第１章　バイオ燃料導入の諸効果とその評価手法

林　　岳

１．はじめに

地球温暖化対策の一環として，近年バイオ燃料の導入が全世界的に急速に進められている。このようなバイオ燃料の急速な普及の背景には，地球温暖化への対応，原油価格の不安定性など様々な要因があると考えられ，さらには農産物を原料とするバイオ燃料は農業地域の振興手段としての側面もバイオ燃料普及の背景に存在する。このようなことから，バイオ燃料の導入にあたっては地域経済，地球環境などに様々な側面に影響を及ぼすことが予想され，これらの影響を包括的に評価する必要がある。例えば，地球温暖化防止策としての側面ではたしかに燃料の燃焼だけを見るとカーボンニュートラルの性質から，バイオ燃料は化石燃料と異なり温室効果ガス（以下，GHG）を排出しない。しかしながら，バイオ燃料の生産や輸送，原料の生産に際して排出される GHG も考慮した上で地球温暖化の防止効果を考えなければバイオ燃料の導入が地球温暖化防止に与える影響を評価したことにはならない。また，原油価格の高騰に対する対抗策としてバイオ燃料を導入する際も，バイオ燃料生産や原料の生産そのものに化石燃料を多投していれば原油価格の影響を回避する手段とはならないはずである。

このように，バイオ燃料の導入を進める上では，まずどのような効果があるのかを幅広い視野から多角的に検討し，同時にこれらの効果を定量的に評価する必要がある。そこで，本章ではバイオ燃料を導入することによるさまざまな効果および問題点を列挙し，その評価にはどのような手法が適用可能なのかを検証する。

２．バイオ燃料導入の諸効果

（１）バイオ燃料技術革新計画における配慮事項

2007 年 11 月，石油業界や自動車業界と大学等・独立行政法人の研究機関からなる「バイオ燃料技術革新協議会」が設置された。協議会ではバイオ燃料導入の具体的な目標，技術開発，工程表を内容とする「バイオ燃料技術革新計画」の策定作業が進められ，2008 年 3 月に公表された（バイオ燃料技術革新協議会(2008)）。この計画の中では，GHG 排出量の LCA 評価の考え方が示されているほか，バイオ燃料の開発において配慮すべき点が整理されている（第１表）。

この中で取り上げられている項目を環境面，経済面，社会面の３側面で整理すると，環境面では CO_2 排出削減効果，エネルギー生産，自然環境との共生の３項目が挙げられてい

る。CO_2排出削減効果に関しては，バイオ燃料の生産および利用のライフサイクルで評価したCO_2排出量が，化石燃料のそれを上回ってはいけないことが示されており，またエネルギー生産ではエネルギー収支がプラスであることが条件とされている。さらに，資源の有効利用では，リユース，リサイクルが妨げられないこと，自然環境との共生については自然環境への負荷の未然防止策を講じることなどが挙げられている。次に，経済面に関しては，経済的機能として化石燃料とコスト的に競合しうること，安定価格での安定供給が可能なこと，既存産業との調整，合意を得ることが重要と指摘している。そして，社会的な側面では，食料との競合の回避，地域社会との信頼の構築，文化の尊重が挙げられている。

第1表 「バイオ燃料技術革新計画」で取り上げられた配慮すべき事項

CO_2排出削減効果
エネルギー生産
経済的機能
安定供給
資源の有効利用
自然環境との共生
食料との競合
既存産業構造との競合
地域社会での受容性
文化の尊重

「バイオ燃料技術革新計画」で取り上げられている項目はあくまで配慮すべき事項であるため，必ずしもバイオ燃料の効果と整理できるものではない。そこで，本節では上記計画を参考にバイオ燃料の効果として想定できるものを再整理し以下にまとめた。

（２）環境負荷削減効果

バイオ燃料を導入する効果のうち最も強く言われているのは，地球温暖化の進行を防止する手段としてのバイオ燃料の役割である。このような GHG 削減効果はバイオ燃料導入の最も大きな根拠となっている。近年，地球温暖化の進行が危惧され，京都議定書のもとに各国においてさまざまな対策が実施されているもののなかなかその効果が表れず，GHG 排出量の増加が進行している。日本においても京都議定書において 1990 年の排出量から 6%の削減が目標とされているが，2007 年における GHG の排出量は 13 億 7,100 万 t-CO_2（速報値）で，基準年である 1990 年の排出量を 8.7%上回っている(1)。したがって，京都議定書の目標達成のためには 2007 年の排出量から 14.7%もの大幅な削減が必要となる。このうち，自動車・船舶などの運輸部門からのCO_2排出が 2 億 4,900 万 t-CO_2であり，CO_2総排出量の約 18%を占めている。運輸部門からのCO_2排出量は京都議定書の基準年である 1990 年から 14.6%も増加しており，運輸部門におけるCO_2排出削減は喫緊の課題となっ

ている。特に，自家用乗用車からの CO_2 排出量は 1990 年比 41.9%増と，京都議定書の目標達成には自家用乗用車からの CO_2 排出をいかに抑制するかがポイントとなっており，各自動車メーカーも低燃費車やハイブリッド車などの技術開発により GHG 削減の努力がなされている。

一方で，輸送用燃料にバイオ燃料を導入するという地球温暖化対策も GHG 排出量削減にとって有効な手段とみられている。これは，バイオ燃料がカーボンニュートラルの性質を持ち，燃料の燃焼に伴って発生する GHG がカウントされないことから，化石燃料に比べ GHG 排出量が削減されるためである。仮に運輸部門に使用される燃料すべてを 100%のバイオ燃料で代替した場合，燃料の燃焼に伴う CO_2 排出量 2 億 4,900 万 t-CO_2，CO_2 総排出量の 20%近くがそっくり削減されることになり，バイオ燃料の導入は非常に魅力的な地球温暖化対策と言える。

ところが，上記の計算に際しては重要な視点が欠落している。つまり，燃料の原料の確保や輸送，燃料自体生産や輸送に伴う GHG の排出を考慮していないという点である。バイオ燃料は燃焼時に排出される GHG こそカウントされないが，原料や燃料自体の生産に伴う GHG 排出は計算に含められる。したがって，仮に原料作物の生産やバイオ燃料の生産に化石燃料を多投してしまうと，原料調達から燃料燃焼までのトータルの GHG は逆に増加し地球温暖化をむしろ促進させる結末となるかもしれない。このようなことから，バイオ燃料の導入根拠に地球温暖化対策を掲げる場合には，バイオ燃料の原料作物の調達から燃料燃焼（消費）までのライフサイクルでの GHG 排出量を計算し，本当に GHG が削減されているのかを検証しなければならない(2)。

このほか，GHG 以外の環境負荷についても十分に検討する必要があるだろう。近年は特に地球温暖化への関心が高まり，GHG 削減が環境問題の最優先課題として取り上げられているが，地球環境に影響を与える環境負荷は GHG に限ったものではない。例えば，排気ガスに含まれる窒素酸化物（NO_X），二酸化硫黄（SO_2），一酸化炭素（CO），粒子状物質（PM）などの環境負荷も人体や地球環境，生態系に大きな影響を与えることが予想され，バイオ燃料の導入によりこれらの環境負荷がどう変化するのかも監視する必要がある。バイオ燃料の導入により GHG が削減されたとしても，別の環境負荷が増加してしまうと GHG の削減対策が別の環境問題を引き起こすいわゆる「環境問題のシフト」が発生してしまい，環境問題の根本的な解決には至らない点に注意が必要である(3)。

（３）地域経済効果

バイオ燃料の導入は以下の点において地域経済に影響を与える。第１に，バイオ燃料は農産物を原料とすることから，農産物の新たな需要を創出する点である。これまで日本においては農業生産額が減少の一途を辿り，国際的な競争の中でいかに国産農産物の市場を確保するかが大きな課題であった。そのような状況の中，バイオ燃料は農産物の新たな需

要先として大きな注目を集めた。詳細はこの後で述べるが，農業の振興を目的としたバイオ燃料の導入は日本のみならず，各国においても同様である。

第２に，バイオ燃料の導入はこれまで結びつきの少なかった農業とエネルギー産業間の新たな取引を発生させ，地域産業構造の変化をもたらす点である。現状では特に農業の盛んな地域においても，石油製品部門と農業の取引関係はほとんどない状態である。しかしながら，バイオ燃料を導入することにより，農業が石油製品部門の原料を供給するという取引関係が発生し地域経済構造の変化をもたらす。このような地域経済構造の変化は，これまで輸入に頼ってきた化石燃料の調達を原材料の生産から燃料の生産まで地域内で行うことを通じ，原油の高騰など国際的な市場動向の影響を受けにくくなる産業構造への変換が可能となる。こうした効果は国内の一地域でバイオ燃料を生産することで達成される効果であるが，海外から輸入した場合も原油市場の直接的な影響は受けにくくなると思われる。

第３に，バイオ燃料がガソリンや軽油などの石油製品を代替することによる地域経済への効果を挙げることができる。特に石油製品については一次原料のほとんどを海外からの輸入に頼っている状態である。また国内の一地域でみた場合も，石油製品の製造は大都市周辺の臨海工業地帯やコンビナート地帯などの特定地域に集中しているのが一般的で，農村地域でその生産が行われることはあまりない。したがって，農村部においてバイオ燃料を生産することは，これまで地域外からの移輸入に頼っていた石油製品の調達を地域内で賄えるようになり，このことから地域内に経済効果がもたらされる。このような効果はこれまで石油製品の生産があまり行われていなかった地域に限定されるものの，バイオ燃料生産は原料となる農産物の調達が容易な農村部で行われる事例が多いことから，バイオ燃料の効果として考慮することには十分妥当性を有すると思われる。

以上，地域経済面への効果を３点掲げたが，これらの効果がすべてのバイオ燃料導入事例について発揮されるかは定かではない。したがって，これらの効果は経営分析や産業連関分析等を用いてその効果を具体的に示す必要があるだろう。

（４）農業の振興効果

現在，米国やドイツなどバイオ燃料の生産拡大を進めている国では，その主な目的は地球温暖化の防止よりもむしろ農業の振興と言っても過言ではない。ドイツでは菜種油を原料としたバイオディーゼル燃料（以下，BDF）が 1980 年代から生産されており，日本でも耕作放棄地を活用し，原料作物を粗放栽培してバイオ燃料を生産する計画が進められている。このような耕作放棄地の利用はバイオ燃料による環境負荷の削減とともに，農業の振興に有効で，農業農村の活性化にも効果が見込まれる。農業振興の経済的な影響については,地域経済効果の中に含まれるが,経済的側面以外でも農業振興の影響は考えられる。例えばバイオ燃料の原料作物を作付けすることは，農地の維持にも有効で休耕地や耕作放

棄地などこれまで利用されていなかった農地の有効利用に貢献する。このように農地を耕作地として維持することによって，海外からの食料供給が途絶えるといった不測の事態が発生した際も即座に原料作物から食料の生産に切り替え，国内における迅速な食料の供給再開が可能となる。このような農地の維持効果は当然ながらバイオ燃料生産が行われず農地が耕作放棄された場合には発現せず，バイオ燃料の導入による副次的な効果と見ることができるだろう。

沖縄県宮古島市におけるバイオエタノール生産の取組では，宮古島市で栽培されるさとうきびから砂糖を生産し，生産の際に発生する糖蜜をバイオエタノール生産の原料として利用している。これまで糖蜜は廃棄物として処理されていたが，新たにバイオエタノールの原料として利用することにより処理コストの削減およびこれまで廃棄物として取扱われていた糖蜜に原料としての価値をもらたすことが可能となる。さらには地域内で生産されるさとうきびから砂糖，そして糖蜜を介してバイオエタノールという２つの生産物を生産することによって，農業者の所得向上および地域内の農業振興が達成される(4)。

さらに別の例を取り上げると，バイオエタノール生産の副産物である発酵残渣は家畜飼料としての価値が認められている。Searchinger et al.(2008)によると，アメリカでとうもろこしを原料として 5,600 万 KL のバイオエタノールが生産された場合，バイオエタノール生産からの発酵副産物（DDGS）により，およそ 1/3 の家畜飼料の代替が可能と計算している。このように，バイオエタノール生産は新たな家畜飼料の供給源として農業を振興する役割も期待されている。

（５）エネルギーの安全保障・地産地消効果

現在，バイオ燃料の先進国と言われるブラジルがこれほどまでにバイオ燃料の普及に力を注いできたのは，1970 年代の石油危機に直面し，エネルギーを海外からの輸入に頼らず国内で供給できる体制を目指してきたことからである。ブラジルは石油危機の結果，主要農産物であるさとうきびから燃料製造が進められることとなった。その結果，現在ブラジルでは自動車用燃料の約 16%が国内で生産されるバイオエタノールで(5)，バイオ燃料がエネルギー自給（エネルギーの地産地消）に貢献していると言える。エネルギー危機がバイオ燃料への関心を高めた点は，アメリカなどの他国においても同様であり，アメリカでは 1973 年と 1979 年の２度の石油危機がエネルギー自給・エネルギー安全保障への関心を高め，さらに 2008 年の原油価格高騰がバイオ燃料普及促進の直接的な引き金となったと言える。

ただし，バイオ燃料がエネルギー安全保障に有効であるかどうかについてはまだ議論の残されている部分がある。例えば，Pimentel and Patzek (2005)では，とうもろこし原料のバイオエタノールではエネルギー収支が負であるという計算結果を導いており，これと同様にバイオ燃料のエネルギー収支が負である計算結果を紹介する論文はほかにもいくつ

か存在する。これら結果をもとに，バイオエタノールの生産に投入されるエネルギーは産出されるエネルギーを上回り，バイオエタノールが石油の輸入を代替しエネルギー安全保障を向上させる手段とはなり得ないことを主張する研究者もいる。

しかしながら，この考え方はエネルギー安全保障をエネルギー収支の観点のみで見ているため，多角的な視点に欠けるものである。別の見方をすると，国家のエネルギー安全保障は，輸入に依存している化石燃料などのエネルギーを国内で調達可能な資源から生産することが重要であり，これはエネルギー収支の問題とは別問題である。すなわち，例えエネルギー収支が負であったとしても，国内で調達可能な資源を利用してバイオ燃料を生産することができるなら，エネルギー安全保障は確保されることになる。各国の事例を見ると，バイオ燃料の原料は多くの場合自国で生産される農産物が利用されており，原料作物やバイオ燃料自体の製造に必要なエネルギーを自国内で確保することができるのであれば，バイオ燃料の導入はエネルギー安全保障の観点からも有効であると言えよう(6)。

Shapouri et. al (1995)では，米国内におけるバイオエタノールの生産に必要なエネルギーのうち国内で調達可能な石炭，天然ガス・石油ガスとして投入される分は全体のエネルギー量の 85%を占め，海外に依存しなければならない液体燃料はわずか 15%に過ぎないという結果を導出している。このことから，米国におけるバイオエタノール生産は，国内に豊富に賦存する石炭や石油ガスを有効利用して行われるため，燃料の海外依存を低下させることができると結論づけている。

一方，日本においては，現在国内で消費されるエネルギーの 99.7%は海外からの輸入に頼っているため，原油価格の高騰など国際的な原油市場動向に国内経済が大きく影響を受け，国内経済の不安定化要因の１つとなっている。日本においても 2030 年頃までに自動車用燃料の約 1 割に相当する 600 万 KL をバイオ燃料に代替することが計画されており，その一部にでも国産のバイオ燃料が利用されることになれば，海外へのエネルギー依存度が低下し，エネルギーの高騰や供給不安からくる経済の不安定要因を緩和することが期待できる。また，地域単位で見ると，バイオガス発電やゴミ発電など地域にあるバイオマスを利活用してエネルギーを供給する動きは各地域で始まっている。これに加え，近年は家庭や食品製造業，外食産業から回収した廃食用油や景観作物として栽培したなたねから BDF を生産する取組も一部地域で見られる。このようにバイオ燃料の導入は都市地域のみならず農村地域においても新たなエネルギー供給源をもたらすことになり，供給されたエネルギーを地域内で消費することによって，地域のエネルギーの地産地消に貢献する。こうしたエネルギーの地産地消効果は地域バイオマス利活用の一環としても重要な位置づけとなり，地域に賦存するさまざまなバイオマスを有効利用する１つの手段としてバイオ燃料としての利用方法が挙げられる。

３．バイオ燃料導入の課題

（１）食用農産物と原料農産物の競合

これまで，バイオ燃料を導入することに対する効果を列挙し検討してきたが，当然ながらバイオ燃料の導入による課題も生じてこよう。これらの問題は急速なバイオ燃料の普及拡大がもたらすものと，バイオ燃料の普及そのものがもたらすものとに分けられる。バイオ燃料の普及が急速であるが故の問題点については，今後普及速度の鈍化に伴い解決してゆくものもあるかもしれないが，バイオ燃料の導入自体がもたらす問題については，導入をやめない限り解決されない問題もあるだろう。いずれにしろ，バイオ燃料の効果だけに着目していては十分とは言えず，バイオ燃料の普及に際しては課題や限界についても十分に検証する必要がある。そこで本節では，バイオ燃料の導入による主な問題点を３点列挙しバイオ燃料導入の限界を把握するとともに，これらの問題点に関する既存研究をいくつか紹介する。

まず，バイオ燃料は原料を農産物に頼るため食料との競合が生じ，農産物価格の上昇など農産物市場への影響が従前より OECD や FAO などの国際機関をはじめ，各国の研究者・専門家により指摘されている。バイオ燃料の導入による農産物価格および生産への影響を分析したものとしては，小泉（2007），OECD and FAO (2007)，Elobied et al. (2006)などがある。小泉（2007）では，バイオ燃料の普及拡大により世界砂糖生産量（粗糖換算）は 2015 年までに年平均 1.7%増加し，国際粗糖価格は 2003 年の 7.51US セント/pound から 2015 年には 10.0US セント/pound へ上昇すると予測している。また，OECD and FAO (2007)は，2016 年までに各国でバイオ燃料の生産が急増し，その影響で穀物や菜種油，畜産飼料の値上がりがもたらされるとの見通しを示している。また，Elobied et al. (2006)では，2015 年には全米の燃料消費の 20%がとうもろこし原料のバイオエタノールで賄われることとなり，その結果とうもろこし価格が上昇し，とうもろこし輸出と畜産生産が減少すると予測している。

農林水産政策研究所においても，バイオ燃料原材料の農産物の需要拡大が農産物の国際価格に与える影響について定量的な分析を行い，①現行の農業・バイオエタノール政策の継続等一定の前提条件に基づいた価格予測（ベースライン予測）と，②2007/08 年度から米国においてバイオエタノールの生産が行われないケースをシナリオ設定して行った価格予測（シナリオ予測）とを比較した。その結果，2007/08 年度におけるとうもろこしの国際価格の上昇のうち，バイオ燃料需要の増大が与えた影響は 22.2%であったことが示された。

バイオ燃料の急速な普及は先進国が中心となって行われ，途上国から安い原料作物を輸入し，それを原料に自国でバイオ燃料を生産している事例も見受けられる(7)。また，穀物価格の上昇は途上国への援助用の食料調達コストの増大を引き起すことが考えられる。こ

のような事例は途上国の食料確保に影響をもたらし，飢餓や農村の貧困を助長するとの見方もある。

一方で，EU は農産物価格の上昇はバイオ燃料が原因ではないという見解を示している（『Agra Europe weekly』2007 年 9 月 28 日号）。この見解は非常に極端なものであるかもしれないが，穀物価格の上昇はインドや中国といった新興国における需要の急速な拡大や投機によるところも大きく，穀物価格上昇の原因のすべてをバイオ燃料とするのは誤った見方かもしれない。しかしながら，少なくともバイオ燃料が穀物価格上昇に何らかの影響を与えていることは十分想定でき，この点を十分に考慮した上でバイオ燃料の生産拡大が行われるべきと考える。

原料作物と食料の競合問題の解決策としては，以下の２つが考えられる。１つは食料と競合しない原料からのバイオ燃料生産である。このような原料としては廃食用油や廃糖蜜などが挙げられる。日本ではこのような食料と競合しない原料からのバイオエタノール生産の取組が積極的に行われている[8]。もう１つの解決策は，農産物ではなくセルロース系原料などを使ったバイオ燃料生産である。セルロース系原料からのバイオエタノール生産技術（第２世代技術）の確立によって，食料と競合しない木質系原料や食用農産物として利用できない稲わらや麦わらなど農業残渣からバイオ燃料を生産することができ，各国とも第２世代技術への期待とともに技術確立を積極的に進めている。現時点ではコストの問題などいくつかの課題が残されているものの，技術開発の進展に伴い第２世代技術は今後数年で商業ベースでの実用化が可能との見方もあり，米国では新エネルギー法に基づき 2010 年からセルロース系原料からのバイオエタノール生産を本格的に開始する計画である。

（２）土地利用変化による影響

ブラジルなどでは，バイオエタノール生産に伴う原料作物の増産によりアマゾンの熱帯雨林が破壊され，農地に転換され環境に悪影響を与えていると指摘されている。温室効果ガス削減の目的のもとに森林を切り倒して原料作物を作付けすると，バイオ燃料による GHG 削減効果を上回る炭素吸収源の消失および大気中への GHG 放出がなされ，バイオ燃料の導入が地球温暖化防止に貢献しない結果となることも十分考えられる。したがって，バイオ燃料の生産に伴う土地利用形態の変化の影響を考慮する検討が行われており，これまでに欧米を中心にバイオ燃料生産による土地利用変化を考慮した研究成果が公表されている。

Fehrenbach (2008)は土地利用変化を考慮した場合の GHG 排出量を計算し，南米におけるバイオ燃料生産は土地利用変化を考慮することにより，先進国に比べ GHG 排出量が圧倒的に多くなることを指摘している。また，ドイツにおける土地利用変化を過去 20 年遡及して計測，土地利用変化を含めると GHG 削減目標の 30%削減にはどのケースも到達し

ない結果となった。Gruson (2008)は，土地利用変化の影響について，輪作による作目の違いによる評価導入の影響は EU 各国においては皆無に近いとの見解を示している。Kadyszewski, et al. (2008)は，インドネシアを事例とした泥炭地をパームオイル栽培用の農地に転換する際に発生する GHG を計測しており，一連の農地転換過程において最も GHG 排出の多いのは泥炭地を切り開き農地化することによるものであり，GHG 排出全体の 80%近くを占める結果となっている。Hill (2008)は，自然状態からの原料作物作付け，土壌保全プログラムによる保全地を原料作物生産に転換した場合の土地利用変化の影響を評価し，米国での事例よりもインドネシア，マレーシア，ブラジルでの原料作物栽培は炭素放出が大きいとの結果を示している。

これらの研究からも，バイオ燃料生産における土地利用変化は GHG 排出の変化や周辺環境に大きな影響を与えており，特に南米や東南アジアの途上国におけるバイオ燃料生産において影響が大きいことがわかる。ただし，土地利用形態の変化はバイオ燃料生産の有無にかかわらず日常的に発生する事象であり，バイオ燃料による土地利用変化の影響を分析する際にはこのうちどのくらいがバイオ燃料生産によって引き起こされたものなのかを明確にし，バイオ燃料による影響を抽出して分析することが必要となる。また，土地利用変化はバイオ燃料の原料作物が直接的に森林などの伐採を引き起こさなくても，これまで食用農産物が作付けされていた農地にバイオ燃料の原料作物が作付けされ，食用農産物は森林を切り開き新たに開発された農地に作付けされるという間接的な影響もあると指摘されており，これは直接的土地利用変化に対して間接的土地利用変化と呼ばれている。国際的な議論の中では，間接的土地利用まで含めてバイオ燃料による土地利用変化を把握すべきとの主張もあるが，現実的にはデータの利用可能性やどこまでがバイオ燃料生産による間接的土地利用変化なのかを示す確固たる根拠を見いだすことが困難であるため，間接的土地利用変化の把握は現時点では困難を伴うことが予想される。

このような中，間接的土地利用変化を考慮した研究として，Searchinger et al.（2008）が挙げられる。この論文では，バイオ燃料生産が GHG を削減できるといったこれまでの研究成果は原料作物の作付けに伴う土地利用変化による GHG 放出を考慮していない一方で原料作物の作付けによる土壌への炭素吸収を考慮しているという点で片手落ちであると批判し，間接的土地利用変化も含めた土地利用変化による GHG 放出を考慮した GHG 排出量を計測している。その結果，土地利用変化による GHG 排出だけでもアメリカにおけるとうもろこし原料のバイオエタノール生産は今後 30 年間でガソリンの約 2 倍の GHG を排出し，バイオエタノールの GHG 削減効果を考慮しても GHG が減少するまでには 167 年もの長期を要することを示している。この結果は，間接的土地利用変化まで考慮すると，バイオ燃料による GHG 削減効果は完全に凌駕されてしまうことを示すものである。ただし，Searchinger et al.（2008）の結果はアメリカにおける原料用とうもろこしの作付けの影響が全世界に広がるという設定のもとでの計算であり[9]，結果が過大評価である点も否

定できない。

（３）温室効果ガス以外の環境負荷の変化

バイオ燃料を導入することによる効果はエネルギー投入（エネルギー収支）や地球温暖化防止すなわち GHG の削減効果に注目が集まる傾向があるが， GHG だけでなくそれ以外の環境影響についても幅広く分析を進める必要がある。

GHG 以外の環境負荷を計測した分析としては，これまでにもいくつかの研究が行われてきた。Hu et al. (2004)はガソリンよりもバイオエタノール 85%混合ガソリン（E85）のほうが一酸化炭素，炭化水素，粒子状物質がいずれも少なくなるのに対し，NO_x の排出は E85 のほうが多くなるとの結果を導いている。また Reinhardt (2002)は，てんさい原料のバイオエタノールおよびエチルターシャリーブチルエーテル（以下，ETBE）双方に関して，GHG 以外に SO_X，NO_X，塩化水素，アンモニア，一酸化炭素など多数の項目の評価を行っている。このうち大きな環境テーマとしてオゾン層破壊，酸性化，富栄養化，光化学スモッグの４項目を評価しており，光化学スモッグを除き残りの３項目はいずれもガソリンよりもバイオエタノールもしくは ETBE のほうが環境負荷が増大するとの結果を導いている。一方で，Reinhardt (2002)では，エネルギー投入と GHG 削減に関してはガソリンよりもバイオエタノールもしくは ETBE のほうが環境負荷が小さいという結果を算出しており，バイオエタノールもしくは ETBE かガソリンかを一義的に決めることはできないと主張している。このように，バイオ燃料の導入に際しては GHG の削減に効果があるものの，他の環境負荷は増大するいわゆる「環境問題のシフト」をもたらす可能性も十分に想定される。

上記で紹介した研究以外に，これまでの研究でどのような環境負荷が評価されているかは Von Blottnitz and Curran (2007)にまとめられている（第２表）。これを見ると， エネルギー投入と GHG 以外の環境負荷としては酸性化，NO_X，SO_X，富栄養化，一酸化炭素，オゾン層への影響などが評価されているが，いずれの環境負荷項目についても評価対象としている研究事例は少なく，どの研究事例でも全般的に評価対象となる状況には至っていない。さらに，同じ環境負荷項目をとっても，環境負荷が増大する結果，減少する結果の双方が導かれているものもある。

例えば，日本の石油連盟はバイオエタノールを直接混合することにより，ガソリンよりも炭化水素が増加しこれにより光化学スモッグが増加することを指摘し，ETBE 方式の導入を推進している（石油連盟（2005））。これに対し，Hu et al. (2004)はフューエル・フレックス車（FFV）[10]で E85 を使用した場合，通常のガソリンに比べ炭化水素が 19%減少するという結果を導き，直接混合方式である E85 でもバイオエタノールの導入によりガソリンに比べて環境負荷削減効果があることを示している。また，Reinhardt (2002)は光化学スモッグへの影響として，ETBE よりもバイオエタノールの方が光化学スモッグへの影

響は少ないという結果を示している。

このように，バイオ燃料の導入により環境負荷排出量がどう変化するかは，研究成果として統一的な結果が出ていないのが現状である。ただし，これらの結果の相違は生産されるバイオ燃料種や原料の違いのほか，前提とする条件や燃料製造技術，評価のシステム境界の違い，さらには結果の導出単位（機能単位）が燃料熱量ベースでの排出量か自動車走行キロあたりなのかなどの違いでも説明される。いずれにしろ，このような事例を見ても GHG 以外の環境負荷項目についてはまだ研究蓄積が十分と言えない状況で，この点については今後の研究の進展に期待したい。

第2表　各既存研究におけるバイオエタノールのLCA評価

文献	Kantschmitt (1997)	Puppan (2001)	Reinhardt (2002)	Hu (2004)	Kadam (2002)	Sheehan (2004)	Tan and Culuba (2002)
	農産物原料				廃棄物原料		
原料	てんさい 小麦 じゃがいも	てんさい 冬小麦， じゃがいも	てんさい 小麦， じゃがいも	キャッサバ	バガス	コーン ストーバー	木質系 廃棄物
生産地	ドイツ	ドイツ	ヨーロッパ	中国	インド	米国	フィリピン
資源減耗	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
地球温暖化	↓	↓	↓	NA	↓	↓	↓
CO_2	NA	NA	↓	↓	NA	NA	NA
酸性化	－－	－－	↑	NA	↓	↑	↑
SOx	↑	NA	↑	NA	NA	NA	NA
NOx	↓	NA	↑	↑	NA	NA	NA
富栄養化	NA	NA	↑	NA	↓	NA	↑
人的有害物質	NA	－－	NA	NA	↓	NA	↑
一酸化炭素	NA	NA	↑	↓	NA	NA	NA
粒子状物質	NA	NA	↑	↓	NA	NA	NA
生態的有害物質	NA	－－	NA	NA	NA	NA	NA
光化学スモッグ	NA	NA	↓	NA	NA	↑	↓
炭化水素	NA	NA	↓	↓	NA	NA	NA
固形廃棄物	NA	NA	NA	NA	↓	NA	NA
土地利用	NA	NA	NA	NA	NA	－－	NA
水利用	NA	NA	NA	NA	－－	NA	NA
オゾン層破壊	↑	↑	NA	NA	NA	↓	NA
臭気	NA	NA	NA	NA	↓	NA	NA

出所：Von Blottnitz and Curran (2007).
注 ↑は環境負荷増大，↓は環境負荷減少，－－は環境負荷不変，NAは評価対象外であることを示す.

４．諸効果の定量的評価手法の検討

（１）定量的評価の必要性

第２節で触れたバイオ燃料導入の諸効果を評価するには,さまざまな手法が適用できる。しかしながら，バイオ燃料の導入推進や普及の効果を広く訴えるためには，やはり具体的かつ客観的な数値･指標によってその効果を評価することが必要となるだろう。本節では，なぜ定量的評価が必要なのかをその情報量に関して２つ挙げ解説する。

第１に定量的評価は数値として表現されるため，定性的な評価よりも客観性を有している点である。バイオ燃料の導入を推進する際，効果の有無だけでなく具体的な数値でこのくらいの効果があると説明された方がより説得的である。定性的な評価ではバイオ燃料を導入することにより化石燃料消費を置き換えることができ，地球温暖化に大きく貢献すると言われてきた。しかし，実際にはバイオ燃料にも原料作物の生産や燃料の輸送に投入される化石燃料があり，1L のバイオ燃料が 1L のガソリンを置き換えるものではない。この場合，定性的な評価では「バイオ燃料はガソリンを代替する」ということになるが,「1L のバイオ燃料は○L のガソリンを代替する」という定量的な評価を加えたほうが情報をより正確に伝えられるだろう。

第２に定量的評価は数値の大小を比較することによって，さまざまな選択肢を比較できることに利点がある。先の例をもう一度引き出すと，A というバイオ燃料 1L は 0.5L のガソリンを，別のバイオ燃料 B は 0.8L のガソリンを代替するとしよう。この場合，A よりも B のバイオ燃料のほうが効果は高いことが示される。定量的評価の場合はこのようなバイオ燃料の選択肢同士の比較はできず，バイオ燃料とガソリンのどちらがよいかを示すのみである。したがって，この場合も定量的評価のほうがより多くの情報を提供できると言えよう。

以上のような理由から，バイオ燃料を導入することにより得られる効果を定量的に評価することは，バイオ燃料政策の推進にも資すると考える。以降ではバイオ燃料導入効果を評価手法のうち特に定量的な評価方法について検討する。

（２）環境負荷削減効果

１）LCA 分析

環境負荷削減効果の計測にはライフサイクルアセスメント（以下，LCA）分析の適用が有効である。LCA 分析とは，ある製品の原料生産段階から製品の消費および廃棄までの一連のプロセスで発生する環境負荷を計測し，製品の「ゆりかごから墓場まで」の環境負荷を計測する手法である。この手法は対象製品の包括的な環境影響を評価できるため，工業製品のみならず最近はさまざまな分野に適用されている。農業分野に LCA を適用した事例も数多くあり，増田（2007）や林（2000）などは畜産に，工藤（2005）や小野（2005）

などは稲作に LCA を適用した研究事例である。また，ガソリンやバイオ燃料などの輸送用燃料に LCA を適用した事例は，国内外問わず多数公表されており，例えば船崎・種田(1999)，三菱総合研究所（2005）や Pimentel and Patzek (2005)，Kim and Dale (2006)などの研究事例が挙げられる。さらに，Kim and Dale (2005)や小野（2007）のようにバイオ燃料用の原料作物の作付体系に LCA 分析を適用した事例もある。

このように LCA 分析は世界各国で幅広く適用されている環境評価手法であり，その手順などは ISO が規格化して ISO14040 および ISO14044 として公表している。このうち ISO14040 は LCA 分析の原則や枠組みを記述し，ISO14044 では実際の LCA 分析の実施方法を定めるものとなっている。

LCA 分析をさらに発展させたものとして，LCA 分析において計測された環境負荷量をベースにして産出される統合化指標を算出することが行われている。例えば産業技術総合研究所を中心として開発された LIME は環境負荷による影響を被害額として貨幣換算するという方法を用いて，単位や環境テーマの異なる様々な環境負荷を統合する試みを行っている。また，海外においてもエコポイント，エコインディケーター95，EPS などといった統合化手法が開発されている。さらには，環境効率やエコファクターなどといった評価指標へ発展させる研究事例もみられる。このように，LCA 分析は単に環境負荷を計測するに留まらず，さらに統合された指標やより高度な評価手法の導出のための環境データを提供する役割も果たすことができるのである。

LCA 分析は原料作物の生産から燃料消費までのバイオエタノールの一連のライフサイクルにおける環境負荷量を計測する有用な手法であるが,一方で限界点も指摘されている。伊坪・稲葉（2005）では，LCA 分析を行う際に負担となる点として以下の２点を指摘している。第１に LCA 分析に必要となるインベントリデータの収集に手間と時間がかかる点である。現在はいくつかの分野においてインベントリデータの整備が行われ，以前よりも容易に LCA 分析を行うことが可能になったが，バイオ燃料など新たなに創設された分野や農業生産など企業などの組織的なデータ整備が期待できない分野においては，まだインベントリデータの収集に苦労することが多い。第２に信頼できる分析手法を見いだすのが容易ではない点である。この点についても，過去に同様の分野で LCA 分析の蓄積があればさほど苦労することはないかもしれないが，新しく LCA 分析が適用された分野においては，生産境界の設定や主産物と副産物の間の環境負荷配分方法などにルールが確立されていない場合が多い(11)。このような場合には独自にこれらのルールを設定する必要があり，LCA 分析を実施する上でのネックとなることも想定される。未踏科学技術協会・エコマテリアル研究会（1995）においても，LCA 分析の結果がデータの質により大きく左右される点，環境負荷の配分を問題点として指摘しているほか(12)，リサイクル財の投入に関する問題点を指摘している。つまり，リサイクル製品が通常の製品と同様の用途で利用されながらも質の劣化を伴う場合，質の劣化をどう評価するかの問題が発生する。例えば，バージ

ン紙と再生紙は用途としては同じものの,製品の質は再生紙の方が劣る。このような場合,バージン紙と再生紙の質の違いを LCA 分析でどう評価するかといった問題が生じるのである。

以上のような限界点はあるものの，LCA 分析は製品の「ゆりかごから墓場まで」のトータルの環境負荷を計測する有効な評価手法であり，この分析から得られる情報は非常に多くかつ有用である。前述のとおり LCA 分析をバイオ燃料に適用した事例も多数存在する。日本におけるバイオエタノール生産の LCA 分析については，第２章で詳細に取り扱う。

２）エコロジカル・フットプリント

エコロジカル・フットプリント（以下，EF）分析は，カナダ・ブリティッシュコロンビア大学の Wackernagel と Rees によって開発された分析手法で EF という評価手法を用いた分析のことである[13]。Wackernagel らによれば，EF とは「ある特定地域の人間活動，または，そこに住む人々が一定水準の物質消費レベルで持続的に生活を維持するために必要な土地または水域面積，つまり，ある地域で必要とされる資源の要求量を生み出し，排出物質を同化してくれる土地または水域面積」である。つまり，EF は生産，消費，廃棄など人間によるあらゆる活動に伴う環境負荷を特定の計算方法に従い面積に変換してその大きさを表すツールである。EF はあらゆる環境負荷を土地面積に変換することから,「踏み潰された自然生態系面積」,「環境面積要求量」などと和訳される。

EF を具体的に説明すると以下のとおりである。ある地域に住む住民が人間活動を行うためにいくつかの種類の財を必要とする時，住民はそれらを生産するのに必要な資源が持続的に確保できるように土地および水域を確保しなければならない。また，それと同時に財を生産するにあたって発生した廃棄物や環境負荷を吸収・浄化できるような土地および水域も確保しなければ，廃棄物や環境負荷が蓄積され持続的な活動を営むことができないだろう。EF とは特定地域の住民がその活動を持続的に営むために必要な土地・水域面積であり，生産および消費のために使用された土地面積と廃棄物および環境負荷の吸収のために必要となる土地・水域面積の合計値として示され，EF の値が大きいほど環境負荷が大きいことを示す。

EF 分析の特徴は，第１に EF を人間の活動による環境負荷総量と捉え，人間活動に利用可能な土地・水域面積と比較することにより，持続可能な状態にあるか否かを判断することができる点である。EF が利用可能な土地・水域面積を下回っていれば，当該人間活動は持続可能であり，逆に EF が利用可能な土地・水域面積を上回っていれば，持続不可能という結論が導かれる。このように，EF を用いることによって人間活動の持続可能性が容易かつ明瞭に評価できる点が EF 分析の特徴である。第２に異なる種類・単位の環境負荷を面積という貨幣以外の共通単位に変換することができる点にある。EF は土地・水域面積によって環境負荷を計測する手法であるため，これまで物量評価では比較ができなか

った環境負荷どうしの比較可能性を確保することができるのである。第３に EF 分析は生態学的な側面から持続可能性を評価するものであり，経済的な側面とは一線を画した持続可能性評価となっている点を挙げることができる。

バイオ燃料の効果の評価に EF を導入することによって，バイオ燃料が持続可能性の達成に貢献するか否かが示される。例えば，これまでの化石燃料系の自動車用燃料をバイオ燃料に転換することによって EF が減少することが示されれば，バイオ燃料により持続可能性の達成に資していることが窺える。また，新たなバイオ燃料の生産技術を導入することで，EF がどの程度減少するかを示すことでバイオ燃料生産の新技術の持続可能性への影響を評価することができる。例えば，糖質・デンプン系原料からのバイオ燃料生産からセルロース系原料によるバイオ燃料生産に転換することでどれだけ EF が減少するかを評価すれば，それが持続可能性の到達にどれだけ資するかを示すものと言える。

このように，バイオ燃料の効果を EF によって評価することは持続可能な社会の達成という観点からの評価となり，LCA 分析などによる環境負荷削減効果とは違った側面からの評価が可能となる。

３）隠れたフロー（エコロジカル・バックパック）

隠れたフローとは，ある製品を生産するのにどのくらい地球上の資源を使用しているかを質量単位で評価する環境負荷計測方法で，エコロジカル・バックパックもしくはエコロジカル・リュックサックとも呼ばれる(14)。隠れたフローの概念は具体的な事例を用いたほうが理解しやすいだろう。ここに住宅の柱として使われる 10kg の角材があったとしよう。この角材を作るために 1t の重さがある樹木が切り出されたとしても，その樹木からは 100 本つまり 1t 分の角材を作ることはできない。なぜならば，樹木のうち角材として実際に利用される部分はごく限られており，残りの部分の多くは実際には角材として使われない部分であるからだ。逆に考えると 10kg の角材 1 本を生産するのにも，地球上の資源として採取される樹木の量は 10kg をはるかに上回っている。これまでマテリアルフロー分析では，角材にならない部分は計算から除かれてきたが，これをマテリアルフロー分析の中に取り入れようと考えたのが隠れたフローである。したがって，隠れたフローはある製品が生産される際の原材料歩留まりを示すものとも言えよう。

これをバイオ燃料に適用した場合，バイオ燃料の生産に利用される化石燃料の採掘に伴って採取されるガスや土砂，原料作物の生産に伴い発生する籾殻・麦わらなどが隠れたフローに相当し，これらの質量を集計することで計算される。ただし，異なる単位の物質は集計することができないので，総合的指標として隠れたフローを適用することはできない。例えばガスと土砂，籾殻などは１つの単位で集計することができず，必ず別個のものとして別の単位で評価されるものである。この数値を見てどのようにバイオ燃料の効果を判断するかは，結果を解釈する者の主観的判断が含まれ，客観的な評価とはなりにくい点が問

題点として指摘できる。

４）ヴァーチャル・ウォーター（仮想水）

ヴァーチャル・ウォーター（以下，VW）とは，ある生産物の生産に伴い消費される水の量を計測する手法で仮想水とも呼ばれる。VW は貿易問題と一緒に論じられることが多く，各国（各地域）において VW を計測することで各国の水効率性の比較ができ，VW の小さい地域から大きい地域へ貿易を行うことによって，水使用の効率性を改善することができる。この意味においては，比較生産費説の生産費を水投入量に置き換えたものが VW といえる。

また，この手法は貿易問題の中でも特に食料貿易に適用される概念で，食料貿易の背景にある水の使用を明示化するために利用されることが多い。すなわち，日本が諸外国から多くの食料を輸入している背景には輸出国で日本向けの輸出食料の生産のために大量の水が投入されており，日本が食料を輸入することは食料輸入国から食料と合わせて水を輸入しているという考え方である。この考え方は先述の隠れたフローの概念とも似ているところがあり，隠れたフローを生産物が「背負う物質（リュックサック）」とするならば，VW は生産物が「背負う水」と言うこともできる。

VW をバイオ燃料に適用する場合には，原料作物の生産や燃料製造に伴う水の投入量を集計することになるが，原料作物生産における水投入が大きな割合を占めることが予想される。バイオ燃料の VW を計測した研究事例としては，Uhlenbrook (2008)がある。Uhlenbrook (2008)は，バイオ燃料の VW を計測してバイオ燃料 1L の生産に 1,000L から 3,500L 以上の水が必要になるとの結果を示し，水投入量は化石燃料よりもバイオ燃料のほうが多いことを示している。

バイオ燃料に限らず VW による評価で議論する際には，必ず水収支との比較が重要となる。例えば A 地域におけるバイオ燃料生産では燃料単位あたり 1KL の水を，B 地域では 0.5KL の水を使用すると計算されたとしよう。この VW の計算結果だけを見ると，B 地域におけるバイオ燃料生産のほうが良いという結論に至る。しかしながら，仮に B 地域では水収支が逼迫しており，一方の A 地域は水収支には十分余裕がある状態であれば，B 地域におけるバイオ燃料生産は水収支をさらに悪化させるという結論が導かれる。このように，VW のみでは評価の範囲が限られており，より広範な分析には VW とともに水収支の分析も必要となってくる。

しかしながら，特にバイオ燃料における VW の推計に際してはまだデータが十分に整備されておらず，多くの仮定条件を設定しなければならない。先に紹介した Uhlenbrook (2008)でも VW の計測結果は大きな幅を持っている。これに加え，バイオ燃料の生産地域水収支の分析も必要となれば，さらにデータ制約は厳しさを増すだろう。また，仮にデータが得られた場合にも地域特性などを排除して一般化することは難しく，特定地域におけ

る評価にすぎない点にも留意する必要がある。

５）プロダクトマイレッジ

農産物の地産地消の度合いを測るものにフードマイレッジという概念がある。これは，農産物の輸送量と輸送距離を乗じることで計算される値である。フードマイレッジは我々が口にする食料がいかに遠くから大量に運ばれてきているかを示すもので，しばしば輸送に伴う環境負荷の大きさと外国からの輸入に頼る日本の食料供給に関して食料安全保障の観点から議論の材料として用いられる(15)。

このフードマイレッジを農産物・食料以外に適用したものがプロダクトマイレッジである。プロダクトマイレッジも基本的にはフードマイレッジと同じで，製品・貨物の輸送量と輸送距離を乗じることで算出される。フードマイレッジも農産物や食料に特化した概念であり，プロダクトマイレッジに包含される概念ととらえることができる。プロダクトマイレッジはその大きさがトンキロなどの単位で示され概念的にもわかりやすいことから，一般の消費者にも受け入れられやすく最近はマスコミなどでも取り上げられることが多い。しかしながら，LCA 分析などと比べると，LCA 分析の対象範囲のうち輸送に関する部分のみを評価する指標となるため全体的な環境負荷の一部を評価するに過ぎず，さらに輸送に関する部分についても CO_2 や NO_X などの具体的な環境負荷ではなく距離という間接的指標が用いられ,必ずしも環境負荷の大きさを表すものではないという問題点が存在する。また，理論的な問題点としては，プロダクトマイレッジの考え方を厳密に適用し突き詰めていくとすべての財を自給自足で賄うことが最も望ましい結果となり，比較生産費説による貿易を否定し，現実に行われている貿易や流通を説明できない点が挙げられる。このようなことから，農産物や食料に適用したフードマイレッジ以外の工業製品にプロダクトマイレッジを適用した事例はこれまでにほとんどない。

以上のようなことから，プロダクトマイレッジはあくまで環境負荷のごく一部を間接的な指標によってとらえているに過ぎす，評価の際には経済的な側面や輸送以外の環境負荷を取り扱っていない（取り扱えない）ことを認識した上で適用することが必要である。バイオ燃料に関しては，プロダクトマイレッジによって輸送部分にかかる輸送トンキロを評価することは環境の側面よりもむしろエネルギー安全保障の指標として利用することのほうが適切かもしれない。

（３）経済効果

経済効果の計測には大きく分けて２つの方法がある。1 つは経営分析を用いバイオ燃料事業者や農家経営体などのミクロ経済的な側面からのアプローチである。これにより，地域経済の構成主体である個別の事業体がどのような影響を受けるのかを把握することができる。特に，経営分析は，事業所の収益にダイレクトに影響する部分の評価であり，バイ

オ燃料の経済性などの名目で各事業主体はこのような経済性分析は必ず行っているはずである。このようなアプローチはミクロ経済学的な位置づけが明確であり，一般の人にも理解しやすいという利点がある。一方で，このアプローチでは地域経済への影響を全体像として把握することはできない点が問題と言えよう。

もう１つの方法は，産業連関分析を用いてマクロ経済的な側面からその効果を計測する方法である。日本ではバイオ燃料生産はここ数年で始まった新たな産業であり，未だ商業用バイオ燃料生産はほとんど行われていないため，これまでに公表された産業連関表ではバイオ燃料事業体の生産額は含まれていない。また，部門としても独立してバイオ燃料が明示されているわけではないため，産業連関表を用いてバイオ燃料の経済効果を計測するためには，バイオ燃料部門を独立させる修正をしなければならない。この修正作業にはバイオ燃料部門の投入構造，産出構造を把握することも必要であり，バイオ燃料部門がどの部門からどれだけの財を投入しているか，さらにはバイオ燃料がどのような部門に需要されているかを把握している必要がある。したがって，これらの情報が十分に得られない場合には産業連関表の修正ができず，経済効果の算出ができない場合も想定される。

（４）エネルギー地産地消効果（エネルギー自給効果）

エネルギーに関する分析ではエネルギー収支分析が最もよく使われる分析手法である。エネルギー収支分析とは，エネルギー生産によって得られるエネルギー量と生産に投入されるエネルギー量からエネルギー生産における投入・産出バランス（エネルギー収支）を計測するもので，エネルギーの生産コストを評価する分析手法でエネルギー収支が１を超えるとエネルギー生産としての役割を果たしていると解釈できる。

エネルギー収支の計算には化石エネルギーや電気エネルギーなどあらゆるタイプのエネルギーが集計される。この集計の際に問題となるのはどのような集計方法を用いるかという点である。これまでに，発熱量換算でそのまま集計する方法，経済的価値をベースにした集計方法などさまざまな集計手法が提案されてきたが，どれも長所短所があり統一的に用いられる手法には至っていない。Cleveland (2005)は，エネルギー収支分析においてはエネルギーの集計方法が結果を大きく左右すると主張している。したがって，この分析を適用する際には，エネルギーの集計方法を十分に検討する必要がある。

ところで，エネルギーの自給効果については単に投入エネルギーと産出エネルギーのエネルギー収支だけで評価することができない。なぜなら，バイオ燃料の生産に投入されるエネルギーのうち大部分が国外で生産されるエネルギーであれば，バイオ燃料自体の生産が不可能となるからだ。したがって，エネルギーの自給自足効果を評価するためには，エネルギー収支のほか投入エネルギーのうちの自国で生産可能なエネルギーの割合や自国で生産不可能な化石燃料などの割合を計測したほうがより正確な評価になる。

Farrell et al.(2008)は，代表的な６つのバイオ燃料の LCA 分析についてその分析内容を

詳細に検証し，これらの研究事例の検証からアメリカにおけるとうもろこし原料のバイオエタノールはガソリンよりも化石燃料投入が少ないことを主張している。また，Unnasch (2005)は，とうもろこし原料のバイオエタノールはガソリンと比べても化石燃料消費を抑制しさらに木質バイオマスからのエタノール生産ではほとんど化石燃料消費を必要としないという結果を導いている。これらの研究結果からも，バイオ燃料生産が化石燃料消費を抑制しエネルギーの自給に貢献していることが示される。

ただし，エネルギー生産に投入される化石燃料の割合を適用するこれらの研究での議論は，化石燃料が自国内で自給できない状況にあることが前提であり，例えば産油国などは化石燃料消費を抑制することがエネルギーの自給につながらず，このような分析を適用することには意味がない。したがって，エネルギー自給効果の計測には適用する国や地域のエネルギー需給状況を考慮する必要がある。日本の事例に合わせると，化石燃料投入量もさることながら，バイオ燃料生産におけるバイオマスエネルギーの投入量などの指標がエネルギー自給効果の指標となるだろう。

また，エネルギー自給効果のもう１つの評価指標としては，前述のプロダクトマイレッジを適用することも考えられる。プロダクトマイレッジにより化石燃料が運ばれてくる距離とバイオ燃料が運ばれる距離を計算し比較することで，長距離輸送のリスクを提起し国内のエネルギー自給効果を評価する方法もあるかもしれない。

５．おわりに

本章ではバイオ燃料を導入することによるさまざまな効果および問題点を列挙し，その評価にはどのような手法が可能なのかを検証してきた。バイオ燃料の導入による効果は，環境負荷削減効果，地域経済効果，農業振興効果，エネルギーの地産地消効果などさまざまなものが挙げられる。その一方で，バイオ燃料の導入が原料となる農産物の新たな需要を創出することから，食用農産物との競合が発生したり農産物価格の上昇を引き起こしたりすることが問題点として指摘されている。また，急激なバイオ燃料の拡大は国際的な農産物の急激な生産拡大をもたらし，例えば食料価格の不安定要因になったり森林から農地への土地利用変化が生態系などにさまざまな影響を与えたりする点が指摘されている。さらには，これまで効果があると言われてきた環境負荷削減効果にも，本当にその効果があるのかといった疑問が投げかけられており，そもそも地球温暖化防止のためにはバイオ燃料の導入よりも植林のほうが効果的であるとの指摘もある。これらの問題点に解決策を見いださなければバイオ燃料の導入にも展望が開けない。

そして，これらの疑問点に答えるためには，バイオ燃料の導入に際してどのような効果がどれだけ出現するのかを定量的・明示的に示す必要があり，本章ではその手法を列挙した。このうち，環境負荷削減効果については LCA 分析，地域経済効果の評価には産業連

関分析がよく適用されているが，そのほかにも EF や隠れたフローといったエコロジカル経済学的な手法やプロダクトマイレッジや VW といった一般の人々にもわかりやすい評価手法も提唱されている。

次章以降，これらの手法を適用し，バイオ燃料の導入による効果を定量的に計測することを試みる。

〔注〕

(1) 環境省ホームページ『我が国の温室効果ガス排出量』http://www.env.go.jp/earth/ondanka/ghg/index.html 参照。

(2) これはバイオ燃料に限ったことではなく，一般的に「環境にやさしい」と言われる製品すべてについて当てはまることである。例えば，省エネルギーを通じた環境配慮を目的とした省電力家電製品への買い換えは，古い家電製品の廃棄や新製品の製造にかかる環境負荷も含めると，必ずしも「環境にやさしい」とは言えない場合がある。これを検証するためには LCA 分析が有効である。

(3) 一般的にガソリンよりも窒素含有量の多いバイオ燃料では燃焼時の NOx 排出がガソリンより増加する（大聖・三井物産（2004）p.192，U.S. Environmental Protection Agency (2002)pp.36-42）。また，Kim and Dale(2005, 2006)によると，ライフサイクルで考えた場合も，酸性化や富栄養化といった環境負荷は原料作物の栽培時の窒素やリンの投入による影響でバイオエタノールの導入のほうがむしろ増加する。

(4) これらの情報は 2007 年 8 月に行った宮古島市でバイオエタノールを生産するりゅうせきへのヒアリング調査より得たものである。

(5) 大聖泰弘，三井物産（2004）p.94 より著者が推計した。

(6) ブラジルにおけるさとうきび原料のバイオエタノール生産では，バイオエタノール製造に必要なエネルギーをさとうきびのバガス（しぼりかす）を燃料として確保しているため，バイオエタノール生産がブラジルのエネルギー安全保障に貢献していることはほぼ間違いない。

(7) 例えば，ドイツではアメリカやアルゼンチン，ブラジルから原料の大豆油を輸入し，BDF の生産が行われている。

(8) 宮古島市ではさとうきびからの砂糖生産で発生する糖蜜を原料としたバイオエタノール生産が行われ，北海道十勝地方では食用・加工用に適さない規格外小麦を原料としたバイオエタノール生産が計画されている。また，廃食用油を回収し BDF を生産する事例は京都市をはじめ全国各地で見られる。

(9) Searchinger et al.（2008）では，アメリカにおける 5,600 万 KL のバイオエタノール生産に関し，アメリカ国内で 1,280 万 ha の農地が原料用とうもろこし栽培に利用され，全世界で 1,080 万 ha の農地が新たに必要となると計算している。この新たに必要となる農

地の国別内訳はブラジルが 280 万 ha，中国とインドでそれぞれ 230 万 ha，アメリカ国内が 220 万 ha である。

(10) フュール・フレックス車（FFV）とは，使用する燃料のエタノール混合率が 0%から 100%までに対応する車両を指す。

(11) バイオ燃料に関する環境負荷配分方法の概要は第 2 章補論 2 を参照のこと。

(12) 未踏科学技術協会・エコマテリアル研究会（1995）では，環境負荷の配分のことを振り分け（配賦）と呼んでいる。

(13) EF についての詳細は Wackernagel and Rees(1996)を参照のこと。

(14) この概念を最初に提唱したドイツのヴッパータール研究所では当初，エコロジカル・バックパック（もしくはエコロジカル・リュックサック）と呼ばれていたが，日本の国立環境研究所との共同研究の際に"hidden flow"が採用され，和訳も「隠れたフロー」が使われるようになった。また，日本における隠れたフローの詳細については森口（2003）を参照のこと。

(15) フードマイレッジの詳細については中田（2007）を参照のこと。

〔引用文献〕

バイオ燃料技術革新協議会（2008）『バイオ燃料技術革新計画』。
http://www.meti.go.jp/committee/materials/downloadfiles/g80326c05j.pdf

Cleveland C. J., (2005) "Net energy from the extraction of oil and gas in the United States" *Energy 30(5),* pp.769-782.

Elobeid, A., Tokgoz, S., Hayes, D. J., Badcock, B. A., and Hart, C. E., (2006) "The long-run impact of corn-based ethanol on the grain, oilseed, and livestock sectors: A preliminary assessment" Center for Agricultural and Rural Development (CARD) Briefing Paper 06-BP 49.

Farrell, A. E., Plevin, R. J., Turner, B. T., Jones, A. D., O'Hare, M., and Kammen, D. M., (2008) "Ethanol Can Contribute to Energy Goal and Environmental Goals" *Science 311 (27 Jan 2008),* pp.506-508.

Fehrenbach, H.,(2008) "GHG Accounting Methodology and Default Data According to the Biomass Sustainability Ordinance (BSO)" Presentation for 2nd GBEP Task Force Meeting on GHG Methodologies in Washington D.C. on 6-7 March 2008.

Gruson, J. F., (2008) "GHG Methodologies for Biofuels :French Developments" Presentation for 2nd GBEP Task Force Meeting on GHG Methodologies in Washington D.C. on 6-7 March 2008.

林孝（2000）「肉牛生産の LCA と環境影響評価」（農業環境技術研究所編『農業におけるライフサイクルアセスメント』養賢堂所収），pp.116-125。

Hill, J.,(2008) “Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt” Presentation for 2nd GBEP Task Force Meeting on GHG Methodologies in Washington D.C. on 6-7 March 2008.

Hu, Z., Pu G., Famg F. and Wang C., (2004) “Economics, environment, and energy life cycle assessment of automobiles fueled by bio-ethanol blends in China” *Renewable Energy 29(14),* pp.2183-2192.

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』産業管理協会。

Kadyszewski, J., Brown, S., Harris, N. and Walker S., (2008) “GHG Emissions GHG Emissions from Converting Forested Peatlands to Palm Oil Plantations” Presentation for 2nd GBEP Task Force Meeting on GHG Methodologies in Washington D.C. on 6-7 March 2008.

Kim, S. and Dale, B. E., (2005) “Life cycle assessment of various cropping systems utilized for production biofuels: Bioethanol and biodiesel” *Biomass and bioenergy 29,* pp.426-439.

Kim, S. and Dale, B. E., (2006) “Ethanol fuels: E10 or E85 – Life cycle perspectives” *International Journal of Life Cycle Assessment 11(2),* pp.117-121.

小泉達治（2007）「日本におけるバイオエタノール輸入拡大がブラジルおよび国際砂糖需給に与える影響分析」『2007 年度日本農業経済学会論文集』，pp.632-639。

工藤卓雄（2005）「水稲直播栽培と局所施肥管理技術の導入における普及及び環境影響に関する可能性評価」北海道大学大学院農学研究科博士号請求論文。

増田清敬（2007）「LCA（ライフサイクルアセスメント）を用いた酪農経営の環境影響評価」『北海道大学大学院農学研究院邦文紀要』28(2)，pp.203-297。

松村正利，サンケァフューエルス(2006)『図解 バイオディーゼル最前線』工業調査会。

未踏科学技術協会・エコマテリアル研究会（1995）『ライフサイクルアセスメント LCA のすべて－環境への負荷を評価する』工業調査会。

森口祐一（2003）『マテリアルフローデータブック～日本と取りまく世界の資源のフロー～』地球環境研究センター。

中田哲也（2007）『フードマイレージ あなたの食が地球を変える』日本評論社。

OECD and FAO (2007) ”OECD-FAO Agricultural Outlook 2007-2016”.

大聖泰弘，三井物産(2004)『図解 バイオエタノール最前線』工業調査会。

小野洋（2005）「飼料イネ構築連携システムの環境負荷量の計測」『農業経営通信』224, pp.50-53。

小野洋，平野信之，上田達己，天野哲郎（2007）「ナタネを軸とした資源循環システムの環境影響評価」『農業経営研究』45(1)，pp.122-125。

Reinhardt, G. A., (2002)”Bioethanol and ETBE Versus Other Biofuels for Transportation in Europe: An Ecological Comparison” 14th International Symposium on Alcohol Fuels

(ISAF), Phuket, Thailand, 12-15 November 2002.

Searchinger. T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., and Yu, T., (2008) "Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emission from Land-Use Change" *Science 319 (29 Feb 2008),* pp.1238-1240.

石油連盟（2005）「バイオエタノールの自動車用燃料としての利用について」，2005 年 5 月 18 日 石油連盟会長定例記者会見説明資料。

Uhlenbrook, S., (2008) "Biofuel Impacts on Water What do we know, and what do we need to know?" Symposium on Virtual Water Trade: Geopolitical Aspects of Water Trade and Upcoming Biofuels, Delft, the Netherlands, 18 March 2008.

Unnasch, S., (2005) "Alcohol Fuels from Biomass: Well-to-Wheel Energy Balance" Proceedings of the 15th International Symposium on Alcohol Fuels (ISAF), San Diego, California, United States, 26-28 September 2005.

U.S. Environmental Protection Agency (2002) "Draft Technical Report, A Comprehensive Analysis of Biodiesel Impacts on Exhaust Emissions" http://www.epa.gov/region09/waste/biodiesel/resources/analysis-biodiesel-impacts.pdf

Von Blottnitz, H., and Curran, M. A. (2007): "A Review of Assessments Conducted on Bio-ethanol as a Transportation Fuel from a Net Energy, Greenhouse Gas, and Environmental Life Cycle Perspective", *Journal of Cleaner Production 15(7)*, pp.607-619.

Wackernagel, M. and Rees, W. E., (1996) "Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth", New Society Publishers, British Columbia.