マクロ経済統計のみの推計よりは、データ収集・処理に若干時間を要する。各部門の直接排出のみを対象としている。
産業連関表	当該部門の直接的な排出だけではなく、国内・国外の需要によって誘発される他部門の CO_2 排出量を含めて把握することができる。	国際産業連関表は、同一接続年の表が揃わないことから、国によってデータ年次が異なる。一般均衡を前提としたカリブレーションを行うため、貿易データは原統計値とは異なる可能性がある。
ボトムアップアプローチ	生産プロセスあるいは、特定の製品に着目し、固有の原単位を用いた推計を行うことができる半面、膨大なデータが必要となる。途上国への適用は難しい。	
ライフサイクル分析	生産から流通、リサイクルまで、ライフサイクルの全ての段階での排出量を積み上げて求める。	使用や廃棄に伴う排出量は含めていない。製品のバリューチェーンをどの程度まで遡って推計するか、原材料として把握する製品は主要なものに限るか、などの検討事項については、WRI や WBCSD などで一定の手順が示されている。
エコロジカル・フットプリント	特定の地域の経済活動に必要とされる土地と水域の面積。製品はその原材料ごとに必要な土地面積。エネルギーは、排出される CO_2 の吸収に必要な森林面積に換算する。	製品貿易にともなうカーボンフットプリントは、製品重量に GFN（Global Footprint Network）の原単位を掛けて求めるが、原単位の妥当性の検証が困難。
ハイブリットLCA 分析	特定の製品を対象に、産業連関表からトップダウンデータを用いた生産プロセスからの排出量に、生産プロセスの特徴を反映したボトムアップデータを組み合わせて推計する。	産業連関表から製品のサプライチェーンを捉えることで、計算の簡素化を図る。

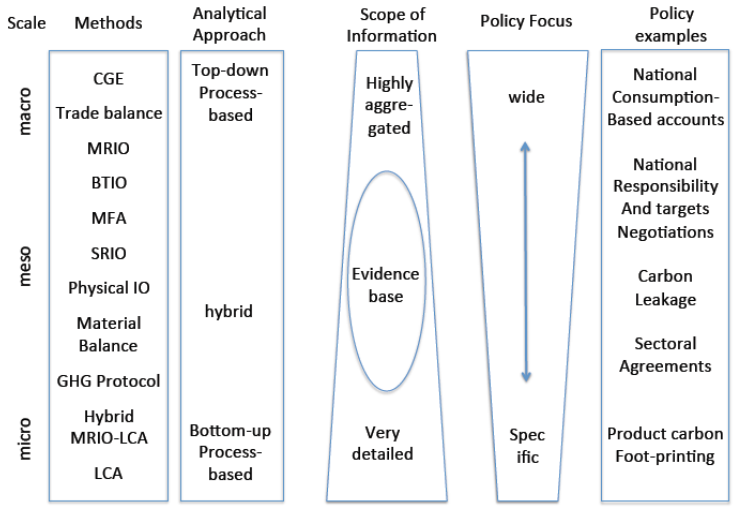
星野他（2009)より作成

また、Sato (2012)は、EC に関する 50 の先行研究のレビューを行い、図 3-1 に示すように、分析のスケール（マクロ、メゾ、ミクロ）や、推計に用いられる情報の範囲、政策的な焦点などに関連づけて各手法を整理している[2]。ここでマクロスケールとは、国や複数国からなる地域を対象にした分析で、応用一般均衡分析（CGE）を用いた国レベルでの分析や資源利用に関する国家間の貿易収支を評価するアプローチがこれに該

当する。メゾスケールとは、産業部門レベルでの環境負荷を定量化するもので、一連の産業連関アプローチが該当する。ミクロスケールは、製品や家計や企業レベルでの環境負荷を定量化するもので、LCA アプローチが該当する。

なお、製品のライフサイクルを溯って環境負荷の測定を行うという意味で、産業連関アプローチも含めて LCA と呼び、プロセス分析（後述）をボトムアップ・アプローチの LCA、産業連関分析をトップダウン・アプローチの LCA として区別する整理もある（Feng et al. (2011)など）。ただし、本稿では、星野他（2009)や Sato (2012)も含め多くの先行研究の分類に従い、LCA に産業連関アプローチは含まないこととする。

図 3-1　推計手法の対象領域



（出典）Sato（2012）

3.3　各種の推計手法

以下では、これらの推計手法のうち、特に、1）エコロジカル・フットプリント・アプローチ、2）LCA アプローチ、3）産業連関アプローチを取り上げ、それぞれの特徴や長所短所について論じる。

1）エコロジカル・フットプリント・アプローチ

EF は、概念的には以下の式によって算出される。

$$EF_P = \sum_i \frac{P_i}{Y_{N,i}} \cdot YF_{N,i} \cdot EQF_i$$

EF_Pは対象国の特定の土地区分における生産に関する EF を表し、P_iは生産物iの総生産

量（二酸化炭素の場合は排出量）、$Y_{N,i}$は単位面積あたりの平均収量（二酸化炭素の場合は単位面積あたりの平均吸収量）を表す。また、収量ファクター（$YF_{N,i}$）は各国の生産性の違いを表す調整項で、具体的には当該土地区分における生産物iについての世界の平均収量（$Y_{W,i}$）に対する対象国の平均収量の比率から求める。したがって、EF_Pは以下のように書き換えることができる。

$$EF_P = \sum_i \frac{P_i}{Y_{W,i}} \cdot EQF_i$$

一方、等価ファクター（EQF_i）は、特定の土地区分の面積を全土地区分の平均生産性で評価した仮想の面積に変換するための調整項で、具体的には全土地区分の平均的な生物生産性に対する当該土地区分の生物生産性の比率から求める。

消費に関する EF（EF_C）は、EF_Pに輸入に体化した EF（EF_I）を加え、輸出に体化した EF（EF_X）をひくことで求める。EF_IとEF_Xは、上式のP_iをそれぞれ輸入量、輸出量で置き換えて計算する。

また、BC は以下によって求められる。

$$BC = \sum_i A_{N,i} \cdot YF_{N,i} \cdot EQF_i$$

$A_{N,i}$は、当該国で利用可能な土地面積である。

一国のEF_CとBCを比較すれば、国際貿易を通じた国外の資源の利用状況を評価することができる。ただし、LCA アプローチや産業連関アプローチと異なり、少なくとも基本的な EF は、実際に国外の生産過程で生じた環境負荷の量を直接導き出しているわけではなく、あくまで、世界の平均収量で求めた仮想上の土地面積を比較した間接的な評価に過ぎない。したがって、例えば、自国で許容可能な環境負荷を超えた部分が、具体的にどの国にどの程度転嫁されているかを捕捉することはできない。

また、EF や BC の算出に用いられる$Y_{N,i}$や$Y_{W,i}$や$A_{N,i}$は、実際の土地収量や土地面積を用いており、その利用状況が持続可能であるかどうかを科学的に問うているわけではない。したがって、厳密には、EF と BC を比較しても、EF 理論が想定するような、生態圏に課せる安全な負荷の最大値と比較した現実の負荷を評価しているとはいえない。

２）LCA アプローチ

LCA アプローチは、個別品目の生産過程のデータを用いて、当該品目のライフサイクルを通じた環境負荷を捕捉するボトムアップの推計手法で、プロセス分析やプロセ

ス・ベース LCA と呼ばれることもある（Lenzen et al. (2013), Weber and Matthews (2007)など）。

LCA などのボトムアップ・アプローチには、簡明で理解がしやすく、また、データの利用可能性によっては製品レベルで精度の高い分析が可能であるという利点がある。そのため、LCA は、企業実務などで用いられる推計手法としてもっとも一般的な手法の一つとなっている。たとえば温室効果ガスについては、世界資源研究所（World Resource Institute: WRI）と持続可能な開発のための経済人会議（World Business Council on Sustainable Development: WBCSD）による温室効果ガス算出プロトコルや、国際標準化機構の ISO14064、英国規格協会（British Standard Institution: BSI）の Publicly Available Specifications-2050 (PAS 2050)などが存在する（Sato, 2012）。

一方で、産業連関アプローチと異なり、LCA アプローチでは、中間財貿易の連鎖からなる全サプライチェーンを捕捉することができず、サプライチェーンをさかのぼって丹念に中間投入を追っていったとしても、どこかで意図的な終焉を設定せざるを得ない。したがって、評価対象として設定されたシステムの境界外の環境負荷は捕捉せず、推計結果が境界の設定のあり方に大きく影響を受けるという欠点がある（Feng et al. (2011), Weber and Matthews (2007)など）。Feng et al. (2011)は、LCA のこうした限界を、内生各部門間の産業連関を通じてサプライチェーン全体を捕捉する産業連関アプローチとの対比で、"部門間カットオフ効果"（inter-sectoral cut-off effect）と呼んでいる。

また、国全体としての環境負荷の評価を行うためには、国レベルや産業部門レベルでの集計が必要だが、個別の製品を追跡する LCA アプローチでは、個別的な要素が多すぎ、集計のための調整が困難な場合がある（Atkinson et al. (2012), Wiedmann (2009)など）。

３）産業連関アプローチ

産業連関アプローチでは、産業連関モデルを用いて、各産業部門の全サプライチェーンにわたる環境負荷を集計する。LCA アプローチのように個別製品の環境負荷を追うことはできないが、内生各部門間の産業連関を通じて全サプライチェーンの環境負荷を捕捉することができる。また、国レベルや産業部門レベルでの集計データを利用するため、マクロスケールやメゾスケールでの集計的な分析が容易である。

産業連関表を用いて消費や貿易に体化した環境負荷を推計する手法は 1970 年代から用いられはじめ、1990 年代以降急速に広まった（Wyckoff and Roop (1994)，Proops et al. (1999)など）。これらの研究動向については、Wiedmann et al.(2007)や Wiedmann (2009)が詳細なレビューを行っている。

産業連関アプローチでは、分析の目的等に応じて、単一地域産業連関モデル（Single-Region Input-Output model: SRIO model）、二国間貿易産業連関モデル（Bilateral Trade Input–Output model: BTIO model）[3]、多地域間産業連関モデル（Multi-Region

Input-Output model: MRIO model）が用いられている。

３者の違いは、分析対象とする国や地域の範囲、生産技術についての仮定、中間投入の取り扱いである。SRIO モデルは、基本的に単一の国や地域の産業連関表を用い、当該国の消費に体化した環境負荷を推計するために用いられる。対象国は他国との間で貿易を行っているが、通常は個々の貿易相手国を区別せず、他の全ての国の集計（rest of the world (ROW)として扱う。また、輸入元の国も対象国と同一の生産技術を有するものと考え、環境負荷の原単位も同一のものを用いる。それに対して、BTIO モデルや MRIO モデルは、国ごとに異なる生産技術や環境負荷原単位を用いる。ただし、BTIO モデルでは、SRIO モデルと同様、内生各部門間のやりとりからなるサプライチェーンは国内のみで閉じている。輸出された財は全て輸入国の最終消費にまわるものと仮定されており、輸入財が輸入国の中間投入となることや、さらに輸入国側の生産過程を経て輸出国に再輸出されることなどは想定されていない。Feng et al. (2011)は、こうした限界を“地域間カットオフ効果”（inter-regional cut-off effect）と呼んでいる。それに対して、MRIO モデルは各国の内生部門間の貿易を通じた国際的なサプライチェーンを想定しており、輸出された財は、輸入国の内生各部門への中間投入と最終消費とに区別されるほか、内生部門に投入された財は、輸入国側の生産過程を経て輸出国に再輸出されることも想定している（フィードバック効果）。

４．先行研究の動向と本稿の位置づけ

4.1　先行研究における推計例と本稿の位置づけ

EC に関する既存の研究では、マクロ経済統計や産業連関表を用いたトップダウン型の推計手法が多くみられる。この中で国レベルや産業レベルの貿易データを用いた最近の推計例としては、Helm et al. (2007)、Brinkley et al. (2010)、星野他（2009）などがある。Helm et al. (2007)は、国レベルの貿易データと排出量データを用いて、イギリスの消費ベース排出量を推計し、生産ベースとの間に大きな乖離があることを明らかにした。Brinkley et al. (2010)は、Helm et al. (2007)の手法を踏襲して 1990 年から 2006 年にかけての 18 カ国の消費ベース排出量を推計し、G7 諸国いずれの国でも消費ベースの排出量が 2 割以上増加していることを明らかにした。星野他（2009）は、日本、中国、アメリカ、イギリスにおける貿易に体化した CO_2 排出量をマクロベース及び産業ベース（鉄鋼産業と繊維産業）で推計したが、マクロベースの推計では、やはり Helm et al. (2007)の手法を踏襲している。

産業連関アプローチを用いた最近の研究としては、例えば、Shui and Harriss (2006)が、米国の産業連関表をもとに、アメリカ-中国間の貿易に体化した CO_2 排出量を推計

し、アメリカ国内での排出量の増加が中国からの輸入によって抑えられている点などを明らかにした。Yan and Yang (2010)も、同様の手法を用いて、1997 年から 2007 年までの中国と他国との貿易に体化した CO_2 排出量を推計した。また、Peters and Hertwich (2008)は、GTAP バージョン 6 を用いて、87 カ国・地域 57 産業部門について BTIO モデルによる推計を行い、2001 年において 5.3G トンの CO_2 が 87 カ国間の国際貿易に体化しいることなどを明らかにした。RITE (2008)も、GTAP バージョン 6 のデータ等を用いて、27 カ国・地域 20 産業部門について、BTIO モデルによる推計を行った。

Nakano et al. (2009)では、OECD の産業連関データ（OECD Input-Output database）と２国間貿易データ（OECD STAN Bilateral Trade Data: BTD）を用いて、41 カ国・地域と 17 産業部門について、国内産業連関表と２国間の投入係数を用いた推計を行っている。Nakano らは、２国間投入係数を用いることで、輸出のための国内生産に誘発された貿易相手国での排出量を推計するなど、両国を往復するサプライチェーンにおける排出量の推計を行っており、その点で BTIO モデルとは異なる。

一方、MRIO モデルでは、例えば、Weber & Matthews (2007)は、GTAP バージョン 6 のデータなどを用いてアメリカとその７つの主要貿易相手国についての MRIO モデルを構築し、1997 年から 2004 年にかけてのアメリカの貿易構造と貿易量の変化がもたらす環境影響について分析している。また、Davis and Caldeira (2010)は、GTAP バージョン 7 を用い、113 カ国・地域 57 産業部門の MRIO モデルを用いて推計を行っている。2004 年において、世界の CO_2 排出量の 23%が貿易に伴って国境間を移動していることを明らかにしている。Peters et al. (2011)や Atkinson et al. (2012)も、GTAP バージョン 7 を用いて同様の推計を行っている。

一方、EE については、伝統的に建設産業についての分析が多くなされている。例えば、Thormark (2002)は、LCA アプローチを用いて建築資材のリサイクルも勘案した EE の計測を行い、スウェーデンのビル建設とその運用に要するエネルギーのうち 45%が EE で、その 35%～40%にリサイクルのポテンシャルがあることを明らかにした。Chen et al. (2001)、Venkatarama and Jagadish (2003)、Asif et al. (2007)も、建築資材に焦点を当てて、それぞれ香港、インド、スコットランドの建設産業について EE の計測を行っている。また、Yohanis and Norton (2002)は、LCA アプローチを用いて、ビルの建設段階での EE と運用段階でのエネルギー消費の評価を行った。LCA アプローと産業連関アプローチのハイブリッド・モデルでは、Treloar et al. (2001)が、ビル建設の EE の主要経路を特定する手法を提示し、これをオーストラリアの住宅に適用した。製造業については、Kara et al. (2010)が、製造業のグローバルなサプライチェーンの EE の計測を行っている。

このように、EC、EE それぞれについての分析は、各アプローチともに多くの蓄積が存在する。さらに、EC の計測の過程で実質的に EE の計測を行う場合が多いこともあり、EC と EE を通じた横断的な研究もいくつかなされている。例えば、Xu et al. (2009)

は、産業連関アプローチを用いて、中国からアメリカへの貿易に体化した EC と EE の計測を行い、EE は中国のエネルギー消費の約 12–17% に、EC は中国の CO_2 排出の約 8–12%に当たることを明らかにした。また、Machado et al. (2001)は、産業連関アプローチを用いて、国際貿易がブラジルのエネルギー利用と CO_2 排出に与える影響を計測し、非エネルギー財に体化した EE の輸出入フローはブラジルの総エネルギー利用の 10〜12%で、EC の輸出入フローは総 CO_2 排出の 10〜14%に当たることを明らかにした。Mongelli et al. (2006)も、産業連関アプローチを用いてイタリアの EC と EE の計測を行い、貿易構造の変化によって生じた炭素リーケージの程度を明らかにした。さらに、Hammond and Jones (2008)は、建設産業について、ピアレビューに基づいて既存研究の成果を集めた EC と EE のインベントリを公開している。

しかし、確認できた限り、先行研究におけるこれらの横断的分析では、第一に、単一の国ごとの EC と EE の計測は行われているが、両者の関係性に関する国家間の比較はなされていない。第二に、EE をエネルギー源別に分類していないため、化石燃料由来の EE と EC の関係だけでなく、例えば、原子力由来や再生可能エネルギー由来の EE と EC との関係などの詳細な分析がなされていない。

そこで本稿では、GTAP の最新データベース（バージョン 8.1）を用いて MRIO モデルを構築し、世界各国の EC と EE の関係性、さらには、一次エネルギーの種類ごとの EE どうしの関係や EC との関係などの横断的分析を行う。

4.2　多地域間産業連関モデル（MRIO）を用いた推計手法

4.2.1　多地域間産業連関表（MRIOT）の推計

本稿では、Peters et al. (2011)の手法に従い、GTAP のデータベースを用いて多地域間産業連関表（MRIOT）の推計を行う。推計手法の概要は以下の通りである（各記号の意味については表 4-1 を参照）。

まず、国際輸送サービスを内生化せずに、サービス提供国の外生部門に残した形を考える。このとき、r国の総生産額$\mathbf{x}^r$は、以下の式で表すことができる。

$$\mathbf{x}^r = \mathbf{Z}^{rr}\mathbf{1} + \mathbf{y}^{rr} + \mathbf{t}^r + \sum_s \mathbf{e}^{rs} \tag{4.1}$$

ただし、$\mathbf{1}$は全ての要素が 1 の列ベクトルを指す。総生産額は、GTAP のデータに沿った表記を用いると以下のように表すこともできる。

$$x_i^r = vom_i^r = \sum_j vdfm_{ij}^r + vdpm_i^r + vdgm_i^r + vdkm_i^r + vst_i^r + \sum_s vxmd_i^{rs}$$

（4.1）式において、r国からs国への輸出$\mathbf{e}^{rs}$は、中間投入と最終需要により$\mathbf{e}^{rs} = \mathbf{Z}^{rs}\mathbf{1} + \mathbf{y}^{rs}$と表せるので、（4.1）式は以下のように変形できる。

$$\mathbf{x}^r = \mathbf{Z}^{rr}\mathbf{1} + \mathbf{y}^{rr} + \mathbf{t}^r + \sum_s (\mathbf{Z}^{rs}\mathbf{1} + \mathbf{y}^{rs})$$

投入係数を$a_{ij}^{rr} \equiv Z_{ij}^{rr}/x_j^r$および$a_{ij}^{rs} \equiv Z_{ij}^{rs}/x_j^s$とし、以下の式を得る。

$$\mathbf{x}^r = \mathbf{A}^{rr}\mathbf{x}^r + \sum_s \mathbf{A}^{rs}\mathbf{x}^s + \mathbf{y}^{rr} + \sum_s \mathbf{y}^{rs} + \mathbf{t}^r$$

これは

$$\begin{bmatrix} \mathbf{x}^1 \\ \mathbf{x}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{x}^m \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \mathbf{A}^{11} & \mathbf{A}^{12} & \dots & \mathbf{A}^{1m} \\ \mathbf{A}^{21} & \mathbf{A}^{22} & \dots & \mathbf{A}^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \mathbf{A}^{m1} & \mathbf{A}^{m2} & \dots & \mathbf{A}^{mm} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \mathbf{x}^1 \\ \mathbf{x}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{x}^m \end{bmatrix} + \sum_s \begin{bmatrix} \mathbf{y}^{1s} \\ \mathbf{y}^{2s} \\ \vdots \\ \mathbf{y}^{ms} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \mathbf{t}^1 \\ \mathbf{t}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{t}^m \end{bmatrix}$$

ないし、

$$\mathbf{X} = \mathbf{A}\mathbf{X} + \mathbf{Y} + \mathbf{T} \tag{4.2}$$

とも表される。ただし、

$$\mathbf{X} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{x}^1 \\ \mathbf{x}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{x}^m \end{bmatrix}, \quad \mathbf{A} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{A}^{11} & \mathbf{A}^{12} & \dots & \mathbf{A}^{1m} \\ \mathbf{A}^{21} & \mathbf{A}^{22} & \dots & \mathbf{A}^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \mathbf{A}^{m1} & \mathbf{A}^{m2} & \dots & \mathbf{A}^{mm} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{Y} \equiv \sum_s \begin{bmatrix} \mathbf{y}^{1s} \\ \mathbf{y}^{2s} \\ \vdots \\ \mathbf{y}^{ms} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{T} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{t}^1 \\ \mathbf{t}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{t}^m \end{bmatrix}$$

である。

(4.2)から、MRIOT の均衡産出量決定式は以下のようになる。

$$\mathbf{X} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}(\mathbf{Y} + \mathbf{T}) \tag{4.3}$$

$\mathbf{A}$の非対角線上の要素$\mathbf{A}^{rs}$の構築に必要となる$\mathbf{Z}^{rs}$は、以下のように、２国間の各財の輸出額を、輸入国の内生各部門の当該財の総輸入額に占める比率に従って分配することで推計する。

$$Z_{ij}^{rs} = \frac{(\mathbf{Z}^m)_{ij}^s}{vim_i^s} \cdot e_i^{rs} = \frac{vifm_{ij}^s}{vim_i^s} \cdot vxmd_i^{rs}$$

つまり、ここでは、輸入国各部門における各財の輸入額のシェアは、輸出元の国がどこであるかにかかわらず同じであるとの仮定を置いている。

なお、GTAP においては、輸出国側の輸出額のデータ$vxmd$と輸入国側の輸入額のデータ$vims$とは、前者が輸出国側の市場価格、後者が輸入国側の市場価格で示されるため一致しない。両者の差は、国際輸送サービスのマージンと輸出入関税によって以下のように表すことができる。

$$vims_i^{rs} = vxmd_i^{rs} + \sum_k vtwr_{ki}^{rs} + tfrv_i^{rs}$$
$$+(adrv_i^{rs} + mfrv_i^{rs} + purv_i^{rs} + vrrv_i^{rs} + xtrv_i^{rs})$$

(4.3)の均衡産出量決定式は、国際輸送サービス$\mathbf{T}$を外生部門に残したままである。したがって、国際輸送サービスはサービスの提供国に配分されていることになる。しかし、消費ベースの環境負荷の定量化との関係では、生産過程における国際輸送サービスの利用も中間投入の一部と見なし、これによる環境負荷も消費ベースに含めるべきと考えられる。そこで、本稿では、Peters et al. (2011)の手法に従って、国際輸送サービスを利用者側である各国の内生各部門に振り分けることで内生化する。GTAP データベースにおけるvstは、サービスの提供国と利用国・部門を結びつける情報をもたないため、Peters et al. (2011)では、内生化に際して以下の手続きで推計を行う。

まず、s国のj部門が財iの投入のために用いた国際輸送サービスkの利用額を以下の式で推計する。

$$U_{kij}^s = \frac{(\mathbf{Z}^m)_{ij}^s}{vim_i^s} \cdot \sum_r vtwr_{ki}^{rs}$$

ここでは、財iの投入のために各部門が用いる国際輸送サービスkの額は、財iの輸出元の国がどこであるかにかかわらず、当該部門の財iの輸入額シェアに比例するとの仮定を置いている。さらに、s国のj部門が用いた国際輸送サービスkの総利用額を、以下の式によって、国際輸送サービスkの世界全体の利用額に占める提供国rの国際シェアで分配する。

$$T_{kj}^{rs} = \frac{vst_k^r}{vtw_k} \cdot \sum_i U_{kij}^s$$

ここでは、各国の各部門が用いる国際輸送サービスkの額は、当該サービスを利用する国・部門がどこであるかにかかわらず、国際輸送サービスkの世界全体の利用額に占める提供国rの国際シェアに比例するとの仮定を置いている。

以上の手続きにより、r国が提供する国際輸送サービスkの、s国j部門による利用額が推計される。これを全ての種類の国際輸送サービスについて、s国のj部門による当該サービスの国内利用分に足し合わせることで（$Z_{kj}^{rs} + T_{kj}^{rs}$）、国際輸送サービスを内生化することができる。

国際輸送サービスを内生化した内生部門の投入行列を用いて計算した投入係数行列を$\mathbf{A}'$とすると、MRIOT の均衡産出量決定式は以下のように置き換えることができる。

$$\mathbf{X} = (\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1}\mathbf{Y} \tag{4.4}$$

4.2.2　生産ベース指標、消費ベース指標の推計

上記の均衡産出量決定式を活用すると、以下のような手順で、生産ベースでの環境負荷、消費ベースでの環境負荷を推計することができる。

１）生産ベースの環境負荷

r国のj部門における単位生産額当たりの環境負荷（排出原単位など）をc_j^rとし、各国各部門の単位生産額当たり環境負荷ベクトルを以下のように表す。

$$\mathbf{c}^r \equiv \begin{bmatrix} c_1^r \\ c_2^r \\ \vdots \\ c_n^r \end{bmatrix}, \qquad \mathbf{C} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{c}^1 \\ \mathbf{c}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{c}^m \end{bmatrix}$$

これを用いて、生産ベース環境負荷は次のように表すことができる。

$$D_p^r \equiv \mathbf{c}^{rT} \cdot \mathbf{x}^m = \sum_j c_j^r \cdot x_j^r \tag{4.5}$$

２）貿易に体化した環境負荷

次に、(4.4)を用いて、r国から世界への輸出に体化した環境負荷を以下のように求め

る。

$$\mathbf{D}^{rw} = \hat{\mathbf{C}}(\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1}\mathbf{F}^{rw} \tag{4.6}$$

ただし、$\hat{\mathbf{C}}$は対角線上に$\mathbf{C}$の要素を持つ正方対角行列である。ここでは、$d_{t,i}^{rw}$を、r国から世界への輸出に体化した環境負荷のうち、t国のi部門で生じたものとして、以下のベクトルを定義する。

$$\mathbf{d}_t^{rw} \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^{rw} \\ d_{t,2}^{rw} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{rw} \end{bmatrix}, \qquad \mathbf{D}^{rw} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{d}_1^{rw} \\ \mathbf{d}_2^{rw} \\ \vdots \\ \mathbf{d}_m^{rw} \end{bmatrix}, \qquad \mathbf{F}^{rw} \equiv \begin{bmatrix} 0 \\ \vdots \\ \sum_s \mathbf{e}^{rs} \\ 0 \\ \vdots \end{bmatrix}$$

同じように、世界からr国への輸入に体化した環境負荷を以下のように求める。

$$\mathbf{D}^{wr} = \hat{\mathbf{C}}(\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1}\mathbf{F}^{wr} \tag{4.7}$$

ここでは、$d_{t,i}^{wr}$を、世界からr国への輸入に体化した環境負荷のうち、t国のi部門で生じたものとして、以下のベクトルを定義する。ここでは、$\mathbf{o}^{rr}$は$n \times 1$の零ベクトルとする。

$$\mathbf{d}_t^{wr} \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^{wr} \\ d_{t,2}^{wr} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{wr} \end{bmatrix}, \qquad \mathbf{D}^{wr} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{d}_1^{wr} \\ \mathbf{d}_2^{wr} \\ \vdots \\ \mathbf{d}_m^{wr} \end{bmatrix}, \qquad \mathbf{F}^{wr} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{e}^{1r} \\ \vdots \\ \mathbf{o}^{rr} \\ \vdots \\ \mathbf{e}^{mr} \end{bmatrix}$$

なお、ここで、世界からr国への輸入や、r国から世界への輸出は、最終消費財と中間財を区別していないことに留意が必要である。

表 4-1　GTAP データと MRIOT 推計に必要な行列の対応[4]

GTAP データ	対応する行列	説明
国内データ		
$vdfm_{ij}^r$	$\mathbf{Z}^{rr}$	r国のj部門による国内財iの購入額
$vdpm_i^r$		r国の家計部門による国内財iの購入額
$vdgm_i^r$		r国の政府部門による国内財iの購入額
$vdkm_i^r$		r国の投資部門による国内財iの購入額
$vdpm_i^r + vdgm_i^r + vdkm_i^r$	$\mathbf{y}^{rr}$	r国の最終需要部門による国内財iの購入額
vst_k^r	$\mathbf{t}^r$	r国の国際輸送サービスkの輸出額
$vxmd_i^{rs}$	$\mathbf{e}^{rs}$	r国からs国への財iの輸出額（r国の市場価格で評価）
vom_i^r	$\mathbf{x}^r$	r国の財iの総生産額
輸入データ		
$vifm_{ij}^s$	$\mathbf{Z}^m$	s国のj部門による財iの輸入額
$vipm_i^s$		s国の家計部門による財iの輸入額
$vigm_i^s$		s国の政府部門による財iの輸入額
$vikm_i^s$		s国の投資部門による財iの輸入額
$vipm_i^s + vigm_i^s + vikm_i^s$	$\mathbf{y}^m$	s国の最終需要部門による財iの輸入額
vim_i^s		s国の財iの総輸入額
国際貿易		
$vims_i^{rs}$		r国からs国への財iの輸入額（s国の市場価格で評価）
$viws_i^{rs}$		r国からs国への財iの輸入額（s国の世界価格で評価）
$vxwd_i^{rs}$		r国からs国への財iの輸出額（r国の世界価格で評価）
$vtwr_{ki}^{rs}$		r国からs国へ財iを輸送するために用いられた国際輸送サービスkの額
vtw_k		国際輸送サービスkの世界全体での利用額
付加価値		
vfm_{ij}^r		r国のj部門による財iの購入額
$ftrv_{ij}^r$		r国のj部門における要素iからの税収
$fbep_{ij}^r$		r国のj部門における要素iに対する要素ベースの補助金
$isep_{ij}^r$		r国のj部門における財iの投入に対する補助金
$osep_j^r$		r国のj部門における通常の生産補助金
国際課税		
$tfrv_i^{rs}$		r国からの財iの輸入に対するs国の通常の輸入関税
$adrv_i^{rs}$		r国からの財iの輸入に対するs国の反ダンピング関税
$mfrv_i^{rs}$		r国からs国への財iの輸出に関する多国間繊維合意（MFA）割当プレミアムの輸出関税相当額
$purv_i^{rs}$		r国からs国への財iの輸出に関する価格約束の輸出関税相当額
$vrrv_i^{rs}$		r国からs国への財iの輸出に関する自主的輸出規制の輸出関税相当額
$xtrv_i^{rs}$		s国への財iの輸出に対するr国の通常の輸出関税

３）消費に体化した環境負荷の国際収支

(4.6)と(4.7)の結果を用いて、以下の式で定義される値を、消費に体化した環境負荷についてのr国の国際収支（balance of trade of consumption-embodied environmental impacts）と呼ぶ。

$$D_b^r \equiv \sum_t \sum_i d_{t,i}^{rw} - \sum_t \sum_i d_{t,i}^{wr} \tag{4.8}$$

これは何を意味するのであろうか。

右辺の第１項はr国から世界への輸出に体化した環境負荷を合計したもので、第２項は世界からr国への輸入に体化した環境負荷を合計したものである。最初に、サプライチェーンの中で、自国への財の出入りが一度しか行われないケースを考える（ケース１）。この場合、図 4-1 のようなパターンが考えられる。ここからもわかるように、(4.8)の第１項から第２項をひくと、自国で中間投入が行われる場合における自国より上流の国での環境負荷が消去され、他国で消費される財の生産過程で自国で発生した環境負荷から、自国で消費される財の生産過程で自国以外で発生した環境負荷をひいた値となる。

しかし、実際には、ある財が原材料や中間財として自国から外国に輸出された後、より下流の財が中間財や最終消費財として再び自国に入ってくる場合があり、(4.8)の右辺の第１項と第２項には重複が考えられる。そこで、このように自国への財の出入りが２回以上行われる場合を、最終消費が自国で行われるケース（ケース２）と、最終消費が他国で行われるケース（ケース３）に分けて、これらの重複の帰結を考える。図 4-2 は、ケース２を表した概念図である。この場合、(4.8)の計算の結果、サプライチェーン上における自国での環境負荷は消去され、自国で消費される財の生産過程で自国以外で発生した環境負荷のみが、負の国際収支として残る。それに対して、図 4-3 は、ケース３を表した概念図である。この場合、サプライチェーン上における他国での環境負荷は消去され、他国で消費される財の生産過程で自国で発生した環境負荷のみが、正の国際収支として残る。

したがって、１～３の全てのケースが存在する場合、最終的には、他国で消費される財の生産過程で自国で発生した環境負荷から、自国で消費される財の生産過程で自国以外で発生した環境負荷をひいた値だけが、国際収支として残る。国際収支が赤字の場合は、自国以外の国の消費のために自国が提供する環境サービスが、自国以外の国が自国の消費のために提供する環境サービスを下回っていることを示す。

図 4-1　ケース１：自国への財の出入りが１度だけの場合

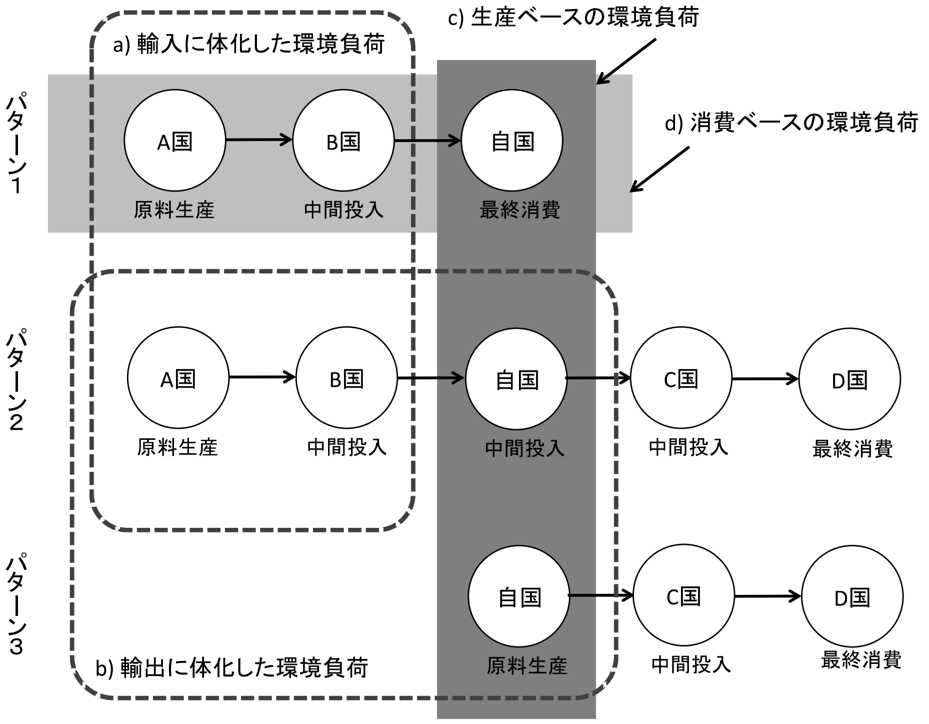


図 4-2　ケース２：自国への財の出入りが２度以上の場合（自国で最終消費）

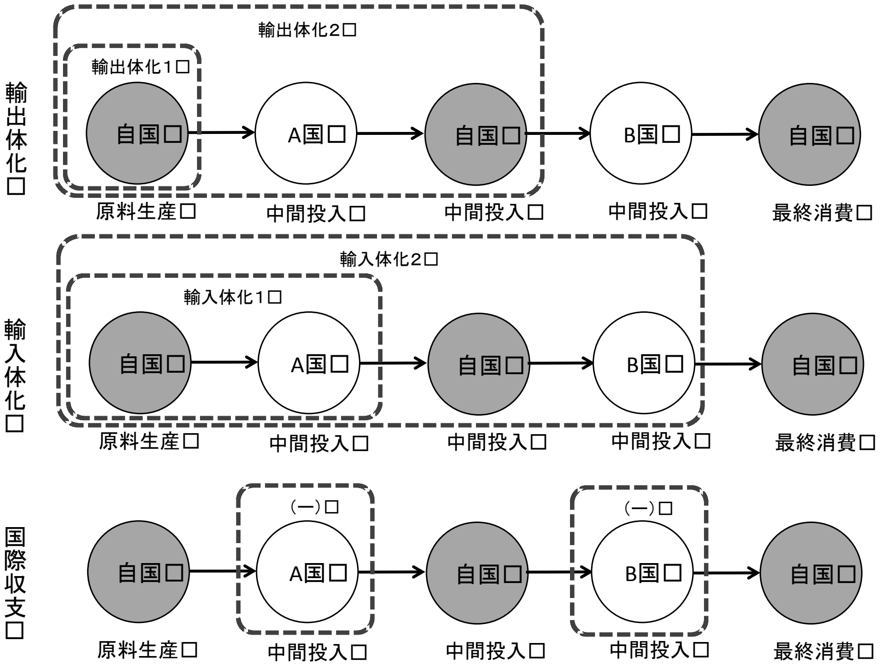
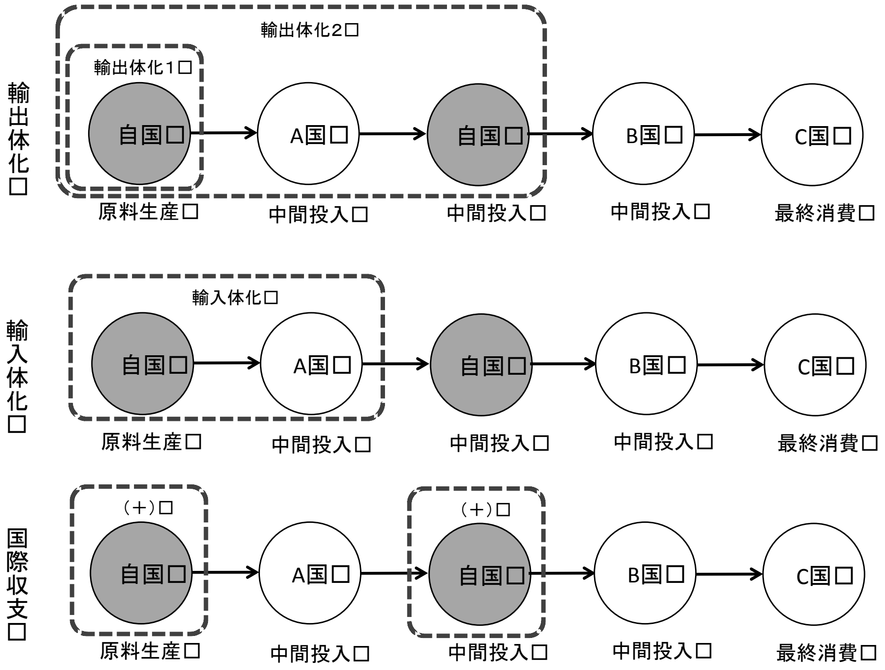


図 4-3　ケース３：自国への財の出入りが２度以上の場合（他国で最終消費）



４）消費ベースの環境負荷

最終的に、r国の消費ベースの環境負荷は、以下のように、(4.5)の生産ベース環境負荷から、(4.8)の消費に体化した環境負荷についての国際収支をひいたものとなる。

$$D_c^r = D_p^r - D_b^r \tag{4.9}$$

以上の計算の結果として求められる生産ベースと消費ベースの環境負荷は、図 4-1 の概念図に示されている。

3.5.3　環境負荷を巡る国家間の相互関係を評価する指標の推計

以上の消費ベース指標は、一国の経済システムや消費者による世界全体の環境負荷への関与を評価したり、比較したりすることには長けている。しかし、この指標では、消費に体化した各国での環境負荷を合算しているため、グローバルなサプライチェーンを通じて、最終的にどの国のどの部門での環境負荷に国の経済が依存しているのかを評価することはできない。そこで、環境負荷を巡る個別の国家間の相互関係に焦点を当てた指標として、本稿では、消費ベース指標、生産ベース指標に加えて以下の推計を行う。

１）特定国との貿易に体化した環境負荷

先述のように、(4.6)はr国から世界への輸出に体化した環境負荷で、(4.7)は世界からr国への輸入に体化した環境負荷である。これらを、特定の貿易相手国について計算することもできる。

r国からs国への輸出（輸入）に体化した環境負荷は、以下で表される。

$$\mathbf{D}^{rs} = \hat{\mathbf{C}}(\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1}\mathbf{F}^{rs} \tag{4.10}$$

ここでは、$d_{t,i}^{rs}$を、r国からs国への輸出（輸入）に体化した環境負荷のうち、t国のi部門で生じたものとして、以下のベクトルを定義する。

$$\mathbf{d}_t^{rs} \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^{rs} \\ d_{t,2}^{rs} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{rs} \end{bmatrix}, \qquad \mathbf{D}^{rs} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{d}_1^{rs} \\ \mathbf{d}_2^{rs} \\ \vdots \\ \mathbf{d}_m^{rs} \end{bmatrix}, \qquad \mathbf{F}^{rs} \equiv \begin{bmatrix} 0 \\ \vdots \\ \mathbf{e}^{rs} \\ 0 \\ \vdots \end{bmatrix}$$

なお、ここでのr国からs国への輸出（輸入）は、最終消費財と中間財を区別していないことに留意が必要である。

２）自国の消費に体化した特定国での環境負荷

次に、(4.6), (4.7)を用いて、自国の消費に体化した特定国での環境負荷を求める。まず、(4.6)から、r国から世界への輸出に体化した環境負荷のうちt国の各産業部門で生じた環境負荷$\mathbf{d}_t^{rw}$を求め、(4.7)から、世界からr国への輸入に体化した環境負荷のうちt国の各部門で生じた環境負荷$\mathbf{d}_t^{wr}$を求める。後者から前者をひくことで、以下が得られる。

$$\mathbf{d}_t^{r} \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^{r} \\ d_{t,2}^{r} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{r} \end{bmatrix} \equiv \mathbf{d}_t^{wr} - \mathbf{d}_t^{rw} \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^{wr} \\ d_{t,2}^{wr} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{wr} \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} d_{t,1}^{rw} \\ d_{t,2}^{rw} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{rw} \end{bmatrix}$$

$\mathbf{d}_t^{r}$は、r国の消費に体化したt国の各産業部門での環境負荷を表している。

これを用いることで、消費に体化した環境負荷の国際収支を、特定の２国の間で定義することもできる。すなわち、消費に体化した環境負荷についてのr国のt国に対する国際収支は、以下のように表すことができる。

$$D_{b,t}^{r} \equiv \sum_{i} d_{r,i}^{t} - \sum_{i} d_{t,i}^{r} \tag{4.11}$$

これは、t国で消費される財の生産過程においてr国で発生した環境負荷（t国の消費に体化したr国の環境負荷）から、r国で消費される財の生産過程においてt国で発生した環境負荷（r国の消費に体化したt国の環境負荷）をひいた値である。この値が負となる場合、相手国の消費が自国の環境サービスに依存する以上に、自国が相手国の環境サービスに依存していることを示している。

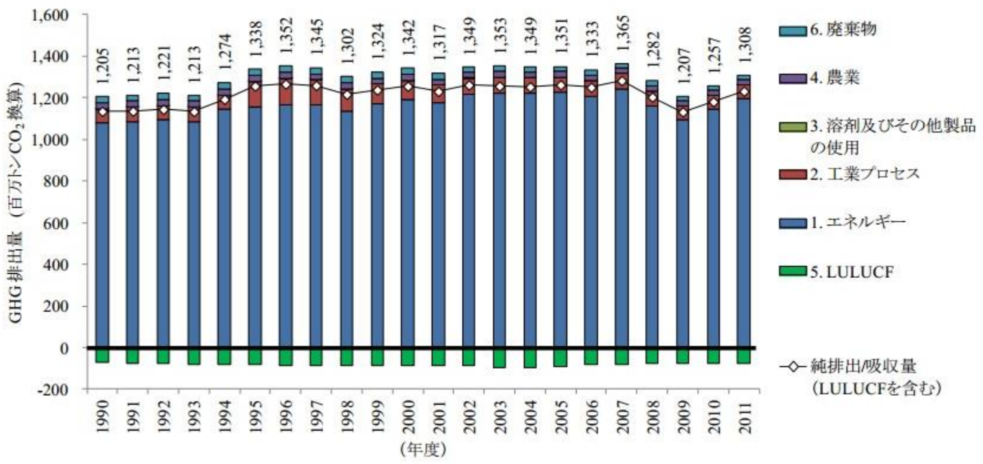
５．エンボディド・カーボン貿易とエンボディド・エネルギー貿易の推計

5.1　データ

5.1.1　エンボディド・カーボン

IPCC のインベントリ・ガイドラインでは、温室効果ガス排出量の算定対象として、エネルギー（燃料燃焼、散逸排出)、工業プロセス、溶剤及びその他の製品の使用、農業、土地利用・土地利用変化及び林業、廃棄物の６つの排出源を挙げている。GTAP は、これらの排出源のうち燃料燃焼による CO_2 排出量を、国ごと産業部門ごとに独自に推計している。同じく MRIO モデルを用いた Atkinson et al. (2012)は、GTAP の CO_2 排出量データに加え、UNFCCC の温室効果ガスインベントリのデータを用いて、工業プロセス分野の一部（鉱業製品、化学産業、金属生産）に対象を広げている。しかし、現状では、発展途上国を中心に多くの国で、エネルギー分野以外の報告データが欠落しており、対象の拡大はデータの整合性の低下につながることが懸念される。また、図 5-1 の日本の排出源別の温室効果ガス排出量（吸収量）に見られるように、多くの国で、排出量の大部分をエネルギー起源のものが占めており、対象を広げることによるメリットはそれほど大きくないと考えられる。そこで本稿では、燃料燃焼による CO_2 排出のみを推計対象とすることとする。

図 5-1　各排出源における温暖化ガス排出量



（出典）環境省（2013）

排出原単位は、各国の産業部門別の排出量を GTAP の産業部門別生産額（*vom*）で除して算出した。部門別の排出量については、原則として、GTAP の燃料燃焼 CO_2 排排出量データを用いる。

ただし、他の排出量統計との間に大きな乖離が見られる部分については、以下の手順で、UNFCCC の温室効果ガスインベントリのデータによる補正を行った[5]。まず、数値の乖離状況を見るため、GTAP の部門分類による排出量と UNFCCC インベントリの部門分類による排出量を表 5-1 のように対応させた。ここでは、UNFCCC インベントリに比べて GTAP の部門分類の方が細かい場合は、UNFCCC の当該部門の排出量を該当する GTAP の各部門の排出量の割合に応じて按分し、UNFCCC の部門分類の方が細かい Road Transportation と Railways については、合計値を GTAP の 48 部門（Other Transport: road, rail ; pipelines, auxiliary transport activities; travel agencies）に対応させた。なお、UNFCCC データは、GTAP に合わせて 2004 年・2007 年か、欠落している場合は報告されている中で最も新しい数値を使用した。

表 5-1　UNFCCC と GTAP の部門対応

	UNFCCC インベントリ部門	GTAP 部門番号
1	1.A.1.A Public Electricity and Heat Production	43, 44
2	1.A.1.B Petroleum Refining	32
3	1.A.1.C Manufacture of Solid Fuels and Other Energy Industries	15, 16, 17
4	1.A.2.A Iron and Steel	35
5	1.A.2.B Non-Ferrous Metals	36, 37
6	1.A.2.C Chemicals	27, 33

7	1.A.2.D Pulp, Paper and Print	31
8	1.A.2.E Food Processing, Beverages and Tobacco	19-26
9	1.A.2.F Other	18, 28-30, 34, 38-42, 45-47, 51-57
10	1.A.3.A Civil Aviation	50
11	1.A.3.B Road Transportation	48
12	1.A.3.C Railways	48
13	1.A.3.D Navigation	49
14	1.A.3.E Other Transportation	
15	1.A.4.A Commercial/Institutional	
16	1.A.4.B Residential	
17	1.A.4.C Agriculture/Forestry/Fisheries	1-14
18	1.A.5.A Other Stationary	
19	1.A.5.B Mobile	

ただし、こうした対応を行っても、個々の部門の下に含まれる細かい産業の違いは依然として残る可能性がある。両者の数値が乖離する原因は、こうした部門分類の違いによる場合と、GTAP と UNFCCC のいずれかの数値の過少・過大推計による場合とがあると考えられる。また、UNFCCC については、インベントリ・ガイドライン通り 19 分類に従って排出量を報告している国（主に先進国）と 5 分類程度で大雑把に報告している国（主に途上国）があり、特に後者については、19 分類であれば本来含めるべき産業が合算値から欠落している場合も考えられる。そこで、本研究では、ガイドライン通り 19 分類に従って排出量を算出している国で、GTAP と UNFCCC の乖離幅が UNFCCC の国別排出量総計の±3%を超えている部門については、UNFCCC の値が正しいとみなして、その数値を採用した。ただし、UNFCCC の「1.AA.2.F Other」は、性質上乖離が避けられないため、調整を見送った。一方、5 分類程度で報告している国で、GTAP と UNFCCC の乖離幅が UNFCCC の国別排出量総計の－3%を超えている部門については、UNFCCC の値が正しいとみなしてその数値を採用し、逆に＋3%を超えている部門については、UNFCCC の報告値の欠落とみなして GTAP の数値を採用した。

5.1.2　エンボディド・エネルギー

本来、EE の分析としては、電力・産業・輸送など経済の幅広い部門でのエネルギー消費を対象とすべきだが、一次エネルギー源ごとの国際比較可能なデータが限られるため、本稿では、一次エネルギー消費のうち電力部門で発電された分のみを対象に推計を行った。したがって、ここでの単位は生産された電力量（GWh）である。

各国の電力部門における発電量は、国際エネルギー機関（International Energy Agency: IEA）の 2007 年の国別の一次エネルギー別（石炭・ピート、石油、天然ガス、バイオ燃料、廃棄物、原子力、水力、地熱、太陽光、太陽熱、風力、潮力、その他）のデータを使用した。エネルギー消費原単位は、一次エネルギー別の発電量を GTAP の電力部門（43 部門）の生産額（*vom*）で除して算出した。

5.2　推計結果

5.2.1　エンボディド・カーボン

１）消費ベースと生産ベースの CO_2 排出量

図 5-2 は各国の消費ベースと生産ベースでの総排出量で、図 5-3 はその一人あたりの数値である。ただし、人口 2,000 万人以上の国のみを表示している。

全般的に生産ベースの排出量が多い国は消費ベースの排出量も大きいが、一部の国は両者の間に乖離が見られる。例えば、上位国では、アメリカ、日本、ドイツ、イギリス、韓国、イタリア、メキシコ、フランス、スペイン、ブラジルといった国は消費ベースの排出量の方が大きい。特に、生産ベースで中国よりわずかに下回っていたアメリカは、消費ベースでは中国を大幅に追い抜き、世界１位となっている。こうした乖離の原因としては、１）炭素集約的かどうかにかかわらず、諸外国で消費される財のサプライチェーンの中で国内の生産拠点で生産される量に比べ、国内で消費する財のサプライチェーンの中で国外の生産拠点で生産される量が大きい、２）サプライチェーンのうち特に炭素集約的な部門の生産を国外の生産拠点で行っている、３）同じ部門であっても、国内で生産して国外に輸出する分よりも、国外で生産して国内に輸入する分の方が炭素効率が低い、などが考えられる。一方、中国、インド、ロシア、カナダ、イラン、オーストラリア、インドネシア、南アフリカ、サウジアラビアといった国は、生産ベースの排出量の方が大きい。これは、上記の１～３の原因の反対が考えられる。

一人あたりの消費ベースでの排出量は、アメリカ、オーストラリア、カナダ、サウジアラビア、イギリス、ドイツ、日本の順で、先進国の値が大きいことがわかる。国の排出総量で上位を占めていた中国は、アメリカの約 19.1 トンに対して、６分の１以下の 3.1 トン程度で、インドも 1.1 トン程度である。南アフリカ、コートジボワールを除き、サハラ砂漠以南のアフリカ諸国は一人あたり 1 トン以下となっている。

２）消費に体化したエンボディド・カーボンの国際収支

図 5-4 は、消費に体化した EC の国際収支である。いずれも、人口 2,000 万以上の国

のみを示している。
国合計では、群を抜いて中国が最大の黒字国となっており、同国がいわゆる“世界の工場”として、大量の EC を輸出していることがわかる。ロシア、南アフリカ、台湾といった国々が、中国をだいぶ下回ってこれに続く。一方、赤字国では、アメリカが２位のイギリスの２倍程度の差を付けて世界最大の EC 赤字国になっている。フランス、ドイツ、イタリア、日本といった国々がこれに続いている。

３）消費に体化したエンボディィド・カーボンをめぐる国家間の相互関係

a）各国の消費に体化した自国での CO_2 排出量の消費国別割合（各国による占有率）

図 5-5 は、EC の純輸出で上位を占める 7 カ国について、各国の消費に体化した自国での CO_2 排出量の消費国別の構成比を示したものである。純輸出で１位、２位を占める中国とロシアは、自国の消費向けの排出量が 7 割を超えている。それに対して、これに続く南アフリカ、台湾、ウクライナ、マレーシアは、自国向けが 4〜５割程度で、かつ、アメリカ、中国、ロシアなど特定国への EC 輸出が一定量を占めている。

b）自国の消費に体化した各国での CO_2 排出量の割合（各国への依存度）

図 5-6 は、EC の純輸入で上位を占める 7 カ国について、自国の消費に体化した各国での CO_2 排出量の構成比を示したものである。１位のアメリカと６位の日本は、自国での排出量が７〜８割を占めている。それに対して、イギリス、フランス、ドイツ、イタリア、スペインといった欧州諸国は、自国での排出量は４〜５割と低い。全ての国で、中国での排出量が自国の次に位置しており、同国を“世界の工場”として利用している実態を反映しているものと考えられる。

４）附属書 I 国と非附属書 I 国の排出量の比率

図 5-7 は、気候変動枠組条約の附属書 I 国に属する国々とそれ以外の国々[6]の排出量の比率を、生産ベースと消費ベースそれぞれで見たものである。生産ベースでみた場合、附属書 I 国は世界の排出量の約 50.5%を占めているが、消費ベースでみると 55.9%に増加する。附属書 I 国から非附属書 I 国に対して、世界の年間排出量の約 5.5%にあたる量が、EC として純輸出されていることになる。

国別では、アメリカの構成比が世界の 21.4%から 23.4%に、EU の構成比は世界の 13.1%から 16.9%に、日本の構成比は 4.6%から 4.9%に増加する。それに対して、中国の構成比率は 21.4%から 16.8%に、インドの構成比率は 5.3%から 5.1%に下落する。

こうした結果は、今後の国際的な排出削減交渉や、削減の進め方にとっても重要な政策的含意を持つものと考えられる。ダーバン合意に基づく 2020 年以降の新枠組の姿はまだ見えてこないが、各国の排出削減目標を京都議定書と同じく生産ベースで捉えるのか、あるいは消費ベースで捉えるのかによって、先進国・途上国の負担の比率は大きく変わってくる。

図 5-2　生産ベースと消費ベースの CO_2 排出量（国合計，百万トン）

(a)生産ベース　　　(b)消費ベース

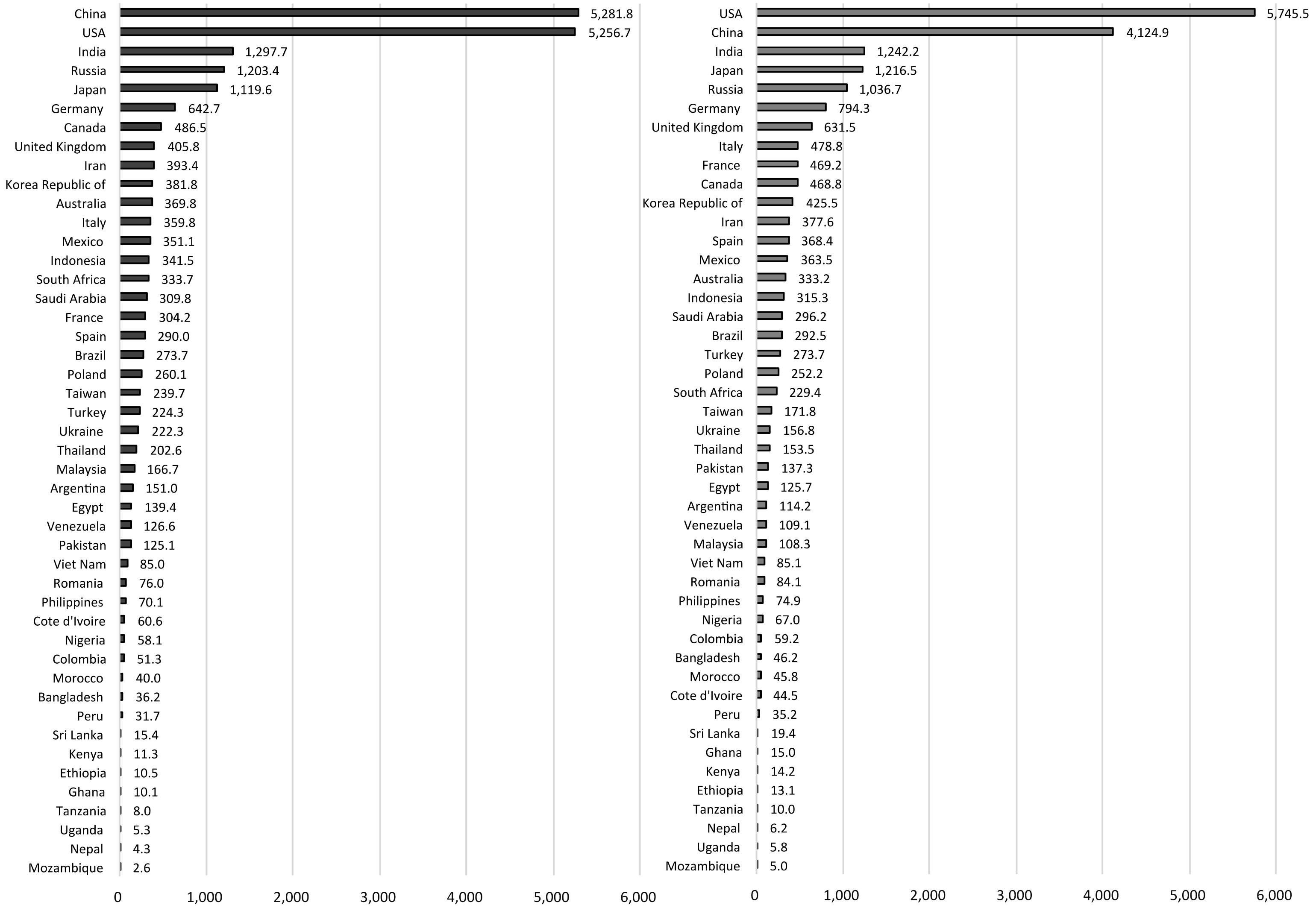


図 5-3　生産ベースと消費ベースの CO_2 排出量（一人あたり，トン）

(a)生産ベース　　　　(b)消費ベース

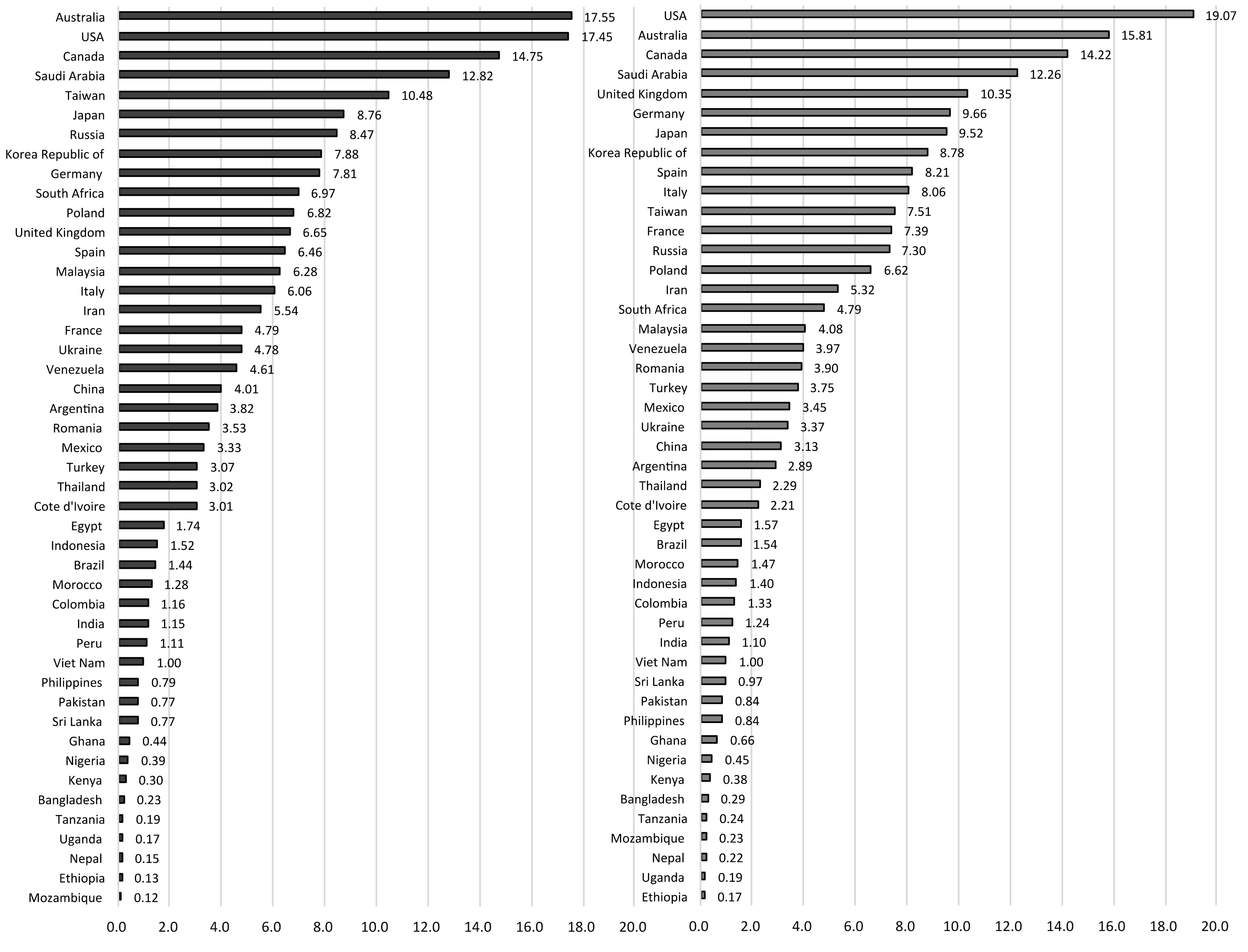


図 5-4　消費に体化したエンボディド・カーボンの国際収支（国合計，百万トン）

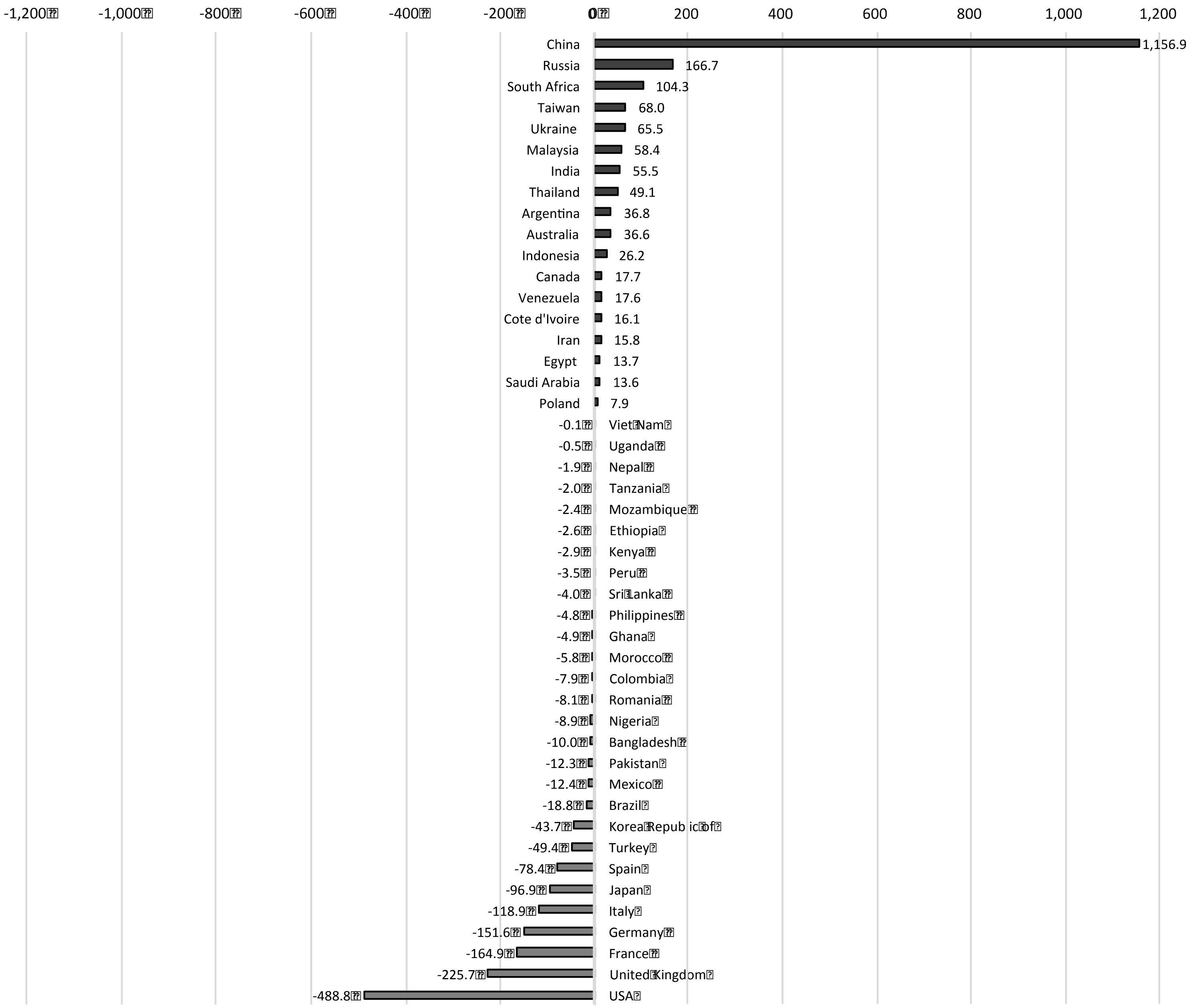


図 5-5　各国の消費に体化した自国での CO_2 排出量の消費国別割合

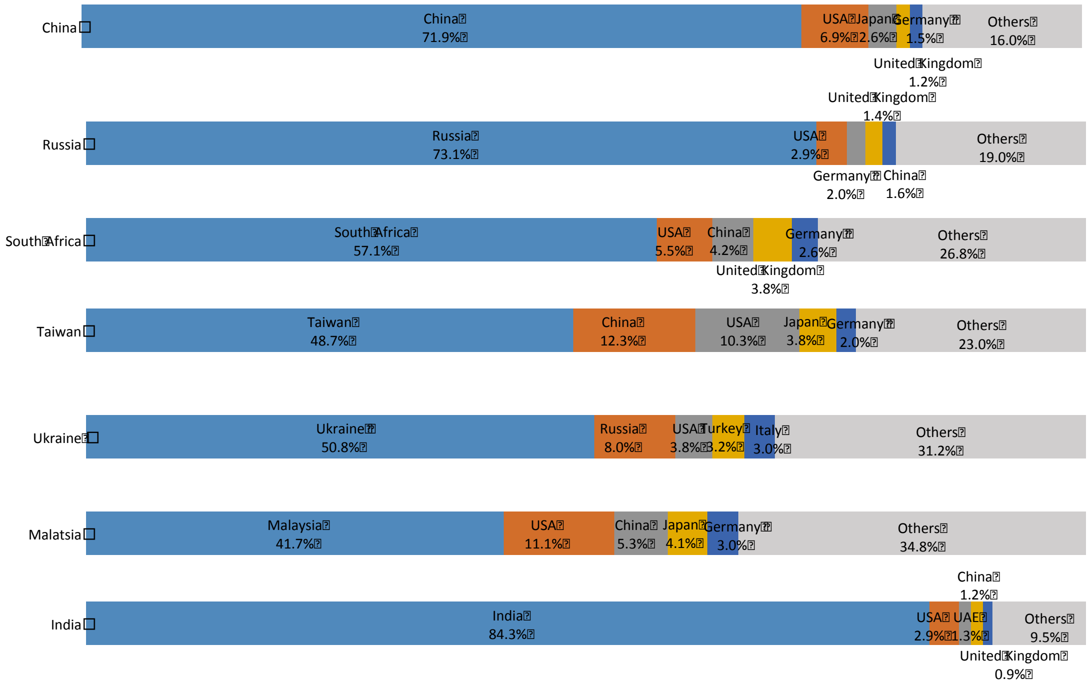


図 5-6　自国の消費に体化した各国での CO_2 排出量の割合

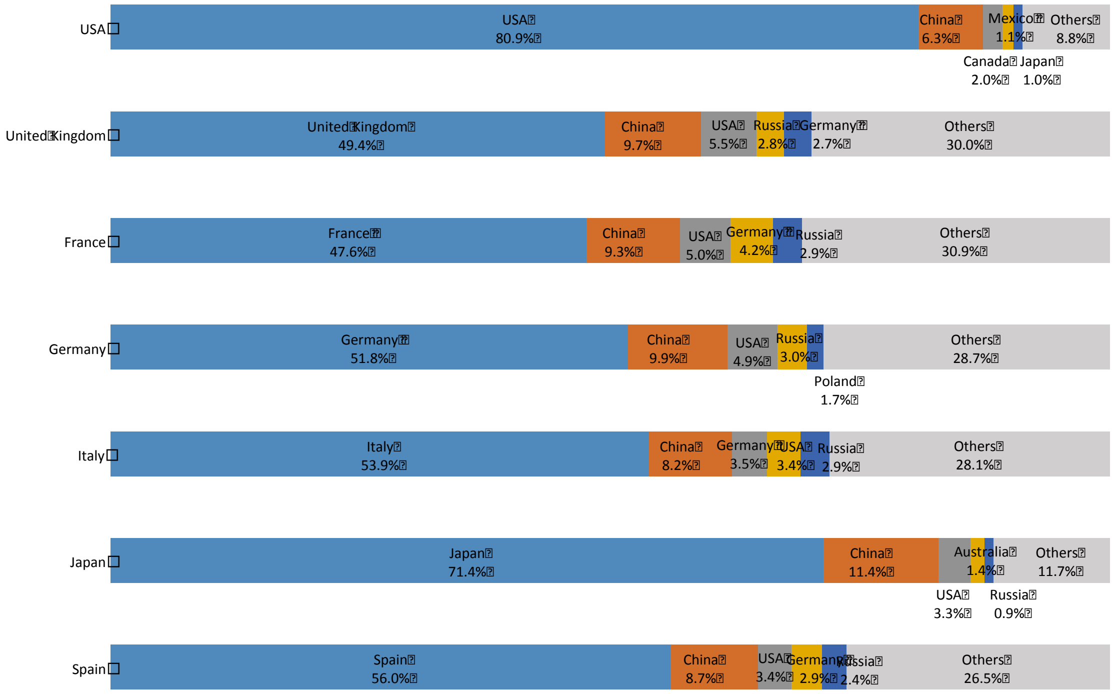
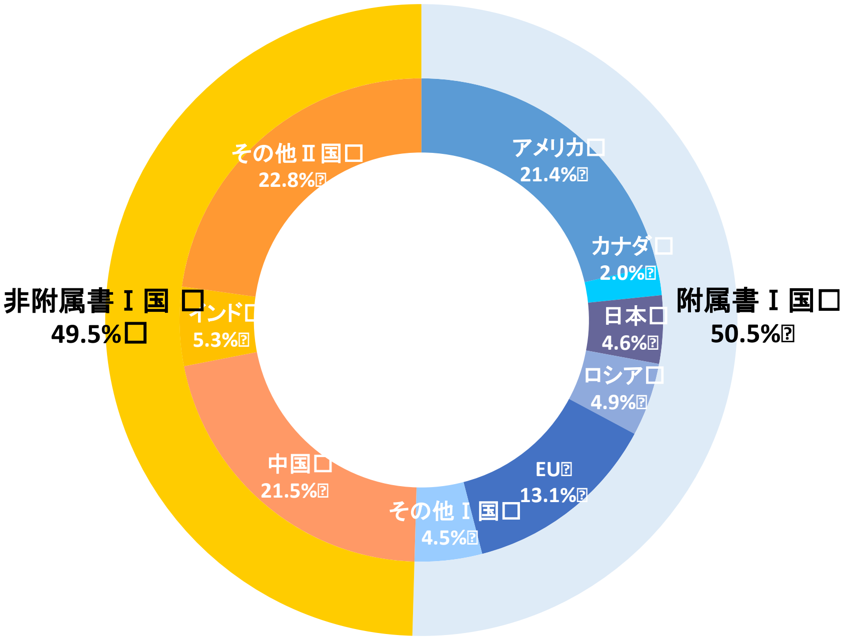
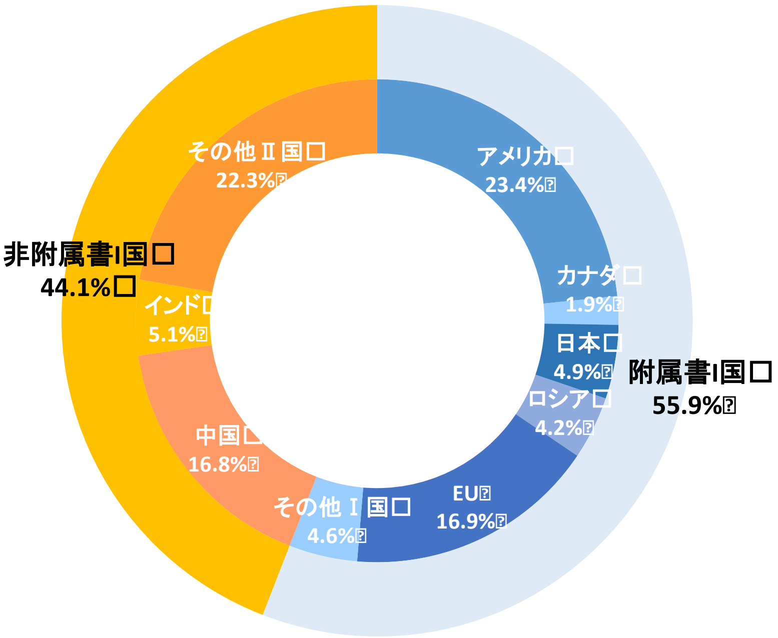


図 5-7　附属書Ⅰ国と非附属書Ⅰ国の排出量の比率

a）生産ベースの排出量



b）消費ベースの排出量



5.2.2　エンボディド・エネルギー

１）消費ベースと生産ベースの発電量

図 5-8 は各国の消費ベースと生産ベースでの発電量で、図 5-9 はその一人あたりの数値である。いずれも、一次エネルギー源ごとの構成も併せて示した。ただし、人口 2,000 万人以上の国のみを表示している。

国合計では、消費ベース、生産ベースともに、全般的に人口の多い先進工業国が上位を占めている。新興国や途上国の人口大国では、中国やインド、ブラジルなどが上位に来ているのに対し、インドネシア、パキスタン、バングラディシュ、ナイジェリアなどは人口の割に発電量が少ない。一人あたりで見ると、先進工業国と新興国・途上国の差はさらに明確となり、中国やインド、ブラジルなども下位となっている。

消費ベースと生産ベースの差をより詳しく見るために、図 5-10 において、両者の比率を表した。これは自国の消費に体化した電力のどの程度を自国の発電でまかなっているかを表しており、消費という側面から見たエネルギー自給率と解釈することができる。モザンビークの約 469%とウガンダの 0%が目に付くが、それ以外の国は 100%から大きく乖離することは少ない。佐藤・仲山 (2014)では、水資源（バーチャル・ウォーター）と土地（バーチャル・ランド）について本稿と同様の分析を行っだが、これらの自然資本に比べて、消費に体化したエネルギーは相対的に自給の度合いが強いと言える。ただし、台湾や南アフリカといった新興工業国は、自国の発電量の半分近くを他国の消費のために使っているほか、エチオピア、ナイジェリア、タンザニア、モロッコ、ガーナ、ケニヤといったサブサハラの国々、そしてイギリスとイタリアは、自国の消費に体化した電力の 3～4 割を他国に依存している。モザンビークについては、南アフリカやジンバブエ、イタリアなどの国にエンボディド・エネルギーを輸出しており、３カ国への輸出量（6,601GWh）が自国のための発電量（1,258）の５倍以上に昇っている。一方、ウガンダは発電量データ自体が入手できなかったため、生産ベースはゼロとなっている。

図 5-11 は、１次エネルギー別の構成を比率で表示したものである。図は化石燃料の構成比の大きい順に並べているが、先述のように、消費に体化したエネルギーの場合は各国とも自給の度合いが高いため、(a)の生産ベースと消費ベースで順番が大きく入れ替わることはない。ただし、他国での発電の状況が反映されるため、消費ベースの方がエネルギー構成が若干多様になっている。たとえば、原子力発電を行っている国は限定されるため、大半の国で原子力由来の生産ベース発電量はないが、消費ベースでは、全ての国が多かれ少なかれ原子力発電に依存している。(c)は、こうした多様化

の源泉となっている、自国の消費に体化した他国での発電（すなわちEEの輸入）の１次エネルギー別構成比を示したものである。ほとんどの国で、EE輸入の6〜7割を化石燃料由来の電力が占めている。例外はアルゼンチン、ブラジル、イタリアなどで、アルゼンチンとブラジルは近隣国から水力発電を多く輸入し、イタリアは原子力を多く輸入することで、化石燃料の割合を減らしている。

２）消費に体化したエンボディド・エネルギーの国際収支

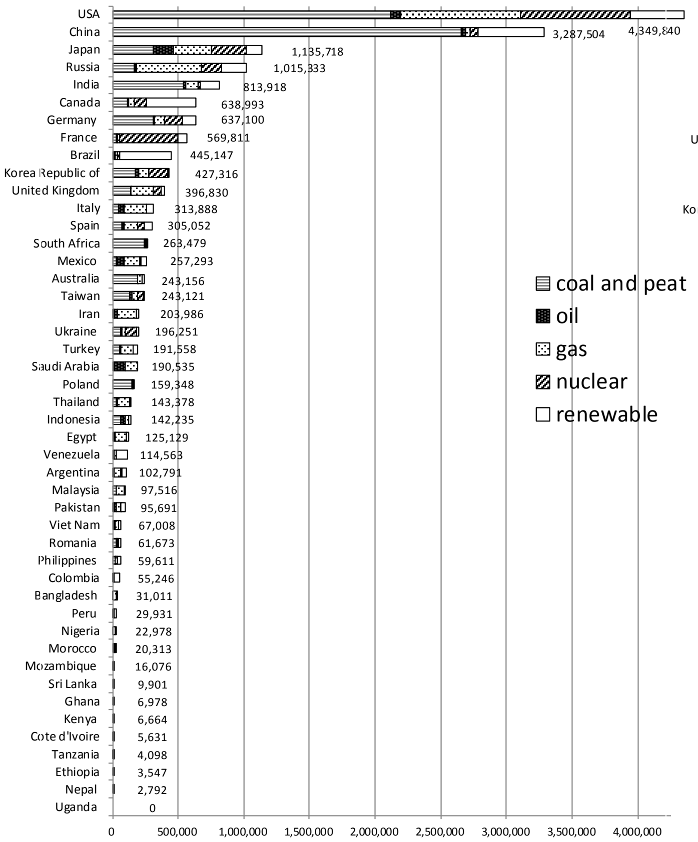
図5-12は、消費に体化したエンボディド・エネルギーの国際収支を示したものである。これらの国の中では、中国が圧倒的な黒字国で、純輸出分の大半を石炭火力による発電でまかなっている。次いで、ロシア、カナダ、南アフリカ、台湾などが上位の黒字国となっており、それぞれ、天然ガス、水力、石炭による電力を輸出している。

一方、赤字側では、アメリカが圧倒的な純輸入国で、内訳としては、水力と石炭火力が同程度に大きい。ついで、イギリス、イタリア、ドイツ、スペインなどのヨーロッパ諸国が上位の純輸入国である。

一次エネルギー別に黒字と赤字が両方ある国としては、フランス、日本、ブラジルなどが特に目につく。フランスは世界最大の原子力の純輸出国だが、赤字側では、石炭、天然ガス、水力などを輸入し、全体としては赤字国となっている。日本は原子力と天然ガスと石油で黒字だが、石炭と水力を輸入し、全体としてはやはり赤字国となっている。一方、ブラジルは石炭などで赤字となっているが、水力発電を輸出し、全体としてはわずかに黒字となっている。

図 5-8　生産ベースと消費ベースの発電量（国合計, GWh）

(a)生産ベース



(b)消費ベース

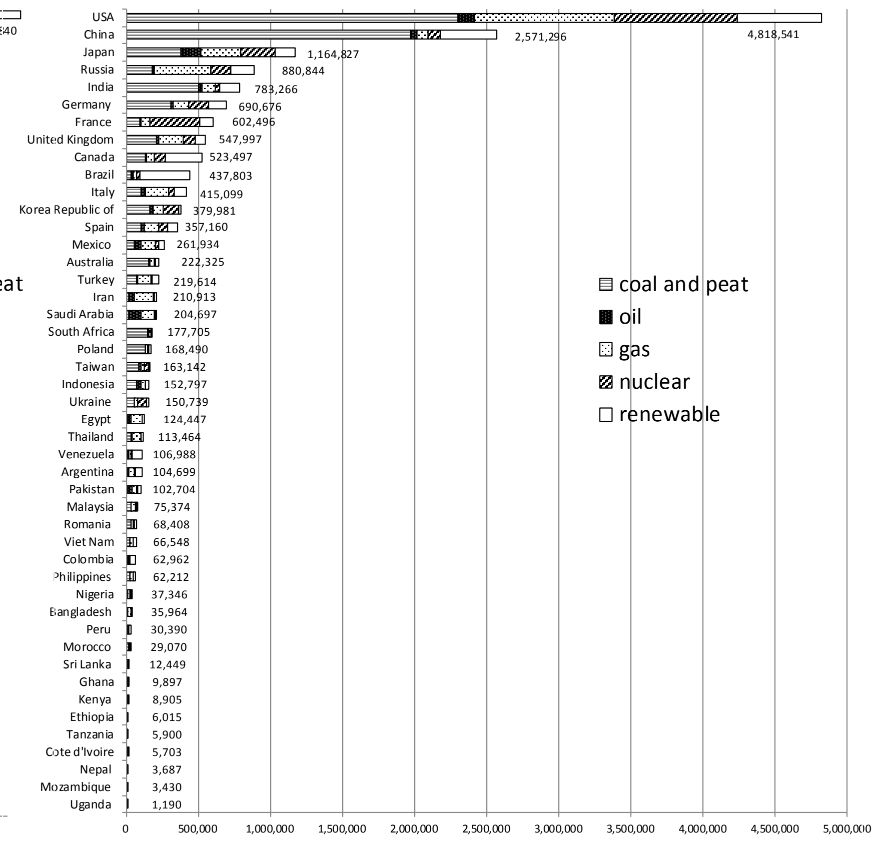


図 5-9　生産ベースと消費ベースの発電量（一人あたり, KWh）

(a)生産ベース　　　　(b)消費ベース

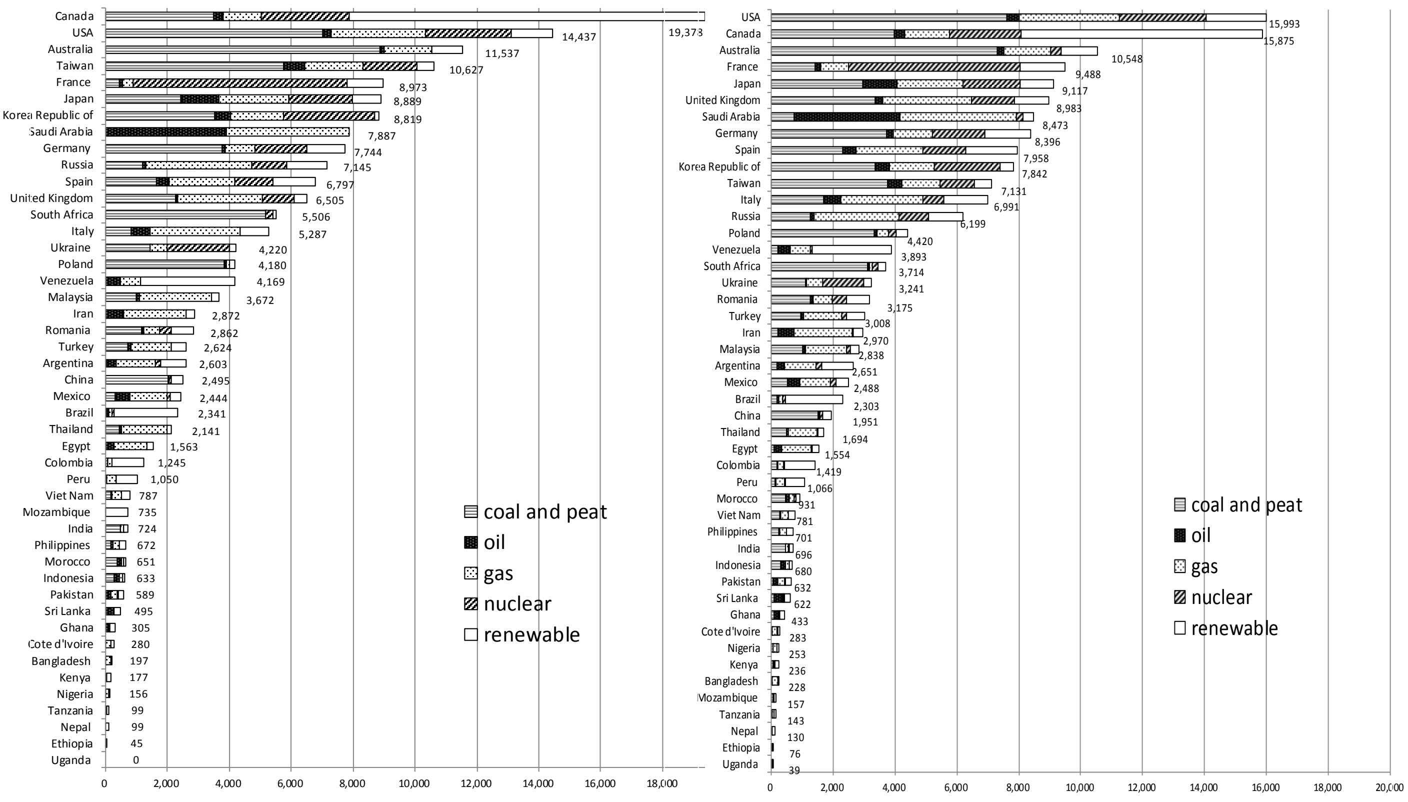


図 5-10　消費に体化したエネルギーの自給率
（生産ベース発電量/消費ベース発電量（%））

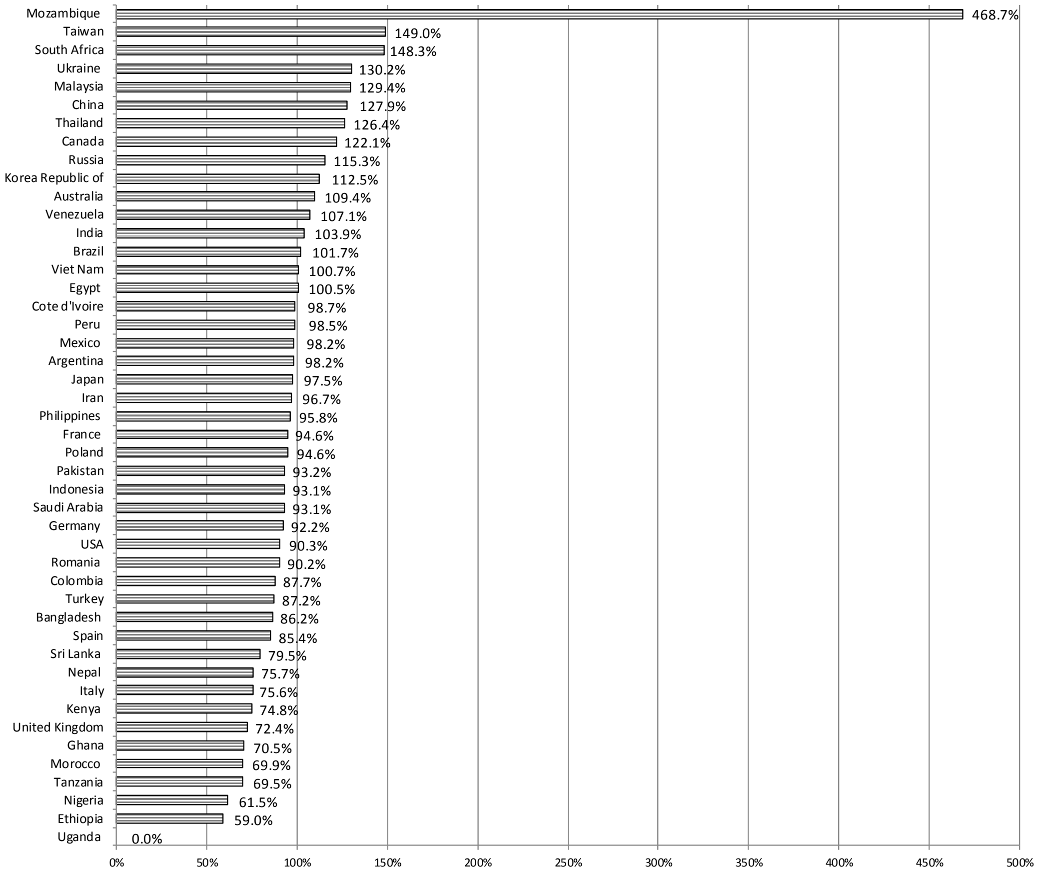
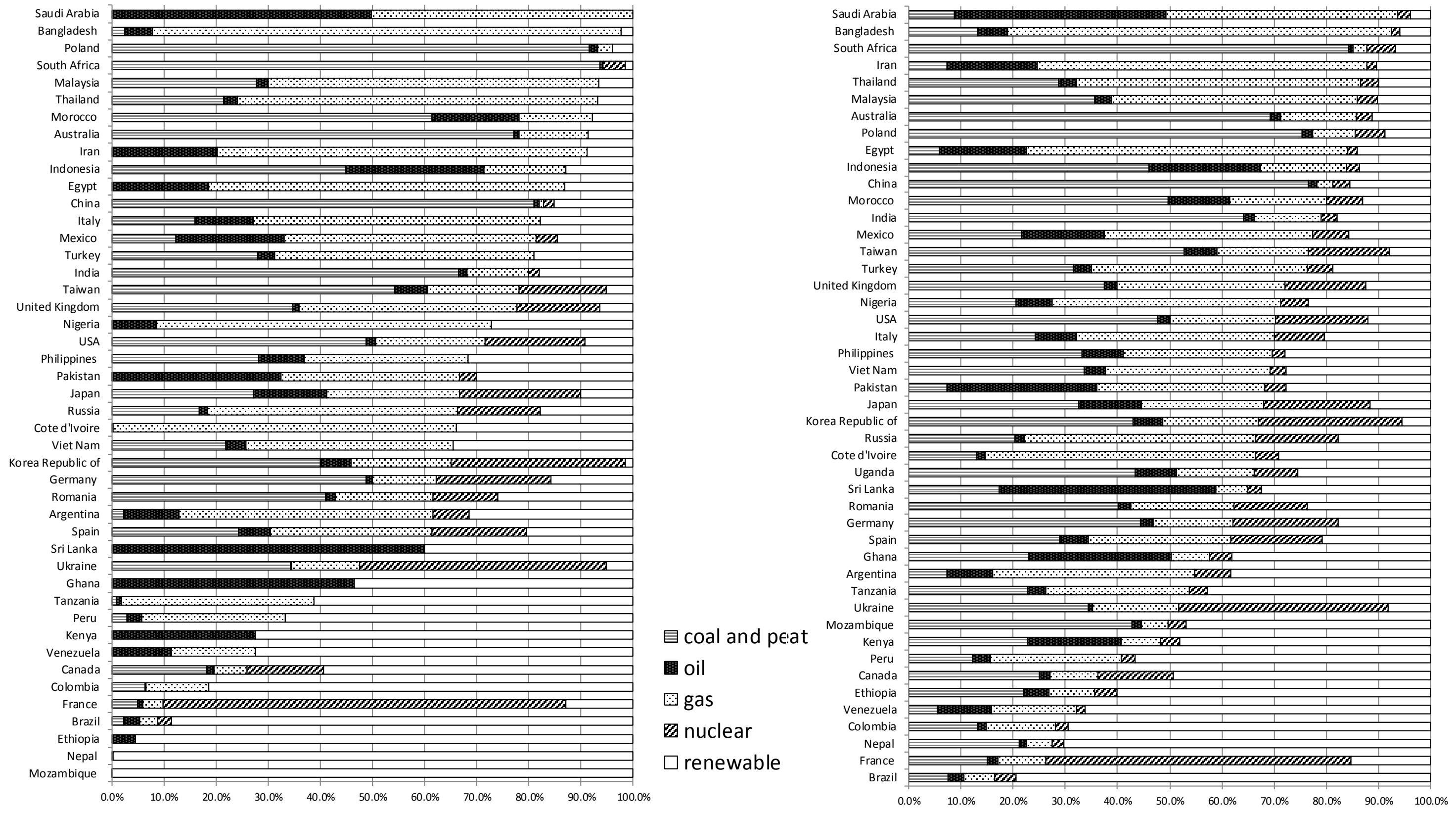


図 5-11　一次エネルギー別の構成

(a)生産ベース　　　　　　　　(b)消費ベース



(c)自国の消費に体化した他国での発電（エンボディド・エネルギー輸入）

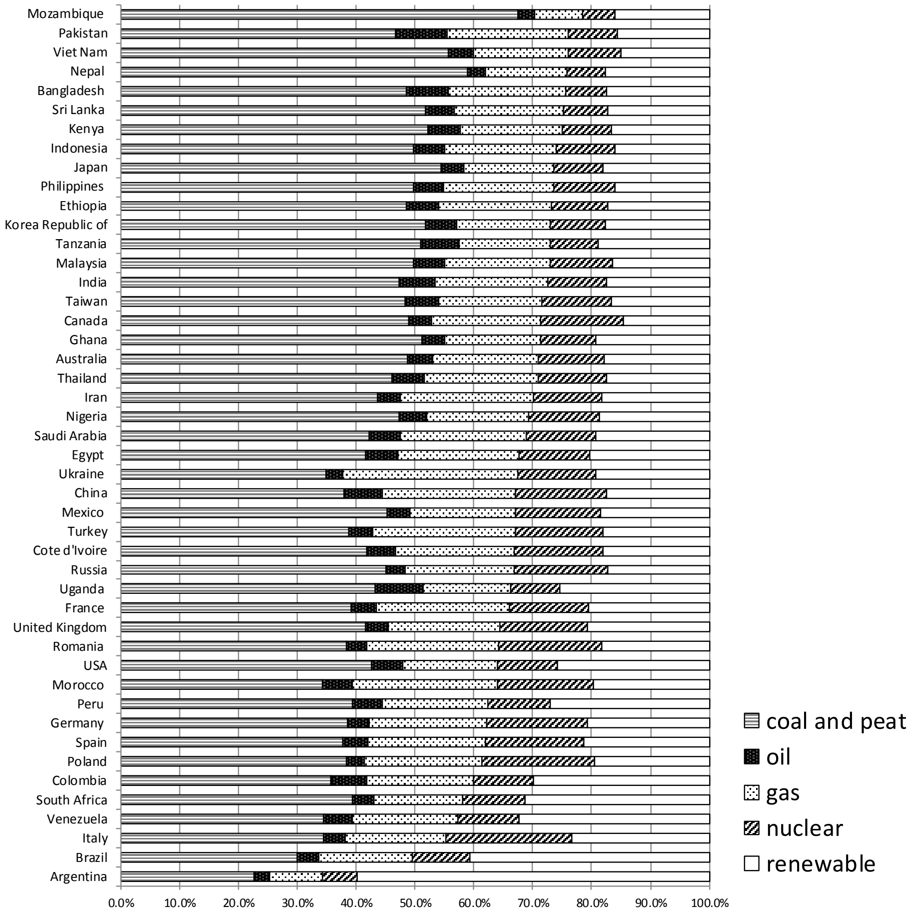
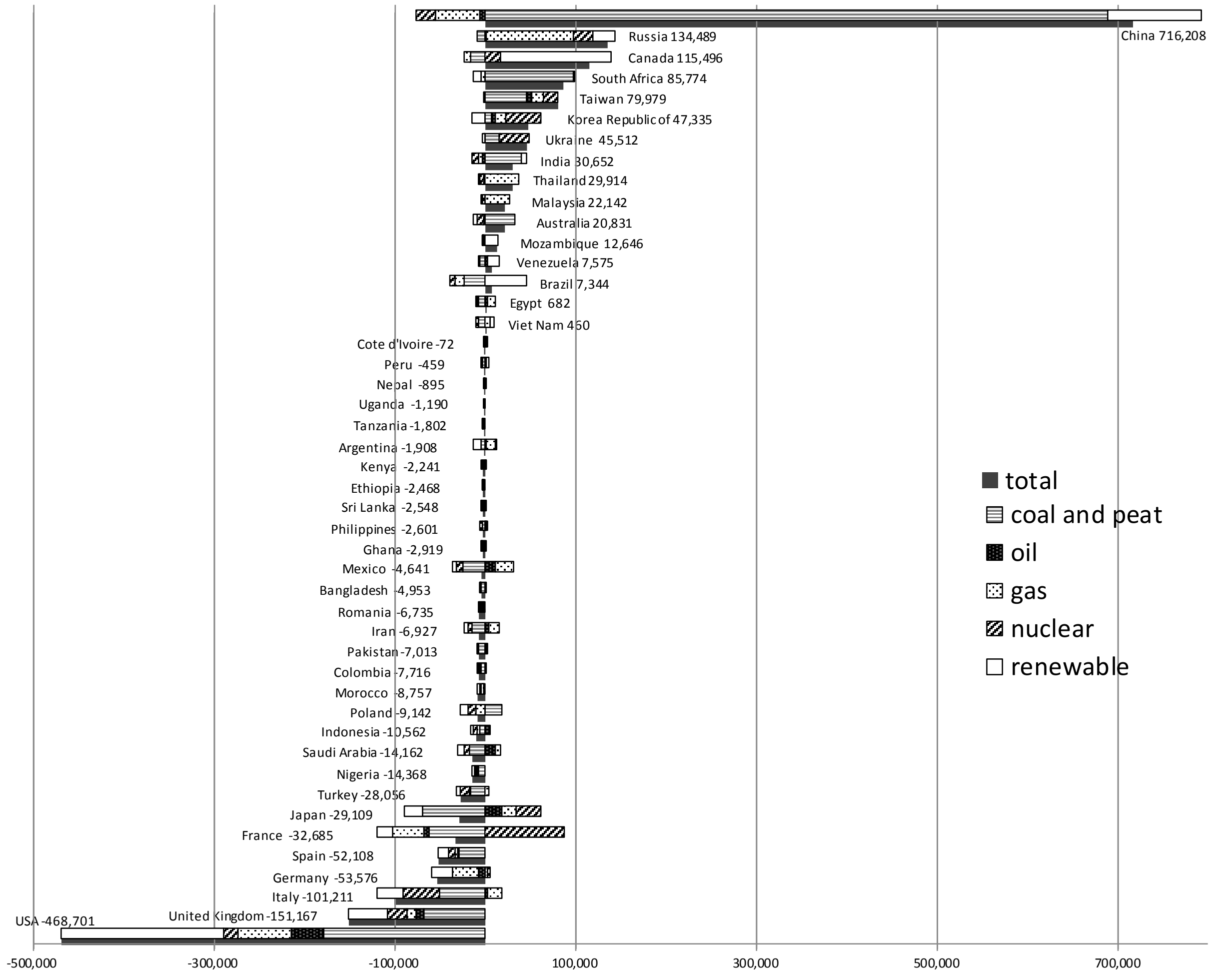


図 5-12　消費に体化したエンボディド・エネルギーの国際収支（国合計, GWh）



5.3　横断的分析

前節で述べた横断的な分析を行うため、図 5-13 から図 5-14 の通り、様々な組み合せで各国の生産ベースの指標と国際収支の散布図を作成した。横軸は生産ベース CO_2 排出量、もしくはエネルギー源別の生産ベース発電量を表している。ただし、ここでは経済規模の違いによる差を捨象するため、前者については一人あたりの排出量を、後者については生産ベース発電量の全エネルギー合計に占める割合を用いた。縦軸は、EC の国際収支、もしくは、エネルギー源別の EE の国際収支を表している。やはり、前者については一人あたりの排出量を、後者については生産ベース発電量の全エネルギー合計に占める割合を用いた。

また、見やすさの観点から、左側の図では OECD 加盟国にロシアと主要パートナー（中国、ブラジル、インド、インドネシア、南アフリカ）を加えた国々を、右側の図ではそれ以外の国々を表示している。いずれも人口 2,000 万人以上の国に限定している。

5.3.1　各種の環境負荷における生産ベースと国際収支

図 5-13 は、CO_2 排出量、化石燃料由来の発電量、原子力由来の発電量、再生可能エネルギー由来の発電量のそれぞれについて、各国の生産ベースと国際収支をプロットしたものである。

これらの図からは、CO_2、化石燃料、原子力において生産ベースの環境負荷が少ない国の一部が、国外から多くの環境負荷を消費に体化した形で純輸入していることがわかる。例えば、一人あたり CO_2 排出量では、イギリス、フランス、イタリア、スペイン、ドイツなどの西欧諸国は、いずれも生産ベースの数値は日本より小さいが、日本の 2～4 倍近い EC を国外から純輸入している。化石燃料では、化石燃料由来の発電量が少ない国々のうち、フランス、エチオピア、ネパールといった国々が、化石燃料由来の EE を大量に輸入し、原子力では、イタリア、ポーランド、モロッコ、ナイジェリア、エチオピア、ガーナといった国々が、原発由来の発電量はほとんどないにもかかわらず、原発由来の EE を大量に純輸入している。

5.3.2　生産ベース CO_2 排出量とエンボディド・エネルギーの国際収支

図 5-14 は、一人あたりの生産ベースの CO_2 排出量と、化石燃料と原子力のそれぞれに由来する EE の国際収支との関係を示したものである。ここでも、生産ベースの CO_2 排出量が少ない国の一部が、化石燃料由来や原子力由来の EE という形で、国外で多くの環境負荷を生み出していることが分かる。化石燃料については、イギリス、フランス、

スペイン、イタリア、南アフリカ、中国、マレーシア、タイ、モロッコ、スリランカは、いずれも一人あたり CO2 排出量は日本より少ないが、化石燃料由来の EE を多く輸入している。エチオピア、ナイジェリア、タンザニア、ケニヤ、ガーナなどのアフリカ諸国、そしてネパールは、一人あたり CO2 排出量は世界でも最低水準であるにもかかわらず、やはり化石燃料由来の EE を多く輸入している。原子力については、イタリア、ポーランド、イギリス、モロッコが、一人あたり CO2 排出量は日本より少ないが、原子力燃料由来の EE を多く輸入し、ナイジェリア、エチオピア、ガーナ、タンザニア、ケニヤなどのアフリカ諸国は、一人あたり CO2 排出量は世界でも最低水準にもかかわらず、やはり原子力由来の EE を多く輸入している。

5.3.3　再生可能エネルギー由来の発電量と EC や EE の国際収支

図 5-15 は、再生可能エネルギー由来の生産ベースの発電量と、EC の国際収支、そして化石燃料と原子力のそれぞれに由来する EE の国際収支との関係を示したものである。ここでは、再生可能エネルギー由来の発電量が多い国の一部が、EC や化石燃料・原子力由来の EE という形で、国外で多くの環境負荷を生み出していることが分かる。スペイン、イタリア、ドイツ、フランスは再生可能エネルギー由来の発電量は日本より多いが、EC や化石燃料由来の EE を大量に輸入している。中でもイタリアについては、原子力由来の EE の輸入量も極めて多い。アフリカや南アジア、中南米の低所得国は、全体として再生可能エネルギー由来の発電量が多いが、ほとんどの国が化石燃料由来の EE を 10%～60%輸入している。

図 5-13　各種の環境負荷における生産ベースと国際収支

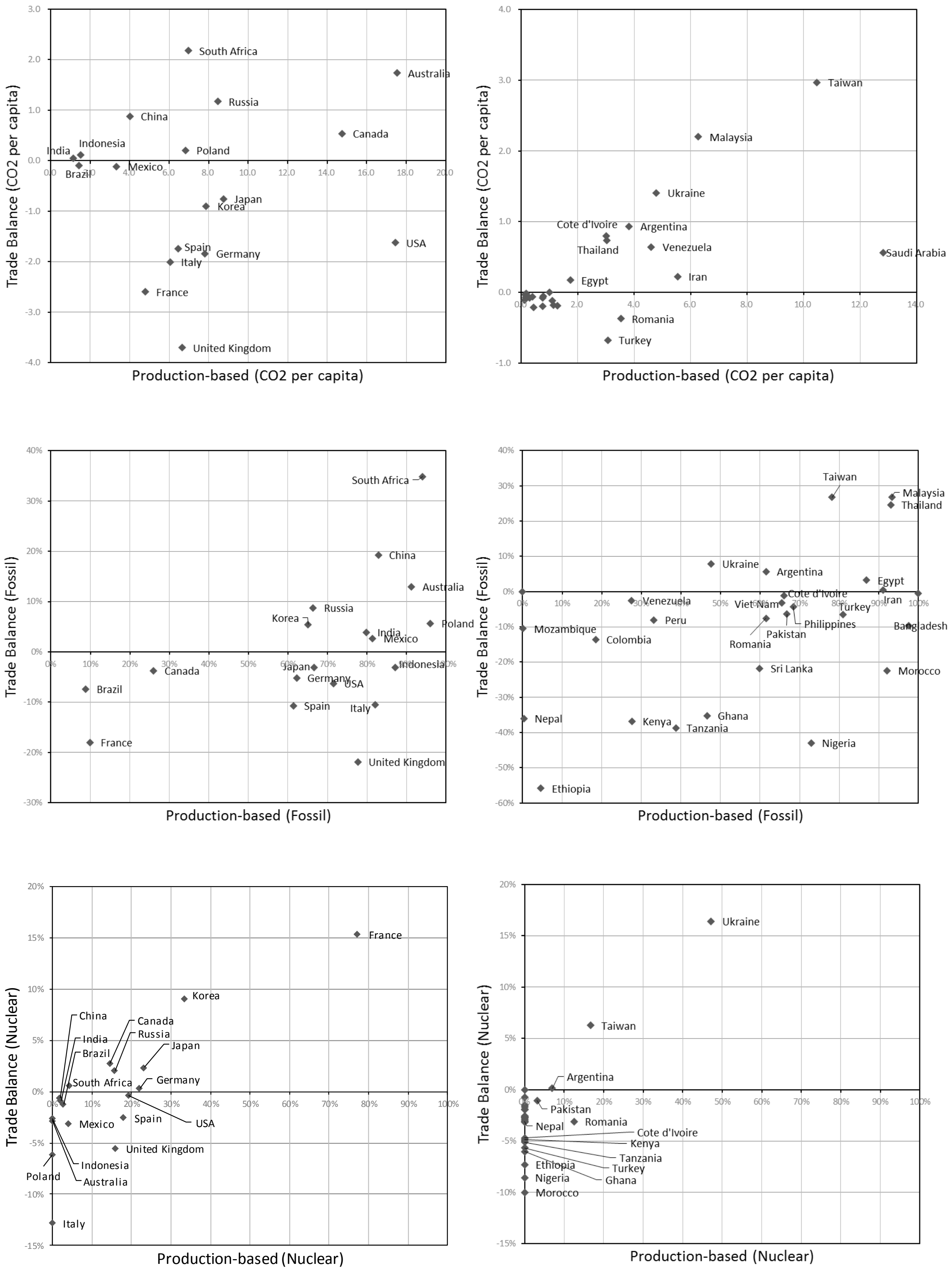


図 5-14　生産ベース CO_2 排出量とエンボディド・エネルギーの国際収支

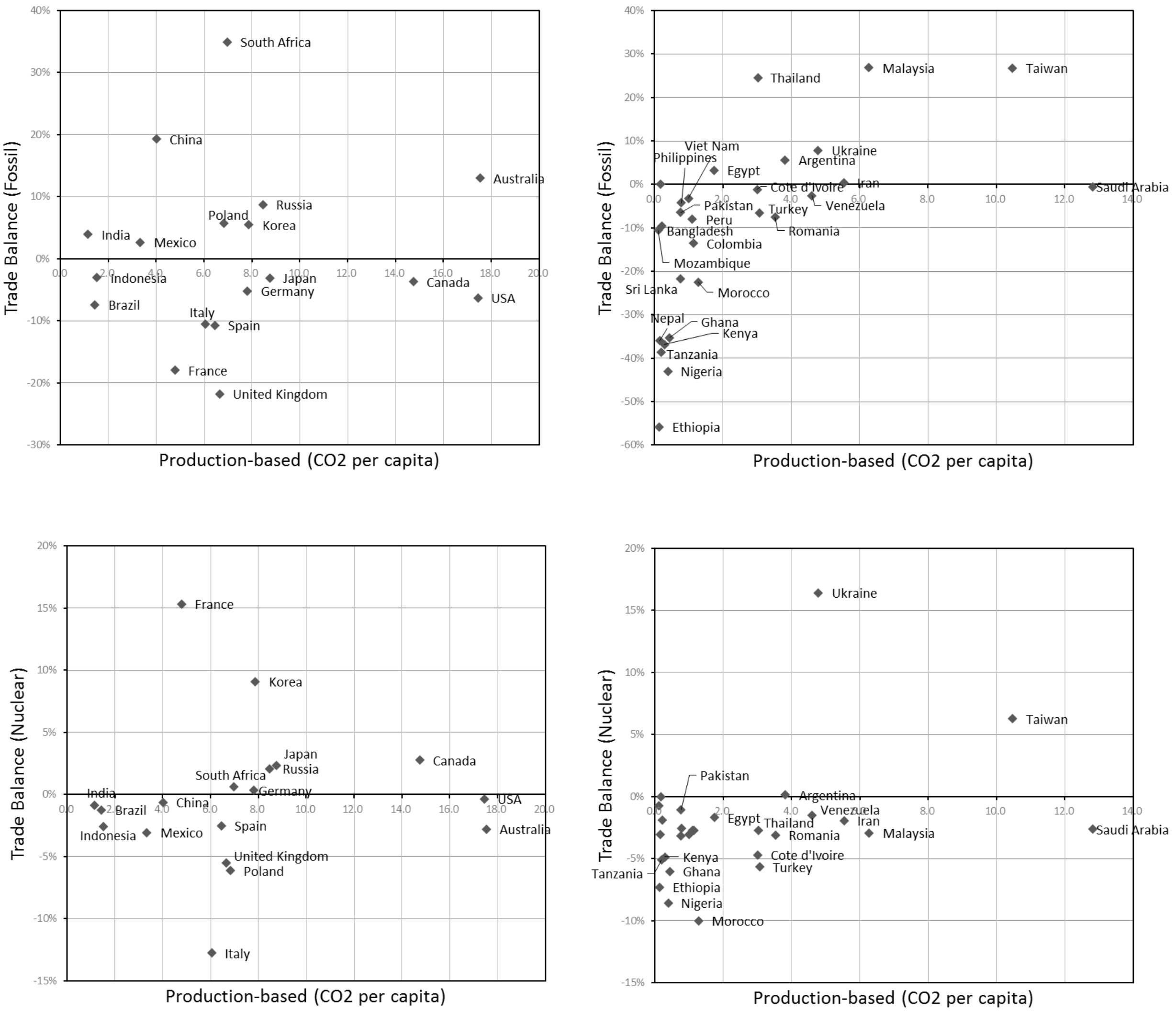
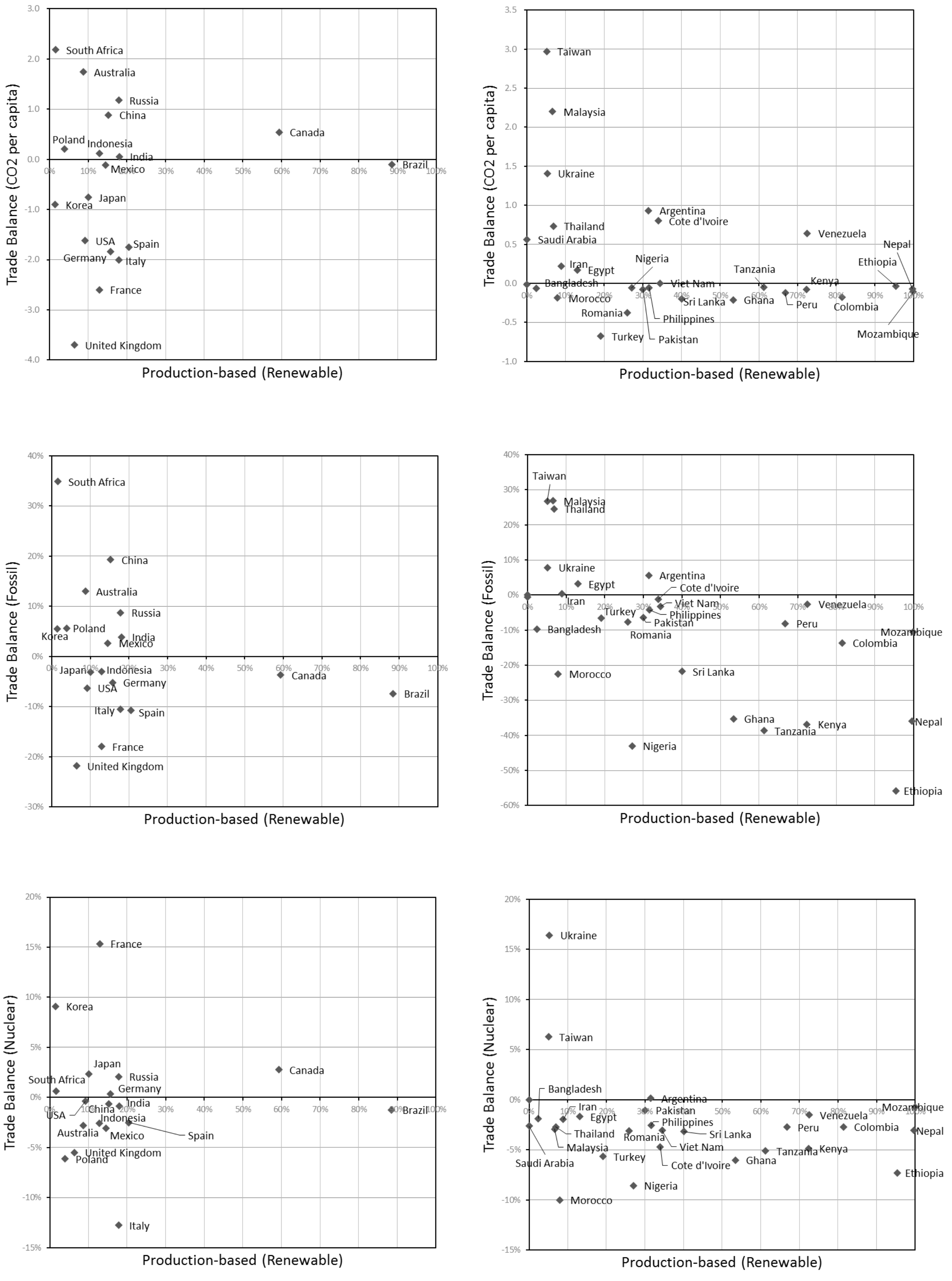


図 5-15　再生可能エネルギー由来の発電量と EC や EE の国際収支



６．結論

本稿では、MRIO モデルを用いて、消費や貿易に体化した EC と EE を推計し、これらを巡る国家間の相互依存関係を分析した。

推計の結果、まず EC については、生産ベースでみた場合、気候変動枠組条約の附属書 I 国は世界の排出量の約 50.5%を占めているが、消費ベース 55.9%だと増加し、附属書 I 国から非附属書 I 国に対して、世界の年間排出量の約 5.5%にあたる量が EC として純輸出されていることがわかった。

EE については、大多数の国は自国の消費に体化した電力の大部分を自国の発電でまかなっているが、サブサハラ諸国と先進国の一部が、自国の消費に体化した電力の 3〜4 割を他国に依存していることがわかった。

横断的分析では、CO_2、化石燃料、原子力において生産ベースの環境負荷が少ない国の一部が、国外から多くの環境負荷を消費に体化した形で純輸入していることがわかった。また、生産ベースの CO_2 排出量が少ない国の一部が、化石燃料由来や原子力由来の EE という形で、国外で多くの環境負荷を生み出していること、さらに、生可能エネルギー由来の発電量が多い国の一部が、EC や化石燃料・原子力由来の EE という形で、国外で多くの環境負荷を生み出していることが分かった。

参考文献

Asif, M., T. Muneer, and R. Kelley, 2007, Life cycle assessment: A case study of a dwelling home in Scotland, *Building and Environment* 42, 1391–1394.

Atkinson, G., K. Hamilton, G. Ruta, and D. Van Der Mensbrugghe, 2011, Trade in "virtual carbon": Empirical results and implications for policy, *Global Environmental Change* 21, 563–574.

Atkinson, G., M. Agarwala, and P. Munoz, 2012, Are national economies (virtually) sustainable?: an empirical analysis of natural assets in international trade, In: UNU-IHDP and UNEP, 2012, *Inclusive wealth report 2012: Measuring progress toward sustainability*, Cambridge: Cambridge University Press.

Bullard III, C.W., 1974, *Energy and the regional planner*, Illinois: Center for

Advanced Computation, University of Illinois at Urbana- Champaign.

Brinkley, A., and S. Less, 2010, Carbon omissions Consumption-based accounting for international carbon emission, *Policy exchange research note*, London: Policy Exchange.

Chen , T.Y., J. Burnett, and C.K. Chau, 2001, Analysis of embodied energy use in the residential building of Hong Kong, *Energy* 26, 323–340.

Davis, S.J., and K. Caldeira, 2010, Con mption-based accounting of CO2 emissions, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 5687–5692.

Estrup, C., 1974, Energy consumption analysis by application of national input-output tables, *Industrial Marketing Management* 3, 193–209.

Feng, K., A. Chapagain, S. Suh, S. Pfister, and K. Hubacek, 2011, Comparison of Bottom-Up and Top-Down Approaches to Calculating the Water Footprints of Nations, *Economic Systems Research* 23, 371–385.

Hammond, G.P., and C. I. Jones, 2008, Embodied energy and carbon in construction materials, *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Energy* 161, 87-98, http://dx.doi.org/10.1680/ener.2008.161.2.87.

Hannon, B., 1973, The structure of ecosystems, *Journal of Theoretical Biology* 41, 535-546.

Helm, D., R. Smale, and J. Phillips, 2007, Too good to be true? The UK's climate change record, *New College, Oxford. 10th December.*

Herendeen, R.A., and C.W. Billiard III, 1974, *Energy cost of goods and services, 1963 and 1967*, Illinois: Center for Advanced Computation, University of Illinois at Urbana-Champaign.

Kara, S., S. Manmek, and C. Herrmann, 2010, Global manufacturing and the embodied energy of products, *CIRP Annals - Manufacturing Technology* 59, 29–32.

Lenzen, M., D. Moran, A. Bhaduri, K. Kanemoto, M. Bekchanov, A. Geschke, and B. Foran, 2013, International trade of scarce water, *Ecological Economics* 94, 78–85.

Machado, G., R. Schaeffer, and E. Worrell, 2001, Energy and carbon embodied in the

international trade of Brazil: an input–output approach, *Ecological Economics* 39, 409–424.

Mongelli, I., G. Tassielli, and B. Notarnicola, 2006, Global warming agreements, international trade and energy/carbon embodiments: an input–output approach to the Italian case, *Energy Policy* 34, 88–100.

Nakano, S., A. Okamura, N. Sakurai, M. Suzuki, Y. Tojo, and N. Yamano, 2009, The measurement of CO2 embodiments in international trade: evidence from the harmonised input-output and bilateral trade database.

OECD, 2011, *Towards green growth: Monitoring progress: OECD Indicators*, http://www.oecd.org/greengrowth.

Peters, G.P., and E.G. Hertwich, 2008, CO2 Embodied in international trade with implications for global climate policy, *Environmental Science & Technology* 42, 1401–1407.

Peters, G.P., R. Andrew, and J. Lennox, 2011, Constructing an environmentally-extended multi-regional input–output table using the GTAP database, *Economic Systems Research* 23, 131–152.

Proops, J.L.R, G. Atkinson, B.F. v Schlotheim, and S. Simon, 1999, International trade and the sustainability footprint: a practical criterion for its assessment, *Ecological Economics* 28, 75–97.

Sato, Misato, 2012, Embodied carbon in trade: A survey of the empirical literature, *Working Paper* 89, Centre for Climate Change Economics and Policy.

Shui, B., and R.C. Harriss, 2006, The role of CO2 embodiment in US–China trade, *Energy Policy* 34, 4063–4068.

Thormark, C., 2002, A low energy building in a life cycle—its embodied energy, energy need for operation and recycling potential, *Building and Environment* 37, 429–435.

Treloar, G.J., P.E.D. Love, and G.D. Holt, 2001, Using national input/output data for embodied energy analysis of individual residential buildings, *Construction Management and Economics* 19, 49-61.

Venkatarama Reddy, B.V., and K.S. Jagadish, 2003, Embodied energy of common and alternative building materials and technologies, *Energy and Buildings* 35, 129–137.

Weber, C.L., and H.S. Matthews, 2007, Embodied environmental emissions in US international trade, 1997-2004, *Environmental Science & Technology* 41, 4875–4881.

Wiedmann, T., M. Lenzen, K. Turner, and J. Barrett, 2007, Examining the global environmental impact of regional consumption activities — Part 2: Review of input–output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade, *Ecological Economics* 61, 15–26.

Wiedmann, T., 2009, A review of recent multi-region input–output models used for consumption-based emission and resource accounting, *Ecological Economics* 69, 211–222.

Wyckoff, A.W., and J.M. Roop, 1994, The embodiment of carbon in imports of manufactured products: Implications for international agreements on greenhouse gas emissions, *Energy Policy* 22, 187–194.

Xu, M., B. Allenby, and W. Chen, 2009, Energy and air emissions embodied in China – U.S. trade: Eastbound assessment using adjusted bilateral trade data, *Environmental Science & Technology* 43, 3378–3384.

Yan, Y. and L. Yang, L., 2009, China's foreign trade and climate change: A case study of CO2 emissions, *Energy Policy* 38, 350–356.

Yohanis,Y.G., and B. Norton, 2002, Life-cycle operational and embodied energy for a generic single-storey office building in the UK, *Energy* 27, 77–92.

環境省, 2013, 『日本国温室効果ガスインベントリ報告書』.

武田史郎・鈴木晋・有村俊秀, 2012, 温暖化対策における国境調整措置の動学的応用一般均衡分析，内閣府経済社会総合研究所「経済分析」186 号.

佐藤正弘・仲山　紘史, 2014, 多地域間産業連関（MRIO）モデルを用いたバーチャル・ウォーターとバーチャル・ランドの推計, *KIER Discussion Paper* 1405.

星野優子・杉村大志・上野貴弘, 2009, 貿易に体化したCO_2排出量 -日本・中国・米国・英国の国際比較-，財団法人電力中央研究所「研究報告」, Y08028.

RITE, 2008, 『平成 19 年度二酸化炭素固定化・有効利用技術等対策事業・地球環境国際研究推進事業（脱地球温暖化と持続的発展可能な経済社会実現のための対応戦略の研究）成果報告書』，財団法人地球環境産業技術研究機構.

---

[1] 以下の定義は、佐藤（2013)に基づく。

[2] 以下の説明は、Sato (2012)の整理を参考にしている。

[3] BTIO モデルは、対象となる環境負荷の種類に応じて、Embodied Emissions in Bilateral Trade (EEBT)モデルや、Water Embodied in Bilateral Trade (WEBT)モデルなどと呼ばれることがある（Sato (2012), Feng et al. (2011)など）。

[4] Peters et al. (2011)をもとに作成。

[5] 先行研究では、武田（2012）が、GTAP で過少になっている日本の鉄鋼部門のCO_2排出量を3EID2005beta（南斉・森口 2009）の値で補正しているほか（GTAP では 43.9Mt CO_2であるのに対し、3EID2005beta では 161.5Mt CO_2）、Davis et al（2010）でも、Carbon Dioxide Information Analysis Center (CDIAC)の数値を用いた調整を行っている。

[6] 非附属書 I 国には、気候変動枠組条約に加盟していない国も含まれている。