

博士課程学位請求論文

OECD 諸国の農業環境政策の比較分析 - リファレンス・レベルと費用負担 -

2017 年
一橋大学大学院経済学研究科
植竹 哲也

[付記] 本稿における意見にわたる部分は全て筆者の個人的意見であり、筆者の所属機関の見解を示すものではない。

序章	研究の背景と問題意識	1
第1節	はじめに	1
第2節	農業環境政策をめぐる議論：先行研究	2
第1項	農業環境政策に関する国際的な議論	2
第2項	農業環境政策に関する国内での議論	5
第3項	共同行動対策に関する議論	8
第3節	農業環境政策の政策選択と費用負担に関する枠組み	8
第4節	本稿の目的	11
第5節	本稿の構成	12
	参考文献	14
第1章	分析対象の範囲—農業環境公共財—	18
第1節	多面的機能	18
第2節	外部性と公共財	23
第1項	外部性	23
第2項	公共財	24
第3節	農業環境公共財	27
	参考文献	30
	補論：農業環境公共財に関する OECD での議論の推移	32
第1項	農政改革と公共財（1990年代初頭）	32
第2項	ルーラル・アメニティ（1990年代後半）	33
第3項	多面的機能（1990年代後半から2000年代）	35
第4項	農業環境公共財（2010年代）	36
	参考文献	40
第2章	分析の枠組み—リファレンス・レベルの枠組み—	42
第1節	リファレンス・レベルをめぐる先行研究	42
第1項	Hodge、Bromley らのリファレンス・レベルの議論	43
第2項	OECD のリファレンス・レベルの議論	50
第3項	日本におけるリファレンス・レベルの議論	52
第4項	これまでのリファレンス・レベルの議論の限界	55
第2節	農業環境公共財とその供給に影響を与える要因：DSR モデル	58
第1項	DSR モデル	58
第2項	農業環境公共財に影響を与える要因：営農形態	62
第3項	農業環境公共財に影響を与える要因：農業投入財と農法	62
第4項	農業環境公共財に影響を与える要因：農業インフラ	64
第5項	DSR モデルとリファレンス・レベル	65
第3節	本稿におけるリファレンス・レベルの枠組み	65
	参考文献	77
第3章	OECD 諸国の農業環境政策の分析	80
第1節	OECD 諸国の農業環境政策の概要	80
第1項	日本の農業環境政策の概要	81

第2項	オーストラリア、英国、オランダ、アメリカの農業環境政策の概要	
	86	
第2節	OECD諸国の農業環境政策と農業環境公共財の比較	101
第1項	農業環境政策の比較	101
第2項	主な農業環境公共財の各国間での相違	102
第3項	農業環境政策と農業環境公共財との関係	105
第3節	リファレンス・レベルによる農業環境政策の政策分析	109
第1項	リファレンス・レベル及び環境目標の設定状況	110
第2項	農業環境政策とリファレンス・レベル	133
第3項	DSRモデルとリファレンス・レベル	149
第4節	リファレンス・レベルをめぐる議論	157
第1項	リファレンス・レベルの設定	157
第2項	リファレンス・レベルの変更	163
第5節	結論と政策的含意	167
	参考文献	170
第4章	OECD諸国の共同行動対策の分析	175
第1節	共同行動と農業環境公共財に関する分析の枠組み	175
第1項	共同行動とは	175
第2項	共同行動と農業環境公共財の理論的な関係	177
第3項	共同行動とリファレンス・レベル	180
第2節	OECD諸国の共同行動対策の概要	182
第1項	日本	182
第2項	オーストラリア	186
第3項	オランダ	188
第4項	カナダ(サスカチュワン州)	190
第5項	ニュージーランド	192
第3節	OECD諸国の共同行動対策と農業環境公共財の比較	195
第1項	共同行動対策の比較	195
第2項	共同行動対策と農業環境公共財との関係	199
第4節	リファレンス・レベルによる共同行動対策の政策分析	202
第1項	日本	203
第2項	オーストラリア	205
第3項	オランダ	207
第4項	カナダ	209
第5項	ニュージーランド	212
第5節	リファレンス・レベルと共同行動対策をめぐる議論	213
第1項	社会リファレンス・レベルと農家及び非農家の費用負担	214
第2項	リファレンス・レベルの引き上げと引き下げ	217
第6節	結論と政策的含意	220
	参考文献	223
終章	政策提言と今後の課題	227
第1節	本稿のまとめ	227
第1項	課題と分析の枠組み	227
第2項	分析結果と考察	229

第2節	政策提言	238
第3節	今後の課題	240
あとがき		242

序章 研究の背景と問題意識

第1節 はじめに

農業は食料、飼料、繊維、燃料といった商品を生産するだけでなく、生物多様性、水質、土壌の質といった環境に対して正負の影響をもたらしている（Cooper et al., 2009; OECD, 2010a）。生物多様性の喪失や気候変動等の環境問題に対する意識が高まるなか、こうした農業が環境に与える影響について分析し、適切な政策を講じることは各国において重要な政策課題となっている。

日本では、古くから農業は、日本の文化・伝統の中核的な役割を果たしてきた（文化庁, 2003）。農業が生産する農村景観、生物多様性、洪水防止機能といった数多くの公共財は、我が国では、「多面的機能」と呼ばれ、多面的機能の発揮を図ることが農政の重要な課題の1つとして位置付けられている（食料・農業・農村基本法第3条¹）。そして、この多面的機能の発揮を図るため、様々な農業環境政策が講じられている。

また、各国でも、農業が環境に与える負の影響を緩和するとともに、農業が環境に対してもたらす便益の供給を確保するため、様々な農業環境政策が我が国に先駆けて導入されている。例えば、EUでは、CAP（Common Agriculture Policy：共通農業政策）と呼ばれるEU各国共通の農業政策が取られている。このCAPには3つの政策目的があり、そのうちの1つが「自然資源の持続可能な管理と気候対応（Sustainable management of natural resources and climate action）」である²（EC, 2013）。この目的を達成するため、農業者の所得支持政策（第一の柱）と農村振興政策（第二の柱）が講じられている。また、アメリカでは、農家が農業生産活動を通して環境改善・保全活動を図るために「環境改善奨励計画（Environmental Quality Incentives Program（EQIP）」と呼ばれる政策や、農地を農業生産から切り離すことによって農業が環境にもたらす負の影響を抑え、環境保全を図る「土壌保全保留計画（Conservation Reserve Program（CRP）」といった政策が取られている（OECD, 2014; USDA, 2014）。

しかし、農業環境問題に対処するため、どのような政策をどのような場合に講じるべきか、政策を講じる際の費用を誰がどの程度負担すべきかについて、各国の政策を比較分析した研究が少なく、また、政策の立案及び分析を行う上での理論的な枠組みとその応用に関する研究が不足している。ますます環境問題が重要になる中、我が国の農業政策についても、単に農業の生産を行うことによって、自動的に多面的機能が発揮されるという発想（作山, 2006）を超え、環境面での成果を上げる政策を講じるこ

¹ 食料・農業・農村基本法（平成11年法律第106号）第3条「国土の保全、水源のかん養、自然環境の保全、良好な景観の形成、文化の伝承等農村で農業生産活動が行われることにより生ずる食料その他の農産物の供給の機能以外の多面にわたる機能（以下「多面的機能」という。）については、国民生活及び国民経済の安定に果たす役割にかんがみ、将来にわたって、適切かつ十分に発揮されなければならない。」

² 残りの2つの政策目的は「発展可能な食料生産（Viable food production）」と「バランスのとれた土地開発（Balanced territorial development）」である（EC, 2013）。

とが必要となっており、そのためには、あるべき政策について検討する際の理論の再構築が欠かせない。

したがって、本稿では、先行研究を踏まえ、従来の研究では十分対応しきれていなかった農業環境政策を講じる際の政策選択と費用負担に関する枠組みを再構築し、これを各国の農業環境政策の政策分析に適用することによって、我が国と各国の農業環境政策の特徴と課題を明らかにするとともに、今後の農業環境政策の分析及び立案に資することを目的とする。

まずは、これまで、海外及び国内で農業環境政策をめぐる、どのような議論が行われてきたのか、先行研究を行う。

第2節 農業環境政策をめぐる議論：先行研究

第1項 農業環境政策に関する国際的な議論

日本、EU、アメリカ等が行っている農業環境政策については、これまで、OECD（経済協力開発機構）が中心となり分析・議論を行ってきたことから、ここではOECDでの農業環境政策に関する議論を振り返ることとする³。

OECDは1972年に汚染者負担原則（Polluter-Pays-Principle: PPP）を提唱する（OECD, 1972）など、環境分野の議論をリードする国際機関の1つであり、1980年代に入ってから、農業が環境に及ぼす影響についての議論を盛んに行うようになった。その背景には、1980年代の価格支持を中心とした農業政策により、過剰生産と財政負担問題、そして集約農業による土壌劣化、水質汚染、生態系の破壊等の問題が生じたことから、工業分野に比べて遅れていた農業分野における環境問題に対処する必要性が高まったことがある（OECD, 1993）。このような流れを受け、1993年にOECDの農業委員会（Committee for Agriculture）と環境政策委員会（Environment Policy Committee）の下部組織として「農業環境合同作業部会（Joint Working Party on Agriculture and the Environment）」が設けられた。以来、20年以上にわたり、農業環境合同作業部会で、①農業環境政策についての理論的研究⁴、②関連指標の構築（農業環境指標：Agri-Environmental Indicators）⁵、③個別分野（水、気候変動等）の研究⁶などが行われてきた（佐々木, 2010）。

このOECDでの農業環境政策についての当初の議論は、1987年に出されたOECD閣僚理事会コミュニケ（OECD, 1987）において言及された農政改革に應えるためのものが中心であった。1987年のOECD閣僚理事会のコミュニケでは、当時の補助金による世界的な農産物の過剰供給問題とそれに伴う農業が環境に与える負の影響の顕在化を背景に、今後の農政については、農業補助金を削減し、市場のシグナルを農家に伝えるとともに、農家の所得補償は、生産とリンクした方式（カップルされた支払い）ではなく、直接所得を補償する支払い（デカップルされた支払い）を通じて行われるべ

³ OECDでの農業環境政策をめぐる議論については、1980年代半ばから1990年代の初期の議論を紹介している邦訳としてOECD（1993）が、近年の動向を紹介している文献としては、例えば、佐々木（2010）等がある。

⁴ 例えば、農業者が自らの費用で負担すべき環境レベルについての枠組み（リファレンス・レベル）を提示したOECD（2001a）、クロス・コンプライアンスに関する分析（OECD, 2010b）などの研究がある。

⁵ 例えば、農業環境指標に関する一連のレポートとしてOECD（1997, 1999, 2001b, 2008a, 2013）がある。

⁶ 例えば、農業と水（OECD, 2010c, 2012a）、農業と気候変動（OECD, 2011）などの研究がある。

きであるとされた。そして、生産刺激的ではない直接支払いを導入することによって、集約的な農業経営が抑制され、環境に対する負荷も軽減されることから、各国ともデカップルされた支払いへと転換することが促された（OECD, 1992; 1994a）。そして実際に、欧米諸国は 1990 年代に農政改革を行い、生産刺激的なカップルされた支払いから、デカップルされた支払いへと、大きく農政の舵を切ることとなった。

これに対して我が国は、農業生産と結合した形で食料生産以外の多面にわたる機能（多面的機能）が供給されていることから、農業生産の減少は多面的機能の減少を招くおそれがあり、農業生産を維持するための措置が必要であるとして、農業の多面的機能の重要性を強く主張した。そして、我が国の主張もあり 1998 年の OECD 農業大臣会合のコミュニケ（OECD, 1998a）において、農業生産活動は、食料や繊維を供給するという一義的な機能に加えて、景観を形成し、土壌保全や持続可能な自然資源、生物多様性の保全といった環境便益を提供するなど、多くの農村における社会的経済的存続に貢献する機能を有していることが認められた。このコミュニケを受けて、OECD は多面的機能のスタディを開始した。まず初めに、多面的機能の概念整理と分析の枠組みについての取りまとめが行われ（OECD, 2001c）⁷、次のレポートで多面的機能の政策形成に向けた提言が行われた（OECD, 2003）。この政策レポートにおいて、多面的機能に関する政府の介入を正当化するためには、①非農産物と農産物の生産性は強く結びついているのか（結合性）、②（結合性が確認された場合において）非農産物が有する外部性について市場の失敗が生じているのか（輸入により農産物国内生産が低下し、その結果結合性を有している非農産物の生産が減少したことによって生じる損失が輸入による便益を上回り、市場の失敗が生じているのか）、③（市場の失敗が確認された場合において）公共財的性格に応じて非政府的な方法での農家支援の可能性について検討されたのか、の 3 つの質問全てについて「はい」であることが必要であるとされた（OECD, 2003）。その上で、政策手法としては、デカップルされた直接支払いが好ましいものの、同支払いを個々の農家に対してターゲティングした形で導入する際には追加的な行政費用がかかることから、この行政費用を加味した場合にターゲティングされた直接支払いではなく関税による価格支持を行うことが正当化される余地があるとされた（OECD, 2003）。

このように直接支払いの重要性、特にターゲティングされた直接支払いの重要性がその後の OECD のスタディ（OECD, 2007; 2008b）でも強調されたが、農業環境政策には環境支払いだけでなく、環境規制、環境税や、技術支援等も含まれる。このため、2010 年に、これらの多様な政策手法について包括的に検討した「費用対効果の高い農業環境政策のためのガイドライン（Guidelines for Cost-effective Agri-environmental Policy Measures）」（OECD, 2010a）が出版された。このガイドラインでは、全ての農業環境政策の目標を達成することができる唯一の政策は存在せず、補完的で相互に矛盾しない政策を組み合わせることが必要であると結論付けている（OECD, 2010a）。

しかし、同ガイドラインでは政策を組み合わせる際には効率性、公平性等が重要であるという抽象的な議論が展開されているのみで、具体的にどのような基準に基づいてどの政策を実施すべきであるかについての理論的な枠組みは提示されておらず、その判断は、各国に委ねられている。

⁷ 「多面的機能」とは 3 つの主要な要件によって定義付けられる。第一に、農業に付随して複数の農産物及び非農産物が一体的に生産されていること（結合性）、第二に、非農産物が外部性を有しており市場の失敗が生じていること、第三に、市場の失敗を引き起こす外部性である非農産物が公共財的性格を有していることである（OECD, 2001c）。

では、実際に各国でどのような農業環境政策が実施されているのであろうか。これについては、OECD の農業環境合同部会が長年にわたって情報収集を行っている。2010 年には、Vojtech (2010) がこれまでの研究成果を取りまとめ、どこの国でどのような政策（規制的手法、クロス・コンプライアンス、環境支払い、環境税等）が行われているのかを表 0-1 のとおり、取りまとめている。

表 0-1 OECD 諸国における農業環境政策

政策/国	豪	加	EU	日	韓	メキシコ	NZ	ノルウェー	スイス	トルコ	米
規制的手法											
-環境規制	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
-環境税/課徴金	NA	NA	X	NA	NA	NA	NA	X	NA	NA	X
-クロス・コンプライアンス	NA	NA	XXX	X	X	NA	NA	XX	XXX	NA	XXX
経済的手法											
-農法に対する環境支払い	X	X	XXX	X	X	X	X	XX	XXX	X	XX
-休耕に対する環境支払い	NA	NA	X	NA	NA	X	NA	NA	X	NA	XXX
-固定資産に対する環境支払い	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
-取引可能な許可証	X	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	X
-共同行動対策	X	X	NA	NA	NA	NA	X	NA	NA	NA	NA
技術的手法											
-技術支援	XX	XX	X	X	X	X	XX	X	X	X	XX

注) NA は実施されていない又はごくわずか。X は重要性が低い。XX は重要性が中程度。XXX は重要性が高い。この表の重要度は、それぞれの国での政策の重要性を示し、各国間の重要性の比較を行うことはできない。

出典：Vojtech (2010) を基に筆者作成。

上述のとおり、OECD のこれまでの研究では、デカップルされた直接支払いの重要性が指摘されていたが、この表 0-1 によると、OECD 諸国における農業環境政策の中心となる政策は環境規制であり、次に各種農業環境支払いであることがわかる。また、環境税・課徴金や取引可能な許可証などが実施されている国はアメリカ、オーストラリアなどのごく限られた国に過ぎないことがわかる。このように直接的に農業者の行為を規制したり、経済的動機（インセンティブ）を付与する方法に加えて、各国で持続可能な農業を促進するための技術支援、普及活動が幅広く行われている。さらに、ほとんどの農業環境政策（例：環境支払い）が個々の農家を政策対象としているものの、オーストラリア、ニュージーランドなどでは、農家同士や農家と近隣住民等を巻き込んだ共同行動が政策対象とされている。

ただし、これまでの OECD での議論では、これらの政策間の関係、組み合わせについての議論・分析が十分行われておらず、各国が実際にどのような場合に、どのような政策を実施し、また、組み合わせるべきなのかが、明らかにされていない。また、農業政策については毎年モニタリングレポートと呼ばれるレポート（Agricultural Policy Monitoring and Evaluation）が公表され、分析が行われているのに対し（例えば、OECD, 2015）、各国の農業環境政策については農業と環境についての関連指標が不十分なこ

ともあり、その経済的な分析が限定的なものにとどまっている（例えば、OECD, 2010a）。

このように、理論面でも実態面でも、OECD での農業環境政策についての分析は、その政策選択の議論とその組み合わせについての分析が十分行われていない状態にあり、この点について理論的な枠組みの構築と政策分析への応用をさらに進めていくことが求められている。

第2項 農業環境政策に関する国内での議論

一方、国内での農業環境政策に関する議論はどうであろうか。この点について研究するのにあたっては、農政の憲法と言われる食料・農業・農村基本法の記述から見ることにする。1999年に制定された食料・農業・農村基本法は、旧農業基本法時代の「他産業との生産性の格差が是正されるように農業の生産性が向上すること及び農業従事者が所得を増大して他産業従事者と均衡する生活を営むことを期することができること」（旧農業基本法第1条）という目標を改め、新たに我が国の農政の目標として、「食料の安定供給の確保（食料・農業・農村基本法第2条）」、「多面的機能の発揮（同法第3条）」、「農業の持続的な発展（同法第4条）」、「農村の振興（同法第5条）」の4つの政策目標を掲げている。そして、この4つの政策目標を達成するための施策として、①食料の安定供給の確保に関する施策（食料政策。同法第16条から第20条まで）、②農業の持続的な発展に関する施策（農業政策。同法第21条から第33条まで）、③農村の振興に関する施策（農村政策。同法第34条から第36条まで）が規定されている。

ここで注目すべきなのは、4つの政策目標のうち「多面的機能の発揮」についてのみ、それに対応する施策が存在しないことである。これは、我が国では、多面的機能は、農業生産を行うことによって自ずと発揮されるものであるという考え方が取られているためである。そして、多面的機能の発揮のための施策については、農業の持続的な発展及び農村の振興に関する施策に含まれると一般的に整理されている（作山, 2006）。例えば、多面的機能の1つである自然循環機能については、農業の持続的な発展に関する施策の1つとして、食料・農業・農村基本法第32条において、「国は、農業の自然循環機能の維持増進を図るため、農薬及び肥料の適正な使用の確保、家畜排せつ物等の有効利用による地力の増進その他必要な施策を講ずるものとする。」と規定されている。また、中山間地域等における多面的機能の確保を図るため、農村の振興に関する施策の1つとして、同法第35条第2項において「国は、中山間地域等においては、適切な農業生産活動が継続的に行われるよう農業の生産条件に関する不利を補正するための支援を行うこと等により、多面的機能の確保を特に図るための施策を講ずるものとする。」と規定されている。

このように、我が国においては、多面的機能の発揮のための独自の施策というものは食料・農業・農村基本法上、想定されておらず、中山間地域等を含む地域における農業の持続的な発展を図るための施策を講ずることによって多面的機能が発揮されるという法体系が取られているのである。そして、この食料・農業・農村基本法の下、2000年から「中山間地域等直接支払制度」が導入されている。この中山間地域等直接支払制度について、合田（2001）は、「我が国における農業環境政策の具体的施策の端緒として捉えることができる」⁸としており、中山間地域等直接支払制度の導入以降、2011年には環境保全型農業直接支援対策が導入されるなど、様々な農業環境政策が講

⁸ 合田（2001）p.4。

じられている⁹。ただし、飯國（2011）は、このように我が国では食料・農業・農村基本法上、農業を維持することが多面的機能の発揮につながるという考え方がとられているため、欧米諸国に比べて、農業環境政策の立ち遅れが見られるとしている。

学術面でも、これまでに様々な農業環境問題に対する研究が行われている。例えば、初期の農業と環境問題を研究したのものとして、我が国における1980年代から90年代までの研究蓄積を整理した嘉田・西尾（1999）がある。嘉田・西尾（1999）は、我が国で出版された図書から52の文献を選び、①環境保全型農業論、②農業・環境の経済と政策—欧米と日本—、③農業の多面的機能と評価、④地域の農業環境管理と生態系保全、⑤地域環境問題と農林業、⑥農業環境保全型農業技術に分類した上で、解題を行っている。

このような研究分野の中でも、特に分析が多く行われてきたのは、多面的機能の評価に関する分析である（生源寺, 2003）。これは、多面的機能の価値が十分存在するという議論を経済学的に根拠をもって行うことができれば、国内の農業生産の減少を招く農産物貿易自由化に対する対抗力となり得る可能性があり、多面的機能を理由に農業支持を維持し、また今まで以上に農業を支援をする合理的な根拠となりうると考えられたためである（合田, 2006）。多面的機能に関しては数多くの試算が行われているが、例えば、嘉田ら（1995）は、ヘドニック法を用いて和歌山県の水田が有する多面的機能の評価額を2,340億円と試算している。また、吉田ら（1997）は、仮想評価法（Contingent Valuation Method: CVM）を用いて、生物多様性や農村景観などの全国の農林地の公益的機能に対する支払意思額を推計している。彼らによると、支払意思額は、1世帯当たり約100,000円、総便益評価額は全国で約4兆円という試算結果となっている。また、吉田（1999）は、中山間地域農業・農村の公益的機能に対する支払意思額を調査し、1世帯当たり70,000円、社会全体の総便益評価額は約3.2兆円であるという推計額を出している。このほか、地方公共団体による推計も行われ、例えば、沖縄県が、沖縄における多面的機能に対する沖縄県民の支払意思額を推計したところ、支払意思額は1世帯あたり56,000円であった（沖縄県, 1998）。こうした多面的機能の評価については、その後、2001年に日本学術会議が答申した「地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について（答申）」（日本学術会議, 2001）の付属資料として、三菱総合研究所が行った「地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価に関する調査研究報告書」（三菱総合研究所, 2001）の数字である8兆2,226億円という数字が現在も一般的に用いられている。ただし、栗山（2000）はこのような多面的機能の評価について、「多面的機能の評価の何兆円という金額は、農林業の持っている価値として国民が負担すべき額と見るべきではない。むしろ、それは農林業による資源管理を放棄したときに失われる損害額と見るべきであって、国民に費用負担を求めるべき性質のものではない。」¹⁰とし、これらの評価は「現在の農林業の持っている問題点を省みることなく、ただ現状を維持するための費用を国民に求めているだけ」¹¹であり、「政策なき評価」¹²であると批判している。

その後も多面的機能の評価についての研究（例えば、独立行政法人農業工学研究所, 2004）が行われているが、実際に多面的機能の評価を農業環境政策の立案の際に用いた事例がほとんどないことを踏まえると、栗山（2000）が指摘するとおり、「政策なき評価」という批判が現在も当てはまると考えられる。そして、生源寺（2003）が指

⁹ 具体的な日本の農業環境政策の内容については、第3章及び第4章で論じる。

¹⁰ 栗山（2000）p. 72。

¹¹ 栗山（2000）p. 72。

¹² 栗山（2000）p. 72。

摘するとおり、我が国の農業と環境に関する研究は、優良事例や外国事情の紹介を行っているものや、環境の貨幣評価を行っているものに偏っており、農業環境政策に関する経済分析を行ったものが非常に限られたものとなっている。マイクロデータを用いて農業環境政策についての経済分析を行った数少ない例としては、例えば、胡柏（2007）がある。胡柏は、環境保全型農業に関する長年にわたるアンケート調査、事例調査、計量分析の研究成果を取りまとめ、環境保全型農業を成功させるためには、環境保全型農業の継続・拡大を阻害する経営・経済的諸問題を的確に把握し、環境保全型農業の「経営」を成功させる必要があるとしている。また、農業環境政策の効果について経済モデルを用いて定量分析を実施した研究としては、藤栄（2008）がある。藤栄は、滋賀県の農業環境直接支払制度を対象として、同制度に参加している農家が、相対的にリスクが高い環境保全型農業と、相対的にリスクが低い慣行栽培との作付けシェアをどのように決定するのかについてポートフォリオ選択の概念を適用し、モデル分析を行い、その結果、農家は、収量リスクと収益率・販売価格を考慮して、慣行栽培と環境保全型農業の作付面積を決定していることを明らかにしている。また、佐々木（2013）は、我が国では研究が遅れている農業環境政策の経済分析に資することを目的に、マイクロレベルの経済モデルによるアプローチと、行動経済学や実験経済学に代表される実際の「行動」に着目したアプローチの双方を用いて、農業環境政策の分析を行っている。

ただし、このような分析は、個別の政策（農業環境支払い）、農業環境問題（環境保全型農業）についての分析にとどまっていることが多く、農業環境政策全体のあり方やどのような政策を組み合わせるべきか、またその際の費用負担がどうなるのかについて研究を行ったものもほとんど存在しない。これは、我が国では食料・農業・農村基本法上、農業の持続的な発展に伴い、多面的機能が発揮されるという考えがとられていることから、ありうべき多面的機能の発揮のための政策についての議論に欠け、その結果、OECDでの議論と同様、適切な政策や政策の組み合わせについての議論・分析が不足しているためだと思われる。

農業環境政策全体のあり方についての分析を行った数少ない文献としては、荘林ら（2012）がある。荘林ら（2012）は、特に「農業用水」に焦点を当てて、我が国、EU、アメリカ、オーストラリアの農業環境政策についての比較分析を行い、農業環境政策立案のための6つの枠組みを提示している。これらの6つの枠組みとは、①「対象となる環境・資源の保全・改善は、農法の変更・維持が最適な方法か」、②「農業環境・資源に係るレファレンスレベルが明示的に設定されているのか」、③「営農改善を通じた環境改善に伴う社会的便益の公共財的性格に応じて非政府的な方法による営農改善の手法が検討されたか。集団的な行為の促進も含めた取引費用軽減についての配慮はなされているか」、④「政府供給を選択する場合、支払い金額の決定等のための効率的な手法の導入が検討されたか」、⑤「農業環境・資源の保全政策の間の、またそれらと農業支持の間の整合性は確保されているのか」、⑥「公平性、安定性の確認」¹³、の6つの政策を立案する際の確認ポイントのことであり、荘林ら（2012）はこれらの確認を政策立案の際に行うことを提言している。さらに、荘林・木村（2014）は、OECDの農業直接支払いの概念を紹介しつつ、所得支持、構造調整、所得安定化を目的とする直接支払いと対比させる形で、多面的機能発揮、食料安全保障、環境保全を目的とする直接支払いのあり方について論じている。

ただし、荘林ら（2012）も指摘しているとおおり、これらの農業環境政策全体のあり方について分析を行った研究においても、どのような政策をどのような場合に実施し、

¹³ 荘林ら（2012） p. 195-197。

どのような政策を組み合わせるべきかについて、理論的な枠組み及び実証分析の結果を十分提供するものとはなっていない。

したがって、ありうべき農業環境政策とその組み合わせについて、さらに多くの研究を行い、議論を深め、実際の政策についての分析や立案に資するような研究を進めていくことが必要とされている。

第3項 共同行動対策に関する議論

さらに、近年、従来の農業環境支払い等を中心とした農業環境政策に加え、各国で、コミュニティ活動や地域住民を巻き込んだ共同行動を支援する共同行動対策の取組が拡大している。Vojtech (2010)によると、オーストラリア、カナダ、ニュージーランドでこうした共同行動対策が講じられている。

また、我が国でも、農業水利施設に関連する様々な多面的機能を発揮することを目的に、2007年に農林水産省が地域による共同の水利管理を行う活動を促進するため、農地・水・環境保全向上対策¹⁴を導入したところである。我が国では、水路などの農業水利施設は農村景観、生物多様性、水質、水量・水源かん養などを供給し、洪水、雪害、火災などの自然災害を防止する機能を有している。しかし、適切な管理が行われないとこれらの機能を十分に発揮することができないことから、農業水利施設の維持管理を行う地域の活動組織に対して、その活動を支援するための支払いを行っている。この支払いは2014年度から新たに多面的機能支払交付金と改変され、それまで対象外となっていた農業者のみの活動組織による取組についても対象とすることとされた。この結果、水田に限らず畑作、園芸、果樹、畜産、酪農地帯においても共同行動に関する取組が行いやすくなっている（農林水産省, 2014）。そして、2015年3月時点で、約25,000の地域の活動組織が多面的機能支払交付金（農地維持支払交付金¹⁵）に関する活動を展開し、取組面積は196万ヘクタールを占めている（農林水産省, 2015）。

この共同行動については、Ostrom (1990) が共有資源の管理を行う上で有益であることを指摘し、彼女が2009年にノーベル経済学賞を受賞したこともあり、大きな注目を集めている。しかし、これまでの先行研究では、共同行動の成功要因についての分析は多数行われている（例えば、Agrawal, 2001; Baland and Platteau, 1996; Davies et al., 2004; Ostrom, 1990; Wade, 1988）ものの、共同行動のための各国の政策の比較については、ほとんど行われていない¹⁶。このため、共同行動対策が、どのような農業環境問題に対して有効になりえ、どのような場合に政府は共同行動に関する取組を促進するための政策を講じるべきかについて分析することが、今後の農業環境政策の立案にあたって、重要な課題となっている。

第3節 農業環境政策の政策選択と費用負担に関する枠組み

以上の農業環境政策の先行研究からわかるように、各国及び我が国ともに、様々な農業環境政策を講じており、その内容は異なるものとなっている（表 0-1 参照）。ま

¹⁴ 2011年度から農地・水保全管理支払交付金、2014年度からは多面的機能支払交付金に改変されている。

¹⁵ 「農地維持支払交付金とは、農地・農業用水等の地域資源について、地域共同で行う、水路の草刈り、泥上げ、農道の砂利補充などの日常管理と、地域資源の適切な保全管理のための体制づくり等の推進活動を行う組織に対する支援」をいう（農林水産省, 2015）。

¹⁶ OECDでも、共同行動対策についての分析は1998年に行われてから（OECD, 1998b）、10年以上行われていなかった。

た、近年ますます複雑になっている様々な農業環境目標を達成するためには、従来型の環境規制や農業環境支払いだけでなく、最近各国でも注目を浴びている共同行動対策を含め、補完的で相互に矛盾しない政策を組み合わせることが必要とされている（OECD, 2010a）。そして適切な農業環境政策を立案するためにも、各国の政策や政策目標の違いがどのような理由から生じているのかについて整理をするとともに、適切な農業環境政策やその組み合わせを選択するための理論的な枠組みを構築し、それを実際に応用する研究が必要となっている。

これまでの研究において農業環境政策の政策選択と費用負担に関する枠組みとして提示されたものとしては、Bromley（1997）、Bromley and Hodge（1990）、Hodge（1989, 1994, 2000）、OECD（2001a）、荘林ら（2012）等で取り上げられた「リファレンス・レベル（reference level）¹⁷」の枠組みがある¹⁸。

リファレンス・レベルの枠組みについては、Hodgeによる主張がOECD（1994b）のルーラル・アメニティのスタディにおいて用いられたことをきっかけに、OECDでも取り上げるようになり、OECD（2001a）は農業環境政策の文脈において、政策選択と費用負担の枠組みとして使用している。また、荘林ら（2012）も、OECD（2001a）を引用する形で、政策選択と費用負担の枠組みとしてリファレンス・レベルに関する議論を行い、同枠組みを用いた政策選択をすべきであると主張している。このため、ここでは、Hodge等の議論をOECDが政策選択の枠組みとして汎用化したOECD（2001a）をベースに「リファレンス・レベル」の枠組みを紹介する¹⁹。

これまでの先行研究では、一般に、「リファレンス・レベル」とは「農家が自らの費用で達成すべき測定可能な環境の質」²⁰と定義されている。そして「リファレンス・レベルは環境面での成果（outcomes）、農法、又は排出基準でもって表され」²¹、「リファレンス・レベルは、農家が環境損害（environmental damage）を避けるための費用を負担することを要求する汚染者負担原則（Polluter-Pays-Principle）が適応される場合と、私的に所有されている資源や生産要素によって提供される環境サービス（environmental services）についてインセンティブを要求する場合とを区別する」²²基

¹⁷ 「reference level (point)」の訳については、いくつかの訳が考えられる。HodgeやBromleyの議論を引用した飯國（2009）、矢部（2001）、横川（2011）は「基準点」と訳している。一方、吉村（2014）はHodgeの議論がKahneman et al.（1986）やKnetsch（1983）といった行動経済学の議論から来ており、そこでは「参照点」と訳することが多いことから、「参照水準（参照点）」という訳を用いている。また、OECDの議論を紹介した荘林ら（2012）は「リファレンス・レベル」と訳している。このように訳者ごとにreference levelの訳は異なるが、我が国の農業環境政策を立案している農林水産省は「リファレンス・レベル」という訳を用いている（農林水産省, 2012）。英語の音に近い訳をそのままカタカナで用いることは他の農業環境政策の用語でも多々あること（例えば、アメニティ、クロス・コンプライアンス等）から、本稿では農林水産省の訳に倣って「リファレンス・レベル」という訳を用いる。

¹⁸ この他の枠組みを提示しているものとしては、例えば、Pannell（2008）がある。

¹⁹ リファレンス・レベルの枠組みは、本稿における政策分析の際に用いる枠組みであることから、その詳細については第2章で論じる。

²⁰ OECD（2001a）p. 9。

²¹ OECD（2001a）p. 9。ただし、第2章で後述するとおり、OECD（2001a）ではインプット（農法、排出基準）に設定するリファレンス・レベルとアウトプット（環境面での成果）に設定するリファレンス・レベルを同一に扱っていることから、本稿では前者をインプット・ベースのリファレンス・レベル、後者をアウトプット・ベースのリファレンス・レベルと区分する。

²² OECD（2001a）p. 9。ただし、第2章で後述するとおり、環境損害を避けるために汚染者負担原則が適用されるべき場合であっても環境支払いが用いられている例がある。これはこれまで

準とされている（OECD, 2001a）。したがって、OECD（2001a）は、このリファレンス・レベルを用いることにより、政府は環境の質を改善するために、環境規制を用いるか、環境支払いを用いるか、選択することができるとしている。例えば、農家がリファレンス・レベルを超えて環境の質を改善している場合は、農家は自らの費用を負担して供給すべき環境レベルを超えた便益を供給していることから、このような供給に対する対価を受け取る権利を有していると整理することができる。このような場合は、政府は環境支払いを用いることが考えられる。一方、農家がリアレンス・レベルを下回る環境の質しか供給していないような場合には、農家はむしろ環境損害をもたらしていることとなる。このような場合は、汚染者負担原則（Polluter-Pays-Principle）（OECD, 1972）に基づき、農家は自ら費用を負担してリファレンス・レベルまで環境レベルを引き上げることが求められ、政府はこれを担保するために環境規制を導入することが考えらる。

このように、OECD（2001a）は、リファレンス・レベルに基づき、環境便益と環境損害に応じて用いるべき農業環境政策を提示しており、実際に一部の国の政策立案の際の指針となっている。例えば、EUにおいては、このリファレンス・レベルの枠組みが共通農業政策（CAP）に用いられており、リファレンス・レベルまでは汚染者負担原則が、それを超えた場合は供給者取得原則（Provider-Gets-Principle）がそれぞれ適用されるという整理の下、環境規制と農業環境支払いが実施されている（EC, 2015）。

しかし、環境便益と環境損害を区分するレベルであることと、農家が自ら費用を負担して達成すべき環境レベルの2つのレベルが同じレベルに設定されていることを前提としたこれまでのリファレンス・レベルの枠組みでは、環境汚染の削減に対して支払いを行っている場合や、環境便益を供給している場合であっても農家に費用負担を求めている場合についての応用ができない。

また、農業環境政策は、環境規制と農業環境支払い以外にも、共同行動対策や技術支援等の政策があるにもかかわらず、これまでのリファレンス・レベルについての先行研究ではこの点について十分分析を行ったものが存在せず、農業環境政策の政策選択・分析の枠組みとしては不十分なものとなっている。

さらに、リファレンス・レベルは各国毎に異なることが知られている（OECD, 2010a）が、各国がどのようにリファレンス・レベルを設定し、どのような政策をリファレンス・レベルと関連付けて実施しているのかについて調査している研究はほとんど存在しない²³。

加えて、一口に農業環境政策といっても、その対象は農村景観、生物多様性、水質、土壌等様々であるが、それぞれの対象に応じて、リファレンス・レベルが変わり、農業環境政策も異なるものとなるのかどうかについての検証がこれまで行われていない。

したがって、リファレンス・レベルの枠組みについて、農業環境政策の政策選択及び分析を行うために必要な修正を行い、再構築した上で、各国の政策分析に応用する研究を行うことが必要である。

のリファレンス・レベルでは分析できなかった例である。本稿では、これまでのリファレンス・レベルをさらに、環境便益と環境損害を分ける基準である「環境リファレンス・レベル」と、農家が自らの費用で達成すべき環境の質のレベルを定める「社会リファレンス・レベル」に区別することにより、これまでのリファレンス・レベルの枠組みでは十分対応できていなかった政策分析にもリファレンス・レベルの枠組みを応用できるようモデルを再構築した。

²³ 莊林ら（2012）は数少ない各国におけるリファレンス・レベルの設定について調査を行った研究である。莊林らでは、主に農業用水に焦点をあて、EU、アメリカ、オーストラリア、日本のリファレンス・レベルについての分析を行っている。

第4節 本稿の目的

今後ますます環境問題が重要になる中、我が国の農業政策についても、単に農業の生産を行うことによって、自動的に多面的機能が発揮されるという発想（作山, 2006）を超え、より環境面での成果を効果的・効率的に上げるための政策を明らかにし、講じることが必要となっている。

しかし、以上のように、これまでの国内外の先行研究では、異なる地域に属する各国の農業環境政策について包括的に比較・検討をした研究が少なく、各国ごとの農業環境政策の違いとその違いが生じている理由が明らかではない²⁴。

加えて、各国ごとに農業環境問題についての認識や重要性が異なるが（OECD, 2012b）、これらの違いに応じて、どのような場合に、どのような政策を講じ、組み合わせるべきか、また実際に講じられているのか、明らかではなく、十分な分析も行われていない。

さらに、政策の立案及び分析を行う上での理論的な枠組みとその応用に関する研究が不足している。より環境面での成果を上げるためのあるべき政策及びその費用負担について検討する際の理論の再構築が欠かせない。

したがって、本稿は、従来の研究では農業環境政策を講じる際の政策選択と費用負担に関する枠組みとして十分機能しきれていなかったリファレンス・レベルの枠組みについて、環境規制、農業環境支払いだけでなく、農業環境政策一般に応用できるよう再構築し、このリファレンス・レベルの枠組みを各国の農業環境政策の分析に応用するとともに、その費用負担について論じる。そして、各国はどのような農業環境政策をどのような農業環境問題に対してどのように講じているのかについて、我が国及び主な OECD 諸国の農業環境政策の比較分析を行う。具体的な国としては、日本の農業政策を立案する際に多く参考とするアメリカ及びヨーロッパを中心に、各国の農業環境政策及び農業環境公共財について分析する上では、地理的に異なる国も対象とすることが好ましいことから、日本、オーストラリア、英国、オランダ、アメリカ、カナダ、ニュージーランドについて分析を行った²⁵。

これにより、これまで十分行われてこなかった農業環境政策の経済・政策分析の分野において、

- ① リファレンス・レベルの枠組みを様々な農業環境政策の分析に応用できるよう修正し、政策分析の枠組みの理論として再構築すること
- ② 同枠組みを各国の農業環境政策に適用することによって、実際に各国で講じられている政策と費用負担の違いを明らかにすること
- ③ これらの違いを踏まえてあるべき農業環境政策の立案に向けた政策提言を行うことにより、今後増々重要性が高まる農業環境政策の立案及び今後の分析に資することを目的とする。

²⁴ 例えば、農業環境合同作業部会で各国の農業環境政策をまとめた Vojtech (2010) は、各国ごとに実施されている政策をとりまとめているものの、個別の農業環境政策がどの農業環境問題を政策対象としているのかについての分析を行っていないため、なぜ、これらの政策の違いが生じているのかについての分析が行われぬ。

²⁵ 具体的には第3章の OECD 諸国の農業環境政策の分析では、日本、オーストラリア、英国、オランダ、アメリカの5か国の農業環境政策について、第4章の OECD 諸国の共同行動対策の分析では、日本、オーストラリア、オランダ、カナダ、ニュージーランドの5か国の共同行動対策について比較分析を行った。

第5節 本稿の構成

研究にあたっては、まず、本稿の分析対象の範囲を確定する必要がある。我が国では多面的機能という用語が使用され、その発揮のために農業環境政策が講じられているが、各国は多面的機能という用語を農業環境政策の立案にあたって必ずしも使用していない。このため、各国の分析に共通する分析対象の概念整理を第1章において行う。

次に、政策分析にあたっての分析の枠組みを第2章において提示する。本稿では、分析の枠組みとして、「リファレンス・レベル」の枠組みを用いる。このリファレンス・レベルの枠組みについては、これまでの先行研究を踏まえ、新たにその理論の再構築を行う。

理論的な整理を行ったあとは、分析の枠組みを用いて、各国の政策と我が国の政策の比較及び分析を行う。第3章では主な OECD 諸国の農業環境政策全般を分析し、第4章では特に農業環境公共財の供給において重要な役割を果たす共同行動対策について分析する。

図 0-1 に本論文の構成を示す。各章の主な内容は以下のとおりである。

第1章「分析対象の範囲—農業環境公共財—」では、本稿の分析対象の範囲を確定する。まず、我が国の農政上重要な概念である多面的機能について、国内における定義及び国際的な検証・分析を行った OECD の議論 (OECD, 2001c, 2003 等) を確認する。その上で、各国においては、農業環境政策上、多面的機能という用語が必ずしも使用されておらず、かつ、本論の目的は農業環境政策の分析であって、貿易政策の分析ではないことから、貿易政策と強くリンクしている多面的機能という概念を用いる代わりに、本稿における各国の政策の分析対象となる「農業環境公共財」を定義する。

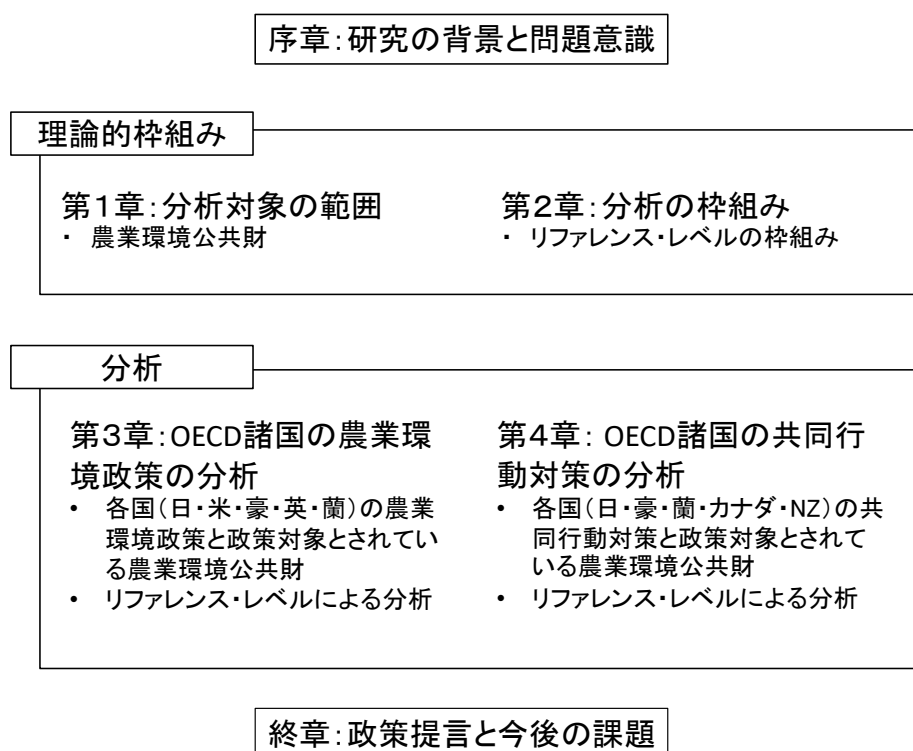
第2章「分析の枠組み—リファレンス・レベルの枠組み—」では、本稿の分析の枠組みを整理する。具体的には、第1節で、農業環境政策を分析する際の枠組みとして用いる「リファレンス・レベル」についてのこれまでの先行研究について文献レビューを行う。第2節ではこれまでのリファレンス・レベルの枠組みではあまり注目されてこなかった農業生産と農業環境公共財の関係について、DSR (Driving force State Response) モデルを用いて説明をする。そして、第3節でリファレンス・レベルと DSR モデルとを関連付けるとともに、リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルに分類し、本稿で農業環境政策一般について応用することができるよう再構築したリファレンス・レベルの枠組みを提示する。

第3章「OECD 諸国の農業環境政策の分析」では、日本、オーストラリア、オランダ、英国、アメリカの5か国の農業環境政策について比較をし、各国でどのような農業環境政策がどの農業環境公共財を対象として行われ、これらの5か国でどこにリファレンス・レベルが設定され、どのように費用が負担されているのか、リファレンス・レベルの枠組みを用いて分析する。

第4章「OECD 諸国の共同行動対策の分析」では、日本、オーストラリア、オランダ、カナダ、ニュージーランドの5か国の共同行動対策について比較をし、各国でどのような農業環境公共財が共同行動対策によって政策対象とされ、これらの5か国でどこにリファレンス・レベルが設定され、どのように費用が負担されているのか、リファレンス・レベルの枠組みを用いて分析する。

終章「今後の課題と政策提言」では、第4章までの内容を総括し、農業環境公共財と農業環境政策に関する残された課題の整理と政策提言を行う。

図 0-1 各章の相関図



出典: 筆者作成。

参考文献

《日本語文献》

- 飯國芳明（2011）「転換期を迎えた農業環境政策」横川洋・高橋佳孝編著『生態調和的農業形成と環境直接支払い』青山社，pp. 19-47.
- 飯國芳明（2009）「中山間地域における二次的自然の荒廃と保全策—基準点を用いた制度設計—」浅野耕太編『自然資本の保全と評価』ミネルヴァ書房，pp. 89-107.
- OECD（経済協力開発機構）環境委員会編・嘉田良平監修・農林水産省国際部監訳（1993）『OECD レポート 環境と農業 - 先進諸国の政策一体化の動向 -（Agricultural and Environmental Policy Integration: Recent Progress and New Directions）』農山漁村文化協会.
- 沖縄県（1998）『沖縄の農業・農村の多面的機能評価について』沖縄県農林水産部.
- 嘉田良平・西尾道徳監修（1999）『農業と環境問題—農林水産文献解題 No.28』農林統計協会.
- 嘉田良平・浅野耕太・新保輝幸（1995）『農林業の外部経済効果と環境農業政策』多賀出版.
- 栗山浩一（2000）「農林業政策における環境評価の役割」『林業経済研究』Vol. 46, No. 1, pp. 69-74.
- 合田素行（2006）「日本における多面的機能の議論と政策的課題」『農林水産政策研究所レビュー』Vol. 19, pp. 24-26.
- 合田素行編（2001）『農業環境政策と環境支払い—日本と欧米の対比—』農業総合研究書研究叢書第 124 号，農業総合研究所.
- 作山巧（2006）『農業の多面的機能を巡る国際交渉』筑波書房.
- 佐々木宏樹（2013）『農業環境政策の制度設計—モデルと行動分析による接近—』京都大学博士論文.
- 佐々木宏樹（2010）「OECD における農業環境問題をめぐる活動と議論」『滋賀大学環境総合研究センター研究年報』Vol. 7, No. 1, pp.11-27.
- 生源寺眞一（2003）「環境保全型農業の政策フレーム」社団法人大日本農会『環境保全型農業の課題と展望—我が国農業の新たな展開に向けて—』大日本農会叢書 4.
- 荘林幹太郎・木村伸吾（2014）『農業直接支払いの概念と政策設計 - 我が国農政の目的に応じた直接支払い政策の確立に向けて -』農林統計協会.
- 荘林幹太郎・木下幸雄・竹田麻里（2012）『世界の農業環境政策』農林統計協会.
- 独立行政法人農業工学研究所（2004）『農業・農村の有する多面的機能の解明・評価—研究の成果と今後の展開—』独立行政法人農業工学研究所.
- 日本学術会議（2001）『地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について（答申）』日本学術会議.
- 農林水産省（2015）「平成 26 年度多面的機能支払交付金の実施状況」農林水産省.
- 農林水産省（2014）「平成 26 年度多面的機能支払交付金のあらまし」農林水産省.

- 農林水産省（2012）「環境保全型農業を推進するための政策」平成24年6月25日第3回環境保全型農業直接支援対策に係る事業効果の検証検討会，農林水産省。
- 藤栄剛（2008）「農業環境政策の経済分析：滋賀県の環境農業直接支払制度を対象として」『彦根論叢』第370号，p. 65-85.
- 胡柏（2007）『環境保全型農業の成立条件』農林統計協会。
- 文化庁（2003）「農林水産業に関連する文化的景観の保護に関する調査研究（報告）」文化庁。 http://www.bunka.go.jp/bunkazai/shoukai/keikan_hogo.html#chapter2.（2015年6月4日アクセス）。
- 三菱総合研究所（2001）『地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価に関する調査研究報告書』三菱総合研究所。
- 矢部光保（2001）「多面的機能の考え方と費用負担」合田素行編著（2001）『農業環境政策と環境支払い—欧米と日本の対比—』農業総合研究所研究叢書第124号，農業総合研究所。
- 横川洋（2011）「沖縄における持続可能な赤土等流出防止プログラム構想—環境直接支払いを軸にしたポリシーミックス構想—」横川洋・高橋佳孝編著（2011）『生態調和的農業形成と環境直接支払い 農業環境政策論からの接近』青山社。
- 吉田謙太郎（1999）「CVMによる中山間地域農業・農村の公益的機能評価」『農業総合研究』Vol. 53, No. 1, pp. 45-97.
- 吉田謙太郎・木下順子・合田素行（1997）「CVMによる全国農林地の公益的機能評価」『農業総合研究』Vol. 51, No. 1, pp. 1-57.
- 吉村武洋（2014）『アメニティ保全の費用負担』一橋大学博士論文。

《英語文献》

- Agrawal, A. (2001), "Common Property Institutions and Sustainable Governance of Resources", *World Development* Vol. 29, No. 10, pp. 1694-1672.
- Baland, J. M. and J. P. Platteau (1996), *Halting Degradation of Natural Resources: Is there a Role for Rural Communities?*, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome.
- Bromley, D. and Hodge, I. (1990), "Private Property Rights and Presumptive Policy Entitlements: Reconsidering the Premises of Rural Policy", *European Review of Agricultural Economics*, Vol.17, No.2, pp.197-214.
- Bromley, D. (1997), "Environmental Benefits of Agriculture: Concepts", in OECD, *Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies*, OECD, Paris (ダニエル・ブロムリー「農業の環境便益：概念」，OECD編・農林水産省農業総合研究所監訳（1998）『農業の環境便益—その論点と政策—』，家の光協会，pp. 47-80.
- Cooper, T., K. Hart and D. Baldock (2009), *The Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union*, report prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-023309/00-28, Institute for European Environmental Policy, London.

- Davies, B., K. Blackstock, K. Brown and P. Shannon (2004), *Challenges in Creating Local Agri-environmental Cooperation Action amongst Farmers and Other Stakeholders*, The Macaulay Institute, Aberdeen.
- EC (2015), “Integrating Environmental Concerns into the CAP”, http://ec.europa.eu/agriculture/envir/cap/index_en.htm (Accessed on April 10, 2015).
- EC (2013), “Overview of CAP Reform 2014-2020,” *Agricultural Policy Perspectives Brief*, N°5* / December 2013, EU.
- Hodge, I. (2000), “Agri-environmental Relationships and the Choice of Policy Mechanism”, *The World Economy*, Vol.23, No.2, pp.257-273.
- Hodge, I. (1994), “Rural Amenity: Property Rights and Policy Mechanisms”, in OECD, *The Contribution of Amenities to Rural Development*, OECD, Paris, pp.23-40.
- Hodge, I. (1989), “Compensation for Nature Conservation”, *Environment and Planning A*, Vol.21, No.8, pp.1027-1036.
- Kahneman, D., J. L. Knetsch and R. Thaler (1986), “Fairness as a Constraint on Profit Seeking: Entitlements in the Market”, *American Economic Review*, Vol. 76., pp. 728-741.
- Knetsch, J. L. (1983), *Property Rights and Compensation: Compulsory Acquisition and Other Losses*, Butterworth, Toronto.
- OECD (2015), *Agricultural Policy Monitoring and Evaluation 2015: OECD Countries*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2014), *Agricultural Policy Monitoring and Evaluation 2014: OECD Countries*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2013), *OECD Compendium of Agri-environmental Indicators*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2012a), *Water Quality and Agriculture: Meeting the Policy Challenge*, *OECD Studies on Water*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2012b), *Evaluation of Agri-environmental Policies: Selected Methodological Issues and Case Studies*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2011), *Farmer Behaviour and Management Practices in relation to Mitigation and Adaptation to Climate Change*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2010a), *Guidelines for Cost-effective Agri-environmental Policy Measures*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2010b), *Environmental Cross Compliance in Agriculture*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2010c), *Sustainable Management of Water Resources in Agriculture*, *OECD Studies on Water*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2008a), *Environmental Performance of OECD Agriculture since 1990*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2008b), "Agricultural Policy Design and Implementation: A Synthesis", *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 7, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2007), *Effective Targeting of Agricultural Policies: Best Practices for Policy Design and Implementation*, OECD Publishing, Paris.

- OECD (2003), *Multifunctionality: The Policy Implications*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・荳林幹太郎訳 (2004) 『農業の多面的機能—政策形成に向けて (OECD レポート)』, 家の光協会)
- OECD (2001a), *Improving the Environmental Performance of Agriculture: Policy Options and Market Approaches*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2001b), *Environmental Indicators for Agriculture – Volume 3: Methods and Results (The Stocktaking Report)*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2001c), *Multifunctionality: Towards an Analytical Framework*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・空閑信憲・作山巧・菖蒲淳・久染徹訳 (2001) 『OECD レポート 農業の多面的機能』, 食料農業政策研究センター)
- OECD (1999), *Environmental Indicators for Agriculture – Volume 2: Issues and Design (The York Workshop)*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1998a), *OECD Committee for Agriculture at Ministerial Level*, OECD, Paris.
- OECD (1998b), *Co-operative Approaches to Sustainable Agriculture*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1997), *Environmental Indicators for Agriculture – Volume 1: Concepts and Framework*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1994a), *Agricultural Policy Reform: New Approaches: The Role of Direct Income Payments*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1994b), *The Contribution of Amenities to Rural Development*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1992), *Agricultural Policy Reforms and Public Goods*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1987), *Meeting of the Council at Ministerial Level in May 1987 Communiqué*, OECD, Paris.
- OECD (1972), *Recommendation of the Council on Guiding Principles concerning International Economic Aspects of Environmental Policies*, OECD, Paris.
- Ostrom, E. (1990), *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press, New York.
- Pannell, D. J. (2008), “Public Benefits, Private Benefits, and Policy Intervention for Land-use Change for Environmental Benefits”, *Land Economics*, Vol. 84, No. 2, pp. 225-240.
- USDA (2014), *2014 EQIP Farm Bill Fact Sheet*, USDA, Washington D.C..
- Vojtech, V. (2010), “Policy Measures Addressing Agri-environmental Issues”, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers*, No. 24, OECD Publishing, Paris.
- Wade, R. (1988), *Village Republics: Economic Conditions for Collective Action in South India*, ICS Press, Oakland.

第1章 分析対象の範囲—農業環境公共財—

各国の政策分析を行う前に、分析の対象範囲を決める必要がある。日本では、食料・農業・農村基本法第3条に規定されているとおり、「多面的機能」という概念が農業環境政策の対象として用いられるが、ヨーロッパやアメリカ等では、多面的機能という概念が必ずしも農業環境政策に用いられていない²⁶。このため、各国の農業環境政策の比較を行う際に、共通の概念整理を行う必要がある。

一般に農業環境政策を議論する際には、「多面的機能」、「公共財」、「外部性」といった用語が用いられる。このため、まず、これらの概念の定義を第1節で確認した上で、第2節で本稿の分析対象の範囲である「農業環境公共財」を定義する。また、補論では、農業環境公共財に関する国際的な議論の推移として、OECDにおけるこれらの概念に関する議論の推移を論じる。

第1節 多面的機能

我が国では、1999年に制定された食料・農業・農村基本法において、「多面的機能」の発揮を図ることを農政の重要な政策目的と位置付けていることから、他国の農業環境政策との比較を行う上で、まずは我が国における「多面的機能」の定義を確認する。

多面的機能は食料・農業・農村基本法において「国土の保全、水源のかん養、自然環境の保全、良好な景観の形成、文化の伝承等農村で農業生産活動が行われることにより生ずる食料その他の農産物の供給の機能以外の多面にわたる機能」と定義されている（同法第3条）。この規定にはいくつか多面的機能の例が冒頭掲げられているが、この定義によると多面的機能とは、「農村で農業生産活動が行われることにより生ずる食料その他の農産物の供給の機能以外」の幅広い機能を指しており、食料供給以外のおおよそ全ての機能が多面的機能として定義されている。

このように我が国では大変幅広い定義を用いているため、当然、多面的機能には、農業環境政策の対象となる農業と環境に関する以外の機能も含まれることとなる。農林水産省（2015）は多面的機能の例として、以下の例を挙げている。

²⁶ 例えば、ヨーロッパでは、2013年の共通農業政策（CAP）において、環境に関する事項をCAPに組み入れる際、「環境面で損害をもたらす農業活動を避けることにより持続可能な農法を確保すること（ensuring a sustainable way of farming by avoiding environmentally harmful agricultural activity）」及び「環境面で便益がある公共財とサービスを供給するためのインセンティブを供給すること（providing incentives for environmentally beneficial public goods and services）」を基本原則（general principle）と位置付けている（EC, 2015）。

表 1-1 日本における農業・農村の多面的機能

① 洪水を防ぐ機能	② 土砂崩れを防ぐ機能	③ 土の流出を防ぐ機能
④ 川の流れを安定させる機能	⑤ 地下水をつくる機能	⑥ 生きもののすみかになる機能
⑦ 農村の景観を保全する機能	⑧ 暑さをやわらげる機能	⑨ 文化を伝承する機能
⑩ 体験学習と教育の機能	⑪ 医療・介護・福祉の場としての働き	⑫ 癒しや安らぎをもたらす機能

注：①から⑧の機能は環境に関連する機能。
 出典：農林水産省（2015）に基づき筆者作成。

また、どのようなものが多面的機能にあたるかどうかについては、農林水産省が 2000 年に日本学術会議に対して諮問を行っており、2001 年に日本学術会議が行った答申がある（日本学術会議, 2001）²⁷。この答申において答申した農業の多面的機能の内容と比較すると、新たに「医療・介護・福祉の場としての働き」が追加されていることがわかる（表 1-2）。これは農林水産省が 2001 年の答申以降に、医福食農連携の取組を始めたことから、新たに「医療・介護・福祉の場としての働き」についても多面的機能の 1 つとして位置付けたためである。このように政策対象が変化することによって、多面的機能の範囲も変化することとなる²⁸。

²⁷ 多面的機能はそれ以前は「農業・農村の有する公益的機能」等と呼ばれており、どのような機能が公益的機能に含まれるのかサーベイした論文として、例えば小林（1993）がある。

²⁸ 一方、日本学術会議の答申には多面的機能として挙げられていた水質浄化機能、有機性廃棄物分解機能、資源の過剰な集積・収奪防止機能については、農林水産省（2015）では言及がなされていない。

表 1-2 多面的機能の概念の変化

日本学術会議（2001）	農林水産省（2015）
1. 持続的食料供給が国民に与える将来に対する安心	
2. 農業的土地利用が物質循環系を補完することによる環境への貢献 （1）農業による物質循環系の形成 [1] 水循環の制御による地域社会への貢献 ① 洪水防止	① 洪水を防ぐ機能
② 土砂崩壊防止	② 土砂崩れを防ぐ機能
③ 土壌侵食（流出）防止	③ 土の流出を防ぐ機能
④ 河川流況の安定	④ 川の流れを安定させる機能
⑤ 地下水涵養	⑤ 地下水をつくる機能
[2] 環境への負荷の除去・緩和 ① 水質浄化	
② 有機性廃棄物分解	
③ 大気調節（大気浄化 気候緩和など）	⑧ 暑さをやわらげる機能
④ 資源の過剰な集積・収奪防止	
（2）二次的（人工）自然の形成・維持 [1] 新たな生態系としての生物多様性の保全等 ① 生物生態系保全	⑥ 生きもののすみかになる機能
② 遺伝資源保全	
③ 野生動物保護	
[2] 土地空間の保全 ① 優良農地の動態保全	⑦ 農村の景観を保全する機能
② みどり空間の提供	
③ 日本の原風景の保全	
④ 人工的自然景観の形成	
3. 生産・生活空間の一体性と地域社会の形成・維持 （1）地域社会・文化の形成・維持 [1] 地域社会の振興	⑨ 文化を伝承する機能
[2] 伝統文化の保存	
（2）都市的緊張の緩和 [1] 人間性の回復（うち保健休養・やすらぎ）	⑫ 癒しや安らぎをもたらす機能
[2] 体験学習と教育	⑩ 体験学習と教育の機能
	⑪ 医療・介護・福祉の場としての働き

注：日本学術会議が多面的機能とした機能のうち「2. 農業的土地利用が物質循環系を補完することによる環境への貢献」は環境に関連する機能。

出典：日本学術会議（2001）及び農林水産省（2015）に基づき筆者作成。

このように日本における多面的機能は、幅広い機能を含む概念であるが、国際的な多面的機能の概念については、OECD が 2001 年に多面的機能に関するレポートを公表し、日本だけでなく、OECD 諸国に共通の定義付けを行っている (OECD, 2001)。この OECD (2001) によると「多面的機能」は次の 3つの要件によって定義付られる。

- ① 農業に付随して複数の農産物及び非農産物が一体的に生産されていること (結合性)
- ② 非農産物が外部性を有しており市場の失敗が生じていること (外部性)
- ③ 市場の失敗を引き起こす外部性である非農産物が公共財的性格を有していること (公共財)

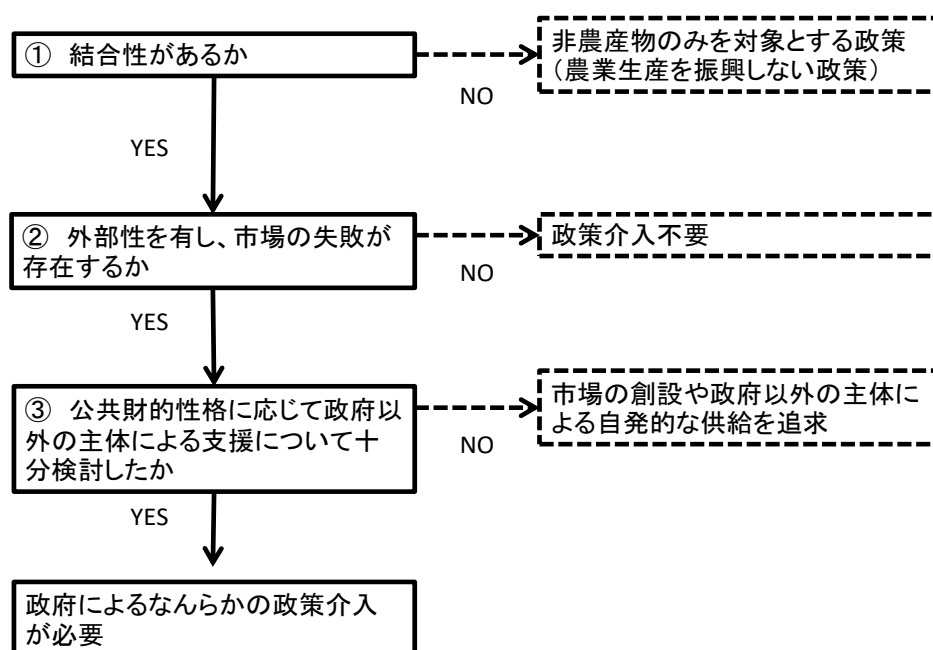
日本における多面的機能の定義と比較すると、単に「農業に付随して複数の農産物及び非農産物が一体的に生産されていること」(①)²⁹とするだけでなく、②及び③の要件が追加されている。これは我が国の多面的機能の定義だけだと、多面的機能を発揮するためにほとんど無制限に政策介入が認められることとなるが、OECD では多面的機能を理由にした政策介入に一定の歯止めをかけようと OECD 諸国の間での厳しい議論が行われたためである。

その結果、この多面的機能の 3つの要件が、多面的機能の政策論について論じた OECD (2003) における政府の介入に関する 3つの質問へと引き継がれている。すなわち、多面的機能に関する政府の介入を正当化するためには、

- ① 非農産物と農産物の生産性は強く結びついているのか (結合性)、
 - ② (結合性が確認された場合において) 非農産物が有する外部性のために市場の失敗が存在するのか (輸入により農産物の国内生産が低下し、その結果結合性を有している非農産物の生産が減少して生じる損失が輸入によって生じる便益を上回り、市場の失敗が存在するのか)、
 - ③ (市場の失敗が確認された場合において) 公共財的性格に応じて非政府的な方法での農家支援の可能性について十分検討されたか、
- の 3つの質問全てについて「はい」であることが必要であるとされた (図 1-1)。

²⁹ これが我が国の多面的機能の定義である「農村で農業生産活動が行われることにより生ずる食料その他の農産物の供給の機能以外の多面にわたる機能」に相当し、OECD ではこれらの農産物以外の農業生産から付随して生じるものを「非農産物」と称している (OECD, 2001)。

図 1-1 多面的機能に関する政策介入の要件



出典: OECD (2001) 及び作山 (2006) に基づき筆者作成。

その上で、OECD (2001) は主な非農産物の結合性、外部性、公共財についての分析を行っている。具体的には、表 1-3 に掲げられたものが多面的機能の要件を満たし「得る」例として取り上げられている。ただし、これらの例が、実際に多面的機能の各要件を満たしているかどうかについては、それぞれ実際の事例において検証されなければならない。特に、食料安全保障については、多くの議論が行われ、食料輸出国と輸入国との厳しいやり取りの結果、多面的機能の各要件を満たすという主張と満たさないという主張の両論が OECD レポートには併記される結果となっている (OECD, 2001)。

表 1-3 多面的機能の例

①農業景観と文化伝承価値	④農村の活性化
②環境便益 (野生生物棲息、生物多様性)	⑤食料安全保障
③国土保全 (洪水防止、地下水かん養、土壌保全、土砂崩壊防止)	⑥動物愛護

注：①から③の機能は環境に関連する機能。
出典：OECD (2001) を基に筆者作成。

また、多面的機能という用語は、我が国では通常正の効果ばかりが連想されるが、OECD の議論では、社会にマイナスの影響を及ぼす外部不経済も多面的機能の範疇にとらえられている (OECD, 2001; 作山, 2006) ことに注意する必要がある。

このように多面的機能についての定義とその具体例を見てみると

- ① 我が国の多面的機能の定義は範囲が広すぎ、そのままでは各国の農業環境政策を比較する際には使えないこと
 - ② 特に多面的機能には農業環境以外の機能が含まれていること
- から、各国の農業環境政策を比較する際には、OECD（2001, 2003）の多面的機能の定義を踏まえて、新たな概念を定義する必要がある。具体的には、
- ① 単に農業生産から生じる非農産物という我が国の多面的機能の定義だけではなく、OECD の多面的機能の定義を踏まえ非農産物が外部性と公共財的性格を有していること
 - ② 環境以外の非農産物を除くこと
- という2点を踏まえた新たな概念を整理する必要がある。したがって、まずは多面的機能の議論を踏襲しつつ、農業と外部性・公共財との関係の議論することとする。

第2節 外部性と公共財

第1項 外部性

OECD の多面的機能の2つ目の要件は非農産物が外部性を有しており市場の失敗が生じていることである（OECD, 2001, 2003）。

「外部性」とは、「直接又は間接的にある事態の決定に完全に関与していない主体に便益（被害）をもたらす事態」をいう（Meade, 1973）^{30, 31}。そして、この外部性には市場を通じて影響を与える金銭的外部性（pecuniary externality）と市場を通じず影響を与える技術的外部性（technological externality）の2種類が含まれる（Buchanan and Stubblebine, 1962; OECD, 2001）。金銭的外部性については市場を通じて影響を与えることから、上述の外部性の定義に合致しないのではないかという見解もありうるが、市場を通じてもたらされる影響に必ずしも影響を受ける主体が関与しているとは限らない。例えば、近隣に道路や複合施設ができ所有地の地価が上昇して便益を受けることがあるが、土地の所有者は道路や複合施設の建設の決定に関与しているわけではない。このため、金銭的外部性も上述の外部性に該当する。ただし、一般に、市場を通じて影響を与える金銭的外部性については市場の失敗を引き起こさない（OECD, 2001）。したがって、通常、農業環境に関する外部性を検討する際には、環境問題は市場を有していないことが多いこともあり、技術的外部性が問題になる。

農業は環境に対して正負の外部性をもたらしている。ある人の行動が他者に正の影響を及ぼす場合は、「正の外部性」という。養蜂業者がハチミツ生産の予期しない効果として、近隣の農家たちに授粉サービスを提供し、これらの近隣農家たちが受益する事例は、正の外部性の典型的な例である（Kolstad, 2011; OECD, 1994）。正の外部性に関する別の例としては、牧草地での家畜の放牧が挙げられる。多くの人はそうした家畜が放牧されている情景を楽しみ、放牧が農村景観の価値の向上につながっていると考える。しかし、家畜がいつ、どのように放牧されるかは、農家が自らの生産計画の中で決定することとなる。

³⁰ Cornes and Sandler (1996) 及び OECD (2001) も Meade (1973) の定義を使用している。

³¹ この外部性の定義によると、外部性の影響を受ける主体自らが直接又は間接的に関与して内部化した外部性は、その主体の関与が生じることからもはや外部性に該当しないこととなる（OECD, 2001）。しかし、政府が関与して補助金又は課税（ピグー補助金又はピグー課税。Pigou, 1920）によって市場の失敗を是正した場合は、影響を受ける主体が決定に関与していないので、依然として外部性の定義に該当することとなる（OECD, 2001）。

外部性が影響を受けた人の効用を減少させる場合は、「負の外部性」という。負の外部性の典型的な例は各種の汚染である。農業は、肥料や農薬の使用、あるいは持続不可能な農法の使用の結果として、水質汚染や土壌侵食といった負の外部性を生じさせる場合がある（OECD, 1992, 1994）。

このように農業生産活動は非農産物である正負の外部性を生じさせるが、多面的機能について論じた OECD（2001）は、この「外部性に伴う基本的な問題は、正の外部性を発生させている財が、その財の市場が外部性による社会的便益を考慮することができないために、過少供給される傾向にあるということである。負の外部性の場合には、過剰供給が発生しやすい」ことにあるとしている³²。このため、一般的には、外部性を理由に正の外部性の過少供給の解消又は負の外部性の過剰供給の解消を図るための政府の介入が必要であるという議論になる。

しかし、OECD（2001）は外部性の存在だけでは市場の失敗が生じている（過小又は過剰供給が生じている）とは限らず、「外部性のみでは政策介入を正当化しない」としている³³。仮に外部性によって市場の失敗が生じたとしても、それによって初めて政府の介入が必要となる「可能性」があるのであって、この場合でも、政府以外の主体によって非農産物である正負の外部性の適正な供給を図ることができる可能性があるため、3つ目の要件として公共財の要件が必要だとしている³⁴。

第2項 公共財

公共財の議論は Samuelson の議論を中心に発展した。Samuelson の公共財に関する最初の論文（Samuelson, 1954）が出版された際には、Samuelson は「私的消費財（private consumption goods）」と「共同消費財（collective consumption goods）」を対比させ、公共財とは「各自の財の消費が他者のその財の消費を減少させることがないという意味で全ての人々が共通して享受する財」³⁵とし、その特性として非競合性を重視していた。また、同論文では、「外部性と需要の結合性が共同財（collective goods）³⁶の概念にとって本質的なものである」³⁷とし、公共財と外部性との関係についても言及していた。その後、Samuelson による公共財の議論が発展し³⁸、また、様々な経済学者が公共財についての議論を展開した³⁹が、現在では一般に「公共財」とは、非排他性及び非競合性を有している財と定義される（Cornes and Sandler, 1996; Eecke, 1999; OECD, 2001; Varian, 1992）。ここで「非排他性」とはある財について、誰も当該財を消費することから排除されない性質をいい、「非競合性」とはある財について、他者が消費する機会を減

³² OECD（2001）邦訳 p.82-83。

³³ OECD（2001）邦訳 p.82。

³⁴ OECD（2001）は公共財的側面についての分析について、「非農産物が農業生産の外部性であり、かつ、それらが市場の失敗を引き起こす場合のみ公共財的側面についての分析は有益なのである」と述べている（OECD, 2001. 邦訳 p.105）。

³⁵ Samuelson（1954）, p.387。

³⁶ Samuelson（1954）では collective consumption goods という用語が使われているが、Samuelson（1955）では同様の財に対して public goods という用語が用いられ、その後この public goods という用語が定着している。

³⁷ Samuelson（1954）, p. 389。

³⁸ Samuelson の議論は Samuelson（1954, 1955, 1958, 1967, 1969）においてされている。

³⁹ Eecke（1999）によると、経済学者は少なくとも13の公共財の定義を用いているが、それらは整理すると消費における非競合性のために生じる共同での消費機会と、非排他性のために生じる消費に対して対価を求めることの困難さの2つの特徴にまとめることができる。

小さくすることなく、誰もが同時に当該財を消費することができる性質をいう。そして、この非排除性と非競合性という2つの基準を完全に満たしている財を「純粋公共財」という (Cornes and Sandler, 1996; Kolstad, 2011; OECD, 2001)。

一般的に、純粋公共財の供給にはフリーライダー (ただ乗り) の問題が伴う。純粋公共財の供給者は、代金を支払わずにその便益を享受しようとする人間を排除することができない。このため、個人が商業ベースで純粋公共財を供給することは困難である。市場を通じて純粋公共財を供給することができる場合もあるが、多くの場合、純粋公共財の供給は過小供給となる (Kolstad, 2011)。したがって、通常は政府が純粋公共財の供給に重要な役割を果たすこととなる (OECD, 1992, 1994, 2001) ⁴⁰。

ただし現実には、両方の基準を完全に満たす生産物はほとんど無く、多くの生産物はある程度、排除性や競合性を有しているのに過ぎない (Cooper et al., 2009; OECD, 1999, 2001)。「私的財」 (完全な競合性、排除性を有する財) や、「純粋公共財」 (完全な非競合性、非排除性を有する財) のいずれでもない財は「準公共財」と呼ばれる (Cornes and Sandler, 1996; OECD, 2001)。私的財については、価格が市場参加者に対して財がどの程度の価値を有しているのかを伝えることができ、この価格は生産者に対して利潤を最大化するためにはどれだけの量を生産すべきかを伝えることができる。他方、準公共財は非排除性と非競合性の程度に応じて、主に「クラブ財」と「共有資源」に分類され、その供給にあたっては一定程度の政府の関与が必要となる場合がある (Hess and Ostrom, 2007; Kolstad, 2011; Laffont, 1988; OECD, 1999, 2001)。

クラブ財は、Buchanan (1965) が Samuelson (1954) の議論では私的財と公共財の定義の両方に属しない財が存在するため、その間に属する財として理論化したものである。このクラブ財では、クラブの非会員はクラブ財を消費することができない (排除性)。一方、クラブ会員は過剰な混雑や財の劣化を引き起こすようなリスクを生じさせない限り、競合することなく (非競合性)、クラブ財を消費することができる (Buchanan, 1965; OECD, 1999, 2001)。クラブ財の一例として、ある地域や流域において、排他的な狩猟権を有する狩猟者の共同体が、費用を負担して当該地域や流域の野生生物を保護し、非会員による野生生物の狩猟や観賞を排除する場合が挙げられる。このような場合、政府の役割は、クラブがクラブ会員に対して費用を請求することができるよう財産権制度を制定すること、狩猟組合等の団体が効果的に保全活動を展開することができるような仕組みを構築すること、関連する情報を提供することなどが考えられる (OECD, 2003) ⁴¹。

共有資源 (Common Pool Resources: CPR) とは、競合性を有する (使用により数量が減少する) が、他者による消費を排除することが困難 (非排除性) な財のことである

⁴⁰ ただし、純粋公共財の場合であっても、「政策の失敗による非効率性 (政府が正確に需要を予測することの失敗に伴う純粋公共財の過少あるいは過剰供給)」 (OECD, 2001. 邦訳 p.109.) が生じてしまう場合もあるため、OECD (2001) は、この政策の失敗による非効率性が市場の失敗に伴う非効率性より大きい場合は政府による介入はすべきではないとしている。また、純粋公共財のうち、限られた地域に対してのみ便益をもたらす地域公共財については、自発的な供給がパレート最適供給レベルに到達する可能性が高いことを指摘している。

⁴¹ 「有料財 (Toll Goods)」という用語も、排除性と非競合性を有する財を指す用語として使用されることがある (Fulton and Gray, 2007; Hess and Ostrom, 2007; Thomson and Freudenberger, 1997)。これは、「クラブ財」という用語が有料道路等、排除性と非競合性を有する一部の財について使用された場合に誤解を招く可能性があるからである。有料道路を利用する際に利用者は料金を支払うが (すなわち彼らは排除される)、こうした利用者は有料道路のクラブ会員ではない。また、国立公園で入場料金の支払いを求められる場合も有料財の例ということができる。OECD (2001) はこのような財を「排除可能で非競合」な財と呼んでいる。

(Fulton and Gray, 2007; Hess and Ostrom, 2007; Kolstad, 2011; Thomson and Freudenberger, 1997)。これは過剰開発のリスクに繋がるものであり、こうした状況は「コモンズの悲劇」として知られている(Hardin, 1968)。例えば、牛飼いはできるだけ多くの牛を放牧したいと思っているため、共有の牧草地はやがて資源が枯渇するおそれがある。このような場合、過剰開発を防止するための政府の役割としては、コミュニティメンバー間の対話を促進させ、コミュニティ内のルールを設けることにより、共有資源の管理を支援することなどが考えられる(OECD, 2003)。もし、共有資源について財産権を確立し、財産権を有しているメンバーのみにその使用を認めることができれば、共有資源を排他性を有するクラブ財として供給することができる(OECD, 2003)⁴²。

この公共財は、公共財という概念を提案したSamuelson自身が述べているとおり、外部性という特性も有している財である⁴³。したがって、農業生産活動から生じる非農産物である外部性は、その非競合性及び非排他性の程度に応じて純粋公共財、共有資源、クラブ財に分類することができる(Kolstad, 2011; Laffont, 1988; OECD, 1999, 2001)⁴⁴。

そして、OECD(2003)はそれぞれの場合に応じて政府の介入について検討し、純粋公共財と準公共財では、政府の介入の程度が異なる可能性があることを指摘している。例えば、共有資源については、資源管理のためのルール作りが必要であり、政府はこのために必要な技術的な情報提供や支援を行うことができるとしている。また、クラブ財については、クラブの設立に必要な法制度を構築することが考えられるとしている。一方、純粋公共財については、農家に対するより直接的な支援策として農業環境支払いが必要となる可能性があることを指摘している(OECD, 2003; 2005)。

また、OECD(2001)では、農業生産活動から生じる非農産物である負の外部性についても多面的機能の範疇としていることから、この農業生産活動から生じる非農産物である負の外部性についても、公共財的性格(非排他性、非競合性)についての検証が必要である。公共財は必ずしも社会的に望ましいものだけとは限らない、すなわ

⁴² 共有資源の所有者がいない場合、排除システムが存在せず、資源へのフリーアクセスを防止することは困難であることから、こうした共有資源は「オープンアクセス資源」と呼ばれることもある(OECD, 2001; Kolstad, 2011)。

⁴³ Samuelson(1969)は公共財とは「消費における外部性を含む性質を持つ財である」と述べている。

⁴⁴ 農業生産活動から生じる外部性が外部性の影響を受ける者が関与することによって内部化され供給者と需要者によって取引されるようになった場合、これは外部性の影響を受ける者の関与が存在することから上述の外部性の定義(Maede, 1973)に該当せず、農業生産活動から生じる外部性ではないこととなる。例えば、農村景観は一般的に誰もが楽しめることから非排他性を有し、その消費は競合することがないから純粋公共財に該当する。しかし、理論的にはある農村景観を供給する農家が農村景観の周辺の入りを設定し、入園料を徴収することによって排他性を有する財へと転換することができる(クラブ財)。そしてこの農村景観が非常に有名で人気がある場合は混雑、すなわち農村景観の消費が競合することもある。そうすると、この場合の農村景観は理論的には排他性と競合性を有する私的財となる。ただし、この私的財となった農村景観は、農村景観の需要者である訪問者が供給者である農家の供給に対価を支払うことによって関与しているため、もはや外部性の定義に該当しないこととなる。この例は、一般的に外部性として考えられている農村景観が場合によっては純粋公共財、クラブ財、私的財と財の性質が変わるだけでなく、外部性でなくなることを示している。このほか、Cornes and Sandler(1996)は一般的にかつては純粋公共財として考えられていたテレビ番組が、衛星放送等の導入によって一部の視聴者のみに供給されるクラブ財に変わった例を紹介している。一般にある特定の財が常に純粋公共財、私的財等になるわけではなく、供給される状況に応じてその特性が変わりうる(Cornes and Sandler, 1996; OECD, 2001, 2005)ことに注意する必要がある。

ち、負の影響をもたらすことがある（Cornes and Sandler, 1996; Kolstad, 2011; Mas-Colell et al., 1995; OECD, 1992）。非競合性及び非排他性を有する財が人々の望まない負の影響をもたらす場合は、「負の公共財（Public Bads）」という用語が使われることがある（Cornes and Sandler, 1996; Dwyer and Guyomard, 2006; Kolstad, 2011; Mas-Colell et al., 1995）。この場合、「非排除性」とは、誰しも負の影響を避けることができないことを意味し、また、「非競合性」は、同じ負の影響について、誰しも他人の負の影響を受ける機会を減少させることなく、当該負の影響を受けることとなることを意味する。同様に、非排他性及び非競合性の程度に応じ、「負の準公共財」及び「負の私的財」も存在する（Kolstad, 2011）。パレート最適な負の公共財の供給量は、個々の消費者の限界被害を全人口分合計したものと汚染削減の限界費用が一致する点である（Kolstad, 2011）。したがって、多面的機能のうち、負の影響をもたらすものについては、負の公共財の供給量を社会的に望ましい量にまで削減することが重要な政策課題の1つとなる。

このように正の外部性、負の外部性、正の公共財、負の公共財と、正負の区別があるが、この正負の区別はある与えられたゴールや目標に対して、農家のとった行動の結果、ある環境レベル⁴⁵以上の環境面での成果を上げることができれば「便益」（正の外部性、正の公共財）であり、当該環境レベル以下の結果となれば「損害」（負の外部性、負の公共財）となると整理することができる。そして、環境便益又は環境損害であるかは、ある環境レベルとの相対的なレベルで判断されるものであり、この相対的な環境レベルは国や地域の状況に応じて異なりうる（OECD, 1997）。

第3節 農業環境公共財

以上の多面的機能及び外部性と公共財の議論を踏まつつ、本稿の目的は、農業が環境に与える影響とその政策について分析することであることから、それに合わせた本稿において分析対象となる財の定義を行う必要がある。

ここで、考慮すべきなのは、

1. 我が国の多面的機能の定義は広範過ぎ、おおよそ全ての非農産物が含まれてしまうことから国際比較を行う上では適当ではないこと
2. 我が国と OECD 諸国の農業環境政策を比較する上で、多面的機能の国際的な定義である OECD (2001, 2003) の3要件である①農業生産との一体性（結合性）、②外部性、③公共財を踏まえる必要があること
3. ただし、本稿は多面的機能の政策一般を分析するものではなく、農業が環境に与える影響を分析することを目的としていることから、食料安全保障、動物愛護といった非環境面の事項を含まない概念を定義する必要があること

という点である。

まず、「農業生産活動から生じる正負の環境外部性」という農業環境政策を議論する際に多く用いられる用語を考える。このように環境外部性とすることで、農業環境以外の概念を排除することができるとともに、農業が環境に与える正負の側面を含めることができる。ただし、これだけでは、多面的機能の際の3要件のうち、公共財という要件を満たすことができない。多くの環境経済学の議論では、環境外部性を理由に環境政策について議論をするが、OECD での多面的機能をめぐる議論の際には、結合性と外部経済による市場の失敗だけでは、安易な政府の介入を認めることになりか

⁴⁵ この環境レベルは、次章で議論する「リファレンス・レベル」のうち、「環境リファレンス・レベル」に相当する。

ねないことから、公共財的側面を検討し、非政府主体による供給の可能性を検証することの重要性が指摘された（OECD, 2001, 2003, 2005）。

したがって、単に環境外部性とするのではなく、公共財の要件を追加する必要がある。このため、農業環境政策について検討する場合、①農業生産活動から生じる非農産物である②正負の環境外部性であって、③公共財的性格、すなわち非排他性及び非競合性を一定程度有している財（純粹公共財、共有資源、クラブ財）が政策対象となり、このような財を本稿では、「農業環境公共財」と定義することとする^{46,47}。表 1-4 は農業環境公共財をまとめたものである。各欄には、農業生産活動から生じる非農産物である外部性が掲げられている。そしてこれらの外部性の非排他性及び非競合性の程度に応じて各欄に分類されている。

表 1-4 農業環境公共財の分類¹

		競合性	
		低い	高い
排他性	困難	純粹公共財 ・ 生物多様性（非利用価値 ⁴ ） ・ 農村景観（非利用価値） ・ 洪水防止 ・ 土すべり防止	共有資源 ² ・ 生物多様性（利用価値 ³ ） ・ 水質/水量
	易しい	クラブ財 ① 生物多様性（クラブ会員以外に排他的である場合）	私的財 （・ 農産物）

1. 上記表に掲げている例は主な例を挙げているだけであり、全ての例を網羅しているわけではない。状況次第で、同じ財が私的財（競合的かつ排他的な財）や公共財になる。また、環境被害をもたらす場合は、負の私的財や負の公共財になりうる（Kolstad, 2011）。このため、それぞれの事例や状況において、注意深く検証する必要がある。
2. 共有資源は飽和点又は混雑点に達するまで非競合的な便益を供給する。この点を超えてから、共有資源のサービスは非常に競合的になる。
3. 利用価値とは、i) 実際の利用に関連した価値、ii) 不確定な将来の選択を行うことができる価値（オプション価値）を指す。
4. 非利用価値とは、i) 人間が「資源の存在」という単純な事実に対して認める価値、ii) 人間が将来世代のために資源を維持する可能性に対して認める価値を指す。

出典: Hess, C. and E. Ostrom (2007) 及び OECD (2001) に基づき筆者作成。

また、農業環境公共財と多面的機能の定義との関係を図示すると次のとおりとなる（図 1-2）。

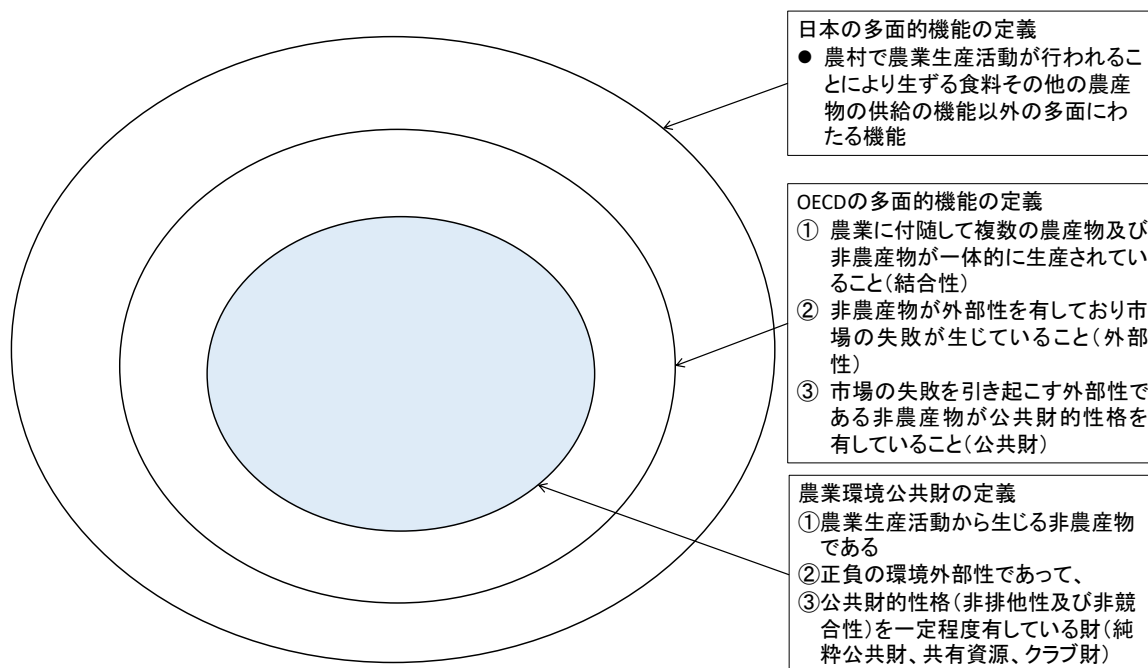
- ① 単なる農業生産活動から生じる非農産物（日本の多面的機能の定義）では範囲が広すぎ、
- ② そのうち、外部性と公共財の要件を兼ね備えている（OECD の多面的機能の定義）ものから
- ③ 環境関係の財（環境部門に絞った農業環境公共財）に限定したもの

⁴⁶ 公共財という用語を使うことにより、外部性の概念が含まれていないという疑問が生じる余地があるが、公共財であれば、非排他性及び非競合性を有しているため、他の経済主体の影響（外部性）を受けることとなり、外部性の概念が公共財に含まれる（Buchanan and Stubblebine, 1962; Cronos and Sundler, 1996; Desai, 2003; Eecke, 1999; Holtermann, 1972; Samuelson, 1954, 1969）。

⁴⁷ 一般に、負の公共財は、排他性及び競合性を有する財、すなわち、公共財の一部であることから、本稿においては、負の農業環境公共財について、特に「負」であることを明示する必要がある場合でない限り、「農業環境公共財」という用語を使用する。

が今回の分析対象となる農業環境公共財である。

図 1-2 農業環境公共財と多面的機能の関係



出典:筆者作成。

そして、次章では、これらの農業環境公共財を対象とした農業環境政策の立案のための枠組みとして、本稿で分析に用いるリファレンス・レベルの枠組みを取り上げる。

参考文献

◀ 日本語文献 ▶

- 小林郁雄 (1993) 「環境便益の評価に関するサーベイ」 『農総研季報』 Vol. 19, pp. 21-41.
- 作山巧 (2006) 『農業の多面的機能を巡る国際交渉』 筑波書房.
- 農林水産省 (2015) 『農業・農村の多面的機能』 農林水産省.
- 日本学術会議 (2001) 『地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について (答申)』 日本学術会議.

◀ 英語文献 ▶

- Buchanan, J. M. (1965), “An Economic Theory of Clubs”, *Economica*, Vol.32, No. 125, pp. 1-14.
- Buchanan, J. M. and W. C. Stubblebine (1962), “Externality”, *Economica*, Vol.29, No. 116, pp. 371-384.
- Cooper, T., K. Hart and D. Baldock (2009), *The Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union*, report prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-023309/00-28, Institute for European Environmental Policy, London.
- Cornes, R. and T. Sandler (1996), *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods*, Cambridge University Press.
- Desai, M. (2003), “Public Goods: A Historical Perspective”, in I. Kaul, P. Conceicao, K. Le Goulven, and R. U. Mendoza (eds.) *Providing Global Public Goods: Managing Globalization*, Oxford University Press.
- Dwyer, J. and H. Guyomard (2006), “International Trade, Agricultural Policy Reform and the Multifunctionality of EU Agriculture: A Framework for Analysis,” in *Trade Agreements, Multifunctionality and EU Agriculture*, Centre for European Policy Studies, Brussels.
- EC (2015), “Integrating Environmental Concerns into the CAP”, http://ec.europa.eu/agriculture/envir/cap/index_en.htm (Accessed on April 10, 2015).
- ver Eecke, W (1999) “Public Goods: An Ideal Conept”, *Journal of Socio-Economics*, Vol. 28, pp.139-156.
- Fulton and Gray (2007), “Toll Goods and Agricultural Policy”, *CAIRN Policy Brief*, Number 9, Canadian Agricultural Innovation Research Network.
- Hardin, G. (1968), “The Tragedy of the Commons,” *Science*, Vol. 162, pp. 1243-1248.
- Hess, C. and E. Ostrom (eds.) (2007), *Understanding Knowledge as a Commons: From Theory to Practice*, MIT Press, Cambridge.
- Holtermann, S. E. (1972), “Externalities and Public Goods”, *Economica*, Vol. 39, No. 153, pp. 78-87.
- Kolstad, C. D. (2011), *Intermediate Environmental Economics: International Second Edition*, Oxford University Press, New York.
- Laffont, J. J. (1988), *Fundamentals of Public Economics*, The Massachusetts Institute of Technology, Cambridge.

- Mas-Colell, A., M. D. Whinston and J. R. Green (1995), *Microeconomic Theory*, Oxford University Press Inc, Oxford.
- Meade, J. E. (1973), *The Theory of Economic Externalities. The Control of Environmental Pollution and Similar Social Costs*, Sijthoff-Leiden, Geneva.
- OECD (2005), *Multifunctionality in Agriculture: What Role for Private Initiatives?*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2003), *Multifunctionality: The Policy Implications*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・荳林幹太郎訳 (2004) 『農業の多面的機能—政策形成に向けて (OECD レポート)』家の光協会)
- OECD (2001), *Multifunctionality: Towards an Analytical Framework*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・空閑信憲・作山巧・菖蒲淳・久染徹訳 (2001) 『OECD レポート 農業の多面的機能』食料農業政策研究センター)
- OECD (1999), *Cultivating Rural Amenities: An Economic Development Perspective*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・吉永健治・雑賀幸哉訳 (2001) 『ルーラルアメニティ—農村地域活性化のための政策手段』家の光協会)
- OECD (1997), *Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1994), *Agricultural Policy Reform: New Approaches: The Role of Direct Income Payments*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1992), *Agricultural Policy Reforms and Public Goods*, OECD Publishing, Paris.
- Pigou, A. C. (1920), *The Economics of Welfare*, Macmillan, London.
- Samuelson, P. A. (1969), “Pure Theory of Public Expenditure and Taxation”, in J. Margolis and H. Guitton (eds.), *Public Economics*, Macmillan, pp. 98-123.
- Samuelson, P. A. (1967), “Pitfalls in the Analysis of Public Goods”, *The Journal of Law and Economics*, Vol. 10, pp. 199-204.
- Samuelson, P. A. (1958), “Aspects of Public Expenditure Theories”, *The Review of Economics and Statistics*, Vol. 40, No.4, pp. 350-356.
- Samuelson, P. A. (1955), “Diagrammatic Exposition of a Theory of Public Expenditure”, *Review of Economics and Statistics*, Vol. 37, No.4, pp. 350-356.
- Samuelson, P. A. (1954), “The Pure Theory of Public Expenditure”, *Review of Economics and Statistics*, Vol. 36, No.4, pp. 387-389.
- Thomson and Freudenberger (1997), *Crafting Institutional Arrangements for Community Forestry*, FAO, Rome.
- Varian, H. R. (1992), *Microeconomics Analysis*, W.W. Norton & Company, Inc., New York.

補論：農業環境公共財に関する OECD での議論の推移

多面的機能の定義を行った OECD は 1990 年代以降、農業が環境に与える影響について様々な研究を行ってきた。それらは大きく①農業が環境に与える影響についての概念的な整理や規範的な政策論といった、概念とありうべき政策に関する議論と、②具体的な各国の農業環境政策に関する分析の 2 つに分けることができる。そして、前者の概念論については、主に 3 つの段階に分類することができる。①1990 年代初頭の農政改革と公共財に関する議論、②ルーラル・アメニティをめぐる議論、そして③多面的機能に関する議論である。本補論では、これらの OECD での農業が環境に与える影響についての概念的な議論を時系列で追うことにより、国際的にも「農業環境公共財」という概念を用いて農業環境政策を分析することが妥当であることを示す。

第 1 項 農政改革と公共財（1990 年代初頭）

1990 年代初頭の OECD の議論は、1987 年に出された OECD 閣僚理事会コミュニケ（OECD, 1987）において言及された農政改革に応えるためのものが中心であった。1987 年の OECD 閣僚理事会のコミュニケは、当時の補助金による世界的な農産物の過剰供給問題を背景に、①農政改革の長期目標は、農業補助金を削減し、市場のシグナルを農家に伝えることであること、②農家の所得補償は、生産とリンクした方式ではなく、直接所得補償を通じて行われるべきであることについて、先進国が合意した重要な文書であり、その後の先進国における農政改革の方向性を決めたものである（作山, 2006）。また、同コミュニケでは「農政改革の長期目標を追求する上で、食料安全保障、環境保護、全体的な雇用といった、純粋な経済ではない、社会的関心事項その他の関心事項を考慮する余地がある（In pursuing the long-term objective of agricultural reform, consideration may be given to social and other concerns, such as food security, environment protection or overall employment, which are not purely economic.）」ことについて言及がなされ、農政改革の一環で、環境へ配慮した支援策を講じることが認められる余地が盛り込まれた。

このコミュニケを受けた一連の OECD による作業の一環で、農業と公共財に関する 2 つのレポートが公表された。1 つは「農政改革と公共財（*Agricultural Policy Reform and Public Good*）（OECD, 1992）」と題されるレポートであり、もう一つは「農政改革：新たなアプローチ：直接所得支払いの役割（*Agricultural Policy Reform: New Approaches: the Role of Direct Income Payments*）（OECD, 1994a）」と題されるレポートである。後者のレポートは、直接支払全般に関するレポートであるが、そのうちの 1 章は公共財に特化した内容となっている。

最初の 1992 年の OECD のレポートは、農業関係の一連の公共財（正の公共財だけでなく、負の公共財を含む。）、その市場及び測定方法、そして公共財の供給を促進するための政策について議論している（OECD, 1992）。同レポートでは個別の国の分析は行われていないが、公共財は、国ごとに、また、現在と未来でその内容が異なることが指摘されている。この OECD レポートでは、直接支払い、税、取引可能な許可証、規制といった政策とその費用について分析が行われ、その結果、効率的な農業、世界の農産物市場の発展、公共財に対する適切な認識の確立、そして農家所得の維持という複数の目的を調整し、そしてこれらを同時に達成するためには、直接支払いが鍵となると結論付けている。

この最初のレポートを受け、OECD（1994a）では、その公共財と農政改革に関する分析をさらに掘り下げて行っている。1994 年の OECD レポートは、公共財の供給につ

いては、①費用の分担が困難であり、かつ、②需要者にとって公共財の真の需要量を明らかにするインセンティブがないことから、自発的な供給を行うことが困難であるとしている。したがって、同レポートは、政府の役割、特に地方政府の役割の重要性を指摘している。多くの公共財は地方公共財であり、中央政府からの支援がなくても、地方政府はこれの地方公共財を供給することができる。また、このように直接支払いを導入することにより、関税と異なり公共財を供給する農家に対象を限定した支援を行うことができる。したがって、同レポートは、政府は関税等による国境措置ではなく、直接支払いを導入すべきであるとしている。

このように初期の OECD レポートは農業と環境に関する公共財の存在について言及しつつも、その議論の焦点は「直接支払い」に置かれていた。これは、当時はガット・ウルグアイラウンド交渉（1986－1995）が行われており、農産物の関税引き下げに関する厳しい交渉が行われていたことと無関係ではないと考えられる。そして、従来の国境措置を中心とした農政から直接支払いを中心とした農政へと転換すべきであるという考えが、1994年の OECD レポートの表題である「農政改革：新たなアプローチ：直接所得支払いの役割（*Agricultural Policy Reform: New Approaches: the Role of Direct Income Payments*）」に端的に表れている。

第2項 ルーラル・アメニティ（1990年代後半）

一方、1990年代、OECDの「地方開発政策委員会（Regional Development Policy Committee）」の下部組織である「農村政策作業部会（Working Party on Rural Policy）」は、ルーラル・アメニティがどう農村開発に貢献することができるのかについての分析を行っている。その結果、4つのルーラル・アメニティに関するレポートが OECD から出版された。最初のレポートはルーラル・アメニティに関する理論的分析を行い（OECD, 1994b）、次に一部の国でルーラル・アメニティについてケーススタディを行い（OECD, 1996）、それらの結果を取りまとめた政策提言が行われた（OECD, 1999）。そして、最後に、2000年、ルーラル・アメニティの評価に関するワークショップが開催された（OECD, 2000）。

これらのレポートにおいて、「ルーラル・アメニティ」とは、「原生自然、耕作景観、歴史的建造物及び文化的伝統を含む農村の幅広い自然又は人工の特徴（a wide range of natural and man-made features of rural areas, including wilderness, cultivated landscapes, historical monuments and cultural traditions）」⁴⁸と定義されている。このルーラル・アメニティは人の関与の度合いに応じて、①ほとんど人の手が入っていない自然、②自然と人の交流の結果生まれたもの、③人が作り上げたもの、の3つに分類することができる（OECD, 1999）。OECD（1999）では次の例をそれぞれ挙げている（補表 1-1）。

⁴⁸ OECD（1999）p.7。

補表 1-1 ルーラル・アメニティの分類

①ほとんど人の手がいっていない自然	自然公園（カナダ）
②自然と人との交流の結果生まれたもの	山岳地帯の農業景観（オーストリア）
	棚田景観（日本）
	霞ヶ浦の帆曳船（日本：茨城県）
③人が作り上げたもの	地方自然公園（フランス）
	陶器の村（ギリシア） 文化景観（日本：明日香村）

出典：OECD（1999）を基に筆者作成。

そして、取りまとめ報告書（OECD, 1999）ではルーラルアメニティのための農村振興政策に関する提言が行われている。具体的には、市場は必ずしもルーラル・アメニティの需要に見合っただけの供給を確保するものではなく、ルーラル・アメニティの供給者は市場を通じて必ずしも適切な報酬を受け取っていないことを指摘し、ルーラル・アメニティの適切な供給量を確保するため、関係者がルーラル・アメニティの市場を作り上げることの重要性を強調している。同報告書は、ルーラル・アメニティの一部は、表示や証明書を付すこと、財産権（property rights）を設定すること、ルーラル・アメニティに関する取引ルールを設けることによって、私的財として扱うことができ、適切な供給を確保することができるとしている。他方、公共財的性格を有しているルーラル・アメニティについては、政府の介入、すなわち、金銭的インセンティブ（補助金等）やマイナスのインセンティブ（税、課徴金等）、適正管理に関するルールの設定、情報提供等が必要だとしている。そして、いくつかの政策の組み合わせ（policy package）が単一の政策よりも有効であると結論付けている。

このルーラル・アメニティのスタディは、1) の農政改革と公共財に関するスタディと比べ、①非農業部門を含む幅広い農村におけるアメニティを対象としたスタディとなっていること、②適切な政策についても、これまでの直接支払いの重要性を指摘したスタディと異なり、複数の政策のパッケージが必要であるとしていること、③抽象的な議論だけでなく、各国の事例も取り上げていることといった点で異なっている。しかし、事例は各国の個別具体的な事例となっており、各国のルーラル・アメニティに関する政策を比較分析したわけではない。このルーラル・アメニティのスタディでは、農村には様々なアメニティがあり、その供給者に対しては報酬が支払われるべきである（供給者取得原則（Provider-Gets-Principle））といった議論が行われており、農業所得を補償するための農政の政策手段を関税措置から直接支払いへと変更すべきであったとした初期の農政改革と公共財に関する議論とは異なる議論を展開している⁴⁹。そして、このルーラル・アメニティのスタディは、次に述べる「多面的機能（Multifunctionality）」のスタディへとつながり、再度、農業と貿易政策の文脈の中で、適切な政策についての議論が行われている。

⁴⁹ 環境便益を供給する農業者に対する支払いを行うべきであるという議論は、1997年にヘルシンキで開かれた「農業の環境便益に関するセミナー」と題されるワークショップでも行われている。同ワークショップでは、農業が環境面に及ぼす負の影響の削減を図ることだけでなく、農業が環境にもたらす便益の存在を国際社会が認識し、基準となる環境レベル（リファレンス・レベル）を超えて農業の環境便益を供給する者に対して支払いを行うことの重要性が共有された（OECD, 1997）。

第3項 多面的機能（1990年代後半から2000年代）

1998年のOECD農業大臣会合のコミュニケ（OECD, 1998）において、農業生産活動は、食料や繊維を供給するという一義的な機能に加えて、景観を形成し、土壤保全や持続可能な自然資源、生物多様性の保全といった環境便益を提供するなど、多くの農村における社会的経済的存続に貢献する機能を有していることが認められた。このコミュニケを受けて、OECDは多面的機能のスタディを開始した。まず初めに、多面的機能の概念整理と分析の枠組みについての取りまとめが行われ（OECD, 2001）、次のレポートで多面的機能の政策形成に向けた提言が行われた（OECD, 2003）。その後のOECDのスタディでは、多面的機能の供給に関して、異なる視点からの追加的な分析が行われた。具体的には、民間部門の役割（OECD, 2005a）、農家の特徴と供給される非農産物との関係（OECD, 2005b）⁵⁰、及び公共財の供給と政府のレベル（OECD, 2006）に関する分析が行われた。また、農業政策の取引費用に関する分析が多面的機能の文脈だけでなく、その他の所得支持等の農業政策との関係でも議論された（OECD, 2007）⁵¹。そして最後に、2006年にワークショップが開かれ、農産物の生産と非農産物の生産との結合性（Jointness）について検討が加えられた（OECD, 2008）。

第1章でも論じたとおり、「多面的機能」とは3つの要件によって定義付けられる。第一に、農業に付随して複数の農産物及び非農産物が一体的に生産されていること（結合性）、第二に、非農産物が外部性を有しており市場の失敗が生じていること（外部性）、第三に、市場の失敗を引き起こす外部性である非農産物が公共財的性格を有していること（公共財）、の3つの要件である（OECD, 2001）。この3つの要件が、次のOECD（2003）における政府の介入に関する3つの質問へと引き継がれている。すなわち、多面的機能に関する政府の介入を正当化するためには、①非農産物と農産物の生産性は強く結びついているのか（結合性）、②（結合性が確認された場合において）非農産物が有する外部性のために市場の失敗が存在するのか（輸入により農産物国内生産が低下し、その結果結合性を有している非農産物の生産が減少したことによって生じる損失が輸入による便益を上回り、市場の失敗が生じているのか）、③（市場の失敗が確認された場合において）公共財的性格に応じて非政府的な方法での農家支援の可能性について検討されたか、の3つの質問について全て「はい」であることが必要であるとされた。そして、OECD（2005a）では、この3つ目の問いである非政府的な方法による非農産物の供給についての分析が行われ、もし非農産物に係る財産権が適切に設定されれば、政府以外の主体によって非農産物が適切に供給されることが明らかにされた（OECD, 2005a）。また、OECD（2006）は、多くの非農産物が地方公共財であることから、中央政府よりも地方政府による介入が好ましいとしている。そして、最後に2006年11月30日及び12月1日にパリで「農業の多面的機能：結合性の程度の検証と政策提言（Mutifunctionality in Agriculture: Evaluating the Degree of Jointness, Policy Implications）」と題されるワークショップが開催された。そ

⁵⁰ OECD（2005b）は、農家の特徴と供給される非農産物との関係について分析を行っている。そして、ある具体的な特徴を有した農家が非農産物を低コストで供給することができるという証拠を見い出せなかったことから、特定の農家を対象とした政策よりも、非農産物を対象とした政策を取るべきだとしている。

⁵¹ OECD（2007）は、多面的機能に関する政策を含む農業政策一般に関する政策取引費用についての分析を行っている。そして①ターゲティングによって政策実施に関する取引費用（行政費用、モニタリング費用等）は増えるものの、ターゲティングの結果生じる費用削減効果はターゲティングによって生じる取引費用より一般的に大きいこと、②取引費用は既存の行政ネットワークや新技術を活用することによって削減することができることを指摘している。

の結果は OECD (2008) として出版されている。このワークショップでは、非農産物の供給にあたっては、農業政策以外の政策についての更なる検証が必要であることが指摘され、多面的機能をより深く理解するためには、さらなる政策の積み重ねとモデルを用いた実証分析が必要であると結論づけられた。

このように、1998 年の OECD 農業大臣のコミュニケ (OECD, 1998) から 2008 年のワークショップの報告書まで約 10 年にわたり OECD で多面的機能に関する研究が行われた。しかし、この多面的機能の議論は、多面的機能のレポート (OECD, 2001; 2003) の執筆者の一人である荘林が指摘しているとおりの、「概念分析は、どのような機能が多面的機能に分類されるべきかという「価値議論」には基本的に全く踏み込まず、何らかの社会的価値が農業生産に付随している場合に、政策介入が正当化される条件について議論をおこなった」⁵²ものとなっている (荘林、木村, 2014)。このため、具体的事例を取り上げての分析は一部で行われているものの (例えば、OECD, 2005a)、どの国でどの多面的機能が政策対象とされているのかという比較分析は行われなかった。これは、農政改革と公共財、ルーラル・アメニティに関する一連のスタディにおいても同様である。

また、2001 年に開始した WTO ドーハラウンドにおける議論と多面的機能の議論が同時期に行われたこともあり、その政策分析についても、関税を中心とした貿易政策が強く意識されたものとなっている。しかし、その後の WTO ドーハラウンド交渉の停滞や、OECD における多面的機能に関する一通りの研究が行われたこともあり、2000 年後半以降、国際社会での多面的機能の議論は急速に萎んでいくこととなってしまった⁵³。

第 4 項 農業環境公共財 (2010 年代)

このように 1990 年代から 2000 年代にかけての約 20 年間、OECD は農業が環境に与える影響についての様々な概念的な議論を行ってきたが、その議論は貿易政策を強く意識したものであり、関税等の国境措置から直接支払いへの転換を迫るものであって、必ずしも農業の環境面と農業環境政策に焦点を当てたものではなかった。

また、ルーラル・アメニティのスタディでは、様々な政策のパッケージが必要であるとされたが、農村は農業だけで成り立っているわけではないことを考えると、この政策パッケージが必要であるという結論は当然と言え、むしろ、いつ、どのような場合に供給者取得原則が適用され、どのように費用を負担すべきかという議論を行うべきであったが、農産物の輸出国と輸入国の対立が先鋭化していた多面的機能のスタディでは、この原則について議論を深めることは困難であった。

このような中、2010 年に 1998 年以来 12 年ぶりに開かれた OECD 農業大臣会合で出されたコミュニケ (OECD, 2010) では、1998 年のコミュニケ (OECD, 1998) で用いられた多面的機能という用語は使用されず、より環境面に焦点を当てた「公共財」とい

⁵² 荘林、木村 (2014) p. 77。

⁵³ 作山 (2006) は多面的機能をめぐる国際的議論について詳細な文献研究を行っており、WTO では「非貿易的関心事項 (Non-Trade Concerns)」という用語が使われるようになり、国際社会で多面的機能という用語を使うのは OECD のみになってしまったとしている。しかし、その OECD でも、2010 年に 12 年振りに開かれた農業大臣会合のコミュニケでは 1998 年のコミュニケで用いられた多面的機能という用語は使用されず、より環境面に焦点を当てた「公共財」という用語が使用されることとなり、多面的機能という用語が使用されなくなってしまった (2016 年に 6 年振りに開かれた OECD 農業大臣会合においても同様に多面的機能という用語は使用されず、公共財という用語が用いられている。)

う用語が使用されることとなった。この 2010 年のコミュニケにおいて、各国の農業大臣は「ルーラル・アメニティや生物多様性、農村景観の維持や農地環境保全機能といった公共財やサービスの供給の確保、そして農村振興を図ることを目的に、効果的かつ透明性のあるインセンティブや逆インセンティブを設計することにより、社会全体の総費用と総便益を反映することができる (incentives and disincentives can be effectively and transparently designed to reflect the total costs and benefits to society, with a view to ... ensuring the provision of public goods and services such as rural amenities, biodiversity, maintenance of landscape and land eco-system functions and contributing to the development of rural areas)」ことを認識し、そして、「農業が供給する公共財、私的財及びサービスに関するものを含め、内在する社会面及び環境面での費用や便益をよりよく反映するインセンティブを与えるような政策オプションや市場アプローチを明らかにする (identify policy options and market approaches that allow the incentives ... to better reflect underlying social and environmental costs and benefits, including with respect to public and private goods and services of agriculture)」ことを OECD に対して要請したところである。

以上のように、OECD での議論は従前の関税を中心とした貿易政策から直接支払いへの転換を強く意識したスタディと異なり、生物多様性や農村景観等の公共財を供給する上で、どのような農業環境政策が有益であるのかを特定することに対して、分析の主眼が移ってきている。

そして、2016 年に 6 年ぶりに開かれた OECD 農業大臣会合のコミュニケにおいても、「持続可能な生産性及び資源の利用、気候変動へのリスク、農家が直面するリスクに対するレジリエンス（強靱性）、そして公共財及び生態系サービスの供給に貢献すること (To contribute to sustainable productivity and resource use, solutions to climate change, resilience in the face of risk, and the provision of public goods and ecosystem services.)」に合意し、「水、土地、森林、エネルギー、土壌及び生物多様性といった資源の持続的な利用を助長するとともに、経済性及び環境面でのパフォーマンスと生態系サービスの保全の向上を図り、また効果的な気候変動への適応と適合を図るための農業の生産性を改善する総合的な政策 (Integrated policies which improve agricultural productivity to foster sustainable use of water, land, forest, energy, soil and biodiversity resources, to promote improved economic and environmental performance and preservation of ecosystems, as well as to enable effective climate change adaptation and mitigation.)」について OECD が早期に取り組むべきであるとしている (OECD, 2016)。

したがって、本稿では、これまで十分に分析が行われてこなかった、具体的に各国がどの公共財に対して、どのような農業環境政策を講じているのかについて各国の政策を比較分析することを通じて、公共財を供給する際の適切な農業環境政策のあり方について議論する。

その際、農業が環境に与える影響については、OECD でもその用語が「公共財」(OECD, 1992 等) → 「ルーラル・アメニティ」(OECD, 1996 等) → 「多面的機能」(OECD, 2001 等) → 「公共財」(OECD, 2010 等) と変遷してきているところであるが、本稿では、農業が環境に与える影響とその政策について分析することが目的であることから、第 1 章で議論したとおり、多面的機能の際に議論された食料安全保障や農村活性化といった非環境面の影響を含まない概念ということで、農業環境に関する公共財、すなわち「農業環境公共財」という用語を用いて、各国の農業環境政策につ

いて議論することとする⁵⁴。補図 1-1 では OECD での議論の変遷と我が国の農業環境政策の主な動きをまとめている。

⁵⁴ なお、EU は 2013 年に共通農業政策（CAP）改革を行ったが、その CAP 改革において、EU は公共財を供給するため、「自然資源の持続可能な管理と気候対応（Sustainable management of natural resources and climate action）」を 3 つの政策目的の一つに位置づけたところである（EC, 2013）。

補図 1-1 農業環境公共財に関する OECD での議論の推移

年代	国際的な主な動き	OECDの取組			日本の農業環境政策
		(農業政策・市場部会)	(農村政策作業部会)	(農業環境合同作業部会)	
1980年代	(1986 - 1995) ガット・ウルグアイラウンド	(1987) OECD大臣コミュニケ → 直接支払いの重要性を指摘。環境等社会的関心事項への考慮に言及。	[貿易政策を中心とした議論]	[農業環境政策を中心とした議論]	(1896) 河川法 (1970) 水質汚濁防止法 (1971) 農用土地汚染防止法 (1972) 悪臭防止法 (1984) 地力増進法
1990年代	(1995) WTO設立	(1998) OECD大臣コミュニケ → 多面的機能に言及。	① 農政改革と公共財に関するスタディ (1992) 『Agricultural Policy Reforms and Public Goods』 (1994) 『Agricultural Policy Reform: New Approaches: The Role of Direct Income Payments』 → 直接支払いの重要性を提言	概念論を中心とした議論 ② ルーラル・アメニティに関するスタディ (1994) 『The Contribution of Amenities to Rural Development』 (1996) 『Amenities for Rural Development: Policy Examples』 (1999) 『Cultivating Rural Amenities: An Economic Development Perspective』 (2000) 『Valuing Rural Amenities』	(1993) 農業環境合同委員会設立 ・ 農業環境政策に関するスタディ ・ 農業環境指標に関するスタディ ・ 個別の農業環境問題に関するスタディ ※ 初期の議論は農業の負の側面に焦点を当てるスタディが中心 (1997) 農業と環境便益に関するセミナー (1999) 持続農業法 (1999) 家畜排せつ物法
2000年代	(2001) WTOドーハララウンド交渉		③ 多面的機能に関するスタディ (2001) 『Multifunctionality: Towards an Analytical Framework』 (2003) 『Multifunctionality: The Policy Implications』 (2005) 『Multifunctionality in Agriculture: What Role for Private Initiatives?』 (2005) 『Farm Structure and Farm Characteristics - Links to Non-Commodity Outputs and Externalities』 (2006) 『Financing Agricultural Policies with Particular Reference to Public Good Provision and Multifunctionality: Which Level of Government?』 (2007) 『The Implementation Costs of Agricultural Policies』 (2008) 『Multifunctionality in Agriculture: Evaluating the Degree of Jointness, Policy Implications』	(2001) Improving the Environmental Performance of Agriculture: Policy Options and Market Approaches ※ リファレンス・レベルの枠組み	(2000) 中山間地域等直接支払制度 (2002) バイオマス・ニッポン (2003) カルタヘナ法 (2004) 景観法 (2005) 外来生物法 (2005) 農業環境規範 (2006) 有機農業推進法 (2007) 農地・水保全管理支払交付金 (2008) J-クレジット制度
2010年代		(2010) OECD大臣コミュニケ → 公共財に言及。		(2010) Guidelines for Cost-effective Agri-environmental Policy Measures	(2011) 環境保全型農業直接支援対策 (2014) 多面的機能支払
		(2016) OECD大臣コミュニケ → 公共財に言及。	[農業環境公共財をめぐる政策分析] OECDに対して「農業が供給する公共財、私的財及びサービスに関するものを含め、内在する社会面及び環境面での費用や便益をよりよく反映するインセンティブを与えるような政策オプションや市場アプローチを明らかにすること」を要請 → これまで十分に分析が行われてこなかった、具体的に各国がどの公共財に対して、どのような農業環境政策を講じているのかについて各国の政策を比較分析することを通じて、公共財を供給する際の適切な農業環境政策のあり方について議論する。		(2013) Providing Agri-environmental Public Goods through Collective Action (2015) Public Goods and Externalities: Agri-environmental Policy Measures in Selected OECD Countries

出典: 筆者作成。

参考文献

《日本語文献》

- 作山巧（2006）『農業の多面的機能を巡る国際交渉』，筑波書房。
- 荘林幹太郎・木村伸吾（2014）『農業直接支払いの概念と政策設計 - 我が国農政の目的に応じた直接支払い政策の確立に向けて - 』，農林統計協会。

《英語文献》

- EC (2013), “Overview of CAP Reform 2014-2020,” *Agricultural Policy Perspectives Brief*, N°5* / December 2013, EU.
- OECD (2016), “Declaration on Better Policies to Achieve a Productive, Sustainable and Resilient Global Good System”, *Meeting of the Committee for Agriculture at Ministerial Level*, OECD, Paris. <http://www.oecd.org/agriculture/ministerial/statements/> (Accessed on August 15, 2016).
- OECD (2010), *Communiqué from the Ministers - Meeting of the Committee for Agriculture at Ministerial Level*, OECD, Paris. <http://www.oecd.org/tad/communiquefromtheministers-meetingofthecommitteeforagricultureatministeriallevel.htm> (Accessed on March 31, 2015).
- OECD (2008), *Multifunctionality in Agriculture: Evaluating the Degree of Jointness, Policy Implications*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2007), *The Implementation Costs of Agricultural Policies*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2006), *Financing Agricultural Policies with Particular Reference to Public Good Provision and Multifunctionality: Which Level of Government?*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2005a), *Multifunctionality in Agriculture: What Role for Private Initiatives?*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2005b), *Farm Structure and Farm Characteristics – Links to Non-Commodity Outputs and Externalities*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2003), *Multifunctionality: The Policy Implications*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・荘林幹太郎訳 (2004) 『農業の多面的機能—政策形成に向けて (OECD レポート)』家の光協会)
- OECD (2001), *Multifunctionality: Towards an Analytical Framework*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・空閑信憲・作山巧・菖蒲淳・久染徹訳 (2001) 『OECD レポート 農業の多面的機能』食料農業政策研究センター)
- OECD (2000), *Valuing Rural Amenities*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1999), *Cultivating Rural Amenities: An Economic Development Perspective*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・吉永健治・雑賀幸哉訳 (2001) 『ルーラルアメニティ—農村地域活性化のための政策手段』家の光協会)
- OECD (1998), *OECD Committee for Agriculture at Ministerial Level*, OECD, Paris.
- OECD (1997), *Environmental Benefits from Agriculture-Issues and Policies*, OECD Publishing, Paris. (OECD 編・農林水産省農業総合研究所監訳 (1998) 『農業の環境便益—その論点と政策』家の光協会)

- OECD (1996), *Amenities for Rural Development: Policy Examples*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1994a), *Agricultural Policy Reform: New Approaches: The Role of Direct Income Payments*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1994b), *The Contribution of Amenities to Rural Development*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1992), *Agricultural Policy Reforms and Public Goods*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1987), *Meeting of the Council at Ministerial Level in May 1987 Communiqué*, OECD, Paris.

第2章 分析の枠組み—リファレンス・レベルの枠組み—

本章では、本稿の分析の枠組みを整理する。具体的には、第1節で農業環境政策を分析する際の枠組みとして用いる「リファレンス・レベル」について、これまでの先行研究を整理する。そして、これまでのリファレンス・レベルの先行研究では、環境便益と環境損害を区分するレベルと、農家が自ら費用を負担して達成すべき環境レベルの2つのレベルが必ずしも区別されておらず、環境汚染の削減に対して支払いを行っている場合や、環境便益を供給している場合であっても農家に費用負担を求めている場合に、リファレンス・レベルの応用ができないことを指摘する。また、これまでのリファレンス・レベルの議論では、農業生産と農業環境公共財との関係が必ずしも十分踏まえられていなかったことから、第2節で農業と農業環境公共財との関係をDSRモデルで説明する。そして、第3節で、従来のリファレンス・レベルを環境便益と環境損害を分ける基準である「環境リファレンス・レベル」と、農家が自らの費用で達成すべき環境の質のレベルを定める「社会リファレンス・レベル」に分け、これまでのリファレンス・レベルの枠組みでは十分対応できていなかった政策分析にもリファレンス・レベルの枠組みを応用できるようモデルを再構築する。また、DSRモデルとリファレンス・レベルの枠組みを結び付け、本稿で分析に用いるリファレンス・レベルの枠組みを提示する。

第1節 リファレンス・レベルをめぐる先行研究

農業環境公共財はその非排他性及び非競争性から農家の自発的な供給を図ることが難しく、市場の失敗が生じ得る。したがって、農業環境公共財の供給を確保するため、何らかの形での公的介入が必要となりうる (Cooper et al., 2009; OECD, 2010a)。しかし、この場合、どのような政策を用いるべきかという点が大きな政策課題となる。この点を考える上で、リファレンス・レベルの枠組みが重要となる (OECD, 2001, 2010a)⁵⁵。

農業環境政策の政策選択の枠組みとして、「リファレンス・レベル (reference level)⁵⁶」の枠組みを提示した先行研究には、Bromely (1997)、Bromley and Hodge (1990)、Hodge (1989, 1994, 2000)、飯國 (2009)、OECD (2001)、荘林ら (2012)、矢部 (2001)、横川 (1999, 2011) などがある。リファレンス・レベルの枠組みについては、Hodge (1989) が初めて論じ、Hodge の論文 (1994) が OECD (1994) のルーラル・アメニティのスタディに、Bromley の論文 (1997) が OECD (1997) の農業の環境便益のスタディに盛り込まれたことをきっかけに、OECD でも取り上げるようになり、OECD (2001) は、リファレンス・レベルを農業環境政策の政策選択の枠組みとして用いることを提案している。そして日本でも、例えば、荘林ら (2012) が OECD (2001) の議論を引用する形で、リファレンス・レベルに関する議論を行い、それを用いた農業環境政策の政策選択を行うべきであると主張している。このため、本節では、リファレンス・レベルを初めて論じた Hodge と Bromley の議論 (Bromley, 1997; Bromley and Hodge, 1990; Hodge, 1989, 1994, 2000) を取り上げた上で、続いて OECD の議論 (OECD, 2001)

⁵⁵ この他の農業環境政策の枠組みを提示しているものとしては、例えば、Pannell (2008) がある。

⁵⁶ 「reference level (point)」の訳については、注17参照。

を取り上げる。そして、最後に、我が国におけるリファレンス・レベルの議論を取り上げた上で、これまでのリファレンス・レベルの議論に関する課題を総括する。

第1項 Hodge、Bromleyらのリファレンス・レベルの議論

1. Hodge (1989) の議論

リファレンス・レベルの議論は、Hodge (1989) が農村政策で補償支払いが行われるのか、行われぬのかの「基準」、すなわち「リファレンス・ポイント (reference point)」について論じたことに始まる。Hodge (1989) は、英国の都市と農村の環境政策を対比させ、一般的に、都市政策では補償なしで義務的な環境規制が導入される一方、農村政策では環境に関する任意の取組を促す補償支払いが用いられていることを指摘し、このような補償支払いの違いが生じる基準、すなわち、どのような場合に支払いが行われ、どのような場合に支払いが行われぬのかについて検討を加えている。

Hodge はこのような補償支払いが生じる理由は、所有権 (ownership) の問題と関係があるとしている。英国では従前は所有権が強かったものの、19世紀半ばから私的所有権の希薄化が徐々に始まり、1947年の「都市農村計画法 (Town and Country Planning Act)」によって、英国では開発権が国有化されることとなった。同法により、あらゆる開発は計画許可が必要とされることとなり、開発許可が下りなかった場合でも、開発権の制限に対して補償がされないこととされた。このように開発が進む都市部では、開発に対して規制がかかったとしても補償支払いがなされないこととなった。一方、農村の開発については大部分が同法の適用除外とされ、依然として農家が所有権を有していることから農家の行動を制限する場合には補償支払いが用いられることとなった。

Hodge はまた、この補償支払いが行われるかどうかの選択には、効率性 (efficiency) と公平性 (fairness) が影響を与えているとしている。第一に、効率性の観点からは、生産者の行動が外部費用 (external cost) をもたらす場合に補償を行うと汚染を削減するインセンティブを生産者が持たないこととなってしまいが、生産者が費用を自ら負担することとすると汚染を削減するインセンティブを持つこととなるため、外部費用をもたらす生産者については補償すべきではないこととなる。一方、生産者の行動が外部便益 (external benefit) をもたらしている場合は、その供給を確保するために生産者の行動を規制する必要があるかもしれず、そのような場合は、その機会費用に対して補償を行うことが適当であるとしている。このように、Hodge は「適切な補償と財産権 (property rights) の割り当てのあり方は、農業が引き起こす変化が外部便益の減少をもたらしているのか、外部費用を生じさせているのかという見方と関係している」⁵⁷としている。そして、Hodge は「リファレンス・ポイント (reference point)⁵⁸」を「土地管理者が達成することが期待されている環境の質のレベル」⁵⁹と定義し、この補償支払いを行うかどうかの問題は、適切なリファレンス・ポイントをどのように決めるのかという問題と関係して

⁵⁷ Hodge (1989) p. 1030.

⁵⁸ 初期の議論 (Bromley, 1997; Bromley and Hodge, 1990; Hodge 1989) では「reference point」という用語が使用されているが、Hodge (2000) では「reference point」と「reference level」が同義として使われ、OECD (2001) では「reference level」という用語が使用されている。これについては、吉村 (2014) が指摘するとおり、「point (点)」とすると、幅がないニュアンスを持つため、議論が進展するにつれて「level (水準)」という用語が使用されることとなったものと考えられる。以下、本稿でも原著で「reference point (リファレンス・ポイント)」という用語が使用されていない限り、「reference level (リファレンス・レベル)」という用語を使用する。

⁵⁹ Hodge (1989) p. 1030.

いるとしている。この定義に従うと、「環境の質のレベルを達成することに失敗した場合に外部費用、より高い基準を達成することを失敗した場合に外部便益の不供給」⁶⁰となる。

ただし、Hodge は、農家が法律によって特定の行動をとることを要求されている場合にまで補償支払いを行う必要がない可能性があること、また、外部便益をもたらす場合も費用全額を補償する必要がない可能性があることを指摘し、「効率性」の基準に加え、二つ目の基準として、「公平性」が、補償支払いが行われるどうかを決める基準となるとしている。具体的には、Hodge は Kahneman et al (1986)、Waldegrave (1986) に言及しつつ、農家は政府の規制に対して「通常 (normal)」であると思われるレベルの利潤を受ける権利があり、この通常の利潤を受ける権利を制限する形で農家に対して環境への配慮を要求するのであれば補償支払いが必要となるとしている。そして、何が通常であるかは、規制導入前の利潤水準や規制対象外の他の農家の利潤水準等によって決まるとしている。

具体的にどこに「リファレンス・ポイント」を置くのかにあたっては、この効率性と公平性が極めて重要な要素を占めることとなる。また、Hodge は、このリファレンス・ポイントは「不変ではなく、より高い環境管理の期待されるレベルへとシフトしうる」⁶¹としている。彼は環境に対する関心が高まる中、農家に求められるリファレンス・レベルは変化しており、この変化は、「農家が道徳的な責任として、何をすべきで、何をすべきではないかという倫理的な見方の変化」⁶²に由来するとしている。

2. Bromley and Hodge (1990) の議論

この「リファレンス・ポイント」についてより議論を深めたのが Bromley and Hodge (1990) である。Bromley and Hodge では、「リファレンス・ポイント」を「財産権 (property rights)」と結び付けて議論している。

Bromley and Hodge は、まず、外部性に関して、Coase (1960) の主張、すなわち、取引費用が存在しないなど一定の仮定の下では、外部性を内部化する者のどちらが財産権を有していても効率性には影響がなく、政府の役割は財産権を誰が所有しているのかを特定することであるというコースの定理を取り上げた上で、現実の世界では誰が財産権を所有しているのかが、政策を決定する際にも非常に重要な役割を果たすことを指摘している。そして、Bromley and Hodge は農業と財産権に関する2つのモデルを提示している。

Bromley and Hodge によると、一般的なモデルでは「農業・農村政策に関して、財産権は土地と、土地に関連する自然資源に属している」⁶³。このように土地に財産権があると、土地の所有者は一定の制限の下、好きな生産物を好きな量だけ生産することができる。このように財産権を農家が所有している場合は、農家の立場が強くなり、「農業部門のどのような交渉も政府のポジションが弱い立場から始まる」⁶⁴こととなる。その結果、農家に対し、土地を社会的に望ましい方法で管理することを要求する際には農家に対して補償を行うこととなるとしている。このような伝統的なモデルでは、「農村とコミュニティへの帰属物 (countryside and community attributes)」は食料・繊維を生産する農業生産の副産物となり、仮にこの帰属物の供給を農家に要求する場合は、農家への補償が必要となる。

⁶⁰ Hodge (1989) p. 1030.

⁶¹ Hodge (1989) p. 1027.

⁶² Hodge (1989) p. 1031.

⁶³ Bromley and Hodge (1990) p. 198.

⁶⁴ Bromley and Hodge (1990) p. 199.

この一般的なモデルに対し、Bromley and Hodge は「農業の財産権と土地利用に関する代替的なモデル (alternative model of agricultural property rights and land use)」⁶⁵を提案している。この代替的なモデルでは、土地を農業の投入財とし、食料と繊維を生産物とする一般的な生産関数ではなく、農業が食料、繊維、土地、農村景観といった農村とコミュニティへの帰属物を供給するという生産関数を用いている。このようにモデルを構築することにより、農村とコミュニティへの帰属物を供給することが農業の目的となることから、この農村とコミュニティへの帰属物のレベルを維持することがコミュニティの共同の関心事項となる。その結果、このモデルでは、「農村景観に存在する帰属物を決めることとなる財産権は、農家ではなく、共同体に属する」⁶⁶ことになる。そして、農家はこの農村とコミュニティへの帰属物の決められた水準を満たさない場合は、共同体の財産権を侵害していることになるため、農家に対して補償を行うのではなく、費用負担を求めることとなる。

このように、Bromley and Hodge は土地の財産権が完全に土地所有者に帰属している場合と、土地の財産権が共同体（社会）に帰属している場合の二つのモデルを想定し、この二つのモデルを分けるポイントについて「リファレンス・ポイント」を用いて説明している。具体的には Bromley and Hodge は、「リファレンス・ポイント」は「個々の財産権のある特定の配分を決定するもので、土地利用の幅広い選択肢の中で土地所有者が実施することが求められている責任のレベルを決定するもの」⁶⁷であるとしている。したがって、「全ての権利が土地所有者に帰属している事例と、国に帰属している両極端の事例の間にリファレンス・ポイントの可能性が連続して存在している」⁶⁸状態にあり、その中で、実際のリファレンス・ポイントは、市民の選好、技術、公平性によって変化し、そして決定されることとなるとしている。

3. Hodge (1994) の議論

さらに Hodge (1994) は、「リファレンス・レベル⁶⁹」と財産権についての議論を発展させ、ルーラル・アメニティをめぐる政策メカニズムとしてリファレンス・レベルを用いた議論を、OECD のルーラル・アメニティに関する研究 (OECD, 1994) の一環で行っている。Hodge によると、土地の所有者は、土地資源の利用から生じる便益に対する権利を所有しているため、「これらの便益について他者を排除し、他者による便益に対する損害を防ぎ、その権利を貸与し、販売することができる」⁷⁰。そして、土地所有者に対する政策の適用にあたっては、この土地所有者の権利に配慮する必要があることから、先進国の農村環境関連の政策が土地所有者に対して土地を特定の方法で管理するよう促す場合、一般的に補助金が用いられるとしている。

ここで環境に対する負の影響を避けるために補助金を交付することは、汚染者負担原則 (Polluter-Pays-Principle) (OECD, 1972) と相いれないことから、正の公共財と負の公共財、外部便益と外部費用との区別が重要となる。Hodge は、「この区別はこれらの効果の技術的な特徴によってではなく、土地所有者の責任・義務に関する政治的な判断による」⁷¹としている。すなわち、環境に対してプラスの効果か、マイナスの効果か、どちらをもたらしているのかという判断は、必ずしも科学的に客観的に行われるものではなく、政治的に公平性等も加味して

⁶⁵ Bromley and Hodge (1990) p. 200.

⁶⁶ Bromley and Hodge (1990) p. 202.

⁶⁷ Bromley and Hodge (1990) p. 208.

⁶⁸ Bromley and Hodge (1990) p. 208.

⁶⁹ Hodge (1994) では「reference point」と「reference level」を同義で使用している。

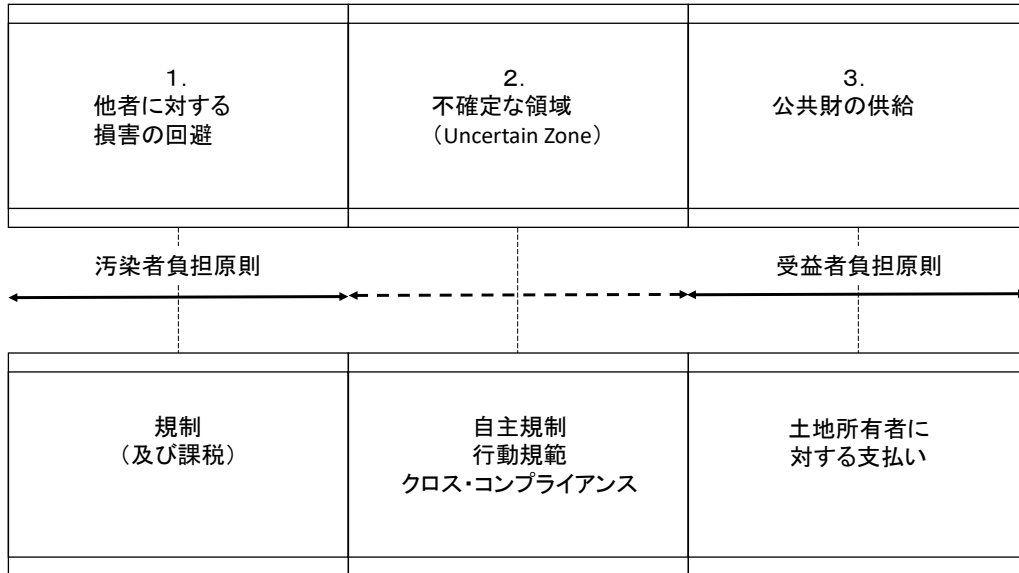
⁷⁰ Hodge (1994) p.29.

⁷¹ Hodge (1994) p.30.

判断されると主張している。そして、各自の財産権がどのように配分され、土地所有者が土地利用に関してどこまで責任を取るべきなのかを決めるのがリファレンス・レベルだとしている。

さらにこれまでの議論を踏まえ、Hodge は図 2-1 を用いて、リファレンス・レベルとルーラル・アメニティをめぐる政策との関係について説明している。Hodge によると、土地所有者がリファレンス・レベルを達成することができない場合は、社会に対して費用をもたらしている、すなわち、汚染の場合に該当し、汚染者負担原則が適用され、規制と課税が政策としては用いられることとなる（図 2-1 の一番左のケース）。一方、土地所有者がリファレンス・レベルを達成している場合は、社会に対して便益をもたらしている、すなわち、公共財を供給している場合に該当し、政策としては、土地所有者への支払いが用いられることとなる（図 2-1 の一番右のケース）。そして社会が便益を受益していることから、ここでは「受益者負担原則（beneficiary pays principle）」が適用される。ただし、実務的には、受益者個人による支払いは少なく、一般的には政府による支払いが行われている。そして、両者の中間の領域として、「不確定な領域（uncertain zone）」があるとしている（図 2-1 の真ん中のケース）。これは、財産権が正式に定義されていなかったり、歴史的に認められてきていた財産権の存在が危うくなっている場合があるためである。例えば、かつては汚染とみなされなかったような行為（野焼き等）が、時代の経過とともに、新たな社会的判断の結果、禁止されるような場合がある。すなわち、土地所有者の権利として認められていた行為が、時代の経過とともに、権利として認められなくなることがある。このように、権利が不確定な状況になっている場合には、政策手段としては、「自主規制（voluntary restraint）」や「行動規範（codes of practice）」によって任意の取組を促すことが考えられるとしている。また、Hodge は、クロス・コンプライアンスもこのような場合に政策手段としてが用いられるとしている。クロス・コンプライアンスとは、農業所得支持支払いを受給するために満たさなければならない環境要件のことを言い（OECD, 2010b）、農家が農業所得支持支払いを受給する権利を有しているのにも関わらずクロス・コンプライアンスが適用されるということは、この受給権の希薄化を意味することとなる。つまり、クロス・コンプライアンスは、受給権が明確な公共財の供給（図 2-1 の一番右のケース）というよりは、損害回避や汚染の管理（図 2-1 の一番左のケース）に近い政策であり、Hodge は公共財の供給と損害の回避の間の領域に属する政策と整理している。

図 2-1 環境管理の目的とアプローチ



出典: Hodge (1994) ⁷²に基づき筆者作成。

4. Bromley (1997) の議論

Hodge に加え、Bromley もまた、Bromley and Hodge (1990) の議論を発展させ、OECD の農業環境便益に関する研究 (OECD, 1997) の一環として、環境便益と財産権に関する議論を展開している (Bromley, 1997)。

Bromley はこれまでの議論を踏まえ、改めて環境便益とは何かを問い直している。例えば、仮に農業者が農産物を生産するために湿地帯に農業用水を排水したとすると、ある人はこうした行為は環境に対して損害をもたらしていると指摘する。このため、環境規制等により排水行為を止めた場合は環境汚染の削減にあたる。一方、もし農業者が自主的に湿地帯に対する排水行為を行わなかった場合は、農業者は湿地帯の保全・生物多様性の向上に貢献していると出張することが考えられる。このように、ある者は環境便益が、ある者は環境損害が同一の行為に対して存在すると主張することが想定されるが、この場合の判断基準となるのが、「リファレンス・ポイント」であるとしている⁷³。

⁷² Hodge (1994) p.30。

⁷³ このように Bromley (1997) は環境損害と環境便益を分けるポイントが「リファレンス・ポイント」であるとしているがこの定義だと後述の横川 (2011) が指摘する通り、環境損害の削減に対して汚染者負担原則に基づく環境規制ではなく、環境支払いが行われていることの説明ができなくなるため、横川はこの Bromley のリファレンス・ポイントを「自然の基準」とし、これに加えてリファレンス・ポイントには「政治的基準」があり、この政治的基準に基づくと環境損害の削減に対する環境支払いについても説明が可能だとしている。

そして、問題は、政治がアメニティや生息地の基準をどこに設定し、それに対するどのような変化が賞罰の対象となるのかを決定することであるとしている。この決定に当たっての最大の問題は環境の現状をどう判断するかである。例えば、ヨーロッパでは手つかずの自然がほとんど残っていないことから、農業によって作り出された半自然的な景観が現状となり、農業は農村景観を供給していると思われることとなる。一方、アメリカでは、多くの自然が残されていることから、農業が湿地帯を破壊し、野生生物の生息地を破壊していると思われる。このようにある特定の行為が便益を提供しているのか否かについての基本的な意見の不一致について、Bromleyは財産権を特定する枠組みの中に解決策を見出すことができるとしている。

一般に、「農家は自ら農業を営んでいる土地を所有している以上、自分の望みどおりに土地を自由に扱えると主張する」⁷⁴。ただし、環境に対する関心が高まっていく中で、ヨーロッパだけでなく、アメリカでも、土地の所有者が「どのように土地を利用してもよいという「権利」を自動的に有しているとの見方が受け入れられなくなっている」⁷⁵。Bromleyはアメリカにおける判例を紹介しつつ、必ずしも早くから土地を利用していた者の権利が優先されるわけではなく、経済発展等により土地所有者の権利が変わり得ることを明らかにしている。その上で、農家は優れた環境保全対策を導入するのにあたって財産権を盾に補償を要求してくることがあり得るが、OECD諸国の中で最も財産権を保護しているアメリカであっても、農業政策にあたっては、農家の財産権を制限し、化学的投入財の使用を広範囲にわたって禁止し、土壌、湿地帯等を保護する政策をとっていることから、必ずしも補償がなくても環境政策を導入することができるとしている。

このBromleyの主張は、農家の財産権を社会に移転することによって、リファレンス・レベルを引き上げ、補償支払いを導入することなく、環境改善を図ることができるという議論であり、Bromley and Hodge (1990)の農家又は国が財産権を所有しているという議論を発展させたものと位置付けることができる。

5. Hodge (2000) の議論

Hodge (2000)はHodgeのこれまでの議論(Bromley and Hodge, 1990; Hodge, 1989, 1994)を基にリファレンス・レベルと財産権の重要性を指摘し、Hodge (1994)で使用された図2-1とほぼ同じ図を示している。ただし、図2-1の右側の土地所有者への支払いのケースにおいて、Hodge (1994)は「受益者負担原則(Beneficiary Pays Principle)」が適用されるとしていたが、Hodge (2000)では「供給者取得原則(Provider Gets Principle)」が適用されるとしている。これは、「実際には、支払いは便益を受ける特定の個人ではなく、政府によってよく行われることから、受益者負担原則はそれほど関係性がない」⁷⁶ためであるとしている⁷⁷。

その上で、Hodge (2000)は、農村の価値(rural value)が農業と結合して供給されている(jointly supplied)として、農産物の生産と農村サービス(countryside services)の関係をリファレンス・レベルを用いて議論している。図2-2はHodge (2000)の図を加筆したものである。Hodgeは主にヨーロッパの農業を想定しつつ、農産物の生産量と農村サービスの供給量が一定レベル(A₁)までは補完的であるが、農産物の生産量を増加させるために農業の集約度を一定

⁷⁴ Bromley (1997) 農林水産総合研究所監訳『農業の環境便益』p. 60。

⁷⁵ Bromley (1997) 農林水産総合研究所監訳『農業の環境便益』p. 61。

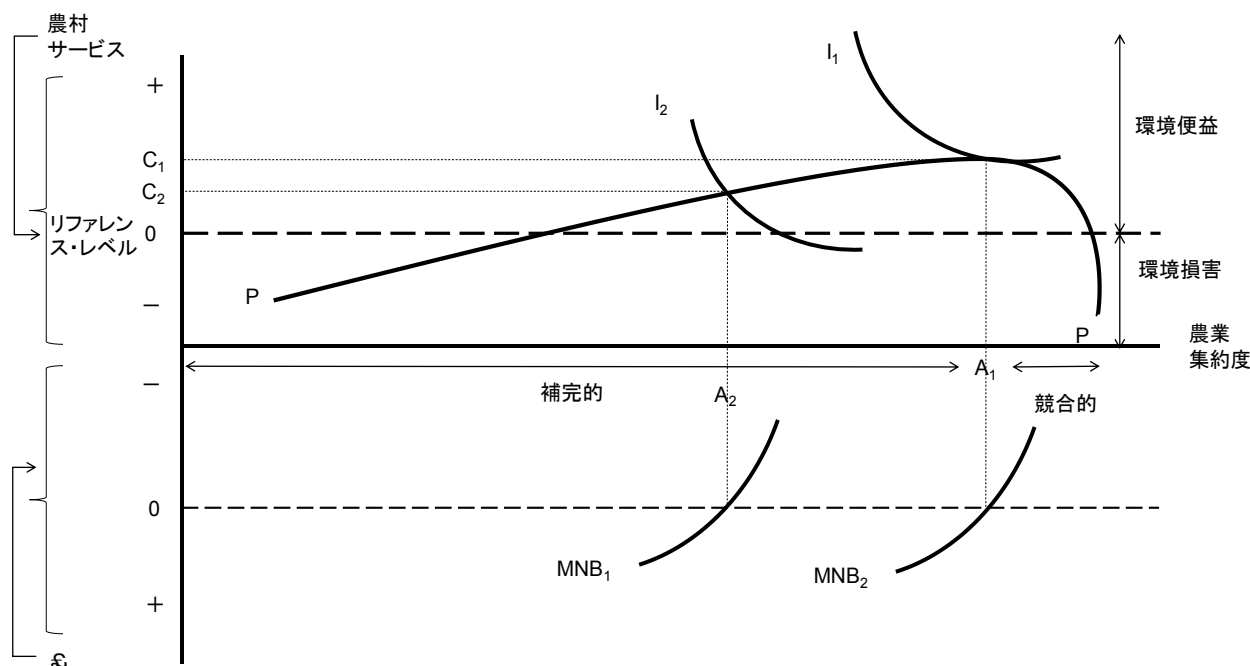
⁷⁶ Hodge (2000) p.263。

⁷⁷ ただし、農業環境公共財の受益者が特定できる場合は、供給者取得原則ではなく、受益者負担原則が用いられるべきであり、本稿で提示するリファレンス・レベルでは供給者取得原則と受益者負担原則が適用される場合を第2章第3節で提示している。

レベル以上にあげると、農村サービスの供給量が減少すると仮定している⁷⁸。そして、土地所有者はリファレンス・レベル（0）までは環境の質を達成する義務を負い、このレベルの下では環境損害を生じさせており、このレベルを上回る水準では環境便益を供給しているとしている。そして、無差別曲線（ I_1 ）と生産可能性曲線（PP）の接点（ A_1 、 C_1 ）が最適な農産物と農村サービスの供給量の組み合わせとなる。

しかし、農家は農家の農産物の生産による限界純便益曲線（Marginal Net Benefit Curve : MNB_1 ）がゼロになる生産量（ A_2 ）を生産する。この場合、この生産量では無差別曲線（ I_2 ）が I_1 より低いことから最適な生産量の組み合わせではない。このため、農産物生産による限界純便益曲線を MNB_2 まで変化させる（すなわち、農産物の生産量を増加させるために価格がついていない環境便益に対して補償を行う）ことにより、 I_1 と接する農産物の生産量（ A_1 ）と農村サービスの生産量（ C_1 ）の組み合わせを達成することができるとしている。そしてその補償については、「供給される農村サービスのレベルと直接リンクしている支払いが好ましい」⁷⁹ としている。

図 2-2 農業利潤と農村サービス



出典: Hodge (2000) ⁸⁰を基に著者作成。

その上で、Hodge は実際に環境便益に対する支払いを農村サービスのレベルと直接リンクさせることは実務上困難であることから、代替指標（proxy）が重要となるとし、その際には、農村サービスが個人だけではなく、周辺の農家による行動にも左右されるため、共同行動（collective action）が重要となると指摘している。また、「一般的に、生態系システムと文化

⁷⁸ アメリカやオーストラリアでは、農業が環境に対して外部費用をもたらしているという見方が大勢であることから、この場合は、農産物の生産量と農村サービスの供給量は終始競合関係にあることとなる（Hodge, 2000. P. 267）。

⁷⁹ Hodge (2000) p.269。

⁸⁰ Hodge (2000) p.268。

システム、相互に関連している複数のアウトプット及び高い取引費用は、複雑であり、かつ不完全にしか解明されていないことから、農村サービスの需要に応じた構成とレベルを生み出すためには、一連のメカニズムが求められることになるだろう⁸¹としている。

第2項 OECDのリファレンス・レベルの議論

上記の Hodge 及び Bromley の議論を踏まえ、OECD (2001) では、リファレンス・レベル⁸²を農業環境政策の政策選択の枠組みとして整理し直している。

OECD (2001) は、「リファレンス・レベル」を「農家が自らの費用で達成すべき測定可能な環境の質のレベル」⁸³と定義している。このリファレンス・レベルの定義は、Bromley and Hodge (1990)、Hodge (1989, 1994, 2000) と同様、農家の責任の範囲を定める定義となっている。また、OECD (2001) は、「将来達成することを目標としている測定可能な環境の質のレベル」⁸⁴を「環境目標」と定義している。

このリファレンス・レベルと環境目標を用いることにより、どのような場合に環境規制を、どのような場合に環境支払いを用いるべきか、OECD (2001) は場合分けを行っている。図 2-3 は OECD (2001) で例示されている環境目標とリファレンス・レベルの4つのケースを図示したものである。ここで $[X^T]$ は環境目標、 $[X^R]$ はリファレンス・レベル、 $[X^C]$ は現在の農法に基づく環境レベルをそれぞれ示している。ケース A から D は全て同じ環境目標を有しているが、その環境目標を達成するための手法と費用負担がそれぞれ異なる (OECD, 2001)。

- ケース A の場合、現在の農法に基づく環境レベルがリファレンス・レベルと同じレベルの環境の質を提供しており ($X^C=X^R$)、これらは環境目標 (X^T) より高いレベルとなっている。したがって、農家は既に社会的に望ましい農業環境公共財を供給するために必要とされる農法を採り入れているため、政府の介入の必要はない。このケースでは、リファレンス・レベル (X^R) は現在の農法 (環境にやさしい農法) (X^C) によって達成されており、その費用は農家によって負担されている。
- ケース B の場合、環境目標と同じレベルに設定されているリファレンス・レベル ($X^T=X^R$) より現在の農法 (X^C) の環境パフォーマンスが低くなっている。この場合、農家は環境汚染を発生させている状況にある ($X^C<X^R$)。したがって、望ましい環境目標 (X^T) を達成するために求められる農法を自ら費用を負担して採り入れる必要がある (汚染者負担原則: Polluter-Pays-Principle)。農家が自らの費用で農法を採り入れない場合は、政府は農家に対して費用負担を求めるため、環境規制や課徴金を課す必要がある可能性がある。
- ケース C の場合、現在の農法がリファレンス・レベルに相当する環境パフォーマンスを達成している ($X^C=X^R$) 状況にあるが、このリファレンス・レベルは環境目標 (X^T) より低いものとなっている。この場合、リファレンス・レベルを超えて提供される農業環境公共財は社会に対する便益の供給であることから、農家の現在の農法 (X^C) を見直し、環境目標 (X^T) を達成するため必要とされる農法への転換を図るため、政府

⁸¹ Hodge (2000) p.270.

⁸² OECD (2001) では、「リファレンス・レベル (reference level)」という用語のみが用いられ、「リファレンス・ポイント (reference point)」という用語は使用されていない。

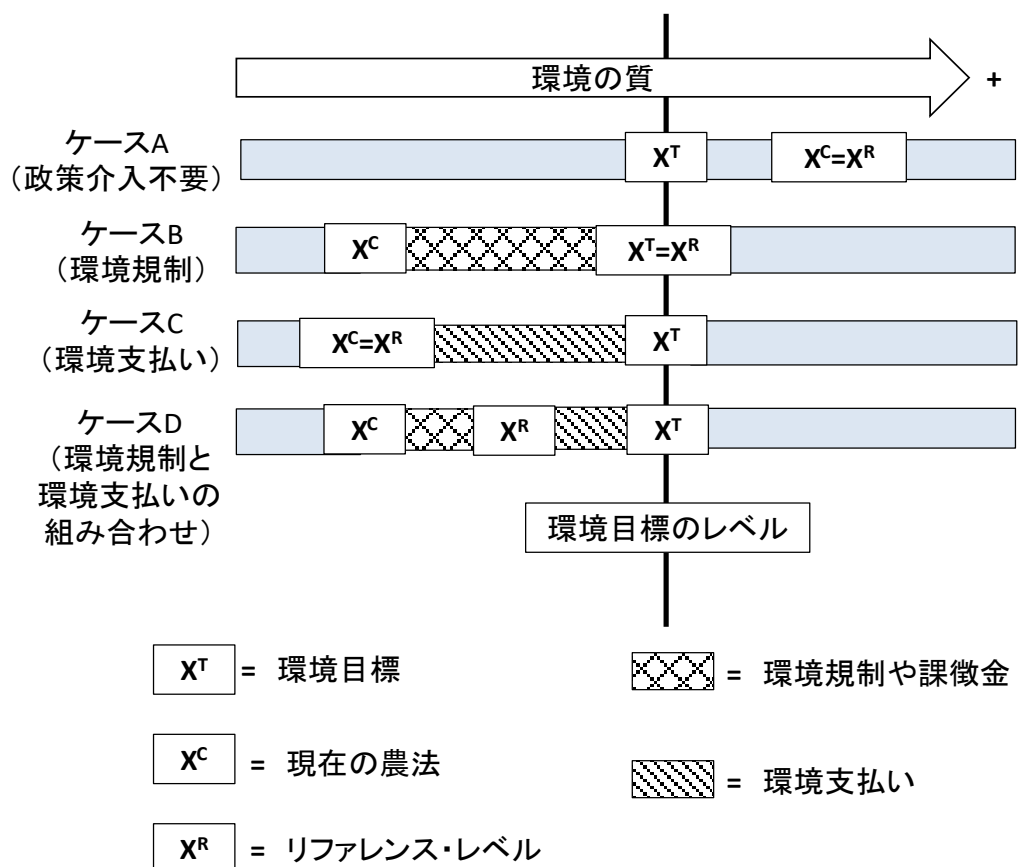
⁸³ OECD (2001) p.9.

⁸⁴ OECD (2001) p.9.

は環境支払いを導入する必要がある可能性がある（供給者取得原則：Provider-Gets-Principle）。

- ケースDの場合、ケースCと同様、現在の農法（ X^C ）が環境目標（ X^T ）より低い環境パフォーマンスとなっている。しかし、リファレンス・レベル（ X^R ）については、現在の農法に基づく環境レベル（ X^C ）と環境目標（ X^T ）との間に設定されている。この場合、環境パフォーマンスを改善するため、農家はリファレンス・レベル（ X^R ）に達するまでは自ら費用を負担して適切な農法を採り入れる必要がある。農家が自らの費用でこのような農法を採り入れない場合は、政府は農家に対して費用負担を求めるため、環境規制や課徴金を課す必要があるかもしれない。一方、リファレンス・レベル（ X^R ）を超えて環境目標（ X^T ）を達成するまで環境パフォーマンスを改善することを農家に求めるためには、農家に対して環境支払いを行う必要がある可能性がある。

図 2-3 環境目標とリファレンス・レベル



出典: OECD (2001)に基づき筆者作成。

このように OECD (2001) では、リファレンス・レベルについて4つのパターンに分け、それぞれの場合に応じて、環境規制・課徴金、環境支払いが適用されるケースを論じている。この OECD (2001) のリファレンス・レベルの図 2-3 は、Hodge (1994, 2000) の図 2-1 と異なり、

リファレンス・レベルが不確定な領域については盛り込まれていない。ただし、Hodge のリファレンス・レベルが不確定な領域の意味するところは、リファレンス・レベルは変わり得ることを示すことであり、このリファレンス・レベルの変化を OECD (2001) では、4つの場合に分けて論じていると解すると、両者を統合的に解釈することができる。

第3項 日本におけるリファレンス・レベルの議論

日本においても、Hodge、Bromley や OECD の議論を参照しつつ、リファレンス・レベルの議論を行った先行研究がいくつか存在する。

日本においていち早くリファレンス・レベルの議論を紹介したのは横川 (1999) である。横川 (1999) は、1996 年に行われた「農業の環境便益に関するヘルシンキ・セミナー」の内容⁸⁵を紹介する中で、Bromley (1997) が行ったリファレンス・レベルの議論を紹介している。そして、横川 (1999) は、特にセミナーの内容で農業環境政策の体系的な立案にあたって重要となる論点として、次の5点を挙げている。すなわち、「①農家に対する支払いが必要かどうかを左右するのは基準値 (reference level⁸⁶) と所有権 (property rights) である。」、「②基準値は農業のプラス効果 (便益的効果) とマイナス効果を区分する役割を果たす。農家に対する支払いが正当かどうか、つまり農家の特定の農業活動が環境の便益の提供なのか、それとも環境に対する損害 (汚染) の防止にすぎないのかの判断が基準値を左右する。この基準値を定めるのは容易ではないが、すでにヨーロッパ諸国で実行しているように適切な農業活動準則 (codes of good farming practice) を定める努力が必要である。このような準則は、社会が土地の管理者 (stewards of the land) としての土地所有者の義務が何であると見ているかを明らかにする。何が権利で何が義務であるかは所有権に対する社会の見方により左右される。」、「③権利の構造は国により異なり、文化的・政治的価値を反映する。権利の構造をどう組み立てるかを定める権利は各国にあるが、(中略) 所有権に絶対性を認め、環境保全的な農業活動への転換 (誘導) が必ず支払いを必要とするような事態は避けるべきである。」、「④農家が損害 (汚染) を及ぼしている場合は、汚染者負担原則 (PPP) により汚染対策費用負担が農家に要求される。」、「⑤農業の環境便益の供給に対する予算支払いのための運用基準 (operational criteria) については、(中略) もっと検討が必要である。」⁸⁷。

そして、横川はさらにその後の研究 (横川、2011) で、基準点 (reference level) には2つの種類があると論じている。すなわち、環境便益をもたらす最大の集約度基準 (自然の基準) と現行の財産権によって許容された最大の集約度基準 (政治的基準) という二つの基準点 (reference level) である。横川 (2011) は、汚染者負担原則によれば、農業の外部不経済の内部化については農家が費用を負担すべきだが、実際には、共同負担原則 (「汚染者に代わって国家が税金から費用を負担するもので、汚染者負担原則を破るもの⁸⁸」) が適用され、農業者に対する補償を伴う環境規制が適用されている点について、2つの基準点を用いて説明している。横川は本来は環境便益と損害を分ける「自然の基準」までは、外部不経済の内部化にあたるので、汚染者負担原則が適用されるべきであるが、実際には、「政治的基準」から「自然の基準」へと向かって集約度低下を行う (より環境保全的な農業への転換を図る) プロセスは、

⁸⁵ 同セミナーの内容については、OECD 編・農林水産省農業総合研究所監訳 (1998) 『農業の環境便益—その論点と政策—』として出版されている。Bromley (1997) はこのセミナーで発表された論文である。

⁸⁶ 横川 (1999) では「reference lebel」となっているが、正しくは「reference level」。

⁸⁷ 横川 (1999) p.157-158。

⁸⁸ 横川 (2011) p. 228。

農家の財産権に配慮し、汚染者負担原則ではなく、共同負担原則が適用される、つまり、本来であれば汚染者負担原則を適用すべきところ、その適用を回避したため、「弱い汚染者負担原則」が適用されているとしている。そして、「基準値は、環境保全のための技術的側面と社会的側面の合成」⁸⁹であり、「どこまでが環境保全的であり、そうでなくなるかは、環境に関する科学的知識と利用できる技術水準を前提として、社会（集団）の価値観がきめる」⁹⁰と主張しており、この主張を踏まえると、環境の技術的側面に関する基準が自然の基準、社会的側面に関する基準が政治的基準と考えることもできる。その上で、横川（2011）は、沖縄県の赤土等流出防止対策について、赤土等の流出は本来的には汚染であるから自然の基準に基づき農家が費用を負担する汚染者負担原則を適用することが考えられるが、沖縄の農家が果たす社会的貢献を踏まえると、社会的、政治的に基準点を低く設定することが是認しうることから、政治的基準に基づき、汚染の削減に対して、環境直接支払いを用いることが認められるとしている。

矢部（2001）もまた、横川（2011）と同様、環境改善を図るための支払いと異なり、環境損害を防ぐための支払いが実際には実施されていることに対し、「基準点（reference level）」を用いて論じている。矢部（2001）は環境保全に関する政策手法の選択にあたっては、農業部門がもたらす外部効果が正である（この場合は環境支払いが用いられる）か、負であるか（この場合は課徴金が用いられる）が重要であり、この識別のための基準点として、Bromley（1997）の「基準点（reference level）」の議論を参照している。矢部（2001）は、我が国の多面的機能の中でも特に重要視されている洪水防止や土砂破壊防止といった国土保全機能に着目して、基準点の考え方を適用している。矢部によると、国民は国土保全機能が発揮され、生命と安全が保障されている「現状」を維持することが、社会が期待している「基準点」であると考え、国土保全機能は、環境便益の提供ではなく、「「起こりうる災害を防止」する意味で「環境損失の防止」」⁹¹であるとしている。その上で、基準点を超える環境便益に対する環境支払いと異なり、このように基準点を維持し、環境損失の防止を図るための支払いを「環境維持助成金」と呼んでいる。

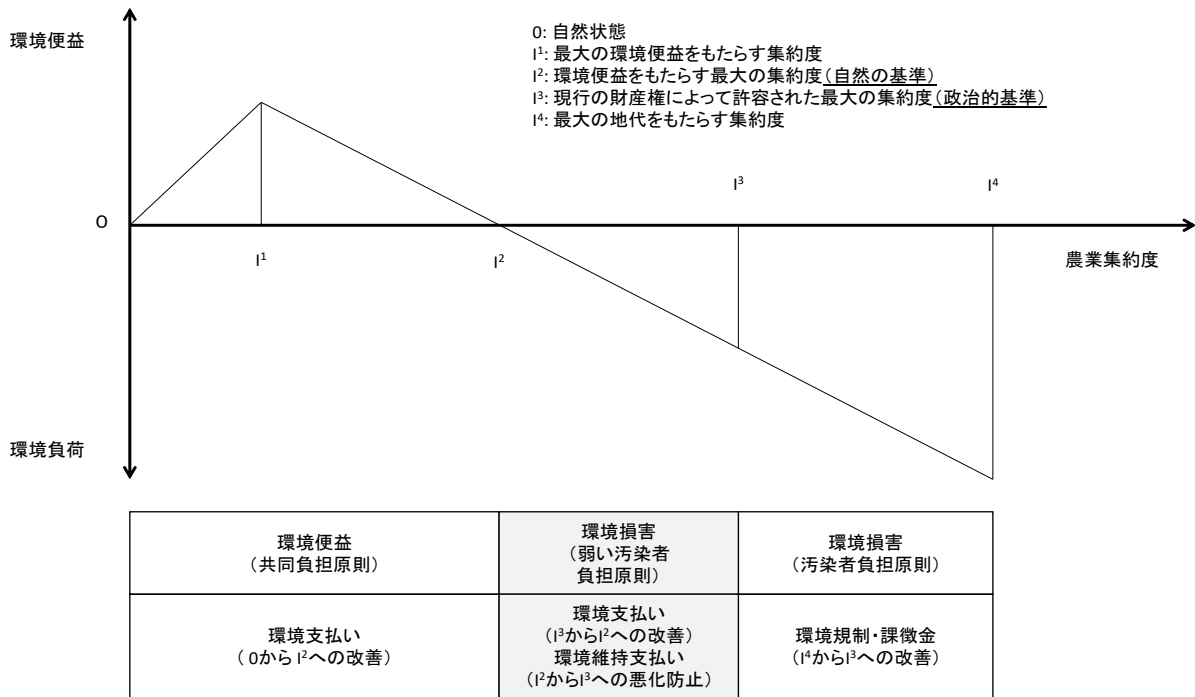
この横川（2011）と矢部（2001）の議論を図でまとめると次のようになる（図 2-4）。Bromley（1997）に倣ってリファレンス・レベルを単に環境便益と環境損害を分ける点（自然の基準）とすると、環境損害をもたらしている P^2 から P^1 の領域については、汚染者負担原則が適用され、環境規制・課徴金を用いて農家に対して環境改善に要する費用を負担させ、環境改善を図らせることとなる。しかし、現行の財産権によって許容された最大の集約度基準（政治的基準）というもう一つのリファレンス・レベルを用いることにより、この P^2 から P^1 の領域について、横川（2011）は P^1 から P^2 へと集約度の低下を行う（より環境保全的な農業への転換を図る）プロセスは、農家の財産権に配慮し、弱い汚染者負担原則が適用され（つまり汚染者負担原則の適用が回避され）、環境規制・課徴金ではなく、環境支払いを用いて環境改善を図ることが許容されうるとしている。また、矢部（2001）は、横川が言う P^1 から P^2 への改善ではなく、 P^2 から P^1 へと環境が悪化することを防ぐために、この領域においては環境維持支払いが認められうるとしている。

⁸⁹ 横川（2011）p. 247。

⁹⁰ 横川（2011）p. 247。

⁹¹ 矢部（2001）p. 33。

図 2-4 2つのリファレンス・レベルと農業環境政策



注：I¹の位置は国によって異なる。一般的に日本、ヨーロッパでは農業生産と環境便益は一定のレベルまでは正の相関関係にあると考えられることからI¹がX軸の右側にあると考えられる（図2-2参照）。一方、アメリカ、オーストラリアでは、農業は環境に対して負の影響をもたらしていることが多いことからI¹がX軸の左側にあると考えられる。ただし、同じ国内でも農業環境条件は異なることから、必ずしも全ての地域、場合においてこのような単純化されたモデルが適用されるわけではない。

出典：横川（2011）及び矢部（2001）に基づき筆者作成。

一方、飯國（2009）は、主に「基準点（reference level）」の引き上げについて論じている。具体的には、飯國（2009）は、中山間地域における森林等の二次的自然の荒廃化に対し、Hodge（1989）、Bromley and Hodge（1990）の議論を引用しつつ、所有者の所有権を絶対視せず、基準点を引き上げ、森林の所有者に対して、一定水準以上の環境水準を維持する責任があることを明確にすべきであるとしている。そして、国内法上、基準点の引き上げを行った例として耕作放棄地対策と、要間伐森林の二つを挙げている。耕作放棄地については、2005年に農業経営基盤強化促進法が改正され、遊休農地等のうち、農業上の利用の増進を図る必要があるものについては、所有者に対して強制的に農地の利用を図ることを担保するための農業委員会、市町村長、都道府県知事による指導・勧告制度が導入された⁹²。また、要間伐森林については、1991年に森林法が改正され、間伐又は保育が適正に実施されていない森林のうち早急に実施する必要がある森林について、所有者に対し、市町村長、都道府県知事による指導・勧告制度が導入された。しかし、飯國（2009）はこれらの制度の運用は低調にとどまっていることから、必ずしも、基準点の引き上げは実効性を伴っていないとしている。これに対し、欧米では、基準点の引き上げについて、クロス・コンプライアンスを用いており、基準点の引き上げが実効性を伴っているとしている。欧米ではクロス・コンプライアンスを導入することにより、農家は直接支払いを受給する際に、環境基準を満たさざるを得なくなり、この直接支払いなしでは、

⁹² 同制度は2009年の改正により、以降、農地法で担保されることとなった。

事実上農業経営が成り立たないことから、ほとんどの農家がクロス・コンプライアンスの導入により引き上げられた環境基準まで農業経営を見直さざるを得なくなったとしている。

このように、飯國（2009）、矢部（2001）、横川（1999, 2011）は Hodge、Bromley、OECD 等の議論を国内に紹介し、その解釈及び日本への適用について論じているが、具体的にどこにリファレンス・レベルが日本において設定されているのかといった点についての研究は限定的なものに留まっている。これに対し、荘林ら（2012）は、具体的に「リファレンスレベル」がどこに設定されているのかについて分析を行った文献が乏しい中、EU 5 か国（オーストリア、スウェーデン、英国（イングランド）、スペイン（ナバオーロ州）、チェコ）においてどこに「リファレンスレベル」が設定されているのかについて調査を行っている。そして荘林らは OECD（2001）の「リファレンスレベル（reference level）」の枠組みを用いて、EU、アメリカ、オーストラリア、日本の農業環境政策、特に、農業用水に着目して政策手法間の関係性を論じている。彼らは「リファレンスレベルこそが、環境保護の観点から農家が達成することが期待される環境目標と、社会によりその達成に伴う費用の支払いが行われる追加的な環境目標との間の分割線を定める。どこにリファレンスレベルが設定されるかは、その大部分が法的慣行や政治的な経緯と関連し、平等性や公平性を検討することで見出されるのであり、環境的成果やその土地の有する生態的な条件によって規定されているのではないと考えられる。」⁹³とした上で、「リファレンスレベル」を明示的に定義することの重要性を指摘している。ただし、荘林らの分析は EU の分析とアメリカ・オーストラリアの分析を行った者が異なることもあり、EU の分析と比べ、アメリカ・オーストラリアの分析については、その内容が「リファレンスレベル」よりも政策内容の紹介・分析に比重が置かれたものとなっている。

一方、アメニティ保全の費用負担に関して、リファレンス・レベルを用いて分析を行った研究として吉村（2014）がある。吉村は、Bromley and Hodge（1990）、Hodge（1989, 2000）の議論を踏まえ、歴史的な街並みや景観といったアメニティの保全のための費用負担について、どのような費用負担がありうるのか（分担論）、どのような費用負担であるべきか（規範論）、実際にはどのような費用負担となっているのか（実体論）について、整理を行った上で、鎌倉市の緑地保全、長野県の姨捨棚田、長野市松代地区の町並み保全についての分析を行っている。特に、規範論において、Hodge の「参照水準（reference level）」の議論を用いて、参照水準を上回った場合には、供給者取得原則（Provider-Gets-Principle）が、下回った場合には、原因者支払原則（Polluter-Pays-Principle）が適用されるべき（規範論）とした上で、実際のアメニティの保全について（実体論）は、事例研究の結果、棚田の荒廃、多面的機能や町並みの重要性の認識等から、参照水準が引き下げられ、棚田や町並み保全のために国・地方政府の介入が行われていることを明らかにしている。

第4項 これまでのリファレンス・レベルの議論の限界

1. リファレンス・レベルの定義

以上のように、リファレンス・レベルに関する様々な研究が行われているが、これまでのリファレンス・レベルの研究では、何がリファレンス・レベルであるのかについて、

- ① 環境損害と環境便益を分けるレベルをリファレンス・レベルとしているものと、
- ② 農家が自ら費用を負担して達成すべきであるレベルをリファレンス・レベルとしているもの

について、必ずしも区別されていない（表 2-1）。

⁹³ 荘林ら（2012）p. 57-59。

表 2-1 先行研究におけるリファレンス・レベルの定義

先行研究	リファレンス・レベルの定義	区別 (注)
Hodge (1989)	・土地管理者が達成することが期待されている環境の質のレベル ・環境の質のレベルを達成することに失敗した場合に外部費用、より高い基準を達成することを失敗した場合に外部便益の不供給	① ②
Bromley and Hodge (1990)	・個々の財産権のある特定の配分を決定するもので、土地利用の幅広い選択肢の中で土地所有者が実施することが求められている責任のレベルを決定するもの	②
Hodge (1994)	・各自の財産権がどのように配分され、土地所有者が土地利用に関してどこまで責任を取るべきなのかを決めるもの ・正の公共財と負の公共財、外部便益と外部費用との区別は、これらの効果の技術的な特徴によってではなく、土地所有者の責任・義務に関する政治的な判断による	① ②
Bromley (1997)	・ある者は環境便益が、ある者は環境損害が同一の行為に対して存在すると主張することが想定されるが、この場合の判断基準となるもの	①
Hodge (2000)	・土地所有者はリファレンス・レベルまで環境の質を達成する義務を負い、このレベルの下では環境損害を生じさせており、このレベルを上回る水準では環境便益を供給している	① ②
OECD (2001a)	・農家が自らの費用で達成すべき測定可能な環境の質 ・農家が環境損害を避けるための費用を負担することを要求する汚染者負担原則が適応される場合と、私的に所有されている資源や生産要素によって提供される環境サービスについてインセンティブを要求する場合とを区別する	① ②
横川 (2011)	・環境便益をもたらす最大の集約度基準（自然の基準）と現行の財産権によって許容された最大の集約度基準（政治的基準）という二つの基準点（リファレンス・レベル）が存在	①と② を区別
矢部 (2001)	・農業部門がもたらす外部効果が正であるか、負であるかを識別するためのもの	①
荘林ら (2012)	・環境保護の観点から農家が達成することが期待される環境目標と、社会によりその達成に伴う費用の支払いが行われる追加的な環境目標との間の分割線を定めるもの	②

注) ①環境損害と環境便益を分けるレベル、②農家が自ら費用を負担して達成すべきであるレベル
出典：筆者作成。

例えば、OECD (2001a) は、「リファレンス・レベル」を「農家が自らの費用で達成すべき測定可能な環境の質」⁹⁴と定義しつつ、「リファレンス・レベルは、農家が環境損害（environmental damage）を避けるための費用を負担することを要求する汚染者負担原則（Polluter-Pays-Principle）が適応される場合と、私的に所有されている資源や生産要素によって提供される環境サービス（environmental services）についてインセンティブを要求する場合とを区別する」⁹⁵基準とし、この農家が自らの費用で負担すべきレベルと、環境便益と環境損害を分けるレベルをともにリファレンス・レベルであるとしている。このように、これまでの研

⁹⁴ OECD (2001a) p. 9。

⁹⁵ OECD (2001a) p. 9。

究では、この2つのレベルを必ずしも厳密に区別せずに、リファレンス・レベルとしていることが多い。

しかし、このようにリファレンス・レベルを定義すると、

- ① 農家が環境便益を供給している場合であっても、その供給に要する費用の一部を負担している場合

(これは、日本の費用負担型農業環境支払等にみられる。これまでのリファレンス・レベルの定義であれば、農家が環境便益をもたらすような行為に対しては環境支払いを行うべきであり、農家に費用負担を設けるべきではないこととなる。)

- ② 農家が環境損害をもたらしている場合であっても、汚染者負担原則を適用してその削減に要する費用負担を要求することをせず、政府による農業環境支払いを受けて環境改善を図っている場合

(これは、アメリカの汚染の削減に対する農業環境支払等にみられる。これまでのリファレンス・レベルの定義によると、汚染をもたらしていたとしても、支払いを受けることができるレベルにリファレンス・レベルが設定され、当該レベルから汚染を削減することは環境改善であるため支払いを行うという説明になる。しかし、本来、汚染の削減には環境規制や環境税等の政策手法を用いるべきであり、政策選択の枠組みとしてリファレンス・レベルの枠組みが適切に機能していない。)

- ③ 財産権の侵害に対して、法学的には必ずしも補償が行われない場合があること

(従来の研究では、リファレンス・レベルは財産権で設定され、その財産権の制限に対して補償が行われると説明してきたことから、財産権が制限されているのにもかかわらず補償が行われないことは説明ができない。しかし、農業環境問題の改善を図るため、公共の福祉を重視し、補償を伴うことなく環境規制等の導入により農業者の財産権を制限することは多数存在し、このような典型的な事例であったとしても、従来のリファレンス・レベルの定義では、その枠組みを適用することができない。)

についての説明を行うことができない。筆者が行った文献調査のうち、農家が自らの費用で負担すべきレベルと、環境便益と環境損害を分けるレベルをともにリファレンス・レベルの両者を区別している先行研究は横川 (2011) に限られている。

2. リファレンス・レベルの応用範囲

さらに、これまでの研究は Bromely (1997)、Bromley and Hodge (1990)、Hodge (1989, 1994, 2000)、OECD (2001) など理論的な研究や、その研究内容を紹介した研究 (矢部 (2001)、横川 (1999)) が多く、具体的な政策・事例分析をしているのは、飯國 (2009)、莊林ら (2012)、横川 (2011)、吉村 (2014) 等に限られる。

しかし、これらの具体的な事例研究を行っている先行研究等においても、リファレンス・レベルの枠組みを農業環境政策の政策分析の枠組みとして用いるためには、次の点で不十分なものとなっている。

第一に、農業環境政策には、環境規制、課徴金、農業環境支払いだけではなく、図 0.1 で概観したとおり、クロス・コンプライアンス、取引可能な許可証、技術支援や近年注目を浴びている共同行動対策がある。しかし、先行研究においては、これらの政策とリファレンス・レベルの関係がどうなっているのかについての分析は行われていない。このため、リファレンス・レベルの枠組みは一部の農業環境政策についてのみを対象とした政策選択・分析の枠組みにとどまっている。

第二に、農業環境政策とリファレンス・レベルに関する研究が不足している。リファレンス・レベルの定義は各国毎に異なることが知られている（OECD, 2010a）が、各国がどこにリファレンス・レベルを設定しているのかについて調査している研究はほとんど存在しない⁹⁶。

第三に、一口に農業環境政策といっても、その対象は農村景観、生物多様性、水質、土壌等様々であるが、それぞれの政策対象となる農業環境公共財に応じて、リファレンス・レベルが変わり、農業環境政策も異なるものとなるのかどうかについての検証がこれまで行われていない。

特に、農業環境政策と農業環境公共財との関係については、生源寺（2003）が指摘しているとおり、外部経済の「影響がどのように伝達され、どのように作用するのかについては、経済学の理論にさほど強い問題意識はない」⁹⁷こともあり、これまでのリファレンス・レベルの議論においても、この農業環境政策が農業環境公共財へ影響を与える際の「プロセス」については捨象されて議論されてきた。しかし、これでは、環境目標を達成するための手段とそのために必要な費用の負担について各国の農業環境政策及び農業環境公共財をリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析し、その違いを把握する上で十分ではない。

したがって、次節において農業環境政策が農業環境公共財にどのようなプロセスを経て影響を与えるのかについて、簡単なモデル（DSR モデル）を用いて整理した上で、第3節において、これまでの議論を基により広範な農業環境政策の政策分析に用いる修正したリファレンス・レベルの枠組みを提示する。

第2節 農業環境公共財とその供給に影響を与える要因：DSR モデル

第1項 DSR モデル

リファレンス・レベルを設定する際には、具体的に「どこに」、「どのように」リファレンス・レベルを設定するのが重要となる。そして、仮にリファレンス・レベルを「農家が自らの費用で達成すべき測定可能な環境の質のレベル」（OECD, 2001）と解すると、原則として、農家が環境保全型農業を取り入れた結果、実際に改善した農業環境公共財の状態（アウトプット）の環境レベルに対してリファレンス・レベルは設定されるべきである。

しかし、実際に農家に課されている環境規制は、農業環境公共財の状態（アウトプット）を規制するのではなく、農業環境公共財の状態に対して影響を与える農業投入財や農法等（インプット）に対する規制となっていることが大半である。今までのリファレンス・レベルに関する先行研究ではこのインプットとアウトプットについての区分が必ずしも行われてこなかった。

例えば、OECD（2001）は「リファレンス・レベルは環境面での成果（outcomes）、農法、又は排出基準でもって表される」⁹⁸としており、アウトプット（環境面での成果）とインプット（農法又は排出基準）を並列されており、区別されていない。また、EUにおけるリファレンス・レベルの調査を行った荘林ほか（2012）は、EUにおけるリファレンス・レベルは主に農業投入財や農法等のインプットに対して設定されているとしている。しかし、リファレンス・レベルが農家が自ら費用を負担して達成しなければならない「環境の質」とすると、

⁹⁶ 荘林ら（2012）は数少ない各国におけるリファレンス・レベルの設定について調査を行った研究である。荘林らでは、主に農業用水に焦点をあて、EU、アメリカ、オーストラリア、日本のリファレンス・レベルについての分析を行っている。ただし、荘林らも農業環境公共財によってリファレンス・レベルが異なるかどうかについての分析はしていない。

⁹⁷ 生源寺（2003）p. 160。

⁹⁸ OECD（2001a）p. 9。

本来はこれらのインプットに対する環境基準の設定によって改善された「農業環境公共財の質」に対して設定されるべきである（例えば、有機農業によって改善された「土壌の質」に対してリファレンス・レベルは設定されるべきだが、実際には「有機農業」に対して設定されている。）。このようにリファレンス・レベルの規範論（農業環境公共財の質（アウトプット）に対してリファレンス・レベルを設定すべき）と実体論（農業環境公共財に影響を与えるインプットに対してリファレンス・レベルが設定されている）に乖離が生じている可能性がある。

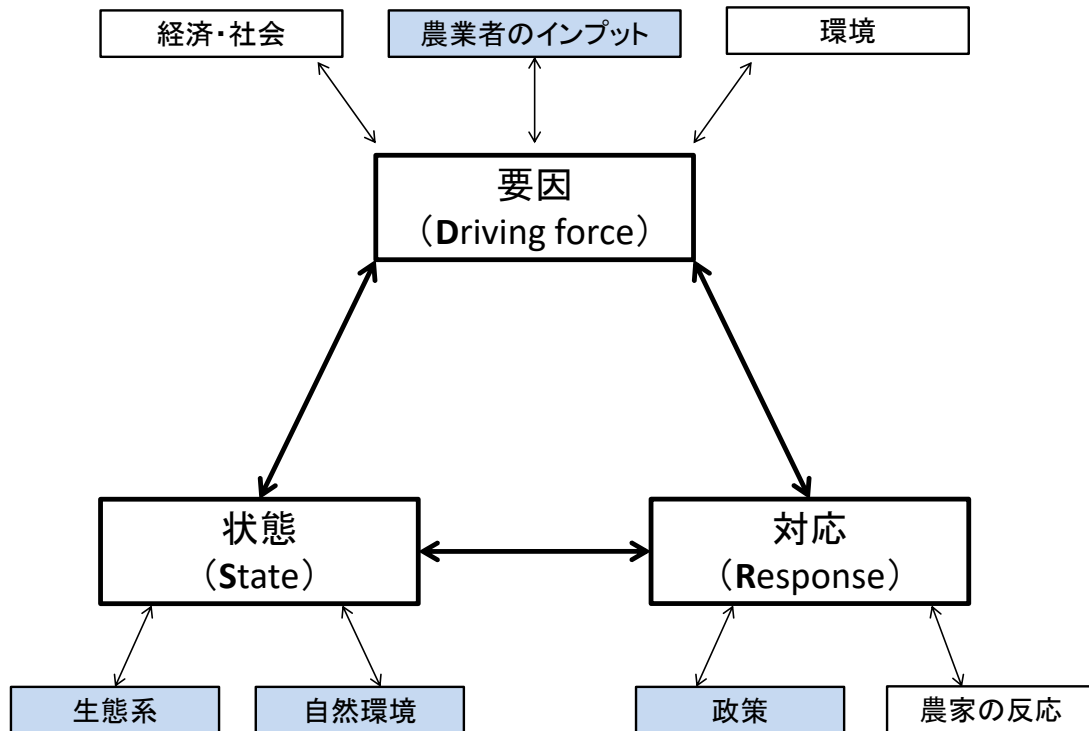
したがって、農業投入財や農法等（インプット）が、どのように農業環境公共財の状態（アウトプット）に対して影響を与え、どの程度農業環境公共財の質が変わるのかを理解することが、リファレンス・レベルの設定及び農業環境政策の立案に当たって重要となる。

農業が農業環境公共財の供給にどのように影響を与えるのか、そのプロセスについては、厳密には農学モデルを用いるべきだが、農業経済学では、Haan et al. (2006)、Häni et al. (2003)、OECD (2008, 2013) がより簡易な DSR (Driving force State Response) というモデルを用いて農業が農業環境公共財の供給に与える影響について説明を行っている⁹⁹。

DSR モデルでは、図 2-5 のように、農業環境公共財に影響を与える要因 (Driving force: D) として、経済社会情勢や、環境の変化といった外部要因に加え、農家によるインプットを挙げている。このインプットには、農薬等の農業投入財だけでなく、ある特定の営農形態や農法等、農業生産活動に伴う様々な要因が含まれる。そして、これらの要因 (D) が環境状態 (State: S) に影響を与えることとなる。そして、この環境状態 (S) の変化を受けて、農家が農業生産活動を見直したり、政府が対策を講じ (Response: R)、環境状態 (S) を改善させようとする。

⁹⁹ DSR モデルは、Rapport and Friend (1979) の「Stress-Response (SR)」モデルを基に OECD が開発した「Pressure-State-Response (PSR)」モデルを改良したモデルである。SR モデルでは、ストレスと環境の変化と社会の反応を一对一の関係で対応させようとしていたが、このような一对一の対応は非現実的であることから、PSR モデルでは単に人の活動 (P) が環境の変化 (S) を引き起こし、社会が反応 (R) していると、モデルを簡素化している。そして、DSR モデルでは、Pressure を Driving-force に置き換え、環境に対する負の影響だけでなく、正の影響も含んだより現実的なモデルとなっている (FAO, 1999)。

図 2-5 DSR モデル

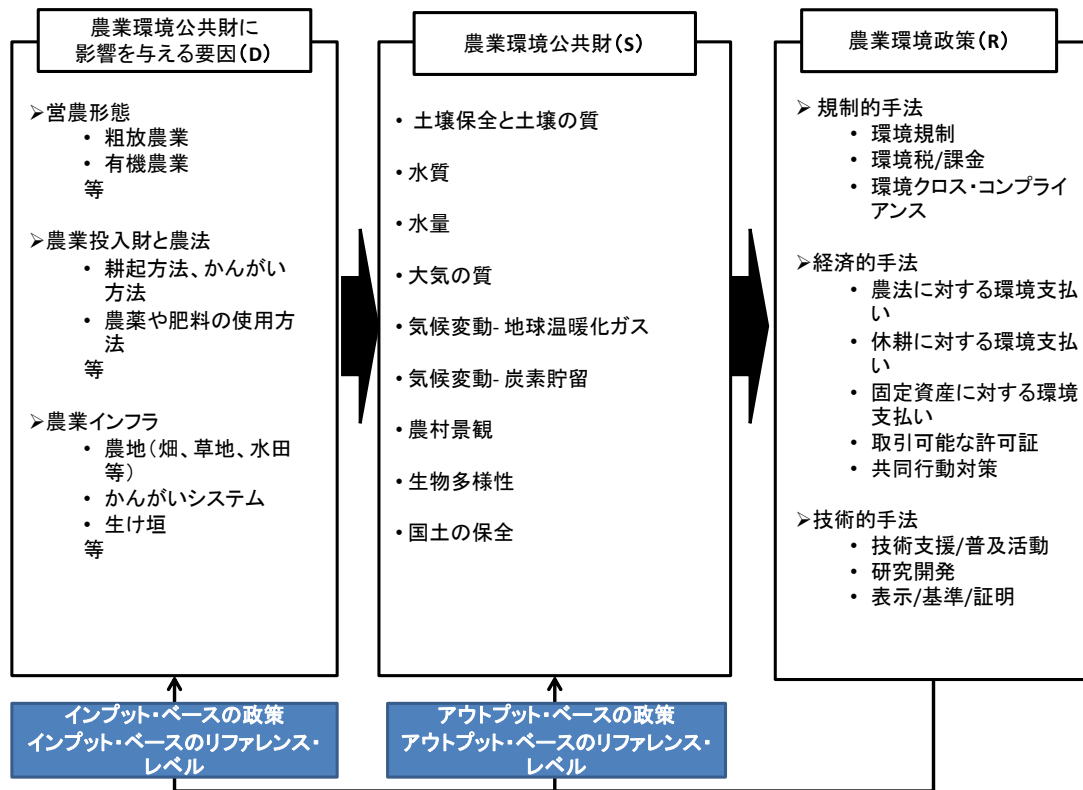


出典: OECD (2008) に基づき筆者作成。

ここで、農業が環境状態にもたらす変化のうち、農家が自ら生産活動を見直して十分対応することができるものについては、市場の失敗がなく、政府の介入が必要ないため、農業環境公共財にはあたらない。農家による適切な対応が困難であって政府の介入が必要なものが農業環境公共財にあたるので、農業環境公共財は農家が環境にもたらす環境状態の変化の部分集合であると言える。したがって、農業と環境について一般的な説明を行う DSR モデルについて、農業環境政策の分析を行う上では農業環境公共財に絞るかたちでモデルを修正する必要がある。

また、農業環境公共財に影響を与える要因（農業者のインプット）に関して、Cooper et al. (2009) は、EU では、主に 3 つの要因が影響を与えているとしている。それらは、1) 特定の農業システムや営農形態（特に粗放農業）、2) 農法（農業投入財の削減等）、3) 農業インフラ（水路等のかんがい施設等）である。図 2-6 は、図 2-5 の DSR モデルのうち、農家が行う農業環境公共財に影響を与える要因と農業環境公共財の関係部分を、Cooper et al (2009) を参考にしつつ、整理し直したものである。

図 2-6 農業環境公共財の供給メカニズム（修正 DSR モデル）



出典: 筆者作成。

この修正 DSR モデルによると、農業環境公共財 (S) の供給は、営農形態、農業投入財と農法、農業インフラといった要因 (D) によって影響されることがわかる。また、一般に、政策 (R) は要因 (D) (インプット、手段) 又は農業環境公共財 (S) (アウトプット、目的) のいずれかを政策対象とすることから、この農業環境公共財に影響を与える要因 (D) と、農業環境公共財 (S) の区別は重要であり (OECD, 2010a)、リファレンス・レベルもこのインプット・ベースの政策とアウトプット・ベースの政策に応じて、農業投入材等 (D) (インプット・ベースのリファレンス・レベル) 又は、農業環境公共財 (S) (アウトプット・ベースのリファレンス・レベル) に対してそれぞれ設定されている。

特に、実態上、ほとんどの農業環境政策 (R) は農業環境公共財に影響を与える要因 (D) を政策対象とし、リファレンス・レベルもこれらの要因 (D) に設定されている (インプット・ベースのリファレンス・レベル) ことから、この農業環境公共財に影響を与える要因 (D) である営農形態、農業投入財と農法、農業インフラがどのように農業環境公共財に影響を与え、どの程度農業環境公共財の質 (S) が変化するのが重要となる。具体的な影響のプロセスと農業環境公共財の質 (S) の向上は事例毎に異なることから、ここでは農業環境公共財に影響を与える要因 (D) のうち、①営農形態、②農業投入財と農法、③農法インフラと、農業環境公共財 (S) との主な関係を概観する。

第2項 農業環境公共財に影響を与える要因：営農形態

OECD 諸国には、集約農業、粗放農業、有機農業、これらの組み合わせ等、様々な営農形態が存在し、環境に便益をもたらす営農形態もあれば、損害をもたらすものもある。Cooper et al. (2009) によれば、ヨーロッパでは、耕地と草地が組み合わせられた粗放的な放牧型畜産業、粗放的な伝統的耕作、有機農業 (D) が、農業環境公共財 (S) を供給する上で特に重要である。

粗放的な放牧型畜産業 (D) は、ヨーロッパ各国で美しい農村景観 (S) を供給し、しばしば、文化的、建築的な遺跡を保全する上でも、重要な貢献をしている (Cooper et al., 2009)。例えば、英国では、1990 年代に「高い自然価値 (High Nature Value (HNV)) 」という概念が生み出され、集約性が低い農業 (D) を実施することによって生物多様性、農村景観、水質、洪水リスクの低減、炭素貯留といった様々な農業環境公共財 (S) が供給されている。

有機農業 (D) もまた、農薬や無機肥料を使用しないため、野生生物の生息地 (S) を適切に管理する上で役に立つことが知られている (Cooper et al., 2009; Hole et al., 2005)。例えば、Bengtsson et al. (2005) によると、有機農業 (D) が行われているところでは、平均して 30% 以上、種の多様性 (S) が多く存在している。

そして、これらの農村景観や生物多様性 (S) を供給するため、有機農業等の特定の営農形態 (D) を対象とした農業環境政策 (R) が講じられている (例えば、有機農業を促進するための環境支払い等)。ただし、多くの場合、農家に達成が要求されている環境基準は特定の農業投入材等 (D) の使用方法に関して設定されている (インプット・ベースのリファレンス・レベル。有機農業の場合は化学肥料・農薬の使用禁止等 (D))。このため、仮にこの有機農業の振興の場合における環境目標が生物多様性 (S) の保全であるとする、有機農業の振興 (D) (化学肥料・農薬の使用禁止) によってどの程度生物多様性 (S) が保全されたのかを把握することが必要となる。従って、農業投入材・農法 (D) と農業環境公共財 (S) との関係が重要になる。

第3項 農業環境公共財に影響を与える要因：農業投入財と農法

適切な農業投入財の管理や特定の農法の導入 (D) は、様々な農業環境公共財 (S) を供給する上で重要である。ほとんどの農業環境政策 (R) は、農業環境を改善するためのインプット・ベースの政策となっており、これらの政策は、耕起方法、かんがい方法、農薬や肥料の使用方法等 (D) を政策対象としている。

例えば、適切な土壌保管理 (D) を行うことによって、土壌の質の向上、炭素貯留量の増加、気候変動の緩和といった農業環境公共財 (S) の供給に貢献することができる。また、農薬 (D) は単位面積当たりの生産量減少リスクを低減させることができることから、多くの国で幅広く使用されているものの、過剰な使用は水質汚染や生態系への損害 (S) を引き起こす可能性がある。このため、適正な農薬使用管理 (D) を行うことにより汚染を防ぎ、水質や生物多様性 (S) の向上を図ることが重要となる。

また、窒素やリン等の養分の投入 (D) は生産性の維持・向上を図る上で不可欠である。養分の過不足がある場合は、土壌の肥沃度 (S) が低下するおそれがある一方、過剰な養分の投入は、水質の悪化 (S) を招くおそれがある。現在、ほとんどの OECD 諸国において、植物が必要とする量以上の過剰な養分が投入されている (OECD, 2013)。生産性の向上を図ることと養分の投入 (D) に伴う環境 (S) への負の影響を最小化することとの両者のバランスを取ることが重要な課題である (OECD, 2012; 2013)。

表 2-2 はいくつかの農法、農業投入財 (D) と農業環境公共財 (R) の供給との関係をまとめたものである。仮にある農法 (D) が農家に対して利潤をもたらすような場合は、農家はこれ

らの農法 (D) を進んで取り入れる傾向がある。しかし、不適切な農法 (D) の結果、水質汚染や土壌汚染といった環境 (S) に対する負の影響が生じるおそれがある。また、一部の農法 (D) は、水質や土壌だけでなく、生物多様性や大気の質等複数の農業環境公共財 (S) の供給と関係している (ENRD, 2010; 2011)。

表 2-2 農業環境公共財と農法の関係

農業環境公共財 (S)	農法 (D)
土壌保全と土壌の質	<ul style="list-style-type: none"> ● 土壌浸食、堆積物管理 ● 土壌保全、土壌流出管理 ● 覆土管理
水質	<ul style="list-style-type: none"> ● 水質管理 ● 農薬使用の削減 ● 緩衝帯の設置 ● 養分管理の改善
	<ul style="list-style-type: none"> ● 塩化、地下水面規制 ● 植栽 ● 水管理
水量	<ul style="list-style-type: none"> ● 水量管理 ● 効率的な水使用の促進
	<ul style="list-style-type: none"> ● 地下水かん養管理 ● 水田の冬期湛水
大気の質	<ul style="list-style-type: none"> ● 悪臭管理 ● 家畜排せつ物管理 ● 農薬の大気中への散布管理 ● 農薬管理の改善
気候変動- 地球温暖化ガス	<ul style="list-style-type: none"> ● 地球温暖化ガス排出量の削減 ● 家畜排せつ物処理施設からのメタン発生量の削減 ● 施肥のタイミング管理 ● 野焼きの削減
気候変動- 炭素貯留	<ul style="list-style-type: none"> ● 土壌の炭素貯留の改善 ● 土壌有機物管理 ● 耕起削減
	<ul style="list-style-type: none"> ● 多年生植物の炭素吸収の改善 ● 耕地の草地や森林への転換
生物多様性	<ul style="list-style-type: none"> ● 野生生物の管理 ● 繁殖地と野生生物の餌場の保護 ● 収穫時期の改善 ● 栽培種の多様化 ● 有害化学物質の使用削減
農村景観	<ul style="list-style-type: none"> ● 土地利用の管理 ● 栽培品種の調整 ● 米の伝統的な乾燥方法の実施
国土の保全	<ul style="list-style-type: none"> ● 洪水管理 ● 水の迂回路、湿地帯、ため池の創設 ● 水路等の水利施設の管理

出典: FAO (2007)及び Ribaudo et al. (2008)に基づき筆者作成。

この農業投入財・農法 (D) と農業環境公共財 (S) との関係を考える上では、特に、インプット・ベースのリファレンス・レベルとアウトプット・ベースのリファレンス・レベルの区別が重要となる。あるべき農業環境政策 (R) は、直接アウトプットである農業環境公共財の質 (S) を政策ターゲットとし (アウトプット・ベースの政策)、リファレンス・レベルもこのアウトプットである農業環境公共財 (S) に対して直接設定されることとなる (アウトプット・ベースのリファレンス・レベル)。農業投入財・農法 (D) についても、このアウトプットでの農業環境公共財 (S) の目指すべきあり方、水準から逆算して、そのインプット段階での投入量が決定され、当該投入量と現在の投入量との差を埋めるために農業環境政策 (R) が

講じられるべきである。しかし、農業環境公共財（S）は農家による営農行為以外にも様々な影響を受けることから、アウトプットから逆算したインプットの投入量の決定は難しく、また、アウトプット・ベースの政策は農家が費用を投じて対策を採ったとしても、アウトプットでの成果が出なければ当該費用が補填されないため農家の取組が広がりにくい等の課題があることから、実際にはアウトプット・ベースの政策はほとんど存在せず、多くの農業環境政策（R）が農業投入材・農法（D）を対象としたインプット・ベースの政策となっている。そして多くの場合、農薬などの投入財（D）については、現在の農薬の規制水準にリファレンス・レベルが設定され、それ以上に投入量を削減することに対して、農業環境政策（R）が講じられており、農業環境公共財（S）の水準は結果として達成されるものとなっている。

また、このような農業投入材と農法（D）といったインプットを対象とする農業環境政策（R）は、複数の農業環境公共財（S）の供給に影響を与える。例えば、土壌保全管理（D）は土壌の質の向上、炭素貯留量の増加、気候変動の緩和といった複数の農業環境公共財（S）の供給に貢献することができる。したがって、リファレンス・レベルについても、インプットに対して設定する際には（インプット・ベースのリファレンス・レベル）、複数の農業環境公共財（S）に対してもたらす影響を考える必要がある。単に一定の土壌の質（S）の維持・保全のみを農家に対して求めることは、農家が行っている土壌保全管理（D）が炭素貯留量の増加等他の農業環境公共財（S）にもたらす影響を考慮しない結果となってしまう、農家の取組を包括的に評価することができていないこととなってしまう。これは、従前のリファレンス・レベルの議論では論じられていなかった点であり、DSR モデルをリファレンス・レベルの枠組みに応用することによって明らかとなった点である。

そして、リファレンス・レベルが本来は環境の質である農業環境公共財（S）に対して直接設定されるべきところ（アウトプット・ベースのリファレンス・レベル）、農業投入材・農法（D）に対して設定されており（インプット・ベースのリファレンス・レベル）、規範論・あるべき論と、実態論に差が生じてしまっていることを認識した上で、農業環境政策（R）が対象とする農業投入材・農法（D）がどのように農業環境公共財（S）に影響を与えるのか、環境目標（S）を達成するためには、どのような農業投入材・農法（D）の使用を農家に求めるべきかを踏まえたリファレンス・レベルの枠組みを構築する必要がある。

第4項 農業環境公共財に影響を与える要因：農業インフラ

農業インフラ（D）もまた、多くの農業環境公共財（S）の供給にとって重要な役割を果たす。例えば、英国では、生け垣、壁、土手、排水溝、その他の農場における歴史的、文化的な施設（D）が農村景観や生物多様性（S）の供給に貢献している。また、適切なかんがいシステムの管理（D）を行うことは、水質管理（S）に不可欠である。

農地（D）もまた農業環境公共財（S）の供給に貢献することができる。例えば、日本の水田（D）は地下水をかん養し、水使用量（S）を増加させることができる。日本の地下水の約20%が水田によってかん養されているという研究もある（三菱総合研究所, 2001）。

農地とその他の農業インフラの組み合わせ（D）も、農業環境公共財（S）を供給することができる。例えば、日本の里山景観（地域のコミュニティ、森林、畑、水田、水路等の組み合わせ（D））は野生生物にとっての生態系と生息地の緩衝帯としての機能を果たしていることに加え、国土の保全や湿地帯保全等（S）にも貢献している（OECD, 2010c）。

この農業インフラの議論も、農業投入材・農法の議論とほぼ同じであり、例えば、水田の保全（D）は、地下水かん養や洪水防止といった複数の農業環境公共財（S）を供給している。したがって、これらのインプット（D）が農業環境公共財（S）に与える影響全体を理解することが重要となる。ただし、農業インフラの場合は、その保全・維持そのものが農村景観の保

全といった農業環境公共財の供給そのものとも関係していることがある。つまり、農村インフラの保全そのものが農業環境公共財の供給（D=S）、アウトプット・ベースの政策（R）の対象となっていることがあり、リファレンス・レベルが農業環境公共財そのもの（S）に設定されていることがある。例えば、棚田の維持・保全を対象とした政策（R）は、肥料の投入方法といった農業投入財を政策対象としているのではなく、直接棚田の保全（S）を対象としており、リファレンス・レベルも棚田の保全に置かれている（アウトプット・ベースのリファレンス・レベル）。

第5項 DSRモデルとリファレンス・レベル

このように営農形態、農業投入財と農法、農業インフラといった要因（D）が農業環境公共財（S）の供給に影響を与えており、この要因（D）にリファレンス・レベルが設定されることが多いため（インプット・ベースのリファレンス・レベル）、DSRモデルとリファレンス・レベルの枠組みをリンクさせることにより、これまで十分対応できていなかった農業環境政策（R）の農業環境公共財（S）への影響プロセスを踏まえたリファレンス・レベルの枠組みを考えることができる。

アウトプット・ベースの政策（R）の場合は直接、農業環境公共財（S）の供給に対してリファレンス・レベルが設定され（アウトプット・ベースのリファレンス・レベル）、政策も農業環境公共財（S）を直接対象としていることから、一般的なリファレンス・レベルの議論を用いることができる。一方、インプット・ベースの政策（R）の場合は、営農形態、農業投入財と農法、農業インフラといった要因（D）が農業環境公共財（S）の供給（環境の質）に与える影響を把握することが重要であるものの、そのプロセスが複雑であることから、必ずしもリファレンス・レベルが環境の質に対して設定されておらず、農業投入財の使用方法等（D）に設定されていることがある（インプット・ベースのリファレンス・レベル）。また、これらの要因（D）は複数の農業環境公共財（S）に対して影響をもたらすことから、把握すべき環境の質についても複数の農業環境公共財（S）にもたらす影響を把握することが必要となる。

第3節 本稿におけるリファレンス・レベルの枠組み

これまで議論してきたとおり、リファレンス・レベルの枠組みは、Hodge や Bromely によって理論化され、OECD（2001）によって、農業環境政策の政策枠組みとして定式化された。そして、「リファレンス・レベル」は OECD（2001）によって「農家が自らの費用で達成すべき測定可能な環境の質のレベル」¹⁰⁰と定義され、そのレベルを下回る場合には汚染者負担原則（Polluter-Pays-Principle）が適用され、農家に対して規制・課徴金を課し、農家の自己負担で当該レベルを達成することを農家に対して要求し、そのレベルを上回る場合には、供給者取得原則（Provider-Gets-Principle）が適用され、農家に対して環境支払いを用いて、環境目標を達成するまで環境の質を改善することができるとされた¹⁰¹。

しかし、これまでのリファレンス・レベルの研究では、何がリファレンス・レベルであるのかについて、

① 環境損害と環境便益を分けるレベルをリファレンス・レベルとしているものと、

¹⁰⁰ OECD（2001）p.9。

¹⁰¹ OECD（2001）pp.9 “The reference level therefore distinguishes between the cases where the polluter pays principle requires that farmers bear the costs of avoiding environmental damage, and those where delivering environmental services by means of privately owned resources or factors of production may require an incentive.”

② 農家が自ら費用を負担して達成すべきであるレベルをリファレンス・レベルとしているもの

について、区別がされていない (Bromley, 1997; Bromley and Hodge, 1990; Hodge, 1989, 1994, 2000; OECD, 2001; 荏林ら, 2012; 矢部, 2001) ¹⁰²。

しかし、このようにリファレンス・レベルを定義すると、

① 農家が環境便益を供給している場合であっても、その供給に要する費用の一部を負担している場合

② 農業が環境損害をもたらしている場合であっても、汚染者負担原則を適用してその削減に要する費用を負担することをせず、政府による農業環境支払いを受けて環境改善を図っている場合

③ 財産権の侵害に対して、法学的には必ずしも補償が行われない場合

についての説明を行うことができない。

そこで、本稿では、Hodge (1994, 2000) のリファレンス・レベルの不確実な領域 (uncertain zone)、矢部 (2001) の環境維持支払い、横川 (2011) の弱い汚染者負担原則の議論を参考に、リファレンス・レベルを2つのものに分類する。すなわち、環境便益と環境損害を分けるレベルを「環境リファレンス・レベル」(X^{RE}) ¹⁰³、農家が自ら費用を負担して達成する環境の質のレベルを「社会リファレンス・レベル」(X^{RS}) ¹⁰⁴と定義する¹⁰⁵。

環境リファレンス・レベルは、環境便益 (Public Goods) と環境損害 (Public Bads) を分けるレベルであり、Public Goods と Public Bads の境界は相対的に決まることが多いことから、環境リファレンス・レベルも相対的に決まることとなる。しかし、相対的に決まる基準というのは、ある一個人の環境に対する感覚のみで決まるものような「恣意的に決まる基準」を意味するものではない。環境リファレンス・レベルは政策立案者が政策を立案する際に現在の農業と環境の状況と、環境目標の関係を踏まえ、政策介入のない状態の農業が環境にどのような影響を与えているのかを判断することにより決まることとなる。この判断は、政策立案者個人の感覚で行われるのではなく、科学的知見、世論調査やアンケート調査の結果、農業に対する社会の捉え方等を踏まえて行われることになる。そして、各国とも一般的に「環境便益を供給」又は

¹⁰² 表 2-1 参照。

¹⁰³ Bromley (1997) は環境便益と環境損害を分けるレベルがリファレンス・レベルであるとして、**「環境リファレンス・レベル」**は Bromley のリファレンス・レベルの定義に相当し、これは横川 (2011) の自然の基準にあたる。ただし、単に自然の基準とすると、何に関する自然の基準であるのか不明確であることから、本稿ではリファレンス・レベルのうち、「環境」便益と「環境」損害を分ける点を、「環境」を頭に冠して**「環境リファレンス・レベル」**と呼ぶこととする。

¹⁰⁴ OECD (2001) は「リファレンス・レベル」は「農家が自らの費用で達成すべき測定可能な環境の質のレベル」と定義していることから、「社会リファレンス・レベル」は OECD のリファレンス・レベルの定義に相当する。ただし、OECD (2001) では、リファレンス・レベルは、「リファレンス・レベルは、農家が環境損害を避けるための費用を負担することを要求する汚染者負担原則が適応される場合と、私的に所有されている資源や生産要素によって提供される環境サービスについてインセンティブを要求する場合とを区別する」としていることから、必ずしも社会リファレンス・レベルと環境リファレンス・レベルが区別されていない。この「社会リファレンス・レベル」は横川 (2011) の政治的基準に相当する。ただし、単に政治的基準とすると、何に関する政治的な基準であるのか不明確であることから、本稿ではリファレンス・レベルのうち、農家が自らの費用で達成すべき環境の質のレベルであり、当該基準は公平性、財産権といった社会的な制度・要求によって決まるものであることから、「社会」を頭に冠して**「社会リファレンス・レベル」**と呼ぶこととする。

¹⁰⁵ ただし、この2つのリファレンス・レベルは同じレベルに設定されていることもあり、両者を区別する必要がない場合もある。この場合は単に「リファレンス・レベル」という。

「環境汚染を削減」するために政策介入を行っており、「環境便益の供給」か「環境汚染の削減」については、環境リファレンス・レベルが現在の農法より高い水準にあれば環境汚染を生じさせている状況であることから環境汚染の削減となり、環境リファレンス・レベルが現在の農法より低いレベルにあれば環境便益を供給している状況になる。したがって、法律や行政文書によって環境政策の目的を確認することにより、環境リファレンス・レベルが現在の農法（X^C）と比べて高い環境レベルに設定されているのか、低い環境レベルに設定されているのか、客観的に把握することができることになる^{106, 107}。

一方、社会リファレンス・レベルは、農家の費用負担を決定するレベルであり、原則として環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを一致させ、汚染に対しては農家に費用を負担させる汚染者負担原則を適用すべきである。しかし、両者は必ずしも一致するものではない。農家や社会が有する財産権の在り方や、社会が農家に対して負担すべきだと考える費用の在り方等に応じて、社会リファレンス・レベルのレベルは決定されることとなる。この社会リファレンス・レベルがどこに設定されているかは、政府による支援が何を要件として行われているのか、政府がどのような規制を行い農家に遵守を求めているのか、政策の内容を確認することにより客観的に把握することができることとなる。

また、本稿ではこれまでのリファレンス・レベルの議論では対応できていなかった、①環境規制、課徴金、農業環境支払い以外の農業環境政策（クロス・コンプライアンス、取引可能な許可証、技術支援、共同行動対策）を含む幅広い農業環境政策について、②DSR モデルを取り入れることにより農業が農業環境公共財に与える影響を改めて整理したリファレンス・レベルを構築した。それが次の一連のリファレンス・レベルに関する図である。

以下の議論では、まずは議論を簡略化するため、インプット・ベースの政策であってもインプット（D）が農業環境公共財（S）をどの程度改善することができるのか把握することができるかと仮定し、リファレンス・レベルはその改善された農業環境公共財（S）に対して設定されていると仮定する。そうすることによって、インプット・ベース、アウトプット・ベースのリファレンス・レベルを区別することなく論じることができる。

まず、農業環境支払いとリファレンス・レベルについて改めて整理する（図 2-7）。農業環境支払いは、農業環境公共財の供給を図るのに幅広く活用することができる。一般的に広く活用されているのは「定額補助」であるが、この定額補助では農家のプログラム参加関連費用や農業環境公共財の供給に関する地域の違いが考慮されないことが多く、このような農業環境支払いの費用対効果は必ずしも高くならない可能性がある。しかし、定額補助の交付対象を、農

¹⁰⁶ 環境リファレンス・レベルと現在の農法との関係については、通常、客観的に把握することが可能であるが、客観的に把握することができるということは、数値化できるということの意味するものではない。数値化できる場合もあるが、単に現在の農法より高いレベルに設定されているのか、低いレベルに設定されているのか、両者の位置関係についてのみ把握できる場合もある。いずれにせよ、客観的に両者の位置関係を把握することができれば、例えば現在の農法が環境リファレンス・レベルより低く、農業が汚染を生じさせている状況にあることがわかり、このような場合に政府が農業環境支払いを講じることは汚染者負担原則に反することがわかることから、農業環境政策のあるべき姿について検証する上で十分である。

¹⁰⁷ 農業分野において環境リファレンス・レベルが明示的に数値化されていなくても、他産業分野において汚染者負担原則が貫徹され、環境規制が設定されている場合は、当該分野が環境リファレンス・レベルとなりうる（他産業分野でも汚染者負担原則が完全に適用されていない場合もあることから、一般的な環境規制のレベルが直ちに環境リファレンス・レベルとはならない）。ただし、この場合、環境規制が農業分野に適用されていないため、他産業と異なり、農業については、環境リファレンス・レベルより社会リファレンス・レベルが引き下げられていることになる。

業環境公共財を供給する個人に限定することでこの問題を軽減することができることが知られている (OECD, 2010a)。

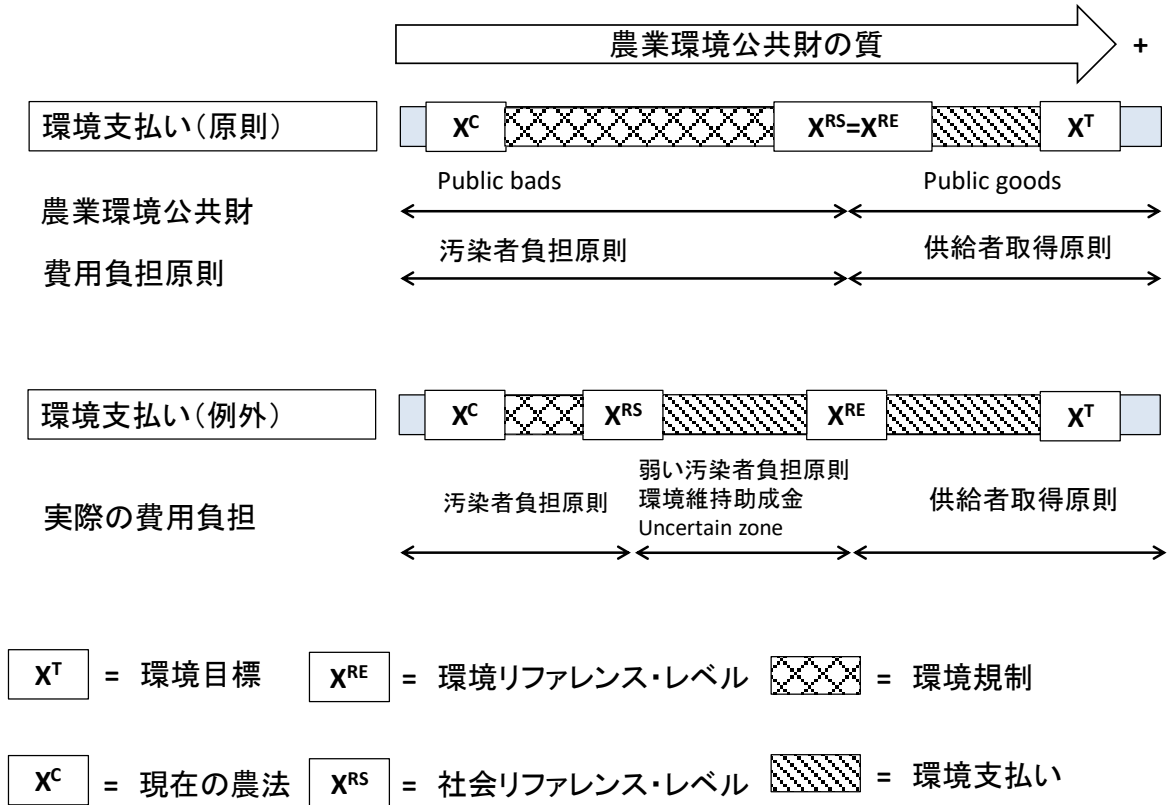
この農業環境支払とリファレンス・レベルの関係について、2つのリファレンス・レベルを用いて分析する。原則として、環境損害 (public bads) に対しては、OECD (1972) の汚染者負担原則 (Polluter-Pays-Principle) に基づき、農家が自ら費用を負担して環境改善を図ることが求められるため、環境規制が適用されることとなる。したがって、「環境リファレンス・レベル」 (X^{RE}) を下回るレベルに対しては、環境規制が用いられることとなる。そして、この「環境リファレンス・レベル」 (X^{RE}) を超えて農家が農業環境公共財を提供する場合に、このような環境便益を提供する農家はそれに見合った対価を受け取ることができる (供給者取得原則: Provider-Gets-Principle) ため、農家は環境支払いを受け取ることができることとなる。従来までのリファレンス・レベルの議論では、この環境リファレンス・レベルに、暗黙裡に社会リファレンス・レベルも設定されていた。

しかし、財産権や公平性を踏まえると、農家に対して「環境リファレンス・レベル」 (X^{RE}) まで費用を負担することを求めることは、社会的に過度な要求となることがあり得る場合がある。このような場合、例外的に「社会リファレンス・レベル」 (X^{RS}) と「環境リファレンス・レベル」 (X^{RE}) の間の環境の質の維持・向上のために、環境支払いを農家に対して行うことが許容されうる場合が想定される。この両者のリファレンス・レベルによって囲まれた領域が Hodge (1994, 2000) の言う「不確実な領域 (uncertain zone)」に相当し、矢部 (2001) が主張する環境の質が悪化することを防ぐ (X^{RE} から X^{RS} まで悪化することを防ぐ) ための環境維持支払い、あるいは、横川 (2011) が主張する弱い汚染者負担原則が適用される領域となる。従来までのリファレンス・レベルでは、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが同じレベルであったことから、この例外についての説明を整合的に行うことができなかつたところである。しかし、リファレンス・レベルを二つに分けることによって、例外的に社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより引き下げられ、汚染の削減に対して環境支払いを行っていることについての説明を行うことができることとなる¹⁰⁸。

¹⁰⁸ また、従来の研究では、リファレンス・レベルは財産権で設定され、その財産権の制限に対して補償が行われると説明されてきた。このため、法学的には必ずしも財産権を侵害した際に補償が行われないことをどのように解釈するのか、という点についての説明が困難であったが、この点についても、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを用いることによって、

- ① 環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが同じレベルに設定されている場合は、財産権の侵害に対しては補償が行われる (従来の説明) 一方、
 - ② 公共の福祉による財産権の制限については、社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより高く設定され、その結果、財産権を侵害した場合であっても補償が行われなくなる (政府による補償が必要なレベルが引き上げられる) こと
- についての説明が可能となる。

図 2-7 農業環境支払いとリファレンス・レベル



出典: 筆者作成。

この農業環境支払いとリファレンス・レベルの枠組みが、これまでの先行研究を踏まえた基本的なリファレンス・レベルのモデルとなる。これに加えて、農業環境政策には、環境規制、課徴金、取引可能な許可証、クロス・コンプライアンス、技術支援、共同行動対策があることから、これらの政策とリファレンス・レベルとの関係についてもモデルを構築する必要がある。

まず、環境規制と課徴金については、Hodge (1994, 2000) (図 2-1)、OECD (2001) (図 2-3 のケース B) では同列に論じられていたが、両者はその性質が異なることから、分けて議論する (図 2-8)。

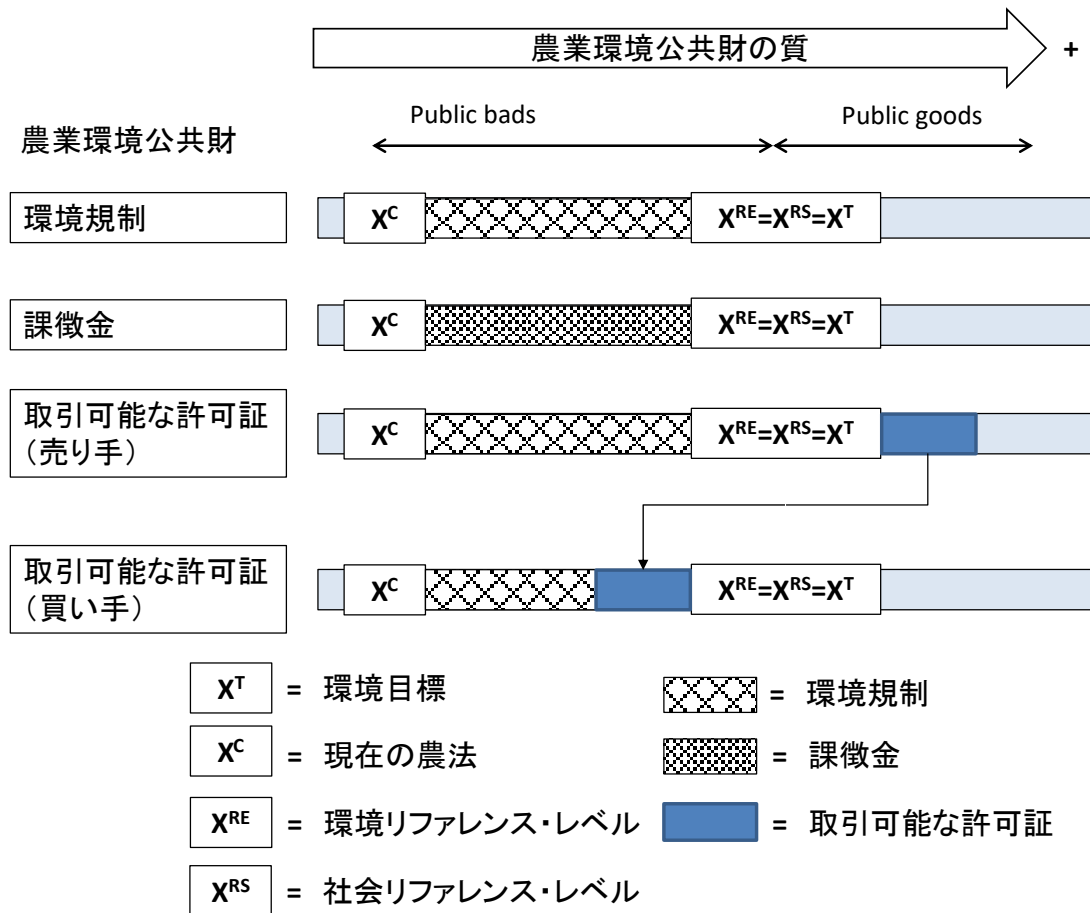
環境規制は、生産者の選択 (入口) 又は市場取引に適さない生産物 (出口) を規制するものである。そのうち「入口規制 (input standards)」とは、生産過程、技術、使用する製品、その使用方法に関する規則など、生産に影響を与える要因についての規制を定めたものである。一方、「出口規制 (performance standards)」とは、農業の非特定汚染源からの汚染物質の排出を規制するものである。入口規制は、生産者に対して、環境問題に対する費用対効果の高い解決策を見つけ出すための柔軟性や動機を付与するものではない。しかし、出口規制では、指定された基準を満たすための手段を生産者自身が選択することができることから、一般に、農家はより低コストで基準を達成することが可能となる (OECD, 2010a)。通常、「環境リファレンス・レベル」 (X^{RE}) は環境便益と環境損害を分けるレベルであるため、「環境リファレン

ス・レベル」 (X^{RE}) を超えて環境便益を供給するレベルまで農家に環境の質の改善を達成することを「義務」付けることは想定できない。また、「環境リファレンス・レベル」 (X^{RE}) より低い「社会リファレンス・レベル」 (X^{RS}) までしか環境の質の改善を義務づけないことも考えられるが、この場合は、図 2-7 の環境支払いの例外に相当することから、ここでは、「社会リファレンス・レベル」 (X^{RS})、「環境リファレンス・レベル」 (X^{RE}) 及び環境目標 (X^T) が一致しているケースを想定する。この場合、農家は環境規制が設定されると、このレベル ($X^{RE}=X^{RS}=X^T$) まで環境の質を自ら費用を負担して改善しなければならない。出口規制であればこのレベルの環境の質の確保が義務付けられるが、入口規制の場合は、これらの規制の結果、農業環境公共財の質がどの程度改善されるのかについて慎重な分析が必要となる。

一方、課徴金は、負の農業環境公共財の排出に対して課されるものであり、環境に対する負の影響を削減することを目的に用いられる。課徴金も環境規制と同様のケース ($X^{RE}=X^{RS}=X^T$) に用いることが考えられるが、環境規制と大きく異なるのは、課徴金の場合は、当該レベル ($X^{RE}=X^{RS}=X^T$) を下回った場合に課徴金を払わなければならないものの、必ずしも環境の質をこのレベルまで改善することが求められないということである。特に課徴金の方が農家が環境改善に伴い負担する費用より低い場合は、農家は環境改善を図る代わりに課徴金の支払いを選択するおそれがある。したがって、環境規制に比べ、環境目標 (X^T) の達成が担保されていない可能性があるという意味で、課徴金は農家に対する環境改善の強制力が弱いものとなっている。しかし、一律に規制を課す環境規制では改善される環境便益よりも改善に伴う農家の取引費用が高いケースにまで農家に対して強制的に環境改善を求めることとなるため、効率性の観点からは農家の特性に応じて額の変更が可能な課徴金の方が望ましいケースがある。

また、環境規制と強く関係する農業環境政策として、取引可能な許可証がある。取引可能な許可証は、水利権や二酸化炭素排出権のように、農業環境公共財に関する許可証の取引市場を創設することにより、効率的な資源配分を目指すものであり、伝統的な環境規制よりも低い社会費用で環境目標を達成することができる。これは、政府当局が個々の事業者の削減費用を知らない場合であっても、許可証を取引することにより、関係者による費用対効果が高い環境保全活動を促すことができる可能性があるためである (OECD, 2010a)。図 2-8 では、一定の環境基準 ($X^{RE}=X^{RS}=X^T$) を超えて環境の質を改善した農家が、その基準を満たすことができない農家に対して取引可能な許可証を売り渡している。この取引可能な許可証を購入した農家は当該基準 ($X^{RE}=X^{RS}=X^T$) を満たすことができない場合でも、この取引可能な許可証を購入することで基準を満たしたと認めてもらえることとなる。この取引可能な許可証では、買い手についても社会リファレンス・レベルが下げられておらず、売り手も買い手もリファレンス・レベルを満たすこととなる。この図からわかるように、取引可能な許可証は農業環境公共財の質について売買することから、異なる農業環境公共財間で売買することが難しい。また、売り手と買い手がバランスよく生じるようなレベルに環境基準 ($X^{RE}=X^{RS}=X^T$) を設定することが必要となる。

図 2-8 環境規制、課徴金、取引可能な許可証とリファレンス・レベル



出典: 筆者作成。

クロス・コンプライアンスは、農業所得支持支払いを受給するために、本来は所得支持と直接関係がない環境部門をリンクさせ（クロスさせ）、農家に対して特定の環境要件や環境パフォーマンス・レベルを満たすことを要求する仕組みである（OECD, 2010a, 2010c）。クロス・コンプライアンスが導入された場合、農家はクロス・コンプライアンスのレベルまで環境改善を図ることが農業所得支持支払いの受給要件となる。Hodge（1994）はこのクロス・コンプライアンスについて、リファレンス・レベルが「不確定な領域（uncertain zone）」にある場合に用いられるとしていた。この関係を環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを用いて図示したものが図 2-9 である。

これまでのリファレンス・レベルによるクロス・コンプライアンスの説明は、単にクロス・コンプライアンスの導入により、リファレンス・レベルが引き上げられ、リファレンス・レベルを超えて供給される農業環境公共財に対して、農業環境支払いがされるというものであった（飯國, 2009）。しかし、この説明だとリファレンス・レベルは、環境損害と環境便益を分ける環境リファレンス・レベルを指しているのか、農家が自ら費用を負担して達成すべきである社会リファレンス・レベルを指しているのか、どちらのリファレンス・レベルも指しているのか、どのリファレンス・レベルをどうして引き上げたのかがわからない。クロス・コンプライアンスの導入に伴い農家に対して追加の費用負担が求められることになったことを踏まえると、

どのような理論的根拠に基づき農家に対して費用負担を求めることとしたのかについて整理しておく必要がある。

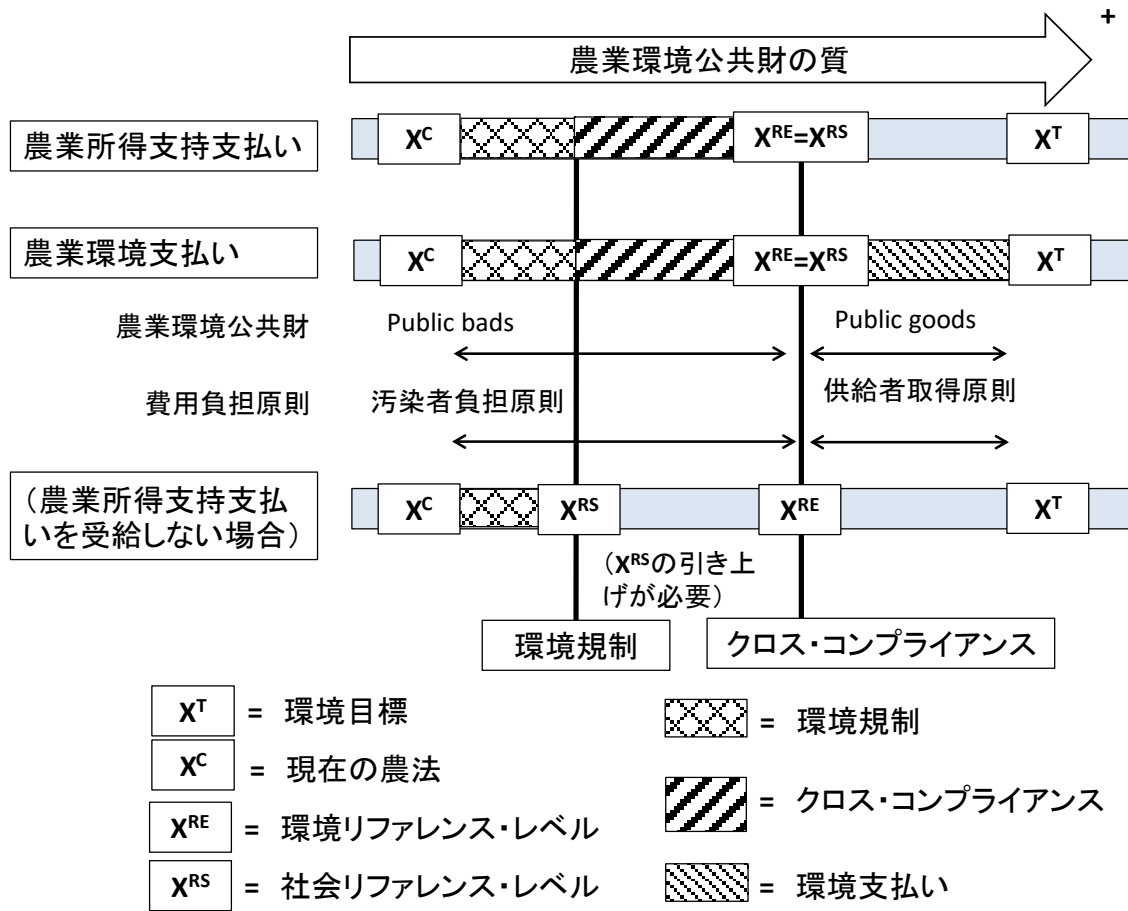
この点について、EU では、リファレンス・レベルを「リファレンス・レベル（又はベース・ライン）は、環境要件の遵守費用を農家が負担する場合と、環境目標を達成するための補償を環境対策を実施する農家に対して行う場合を区分するものである。」（EC, 2015）と社会リファレンス・レベルに相当するものと定義しつつ、同時に、「国際的に合意された汚染者負担原則の定義に従い、リファレンス・レベルは環境規制又はクロス・コンプライアンス要件によって義務的な環境基準として規定されている。このリファレンス・レベルを超える場合に農業環境支払いが適用される。」（EC, 2015）とし、このリファレンス・レベルが汚染者負担原則に基づく環境損害と環境便益を分けるレベル、すなわち、環境リファレンス・レベルでもあるとしている。したがって、EU では、環境リファレンス・レベルがクロス・コンプライアンスのレベルに設定されており、従来の環境規制のレベルを遵守するだけでは環境損害を生じさせ農家の取組が不十分であったが、汚染者負担原則を徹底させるため、クロス・コンプライアンスを導入し、社会リファレンス・レベルが従来の環境規制のレベルからクロス・コンプライアンスのレベルまで引き上げられたと整理することができる。

この場合、図 2-9 のとおり、環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）はクロス・コンプライアンスが設定されているレベルにあり、農家が環境規制を満たすだけでは相対的に環境汚染を生じさせている状況にある。したがって、農家は、環境規制のレベルを超えてさらに環境改善を図ることが求められている。そこで、クロス・コンプライアンスを導入することによって、本来は環境部門と直接関係がない農業所得支持支払いについて、その受給のためには、より高い環境レベルまで自ら費用を負担して達成しなければならないとすることにより、社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）の引き上げを図っている。そして、一般的にクロス・コンプライアンスの基準を満たすことは農業所得支持支払いだけでなく、農業環境支払いを受給するための条件にもなっており、農業環境支払いは社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）を超えてさらに環境目標（ X^T ）を達成するまで農業環境公共財の質の改善を図るのに用いられるということになる。

しかし、クロス・コンプライアンスは環境規制と異なり、農業所得支持支払いを受給しない場合には遵守することが求められているわけではないので、一部の農家は、環境規制を超えて農業環境公共財の質の改善に取り組まない可能性、すなわち、環境汚染を生じさせたままの状態に留まる可能性がある。ただし、多くの先進国においては農業所得支持支払いなしでは農家は農業所得の確保ができないため、事実上の環境規制としての役割をクロス・コンプライアンスは果たしていることとなる¹⁰⁹。

¹⁰⁹ 飯國（2009）は、欧米では、リファレンス・レベルの引き上げについて、クロス・コンプライアンスを用いており、リファレンス・レベルの引き上げが実効性を伴っているとしている。欧米ではクロス・コンプライアンスを導入することにより、農家は直接支払いを受給する際に、環境基準を満たさざるを得なくなり、この直接支払いなしでは、事実上農業経営が成り立たないことから、ほとんどの農家がクロス・コンプライアンスの導入により引き上げられた環境基準まで農業経営を見直さざるを得なくなったとしている。

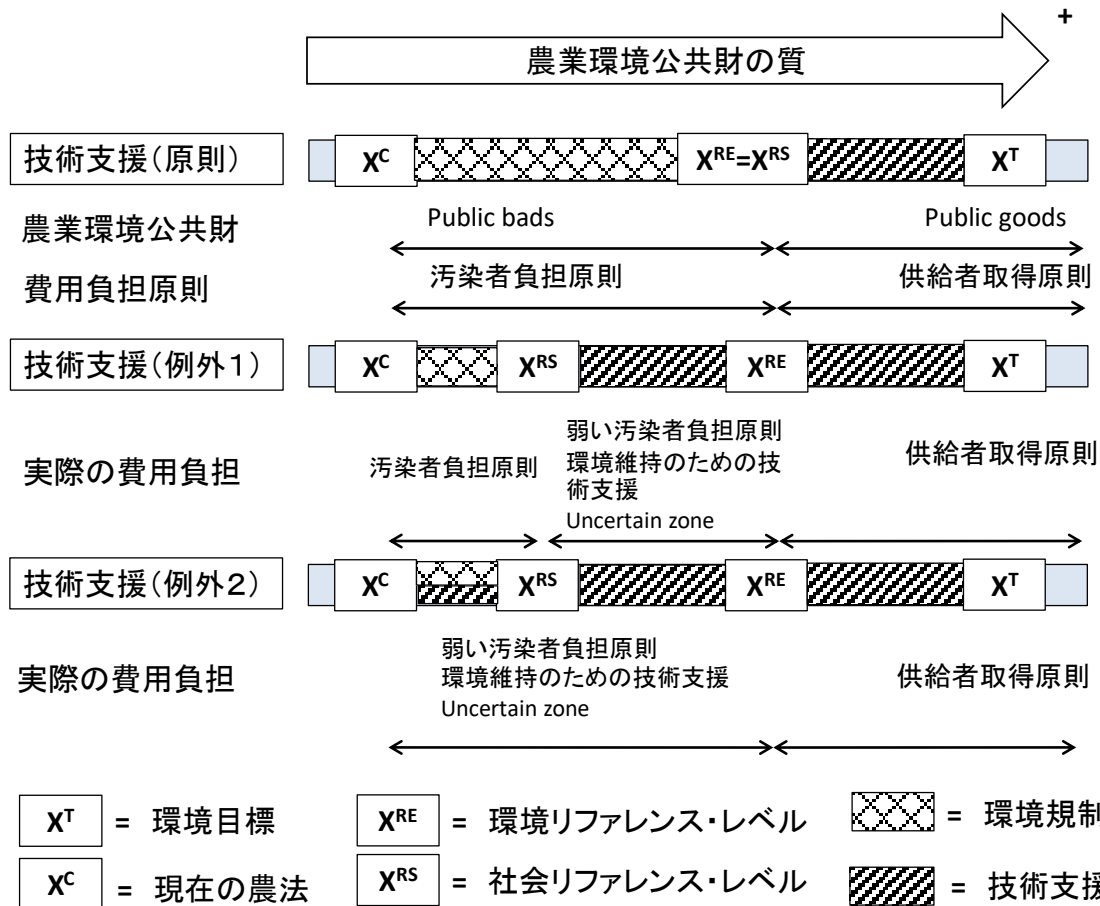
図 2-9 クロス・コンプライアンスと2つのリファレンス・レベル



出典: 筆者作成。

また、多くの OECD 諸国において、技術支援が幅広く用いられている。技術支援は、農家に対して環境にやさしい農法を計画し、採り入れるために必要な関連情報の提供や技術的な助言を行うものである (OECD, 2010a)。これまでのリファレンス・レベルの議論では、環境規制と環境支払い及びその費用負担について議論が行われてきたが、技術支援も政府が費用を負担して行うものであることから、環境損害に対して技術支援を用いることは汚染者負担原則 (Polluter-Pays-Principle) の概念に反するものとなりうる。このため、技術支援は原則として環境リファレンス・レベル (X^{RE}) を超えて環境便益を環境目標 (X^T) に達するまで供給するために用いられるべきである (図 2-10)。しかし、財産権や公平性といった社会的要因から社会リファレンス・レベル (X^{RS}) から環境リファレンス・レベル (X^{RE}) まで環境改善を図るために、又は環境リファレンス・レベル (X^{RE}) を維持するために、技術支援が用いられることがあり得る (図 2-10 例外 1)。これは汚染者負担原則の適用を回避していることから、横川 (2011) の弱い汚染者負担原則又は矢部 (2001) の環境維持支払いに相当する環境維持のための技術支援ということができる。実際には、環境損害の削減や環境規制により設定された環境基準を農家が満たすためにも技術支援が使われている可能性がある。ただし、その場合は社会リファレンス・レベルの概念を用いても汚染者負担原則との関係を説明できない可能性があり、このような技術支援は規制導入初期の限定的なものにとどめるべきである (図 2-10 例外 2)。

図 2-10 技術支援とリファレンス・レベル



出典: 筆者作成。

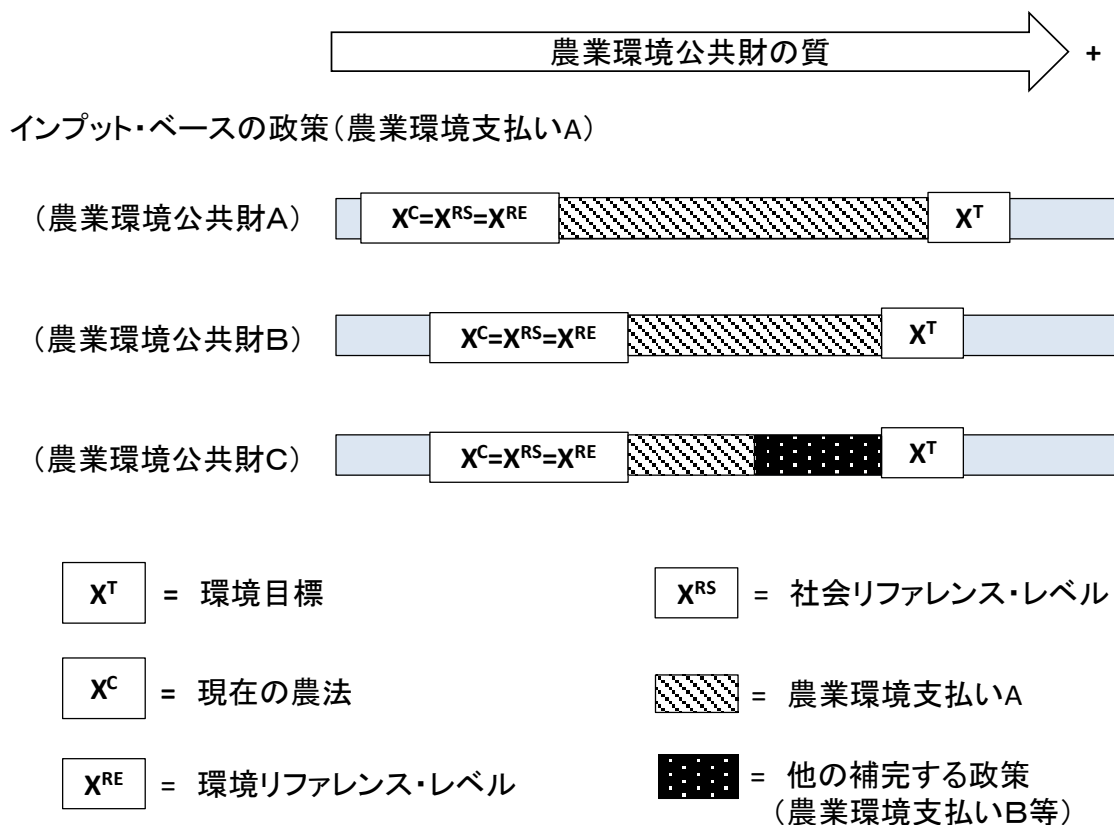
以上の農業環境政策のリファレンス・レベルの枠組みでは、インプット・ベースの政策であってもインプット (D) が農業環境公共財 (S) をどの程度改善することができるのか把握することができ、リファレンス・レベルはその改善された農業環境公共財 (S) の環境の質に対して設定されていると仮定してきた。そうすることによって、インプット・ベースのリファレンス・レベルについても、アウトプット・ベースのリファレンス・レベルと同様に議論してきた。

しかし、DSR モデルを用いることにより、リファレンス・レベルがインプット・ベースのリファレンス・レベルとして設定された場合は、これらのインプット (D) によって、どの程度、農業環境公共財 (S) が改善されているのか明らかにすることが重要であることがわかった。したがって、実際にリファレンス・レベルを用いてインプット・ベースの農業環境政策 (R) についての分析を行う際には、インプット・ベースのリファレンス・レベルを満たすことによって達成することができる農業環境公共財の質 (S) のレベルを特定することが必要となる。

また、DSR モデルを用いることによって、インプット (D) が複数の農業環境公共財 (S) に対して与える影響を把握することが政策立案上、重要であることが明らかとなった。したがってこのような場合は、インプット・ベースの政策 (R) が複数の農業環境公共財 (S) の改善に与える影響を DSR モデルとリファレンス・レベルを用いて分析する必要がある。

図 2-11 はこのインプット・ベースの政策 (R) と複数の農業環境公共財 (S) との関係を図示したものである。議論を単純化するため、ここでは、現在の農法によって供給されている農業環境公共財の質が、社会リファレンス・レベル (X^{RS}) 及び環境リファレンス・レベル (X^{RE}) と一致していると仮定している。また、インプット・ベースの政策は農業環境支払いと仮定している (例えば化学肥料投入削減に対する農業環境支払い)。この場合、インプット・ベースの政策は複数の農業環境公共財 (A、B、C) に影響を与えることから、これらの農業環境公共財に与える影響を把握するとともに、インプット・ベースの取組によって達成される農業環境公共財の質を測定する必要がある。この際、農業環境公共財ごと (農業環境公共財 A、B、C) に現在の農法によってもたらされている農業環境公共財の質、環境目標が異なることから、それぞれに現状と目標、及びインプット・ベースの政策がもたらす効果についての分析を行う必要がある。また、農業環境公共財によっては、このインプット・ベースの政策だけでは環境目標を達成することができず、他の補完する政策を組み合わせる必要がある (農業環境公共財 C)。このようなインプット・ベースの政策が複数の農業環境公共財に与える影響については、DSR モデルを用いて、農業環境政策 (R) がインプット (D) を通じてどのように農業環境公共財 (S) に影響を与えるのか、その関係を明らかにした上で、リファレンス・レベルの枠組みを適用する必要がある。

図 2-11 インプット・ベースの政策と複数の農業環境公共財



出典: 筆者作成。

以上のように、本章では従来のリファレンス・レベルの枠組みの議論を発展させ、

- ① これまでの先行研究では定義が混在していたリファレンス・レベルについて、環境便益と環境損害を分けるレベルを「環境リファレンス・レベル」、農家が自ら費用を負担して達成する環境の質のレベルを「社会リファレンス・レベル」と定義し、
- ② 環境規制や農業環境支払だけでなく、多様な農業環境政策（課徴金、クロス・コンプライアンス、取引可能な許可証、技術支援）について拡大したリファレンス・レベルの枠組みを提示するとともに、
- ③ DSR モデルを用いることによって、インプット・ベースの政策とアウトプット・ベースの政策によってリファレンス・レベルの枠組みを修正する必要がある、インプット・ベースの政策の場合は複数の農業環境公共財に与える影響についての分析が必要であることを示した。

このリファレンス・レベルや環境目標の設定状況は各国毎に異なることが知られている（OECD, 2010a）。しかし、各国がどこのレベルに、どのようにリファレンス・レベルや環境目標を設定しているのかについて調査している研究はほとんど存在しない¹¹⁰。また、農業環境政策は複数の農業環境公共財を政策対象としているが、これらの農業環境公共財ごとのリファレンス・レベルに関する相違点についての分析もほとんど行われてない。

したがって、本稿では、このリファレンス・レベルを用いて、各国がどこのレベルに、どのようにリファレンス・レベルを設定しているのかについて調査分析するとともに（第3章では農業環境政策一般、第4章では特に近年注目を浴びている共同行動対策について分析する）、本章でモデルを再構築したリファレンス・レベルの枠組みを、各国の農業環境政策の分析に応用し、その有用性と限界について検証する。

¹¹⁰ 莊林ら（2012）は各国におけるリファレンス・レベルの設定について調査を行った数少ない研究の一つである。莊林らでは、主に農業用水に焦点をあて、EU、アメリカ、オーストラリア、日本のリファレンス・レベルについての分析を行っている。

参考文献

《日本語文献》

- 飯國芳明（2009）「中山間地域における二次的自然の荒廃と保全策—基準点を用いた制度設計—」 浅野耕太編『自然資本の保全と評価』ミネルヴァ書房，pp. 89-107.
- 生源寺眞一（2003）「環境保全型農業の政策フレーム」 社団法人大日本農会『環境保全型農業の課題と展望—我が国農業の新たな展開に向けて—』大日本農会叢書4.
- 荘林幹太郎・木下幸雄・竹田麻里（2012）『世界の農業環境政策』農林統計協会.
- 農林水産省（2012）「環境保全型農業を推進するための政策」平成24年6月25日第3回環境保全型農業直接支援対策に係る事業効果の検証検討会，農林水産省.
- 三菱総合研究所（2001）『地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価に関する調査研究報告書』三菱総合研究所.
- 矢部光保（2001）「多面的機能の考え方と費用負担」合田素行編著（2001）『農業環境政策と環境支払い—欧米と日本の対比—』農業総合研究所研究叢書第124号，農業総合研究所.
- 横川洋（2011）「沖縄における持続可能な赤土等流出防止プログラム構想—環境直接支払いを軸にしたポリシーミックス構想—」横川洋・高橋佳孝編著（2011）『生態調和的農業形成と環境直接支払い 農業環境政策論からの接近』青山社.
- 横川洋（1999）「先進諸国の農業・農村環境政策」嘉田良平・西尾道德監修（1999）『農業と環境問題—農林水産文献解題 No.28』農林統計協会.
- 吉村武洋（2014）『アメニティ保全の費用負担』一橋大学博士学位請求論文.

《英語文献》

- Bengtsson, J., Ahnstrom, J. and A. Weibull (2005), "The Effects of Organic Agriculture on Biodiversity and Abundance: A Meta-Analysis", *Journal of Applied Ecology*, Vol. 42, pp. 261-269.
- Bromley, D. (1997), "Environmental Benefits of Agriculture: Concepts", in OECD, *Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies*, OECD, Paris (ダニエル・ブロムリー「農業の環境便益：概念」OECD編・農林水産省農業総合研究所監訳（1998）『農業の環境便益—その論点と政策—』家の光協会，pp. 47-80.）.
- Bromley, D. and Hodge, I. (1990), "Private Property Rights and Presumptive Policy Entitlements: Reconsidering the Premises of Rural Policy", *European Review of Agricultural Economics*, Vol.17, No.2, pp.197-214.
- Coase, R. H. (1960), "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, Vol. 3, pp. 1-44.
- Cooper, T., K. Hart and D. Baldock (2009), *The Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union*, report prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-023309/00-28, Institute for European Environmental Policy, London.
- European Network for Rural Development (ENRD) (2011), *Thematic Working Group 3: Public Goods and Public Intervention: Synthesis Report*, ENRD, Brussell.
- ENRD (2010), *Thematic Working Group 3: Public Goods and Public Intervention: Final Report*, ENRD, Brussell.

- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2007), *The State of Food and Agriculture: Paying Farmers for Environmental Services*, FAO Agriculture Series No. 38, Rome.
- FAO (1999), *Livestock and Environment Toolbox*, FAO. <http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/en/lead/toolbox/Start.htm> (Accessed on July 14, 2015).
- de Haan, C., H. Steinfeld and H. Blackburn (2006), *Livestock & the Environment, Finding a Balance*. Rome, FAO. <http://www.fao.org/ag/againfo/resources/documents/Lxehtml/tech/index.htm> (Accessed on January 14, 2017).
- Häni, F., F. Braga, A. Stämpfli, T. Keller, M. Fischer and H. Porsche (2003), “RISE, a Tool for Holistic Sustainability Assessment at the Farm Level”, *International Food and Agribusiness Management Review*, Vol. 6, No.4.
- Hodge, I. (2000), “Agri-environmental Relationships and the Choice of Policy Mechanism”, *The World Economy*, Vol.23, No.2, pp.257-273.
- Hodge, I. (1994), “Rural Amenity: Property Rights and Policy Mechanisms”, in OECD, *The Contribution of Amenities to Rural Development*, OECD, Paris, pp.23-40.
- Hodge, I. (1989), “Compensation for Nature Conservation”, *Environment and Planning A*, Vol.21, No.8, pp.1027-1036.
- Hole, D. G., A. J. Perkins, J. D. Wilson, I. H. Alexander, P. V. Grice and A. D. Evans (2005) “Does Organic Farming Benefit Biodiversity?” *Biological Conservation*, Vol. 122, pp. 113-130.
- Kahneman, D., J. L. Knetsch and R. Thaler (1986), “Fairness as a Constraint on Profit Seeking: Entitlements in the Market”, *American Economic Review*, Vol. 76., pp. 728-741.
- Knetsch, J. L. (1983), *Property Rights and Compensation: Compulsory Acquisition and Other Losses*, Butterworth, Toronto.
- OECD (2013), *OECD Compendium of Agri-environmental Indicators*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2012), *Evaluation of Agri-environmental Policies: Selected Methodological Issues and Case Studies*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2010a), *Guidelines for Cost-effective Agri-environmental Policy Measures*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2010b), *Environmental Cross Compliance in Agriculture*, OECD, Paris.
- OECD (2010c), *OECD Environmental Performance Reviews: Japan 2010*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2008), *Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2001), *Improving the Environmental Performance of Agriculture: Policy Options and Market Approaches*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1997), *Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies*, OECD Publishing, Paris.
(OECD 編・農林水産省農業総合研究所監訳 (1998) 『農業の環境便益—その論点と政策—』家の光協会)
- OECD (1994), *The Contribution of Amenities to Rural Development*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1972), *Recommendation of the Council on Guiding Principles concerning International Economic Aspects of Environmental Policies*, OECD, Paris.

- Pannell, D. J. (2008), "Public Benefits, Private Benefits, and Policy Intervention for Land-use Change for Environmental Benefits", *Land Economics*, Vol. 84, No. 2, pp. 225-240.
- Rapport, D. and A. Friend (1979), *Towards a Comprehensive Framework for Environment Statistics: A Stress-Response Approach*, Statistics Canada.
- Ribaudo, M., L. Hansen, D. Hellerstein and C. Greene (2008), *The Use of Markets to Increase Private Investment in Environmental Stewardship*, United States Department of Agriculture, Economic Research Service, Economic Research Report Number 64, Washington D.C..
- Waldegrave, W. (1986), "Paper to the Oxford Farming Conference", in *Distant Views of William Waldegrave's Oxford Speech*, Centre for Policy Studies, London, pp. 4-22.

第3章 OECD 諸国の農業環境政策の分析

本章では、日本、オーストラリア、英国、オランダ、アメリカの5か国の農業環境政策について比較をし、各国がどの農業環境公共財を対象に、どのようにリファレンス・レベルと環境目標を設定し、農業環境政策を実施しているのかについて第2章で取り上げたリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析する¹¹¹。

まず、第1節では各国の農業環境政策と農業環境公共財について概説する。次に第2節においてこれらの農業環境政策と農業環境公共財について比較することで、各国の農業環境政策の違いを明らかにする。そして第3節では、5か国の農業環境政策についてリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析を行う。続いて第4節でリファレンス・レベルに関して更なる議論を行った上で、最後に第5節で本章の結論と本章の議論から導き出される政策的含意について議論する。

第1節 OECD 諸国の農業環境政策の概要

各国は様々な農業環境政策を講じている。特に OECD 諸国の農業環境政策については、序章で取り上げたように Vojtech (2010) が取りまとめを行っており (表 0-1)¹¹²、この研究成果によって環境規制、農業環境支払い等の農業環境政策に関して、どの政策が各国で実施されているのかを把握することができる。ただし、Vojtech (2010) は、各国で実施されている農業環境政策を明らかにしたのみで、各国がどの農業環境公共財を対象にどの農業環境政策を実施しているのかについての分析は行っておらず、各国の政策の違いが生じている理由を明らかにしていない。また、リファレンス・レベルの枠組みを用いた分析も行っていない。したがって、本稿では、これらの点についての分析を行う。

分析対象国については、全ての OECD 加盟国を取り上げ、比較分析を行うことは困難であることから、OECD 加盟国のうち、5か国の政策を取り上げることとする。5か国の選定にあたっては、

- ① 本稿は、我が国の農業環境政策の立案に資することを目的としていることから、日本を対象とするとともに、日本の農業政策を立案する際に多く参考とするアメリカ及びヨーロッパを対象とすること
- ② ヨーロッパについては、農業環境政策に従来から力を入れている国である英国に加え、次章で主な分析対象とする共同行動対策に力を入れているオランダを対象とすること
- ③ 各国の農業環境政策及び農業環境公共財について分析する上では、地理的に異なる国も対象とすることが好ましいことから、アジア、ヨーロッパ、北米以外の地域からも選定するとし、具体的には、日本と異なり、政府の関与を極力抑え、市場メカニズムを重視した政策を採用しているオーストラリアをオセアニアから選択することとした。

¹¹¹ 本章は筆者が OECD 在籍時代に執筆した OECD 諸国における農業環境公共財と農業環境政策のレポート (OECD, 2015a) に基づいている。ただし、本章を執筆するのにあたっては、OECD のレポート (OECD, 2015a) から大幅な構成の変更、加筆・修正を行っている。

¹¹² Vojtech (2010) では、オーストラリア、カナダ、EU、日本、韓国、メキシコ、ニュージーランド、ノルウェー、スイス、トルコ、アメリカにおいて、どのタイプの農業環境政策が実施されているのかを取りまとめている。

これらの国々は、それぞれ異なる地域に属し、気候・風土、歴史的背景が異なり、独自の農業活動が展開されている。このように世界の違う地域から1、2カ国、対象国を選択することにより、様々な農業環境政策、農業環境公共財について、リファレンス・レベルを用いて分析することが可能となる。

これらの5か国では様々な農業環境政策が講じられている。そこで、農業環境政策と農業環境公共財との関係についてリファレンス・レベルの枠組みを用いた分析を行う前に、まずは、各国で行われている農業環境政策について概観する¹¹³、¹¹⁴。各国の農業環境政策については、Vojtech (2010) の分類にならい、1) 規制的手法、2) 経済的手法、3) 技術的手法に分けて概観し、これらの政策がどの農業環境公共財を対象としているのかを明らかにし(第1節)、続いて、各国の政策について比較する(第2節)。

第1項 日本の農業環境政策の概要

我が国の農業政策は、農業環境政策も含め、1999年に制定された食料・農業・農村基本法、及び同法に基づいて5年ごとに10年後を見据えて作成される食料・農業・農村基本計画に位置付けられている¹¹⁵。

食料・農業・農村基本法では、「国土の保全、水源のかん養、自然環境の保全、良好な景観の形成、文化の伝承等農村で農業生産活動が行われることにより生ずる食料その他の農産物の供給の機能以外の多面にわたる機能(以下「多面的機能」という。)については、国民生活及び国民経済の安定に果たす役割にかんがみ、将来にわたって、適切かつ十分に発揮されなければならない。」と規定されており(同法第3条)、多面的機能の発揮を図ることが我が国農政の重要な課題の1つとして位置付けられている。

しかし、同法では、我が国の多面的機能は、農業生産を行うことによって、自ずと発揮されるものであるという考え方が取られており、同法に掲げられた4つの目標である「食料の安定供給の確保(食料・農業・農村基本法第2条)」、「多面的機能の発揮(同法第3条)」、「農業の持続的な発展(同法第4条)」、「農村の振興(同法第5条)」のうち、食料の安定供給の確保に関する施策(食料政策)、農業の持続的な発展に関する施策(農業政策)、農村の振興に関する施策(農村政策)についてはそれぞれ規定があるものの、多面的機能に関する施策については同法に規定がない(作山、2006)。

ただし、農業と環境との関係に関しては、農業の近代化が進むにつれ、農業が環境に及ぼす負の影響に関する対策を講じることが求められたことから、食料・農業・農村基本法第32条において「国は、農業の自然循環機能の維持増進を図るため、農薬及び肥料の適正な使用の確保、家畜排せつ物等の有効利用による地力の増進その他必要な施策を講ずるものとする。」と規定されている。そして、農用地の土壌の汚染防止等に関する法律(農用地土壌汚染防止法)、

¹¹³ 本稿における各国の政策の内容は、筆者がOECD在籍中の2013-2014に調査を行い、2015年に出版されたレポート(OECD, 2015a)をベースにしたものである。ただし、2013-2014の調査後、2014年にアメリカの農業法が成立するとともに、EUでも、2013年に共通農業政策(CAP)が見直され、2015年からEU加盟国において新たな農業政策が実施されている。これらの政策変更については、追加的に調査を行い、従来の政策と大きく変更された点を中心に加筆した。

¹¹⁴ 本稿の目的は各国の政策について詳細に紹介することではなく、その特徴を農業環境公共財という概念とリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析することであることから、各国の政策の詳細については他の研究を参照されたい(例えば、農林水産政策研究所は、カントリーレポートと題した各国の農業政策についての報告書を発行している)。

¹¹⁵ 「食料・農業・農村基本計画」は2000年、2005年、2010年、2015年と策定され、食料自給率の目標等が規定されている。

悪臭防止法や家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律（家畜排せつ物法）といった個別法が制定され、様々な農業環境対策が取られてきた。また、農業が環境に対して及ぼす負の影響を減じることだけでなく、農業が有する環境面での正の効果を発揮し、農業環境公共財を社会に供給するため、環境にやさしい農業の推進に関する取組が行われている。

1. 規制的手法

農業が環境に及ぼす負の影響を防ぐため、様々な環境規制が農業に関して講じられている。例えば、水質汚濁防止法は一定規模以上の畜産農家からの排水について規制を設けており、また悪臭防止法も畜産からの悪臭を規制している。農用地土壌汚染防止法は人の健康を損なうおそれがある農畜産物が生産され、又は農作物等の生育が阻害されることを防止するため、農用地の土壌における有害物質（カドミウム、銅、砒素）について規制をしている。河川法は、水界生態系の保全を目的に下流の水量を維持するため、河川からの取水を規制している（Yamaoka, 2006）。

また、家畜排せつ物法が 1999 年に制定され、家畜排せつ物による水質汚染、悪臭を防止するとともに、たい肥化により土壌を改良するため、家畜排せつ物の管理について規制をしている。国と地方政府は、家畜排せつ物をたい肥化する施設に対する金融上の支援措置を講じるとともに、一定規模（牛 10 頭、豚 100 頭、鶏 2000 羽）以上の畜産農家が遵守すべき管理基準を定めている。その結果、野積み・素堀りされた家畜排せつ物は、1999 年の年 900 万トンから 2004 年には年 100 万トンにまで減少した。そして、約 90% の家畜排せつ物（8000 万トン）がたい肥化・液肥化され、約 8%（700 万トン）は浄化・炭化・焼却されるなど、環境への負荷が低減されている（OECD, 2009）。

このような環境規制に加え、クロス・コンプライアンスが一部日本でも用いられている。クロス・コンプライアンスは、設置された環境基準を満たさないと、農業所得支払いを受給することができないことから、農家にとっては、事実上の規制となっている。日本では、2005 年に、日本版クロス・コンプライアンスとして「環境と調和のとれた農業生産活動規範（農業環境規範）」が導入された。同規範は環境との調和のために農家が取り組むべき基本的な事項を整理しており、環境保全型農業直接支援対策等を申請する際の要件となっている。ただし、クロス・コンプライアンスは農家が「農業所得支払い」を受給するために満たさなければならないものであって、環境保全型農業直接支援対策等の「農業環境支払い」を受給するためのものではない。現在のところ、日本では農業環境支払いではなく、農業所得支払いを受給するためにこの農業環境規範を要件としている補助事業は約 40 事業にすぎず（農林水産省, 2015a）、その導入は一部にとどまっている。

2. 経済的手法

経済的手法には農業環境支払い、取引可能な許可証等が含まれる。農業環境支払いは、さらに農法に対する環境支払い、休耕に対する環境支払い、固定資産に対する環境支払いに分類することができる（Vojtech, 2010）が、日本では主に農法に対する環境支払い、固定資産に対する環境支払いが用いられている¹¹⁶。

農法に対する環境支払いとしては主に 2 つの支払いが存在する。①中山間地域等直接支払制度と②環境保全型農業直接支援対策である。中山間地域等直接支払制度は 2000 年に導入された制度であり、中山間地域における農業振興と耕作放棄地対策を講じることを通じて、様々な

¹¹⁶ 共同行動対策については第 4 章で取り上げる。

農業環境公共財の供給を支援している。これらの地域での農業生産活動を維持することは、農村景観と生物多様性の保全、水源の保全、国土保全などにとって重要であると考えられている。中山間地域等直接支払制度はこれらの条件不利地域において農業活動を継続するためのインセンティブを提供している。

他方、環境保全型農業直接支援対策は 2011 年に導入された制度であり、生物多様性の保全や地球温暖化防止に効果の高い営農活動を促進することを目的としている。環境保全型農業直接支援対策は環境保全効果の高いカバークロップ、リビングマルチ、冬期湛水管理などの取組を支援し、生物多様性と炭素貯留による地球温暖化防止に貢献している。当該制度の適用を受けるためには、農家はエコファーマーの認定を受け、化学肥料、化学合成農薬を都道府県の慣行レベルから原則 5 割以上低減する取組を行わなければならない。

また、農法に対する環境支払いに加えて、固定資産に対する環境支払いも用いられている。例えば、持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律（持続農業法）は 1999 年に制定された法律であり、同法は土づくりと化学肥料・農薬の使用低減（水質改善）を図ることを目的に、エコファーマー制度を導入している。このエコファーマーに対しては、持続性の高い農業生産方式の導入に対して農業改良資金（無利子資金）の特例措置が講じられている。家畜排せつ物法もまた、家畜排せつ物の規制だけでなく、固定資産に対する環境支払制度も有している。国と地方政府は、農家が家畜排せつ物処理基準を満たすことを支援するために、家畜排せつ物処理施設に対する補助事業をはじめ各種支援措置を講じている。この家畜排せつ物法は、悪臭や水質汚染などの環境問題に対処するとともに、家畜排せつ物の堆肥化などを通じて、土壌改良を図ることを目的としている。

以上の環境支払いに加え、取引可能な許可証としては、2008 年に国内排出削減量認証制度である国内クレジット制度が導入されている（2013 年度以降 J-クレジット制度へ移行）。2011 年 5 月 30 日時点で、約 900 の申請があり、そのうち、204 が農林水産分野関連の申請（全体の 22%）となっている（農林水産省, 2011）。農家は、例えばヒートポンプの導入によって二酸化炭素排出量を削減し、そのことにより得たクレジットをクレジット市場で企業に対して売ることができる。このスキームは気候変動対策として有効なものとなる可能性がある。

3. 技術的手法

技術的手法には、技術支援、普及事業、研究開発、表示制度等があり、日本においては、様々な対策が農業環境公共財を供給するために実施されているが、その多くは主に普及事業の一環で行われている。2014 年度時点で、日本には 366 の農業改良普及センターが存在し、約 7,000 人の普及指導員が農家に対して技術・経営指導を行っている（農林水産省, 2015b）。この普及事業には、持続可能な農業のための指導も含まれている。例えば、普及指導員はエコファーマーなどの農家に対して技術と知識の普及指導を行うとともに、他の農家や NGO、研究機関等を紹介することによって持続可能な農業を達成するための取組を支援している。地力増進法等一部の制度では、農業環境の改善を図るための普及事業との連携を制度上盛り込むことによって、農家の取組を支援している。また、持続可能な農業を推進するために、家畜排せつ物の利用の促進を図るための基本方針（農林水産省, 2015c）等のガイドラインを制定している。

また、2002 年には、地球温暖化防止、循環型社会形成を達成するための取組の一環として、食料、植物、家畜排せつ物等の有機性資源由来のバイオマス・エネルギーやバイオマス製品の利活用を促進するため、バイオマス・ニッポン総合戦略が立ち上げられた。さらに地域のバイオマス資源の活用を促進するため、2010 年にはバイオマス活用推進基本法が制定され、2012 年にバイオマス事業化戦略が決定された。これらの戦略に基づき、様々な推進策が講じられてい

る。また、民間企業によるバイオマス関連技術の開発を促進するため、研究開発に関する支援などが行われている。

さらに、2006年には、有機農業の推進に関する法律が制定され、有機農業のための技術開発、普及指導の強化、消費者の理解の増進、都道府県における推進計画の策定と有機農業の推進体制の強化などの取組が政府によって推進されている。エコ・ラベル等の表示制度については、1992年に「有機農産物及び特別栽培農産物に係る表示ガイドライン」が制定され、さらに慣行栽培により栽培された生産物と有機農業により栽培された生産物を消費者が区別できるよう、2000年には有機JAS規格が制定された。この有機食品に関する表示制度に加えて、生物多様性の保全活動を促進するため、2008年には、農林水産省が「生物多様性を重視した持続可能な農林水産業の維持・発展に向けて－生きもの認証マーク活用への提言－」（農林水産省生物多様性戦略検討会, 2008）を取りまとめ、地域の生物多様性保全活動であって、生きものに着目した「生きもの認証マーク」の使用についての提言を行った。このマークは、地域の生きものを保存するような生産方式により生産された農林水産物への使用が認められている。これらのブランドは、地域経済の活性化につながる可能性があるだけでなく、魚と野鳥が豊富に生息する水田で生産された米が人間にとっても安全・安心であるとして消費者に歓迎される可能性がある（OECD, 2010a）。

4. 日本の農業環境政策と農業環境公共財

以上のように、我が国でも様々な農業環境政策が実施されている。しかし、これらの政策がどのような農業環境公共財を対象として実施されているのかについては十分整理がされているとは言えない。これは、上述のとおり、農業生産を行うことが、農業環境公共財を含む幅広い多面的機能を発揮しているという我が国の食料・農業・農村基本法の理念と関係している。したがって、本稿では、Ribaud et al. (2008) 及び Ribaud (2013) が行ったアメリカにおける農業保全・環境問題、農業環境政策と連邦政府のプログラムに関する整理表を参考にしつつ、各農業環境政策がどの農業環境公共財を対象としているのか、整理を行った¹¹⁷。

日本の主な農業環境政策と農業環境公共財は表 3-1 のとおりである。日本の農業環境政策は、環境規制、農業環境支払い、技術支援・普及事業が主な農業環境政策として実施されており、環境規制はそれぞれの農業環境公共財ごとに講じられているのに対し、農業環境支払いは、環境保全型農業直接支援対策などの一つの施策が複数の農業環境公共財を対象としている。また、次章で詳しく分析することとしているが、共同行動対策である多面的機能支払交付金によって多くの農業環境公共財が対象とされている。

ただし、この表では、規制的手法、経済的手法、技術的手法が用いられていることはわかるものの、これらがどのように組み合わせられ、どのような場合に農家が費用を負担し、どのような場合に社会が費用を負担しているのかについての整理が十分行われているとは言えない。これらについては、第3節で分析するが、その前に各国の政策を概観する。

¹¹⁷ 表 3-1 から 3-5 がその分析結果である。これらの表についても、OECD 農業環境合同作業部会において議論され、OECD 加盟国の確認作業を受けたものとなっている。

表 3-1 主な日本の農業環境政策と農業環境公共財

農業環境公共財	政策									
	規制的手法				経済的手法				技術的手法	
	環境規制	環境税/課徴金	クロス・コンプライアンス	農法に対する環境支払い	休耕に対する環境支払い	固定資産に対する環境支払い	成果に対する環境支払い	取引可能な許可証	共同行動対策	技術支援/普及活動/研究開発/表示/基準/証明
土壌の質・土壌保全	農用地土壌汚染防止法					持続農業法、家畜排せつ物法			多面的機能支払交付金	持続農業法、有機農業推進法、有機食品の表示制度、地力増進法
水質	水質汚濁防止法、家畜排せつ物法					持続農業法、家畜排せつ物法			多面的機能支払交付金	持続農業法、有機農業推進法、有機食品の表示制度、家畜排せつ物法
水量・水源かん養	河川法			中山間地域等直接支払制度					多面的機能支払交付金	
大気	悪臭防止法、家畜排せつ物法					家畜排せつ物法				家畜排せつ物法
地球温暖化								J-クレジット制度		バイオマス・ニッポン
炭素貯留			農業環境規範	環境保全型農業直接支援対策						
生物多様性	カルタヘナ法、外来生物法		農業環境規範	環境保全型農業直接支援対策、中山間地域等直接支払制度		持続農業法			多面的機能支払交付金	持続農業法、有機農業推進法、有機食品の表示制度
農村景観	景観法			中山間地域等直接支払制度					多面的機能支払交付金	
国土保全				中山間地域等直接支払制度					多面的機能支払交付金	

略称: 家畜排せつ物法-家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律、農用地土壌汚染防止法-農用地の土壌の汚染防止等に関する法律、持続農業法-持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律

出典: Uetake (2015)

第2項 オーストラリア、英国、オランダ、アメリカの農業環境政策の概要

1. オーストラリア¹¹⁸

オーストラリアは連邦政府であるため、州ごとに政策が異なるが、環境規制（自然植生の保全規制、汚染規制、絶滅危惧種の保全規制等）、農業環境支払い、取引可能な許可証、技術支援（普及活動、研究開発等）については両政府が関与している。特にオーストラリアでは、他の OECD 諸国に比べ、市場メカニズムを活用した政策（水市場、生物多様性のためのオークション制度）がうまく機能している点が特徴となっている（Pannell and Roberts, 2015）。

1) 規制的手法

オーストラリアの農業環境規制は、土壌保全に関する州法、水質保全に関する州法、絶滅危惧種に関する州法、原植生開墾に関する州法等が、主として州ごとに設けられている（Pannell and Roberts, 2015）。しかし、気候変動、生物多様性等国際的な環境関係の条約に関する対応を国レベルで採ることが求められるようになったことから、1999年に連邦政府が「環境保護・生物多様性保全法（Environment Protection and Biodiversity Conservation Act: EPBC法）」を制定した。この EPBC 法は、主要な連邦環境法を統合した法律であり、その主な内容は「①国家的重要性を有する環境の保護促進、②生物多様性保全、③国家的な環境アセスメント・承認プロセスの合理化、④重要な自然・文化地区の保護と管理の強化、⑤野生生物、標本及び由来製品の国際移動の制御、⑥自然資源の保全と生態学的に持続可能な利用を通じた、持続可能な開発の促進」¹¹⁹となっている。これらの環境規制によってオーストラリアの基本的な環境保全が行われている。

2) 経済的手法

環境規制に加え、農業環境支払いもオーストラリアで用いられている。ただし、オーストラリアの農業環境支払いは少額かつ一時的なものとなっている点が他の OECD 諸国と異なる（Pannell and Roberts, 2015）。このような少額の一時払いは、農家に対して新たな対策を導入するためのきっかけを与えるとともに、導入に伴う初期費用の一部を負担することを目的としている。しかし、支援期間が一定期間に限定されているため、支払終了時までには新たな対策がもたらす便益が実施に伴う費用を上回らない限り、農家が継続してこれらの対策を実施し続けるインセンティブに乏しい。したがって、これらの新たな対策が農家にとって十分な私的利益をもたらすなど、農家にとって魅力的なものである場合を除いて、必ずしも効果を上げることができない。例えば、「塩化及び水質改善のための国立行動計画（National Action Plan for Salinity and Water Quality）」では、農家が農地の塩化を防ぎ、水質を改善するための対策を講じることを支援するため、農家に対して少額の一時払いが行われた（Pannell and Roberts, 2010）。しかし、塩化・水質を改善するための農業環境対策は多くの機会費用を伴うため、十分な効果をあげることができなかったことが指摘されている（Pannell and Roberts, 2015）。

¹¹⁸ オーストラリアの農業環境政策については、David Pannell（University of Western Australia）、Anna Roberts（Natural Decisions Pty Ltd）から情報提供をしてもらった。また、OECDの農業環境合同作業部会に出席したオーストラリア政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

¹¹⁹ 小寺（2009）p.83。

このように、ほとんどのオーストラリアのプログラムは農業環境対策の導入に伴う機会費用を補償していないため、農家が継続して対策を講じるインセンティブに乏しい。しかし、リバー・オークション制度を用いた環境サービスの購入制度では、生物多様性保全活動を行う農家に対する機会費用を補償するための支払いが行われている。この支払いはヴィクトリア州で主に用いられており、農家は生物多様性保全活動を行うのに必要とする費用を入札し、ヴィクトリア州政府は最も効果がある生物多様性保全活動を行っている農家の取組を購入し、その活動に必要な費用に対して支払いを行うことによって、農家の機会費用の補償を行っている（Pannell and Roberts, 2015）。

また、オーストラリアでは市場取引制度、特に水市場での水利権の取引が発達している。限られた水資源を有効活用するため、オーストラリア政府は水の取引市場を設立し、水の使用権を売買する仕組みを立ち上げている。この取引は、オーストラリアの大農業地帯であるマレー川、ダーリング川の流域において、特に活発に行われている（小寺, 2009; Pannell and Roberts, 2015）。また、気候変動に関しても、2011年から低炭素農業イニシアティブ（Carbon Farming Initiative）と呼ばれる取引制度が導入されている。これは、植林による炭素の吸収や、家畜由来のメタンの排出量の削減等によって削減した地球温暖化ガスについて、削減量に応じて農家がクレジットを獲得し、そのクレジットを市場で売買することができる仕組みである（玉井, 2015）。

3) 技術的支援

最後に、オーストラリアでは、技術支援は、必ずしも農業環境政策として位置づけられていないものの、乾燥地帯の塩化問題に関しては、不耕起栽培等に関する研究開発が活発に行われ、重要な役割を果たしている（Pannell and Roberts, 2015）。

また、オーストラリアの農業環境政策の特徴の1つとして、共同行動対策が挙げられる。オーストラリアは1990年代から「ナショナル・ランドケア・プログラム（National Landcare Program）」と呼ばれる地域の農家に対する普及活動を実施し、農家が共同で農業環境対策を実施することに対して支援を行っている¹²⁰。このアプローチは農家の環境問題に対する関心を高めることにつながり、比較的安価な農業環境対策の導入の役に立ったとの評価がある一方、乾燥地帯における土壌の塩化問題等多額の費用を要する問題や大規模な土地管理の見直しが必要となる問題についてはそれほど高い効果をあげることができていないとの指摘がある（Pannell and Roberts, 2015）。

4) オーストラリアの農業環境政策と農業環境公共財

以上のオーストラリアの農業環境政策がどの農業環境公共財を対象としているのか、整理を行ったのが表 3-2 である。オーストラリアの農業環境政策についても、環境規制はそれぞれの農業環境公共財ごとに講じられているのに対し、農業環境支払いは、一つの施策が複数の農業環境公共財を対象としている。また、次章で詳しく分析することとしているが、共同行動対策であるナショナル・ランドケア・プログラムによって多くの農業環境公共財が対象とされている。

¹²⁰ この共同行動対策については、次章（第4章）で詳しく取り上げる。

表 3-2 主なオーストラリアの農業環境政策と農業環境公共財

農業環境公共財	政策									
	規制的手法			経済的手法				技術的手法		
	環境規制	環境税/課徴金	クロス・コンプライアンス	農法に対する環境支払い	休耕に対する環境支払い	固定資産に対する環境支払い	成果に対する環境支払い	取引可能な許可証	共同行動対策	技術支援/普及活動/研究開発/表示/基準/証明
土壌保全・土壌の質	土壌保全法に関する州法			NLP（小規模な一時的な支払い）					NLP	NLP、コミュニティ・ランドケア助成（Community Landcare grants）
水質	州単位の規制（ヴィクトリア州の酪農廃水管理等）			NLP、サンゴ礁救出プログラム（Reef Rescue）、州のプログラム（全て小規模な一時的な支払い）					NLP	NLP
水量								水市場		
大気	農場立地規制計画									
地球温暖化				低炭素農業イニシアティブ（Carbon Farming Initiative）						
炭素貯留				低炭素農業イニシアティブ（Carbon Farming Initiative）						低炭素農業未来（Carbon Farming Futures）
生物多様性	環境保護・生物多様性保全法（EBPC Act）、絶滅危惧種のための州法、原植生開墾規制に関する州法			NLP、州のプログラム（小規模な一時的な支払い）、ヴィクトリア州の保全プログラム（逆オークション、リバースオークション）、連邦ステewardシッププログラム（National Stewardship Program）				ブッシュ・ブローカー（BushBroker）によるオフセット市場（ヴィクトリア州）	NLP	NLP

略称:NLP = ナショナル・ランドケア・プログラム（National Landcare Program）（旧：国土の愛護（Caring for our Country））。

出典: Pannell and Roberts (2015) に基づき筆者作成。オーストラリアの農業環境政策については、David Pannell（University of Western Australia）、Anna Roberts（Natural Decisions Pty Ltd）から情報提供をもらった。また、OECDの農業環境合同作業部会に出席したオーストラリア政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

2. 英国¹²¹

EUでは、共通農業政策（Common Agricultural Policy：CAP）と呼ばれる農業政策が講じられている。この共通農業政策は農業者の所得支持政策（第一の柱）と農村振興政策（第二の柱）の2つの柱から構成される。2013年に共通農業政策が見直され、新たに2014-2020までのプログラムが導入された。最も大きな改革の一つが第一の柱の直接支払いのグリーン化（greening）である¹²²。直接支払いには加盟国に実施が義務付けられている基礎的な支払い、グリーン化支払い、青年農業者支払いと、任意の支払いである自然制約地域支払いやカップル支払い等がある（EC, 2013）。そして2013年の改革で導入された直接支払いのグリーン化では、加盟国は農業者の所得支持を目的としている直接支払いのうち、30%はグリーン化支払いに予算を配分しなければならないこととされた。また、農家がこのグリーン支払いを受給するためには、①作物の多様化（小規模農家を除き3種以上の作物を生産すること）、②永年牧草地の維持、③生態系重点地域（Ecological Focus Area：EFA）の確保（小規模農家を除き農地の5%以上を景観地、緩衝用区画、休耕地等として確保すること）の3つの要件を満たさなければならないこととされた（EC, 2013）。これは農家側からすると、これまでグリーン化の要件を満たさなくても受給できていた第一の柱の直接支払いについて、今後はグリーン化をしないと受給額が少なくとも30%減少することを意味している。さらに、2017年から制裁措置が実施され、グリーン化要件を達成しないとグリーン化支払いを受給できないだけでなく、2017年にはグリーン化支払額の20%、2018年以降は25%までを上限として課徴金が課されることとなっており、農家は実質的に第一の柱の直接支払いのうち基礎的な支払いの一部も失うこととなる（勝又, 2014）。

このように2013年のCAP改革により、農業者の所得支持政策である第一の柱についても環境保全型農業を促進するための政策が取られるようになったが、EUの農業環境政策は、第一の柱ではなく、第二の柱の農村振興政策に属している。第一の柱の政策は全額EU予算で実施される一方、第二の柱の政策はEUが事業の内容を決めるものの、EU加盟国がその中から実施する事業を選択し、EUだけでなくEU加盟国も予算を負担し、実施している（勝又, 2014）。このようにEUの農業環境政策は共通農業政策の第二の柱（農村振興政策）の枠組みの中で、各国がそれぞれ農村振興政策を講じていることから、各国で農業環境政策の内容が異なるものとなっており、英国ではイングランド、ウェールズ、スコットランド、北アイルランドでその内容が異なる。英国の農業環境政策も日本と同様、規制的手法、経済的手法、技術的手法に分類することができる。

1) 規制的手法

英国の規制的手法は主にクロス・コンプライアンスの中に含まれる環境規制からなる。このクロス・コンプライアンスを満たすことが、第一の柱の直接支払い及び第二の柱の農業環境支払いの受給要件となっている。英国のクロス・コンプライアンスは地域ごとに多少の相違はあるものの、概ね同じであり、「法定管理条件（Statutory Management Requirements（SMRs））」、「良好な農業・環境条件（Good Agricultural and Environmental Conditions

¹²¹ 英国の農業環境政策については、James Jones 及び Paul Silcock（Cumulus Consultants Ltd）から多くの情報提供を受けた。また、OECDの農業環境合同作業部会に出席した英国政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

¹²² その他にも、CAP改革では、第二の柱の見直し、第一の柱と第二の柱の間の資金融通の見直し等が行われている。

(GAECs))」から構成される。SMRs は EC 指令に基づくもので、直接支払いの受給農家に限らず全ての農家が遵守しなければならない環境規制であり、硝酸塩警戒地域 (Nitrate Vulnerable Zones) における水質汚染規制、野鳥保護、生物多様性保全、畜産 (豚、牛、羊、ヤギ) の証明登録、動物福祉等がある (Defra, 2015)。一方、GAECs は直接支払いを受給するために遵守しなければならない事項であり、例えば、イングランドの場合、水辺の緩衝帯の設置、土壌侵食を防止するための土地管理、土壌中の有機物質レベルの維持、生垣・石垣等の境界の管理等が含まれる (Defra, 2015)¹²³。イングランドのクロス・コンプライアンスの内容は表 3-3 のとおりである。

表 3-3. イングランドのクロス・コンプライアンスの内容

SMR	GAEC
硝酸汚染地域における水質汚染の削減 (Reduce water pollution in Nitrate Vulnerable Zones)	緩衝帯の設置 (Establishment of buffer strips along watercourses)
野鳥保護 (Wild birds)	水の使用許可 (Water abstraction)
生態系保全規制 (Habitats and species)	地下水への排水制限 (Groundwater)
食品飼料安全規制 (Food and feed law)	最低限の土壌被覆 (Minimum soil cover)
家畜に対するホルモン剤の使用規制 (Restrictions on the use of substances having hormonal or thyrostatic action and beta-agonists in farm animals)	土壌侵食を防止するための土地の状況に応じた最低限の土地管理 (Minimum land management reflecting site specific conditions to limit erosion)
豚のトレーサビリティ (Pig identification and registration)	植生上の理由を除いて野焼きを禁止するなど、適切な農法管理を通じて土壌の有機レベルを維持すること (Maintenance of soil organic matter level through appropriate practices, including a ban on burning arable stubble, except for plant health reasons)
牛のトレーサビリティ (Cattle identification and registration)	生け垣、石垣等の境界線の管理 (Boundaries)
羊及び山羊のトレーサビリティ (Sheep and goat identification)	小道の管理 (Public Rights of Way)
伝達性海綿状脳症の予防と管理 (Prevention and control of transmissible spongiform encephalopathies)	木の伐採制限 (Trees)
農薬使用規制 (Plant Protection Products)	生態系保全等のための特別科学的価値のある地区 (SSSIs) による制限 (Sites of Special Scientific Interest)
子牛の動物福祉 (Welfare of calves)	歴史的建造物等の保全 (Ancient Monuments)
豚の動物福祉 (Welfare of pigs)	
動物福祉 (Animal welfare)	

出典: Defra (2015) を基に筆者作成。

2) 経済的手法

クロス・コンプライアンスを満たすことを条件に農業環境支払いが英国では導入されている。ただし、その内容や優先順位、予算配分は各地域によって異なるものとなっている。

¹²³ 2013 年の CAP 改革により、クロス・コンプライアンスが簡素化され、一部の要件が統合され、SMR、GAEC の数が減少した。

2013年のCAP改革前は、イングランドにおける農業環境支援策は主に「環境スチュワードシップ（Environmental Stewardship（ES）」と呼ばれるスキームによって実施されていた。このESには入門（Entry）レベルと高次（Higher）レベルの2つのレベルがあり、入門レベルでは農家は多数の管理オプションから自分に合った管理手法を実施することによってポイントを獲得し、ポイントが一定数になった場合に面積当たりの支払いを自動的に受けられる仕組みとなっていた。一方、高次レベルは、入門レベルの要素を満たした上でさらに高い環境レベルを目指すものであり、その支払い対象となる活動も入門レベルと比べ幅広く、伝統的な景観の構成要素となる建造物の保全等も含まれるなど、特定の地域の実情に応じたものとなっていた。

この環境スチュワードシップは2013年のCAP改革により「農村スチュワードシップ（Countryside Stewardship（CS）」制度へと改められ、2015年から実施されている。新たな農村スチュワードシップは、主に「中層階（Mid Tier）」、「高層階（Higher Tier）」及び「資本補助金（Capital Grants）」から構成される。Mid Tierは、水質改善、生物多様性等の農村における環境改善を図るため、農家が120の管理手法から適切な手法を選択・実施することに対して5年契約を締結して支援するものである。一方、Higher TierはMid Tierより複雑な管理が必要とされる環境面で重要な場所（野生生物の生息地、森林造成地、歴史的環境地区等）における環境の改善を図るために農家が244の選択肢の中から適切な手法を選択・実施することに対して複数年の契約¹²⁴を締結して支援するものである。また、Capital Grantsは生垣や境界線、水質改善、実施計画、実行可能性調査、森林造成、森林改善等のための1、2年の補助である。CSはESと異なり自動的にポイントが貯まれば支払いが行われる仕組みではなく、申請者がスコアに基づいてランク付けされ、高いスコアの申請者から順に支払いが行われる仕組みとなっている¹²⁵（Natural England, 2015）。

3) 技術的手法

以上の農村スチュワードシップとクロス・コンプライアンスに加え、イングランドでは、農家による環境保全型農業対策の導入を支援するイニシアティブが存在する。その主なものの1つは「農業の環境キャンペーン（Campaign for the Farmed Environment（CFE）」である。このキャンペーンは農家と土地所有者の代表団体及び政府機関による支援によって行われているもので、農家に対して土壌管理、農薬使用などの最適な手法についてのアドバイスとトレーニングを実施し、生産性の確保と自然環境の保全の両立を図るものである（CFE, n.a.）。2013年3月に行われた調査結果によると、農家の三分の二が農業の環境キャンペーンのことを知っており、広くキャンペーンによる普及活動が行われていることがわかる（Defra, 2013）。また、DEFRA（英国環境食料農村省）の「農場アドバイス・サービス（Farm Advice Service（FAS）」も、農家に対して、クロス・コンプライアンス、グリーンング支払い、水質管理、農薬使用規制等に関する情報提供とこれらを実施する上での支援を行っている（GOV. UK, n.a.）。英国環境庁（Environment Agency）もまた、農家が環境保全型農業を実施する上での様々な支援策を講じている。具体的には、農家による水の使用法の改善や洪水・土壌・養分対策等の改善を図り、環境サービスの向上と農家所得の改善を両立させるための取組を支援している。同様の助言システムは、ウェールズ、スコットランド、北アイルランドにも存在している（Jones et al., 2015）。

¹²⁴ 大部分の契約は5年であるが、一部は5年を超える契約となっている（Natural England, 2015）。

¹²⁵ ただし、有機農業については例外となっており、スコアに基づくランク付けは行われず、予算の範囲内であれば、受給対象となる取組を行う農家は全て有機農業に対する支援を受けることができる（Natural England, 2015）。

4) 英国の農業環境政策と農業環境公共財

以上の英国の農業環境政策がどの農業環境公共財を対象としているのか、整理を行ったのが表 3-4 である。英国は日本やオーストラリアと異なり、共同行動対策は行われていないものの、クロス・コンプライアンスが多くの農業環境公共財に対して用いられており、規制と農業環境支払の組み合わせによって農業環境公共財を供給していることがわかる。

表 3-4 主な英国の農業環境政策と農業環境公共財

農業環境公共財		政策									
		規制的手法				経済的手法			技術的手法		
		環境規制	環境税/ 課徴金	クロス・ コンプラ イアンス	農法に対す る環境支払 い	休耕に対す る環境支払 い	固定資産に 対する環境 支払い	成果に対す る環境支払 い	取引可能 な許可証	共同行動対策	技術支援/ 普及活動/研究開 発/表示/基準/証明
土壌の質・土壌保全				CC	CS, Glastir, NICMS		FFIS				FAS, FATI/ETIP, FC, WFR, CAFRE
水質		WRA, ND, IPPCD, WFD		CC	CS, Glastir, RDC, NICMS	EWGS, Glastir, RDC, WGS	ECSFDI, Glastir, RDC, FMP				FAS, FATI/ETIP, FC WFR, CAFRE
水量		WRA		CC			FFIS		水許可証 取引		FAS, FC, WFR, CAFRE
大気		EPA, CAA, NECD			NICMS						
地球温暖化		NECD			CS, RDC, NICMS		FFIS, Glastir, RDC, FMP				FAS, FC, WFR
炭素貯留					CS, Glastir, RDC, NICMS	EWGS, Glastir, RDC, WGS					FAS, FC, WFR
生物多様性		WCA, CROW, WBD, HD		CC	CS, Glastir, RDC, NICMS	EWGS, Glastir, RDC, WGS					FAS, FATI/ETIP, FC, WFR, CAFRE
農村景観				CC	CS, Glastir, RDC, NICMS	EWGS, Glastir, RDC, WGS	RDC				FAS, FATI/ETIP, FC, WFR, CAFRE
国土保全		洪水防止機能			CS, Glastir	EWGS, Glastir, RDC, WGS					FC
		火災防止機能		CC							

注：法律、プログラムは、イングランド、ウェールズ、スコットランド、北アイルランドの順に記載している。

略称:CAA – 大気浄化法 (Clean Air Act)、CAFRE – 農業・食品・農村起業大学 (College of Agriculture Food and Rural Enterprise)、CC – クロス・コンプライアンス、CROW – 田園地域通行権法 (Countryside and Rights of Way Act)、ECSFDI – イングランド集水域 センシティブ農業デリバリー・イニシアティブ (England Catchment Sensitive Farming Delivery Initiative)、CS – 農村ステewardシップ (Country Stewardship)、EWGS – イングランド森林助成スキーム (England Woodland Grant Scheme)、FAS – 農業アドバイスサービス (Farming Advice Service)、FATI/ETIP – 農業アドバイスト訓練情報 (Farm Advice Training and Information) / 入門環境ステewardシップ訓練情報プログラム (Entry Level Stewardship Training and Information Programme)、FC – 農業連結 (Farming Connect)、FFIS – 農業森林改善スキーム (Farming and Forestry Improvement Scheme)、FMP – 農業近代化プログラム (Farm Modernisation Programme)、HD – (EC) 生息地指令、IPPCD – (EC) 総合的汚染防止管理指令、ND – (EC) 硝酸塩指令、NECD – (EC) 国別排出上限指令、NICMS – 北アイルランド田園地域管理スキーム (Northern Ireland Countryside Management Scheme)、RDC – 農村開発契約 (Rural Development Contracts)、WBD – (EC) 野鳥指令、WCA – 野生生物及び田園地帯法 (Wildlife and Countryside Act)、WFD – (EC) 水枠組指令、WFR – 全農場レビュー (Whole Farm Review)、WGS – 森林助成スキーム (Woodland Grant Scheme)、WRA – 水資源法 (Water Resources Act)。

出典: Jones et al. (2015) に基づき筆者作成。英国の農業環境政策については、James Jones 及び Paul Silcock (Cumulus Consultants Ltd) から多くの情報提供を受けた。また、OECD の農業環境合同作業部会に出席した英国政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

3. オランダ¹²⁶

オランダでは、環境規制、環境支払い、技術支援が伝統的に重要な農業環境政策である（Vojtech, 2010）。また、オランダの農業環境政策は「環境協同組合（Environmental Cooperatives）」を通じた共同アプローチが特徴である（Franks and McGloin, 2007）。オランダの共同行動対策については、その他の国の共同行動対策とともに次章において詳しく取り上げる。ここでは伝統的に重要視されてきた環境規制、環境支払い、技術支援について概観する。なお、オランダは他国と異なり、農業省が経済省の一組織となっている。

1) 規制的手法

一般に、規制的手法としては、主に環境規制、クロス・コンプライアンス、課徴金があり、特に農業環境政策に関しては、環境規制が重要なものとなっている。オランダにおいても、環境規制の一部はクロス・コンプライアンスに組み込まれており、EUの第一の柱の農業所得支払い（直接支払い）を受給するためにはクロス・コンプライアンスを満たさなければならない。オランダのクロス・コンプライアンスも英国と同様、主に「法定管理条件（Statutory Management Requirements（SMRs）」、「良好な農業・環境条件（Good Agricultural and Environmental Conditions（GAECs）」から構成されている。SMRsはEC指令に基づくもので、直接支払いの受給農家に限らず全ての農家が遵守しなければならない環境規制であり、硝酸塩警戒地域（Nitrate Vulnerable Zones）における水質汚染規制、野鳥保護、生物多様性保全、畜産（豚、牛、羊、ヤギ）の証明登録、動物福祉等がある。一方、GAECsは直接支払いを受給するために遵守しなければならない事項であり、例えば、オランダの場合、土壌侵食を防止するための土地管理、土壌中の有機物質レベルの維持、野生生物の生息地の保全、水質保全、肥料・農薬の使用基準等がある（Schrijver and Uetake, 2015）。

また、オランダでは課徴金が主に水委員会（water boards）及び地方公共団体によって用いられている。オランダの農業の多くは干拓地によって営まれていることから、干拓地における農業用水の管理が極めて重要であり、水委員会の重要な使命の一つが、この干拓地における堤防の管理による農地の保全と雨季における排水管理である。そして、これらのサービスを提供するために課徴金が用いられている。また、オランダでは自然保護を図るため、自然が多く残る地域の課徴金の額を、通常の農地の額よりも低く設定し、農家に対して自然地域の保全を図ることを促すインセンティブを与えている（Schrijver and Uetake, 2015）。

2) 経済的手法

オランダでは農村景観や生物多様性等の農業環境公共財を供給するため、多様な農業環境スキームが講じられている。オランダでは国による一定の調整はあるものの、農業環境スキームは各州によって異なり、2007年以降はオランダの州政府が農村景観及び生物多様性関連のほとんどの政策の担当している（Schrijver and Uetake, 2015）。

オランダでは主に3つの農業環境スキームが存在する。これらは、①農場の生産地域の外に広がる農村景観を構成する生垣、堤防等を保全する農村景観スキーム、②肥料の使用規制や刈入れ時期の調整など通常の農法に一定の規制を課すスキーム、そして、③農地の自然への回帰

¹²⁶ オランダの農業環境政策については、Raymond Schrijver（Wageningen UR Alterra Landscape Centre）から多くの情報提供を受けた。また、OECDの農業環境合同作業部会に出席したオランダ政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

を図るスキームの3つのスキームである。そして、「自然のための農法 (Farming for Nature)」という考えの下、肥料投入を禁止する代わりに面積単位の支払いを行うことによって低栄養素サイクルを全農作業行程に導入する試みが行われている。また、これらのスキームによる支払額については、WTO の環境支払いの基準に従い、これらの取組を導入することによって失われる逸失利益 (income foregone) と追加的に生じるかかり増し費用、さらに付随する取引費用の20%が限度とされている (Schrijver and Uetake, 2015)。

3) 技術的手法

また、オランダではいわゆる黄金の三角形 (golden triangle) とよばれる農業政策、研究、そして農家への普及サービスの3つの組み合わせが長く実施され、オランダの農業・食料部門を成功へと導いてきた歴史がある (一瀬, 2013)。近年は農業政策の役割が減少していく中で、技術支援の果たす役割がますます増加している (OECD, 2015b)。近年の技術支援のほとんどは特定のプロジェクトに関するものであり、農家に対する普及サービスも政府の管理下ではなく、農家が普及サービスを活用するかどうかは個々の農家次第となっている。

また、オランダ政府は農業のフードチェーン全体をカバーする「トップ・セクター」と呼ばれる官民パートナーシップの取組を進めており、農業者組織、環境 NGO といった関係者による研究開発を促進するための予算が交付されている。

4) オランダの農業環境政策と農業環境公共財

以上のオランダの農業環境政策がどの農業環境公共財を対象としているのか、整理を行ったのが表 3-5 である。オランダは、英国と同様、クロス・コンプライアンスが多くの農業環境公共財に対して用いられており、規制と農業環境支払の組み合わせによって農業環境公共財を供給していることがわかる。ただし、同じヨーロッパであっても、英国と異なり、次章で取り上げるように共同行動対策による農業環境公共財の供給が行われている。

表 3-5 主なオランダの農業環境政策と農業環境公共財

農業環境公共財	政策									
	規制的手法			経済的手法				技術的手法		
	環境規制	環境税/課徴金	クロス・コンプライアンス	農法に対する環境支払い	休耕に対する環境支払い	固定資産に対する環境支払い	成果に対する環境支払い	取引可能な許可証	共同行動対策	技術支援/普及活動/研究開発/表示/基準/証明
土壌の質・土壌保全	WW		CC							
水質	MW, WBB, IPPCD, WFD	WW, ND, WFD	CC							
水量	WW, WFD	WSW, WSH	CC	GBDA	GBDA					
大気	WAV /WM, NECD		CC			MIA + Vamil				SP
地球温暖化	NECD	MH	CC			MIA + Vamil		RED	TSAF	TSAF, TST
炭素貯留						MIA + Vamil			TSAF	TSAF
生物多様性	FFW, WBD, HD	NBW	CC	SNL, BvN	SNL, BvN	MIA + Vamil		RGP	GLB pilots (実験段階)	B+B, CI, TSAF
農村景観	Wro, Boswet	WSH	CC	SNL	SNL			RvG (実験段階)	GLB pilots (実験段階)	ほとんどの技術支援は現在のところ特別に実施されている。
洪水防止			CC							FD

略称: B+B –Biodiversiteit en Bedrijfsleven (生物多様性とビジネス)、Boswet (森林法)、BvN –Boeren voor Natuur (自然のための農業)、CC –クロス・コンプライアンス、CI –協力と確信、FD – (EC) 洪水指令、FFW – Flora en Faunawet (動植物法)、GBDA – GroenBlauwe dooradering (緑の血管)、GLB pilots – pilots gemeenschappelijk landbouwbeleid (共通農業政策パイロット事業)、HD – (EC) 生息地指令、IPPCD – (EC) 総合的汚染防止管理指令、NBW – Natuurbeschermingswet (自然保護法)、ND – (EC) 硝酸塩指令、NECD – (EC) 国別排出上限指令、MIA + Vamil – Milieu Investeringsaftrek + willekeurige afschrijving milieuinvesteringen (環境税削減プログラム)、MH – Milieuheffing (エネルギー、燃料に対する環境税)、MW – Meststoffenwet (肥料使用法)、RED – (EC) 再生可能エネルギー指令、RGP – Regeling GroenProjecten (グリーンプロジェクト: グリーンプロジェクトのための財政支援)、RvG – Rood voor Groen (緑のための赤)、SNL – Subsidieregeling Natuur en Landschap (自然と景観のための補助金スキーム)、SP – Subsidieregeling Praktijknetwerken (アンモニア排出削減のためのコミュニティの取組に対する補助金)、TSAF – TopSector AgroFood (食品産業トップ部門)、TST – Topsector Tuinbouw (園芸トップ部門)、WAV – Wet Ammoniak en veehouderij (アンモニア畜産法)、WBB – Wet bodembescherming (土壌保護法)、WBD – (EC) 野鳥指令、WFD – (EC) 水枠組指令、WM – Wet milieubeheer (環境管理法)、Wro – Wet ruimtelijke ordening (空間計画法)、WSH – Waterschapsheffing (水管理委員会賦課金)、WSW – Waterschapswet (水管理委員会法)、WW – Waterwet (水法)

出典: Schrijver and Uetake (2015) に基づき筆者作成。オランダの農業環境政策については、Raymond Schrijver (Wageningen UR Alterra Landscape Centre) から多くの情報提供を受けた。また、OECD の農業環境合同作業部会に出席したオランダ政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

4. アメリカ¹²⁷

アメリカでは、1930年代に発生したダストボウル以降、土壌保全対策が講じられるようになり、それ以降、様々な水質保全対策、湿地帯保全対策等の農業環境政策が講じられている。これらの政策も規制的手法、経済的手法、技術的手法に分類することができるが、アメリカの農務省のプログラムは主に経済的手法、技術的手法に依拠している。

1) 規制的手法

アメリカにおける規制的手法の中心は水質規制である。アメリカでは深刻な水質汚染問題の発生を受け、1972年に「水質浄化法（Clean Water Act：CWA）」が制定され、点源汚染の汚染者は汚染水を排出するためには排出許可証を取得することが義務付けられた。この排出許可制度は、主に工業及び地方公共団体の排出規制を対象としたものであるが、大規模な集約型畜産飼育施設（Concentrated Animal Feeding Operations：CAFO）も地域における重要な点源汚染源になりうることからこの規制の対象となっている。ただし、農業汚染の大部分は非点源汚染であるため、水質浄化法による排出許可制度は農業の大部分に適用できていない（Shortle and Uetake, 2015）。

一部の州では水質汚染に関して間接的な規制方法が取られている。例えば、農場が「最適管理手法（Best Management Practices：BMPs）」を取り入れている場合には、水質汚染実行計画から当該農場を除外するといった手法や公害訴訟の対象外とするといった手法が取られている。また、フロリダ州のエバークレード（Everglades）農業地区では、「農業特権税（agricultural privilege tax）」と呼ばれる税制度が用いられている。この制度では、25%以上リンの排出を削減した場合に、特権税の減免措置が取られており、これにより水質汚染の改善を図ろうとしている（Shortle and Braden 2013）。

これらの規制、税に加えて、アメリカでもクロス・コンプライアンスが用いられている。アメリカのクロス・コンプライアンスは特定の地域を対象としたものとなっている。特に浸食が起りやすい土地については「ソッドバスター（Sodbuster）」という制度があり、農家は認定された土壌保全対策を実施しないと、農務省の農産物・保全・災害支払い、そして2014年農業法により農産物保険支払いを受給できなくなる。同様に、湿地帯保全に関しては、「スワンプバスター（Swampbuster）」という制度があり、農家が湿地帯に排水すると、農務省のプログラムへの参加資格を喪失してしまうこととなる。また、2014年農業法により、原生のプレーリーを保全するため、「ソッドセーバー（Sodsaver）」が導入された。Sodsaverはこれまで耕作されてこなかった草地を耕作する農業者に対し、農産物保険支払いの削減及び原生草地の農作物生産量の当初4年間の単収・収入補償を削減するもので、ミネソタ州、アイオワ州、ノースダコタ州、サウスダコタ州、モンタナ州及びネブラスカ州において適用されている（Shortle and Uetake, 2015）。

2) 経済的手法

このように規制的手法がアメリカでも取られているが、非点源汚染が水質規制の対象外であることもあり、経済的手法が主な農業環境政策となっている。水質浄化法は農務省を農業にお

¹²⁷ アメリカの農業環境政策については、James S. Shortle (Pennsylvania State University) から多くの情報提供を受けた。また、OECDの農業環境合同作業部会に出席した英国政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

ける非点源汚染削減のための経済的・技術的支援を行う連邦政府の主要機関と位置付けるなど、現在、農務省によって水質保全をはじめとした様々な環境保全に対処するための複数のプログラムが実施されている。これらのプログラムは大きく、耕地プログラム、農地保全プログラム及び農地休耕型プログラムに分類できる。

耕地プログラムは農家に対して水質保全、養分管理、土壌の質の管理を行うための技術的・金銭的支援を行うものである。最大の耕地プログラムは「環境改善奨励計画（Environmental Quality Incentives Program（EQIP）」である。EQIPは1996年に農家が保全対策を農地において導入する際の費用を一部負担するための金銭的支援策として導入された。そして2014年の農業法によりEQIPに「野生生物生息地インセンティブ・プログラム（Wildlife Habitat Incentive Program）」が組み入れられ、その対象が拡大し、予算も増加されている。もう一つの主な耕地プログラムは「保管理計画（Conservation Stewardship Program：CSP）」である。CSPの目的は農家が資源問題に対処するため、追加的な保全対策を新たに導入し、現行の保全対策を改善、維持、管理する上で必要な対策を包括的に支援するものである（Ribaud, 2012）。EQIPは農法に基づく固定支払制度であるが、CSPは保全パフォーマンスについてポイント制度を用いてランキング付けを行い、このポイントに基づいて採用者を決め、支払額を決定している¹²⁸（Shortle and Uetake, 2015）。

農地保全プログラムは農用地を維持するために開発権を購入するものである。2014年の農業法により、新たなる設立された「農業保全緩和プログラム（Agricultural Conservation Easement Program：ACEP）」は農場内の湿地帯の保全回復のための長期間の取組を支援するための資金を提供するものであり、農地の保護のために資金を提供するものである。ACEPは従来の「湿地帯保全プログラム（Wetlands Reserve Program）」、「草地保全プログラム（緩和部分）（Grassland Reserve Program（easement portion）」、「農地保護プログラム（Farmland Protection Program）」の機能を統合したものであり、都市開発から農地を保全する州及び郡政府に対して資金を提供することにより、農村景観の保全に貢献している（Shortle and Uetake, 2015）。

一方、農地休耕型のプログラム（land retirement programmes）は農地所有者と契約を締結し、10年以上農地を休耕させる場合に支払いを行うものである。休耕した農地は緩衝帯、草地、森林、湿地帯として管理しなければならない。最大の休耕プログラムは、「土壌保全保留計画（Conservation Reserve Program：CRP）」である。CRPは1980年代半ばに制定された農務省の環境保全対策のうち最大のプログラムである。このプログラムは農家に対して耕地を草地又は森林へと転換することを支援するものであり、農家の入札が費用便益指数により評価され、指数が高い農家に対して支払いが行われる。指数は、契約した土地の植生に基づいて算出される野生生物の便益、侵食・流出・排出の減少に基づいて算出される水質向上の便益、侵食減少に基づいて算出される農地内の便益、風食の減少に基づいて算出される大気質の向上の便益に基づいてランク付けされる。ただし、環境便益指数は実際に測定された環境面での成果や経済的価値に基づいて判断されるものではない。EQIPは実際に耕地として利用されている農場の環境の質の向上を目指すものである一方、CRPは環境面で脆弱性にさらされている耕地を草地又は森林へと転換する（耕作をやめる）ことにより水質その他の環境便益を改善しようとするものである（Shortle and Uetake, 2015）。

また、このような農業環境支払いに加え、様々なクレジット取引制度が存在する。例えば、水質浄化法によって、湿地帯への排出については許可制をとるとともに、排水による環境負荷

¹²⁸ ただし、CSPのパフォーマンスは実際の環境面での成果又は経済的価値に基づくものではなく、異なる対策間における相対的な環境便益を記したスコア表に基づくものである点について留意する必要がある。

の低減が要求されている。この環境負荷の低減方法のひとつとして、「湿地帯緩和バンク」がある。湿地帯緩和バンクは、湿地帯への排水による影響を補償するため、排出者が、他の事業者によって復元や保全された湿地帯の機能をクレジットとして購入する仕組みである。この湿地帯緩和バンクは、民間企業又は公的機関によって設立され、湿地帯クレジットの価格は購入者と販売者との間の私的取引によって決定される。この湿地帯緩和バンクでは、湿地帯だけでなく、農地もクレジットの取引対象となりうる。また、類似の制度として「保全バンク (Conservation Banks)」と呼ばれる制度があり、この制度によって絶滅危惧種法 (Endangered Species Act) による絶滅危惧種の生息地への影響緩和を図るためのクレジット取引が行われている (Shortle and Uetake, 2015)。

3) 技術的手法

以上のようにアメリカでは規制的手法、経済的手法が用いられているが、農業の水質汚染は非点源汚染であることから、その主な対策としてはこれらの手法に加え、農地の最適管理手法を取り入れるための教育制度、技術支援が幅広く実施されている (Ribaud, 2009; ELI, 1997)。

また、農務省は州政府が立ち上げた土壌・水保全地区 (Soil and Water Conservation Districts) と協力しながら、農家に対して対象となる農業環境公共財を供給するための技術的・金銭的支援策を講じている。土壌・水保全地区はまた、州及び郡政府機関とも協力し、州主導の農業プログラムも実施している。

4) 米国の農業環境政策と農業環境公共財

以上の米国の農業環境政策がどの農業環境公共財を対象としているのか、整理を行ったのが表 3-6 である。米国は規制的手法が比較的緩く、主に経済的手法によって多くの農業環境公共財を供給していることがわかる。

表 3-6 主なアメリカの農業環境政策と農業環境公共財

農業環境公共財	政策									
	環境規制	規制的手法 環境税/ 課徴金	クロス・コンプライアンス	農法に対する環境支払い	休耕に対する環境支払い	固定資産に対する環境支払い	成果に対する環境支払い	取引可能な許可証	共同行動対策	技術的手法
土壌の質			農務省：土壌浸食しやすい土地と湿地帯保全 (Sodbuster)	農務省：EQIP、一部の州	農務省：CRP		農務省：CSP			様々な連邦、州、郡政府の教育プログラム
水質	農業規制（連邦）、集約型家畜飼養農場規制（連邦及び州）、農法規制（養分管理等）（一部の州）	農業特権税（フロリダ）		農務省：EQIP、一部の州	農務省：CRP		農務省：CSP	水質取引（一部の州）		連邦及び州政府の技術支援プログラム
水量	水へのアクセスと水使用に関する法律と規制は州毎に、そして州内で異なる。	水価格（Water pricing）		農務省：EQIP	農務省：CREP、一部の州		農務省：CSP	水市場		連邦有機農産物表示基準
大気の質	汚染物質排出基準（カリフォルニア）			農務省：EQIP	農務省：CRP		農務省：CSP			
湿地帯	湿地帯への排出管理に関する連邦及び州法		農務省：土壌浸食しやすい土地と湿地帯 (Swampbuster)		農務省：CRP、CREP、ACEP		農務省：CSP	湿地帯緩和バンク (Wetlands Mitigation Banking)		
野生生物	絶滅危惧種生息地保護のための連邦及び州法		農務省：原生芝における穀物生産 (sodsaver)、一部の州	農務省：EQIP	農務省：CRP、CREP		農務省：CSP	保全緩和バンク (Conservation Mitigation Banking)		
農村景観保全	州及び群政府の土地利用ゾーニング規制		農務省：原生芝における穀物生産 (sodsaver)、一部の州	農務省：ACEP、州及び郡政府の保全プログラム						

略称: ACEP – 農業保全地役権計画 (Agricultural Conservation Easement Program)、CREP – 保全休耕向上計画、CRP – 土壌保全保留計画 (Conservation Reserve Program)、CSP – 保全管理計画 (Conservation Stewardship Program)、EQIP – 環境改善奨励計画 (Environmental Quality Incentives Program (EQIP))

出典: Shortle and Uetake (2015)に基づき筆者作成。アメリカの農業環境政策については、James S. Shortle (Pennsylvania State University) から多くの情報提供を受けた。また、OECDの農業環境合同作業部会に出席した英国政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

第2節 OECD 諸国の農業環境政策と農業環境公共財の比較

第1項 農業環境政策の比較

ここで、これまで見てきた日本、オーストラリア、英国、オランダ、アメリカの農業環境政策について比較する。表 3-7 は Vojtech (2010) の分類に基づき、5 か国で実施されている政策をまとめたものである。ここでは、環境支払いをさらにその支払対象に応じて4つに分類している。また政策の重要度について、高、中、低、（ほとんど）実施されていない、の4段階に区分をしている¹²⁹。

表 3-7 農業環境問題に対する対策¹

対策/国	日本	オーストラ リア	英国	オランダ	アメリカ
規制的手法					
環境規制	XX	XXX	XX	XXX	X
環境税/課徴金	NA	NA	NA	X	NA
クロス・コンプライアンス ²	X	NA	XX	XXX	XX
経済的手法					
農法に対する環境支払い	XXX	X	XXX	XXX	XXX
休耕に対する環境支払い	NA	NA	X	X	XXX
固定資産に対する環境支払い	XX	NA	X	X	X
環境成果/パフォーマンス・ランキン グに基づく環境支払い	NA	NA	NA	NA	X ³
取引可能な許可証	NA	X	X	X	X
共同行動対策	XX	XX	NA	X	NA
技術的手法					
技術支援/普及事業	XX	XX	XX	XX	XXX

注: NA - (ほとんど) 実施されていない; X - 重要性 (低); XX - 重要性 (中); XXX - 重要性 (高)

1. 本表における政策の重要性は、それぞれの国における重要性を示しているものであり、各国間での重要度の比較を行うことを目的に作成したものではない。
2. クロス・コンプライアンスは農家が農業所得支払いを受給するための事実上の規制的条件となっているとみなすことができる (OECD, 2010b)。
3. アメリカでは、「保全管理計画 (Conservation Stewardship Program (CSP))」がポイント・システムを用いて保全パフォーマンス・ランキングを作成し、当該ランキングに基づいて申請者を選別し、環境支払いの支払額を決定している。しかし、保全管理計画のパフォーマンス評価は実際の環境面での成果に基づくものではなく、各種取組の関連する環境便益を表すスコアリング表に基づくものであることに注意する必要がある。

出典: Vojtech (2010) を OECD 農業環境合同作業部会の各国代表団からのコメント等に基づき筆者修正。

表 3-7 が示しているとおおり、各国とも環境規制、環境支払い、技術支援・普及事業を実施することにより、農業環境公共財の供給を図っている。ただし、その重要性は各国によって大きく異なる。

日本、英国、オランダでは、環境規制、環境支払い、技術支援・普及事業が主な農業環境政策として実施されており、その重要性も似通っている。これに対し、オーストラリアでは環境支払いの重要性が低く、一時的な少額の支払いしか実施されていない。オーストラリアでは主

¹²⁹ この分類は、筆者が OECD 貿易農業局在籍時代に作成し、OECD 農業環境合同作業部会において議論し、各国の政府代表者によるコメントを踏まえて修正したものである。OECD のレポートは OECD 加盟国の全会一致がなければ公表されないこととなっていることから、この4段階の分類は各加盟国の政府関係者及び政府関係者からレポートの査読を依頼された者の全てが合意した内容となっている。

に環境規制、共同行動対策、技術支援・普及事業によって農業環境公共財の供給が図られている。また、アメリカでは環境規制の大部分が農業を規制対象から除外していることから、環境規制の相対的な重要度が低く、環境支払い、技術支援・普及事業が重要な役割を果たしている。

その他の政策についても、各国によって違いがある。環境税・課徴金はオランダだけでしか実施されておらず、その使用も限られたものとなっている。クロス・コンプライアンスは、欧米を中心に導入が進んでいるが、日本、オーストラリアでの実施は限られている。取引可能な許可証は日本以外の国で用いられているものの、未だその重要性は各国とも低いものとなっている。そして、共同行動については、日本、オーストラリア、オランダにおいてのみ実施されており、特に日本、オーストラリアでは重要な政策の一つとなっている。

第2項 主な農業環境公共財の各国間での相違

次に、各国の政策と農業環境公共財との関係について分析する。農業環境政策の目的は一般論として述べることは簡単であっても、正確に定義し、測定することは困難なことが多い。また、政策の目的が相互に関連していたり、ある農業生産活動の見直しが複数の効果を持つこともあることから、様々な政策が同時に複数の目的に対処していることが多い。このため、各国で政策対象とされている農業環境公共財を特定することは容易ではないが、本稿では、各国で実施されている政策の政策目的を一つずつ確認することによって、各政策がどの農業環境公共財を政策対象としているのか特定¹³⁰し、重要度に応じて4段階に分類した。そして、これらの結果については、OECD 農業環境合同作業部会に報告する形式を取ることで、各国のレビューを経て確定作業を行った¹³¹。これらの分析結果を取りまとめたものが表 3-8 である^{132, 133}。このようなプロセスを経ているため、実際に各国が政策対象としている農業環境公共財はこれらの農業環境公共財であると言える。

¹³⁰ 本稿では農業環境政策が対象としているということは、その時点で政府の介入の必要がある、すなわち、農業生産活動から生じる非農産物である政府の環境外部性であって公共財的性格（非排他性及び非競争性）を一定程度有している財という要件を満たし、農業環境公共財であると仮定している。しかし、厳密には、これらの財が農業環境公共財の定義を満たしているのかどうか、各国の各供給されている地域ごとに詳細に検証する必要がある。

¹³¹ OECD 農業環境合同作業部会には全ての OECD 諸国が参加しており、作業部会の事前にドキュメントが各国に送付され、各国はドキュメントを国内の専門家と共有し、レビューした上で、そのコメントを作業部会で報告する形式を取っている。そして、全ての OECD 諸国がドキュメントの秘匿解除に合意して始めて、ドキュメントが一般向けに公表されることとなる。

¹³² 一部の国では社会的公共財（農村活性化、食料安全保障、動物福祉）を政策対象としているが、本稿では農業環境公共財に特化した分析を行う。これは、本稿の目的が OECD 諸国におけるより良い農業環境政策の立案に資することであり、社会的公共財について取り扱うことは農業環境政策の分野を超えたより広範な議論が必要となるためである。これらの社会的公共財について議論することは本稿の対象外である。

¹³³ 本稿の分析は、現在実施されている農業環境政策によって政策対象とされている農業環境公共財に特化する。OECD 諸国には、現在政策対象としていないが将来的に重要となる農業環境公共財があるかもしれないが、このような農業環境公共財は本稿の対象外である。

表 3-8 5カ国で政策対象となっている農業環境公共財^{1,2}

	日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ
土壌保全と土壌の質	X	XX	XX	X	XX
水質	X	XX	XXX	XX	XXX
水量	XX	XXX	X	X	X
大気	X	X	XX	XX	X
気候変動 - 地球温暖化ガス	XX	X	XX	XX	NA
気候変動-炭素貯留	X	X	XX	XX	NA
生物多様性	XX	XXX ⁴	XXX	XXX	XXX ⁵
農村景観	XX	NA	XXX	XXX	X
国土の保全 ³	XXX	NA	X	XX	NA

1. NAは実施されていない又はごくわずか。Xは重要性が低い。XXは重要性が中程度。XXXは重要性が高い。
2. 農業環境公共財の重要度はそれぞれの国の優先順位に基づく。本表は農業環境公共財の重要性についての各国間の比較を行うことを目的としたものではない。
3. 国土の保全は、洪水、火災、雪害、地すべり等の防止機能を含む。
4. オーストラリアの生物多様性は、農業生産活動の一環として供給されるものではなく、農地内に存在する原生植物に焦点が当てられている。
5. アメリカの生物多様性は、湿地帯や野生動物の生息地の保護に焦点が当てられている。

出典：筆者作成。

分析の結果、5カ国では計9つの農業環境公共財が政策対象となっていることが明らかとなった¹³⁴。これまでの先行研究（Vojtech, 2010）では、土壌保全と土壌の質、水質、大気、気候変動（地球温暖化ガス）、生物多様性、農村景観のみが、農業環境公共財として取り上げられていたが、今回の分析の結果、その他の農業環境公共財（水量、炭素貯留、国土の保全）も複数のOECD諸国で政策対象となっていることが明らかとなった。そしてこれらの農業環境公共財の中には相互に関連しているものもある。例えば、質の良い土壌は生物多様性、水質、大気、質を高める効果がある。また、質の良い水質は、生物多様性や景観にも有益である。

このように各国で政策対象となっている農業環境公共財が異なるのは、現在の農業が環境にもたらす影響に関して認識が異なるためである。Hodge（2000）は、ヨーロッパと北米の農業観の違いは耕作の歴史に由来するものであるとし、作山（2006）はこのHodgeの論文を引用し、日本やヨーロッパでは農業と環境が一定レベルまで相互に補完的な関係にあることから、農業が生物多様性や農村景観等を供給したり、国土を保全したりしていると一般的に考えられることが多いとしている。しかし、新大陸であるアメリカ、オーストラリアでは、農業によって国土が開墾された結果、水質汚染や土壌流出、砂嵐等による大気汚染、生物多様性の損失等が生じてしまったことから、農業は環境に対して負の影響をもたらしている、すなわち、負の農業環境公共財を供給していると考えられることが一般的に多いとしている。

また、農業と環境に対する市民や政治の関心によっても農業環境公共財が異なる。例えばアメリカでは、自国の経済成長を重視する方針から長らく地球温暖化に対する取組については消

¹³⁴ ただし、これらの財は常に農業環境公共財であるわけではない。このため、これらの財が非競争性、非排除性を有しているかどうかについて、それぞれの事例毎に注意深く分析する必要がある。

極的であり、近年、地球温暖化ガスが連邦政府による規制の対象となったものの、農業由来の地球温暖化ガスはまだ規制対象となっていない。炭素貯留もまた、政治的な関心は高いものの、まだ政策対象とはなっていない。

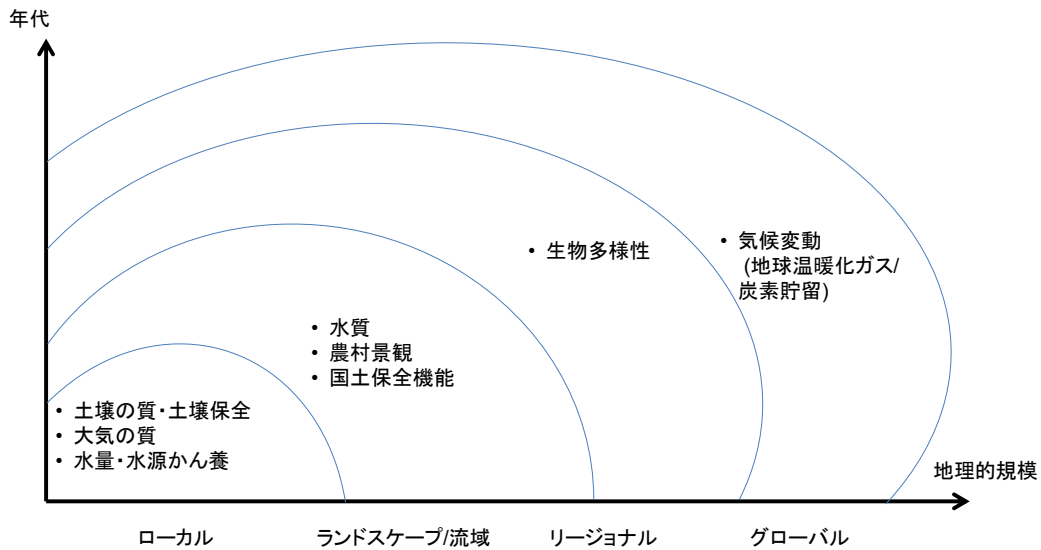
5か国の各農業システムも、政策対象となっている農業環境公共財と関連している。日本においては、農地の多くが水田であることから、水田に関連する農業環境公共財が重要なものとなっているが、他国においては必ずしもそうではない。水田と水路は洪水防止機能、火災に備える防火用水や豪雪時に除雪した雪を溶かす消流雪用水といった機能を有し、自然災害の防止に貢献している。

この自然災害の防止は、英国とオランダにおいても農業環境公共財として位置付けられている。英国においては、洪水や火災の一部は適切な放牧管理によって防ぐことができるとともに、このような管理は土壌浸透性や地下水の貯留量を改善することもできるとされている。また、オランダでは、地下水面の管理を通じた農村地域の水源かん養機能を活用することにより、洪水リスクの低減が図られている。しかし、アメリカ、オーストラリアではこれらの国土保全機能は農業環境政策の対象とされていない。これは上述のヨーロッパ、日本とアメリカ、オーストラリアの農業観の違いに由来するものである。

また、農業環境公共財の政策対象領域は、市民の関心や農業環境政策の発展状況に応じて異なる。歴史的には、農業環境政策は、市民による環境保全に対する要求の高まりと、農業が環境に対してリスクをもたらすおそれがあることを市民が認識したことをきっかけに誕生したのが始まりである。まず、土壌、水、大気の水質が農業汚染によって影響を受けることが明らかになったことから、これらが政策対象となった。例えば、1930年代にアメリカ及びカナダのグレートプレーンズで発生した「ダストボウル (Dust Bowl)」の結果、土壌保全のためのプログラムが次々と導入された。その後、生物多様性や気候変動などについても関連政策が実施され、近年では、2007年に発行された IPCC (気候変動に関する政府間パネル) レポート (IPCC, 2007) において、炭素貯留が気候変動の緩和に大きく貢献することができる可能性が指摘されたことを受け、炭素貯留が大きな関心を集めている。

農業環境公共財の地理的規模についてしてみると、地方公共財からグローバル公共財に至るものまで様々である。図 3-1 は5か国で政策対象とされている農業環境公共財とその地理的規模について、Kerkhof et al (2010) に倣い、ローカル、ランドスケープ・流域、リージョナル、グローバルの4つのレベルに分類し、非常に単純化した形でその関係と政策対象となった年代を図示したものである。この図から、古くから農業環境公共財として政策対象とされてきた土壌、水、大気の水質といったもののほとんどは地方公共財である一方、比較的近年政策対象となった生物多様性、気候変動等の農業環境公共財はグローバル公共財であることがわかる。

図 3-1 農業環境公共財とその地理的規模



1. 本図は非常に単純化した図であり、各農業環境公共財が必ずしも上記の分類に区分されるとは限らない。実際の状況に応じて、当該農業環境公共財の地理的規模は変わりうる。

出典: Kerkhof et al. (2010)に基づき筆者作成。

また、地方公共財とグローバル公共財ではその供給を確保する上で、異なるアプローチが必要となる。地方公共財については、農業環境公共財の供給者と需要者を特定することが比較的容易であり、両者の交渉を通じて市場の失敗を克服するための解決策を見いだすことができる可能性がある。例えば、農家は地域の河川を汚染したり、悪臭を発生させたりすることもあるが、農家と地域のコミュニティ間での交渉を通じて、水質や大気の水質の改善を図ることができる可能性がある。

他方、地球温暖化ガスや炭素貯留といったグローバル公共財については直接的な交渉を行うことが難しい。これらのグローバル公共財をどの程度各地域で供給することができるのかについては、それぞれの地域の様々な状況によって大きく左右されるものの、その需要はグローバルなものとなっている。

農業環境公共財の地理的規模と排他性についても相関関係がある。一般的に、地理的規模が大きくなればなるほど、排他性を確保する仕組みを構築することが難しくなる。これはすなわち、グローバル公共財は純粋公共財であることが多いことを意味しており、特に政府の役割が重要となる可能性が高いことを示唆している。

第3項 農業環境政策と農業環境公共財との関係

次に、各国ごとにどの農業環境政策がどの農業環境公共財を対象として講じられているのかについて分析を行う。各国の農業環境政策の概要で、各国でどのような農業環境政策がどの農業環境公共財を対象に実施されているのか、取りまとめた表（表 3-1、3-2、3-4、3-5）を作

成したが、これらの表を表 3-9 のとおり整理し直した。その結果、以下の特徴が明らかとなった。

環境規制は、今回取り上げた国の多くで用いられている。特に、土壌保全と土壌の質、水質、水量、大気の水質及び生物多様性に関して用いられている。しかし、気候変動と国土保全機能に関しては用いられていない。また、多くの場合、環境規制は農家だけでなく、非農家や農業以外の産業部門も対象としている。この環境規制は一般的に、社会が強制的に維持しようとする環境の質のレベルを定めるものである。

環境税・課徴金は、オランダにおいて、水質と農村景観に関して用いられている。環境税は、農家のインセンティブに変化を加えることにより、農業環境公共財の市場が存在しないことによって生じている誘因不全を克服しようとするものであり、税や課徴金によって、価格によるインセンティブを代替しようとするものである（OECD, 2010c）。

農業環境支払いは、5か国におけるほとんどの農業環境公共財に関して、主要な政策となっている。農業環境支払いのうち、ある特定の農法を対象としたもの（インプット・ベースの政策）が最も多く用いられており、農業投入材（インプット）ではなく、環境面での成果（アウトプット）、すなわち、農業環境公共財の改善状況を基に支払いを行っているものは、ほとんどなかった。アメリカの「保全管理計画（Conservation Stewardship Program（CSP））」が、農業環境公共財の改善状況を基に環境支払いを行っている。しかし、これも実際の環境面での成果そのものに基づくものではなく、農業環境公共財の改善状況を近似するポイント制度を用いて支払いを行うものであり、実際に農業環境公共財の改善状況を個別に確認して、その改善状況に応じて支払いを行っているわけではない。このアメリカのCSPでは、ポイントのランキングに基づいて、制度の申請者から環境支払いを受給することができる者が選ばれ、支払額が決定されることとなる。CSPは、土壌保全と土壌の質、水質、水量、大気の水質及び生物多様性といった幅広い農業環境公共財に対処するための政策として用いられている。

取引可能な許可証の使用は未だ特別な場合に限定されている。オーストラリアは水の管理を行う際に、取引可能な許可証制度のみを用いて対処しているが、その他の国は、水の管理のために複数の政策を実施している。

共同行動対策は、土壌の質、水質、水量、生物多様性などいくつかの地域の農業環境公共財の供給のために、オーストラリア、オランダ、日本において実施されている¹³⁵。共同行動は、地域のコミュニティ、地域のグループ（地域住民、地域のNGO、地方行政機関等）を活動に関与させ、参加者が有している資源を持ち寄ることで相乗効果を生み出すことができるとともに、農業環境公共財を供給するために必要となる広範な地域を対象とすることができる。

最後に、技術支援、普及活動等の技術的手法は5か国全てにおいて、多くの農業環境公共財に関して用いられている。これらの技術的手法は、農家が農業環境公共財の潜在的な重要性を認識していない場合に有益である。一般的に、技術的手法は、環境支払いや環境規制等その他の政策と共に用いられる。

¹³⁵ 共同行動対策については、次章でより詳細な分析を行う。

表 3-9 OECD 5 か国における農業環境政策と政策対象とされている農業環境公共財

		土壌保全と土壌の質					水質					水量				
		日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ	日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ	日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ
規制的手法	環境規制	X	X		X		X	X	X	X	X	X		X	X	X
	環境税/課徴金														X	
	クロス・コンプライアンス			X	X	X			X	X				X	X	
経済的手法	農法に対する環境支払い	X	X	X		X		X	X		X	X			X	X
	休耕に対する環境支払い					X			X						X	X
	固定資産に対する環境支払い	X		X			X		X					X		
	成果に対する環境支払い					X					X					X
	取引可能な許可証										X		X	X		X
技術的手法	共同行動対策		X				X	X				X				
	技術支援/普及活動/研究開発/表示/基準/証明	X	X	X		X	X	X		X			X			X
政策 (X) の数		総数：19 平均：3.8					総数：22 平均：4.4					総数：20 平均：4				
		大気の大気					気候変動 (地球温暖化ガス)					気候変動 (炭素貯留)				
		日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ	日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ	日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ
規制的手法	環境規制	X	X	X	X	X			X							
	環境税/課徴金															
	クロス・コンプライアンス				X							X				
経済的手法	農法に対する環境支払い			X		X		X	X			X	X	X		
	休耕に対する環境支払い					X							X			
	固定資産に対する環境支払い	X			X				X	X				X		
	成果に対する環境支払い					X										
	取引可能な許可証						X			X						
技術的手法	共同行動対策								X						X	
	技術支援/普及活動/研究開発/表示/基準/証明	X			X	X	X		X	X			X	X		
政策 (X) の数		総数：15 平均：3					総数：11 平均：2.2					総数：9 平均：1.8				

表 3-9 OECD 5 か国における農業環境政策と対象農業環境公共財（続き）

		生物多様性					農村景観					国土保全機能				
		日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ	日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ	日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ
規制的手法	環境規制		X	X	X	X				X	X					
	環境税/課徴金									X						
	クロス・コンプライアンス	X		X	X	X			X	X	X			X	X	
経済的手法	農法に対する環境支払い	X	X	X	X	X	X		X	X		X		X		
	休耕に対する環境支払い			X	X	X			X	X			X			
	固定資産に対する環境支払い				X				X							
	成果に対する環境支払い					X										
	取引可能な許可証		X		X	X				X						
技術的手法	共同行動対策	X	X		X		X			X		X				
	技術支援/普及活動/ 研究開発/表示/基準/証明	X	X	X	X	X			X	X	X		X	X		
政策 (X) の数		総数：29 平均：5.8					総数：18 平均：3.6					総数：8 平均：1.6				

1. この表は各国において最も使用されている政策を列記しているものではない。
出典: OECD (2015) に基づき筆者作成。

表3-9が示しているとおおり、ある1つの農業環境公共財に対して、通常、いくつもの農業環境政策が同時に実施されている。例えば、水質は、アメリカで政策対象とされている主な農業環境公共財の1つである。水質を改善するため、連邦政府及び州政府により、環境規制、農法に基づく環境支払い、技術支援、取引可能な許可証、環境税といった一連の政策が実施されている。一般に、アメリカでは、規制的手法は主に農業の点源汚染に対処し、その他の政策は農業の非点源汚染に対処している。双方の政策を講じることが、アメリカにおいて水質改善を図るために必要である。このように多くの農業環境政策が同時に実施されているということは、効果的なポリシーミックスを行うことが、政策の費用対効果を高め、環境目標を達成する上での鍵となることを意味している。5か国において政策対象とされている9つの農業環境公共財に関して、全ての国が生物多様性について、ポリシーミックスを行っている（表3-9の政策(X)の数は合計で29、1か国平均5.8）。この政策の数の多さは、生物多様性の問題の複雑さを反映している。ポリシーミックスは、水質（総数22、平均4.4）、水量（総数20、平均4）、土壌保全と土壌の質（総数19、平均3.8）、大気の質（総数15、平均3）などその他の農業環境公共財についても用いられている。他方、農村景観について、ヨーロッパの2か国（英国、オランダ）においては多くの政策がミックスされている（総数13、平均6.5）が、日本とアメリカで実施されている政策の数は少ない（総数5、平均2.5）。対象とする農業環境公共財に応じて、適切なポリシーミックスを講じる必要がある。

第3節 リファレンス・レベルによる農業環境政策の政策分析

第1節では各国の農業環境政策を、第2節では農業環境政策と農業環境公共財との関係を議論してきたが、これまでの分析では各国がどのような基準に基づいて農業環境公共財を供給するために政策を実施し、そしてその費用をどのように負担しているのかが明からではない。このため、本節では各国の農業環境政策についてリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析を行う。

一般に、環境目標やリファレンス・レベルの定義は各国毎に異なることが知られている（OECD, 2010c）。しかし、各国がどのように環境目標とリファレンス・レベルを定義しているのかについて調査している研究はほとんど存在しない。したがって、本節では第1項において各国がどここの環境水準に対してどのように農業環境公共財に関する環境目標とリファレンス・レベルを設定しているのかについて明らかにする試みを行う。ここで、リファレンス・レベルを「どこに」設定するのかというのは、どの環境レベルやどのインプットに設定するかという問題であり、「どのように」設定するのかというのは、その環境レベルを農家に遵守させるための手法、すなわち、政策手段や環境に対する社会の認識や財産権の状況等その決定に影響を与えるプロセスのことをいう。したがって、まず第1節において、各国において「どこに」「どのように」リファレンス・レベルと環境目標が設定されているのか、主にその設定状況を確認し、続いて第2項及び第3項において、第2章のリファレンス・レベルの枠組みを用いて各国の農業環境政策についての分析を行い、続く第4節も含め、リファレンス・レベルに関する考察を行う。

第1項 リファレンス・レベル及び環境目標の設定状況

1. 各国のリファレンス・レベル及び環境目標の設定状況

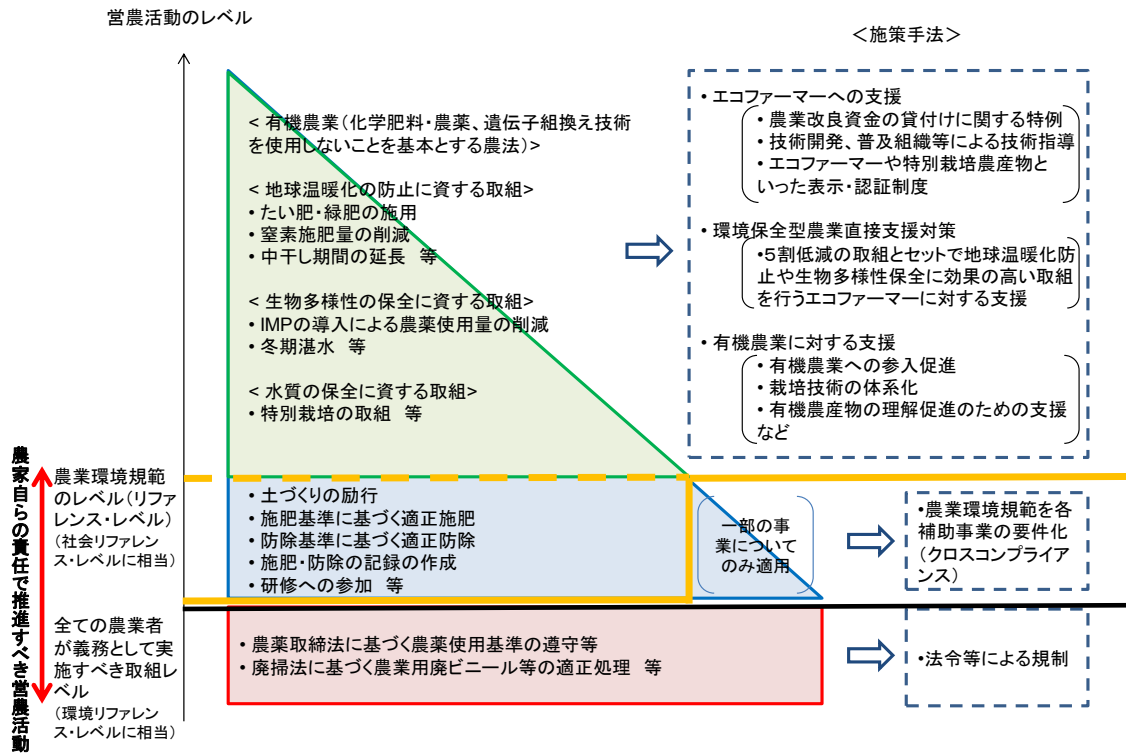
1) 日本のリファレンス・レベル及び環境目標

初めに日本のリファレンス・レベル及び環境目標を分析した上で、各国のリファレンス・レベル及び環境目標を分析する。まず、農林水産省がどのようにリファレンス・レベルを整理しているのかを確認する。

図3-2は、農林水産省（2012）がリファレンス・レベルを用いて農業環境政策を整理したものを修正したものである。図3-2では、まず、全農家が遵守しなければならない取組レベルについて環境規制を設定している。このレベルは法令等によって規制され、すべての農家が義務として実施しなければならないレベルであり、これより下のレベルでは、汚染者負担原則に基づき、農家が費用を負担しなければならない。また、我が国では、農業によって多面的機能、すなわち、公共財が供給されているとされている（食料・農業・農村基本法第3条）ことから、環境規制のレベルを超えるレベルでは農業によって環境便益が供給されていることとなる。したがって、このレベルが環境便益と環境損害を区分する環境リファレンス・レベルに相当する。

そして、さらに日本では、農業環境規範を一部の補助金の要件（クロス・コンプライアンス）とし、農林水産省（2012）はこの農業環境規範の環境レベルをリファレンス・レベルと位置づけ、農家が自らの責任で実施すべき営農活動と整理している。この農林水産省のリファレンス・レベルは、農家が自ら費用を負担して達成する必要がある環境水準であることから、このレベルが社会リファレンス・レベルに相当することとなる。ただし、この農業環境規範は一部の補助金を受給する場合についてのみ適用されることから、多くの場合、社会リファレンス・レベルは環境リファレンス・レベルと一致していることとなる。そして、このレベルを超えて提供される環境便益に対して農業環境支払いが行われることとなる。

図 3-2. 日本におけるリファレンス・レベルの概念図



出典: 農林水産省 (2012) に基づき筆者作成。

この日本の社会リファレンス・レベルを決定している農業環境規範は、2005年に農林水産省が策定した「環境と調和のとれた農業生産活動規範」のことであり、同規範は環境との調和のために農家に取り組むべき基本的な事項を整理している (表 3-10)。この農業環境規範は、環境と調和のとれた営農活動を促進するため、欧米のクロス・コンプライアンスに倣って導入されたものであり、一部の補助事業を受給する際の要件となっている。

表 3-10 農業環境規範の内容

I 作物の生産	II 家畜の飼養・生産
1 土づくりの励行	1 家畜排せつ物法の遵守
2 適切で効果的・効率的な施肥	2 悪臭・害虫の発生を防止・低減する取組の励行
3 効果的・効率的で適正な防除	3 家畜排せつ物の利活用の推進
4 廃棄物の適正な処理・利用	4 環境関連法令への適切な対応
5 エネルギーの節減	5 エネルギーの節減
6 新たな知見・情報の収集	6 新たな知見・情報の収集
7 生産情報の保存	

出典: 農林水産省 (2005) に基づき筆者作成。

ただし、2014年度時点で、この農業環境規範が要件となっている補助事業は40事業に過ぎず（農林水産省、2015a）、例えば、畑作物の直接支払交付金、収入減少影響緩和交付金及び米の直接支払交付金を受給する際の要件となっていないなど、欧米とは異なり、必ずしも多くの農業者に対してその履行を求めることによって環境改善を促すようなものとはなっていない。また、OECD（2010b）では「農業環境支払い」の受給要件と、「農業所得支払い」の受給のためのクロス・コンプライアンスを区別しており、「クロス」とは「農業所得支払い」と「環境要件」を「クロス」させる、すなわち、結びつけることを意味している。しかし、上述のとおり、畑作物の直接支払い交付金等の農業所得支払いの受給要件に農業環境規範が設定されていないなど、日本では、この「クロス」が必ずしも存在しない、又は弱く、農業環境規範の環境要件は主に環境保全型農業直接支払交付金等の「農業環境支払い」とのみ関連づけられているのが実態である。

このように日本でクロス・コンプライアンスの取組が広がらないのは、環境リファレンス・レベルがクロス・コンプライアンスのレベルに設定され、それ以下の取組は環境損害であるから補助金の交付を受ける農家すべてが当該レベルを満たすべきであるという社会的な認識ができていくわけではなく、環境リファレンス・レベルが環境規制のレベルに設定され、それ以上の営農行為は多面的機能を供給するものであるという考えがとられており、環境規制のレベルからクロス・コンプライアンスのレベルまで引き上げられていないためだと言える¹³⁶。したがって、図3-2のとおり、日本では、多くの場合、社会リファレンス・レベルと環境リファレンス・レベルが一致している¹³⁷。

また、図3-2は営農活動のレベルを縦軸にとり、あらゆる農業環境目標を区別せずに取りまとめていることから、個々の農業環境公共財ごとの農業環境目標及びリファレンス・レベルがどこのレベルに設定されているのかがわからない。そして、日本において、この分野における研究もほとんど存在しない。このため、本稿では、より深くリファレンス・レベル及び環境目標について理解し、議論するため、日本で政策対象とされている9つの農業環境公共財について、それぞれリファレンス・レベルと環境目標がどこに設定されているのかについて分析を行った。上述のとおり、日本では環境リファレンス・レベルは各農業環境規制のレベルに設定され、規制が存在しない場合は現在の農法レベルに設定されている。そして、これらの環境規制のレベルを超えた場合は多面的機能として環境便益が供給されていることとなる。また、社会リファレンス・レベルは、表3-1の各政策によって、農家が費用を負担しているレベルである。我が国では農業環境支払いが行われる場合でも農家に費用負担を求めている場合があることから、環境リファレンス・レベルを超えたレベルに社会リファレンス・レベルが設定されている場合がある。表3-11はその結果を取りまとめたものである。

日本では、水質と土壌の質・土壌保全については、両者とも、環境目標と環境リファレンス・レベルが設定されている。これらの公共財については、様々な産業由来の汚染が問題になった1960-70年代に環境規制が導入され、環境規制以下では、農家が

¹³⁶ これに対し、後述するように、ヨーロッパではクロス・コンプライアンスのレベルに社会リファレンス・レベルだけでなく環境リファレンス・レベルも設定され、クロス・コンプライアンスを下回るレベルでは環境損害がもたらされている状況にある。これはヨーロッパでは日本の政策のように補助金の一部についてのみクロス・コンプライアンスが適用されるのではなく、クロス・コンプライアンスが共通農業政策の第一の柱の直接支払いの要件とされ事実上の規制としての役割を果たしているためである。

¹³⁷ 以下の議論では両者が一致している場合は単にリファレンス・レベルとする。

環境汚染を引き起こしているため、この基準は環境リファレンス・レベルとなっている。また、環境規制以下の水準に対しては、汚染者負担原則（Polluter-Pays-Principal: PPP）が適用され、汚染削減のための費用は汚染者である農家が負担しなければならないこととされていることから、この環境リファレンス・レベルは社会リファレンス・レベルでもある。ただし、畜産農家については、家畜排せつ物処理施設の設置を自ら費用を負担して行うべきであるところ、政府による支援が行われていることから、環境リファレンス・レベルより社会リファレンス・レベルが低いレベルに設定されている。この環境基準は一般的に農業だけでなく、その他の産業も満たす必要があることが多く、これらの最低限の基準は、科学的基準に基づいて法律で規制されている。

一方、気候変動（炭素貯留、地球温暖化）、国土の保全などの農業環境公共財についてははっきりとした環境リファレンス・レベル及び社会リファレンス・レベルを見つけることができなかった。ただし、これはリファレンス・レベルが存在しないことを意味するのではなく、現在の農法に基づく環境レベルがリファレンス・レベル（環境リファレンス・レベル及び社会リファレンス・レベル）となっていることを意味している。この場合、ある対策において、環境目標を達成するために農家に対して農業環境を改善することを求める場合、農家は既に彼らが満たさなければならない環境基準を満たしていることから、農業環境支払いの導入を検討する必要がある可能性がある（OECD, 2010b）。ただし、日本では、例えば、共同行動による国土の保全機能については、農家自身も便益を享受することから、環境リファレンス・レベルより社会リファレンス・レベルが高く設定され、農家自身が環境便益の供給に伴う費用の一部を負担している。

表 3-11. 日本のリファレンス・レベルと農業環境目標の概要

農業環境公共財						
	農村景観	生物多様性	水質	水量・水源かん養	土壌の質・土壌保全	炭素貯留
環境目標	景観法に基づく景観農業振興地域整備計画の中で地域の目標設定がなされている場合がある。	「生物多様性国家戦略 2012-2020」の中で、「2020 年までに、生物多様性の保全を確保した農林水産業が持続的に実施される」ことが掲げられている。	「水質汚濁に係る環境基準」により、河川と湖沼の農業用水に係る水素イオン濃度、生物化学的酸素要求量、浮遊物質、溶存酸素量についての目標が定められている。	—	地力増進法に基づく地力増進基本指針が水田、普通畑、樹園地における土づくりのための基本的な改善目標を定めている。	—
環境 RL (X^{RE})	現在の農法レベル（一部、景観法に基づく地域レベルの規制が存在する場合がある。）	現在の農法レベル（外来生物、遺伝子組換え生物等についての規制がある。）	現在の農法レベル（水質汚濁防止法に基づき、畜産については、汚濁物質の主な発生源である畜産施設からの排水が規制されている。）	現在の農法レベルより高いレベル（河川法により農業用水を含む河川の流水占用について水利権が定められている。）	現在の農法レベルより高いレベル（土壌汚染防止法により、土壌に含まれる有害物質（カドミウム、銅、ひ素）について規制がある。）	現在の農法レベル
社会 RL (X^{RS})	一部環境 RL のレベルより引き上げ（多面的機能支払を受給する場合は、共同行動の費用の三分の一を農家が負担）	一部環境 RL のレベルより引き上げ（環境保全型農業直接支援対策を利用する場合は、農業環境規範）	一部環境 RL のレベルより引き下げ（家畜排せつ物処理施設の導入に対する支援）	一部環境 RL のレベルより引き上げ（多面的機能支払を受給する場合は、共同行動の費用の三分の一を農家が負担）	原則として環境 RL と同じレベル	一部環境 RL のレベルより引き上げ（環境保全型農業直接支援対策を利用する場合は、農業環境規範）
農業環境公共財						
	地球温暖化	大気	国土保全			
			洪水防止	雪害防止	火災防止	
環境目標	2030 年度までに温室効果ガスを 2013 年度比で 26%削減する。	「大気汚染に係る環境基準」が二酸化硫黄、二酸化炭素、二酸化窒素を含め、大気汚染に関する国レベルの目標を定めている。	「社会資本整備重点計画」は、水害の防止に関する目標を定めているが、水田による洪水防止機能に関する個別の目標は存在しない。	国全体としての目標は存在しない。地域ごとの目標が設定されている場合がある。	国全体としての目標は存在しない。地域ごとの目標が設定されている場合がある。	
環境 RL (X^{RE})	現在の農法レベル	現在の農法レベルより高いレベル（悪臭防止法に基づく地域レベルのベースラインが設定されている場合がある。）	現在の農法レベル			
社会 RL (X^{RS})	原則として環境 RL と同じレベル	原則として環境 RL と同じレベル	一部環境 RL のレベルより引き上げ（多面的機能支払を受給する場合は、共同行動の費用の三分の一を農家が負担）			

出典:筆者作成。

続いて、日本のリファレンス・レベルがどのように設定されているのかについて分析する。日本における環境リファレンス・レベルは環境規制における規制レベルと同じであることが多い、すなわち、環境規制によって設定されていることが多い。そして、社会リファレンス・レベルも環境リファレンス・レベルと同じレベルに設定されていることが多い。しかし、両者は必ずしも常に同じレベルではない。社会リファレンス・レベルが環境規制レベル（環境リファレンス・レベル）より低く設定され、政府がこれらの基準を満たすために農家に対して支払いをすることもある。例えば、水質汚染や悪臭を防止し、畜産関係の環境問題を改善するために、日本では1999年から農家に対して、家畜排せつ物を適切に管理することを義務付け、当該管理を行うために必要な施設を導入する畜産農家に対して金融上の支援措置等を講じている。

また、図3-2のように、農業環境規範がクロス・コンプライアンスとして規制レベル（環境リファレンス・レベル）を超えて社会リファレンス・レベルを設定することもある。例えば、生物多様性の向上を図るため、環境保全型農業直接支援対策を利用して水田の冬季湛水を行う場合、農家は農業環境規範の水準を満たさなければならない。

一方、環境目標については、炭素貯留などいくつかの農業環境公共財に関して、適切なデータや知見が不足していることもあり、明確な目標が設定されていない。大気の質や洪水防止などいくつかの農業環境公共財については全産業横断的な環境目標はあるものの、農業分野についての目標がない。環境目標は環境改善を目指すことが理想的だが、ほとんどの農業環境関係の状況が悪化していることから、里山景観の保護など現状を維持することも環境目標となりうると考えられる。また、環境目標も歴史的・文化的背景に基づいて決定されるが、リファレンス・レベルと比べてより政治的な関心・意向が反映される傾向にある。

この環境目標はアウトプット・ベース（出口基準）又は供給される農業環境公共財の状況に直接関係するものとすべきであるが、多くの場合、代理指標（例えば、生物多様性の指標として、エコファーマーの目標数を使用）が用いられている。定量的な目標がなく、代わりに農村景観の維持などの定性的な目標が設定される場合もある。このような場合、政策評価が難しくなるといった課題がある。また、生物多様性の保全などの全体的な環境目標が設定されていても、個々の政策（例えば環境保全型農業直接支援対策）がどの程度当該目標を達成し、他の政策がどの程度同目標を達成しようとしているのかが不明確なことが多い。

2) 各国のリファレンス・レベル及び環境目標

次に各国のリファレンス・レベル及び環境目標を分析する。各国のうちEUは共通農業政策において環境規制と環境支払いを組み合わせる上で、現にリファレンス・レベルの枠組みを用いていることから、本稿では、英国、オランダ、オーストラリア、アメリカの4カ国の事例を取り上げるが、特にEU（英国及びオランダ）の事例を中心に分析を行う¹³⁸。

EUはリファレンス・レベルを次のとおり定義している。

「リファレンス・レベル（又はベース・ライン）は、環境要件の遵守費用を農家が負担する場合と、環境目標を達成するための補償を環境対策を実施する農家に対して行う場合を区分するものである。国際的に合意された汚染者負担原則の定義に従い、リファレンス・レベルは環境規制又はクロス・コンプライアンス要件によって義務的

¹³⁸ 一方、オーストラリア及びアメリカについては、リファレンス・レベルを政府が明確に意識して農業環境政策を立案していることを確認できなかった。

な環境基準として規定されている。このリファレンス・レベルを超える場合に農業環境支払いが適用される。」(EC, 2015)

この EU のリファレンス・レベルの定義は費用の分担を分けるレベルであることから、社会リファレンス・レベルに相当する。しかし、EU は同時に、このリファレンス・レベルが汚染者負担原則が適用される区分を決めるレベルであるとしている。これはリファレンス・レベルが環境損害と環境便益を分けるレベルであることを意味する。したがって、EU では、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが明確に区別されておらず、両者は環境規制又はクロス・コンプライアンスによって決定されるとされていることがわかる。以下、英国、続いてオランダの事例について分析を行う。

① 英国

英国¹³⁹では、Defra (2009) によると、リファレンス・レベルは①法令による最低基準要件、又は②農家が満たすことが期待されている優れた農法の基準のいずれかによって設定されている。第一の法令による最低基準とは EU 指令又は英国の環境法令に基づくものであり、農家は当該基準を自ら費用を負担して満たさなければならない。その一部は法令遵守を担保するため、クロス・コンプライアンスの「法定管理条件 (Statutory Management Requirements (SMRs))」に組み込まれている。一方、第二の農家が満たすことが期待されている優れた農法の基準とは、クロス・コンプライアンスの「良好な農業・環境条件 (Good Agricultural and Environmental Conditions (GAECs))」のことであり、農家は共通農業政策の第一の柱の直接支払い及び第二の柱の農業環境支払いを受給するためにはこの基準を満たさなければならない (Cooper et al., 2009)。

図 3-3 は、英国におけるリファレンス・レベルと農法及び関連政策との関係を日本のリファレンス・レベルの図 (図 3-2) に倣って図示したものである。CAP には、第一の柱 (農業者の所得支持政策) と第二の柱 (農村振興政策) がある。EU 及び英国の環境法令は農家が共通農業政策による支援を受けるか否かにかかわらず満たさなければならない環境基準である。そして、第一の柱の直接支払い及び第二の柱の農業環境支払いを受給するための要件として、クロス・コンプライアンスに法定管理条件 (SMRs) を組み込むことにより、環境規制の遵守の担保を図っている。また、農家が満たすことが期待されている優れた農法を良好な農業・環境条件 (GAECs) としてクロス・コンプライアンスに組み込むことにより、第一の柱の直接支払い及び第二の柱の農業環境支払いを受給するためには、環境規制より一段高い環境レベル (SMRs が規定されていない分野においては、新たに設定された環境水準) を農家自ら費用を負担して達成することが要求されている。

多くの農家が第一の柱の直接支払いを受給していることから、このクロス・コンプライアンスのレベルが、多くの英国の農家にとっての満たすべき環境水準となっている。これは、この水準が農家にとって自ら費用を負担して満たすべき環境水準、すなわち社会リファレンス・レベルとなっているだけでなく、社会全体として、この水準まで農家が環境水準を満たすことを期待している、言い換えれば、当該基準を下回った場合には社会全体として環境損害をもたらしていると考えていることとなる。EC (2015) もクロス・コンプライアンスより下のレベルが汚染者負担原則が適用され、

¹³⁹ 英国の農業環境政策については、James Jones 及び Paul Silcock (Cumulus Consultants Ltd) から多くの情報提供を受けた。また、OECD の農業環境合同作業部会に出席した英国政府代表团からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

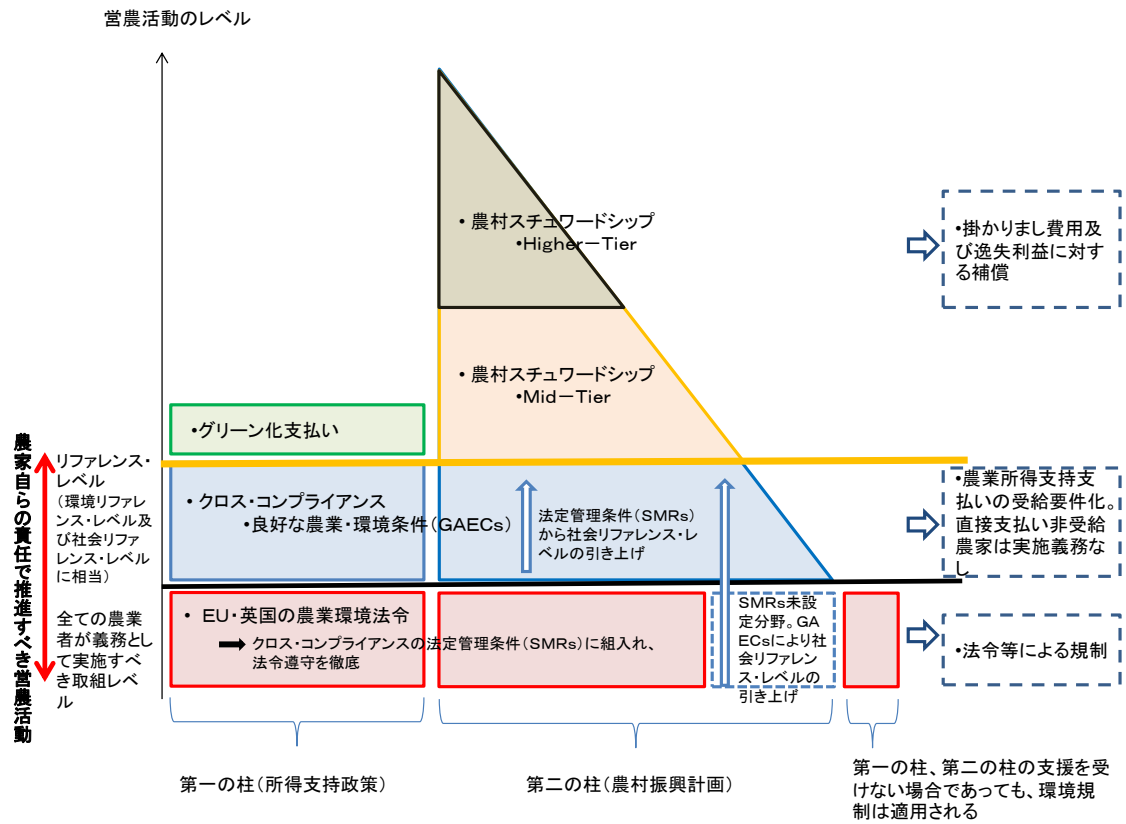
クロス・コンプライアンスより上のレベルでは環境支払いが行われるとしている。したがって、このレベルに環境リファレンス・レベルも設定されていることになる。つまり、英国をはじめ EU では、クロス・コンプライアンスのレベルに環境リファレンス・レベルも社会リファレンス・レベルも設定されており、クロス・コンプライアンスを導入することによって、社会リファレンス・レベルを環境規制のレベルからクロス・コンプライアンスのレベルまで引き上げたということがわかる。

そして、表3-3で確認したとおり、クロス・コンプライアンスのうち、GAECsの内容は主に水質、水量、土壌の質、農村景観に関するものであり、SMRsには水質に関する規制や農薬の適正管理を通じた土壌の質に関する規制はあるものの、水量や農村景観に関する規制は存在しないことから、水質、土壌の質に関するものについてはSMRsのレベルから社会リファレンス・レベルがさらに引き上げられ、水量や農村景観については現在の農法レベルから社会リファレンス・レベルが引き上げられたこととなる。

また、2013年の共通農業政策の改革により、新たに第一の柱の直接支払いにグリーン化支払いが導入された。この結果、加盟国は農業者の所得支持を目的としている直接支払いのうち、30%はグリーン化支払いに予算を配分しなければならないこととされた。そして、農家がこのグリーン支払いを受給するためには、①作物の多様化（小規模農家を除き3種以上の作物を生産すること）、②永年牧草地の維持、③生態系重点地域（Ecological Focus Area : EFA）の確保（小規模農家を除き農地の5%以上を景観地、緩衝用区画、休耕地等として確保すること）の3つの要件を満たす必要がある（EC, 2013）。これは農家からすると、これまでグリーン化の要件を満たさなくても受給できていた第一の柱の直接支払いについて、今後はグリーン化をしないと受給額が少なくとも30%減少することを意味している。さらに、2017年から制裁措置が実施され、グリーン化要件を達成しないとグリーン化支払いを受給できないだけでなく、2017年にはグリーン化支払額の20%、2018年以降は25%までを上限として課徴金が課されることとなっており、農家は実質的に第一の柱の直接支払いのうち基礎的な支払いの一部も失うこととなる（勝又, 2014）。このように第一の柱の直接支払いを受給する農家に対しては、これまでのクロス・コンプライアンスに加えて、さらにグリーン化要件を満たすことを強く要求する見直しが行われたところである。ただし、グリーン化支払いがクロス・コンプライアンスと異なるのは、第一の柱の直接支払いを受給するためには、農家は自らの費用でもってクロス・コンプライアンスに規定された環境基準を満たさなければならないが、グリーン化要件の場合は、グリーン化支払いを活用してグリーン化要件を満たすための活動を行うことができるという点である。したがって、グリーン化支払いの導入によって、農家自らの費用で達成しなければならない環境水準である社会リファレンス・レベルそのものが引き上げられたと解するのは適当ではない。むしろ、農業環境支払いと同様、グリーン化支払いを活用して、クロス・コンプライアンス以上に環境改善を図ろうとしていると整理することができる。

そして、英国の場合は、第二の柱の農村開発計画のうち「農村スチュワードシップ（Countryside Stewardship）」によって、社会リファレンス・レベルを超えてさらに環境改善を図ることが促進されている。この農村スチュワードシップとグリーン化支払いについては、同じ活動による重複受給を防ぐため、当該農地がグリーン化支払いを受給している場合は農村スチュワードシップによる支払額の減額措置が講じられているところである（Natural England, 2015）。

図 3-3. 英国におけるリファレンス・レベルの概念図



出典: 筆者作成。

ただし、図 3-3 は営農活動のレベルを縦軸にとり、あらゆる農業環境目標を区別せずに取りまとめていることから、個々の農業環境公共財ごとの農業環境目標及びリファレンス・レベルがどこに設定されているのかがわからない。そこで、英国のリファレンス・レベル及び環境目標がどこの環境レベルにそれぞれ設定されているのかについて、農業環境公共財ごとにまとめたのが、表 3-12 である。上述のとおり、日本と異なり、EU では環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが一致している¹⁴⁰。

¹⁴⁰ EU の社会リファレンス・レベルはクロス・コンプライアンスによって設定されているが、農業所得支払いを受給しない農家はこのクロス・コンプライアンスの環境水準を遵守することが求められない（ただし、環境法令である SMRs のレベルの遵守は求められる）（図 3-3 の右下の四角に相当する部分）。これらの農家については、農家が自ら費用を負担して達成すべき環境水準である社会リファレンス・レベルを満たしていない状況にある。これは、農家に対して社会リファレンス・レベルの遵守を求めるのであれば、農業環境支払いによるインセンティブの付与によって対応するのではなく、環境規制等他の政策手法を用いるべきであることを示唆していると考えられる。

表 3-12. 英国のリファレンス・レベルと農業環境目標の概要

農業環境公共財					
	農村景観	生物多様性	水質	水量・水源かん養	土壌の質・土壌保全
環境目標	欧州ランドスケープ条約に基づくランドスケープ特性評価に従い、農村景観の適切な保全管理及び開発計画の方向性の設定が行われている。	英国生物多様性行動計画に基づく目標設定（生物多様性に対する負荷の軽減、持続可能な利用等）がなされている。	EC 水枠組指令により、河川・湖沼等の流域の水質について生態系にとって好ましい状態にすることが求められている。	EC 水枠組指令により、水の持続可能な利用と干ばつの影響緩和に関する目標設定がなされている。	EC 土壌保護に関するテーマ戦略により土壌悪化防止と土壌の持続可能な利用に関する目標が設定されている。
RL（環境 RL 及び社会 RL）	現在の農法レベルより高いレベル（クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件（GAECs）により、石垣の保全管理等の執行が求められている。）	現在の農法レベルより高いレベル（クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件（GAECs）と法定管理条件（SMRs）により野鳥等の生息物の保護が求められている。）	現在の農法レベルより高いレベル（クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件（GAECs）と法定管理条件（SMRs）により、河川沿いの緩衝帯の設置等が求められている。）	現在の農法レベルより高いレベル（水資源法による水使用の許可証及びクロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件（GAECs）により、水使用量の規制がある。）	現在の農法レベルより高いレベル（クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件（GAECs）により、土壌保全対策の実施等が求められている。）
農業環境公共財					
	炭素貯留	地球温暖化	大気の質	洪水防止	国土保全 火災防止
環境目標	EC 土壌保護に関するテーマ戦略により土壌の持続可能な利用に関する目標が設定されている。	2030 年までに温室効果ガスを 1990 年比で 40%削減する。	EC 国別排出上限値指令及び英国大気質戦略による排出規制	EC 洪水指令による洪水確率の減少目標	-
RL（環境 RL 及び社会 RL）	現在の農法レベル	現在の農法レベル	現在の農法レベルより高いレベル（クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件（GAECs）による野焼きの規制や、統合的汚染防止管理令による家畜排せつ物の処理施設の規制がある。）	現在の農法レベル	現在の農法レベル

出典: Jones et al. (2015) を基に筆者作成。

英国では、クロス・コンプライアンスにより、農村景観、生物多様性、水質、水量、土壌の質、大気の質については、具体的なリファレンス・レベルが設定されている。SMRs と GAECs の両方が関係している生物多様性、水質についてはクロス・コンプライアンスの導入によって社会リファレンス・レベルが従来の環境規制である SMRs のレベルから引き上げられ、GAECs のみが関係している農村景観や水量については、クロス・コンプライアンスの導入によって新たにこれまでの農法のレベルから GAECs まで社会リファレンス・レベルが引き上げられている。すなわち、農業環境公共財によっては、クロス・コンプライアンスの導入によって、さらに環境の質の改善が求められたものと、新たに環境の質の改善が求められるようになったものがあることがわかる。一方、農業環境公共財によっては、クロス・コンプライアンス等が適用されて

おらず、リファレンス・レベルを特定することができないものがあった。この場合、現在の農法に基づく環境レベルが社会リファレンス・レベルとなっていることとなる。

一方、環境目標については、定量的な環境目標が設定されている農業環境公共財は地球温暖化ガス排出量削減目標のみであり、多くの農業環境公共財についての環境目標は定性的な目標であった。また、環境の質が悪化しているような場合は、農村景観や土壌保全等、環境を維持することが環境目標になっている場合もある。

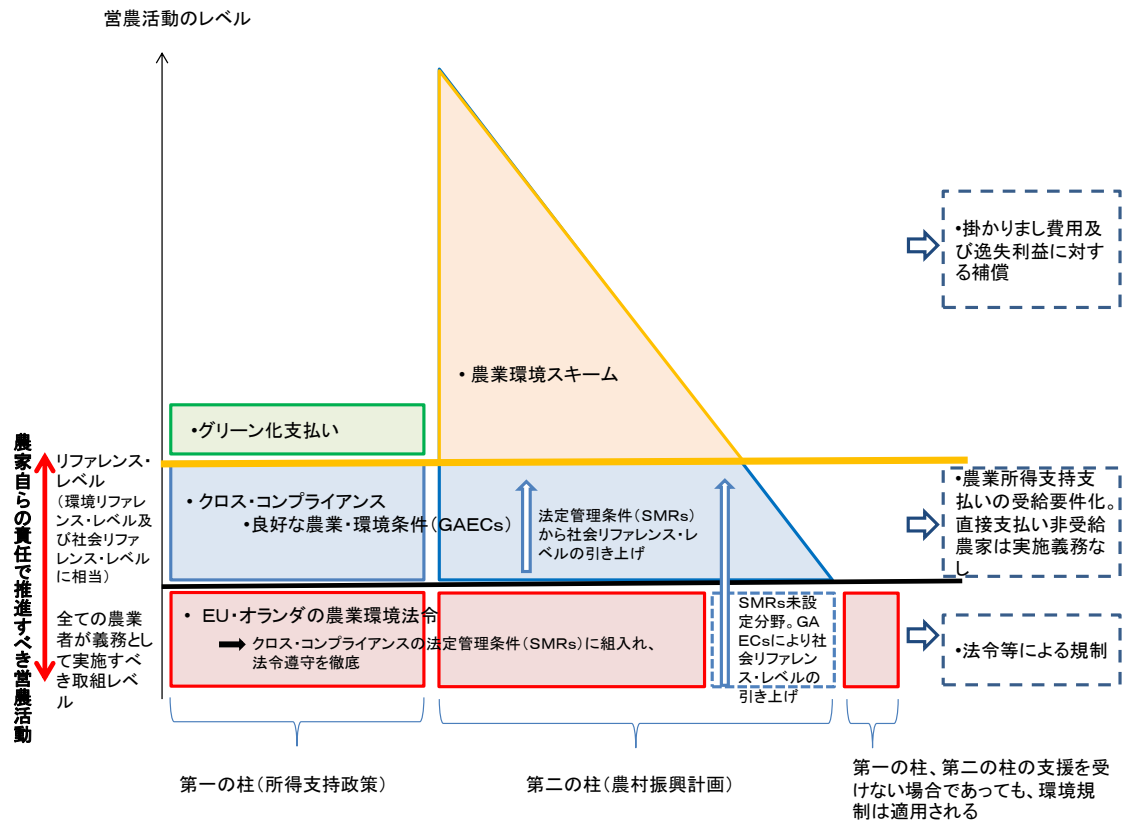
「どこ」に環境目標及びリファレンス・レベルを設定するかについては、科学的根拠に基づき、専門家による検証を経た上で政府によって決定されている。そして、「どのように」これらのリファレンス・レベルと環境目標が設定されるかについては、英国の場合、多くの農業環境公共財について、EUの枠組みの中で決定されている。また、英国においては、クロス・コンプライアンスによって環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが同じレベルに設定されている農業環境公共財と、現在の農法に環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが同じレベルに設定されている農業環境公共財が存在する。

② オランダ

英国同様、オランダもリファレンス・レベルはEU・オランダの環境法令とクロス・コンプライアンスによって設定されている。オランダのクロス・コンプライアンスも主に「法定管理条件 (Statutory Management Requirements (SMRs))」、「良好な農業・環境条件 (Good Agricultural and Environmental Conditions (GAECs))」から構成されている。SMRsはEC指令に基づくもので、直接支払いの受給農家に限らず全ての農家が遵守しなければならない環境規制であり、英国と同様、硝酸塩警戒地域 (Nitrate Vulnerable Zones) における水質汚染規制、野鳥保護、生物多様性保全、畜産 (豚、牛、羊、ヤギ) の証明登録、動物福祉等がある。一方、GAECsは直接支払いを受給するために遵守しなければならない事項であり、例えば、オランダの場合、土壌侵食を防止するための土地管理、土壌中の有機物質レベルの維持、野生生物の生息地の保全、水質保全、肥料・農薬の使用基準等がある。

図3-4は、オランダにおけるリファレンス・レベルと農法及び関連政策との関係を図示したものである。英国と同様、全ての農家はEUとオランダの法律に従わなければならない。また、クロス・コンプライアンスはEU共通農業政策の第一の柱の直接支払い及び第二の柱の環境支払いを受給する場合に、満たさなければならない追加的な環境基準であり、事実上、農家はこのレベルの環境水準を自ら費用を負担して達成することが求められていることから、当該レベルが環境便益と環境損害を分ける環境リファレンス・レベルであり、また農家が自ら費用負担をして達成する社会リファレンス・レベルとなる。そして、農業環境支払いは、クロス・コンプライアンスのレベルを超えて、さらに環境目標を達成するために用いられる。

図 3-4. オランダにおけるリファレンス・レベルの概念図



出典: 筆者作成。

ただし、英国の図 3-3 と同様、図 3-4 は営農活動のレベルを縦軸にとり、あらゆる農業環境目標を区別せずに取りまとめていることから、個々の農業環境公共財ごとの農業環境目標及びリファレンス・レベルがどこに設定されているのかがわからない。そこで、オランダのリファレンス・レベルと環境目標がどこの環境レベルにそれぞれ設定されているのかについて、農業環境公共財ごとにまとめたのが表 3-13 である。ここで、英国の場合と同様、オランダでは、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが一致している。

表 3-13. オランダのリファレンス・レベルと農業環境目標の概要

農業環境公共財					
	農村景観	生物多様性	水質	水量・水源かん養	土壌の質・土壌保全
環境目標	欧州ランドスケープ条約に基づき、農村景観の適切な保全管理及び開発計画の方向性の設定が行われている。特に国立景観地区では、景観保全、一部の地域では景観の復元が目標とされている。	国立生態系ネットワークと Natura2000 による生態系の保全	EC 水枠組指令により、河川・湖沼等の流域の水質について生態系にとって好ましい状態にすることが求められている。	EC 水枠組指令により、水の持続可能な利用と干ばつの影響緩和に関する目標設定がなされている。	EC 土壌保護に関するテーマ戦略により土壌悪化防止と土壌の持続可能な利用に関する目標が設定されている。
RL (環境 RL 及び社会 RL)	現在の農法レベルより高いレベル (クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件 (GAECs) により、石垣の保全管理等の執行が求められている。)	現在の農法レベルより高いレベル (クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件 (GAECs) と法定管理条件 (SMRs) により野鳥等の生息物の保護が求められている。)	現在の農法レベルより高いレベル (クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件 (GAECs) と法定管理条件 (SMRs) により、河川沿いの緩衝帯の設置等が求められている。)	現在の農法レベルより高いレベル (水管理委員会による管理及びクロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件 (GAECs) により、水使用量の規制がある。)	現在の農法レベルより高いレベル (クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件 (GAECs) により、土壌保全対策の実施等が求められている。)
農業環境公共財					
	炭素貯留	地球温暖化	大気の状態	洪水防止	
環境目標	EC 土壌保護に関するテーマ戦略により土壌の持続可能な利用に関する目標が設定されている。	2030 年までに温室効果ガスを 1990 年比で 40%削減する。	EC 国別排出上限値指令によるアンモニア排出規制	EC 洪水指令による洪水確率の減少目標	
RL (環境 RL 及び社会 RL)	現在の農法レベル	現在の農法レベル	現在の農法レベルより高いレベル (クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件 (GAECs) による野焼きの規制や、統合的汚染防止管理令による家畜排せつ物の処理施設の規制がある。)	現在の農法レベル	

出典: Schrijver and Uetake (2015) を基に筆者作成。

オランダにおいては農村景観、生物多様性、水質、水量、土壌の質、大気の状態については具体的なリファレンス・レベルと環境目標が設定されている。これらの農業環境公共財について、リファレンス・レベルはクロス・コンプライアンスと関連している。

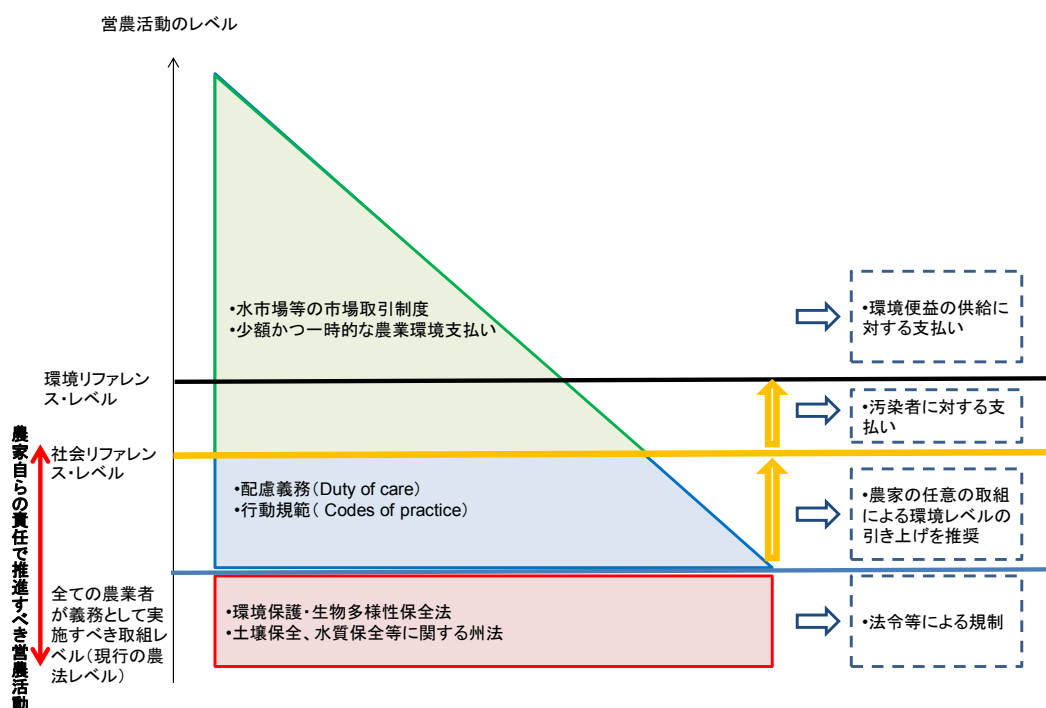
オランダでは、特に自然と文化的価値が高い地区が国立景観地区として認定されており、約 20 の景観地区が国土の 20%以上を占めている。これらの景観地区の主な環境目標は景観保全であり、一部の地域では、景観の復元が目標とされている。これらの地区では大規模な開発が制限され、野生生物の生息数の維持を図るための政策がとら

れている。また、土地利用規制により、これらの地区では土地利用の変更に関して許可が必要となっている。生物多様性に関しては、生物多様性の損失防止及びその回復を図ることが環境目標となっている。農村景観と生物多様性ともに現在の環境状況の維持を図ることに重点が置かれており、農村景観の保全や野鳥の保護等にクロス・コンプライアンスが設定され、これが社会リファレンス・レベルとなっていることから、農家はその維持・回復を図るための費用の多くを負担している。一般的に、オランダでは水が豊富に存在し、水管理委員会が農業用水の管理を行っている。水管理委員会は水路の管理を農家から徴収した費用を基に行っており、この場合、リファレンス・レベルはこの適正な水路の管理を行うことに設定され、農家はその費用を負担している（インプット・ベースのリファレンス・レベル）。土壌の質の保全については、クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件（GAECs）により、土壌保全対策の実施等が求められている。また、大気の質に関しては、クロス・コンプライアンスの中の良い農業・環境条件（GAECs）による野焼きの規制や、統合的汚染防止管理令による家畜排せつ物の処理施設の規制がある。

③ オーストラリア

オーストラリアでは、社会リファレンスレベルは、環境規制、配慮義務（Duty of Care）、行動規範（Codes of Practice）のいずれかによって設定されている（Pannell and Roberts, 2015）。ただし、この社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより低く設定されていることが、オーストラリアの大きな特徴である。図3-5は、オーストラリアにおけるリファレンス・レベルと農法及び関連政策との関係を図示したものである。

図 3-5. オーストラリアにおけるリファレンス・レベルの概念図



出典: 筆者作成。

オーストラリアはヨーロッパ人の開拓により多くの自然が失われたものの、未だにオーストラリア固有の品種を多く有するなど、数多くの自然が残されていることから、一般に農業は環境に対して負の影響をもたらしていると考えられており、生物多様性の保全なども、ヨーロッパ等と異なり、農地の中における生物多様性を保全するのではなく、開墾されていない地域における生物多様性を保全するため、農地の開墾や営農活動を抑制することに主眼が置かれている（Pannell and Roberts, 2015）。生物多様性以外にも、乾燥地帯が多く、水資源が限られているオーストラリアでは、干ばつや、農業による土壌侵食、土壌の塩化や水質汚染が大きな問題となっている（OECD, 2008）。このような厳しい環境下にあるオーストラリアでは、2015年に策定した今後のオーストラリアの農業の競争力強化のための投資計画である「ホワイト・ペーパー」において、今後オーストラリア農業が力を入れていく5つの分野の1つに「干ばつ対策とリスクマネージメントの強化（Strengthening our approach to drought and risk management）」を挙げている（Commonwealth of Australia, 2015）¹⁴¹。このように、オーストラリアの農業は環境に対して負荷をもたらしていることから、第1節で概観したとおり、オーストラリア政府の政策の主眼は、農業の環境負荷の低減にある。これは、現在、農業が環境に対して負の影響をもたらしている、すなわち、環境リファレンス・レベルが現在の農法より高いレベルにあること意味している。一方、法令によって最低限の環境レベルは確保されているが、法令に違反しない限り、農家は自らの農地を自由に利用することができる権利を有していると考えられている（Pannell and Roberts, 2015）。その結果、農家の行動の変更を求めるためには、農家に対する環境支払いが必要となっており、この支払いによって、現在の農法の改善を図り、環境レベルを環境リファレンス・レベルまで引き上げようとしている。これは、環境汚染の削減に対して環境支払いが行われている状態である。ただし、この環境汚染の削減に対する支払いは汚染者負担原則に反するものであることから、オーストラリアでは、この環境支払いは少額かつ一時的な支払いとなっている。

また、オーストラリアでは、環境規制による最低限の環境保全の確保に加え、農家の自主的な取組を促すことによって社会リファレンス・レベルを引き上げる試みが行われている。その一つが「配慮義務（Duty of care）」である。環境に関する配慮義務は、環境の責任者に対し、活動から生じる損害を防止するための合理的かつ実施可能なあらゆる手段を取ることを要求するものであり（Young et al., 2003）、クイーンズランド州ではこの配慮義務を盛り込んだ法令が制定されている。ただし、農家の配慮義務については数多くの議論が行われているものの、その運用は限定的なものに留まっている。配慮義務については、農家が義務を履行するための手段を自由に選択できるという利点があるものの、配慮義務とは何なのかが不明確で、環境損害を防止するためには多額の費用を要するような場合であっても農家の自助努力に依存しているという欠点がある（Pannell and Roberts, 2015）。

農家の自主的な取組を促すもう一つのアプローチとしては「行動規範（Codes of Practice）」がある。行動規範は農業管理手法についてのガイドラインであり、例えば、畜産施設から排出される家畜排せつ物の処理のためのガイドラインなどがこれにあたる。この行動規範は自主的なガイドラインであり、規制的手法の代わりに用いられる

¹⁴¹ その他の4つの分野は「農業ビジネスの公平な発展（A fairer go for farm businesses）」、「21世紀のインフラ建築（Building the infrastructure of the 21st century）」、「スマート農業（Farming smarter）」、「プレミアム市場へのアクセス（Accessing premium markets）」である（Commonwealth of Australia, 2015）。

こともある。ただし、配慮義務と同様、行動規範は農家に対して自主的な取組を促すものであり、その利用は限られたものとなっている（Pannell and Roberts, 2015）。

このように、オーストラリアでは、配慮義務又は行動規範によって農家に対して環境改善を図るための費用負担を促している（社会リファレンス・レベルを引き上げようとしている）。これは、農家により費用負担を求め、環境改善を図ろうとするものであることから、汚染者負担原則の適用を徹底させようとする取組であると整理することができる。しかし、その取組は限定的なものとなっており、環境規制によって明確に農家に対して義務を課しているもの以外は、現在の農法レベルが社会リファレンス・レベルとなっており、このレベルは環境リファレンス・レベルより低いものとなっている。

オーストラリアではリファレンス・レベルの運用方法は州によって異なるが、例えば、ヴィクトリア州では、表 3-14 のようにリファレンス・レベルと環境目標が各農業環境公共財に対して設定されている。

一般に、オーストラリアでは、水資源が貴重であり、また、オーストラリア固有の生物が多数存在することから、土地所有者は水資源の有効活用、生物多様性の保全に関する義務を負っている。ただし、オーストラリアでは水の利用に関しては厳しい規制が適用されているものの（Kildea and Williams, 2010）、その他の農業環境公共財に関しては、仮に最低限の規制が導入されていたとしても、関係行政機関の責任が不明確であることが多く、規制の遵守確認が必ずしも厳格に行われていない（Roberts and Craig, 2014）。また、生物多様性については、オーストラリアの場合、日本やヨーロッパと異なり、その多くが農地として開墾されていない原生林に存在することから、州政府や連邦政府は農家による農地開墾を規制することによって生物多様性を保全している。かつては、一部の州では、農家が農地の所有権を取得するための要件として原生林を開墾することを要求していたが、原生林が減少するにつれて、多くのコミュニティが野生生物の生息地である原生林の保全を望むようになり、現在のように農家による農地開墾に対する規制が導入されるようになった（Pannell and Roberts, 2015）。

一方、環境目標については、オーストラリアでは、州・連邦政府の環境政策又は計画、地域の環境計画の中で議論されている。例えば、連邦レベルでは、ナショナル・ランドケア・プログラム（National Landcare Program）（旧：国土の愛護（Caring for our Country））が、土壌保全対策に取り組む農家の数を増加させるなどの環境目標を設定している。また、州レベルのプログラムでは、ヴィクトリア州がギプスランド湖の窒素とリンの流入量を 40%削減するといった目標を設定している¹⁴²。

¹⁴² ただし、州政府を中心に設定されたこのギプスランド湖の窒素とリンの流入量 40%削減目標は、その実現可能性に関する事前分析が行われておらず、達成に要する費用についての分析も行われていないなどの問題を抱えていることが指摘されている（Roberts et al., 2012）。

表 3-14. オーストラリア（ヴィクトリア州）のリファレンス・レベルと農業環境目標の概要

農業環境公共財				
	水量	水質	生物多様性	
環境目標	マレー・ダーリング盆地計画による持続可能な水使用に関する目標設定がなされている。	ナショナル・ランドケア・プログラム (National Landcare Program) が、河川の水質改善などの環境目標を設定している。	ナショナル・ランドケア・プログラム (National Landcare Program) が、生物多様性の保全・回復などの環境目標を設定している。	
環境 RL	現在の農法より高いレベル（水資源が限られており、農業用水の効率的な利用が必要。水使用には許可証の取得が必要。取得費用は農家が負担。また、農家は水路のダム建設費用も負担。）	現在の農法及び社会 RL より高いレベル（サンゴ礁等を保全するため、河川の水質改善が必要）	現在の農法及び社会 RL より高いレベル（固有の品種が数多く存在し、土地の農業利用による生物多様性への悪影響を削減する必要）	
社会 RL	原則として環境 RL と同じレベル	環境 RL より低いレベル（水質保全のため、農家に対して農薬や家畜排せつ物が水路に流入することを防ぐための手段を講じることを求めるなどの州単位の規制が存在。さらに農家に自主的な取組を要求）。	環境 RL より低いレベル（環境保護・生物多様性保全法や生物多様性に関する州法により、土地所有者は自然に対する損害を防止し、生物多様性を保全する義務を負っている。さらに農家に自主的な取組を要求）。	
農業環境公共財				
	土壌の質・土壌保全	地球温暖化	炭素貯留	大気の水質
環境目標	ナショナル・ランドケア・プログラム (National Landcare Program) が、土壌保全対策に取り組む農家の数を増加させるなどの環境目標を設定している。	2030 年までに、2005 年比で、温室効果ガス排出量を 26%削減する。	—	—
環境 RL	現在の農法及び社会 RL より高いレベル（農業による土壌侵食、土壌の塩化等を防止する必要）。	現在の農法レベル	現在の農法レベル	現在の農法より高いレベル（家畜施設などの集約農業については、農場立地規制計画により市街地から離れた場所に施設を立地させる規制や、悪臭や排せつ物等の処理に関する許可証の取得を義務付け。）
社会 RL	環境 RL より低いレベル（土壌保全のため、土地所有者に対して土壌を保全・改善するための手法を取り入れ、土地を維持管理しなければならないことを求めるなどの州単位の規制が存在。さらに農家に自主的な取組を要求）。	原則として環境 RL と同じレベル	原則として環境 RL と同じレベル	原則として環境 RL と同じレベル

出典: Pannell and Roberts (2015) を基に筆者作成。

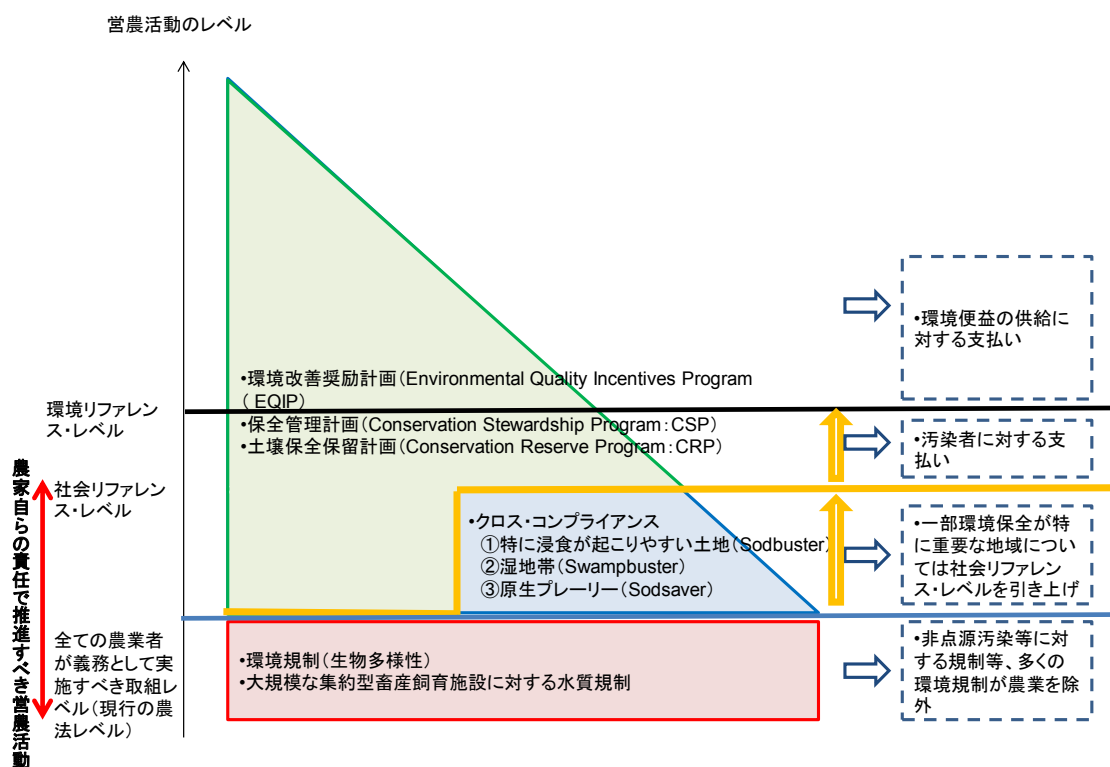
④ アメリカ

アメリカでは、農業は水質規制等多くの環境規制の対象外とされるなど、自ら費用を負担して一定の環境レベルを達成することから免除されていることが多く、ほとんどの社会リファレンス・レベルが農家の現在の農法レベルに事実上設定されている。ただし、アメリカでも一部の農業環境公共財に関しては、クロス・コンプライアンスが導入されており、このレベルが社会リファレンス・レベルとなっている。

ただし、アメリカにおいても、オーストラリアと同様、農業によって広大な土地が開墾され、その結果、土壌侵食が発生し、多くの湿地帯が失われたことから、農業は一般に環境に対して負荷をもたらしていると考えられている。そして、アメリカでは、農業による環境負荷を軽減し、環境改善を図るため、汚染者である農家に、汚染の削

減を図るための支払いを行っている。Shortle et al. (2012)はこの状況を「汚染者への支払いアプローチ (Pay-the-Polluter Approach)」と呼んでいる。これは、社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより低く設定されていることを意味している。図3-6は、アメリカにおけるリファレンス・レベルと農法及び関連政策との関係を図示したものである。

図3-6. アメリカにおけるリファレンス・レベルの概念図



出典: 筆者作成。

他国と同様、さらに詳細にアメリカのリファレンス・レベルと農業環境目標を取りまとめたのが表3-15である。

アメリカでは個人の所有権が憲法上強く保護されているため、土地利用を公共の福祉のために制限することが難しいものとなっている。このため、多くの環境規制が農業を対象外としている。しかし、アメリカでも、一部の農業環境公共財について環境規制により社会リファレンス・レベルが設定されている。その数少ない例の一つが点源汚染源である大規模な集約型畜産飼育施設に対する水質規制である。この場合は、水質浄化法に基づき農家は自ら費用を負担して家畜排せつ物の排出基準を満たさなければならない。また、湿地帯や野生生物の生息地についても、徐々に環境保護のために農家の農地に対する所有権を制限する動きが起きており、これらの自然を保全するための環境規制が導入されている。この場合、この湿地帯や野生生物の生息地の保全のための農地の所有権に対する土地利用規制が、社会リファレンス・レベル(インプット・ベースのリファレンス・レベル)となっており、農家はこの規制によって生じた逸失利益や機会費用を負担することとなる。

また、①特に浸食が起りやすい土地（Sodbuster）、②湿地帯（Swampbuster）、③原生プレーリー（Sodsaver）については、それぞれクロス・コンプライアンスが導入され、これらの地域では、農務省の農業所得安定化のための不足払いや農産物保険支払いの需給要件として農家は土壤保全対策、湿地帯への排水規制、原生プレーリーの保全対策の実施が求められている。この結果、これらの地域においては多くの農家にとってこのクロス・コンプライアンスのレベルが社会リファレンス・レベルとなっている。

表 3-15. アメリカのリファレンス・レベルと農業環境目標の概要

農業環境公共財				
	土壌の質・土壌保全	水質	水量・水源かん養	農村景観
環境目標	連邦政府の政策は、持続可能な土壌の生産性の確保を目的としている。	環境保護庁の監督の下、州の水質管理機関が水質目標を設定し、目標達成のために支援を行っている場合がある。	水資源の管理やその優先順位は州ごとに異なるが、一般的に連邦政府の政策はかんがい施設の効率性の向上やかんがい地区における水管理手法の改善を目的としている。	農地転用の減少が政策目標とされている。
環境RL	現在の農法及び社会 RL より高いレベル（土壌侵食を防ぐため、農地の休耕化等が講じられている）。	現在の農法及び社会 RL より高いレベル（非点源汚染源である農業は水質浄化法の規制対象外）。	現在の農法より高いレベル（水利権の内容は州ごとに異なるが、水資源が個人の所有である場合であっても、環境保護の観点から、連邦法及び州法による所有権に対する規制が適用される。）	現在の農法レベル
社会RL	現在の農法レベル（土壌侵食の著しい地域についてはクロス・コンプライアンスによる規制がある）。	現在の農法レベル（大規模な集約型畜産飼育施設については、水質浄化法により排出規制がある）。	原則として環境 RL と同じレベル	原則として環境 RL と同じレベル
農業環境公共財				
	湿地帯	野生生物	大気	
環境目標	連邦政府の政策は湿地帯の純損失の減少及び湿地帯の復元を目的としている。	連邦及び州政府の政策は、生息地、特に絶滅危惧種の生息地の保護・拡大を目的としている。	連邦政府による包括的な目標設定がなされているが、州政府はさらに高い目標設定が可能となっている。	
環境RL	現在の農法及び社会 RL より高いレベル（貴重な湿地帯が数多く存在し、土地の農業利用による悪影響を削減する必要）。	現在の農法及び社会 RL より高いレベル（貴重な野生生物が数多く存在し、土地の農業利用による生物多様性への悪影響を削減する必要）。	現在の農法及び社会 RL より高いレベル（ダスト・ボウルの発生など土壌侵食による深刻な大気汚染が発生）	
社会RL	環境 RL より低いレベル（湿地帯の減少については連邦及び州レベルの規制並びにクロス・コンプライアンスによる規制が存在。さらに汚染者である農家に対する支援を実施）。	環境 RL より低いレベル（野生生物の生息地の減少については連邦及び州レベルの規制が存在。また、プレーリーの原生草地については、クロス・コンプライアンスによる規制が存在。さらに汚染者である農家に対する支援を実施）。	現在の農法レベル（汚染者である農家に対する支援を実施）	

出典: Shortle and Uetake (2015) を基に筆者作成。

しかし、アメリカでは多くの場合、農業は環境規制の対象外となっており、現在の農法レベルが事実上の社会リファレンス・レベルを形成している。例えば、水質汚染についても、農業由来の水質汚染の大半は非点源汚染であるものの、この非点源汚染は水質浄化法の対象外となっており、この場合は農家による自主的な水質改善のための取組を促す施策がとられている。これは、社会リファレンス・レベルが事実上、現

在の農法レベルに設定されていることを意味している。同様に、大気の質についても、農業は古くから大気浄化法の規制対象外となっており、一般に、現在の農法が社会リファレンス・レベルを形成しており、農務省の農業環境政策により、農家の大気の質を改善するための取組に対して支援が行われている。その他の土壌の質、農村景観等の農業環境公共財についても、現在の農法レベルが事実上の社会リファレンス・レベルを形成している。このように、アメリカのリファレンス・レベル（社会リファレンス・レベル）は、多くの場合、環境規制ではなく、農家の所有権に基づく現在の農法レベルに事実上設定されている。ただし、これらの社会リファレンス・レベルは環境リファレンス・レベルより低く設定されていることが多く、農家の環境汚染の削減に対して環境支払いが行われている状態にある。

2. 各国ごとのリファレンス・レベル及び環境目標の相違

1) リファレンス・レベルの設定状況

以上のように、本稿ではこれまで5か国のリファレンス・レベルが「どこに」設定されているのかについてを中心に検証を行った。その結果を踏まえ、次に、「どのように」リファレンス・レベルが設定されているのか取りまとめたものが、表 3-16 である¹⁴³。これらのリファレンス・レベルは、実際に政策によって農家が費用負担を求められているレベルであることから、社会リファレンス・レベルに相当する¹⁴⁴。

表 3-16 からわかるとおり、社会リファレンス・レベルは土壌保全と土壌の質、水質、水量、大気の質、生物多様性等については、環境規制やクロス・コンプライアンスといった農業環境政策によって明示的に設定されているものが多いが、気候変動や国土の保全等については、事実上、現在の農法のレベルが社会リファレンス・レベルとなっていることが明らかとなった。

社会リファレンス・レベルが農業環境政策によって明示的に設定されているものは、環境汚染がかつて問題となり、環境規制が導入された農業環境公共財に多い。例えば、日本では、土壌の質と大気の質について、環境規制により社会リファレンス・レベルが設定されている¹⁴⁵。これらの公共財の社会リファレンス・レベルは 1960-70 年代に様々な産業による環境汚染が問題となった際に設定されたものである（農用地の土壌の汚染防止等に関する法律は 1970 年、悪臭防止法は 1971 年に、それぞれ制定された）。これらの汚染防止基準は農家だけでなく、その他の産業従事者も満たさなければなら

¹⁴³ リファレンス・レベルを「どこに」設定するのかというのは、どの環境レベルやどのインプットに設定するかという問題であり、「1. 各国のリファレンス・レベル及び環境目標の設定状況」で分析したとおり、各国とも農業環境公共財によって、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルの位置が異なる。一般的に環境リファレンス・レベルについては、図 3-2 から図 3-6 まで及び表 11 から表 15 までみたとおり、日本、英国及びオランダでは社会リファレンス・レベルと同じレベルに、オーストラリアとアメリカでは社会リファレンス・レベルより高いレベルに設定されていることが多い。

一方、「どのように」設定するのかというのは、その環境レベルを農家に遵守させるための手法、すなわち、政策手段やその政策決定に影響を与えるプロセスのことをいい、各国の政策によって決定されるのは農家が各農業環境公共財の供給にあたって負担する費用であることから、社会リファレンス・レベルとなる。環境リファレンス・レベルは環境便益と環境損害を分けるレベルであって、政策手段で決定されるものではない。

¹⁴⁴ ただし、後述するとおり、実際には、農家が費用を負担「すべき」とされている「あるべき負担レベル」と、実際に農家が負担している負担レベルに差がある場合がある。

¹⁴⁵ 畜産施設については水質汚濁防止法による規制の適用がある。

ない。このような最低限の環境基準は一般的に科学的知見に基づいて設定され、当該基準以下では汚染が生じている状態であることから、農家も当該基準を自ら費用を負担して達成しなければならない。

表 3-16 5カ国における農業環境公共財ごとの社会リファレンス・レベルの設定状況

	日本	英国	オランダ	オーストラリア	アメリカ
土壌保全と土壌の質	環境規制	クロス・コンプライアンス	クロス・コンプライアンス	環境規制 (一部自主アプローチ)	現行農法 (一部クロス・コンプライアンスによる規制)
水質	現行農法 (一部環境規制)	クロス・コンプライアンス	クロス・コンプライアンス	環境規制 (一部自主アプローチ)	現行農法 (一部環境規制)
水量	水利権	水利権 クロス・コンプライアンス	水利権 クロス・コンプライアンス	水利権 (一部自主アプローチ)	水利権
大気の質	環境規制	クロス・コンプライアンス	クロス・コンプライアンス	環境規制	現行農法
気候変動 - 地球温暖化ガス	現行農法	現行農法	現行農法	現行農法	—
気候変動 - 炭素貯留	現行農法	現行農法	現行農法	現行農法	—
生物多様性	現行農法	クロス・コンプライアンス	クロス・コンプライアンス	環境規制 (一部自主アプローチ)	環境規制 (一部クロス・コンプライアンスによる規制)
農村景観	現行農法	クロス・コンプライアンス	クロス・コンプライアンス	—	現行農法
国土の保全	現行農法	現行農法	現行農法	—	—

出典:筆者作成。

他方、社会リファレンス・レベルが農業環境政策によって明示的に設定されていない分野は、比較的新しい農業環境公共財に多い¹⁴⁶。例えば、炭素貯留や地球温暖化ガスなど一部の農業環境公共財については、日本、英国、オランダ、オーストラリアとも、社会リファレンス・レベルが明示的に設定されていなかった。これは社会リファレンス・レベルが存在しないことを意味するのではなく、現在の農法に基づく環境レベルが事実上の社会リファレンス・レベルとなっていることを意味している。この場合、農家は気候変動に関しては既に現状の環境管理でもって自ら達成しなければならない環境基準は満たしているため、これ以上の環境改善を促す場合には環境支払いや技術支援などの政府の支援が必要となる。

社会リファレンス・レベルの設定の方法は、各国によっても異なる。英国とオランダではリファレンス・レベルをクロス・コンプライアンスの中に組み込むことによ

¹⁴⁶ 後述するように、このような新しい農業環境公共財の分野については従来は規制がなかった、すなわち、農家に財産権が所属していたことから、農家が農地を自由に使用することができる権利を有しており、現在の農法に環境リファレンス・レベルも社会リファレンス・レベルも設定されていると考えられる。

て具体的に設定しているのに対し、日本、オーストラリア、アメリカではほとんどの場合において社会リファレンス・レベルが環境規制又は現在の農法レベルに設定されている。特に個人の所有権の保護が広く認められているアメリカでは環境規制から農業が除外されていることが多く、現在の農法レベルが社会リファレンス・レベルとなっていることが多い。日本も、農業は一般に多面的機能を供給しているとされていることから、現在の農法レベルに社会リファレンス・レベルが設定されていることが多い。また、社会リファレンス・レベルの設定は農業環境公共財によっても異なる。各国とも水量については、水利権を設定し、農家が使用できる水量を管理している。

続いて、DSR モデルとの関係について確認をする。社会リファレンス・レベルは、農業投入財や農法などの農業環境公共財に影響を与える要因（インプット・ベースのリファレンス・レベル）又は、環境面での成果、すなわち、農業環境公共財（アウトプット・ベースのリファレンス・レベル）のいずれかを対象に設定される（OECD, 2010b）。そして、本来、社会リファレンス・レベルは農家が自らの費用で達成すべき環境の質のレベルであるため、環境面での成果に対して設定されるべきである（アウトプット・ベースのリファレンス・レベル）。しかし、表 3-17 のオランダの社会リファレンス・レベルの設定状況が示しているとおおり、ほとんどの社会リファレンス・レベルは農業投入財の管理方法（例：農薬・肥料の使用管理）といった農業環境公共財に影響を与える要因に関して設定されている（インプット・ベースのリファレンス・レベル）ことがわかった。さらに、大気や国土の保全などの農業環境公共財については、アウトプット・ベースのリファレンス・レベルを設定している例が見られなかった。これは、これらの農業環境公共財については、農家だけでは環境状態をコントロールすることが難しく、農家が十分にコントロールできないものについてまで農家に費用負担を求めることは、社会的に合意形成を得るのが困難であるためだと考えられる。したがって、第2章で構築したとおおり、DSR モデルを用いた農業環境政策の分析が重要となる。DSR モデルを用いた農業環境政策の分析は第3項で行う。

リファレンス・レベルを設定する範囲や規模も、課題の1つである。国レベルではなく、場合によっては地域や地方レベルでリファレンス・レベルを設定する方が好ましい場合も想定される。例えば、日本では国レベルの農村計画に関する環境目標及びリファレンス・レベルは設定されておらず、地域レベルで設定されている。日本の景観法は、地域に対して農村景観を含む景観計画を立案することを促しており、地域住民や農家は景観保全のための将来計画を自ら決定する。そして彼らは環境保全型農業の推進を通じて、どの景観をどのように保全するのか自ら決めることとなる。社会リファレンス・レベルは農家が費用を負担するレベルであることから、政策立案者がその決定に強く関与することとなるため、政策が国レベルの政策なのか、地域レベルの政策なのかによって、設定される範囲が決まってくる。その際、政策立案者は現状が環境便益をもたらしている状況なのか、環境損害をもたらしている状況なのか、判断するので、環境リファレンス・レベルも政策が決定されるレベルと深く関係している。国レベルでの政策か地域レベルでの政策か、いずれの政策を立案するか、その際のリファレンス・レベルをどうすべきかは、達成すべき環境目標の議論と関係する。

表 3-17. インプット・ベースとアウト・プットベースの
リファレンス・レベル: オランダの例

農業環境公共財	社会リファレンス・レベル	
	インプット・ベースのリファレンス・レベル 農業環境公共財に影響を与える要因 (Driving force) (農業投入財と農法、農業インフラ)	アウトプット・ベースの リファレンス・レベル 環境面での成果 (State) (農業環境公共財)
土壌保全と土壌の質	<ul style="list-style-type: none"> 土壌管理、農業投入財規制、刈り株管理、緑肥用植物、低耕起管理、汚水・沈殿物管理、硝酸塩脆弱地域における規制 	-
水質	<ul style="list-style-type: none"> 土壌管理、農業投入財規制、農業散布禁止地域の設定、硝酸塩脆弱地域における規制 	<ul style="list-style-type: none"> 窒素流出管理
水量	<ul style="list-style-type: none"> 水利権 	<ul style="list-style-type: none"> 地下水層・水量管理
大気の質	<ul style="list-style-type: none"> 土壌管理、野焼き管理、汚水・沈殿物管理、硝酸塩脆弱地域における規制 集約的産業型農業経営（主に豚・鶏）による汚染防止管理 	-
気候変動 – 地球温暖化ガス	-	-
気候変動 – 炭素貯留	-	-
生物多様性	<ul style="list-style-type: none"> 生息地域・特別地域の保護 耕作・野焼き規制 環境影響評価 	<ul style="list-style-type: none"> 野鳥保護
農村景観	<ul style="list-style-type: none"> 生け垣、緑の回廊、その他景観的要素の保全 	-
国土の保全	-	-

1. 気候変動（地球温暖化ガス、炭素貯留）及び国土の保全については、現在の農法に基づく環境レベルが社会リファレンス・レベルとなっている。

出典: Schrijver and Uetake (2015) 及び Hart et al. (2011) に基づき筆者作成。

2) 環境目標の設定状況

それぞれの農業環境公共財について、明確な環境目標を設定することも重要である。環境目標は社会が達成しようとする環境の質の望ましいレベルである。各国は様々な農業環境公共財について環境目標を設定しており、その一部は、より大きな環境問題の一環として設定されている。例えば、日本は環境基本法に基づき「環境基準」を設けている。環境基準は政策の理想的な目標を決定するものであり、農業分野だけでなく、全産業を対象としたものである。現在、農業に関連する環境基準としては、大気の質、水質、土壌の質に関する環境基準がそれぞれ設定されている。また EU 各国では、いくつかの戦略や指令（例えば EU 生物多様性戦略 (EU Biodiversity Strategy)、EU 水政策枠組み指令 (EC Water Framework Directive)）が農業関連の公共財だけでなく、一般的な環境目標として設定されている。一方、農業環境についてのみ環境目標を設定しているものとしては、日本の地力増進法に基づく地力増進基本指針による土づくりのための目標などがある。

環境目標は、環境改善を図ることを目標として設定されることが望ましいが、多くの農業環境状況が悪化していることを踏まえると、現状を維持することも環境目標となりうる。

原則として、環境目標は環境改善の成果又は供給されている農業環境公共財の状況と直接関連している目標とすべきである。しかし、今般取り上げた OECD 諸国における環境目標についての分析の結果、環境目標は多くの農業環境公共財について必ずしも明確に設定されていないことが明らかとなった。農業環境公共財の状況と直接関連している目標ではなく、実際には代理指標や要因指標（農業環境公共財に影響を与える要因に関する指標）が多く用いられていた。例えば日本の「生物多様性国家戦略 2012-2020」（日本政府, 2012）は日本における農業生物多様性を含む生物多様性に関する様々な目標を設定しており、農業環境指標、非農業環境指標を含め計 50 の数値目標がある。このうち農業環境指標としては、①農業投入財や農法に関する指標（例：農業生産工程管理（Good Agricultural Practice: GAP）導入産地数、全ての農薬について登録保留基準等を策定）、②営農形態に関する指標（例：エコファーマー累積新規認定件数、地域共同活動への延べ参加者数）、③農業インフラに関する指標（例：中山間地域等の農用地面積の減少を防止、農業集落排水処理人口整備率）がある。しかし、これらの数値目標の中には、環境改善の成果、すなわち、生物多様性の状況との間に明確な関連性を見い出すのが難しいものもある。また、オーストラリアの主な農業環境プログラムの1つである「ナショナル・ランドケア・プログラム（National Landcare Program）（旧：国土の愛護（Caring for our Country））」は具体的な目標をいくつも設定しているが、その一部は、やはり土壌の質や生物多様性の改善のための農法を採り入れている農家数といったように直接的に土壌の質や生物多様性を対象とする指標ではなく、代理指標や要因指標となっている。このように環境目標が明確に設定されていない場合、どこまで費用を農家又は政府が負担して環境改善を図るべきか、不明確なまま、政策を講じることになりかねない。

定量的な目標がなく、代わりに、定性的な目標が設定されている場合もある。例えば、農村景観の保全は日本、オランダ、英国にとって重要な農業環境公共財であるが、これらの目標は、ある地域の農村景観を保全することといった定性的な目標であることがしばしばあり、このような状況は、政策評価の実施を困難なものとしている。

また、各政策の目標が曖昧な場合もある。生物多様性の保全といった総合的な環境目標がある場合でも、どの程度ある政策（例：環境保全型農業に対する環境支払い）が当該目標達成に貢献し、どの程度その他の政策（例：技術支援や普及事業）が当該目標達成に貢献しようとしているのかが明らかではないことがある。さらに、環境目標が設定されていない場合もある。例えば、日本では炭素貯留についての環境目標は適当なデータや知見不足から設定されていない。

一般に、環境目標は社会の環境の質に対する選好によって変わることが知られている（OECD, 2010c）。環境目標は歴史的、文化的背景、経済発展のレベルや国際協定に基づいて決定されるが、リファレンス・レベルに比べて、政治的な懸念や関心がより直接的に目標設定の際に反映されるという特徴もある。これらの課題を踏まえつつ、環境目標の効率的な設定にあたっては、農業環境の向上を追求することに伴う便益と、農業生産性の減少や農業関連の財やサービスの消費の減少に伴う厚生損失とのバランスをとり、社会が目指すべき目標について合意形成を図らなければならない。

第2項 農業環境政策とリファレンス・レベル

第1項では各国がどの環境水準にどのように農業環境公共財に関する環境目標とリファレンス・レベルを設定しているのかについて明らかにしたが、続いて第2項では、第2章のリファレンス・レベルの枠組みを具体的に各国で実施されている農業環境政

策に適用し、各国が環境目標を達成するためにどのように政策を実施し、組み合わせ、そしてその費用を誰が負担しているのかについて分析を行う。

これまでの分析で明らかとなり、農業環境政策には主に環境規制、農業環境支払い、クロス・コンプライアンスがあり、各国では数多くの農業環境政策が実施されている。したがって、その全てについてリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析することは困難であるため、ここでは、それぞれの政策について代表的な政策例を取り上げ、リファレンス・レベルの枠組みを適用する。その際、日本、オーストラリア、英国、オランダ、アメリカの各国の特徴がわかるよう、それぞれの国の代表的な政策を取り上げる。表 3-18 は、本稿で取り上げる各国の農業環境政策の一覧を取りまとめたものである。

表 3-18. リファレンス・レベルの分析で取り上げる各国の農業環境政策の一覧

対策/国	日本	オーストラリア	英国	オランダ	アメリカ
規制的手法					
環境規制		○ (図 3-7)			○ (図 3-10)
環境税/課徴金				○ (図 3-12)	
クロス・コンプライアンス				○ (図 3-11)	
経済的手法					
農業環境支払い	○ (図 3-8)				○ (図 3-9、3-10)
取引可能な許可証		○ (図 3-13)			
技術的手法					
技術支援/普及事業	○ (図 3-14)				○ (図 3-15)

出典:筆者作成。

1. リファレンス・レベルと環境規制

社会リファレンス・レベルは農家が自ら費用を負担して達成すべき環境の質であり、また、環境リファレンス・レベルが定める環境水準までは環境汚染が生じており、このような環境汚染に対しては、汚染者負担原則に基づき、農家自らが費用を負担して改善を図るべきであることから、農家にその達成を義務付ける最も基本的な政策である環境規制と、リファレンス・レベルとの関係についてまず検討する。

これまでの研究において、リファレンス・レベルと環境規制との関係について分析したものとしては、第2章で取り上げた OECD (2001) の図 2-3 のケース B がある。この場合、環境の質を改善するため、農家は環境目標のレベルに設定されているリファレンス・レベル ($X^T=X^R$) まで自ら費用を負担しなければならない。そして、このレベルは汚染者負担原則 (Polluter-Pays-Principle) (OECD, 1972) が適用されるレベルであり、本稿の社会リファレンス・レベルと環境リファレンス・レベルが一致するレベルでもある。

環境への負の影響を削減するための費用の負担を農家に求めるため、各国において農薬規制、水質規制等の環境規制が多く設定されている (表 3-16 参照)。しかし、本稿で取り上げた日本、英国、オランダ、オーストラリア、アメリカの5か国の中では、

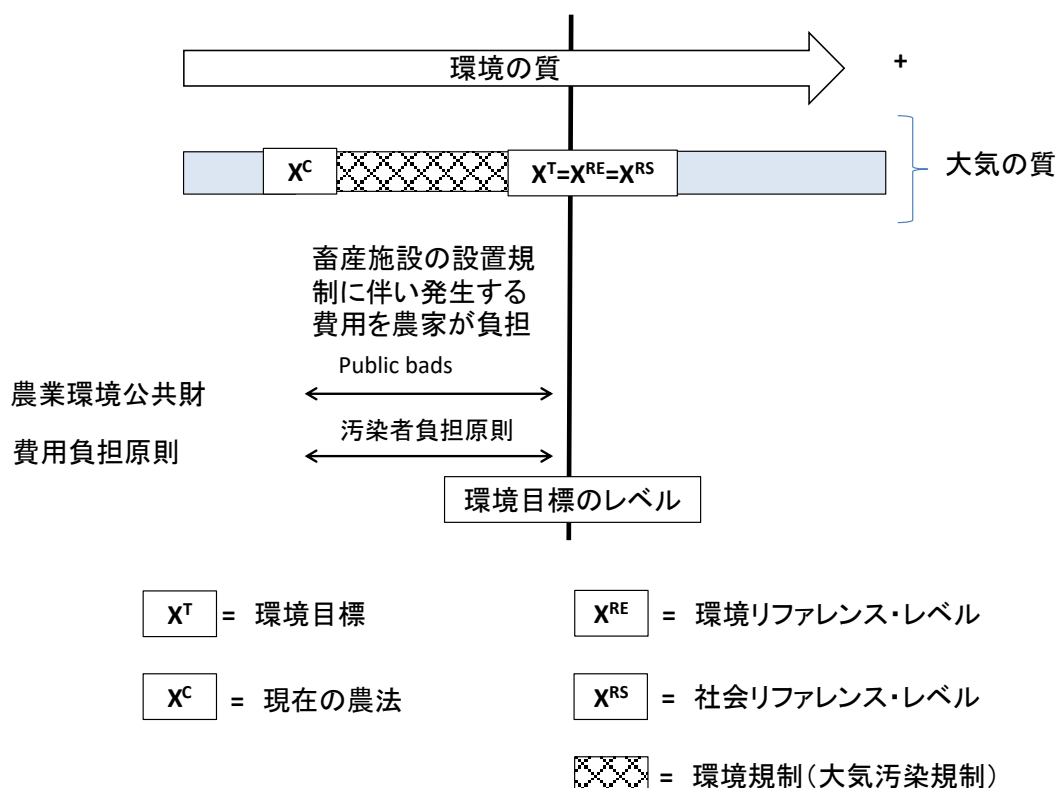
社会リファレンス・レベル、環境リファレンス・レベル、そして環境目標が同じレベル ($X^T=X^{RE}=X^{RS}$) に設定されている例はほとんど存在しなかった。

数少ない例のうちの1つが、オーストラリアにおける悪臭と家畜排せつ物に関連する大気汚染の規制である(図 3-7)。オーストラリアではオーギービーフに代表されるように畜産業が盛んであり、大規模な畜産業が営まれているが、畜産農家は悪臭等の環境汚染をもたらしている状況にある。これは農業が負の影響をもたらしている状況にある、すなわち、現在の農法が環境便益と環境汚染を分ける環境リファレンス・レベルより低い状況にあることを意味している ($X^C < X^{RE}$)。この環境汚染を防ぐための手段として、オーストラリアでは州毎に、集約的な畜産施設は、人口集中地域から離れた地域に設けなければならないとする規制が設けられている。この規制によって、畜産農家は市街地から離れた地域に畜産施設を設置しなければならないが、当該規制に伴う費用¹⁴⁷を自ら負担しなければならない。この場合は、畜産に関する悪臭と大気汚染対策が対象であることから、環境目標である都市部での汚染防止を達成するための費用を畜産農家が負担しており、環境目標、社会リファレンス・レベル、環境リファレンス・レベルが同じレベルに設定されている ($X^C < X^T = X^{RE} = X^{RS}$)。ただし、多くの場合、環境目標は環境リファレンス・レベルを超えて設定されているため ($X^T > X^{RE}$)、農業環境支払い等その他の政策が、環境目標を達成するために環境規制とともに実施されている。

また、この場合の社会リファレンス・レベルは畜産施設の設置というインプットに対し設定され、当該レベルは環境リファレンス・レベルとも同じレベルになっている(インプット・ベースのリファレンス・レベル)。そして、畜産施設の設置規制というインプットを規制することにより、大気の質という農業環境公共財(アウトプット)の改善を図ろうとするインプット・ベースの政策となっている。

¹⁴⁷ 市街地から近い農地を畜産向けに活用することを断念することに伴う機会費用や畜舎を移転することに伴う費用が発生する。

図 3-7. リファレンス・レベルと環境規制：オーストラリアの畜産農家向けの大気汚染規制



出典: 筆者作成。

2. リファレンス・レベルと農業環境支払い

各国のリファレンス・レベルの分析の結果、多くの農業環境公共財に関して、現在の農法による環境レベルが社会リファレンス・レベルとなっていることが多いことが明らかとなった(表 3-16 参照)。この場合、現在の環境レベルよりさらに高い環境レベルまで環境の質を改善することを目的に、農業環境公共財を供給する農家に対して農業環境支払いが多く用いられる。例えば、日本、英国、オランダ、オーストラリアの炭素貯留は、このケースに相当する。炭素貯留は比較的新しい課題であることから、現在の農法を基準に、政府は農業環境支払いを通じて特定の農法を採用することを働きかけるなどして、農地の炭素貯留量の増加を図ろうとしている。

例えば、日本では農地の炭素貯留量を増加させるため、農家がカバークロップ(緑肥)の作付けや堆肥を施用する取組を実施する場合に、環境保全型農業直接支援対策による支援が行われている。我が国では、農業が多面的機能を供給していることから、特段の環境規制がない限り、現在の農法に環境リファレンス・レベルが設定されていることとなる($X^C = X^{RE}$)。そして、この場合、炭素貯留については、現在の農法を基準に、農家がカバークロップ等による炭素貯留量を増加させる取組を行う場合に農業環境支払いが行われていることから、現在の農法に社会リファレンス・レベルが設定されている($X^C = X^{RS}$)。そして、これらの取組を行うことにより、炭素貯留量を増加させ、地球温暖化防止に貢献することを目的としている($X^{RE} = X^{RS} < X^T$)。この炭素貯留の増加を目的とした支払いについては、現在の農法が汚染を生じさせているものではなく、かつ、農家は自ら費用を負担して果たすべき環

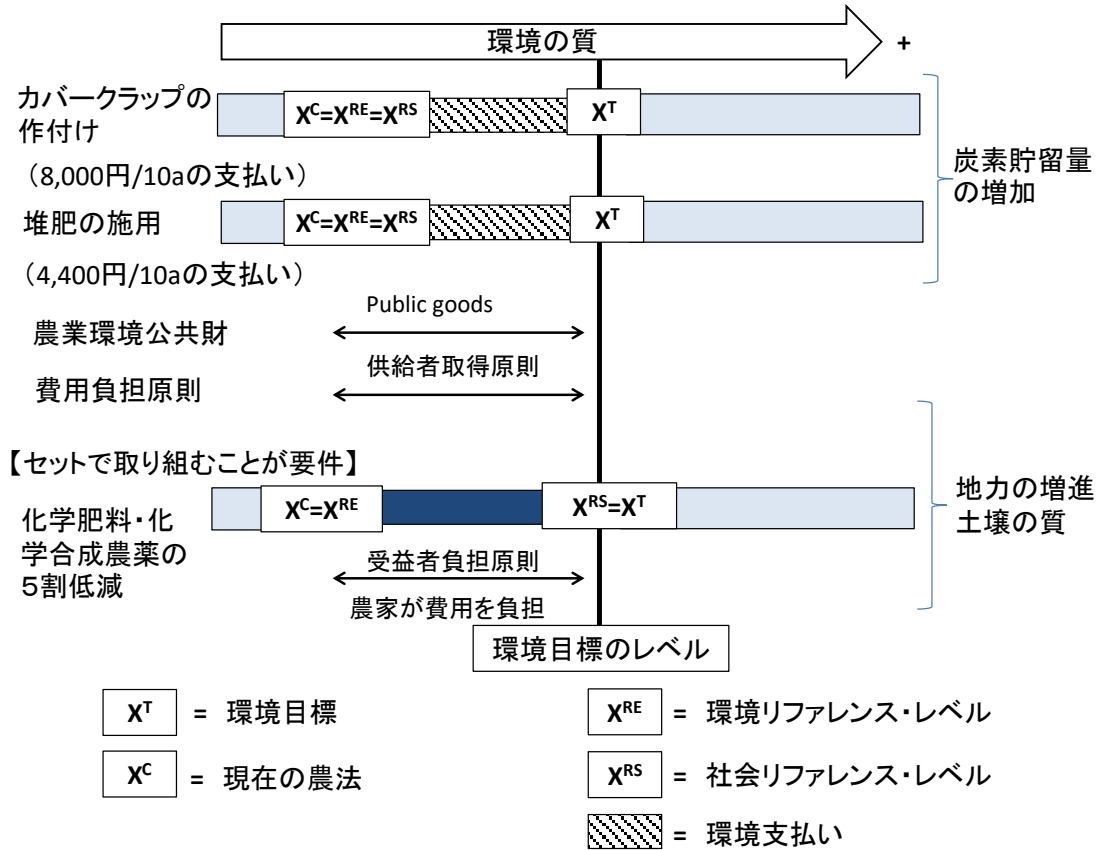
境水準を満たしていると考えられることから、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが同じレベルに設定されている状況にある ($X^C=X^{RE}=X^{RS}$)。

ただし、この取組について環境保全型農業直接支援対策による農業環境支払いを供給するためには、農家は化学肥料・化学合成農薬の5割低減をセットで取り組むこととされている。この化学肥料・化学合成農薬の5割低減について、従来のリファレンス・レベルの枠組みでは、農家は地力の増進・土壌の質の向上を目的とした取組を行い、環境便益を供給しているのにもかかわらず、費用を自ら負担しなければならないことから、説明が困難であった。しかし、化学肥料・化学合成農薬の5割低減による地力の増進に伴い発生する便益を受益している農家は、受益者負担原則に基づき、一定の費用を自ら負担すべきであることから、本稿で再構築したリファレンス・レベルの枠組みでは社会リファレンス・レベルと環境リファレンス・レベルを区別することにより、当該政策では社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより高く設定し、農家にそのために生じる費用を負担させているという説明を行うことができることとなる ($X^C=X^{RE}<X^{RS}=X^T$)。

また、このように炭素貯留と土壌の質の二つの農業環境公共財を対象としていることについても、日本の環境保全型農業直接支援対策が、インプット・ベースの政策であり、リファレンス・レベルもインプットである農法や農薬の投入等に設定されていることから、本稿で再構築した DSR を組み合わせたリファレンス・レベルのモデルを活用することによって、一つの政策が複数の農業環境公共財の供給に同時に対処している本件についても分析を行うことができることとなる¹⁴⁸。

¹⁴⁸ 環境保全型農業直接支援対策にはカバークロープ、堆肥の施用に加えて、生物多様性の保全を目的に、有機農業と地域特認取組（冬期湛水管理等）に対する支援も行われている。

図 3-8. リファレンス・レベルと農業環境支払い：日本の環境保全型農業直接支援対策



出典: 筆者作成。

3. リファレンス・レベルと汚染者に対する支援

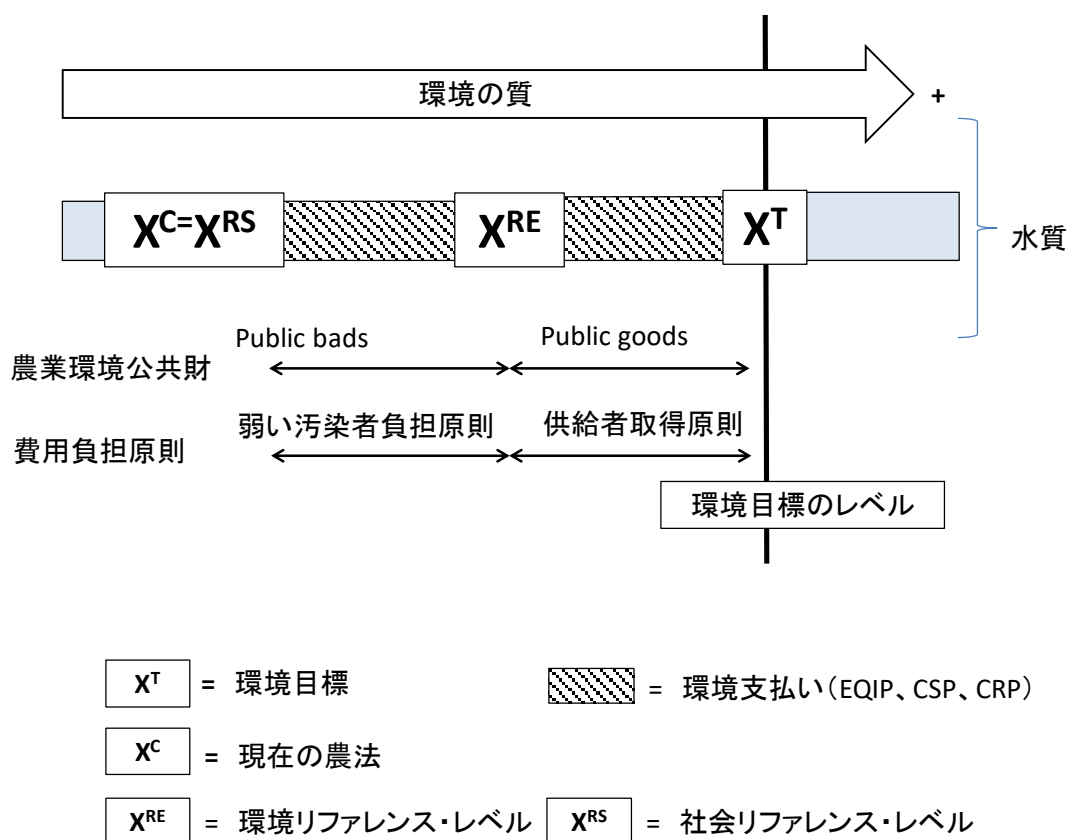
本来、農業環境支払いは、農家が環境便益を供給している場合に用いられるべきである。しかし、実際には、環境汚染を削減するために、環境支払いが用いられる場合もある。例えば、アメリカではアメリカの水質については、水質浄化法に基づき、科学的根拠に基づいて水質規制が設定されている。しかし、農業分野において、この水質に関する基準は、点源汚染源である大規模畜産農家については設定されているが、その他の農家は非点源汚染源であり、基準が設定されていない。この非点源汚染の削減を図るため、アメリカ政府は、「環境改善奨励計画（Environmental Quality Incentives Program（EQIP）」）及び「保全管理計画（Conservation Stewardship Program（CSP）」）を講じている。また、一部の農地については休耕させることによって水質改善を図るため、「土壤保全保留計画（Conservation Reserve Program（CRP）」）を講じている。

この汚染者に対して農業環境支払いが行われる場合を環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを用いて分析したものが図 3-9 である。農業は非点源汚染源であり、水質汚染を生じさせている状況にあることから、現行の農法は環境リファレンス・レベルより低い位置にある ($X^C < X^{RE}$)。そして、本来は環境リファレンス・レベルよりも高いレベルに向けて環境改善を図る場合、すなわち、環境便益を供給している場合についてのみ、農業環境支払いが講じられるべきである。しかし、実際には農家の財産権が社会の環境権よりも優越し、社会リファレンス・レベルが、環境リファレンス・レベルより低い現在の農法に設定され ($X^C = X^{RS} < X^{RE}$)、アメリカ

政府は水質汚染の汚染者である農家に対して、汚染者負担原則を適用せず、代わりに、農業環境支払いを行うことにより、水質改善を図るための取組の支援を行っている。このように汚染者に対して環境支払いを行うことによって環境改善を図る手法を Shortle et al. (2012) は汚染者負担型のアプローチと対比させて「汚染者への支払いアプローチ (Pay-the-Polluter Approach)」と呼んでいる。これは横川 (2011) が主張する「弱い汚染者負担原則」が適用されている状態にある。しかし、この場合、本来は他の産業や大規模畜産農家と同様、農業環境支払いではなく、環境規制や環境税等他の農業環境政策を用いることによって、本来満たすべき水質基準 (環境リファレンス・レベル) を達成すべきである。

この状況を従来のリファレンス・レベルの理論を用いてしまうと、単にリファレンス・レベルが現在の農法レベルに設定され、汚染の削減を図ることは環境改善を図ることと同義であることから、農家に対して環境支払いを行うことが正当化されるという説明になってしまう。しかし、本来、汚染の削減、すなわち、環境リファレンス・レベルを達成するために用いるべき農業環境政策は、農業環境支払いではなく、環境規制や環境税等他の農業環境政策である。この本来あるべき政策という視点が、これまでのリファレンス・レベルの理論では欠落してしまう。これに対し、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを用いる新しいモデルでは、汚染の削減に対して支払いを行っていることが明確化され、汚染の削減に対する支払いに変えて、他の政策について検討することの重要性を明らかにすることができることとなる。

図 3-9 リファレンス・レベルと汚染者に対する支援：
アメリカの水質の非点源汚染対策



出典: 筆者作成。

4. リファレンス・レベルと環境規制及び農業環境支払いの組み合わせ

多くの場合、農業環境公共財の供給を図るため、政府は環境規制と農業環境支払いを組み合わせ実施している。そして、アメリカにおいても、汚染者への支払いを単に行うだけでなく、一定レベルまで、農家に農業改善の費用を負担させた上で、更なる環境改善に対して農業環境支払いが行われていることがある。例えば、アメリカの生物多様性の保全に対する取組がこの場合に相当する（図 3-10）。

アメリカでは、絶滅危惧種は連邦政府、州政府の法律（絶滅危惧種法（Endangered Species Act）等¹⁴⁹）により規制、保護されている。また、一部の州では、生物多様性を保護するため、湿地帯や原植生の保護が行われている。この場合、土地所有者は、所有権に基づく土地利用が制限され、本来であれば自由に土地を利用することによって得ていたであろう所得を諦めなければならない、これらの機会費用を負担していることとなる。また、これらの機会費用に加え、環境に対する負の影響を緩和するための対策を講じなければならない場合は、対策に必要な費用を負担しなければならない。

さらにアメリカでは、生物多様性の保全をより一層推し進め、環境目標を達成するため、財政支援が講じられている。具体的には、営農活動を継続している農地での生物多様性を保全するための取組を支援するために「環境改善奨励計画（Environmental Quality Incentives Program（EQIP））」及び「保全管理計画（Conservation Stewardship Program（CSP））」が、農地を休耕させることにより生物多様性を保全することを支援するため、「土壌保全保留計画（Conservation Reserve Program（CRP））」が、それぞれ講じられている。

従来のリファレンス・レベルの枠組みでは、これらの政策について、環境規制のレベルにリファレンス・レベルが設定され、当該レベルより環境改善を図ることに対して環境支払いが実施されているという説明となる。しかし、アメリカの農業環境支払いでは、土壌保全保留計画（Conservation Reserve Program（CRP））が農地を休耕させる取組を支援することによって生物多様性の保全を図ろうとしている（USDA, n.a）ことからわかるように、農地を耕すことによって生物多様性に対して負の影響をもたらされている¹⁵⁰、すなわち、現在の農業が環境に対して負の影響をもたらしている状況にある。これは、現行の農法が環境リファレンス・レベルより低いことを意味する（ $X^C < X^{RE}$ ）。したがって、本来であれば社会リファレンス・レベルは環境便益と環境損害を分ける環境リファレンス・レベルの位置に設定され、汚染者負担原則が適用されるべき状況である。しかし、アメリカでは、図 3-10 のように、社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより引き下げられ（ $X^{RS} < X^{RE}$ ）、実際には汚染者負担原則の適用が回避され（弱い汚染者負担原則）、汚染者に対する支払いが行われている（ $X^C < X^{RS} < X^{RE}$ ）。従来のリファレンス・レベルの説明では、このように汚染者に対して農業環境支払いが行われており、本来あるべき農業環境政策が採用されていないことについての説明できない。

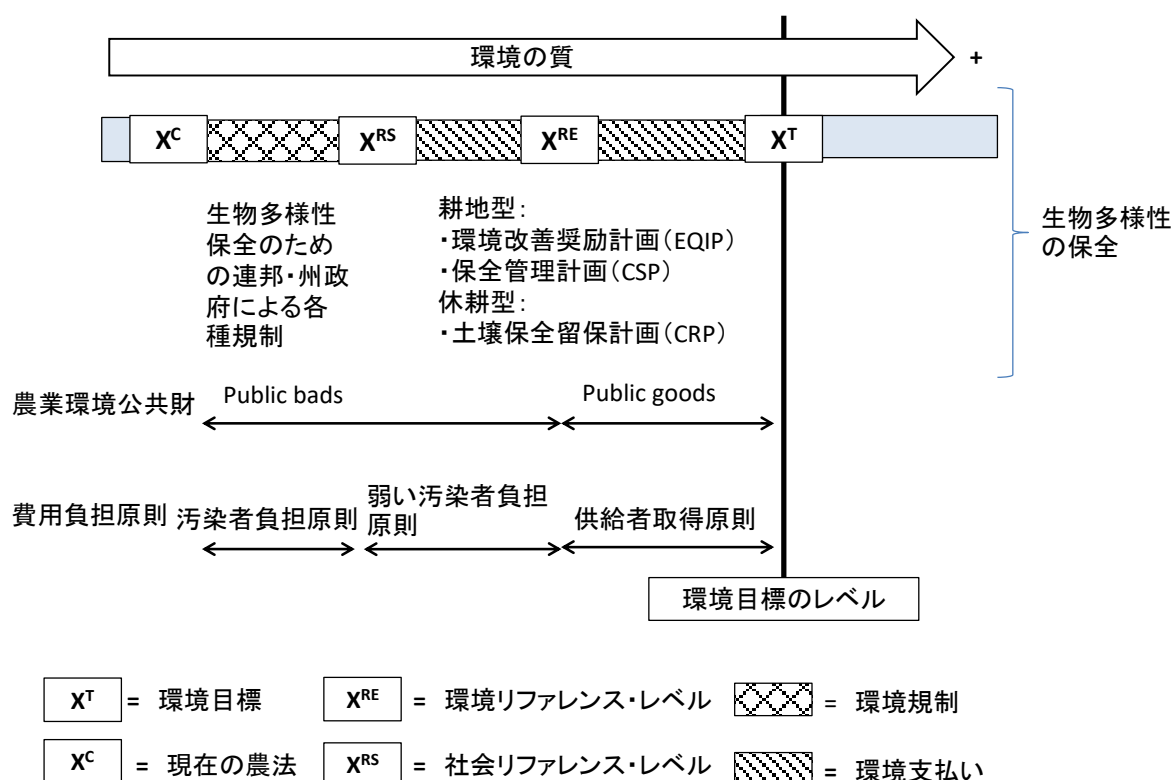
また、この例において、実際に農家が負担している費用というのは、土地利用規制等の環境規制を遵守するための費用であることから、引き下げられた社会リファレン

¹⁴⁹ アメリカの野生生物保護のための組織であるアメリカ合衆国魚類野生生物局（United States Fish and Wildlife Service）のホームページには、野生生物保護のための連邦法が 150 以上リスト化されている（<http://www.fws.gov/laws/lawsdigest/ResourceLaws.html>）。

¹⁵⁰ USDA は土壌保全保留計画（Conservation Reserve Program（CRP））の目的は、貴重な植生を復元し、水質を改善し、土壌侵食を防ぎ、野生生物の生息地の減少を防ぐことだとしている（USDA, n.a）。

ス・レベルは、この環境規制のレベルに設定されていることがわかる。このように社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより引き下げられているのは、アメリカにおいては農家が有する財産権が強く、その権利を制限する代わりに、農家が農地を一定の範囲で自由に使用することができる権利を有していることを前提に、農家に対して農業環境支払いを用いることによって環境汚染の削減を図る手法がとられているためである。

図 3-10. リファレンス・レベルと農業環境規制及び農業環境支払いの組み合わせ：
アメリカの生物多様性保護政策



出典: 筆者作成。

5. リファレンス・レベルとクロス・コンプライアンス

以上のように、環境リファレンス・レベルより低く社会リファレンス・レベルを設定し、汚染者に対して農業環境支払いを行っている場合とは異なり、政策により社会リファレンス・レベルを引き上げ、農家がこの高く設定された社会リファレンス・レベル以上に農業環境の改善を行う場合についてのみ農業環境支払いが行われている場合がある。そのための手法としてクロス・コンプライアンスが用いられている場合がある。表 3-16 が示しているとおおり、各国において社会リファレンス・レベルは現在

の農法、環境規制に加え、クロス・コンプライアンス¹⁵¹によって設定されることが多い。

例えば、EU の共通農業政策では、第一の柱（農業者の所得支持政策）と第二の柱（農村振興政策）があり、この第一の柱の直接支払い（及び第二の柱の農業環境支払い）を受給するための要件として、クロス・コンプライアンスが存在する。このクロス・コンプライアンスには EU 及び各国の法令に基づく法定管理条件（SMRs）と、農家が満たすことが期待されている良好な農業・環境条件（GAECs）が存在する。

本来、EU 及び各国の法令に基づく法定管理条件である SMRs は農業環境支払いの受給等とは関係なく遵守しなければならない環境規制である。したがって、これ以下のレベルでは、汚染者負担原則に基づき農家が費用を負担し、環境改善を図らなければならない。しかし、EU では共通農業政策の財政削減を図りつつ、より環境面での取組を強化するため、クロス・コンプライアンスが導入されており、第一の柱の直接支払い及び第二の柱の農業環境支払いを受給するためには、環境規制のレベルより高い良好な農業・環境条件（GAECs）を農家自ら行うことが要求されている。そして、良好な農業・環境条件（GAECs）よりもさらに環境レベルを改善するため、第二の柱の農村開発計画の中の農業環境支払い（英国では「農村スチュワードシップ（Countryside Stewardship）」、オランダでは農業環境スキーム）によって、クロス・コンプライアンスのレベルを超えてさらに環境改善を図ることが促進されている。

これまでのリファレンス・レベルの説明では、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを区別せず、クロス・コンプライアンスのレベルに単にリファレンス・レベルが設けられていると解していた。この場合、①クロス・コンプライアンスは、農家が自ら費用を負担するレベルであり、かつ、環境便益と環境損害を分けるレベルとなるか、②環境便益と環境損害を分ける環境リファレンス・レベルの概念は必要なく、クロス・コンプライアンスは単に農家が自ら費用を負担するレベルを決めるものであると解するか、いずれかの解釈をとることとなる。

しかし、①の場合、クロス・コンプライアンスの導入についての説明を行うことが難しい。クロス・コンプライアンスの導入前は、各国の農家は、EU 及び各国の法令に基づく法定管理条件である SMRs を遵守することが求められており、このレベル以下では環境汚染が生じていたことから、当該レベルが環境汚染と環境損害を分けるレベルであり、かつ、農家に費用負担を求めるレベルでもあったと考えられる。そして、クロス・コンプライアンスは CAP による所得支持支払いを受給するための要件であることから、クロス・コンプライアンスを導入することにより、事実上多くの農家にとって SMRs だけでなく、GAECs も満たすことを強制し、クロス・コンプライアンスのレベルまで環境の質を改善することを農家に求めたこととなる。その結果、これまで SMRs にあった農家が自ら費用を負担するレベルと環境便益と環境損害を分けるレベルがともにクロス・コンプライアンスの導入により、当該レベルまで引き上げられたと解すことになる。しかし、この場合、SMRs の状態において、元々環境汚染を生じさせていなかったのにも関わらず、なぜ SMRs のレベルから GAECs のレベルまでクロス・コンプライアンスの導入によりリファレンス・レベルが引き上げられたのかがわからない。したがって、上記のように解するのではなく、従来から環境便益と環境損害を分けるレベルは SMRs のレベルより高い位置にあり、SMRs のレベルでは環境汚染を生

¹⁵¹ この「クロス・コンプライアンス」とは、農家が農業所得支持政策を受けるための要件として、農家が満たさなければならない環境パフォーマンス関連の一連の条件を言う。クロス・コンプライアンスは農業所得政策と環境政策を結びつける（クロスさせる）ものである（OECD, 2010b）。

じさせている状況であった、このため、農家に当該レベルまでのみ費用負担を求めるのは適当ではないことから、クロス・コンプライアンス（GAECs）の導入により、環境便益と環境損害を分けるレベルまで、費用負担を求めるレベルを引き上げたと解することが適当であると考えられる。したがって、クロス・コンプライアンスの導入によって引き上げられたのは費用負担を求めるレベルだけであり、このように解するためには、農家が自ら費用を負担するレベルと、環境便益と環境損害を分けるレベルを区別しなければならない。しかし、①では農家が自ら費用を負担するレベルと環境便益と環境損害を分けるレベルの区別が曖昧となってしまうことから、上記のとおりクロス・コンプライアンスの導入についての説明を行うことが難しい。

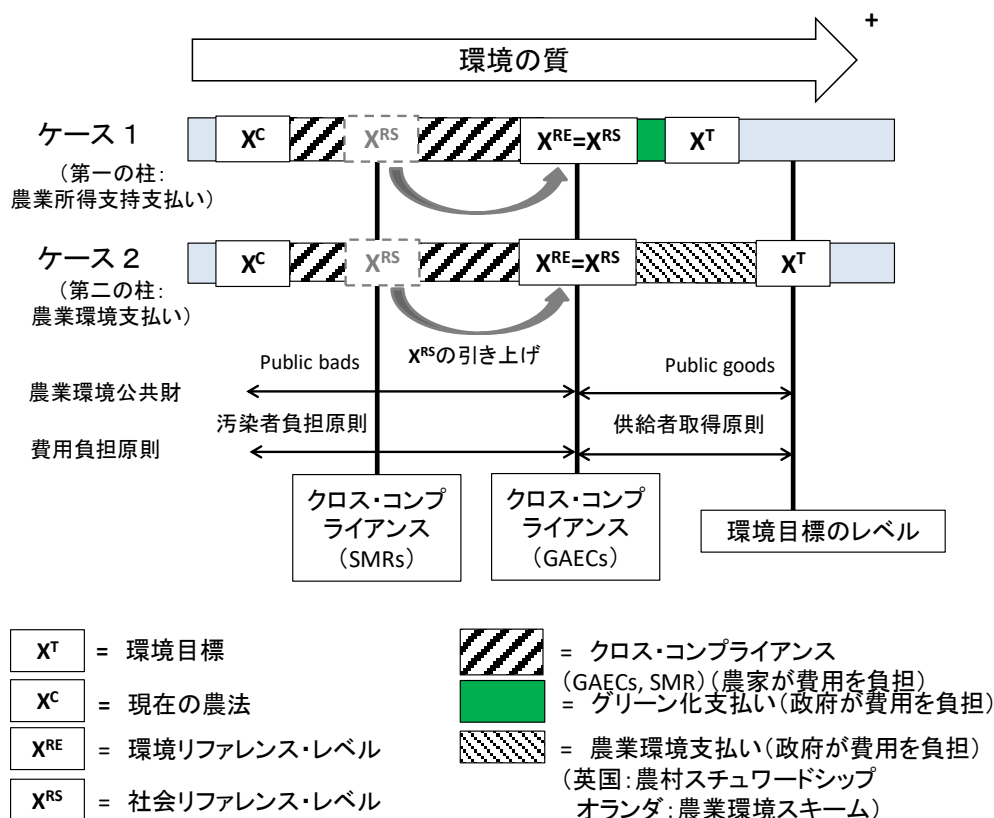
一方、②の場合、クロス・コンプライアンスのレベルが農家が費用を負担するレベルとなるが、環境損害をもたらしている部分については農家が費用を負担し、環境便益をもたらしている部分については環境支払いを受けているという説明ができなくなり、なぜ、農家がクロス・コンプライアンスのレベルまで費用を負担し、なぜ当該レベル以上に環境改善を図る際には農業環境支払いが用いられるのかについての理論的な根拠がなくなってしまう。リファレンス・レベルは農家の財産権を制限するため、その補償として農業環境支払いを行うという説明についても、クロス・コンプライアンスのレベルを超えて環境改善を図るかどうかは農家の任意であり、その取組は農家の財産権を制限する規制的なものでは必ずしもない。

これに対し、このクロス・コンプライアンスの導入によるリファレンス・レベルの引き上げについて、本稿の環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）と社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）を用いて分析したのが図 3-11 である。SMRs は EU レベルの最低限の環境規制だが、実際には農家は GAECs のレベルまで環境改善を図ることが望ましい。すなわち、GAECs のレベルに環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）がある状況にあり、現在の農法はそれを下回る状況にある（ $X^C < X^{RE}$ ）。EC（2015）は、リファレンス・レベルより下の環境レベルでは、汚染者負担原則が適用されるとしていることから、GAECs のレベルより下では環境汚染が生じていると解することは、EU の解釈と整合的である。そして、EU は、農家に単に環境規制である SMRs を満たすだけでなく、GAECs のレベルまで自ら費用を負担して環境改善を図らせるため、GAECs を超えた取り組みを行う場合にのみ、第二の柱の農村開発計画の中の農業環境支払い（英国では「農村ステュワードシップ（Countrywide Stewardship）」、オランダでは農業環境スキーム）だけでなく、第一の柱の直接支払いを受給できることとし、事実上 GAECs のレベルまで強制的に社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）を引き上げることとした。その結果、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが同じ GAECs のレベルに設定されることとなった（ $X^C < X^{RE} = X^{RS}$ ）。そして、このクロス・コンプライアンスを満たした農家は環境目標（ X^T ）を達成するため、第二の柱の農業環境支払いを活用することができることとなる。このように環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを用いることにより、これまでのリファレンス・レベルの説明と異なり、農家が自ら費用を負担するレベルと、環境便益と環境損害を分けるレベルを区別することから、リファレンス・レベルが何を指しているのかより明確にした上で農家の費用負担と政策についての分析を行うことができることとなる。

また、2013 年の共通農業政策の改革により、新たに第一の柱の直接支払いにグリーン化支払いが導入され、加盟国は農業者の所得支持を目的としている直接支払いのうち、30%はグリーン化支払いに予算を配分しなければならないこととされた。農家がこのグリーン化支払いを受給するためには、①作物の多様化（小規模農家を除き 3 種以上の作物を生産すること）、②永年牧草地の維持、③生態系重点地域（Ecological Focus Area : EFA）（小規模農家を除き農地の 5%以上を景観地、緩衝用区画、休耕地

等として確保すること)の3つの要件を満たす必要がある(EC, 2013)。このグリーン化支払いも環境改善を図ることを目的とした支払いであるが、クロス・コンプライアンスと異なり、これらの取組を実施するための費用は政府が負担していることから、このグリーン化支払いによって農家が費用を負担する社会リファレンス・レベル (X^{RS}) そのものが引き上げられたわけではないこととなる。

図 3-11 リファレンス・レベルとクロス・コンプライアンス: EU の共通農業政策



出典: 筆者作成。

6. リファレンス・レベルとその他の農業環境政策

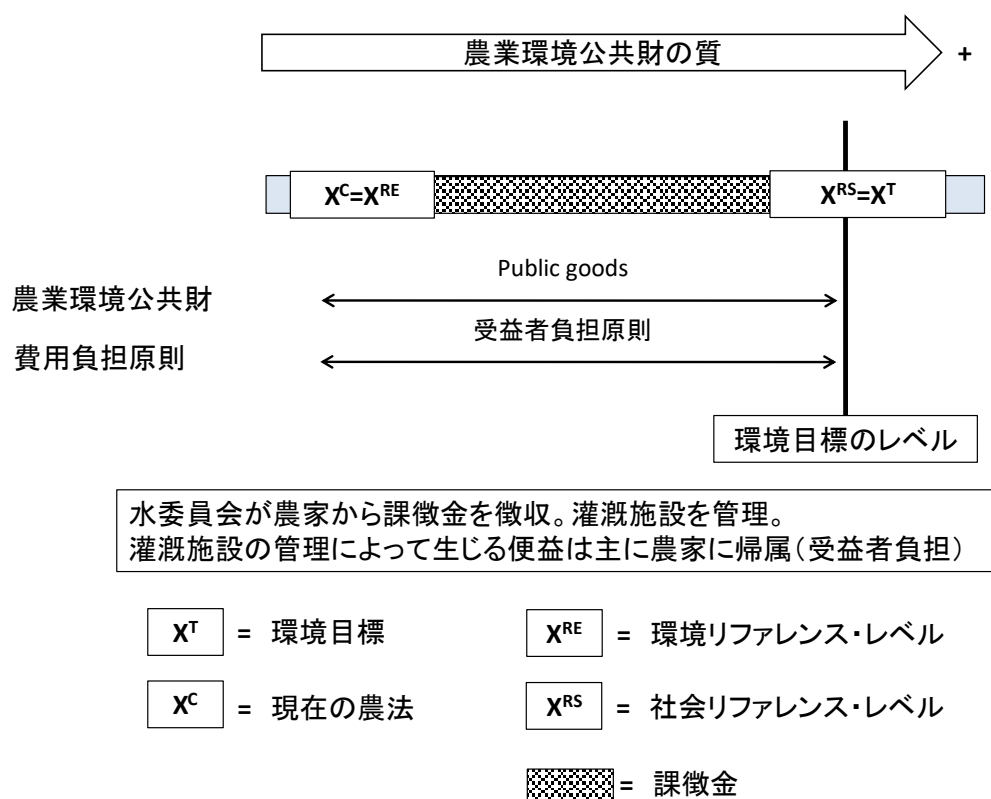
このほか、第2章で分析したとおり、農業環境政策には、課徴金、取引可能な許可証、技術指導、共同行動等がある。これらの農業環境政策についても、第2章で構築したリファレンス・レベルの枠組みを用いて代表的な各国の政策を取り上げた分析を行う¹⁵²。

課徴金は、一般的に国やその他の組織が農家から levy (課徴金・賦課金) として徴収し、その徴収された資金を地域において農業を営むために必要な活動費に充てることが多い。例えば、オランダでは開拓された農地における灌漑施設の維持管理と農業用水の供給を行うために水委員会が設置されている。この水委員会の活動費を賄うため、農家から賦課金を徴収している。この場合、水委員会の活動によって水量の確保その他農業用水に関連する農業環境公共財が供給されている(図 3-12)。この場合、

¹⁵² ただし、農業環境公共財を供給する場合、地域の農家共同での取組が重要であることから、共同行動については第4章でより詳細な分析を行う。

農家は環境汚染を生じさせているわけでないことから、現在の農法レベルが環境リファレンス・レベルとなっており、灌漑施設の管理によって発生する便益を農家が享受していることから、そのために必要な費用を課徴金として農家が受益者負担原則に基づいて負担していることとなる。

図 3-12 リファレンス・レベルと課徴金: オランダの水委員会

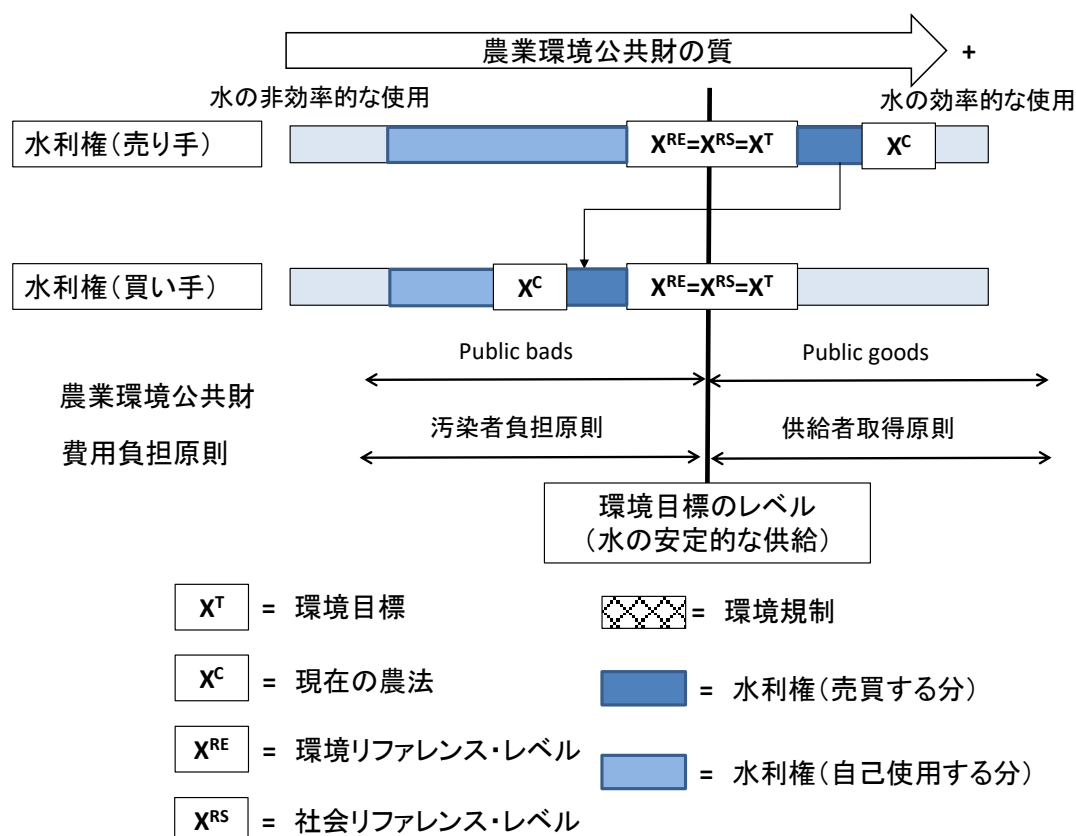


出典: 筆者作成。

取引可能な許可証は、農業環境公共財について売買可能な市場を構築することにより、適正な量の農業環境公共財を市場価格で取引することを目的とした仕組みであり、例えば、オーストラリアでの水市場における水利権取引市場がこれに該当する。この制度では、農家が水を使用するためには州政府が管理する水利権を獲得する必要がある。この水利権は各農家に与えられ、仮にある農家をもっと多くの水を使用したいと考えた場合、当該農家は水の取引市場を介して他の農家から水利権を購入しなければならない。この場合、リファレンス・レベルは、水利権（インプット）に設定されていることとなる（図 3-13）。そして、これをリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析すると、水利権の売り手は水を効率的に利用したことにより、環境への負荷を軽減し、便益を供給していることから、供給者取得原則に基づいてその権利を売ることにより報酬を受け取ることができる（ $X^C > X^{RE} = X^{RS}$ ）。一方、水利権の買い手は、水を非効率に利用していることから、環境への負荷をもたらしている状況にある（ $X^C < X^{RE} = X^{RS}$ ）。したがって、社会リファレンス・レベルに足りない分の水利権を市場から購入することにより、社会リファレンス・レベルを満たすだけの対価を支払わなければならないこととなる。この場合の環境目標は、水の安定的な供給の確保であり、農家もこの安定的な供給を確保するまで費用を負担しなければならないため、環

境目標と社会リファレンス・レベル及び環境リファレンス・レベルが一致している ($X^T=X^{RE}=X^{RS}$)。

図 3-13 リファレンス・レベルと取引可能な許可証:
オーストラリアの水取引市場



出典: 筆者作成。

技術指導は、多くの OECD 諸国で行われている。例えば、日本においては、2014 年度時点で、366 の農業改良普及センターが存在し、約 7,000 人の普及指導員が農家に対して技術・経営指導を行っている（農林水産省, 2015b）。この普及事業には、持続可能な農業のための指導も含まれている。普及指導員はエコファーマーなどの農家に対して技術と知識の普及指導を行うとともに、他の農家や NGO、研究機関等を紹介することによって持続可能な農業を達成するための取組を支援している。

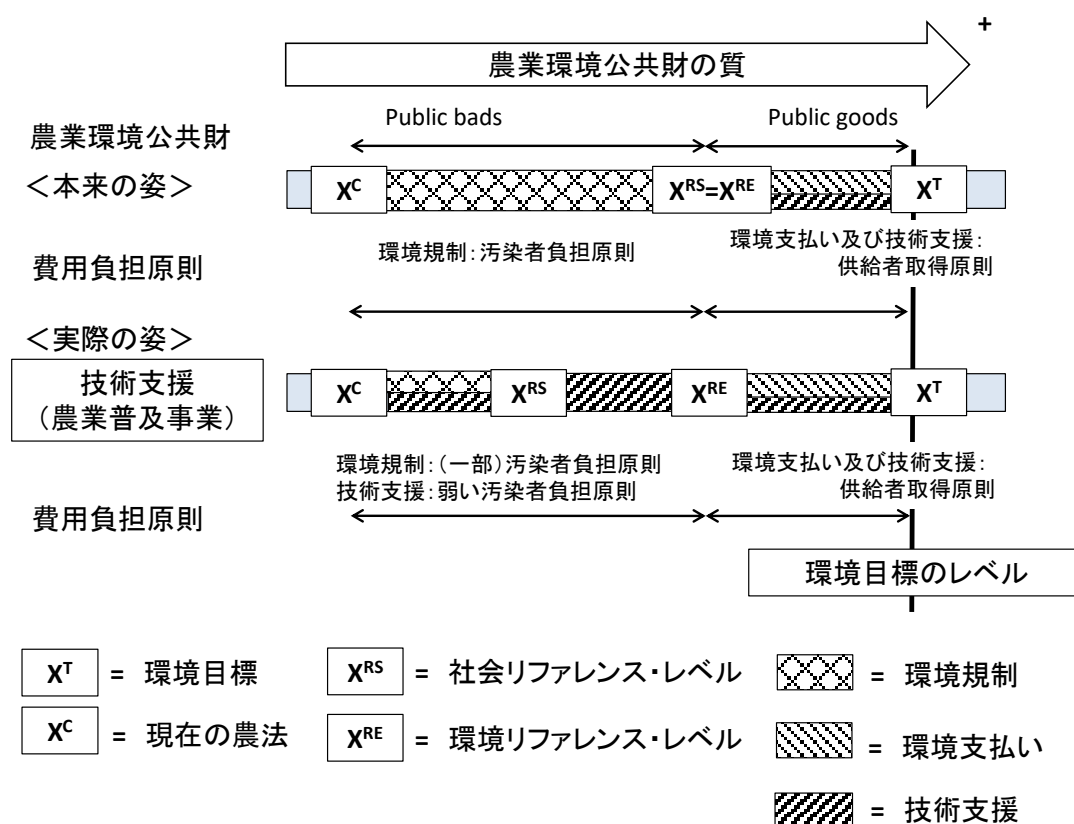
この普及事業は国と都道府県の費用負担により実施されている¹⁵³。この普及事業を環境汚染の削減に対して用いることは農家自らの費用で環境汚染を削減するという汚染者負担原則の概念に反するものとなりうることから、普及事業は原則として環境リファレンス・レベル (X^{RE}) を超えて環境便益を環境目標 (X^T) に達するまで供給するために用いられるべきである（図 3-14 の本来の姿）。

しかし、日本の農業普及事業は家畜の水質汚染や悪臭対策等の環境規制の遵守といった環境汚染の削減も含め、幅広い農業環境問題に対して用いられている。したがって、図 3-14 の実際の姿のとおり、環境リファレンス・レベル (X^{RE}) を下回る環境レベルに対しても普及事業が用いられていることとなる。この場合、社会リファレンス・

¹⁵³ 平成 26 年度実績で国が費用の約 5%を負担し、都道府県が約 95%を負担（農林水産省, 2015b）。

レベル (X^{RS}) が引き下げられ、図 3-14 のように現在の農法に基づく環境レベル (X^C) と環境リファレンス・レベル (X^{RE}) の間に社会リファレンス・レベルが設定されている状態にあり、社会リファレンス・レベルから環境リファレンス・レベルまで環境状態を改善するのに普及事業が用いられている。さらに、この場合、本来、環境規制については汚染者負担原則が適用され、農家が自らの費用で環境規制の水準（環境リファレンス・レベル (X^{RE})）を満たす必要があるが、実際にはこの環境規制の部分についても、農家は技術支援の分だけ費用負担を免れており、環境規制の一部についてのみ汚染者負担原則が適用され、技術支援については汚染者負担原則の適用が避けられている（すなわち、弱い汚染者負担原則が適用されている）状態にあると解することができる。

図 3-14 リファレンス・レベルと技術指導:日本の農業普及事業



出典: 筆者作成。

これまでリファレンス・レベルの枠組みを用いて農業環境公共財に関する農家と政府の費用負担について論じてきた。農家と政府は、リファレンス・レベルと農業環境公共財に関連する費用負担を決定する上で重要な役割を果たすが、多くの場合、農業環境公共財の供給は特定の個人に対して便益や費用を生じさせている (OECD, 1992)。このため、農業環境公共財の関連費用の配分については、農家と政府以外の受益者についても検討する必要がある。そして、多くの場合、消費者も食品を購入することなどによって農業環境公共財の供給費用の一部を負担している。

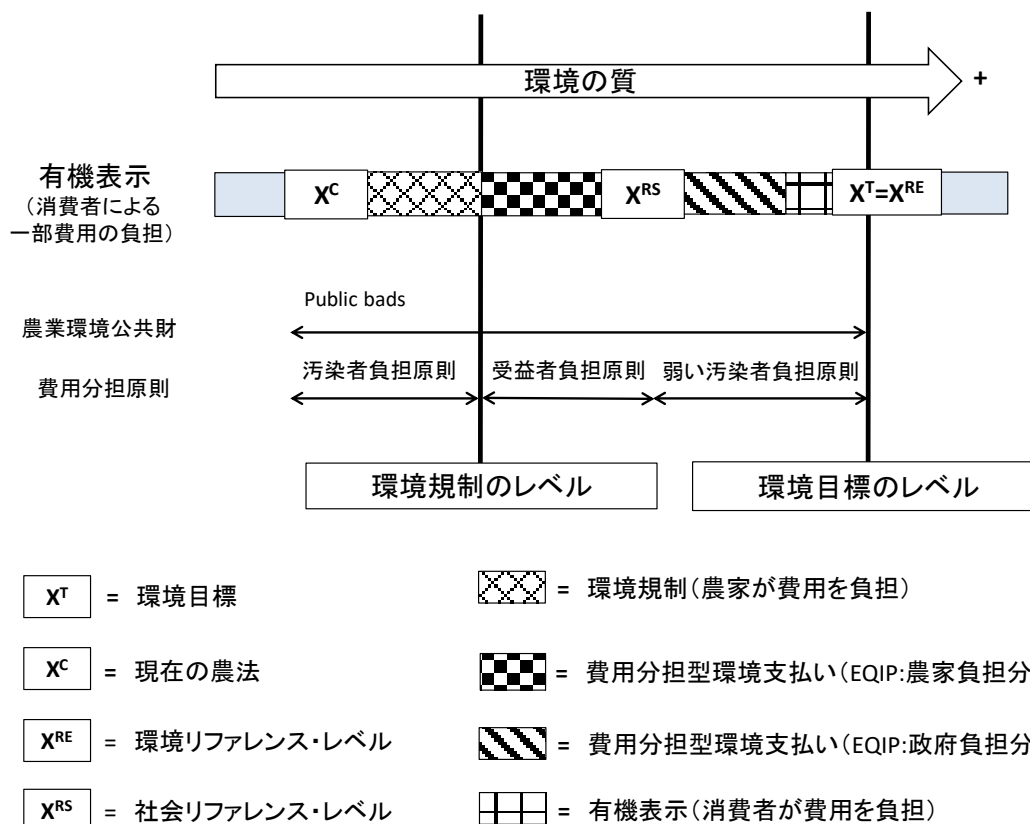
例えば、表示制度は、消費者がどのように食品が生産されているのかを理解することを助けるものであり、一部の消費者は環境にやさしい方法で生産された食品を購入

する際に追加費用を支払っている（RISE, 2009）¹⁵⁴。例えば、アメリカでは多くの生物多様性が農地の開墾と単一的な農作物の生産によって失われてしまった（ $X^C < X^{RE}$ ）。したがって、生物多様性などの環境に対してやさしい農業を促進するための取組の一環として、有機農業が行われている。この場合、有機農業によって生態系を維持・改善することが環境目標となる（ $X^{RE} = X^T$ ）。そして、この有機農業により生産された農産物については有機マークが添付され、他の慣行農業により生産された農産物と比べ高い値段で取引されている。これは消費者が一部有機農業の取組に必要な費用を負担していることを意味している。また、有機農業の振興を図るため、「環境改善奨励計画（Environmental Quality Incentives Program（EQIP））」による支援が行われている。このEQIPは費用分担型環境支払いであり、有機農業の導入に伴う費用の一部は農家によって負担されている。この農家が費用負担するレベルが社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）となる。

この状況をリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析すると、図 3-15 のように、まずは農家が汚染者負担原則に基づき、環境規制の水準まで自らの費用で環境改善を図ることとなる。そして、それより環境改善を図るためにEQIPによる支払いが行われている。しかし、農家は環境汚染を生じさせている状況にあり（ $X^C < X^{RE} = X^T$ ）、本来は農業環境支払いに頼らず、農家自ら環境改善を図る必要がある。ただし、アメリカの場合は、汚染者への支払いを行っており（ $X^C < X^{RS} < X^{RE} = X^T$ ）、この支払いによる環境改善の便益は農家自身も供給するものであることから、受益者負担原則に基づき、環境改善に必要な費用の一部を農家が負担している。この農家の費用負担と政府の費用負担を分けるレベルが社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）である。そして、表示制度によって、消費者に農家による環境改善に必要な費用の一部を負担してもらっている。その結果、政府が弱い汚染者負担原則に基づいて環境目標を達成するために負担しなければならない農業環境支払いの必要額は、消費者の費用負担を考慮しなかった場合と比べ、消費者が費用を負担する分だけ一定程度少ないものとなる可能性がある。

¹⁵⁴ 消費者に費用負担を求めることは、平等性の観点から様々な議論を招くことになり得る。高い食品価格は、貧困層等の社会的に不利な状況下にある集団に対して逆進的となる。

図 3-15 リファレンス・レベルと消費者による費用負担: アメリカにおける有機農業



出典: 筆者作成。

第3項 DSR モデルとリファレンス・レベル

リファレンス・レベルは農業環境公共財の環境面での状態 (State) ではなく、農業環境公共財の状態に影響を与える農法等のインプット (Driving force) に設定されることが多い。このため、これらのインプットを対象としたインプット・ベースの政策 (Response) と、農業環境公共財の状態を直接対象としたアウトプット・ベースの政策 (Response) を区別して議論するため、第2章では DSR (Driving force State Response) モデルをリファレンス・レベルのモデルに組み、インプット・ベースのリファレンス・レベルとアウトプット・ベースのリファレンス・レベルの概念を導入した。本項では、当該モデルを各国の政策のうち、いくつかの政策に対して適用する。

第2章で取り上げたように、農業環境公共財に影響を与える要因 (D) は主に営農形態、農法、農業投入材、農業インフラに分類することができ、インプット・ベースの農業環境政策 (R) はこれらの要因を政策対象とすることで、農業環境公共財 (S) を供給することから、①営農形態、②農法、③農業インフラを対象とする政策それぞれについて DSR モデルを用いて分析することで、農業環境政策と農業環境公共財との関係について検討を加える。

1. 営農形態を対象とする政策

農業環境政策は、畜産環境対策といったように、特定の営農形態を対象とすることがある。例えば、日本では、水質汚染、悪臭防止といった畜産関係の環境問題に対処

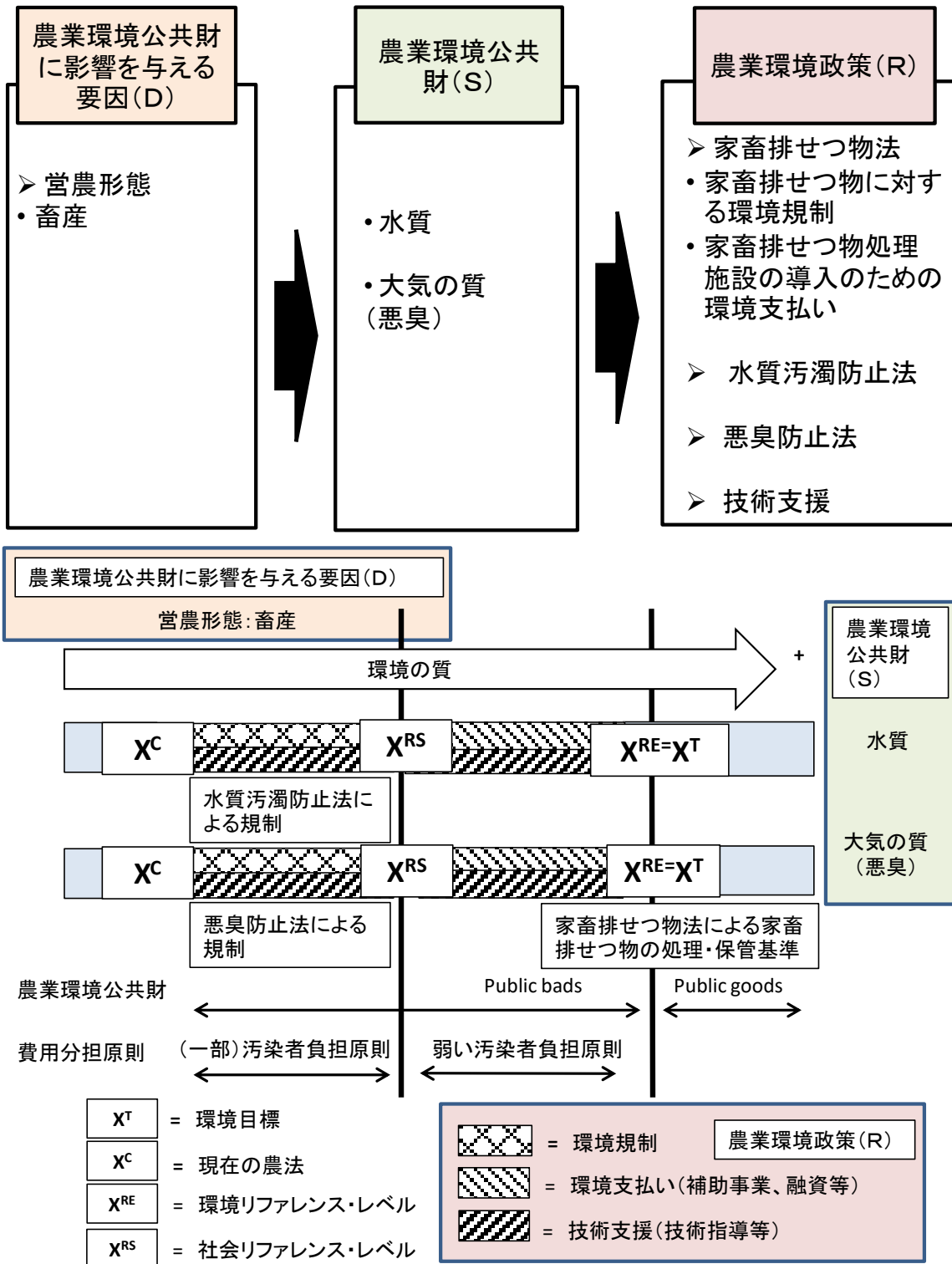
するため、畜産農家（D）を対象に畜産環境問題（S）に対処するための関連施策（R）が講じられている。

具体的には水質汚濁防止法による排水規制、悪臭防止法による悪臭規制が従来から講じられており、畜産農家はこれらの基準を満たすことが求められていたことに加え、1999年に制定された家畜排せつ物法により家畜排せつ物の管理に関する環境規制が設けられ、畜産農家はこの家畜排せつ物の管理規制基準を満たした施設を導入することが義務づけられた。本来であればこの施設の導入については、汚染者負担原則が適用され、畜産農家自らが費用を負担して家畜排せつ物処理施設を導入すべきであるが、日本では、この基準を満たすため、国と地方が家畜排せつ物処理施設を導入する農家に対して補助金を交付している。

これを図示したのが図 3-16 である。まず、畜産農家は自らの費用で水質汚濁防止法による規制と悪臭防止法による規制の基準を満たす必要がある。さらに、この家畜排せつ物法により、畜産農家（D）は家畜排せつ物の処理施設の導入が義務づけられており、これにより主に水質と大気の質（悪臭）の二つの農業環境公共財に対処している¹⁵⁵。これらの基準を満たすことが環境目標であり、そして、この家畜排せつ物法の基準以下では環境汚染が発生していることから、この規制レベルが環境リファレンス・レベルとなる（ $X^C < X^{RE} = X^T$ ）。本来であればこの基準まで農家は自ら費用を負担して環境水準を改善すべきである。しかし、日本では、汚染者負担原則の適用を回避し、社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）を環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）より低く設定することにより、政府は農家に対して農業環境支払い（補助金）を交付している（ $X^C < X^{RS} < X^{RE} = X^T$ ）。また、農業環境支払いに加えて、農業普及事業による技術指導も行われている。この技術指導も、その人件費・財源は政府の負担となっているという点では本来は環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）を超えて提供される農業環境公共財に対してのみ用いられるべきであるが、農業環境支払いと同様、汚染者負担原則の適用が回避され、汚染者である畜産農家が家畜排せつ物法の基準を満たすことに対して用いられているとともに、水質汚濁防止法、悪臭防止法の規制を満たす際の技術的な支援も行われている。

¹⁵⁵ 水質、大気の質（悪臭）といった負の公共財の改善に貢献することに加え、家畜排せつ物をたい肥化し、その利活用を図ることによる土壌保全及び土壌改良を図ることも目的としているが、たい肥の使用による土壌保全及び土壌改良は畜産農家による取組ではないことから、図 3-16には含めていない。

図 3-16 営農形態を対象とする政策（日本）とリファレンス・レベル



出典: 筆者作成。

2. 農法を対象とする政策

多くの農業環境政策は、環境にやさしい農法の導入を対象としており、これらの農法を通じて、リファレンス・レベルを超える水準の農業環境公共財を供給しようとしている (Vojtech, 2010)。

イングランドの「農村スチュワードシップ (Country Stewardship)」はこのような政策の例の1つである。農村スチュワードシップは、主に「中層階 (Mid Tier)」、「高層階 (Higher Tier)」及び「資本補助金 (Capital Grants)」から構成される。Mid Tier は、水質改善、生物多様性等の農村における環境改善を図るため、農家が約 120 の管理手法から適切な手法を選択・実施することに対して5年契約を締結して支援するものである。一方、Higher Tier は Mid Tier より複雑な管理が必要とされる環境面で重要な場所 (野生生物の生息地、森林造成地、歴史的環境地区等) における改善を図るために農家が約 250 の選択肢の中から適切な手法を選択・実施することに対して複数年の契約¹⁵⁶を締結して支援するものである。また、Capital Grants は生垣や境界線、水質改善、実施計画、実現可能性調査、森林造成、森林改善等のための1、2年の補助である (Natural England, 2015)。

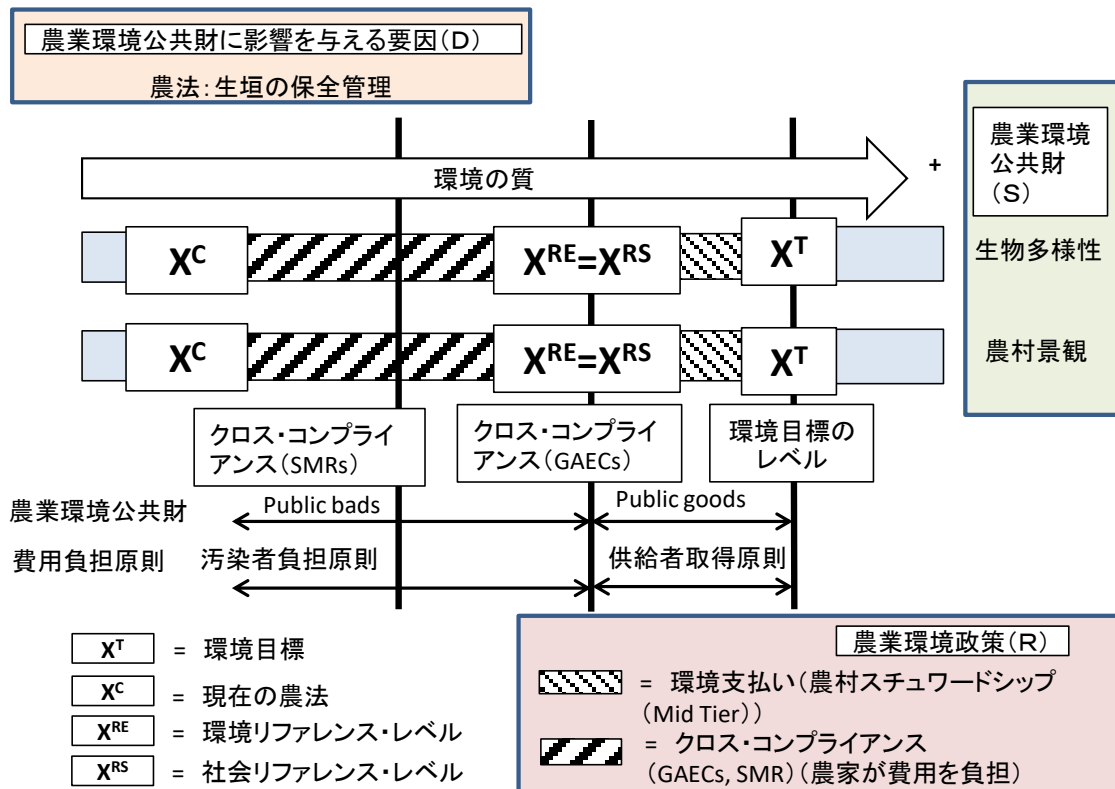
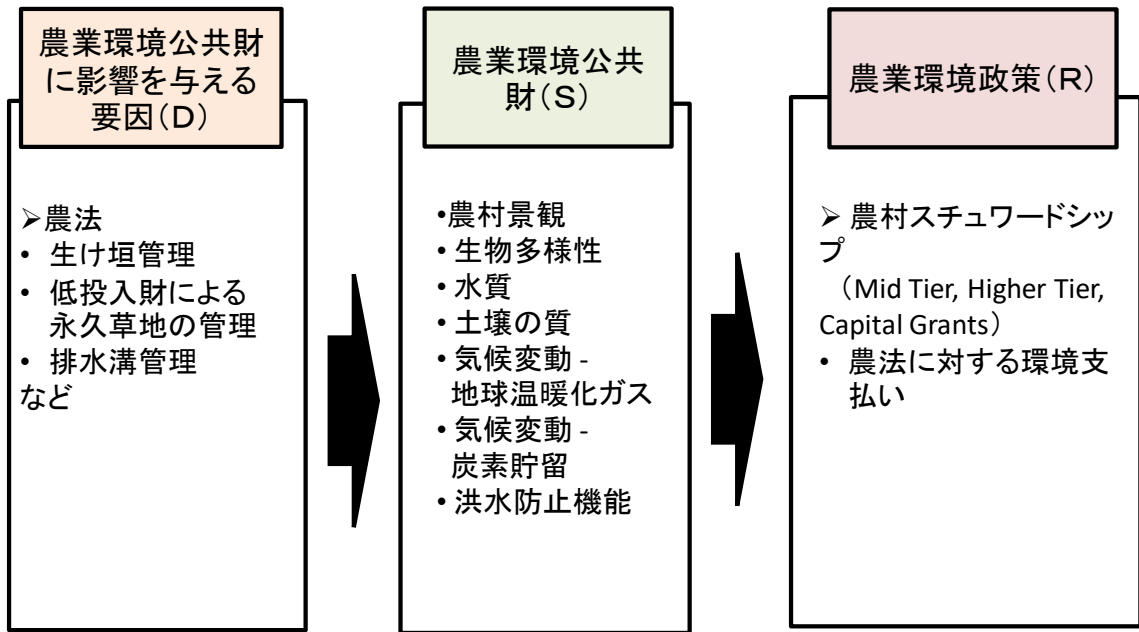
例えば、農家が生垣の管理を行う場合、Mid Tier による支援を活用することができる。イングランドの農地は生垣によって区分されていることが多く、この生垣は多くの植物、昆虫、野鳥の住処となっており、イングランドの生物多様性の保全に欠かせないものとなっている。また生垣の管理はイングランドの伝統的な農村景観の保全にも貢献することができる¹⁵⁷ (Hedgelink, 2012)。図3-17はこの関係を図示したものである。ここでも、一つの農法 (D) に対する政策 (R) が複数の農業環境公共財 (S) (生物多様性、農村景観) に影響を与えていることから、それぞれの農業環境公共財についてリファレンス・レベルの枠組みを用いて政策の分析を行う必要がある¹⁵⁸。まず、農村スチュワードシップの受給のためには、農家はクロス・コンプライアンスの要件を満たさなければならない。既に議論したとおり、クロス・コンプライアンスには SMRs と GAECs があり、SMRs は農村スチュワードシップの受給にかかわらず満たさなければならない環境規制による基準であり、GAECs は農家が Mid Tier による支援を受給するために満たさなければならない環境レベルである。この GAECs までは、農家が自ら費用を負担していることから、このレベルが社会リファレンス・レベル (X^{RS}) となる。そして、農家はクロス・コンプライアンスを超えて環境改善に取り組む場合には、環境便益を供給していることから、このレベルが環境リファレンス・レベル (X^{RE}) となり、農村スチュワードシップによる支援を受けることができる。実際の分析にあたっては、農村スチュワードシップの対象となる農法も複数あることから、農家が複数の取組を行う場合は、それぞれの農法ごとにリファレンス・レベルの枠組みを用いて DSR の関係について分析する必要がある。

¹⁵⁶ 大部分の契約は5年であるが、一部は5年を超える契約となっている (Natural England, 2015)。

¹⁵⁷ このほか、生垣は土壌流出防止、水質浄化、洪水防止機能、炭素貯留機能等も有している (Hedgelink, 2012)。

¹⁵⁸ このように、農家が生け垣の管理を行う場合に Mid Tier により支払いが行われているが、この生け垣の管理により生物多様性と農村景観がそれぞれの程度改善されたのかについては、不明確なものとなっている。

図 3-17 農法を対象とする政策（英国）とリファレンス・レベル



出典: 筆者作成。

3. 農業インフラを対象とする政策

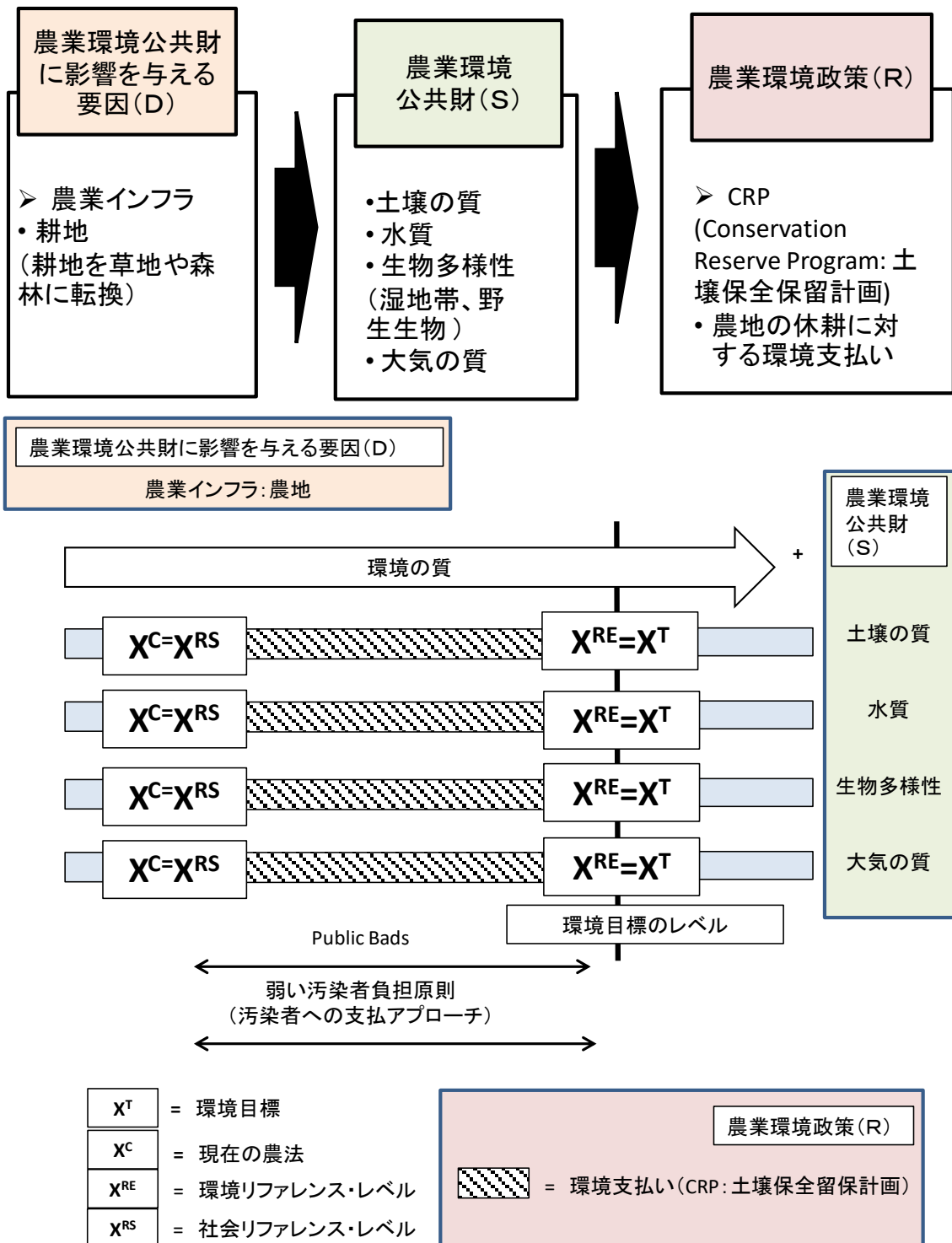
農業そのものだけでなく、農地、水路等の農業インフラもまた、農業環境公共財の供給と関係している。例えば、アメリカでは、耕地を対象とする農地休耕型のプログラム (land retirement programmes) がある。最大の農地休耕型プログラムは、「土壌保全保留計画 (Conservation Reserve Program (CRP))」である。政府は土地所有者が農地を休耕し、緩衝帯の設置、草地、植樹、湿地帯復元を図ることを促進するために支払いを行っている。同プログラムは耕地を草地又は森林へと転換することを通じて、野生生物の生息地を生み出し、湿地帯 (生物多様性) を回復し、土壌浸食を削減し、土壌、水、大気の質の向上に貢献している。

この CRP の特徴は、農地を休耕させることにより、環境改善を図るというものである。これは、現在、農地を耕作することにより環境被害が発生している農地について、休耕することにより、農業由来の環境負荷を減少させ、環境改善を図るという政策である。言い換えると、営農前の自然の環境状態を基準とし、現在の耕作されている状況は環境被害をもたらしている状況にあるとしている ($X^C < X^{RE}$)。これは多くの農業環境政策が現在の営農状況を基準に、環境便益がもたらされているのか、環境損害がもたらされているのか相対的に判断しているのと異なる。また、営農前の状況と比べて現在は汚染が生じている状態にあり、この汚染に対処するため、汚染者に対して農業環境支払い (CRP) を行うことにより環境改善を図るという汚染者への支払いアプローチ (Pay the Polluter Approach) に基づく制度となっている (Shortle, et al., 2012)。

この関係を DSR モデルとリファレンス・レベルの枠組みを用いて図示したものが図 3-18 である。農家の休耕の取組に対して支払いが行われることから、現在の農法に基づく環境レベルが社会リファレンス・レベル ($X^C = X^{RS}$) となっている。ただし、このレベルは環境リファレンス・レベル ($X^C = X^{RS} < X^{RE}$) より低い状態にある。そして、環境リファレンス・レベル (X^{RE}) よりも低い環境レベルについては、本来は汚染者負担原則が適用され、汚染者が費用を負担して環境改善を図るべきだが、汚染者負担原則の適用がなされていない、すなわち、弱い汚染者負担原則が適用されていることになる。そして、CPR により農家が農地を休耕し、従前の環境状態まで環境を改善することを目的としている ($X^{RE} = X^T$)。

また、農地の休耕は、土壌の質、水質、生物多様性、大気の質といった多くの農業環境公共財と関連している。したがって、DSR の枠組みを用いることによって明らかに、農業環境政策 (R) と農業環境公共財 (S) との関係については、複数の農業環境公共財との関係について分析を行う必要がある。しかし、この CRP では、当該プログラムがそれぞれの農業環境公共財の供給に対してどの程度貢献し、EQIP 等その他の農業環境政策がこれらの農業環境公共財の供給に対してどの程度貢献しようとしているのかが必ずしも明らかではない。

図 3-18 農業インフラを対象とする政策（アメリカ）とリファレンス・レベル



出典: 筆者作成。

4. DSRモデルによる分析結果

このように、DSRモデルを用いて農業環境公共財と農業環境政策の関係を分析することにより、農業環境公共財に影響を与える要因(D)を対象としているインプット・ベースの政策の場合、これらの要因(D)が複数の農業環境公共財(S)に影響を与えていることから、結果として1つの農業環境政策(R)が複数の農業環境公共財(S)を対象としていることがわかる。

農業環境政策の主な目的は、農業環境公共財に関連する市場の失敗に対処することである。言い換えれば、適切な量の農業環境公共財を供給することが、政策の目的である。しかし、上述の3つの政策パターンは、いずれも農業環境公共財を直接対象としているわけではない。その結果、どの程度ある政策が市場の失敗に対処することができ、どの程度農業環境公共財の供給量を需要量と一致するまで効果的に増加させることが出来ているのかが、必ずしも明らかではない。これは、インプット・ベースの政策を立案する際に注意が必要であることを示唆している。例えば、多くの農業環境支払い、農家が様々な適正農業管理を行う際に実施されている。農家はそれぞれの状況に応じて、どの取組を行うのか選択し、農業環境政策を考慮に入れながら、彼らの利潤を最大化しようとする。そして、より多くの取組が行われると、農業環境公共財の供給量も増加すると仮定している。しかし、各農家は農業環境公共財に対して複数の正負の効果をもたらすため、必ずしも政策立案者が意図した通りに農業環境公共財の供給量が増えないことがあり得る。農家はまた、簡単に採り入れることができる対策を取り入れがちである。しかし、これらの農法が必ずしも最大の環境効果を上げるわけではない。対象となる農業環境公共財に応じて、政策立案者は、農家が選択することができる農法の数を制限したり、インプットではなく、アウトプットをターゲットとした政策を導入する必要があるかもしれない。また、農業環境公共財に影響を与える要因(D)と農業環境公共財(S)の関係を検証することも、市場の失敗を政府の介入によって克服する上で重要となる。

対象とされる農業環境公共財の数に応じて、最適な農法や取組は変わりうる。仮にあるインプット・ベースの政策が特定の農業環境公共財を政策対象としている場合、農家が行う取組は、当該農業環境公共財を供給するのに有益であるべきである。一方、あるインプット・ベースの政策が複数の農業環境公共財を政策対象とする場合は、農家が行う取組は当該取組が環境に与える総合的な影響を勘案して決定されるべきである。何を目標とするのかに応じて、政策対象とする要因も異なることとなる。

さらに、ある1つの要因が複数の農業環境公共財に影響を与えていることを踏まえると、アウトプット・ベースの政策もまた、1つの農業環境公共財を対象とするのではなく、複数の農業環境公共財を対象とする必要があるかもしれない。例えば、ある水質改善を目的としたアウトプット・ベースの政策があるとすると、農家は対策に加入し、農業環境支払いを受け取るため、水質改善を図る上で最適な取組を選択する。しかし、これらの取組は生物多様性の向上や土壌保全と土壌の質の向上など、その他の便益をもたらすかもしれない。このような場合、農家が採り入れた取組によって改善された水質だけでは、アウトプット・ベースの支払基準を満たさない場合でも、水質改善、生物多様性の向上、土壌保全と土壌の質の向上を合計した環境パフォーマンスは、一定の水準を超え、より大きな環境便益をもたらすような場合もあり得る。したがって、アウトプット・ベースの環境支払いについても、1つの農業環境公共財だけでなく、複数の農業環境公共財に関する影響を考慮に入れる必要があるかもしれない。ただし、アウトプット・ベースの政策については、実際に結果が出るまで農業環境支払いを農家が受け取ることができるかどうかはわからないため、インプット・ベース

の政策と異なり、農家が取組に着手せず、必ずしも政策が広く定着しないという課題もある。

本稿では、DSR モデルとリファレンス・レベルを組み合わせて分析を行ったが、インプット・ベースの政策は、リファレンス・レベルがインプットに設定されていることを意味している。ある農法や農業投入財などについて、現在の状況が相対的に社会に環境便益をもたらしているのか、環境汚染をもたらしているのか、それぞれの場合において農家がこれらの農法や農業投入財に関する費用をどこまで負担すべきなのか、検討する際には環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルの概念が重要となる。これらのリファレンス・レベルがどこに設定されているのかは、現在の農業と環境との関係、社会の農業に対する認識、農家の財産権や環境目標との関係などで決まる。そして、その設定にあたっては、インプットがアウトプットに与える影響についての分析が重要であり、農業がアウトプットにもたらす影響と達成すべき環境水準を踏まえて、インプット・レベルのリファレンス・レベルを設定する必要がある。

第4節 リファレンス・レベルをめぐる議論

以上のように、本章ではリファレンス・レベルのフレームワークを各国の農業環境公共財をめぐる政策に適用してきたが、先行研究でも明らかとなったようにリファレンス・レベルについて検討する際には特に2つの論点が重要となる。一つはリファレンス・レベルがどこに、どのように設定されるのかであり、もう一つはリファレンス・レベルがどのように変更されるのかである。前者の論点は Bromley and Hodge (1990) 等が指摘しているとおり、財産権との関係が特に重要となる。後者については Hodge (1994, 2000) が指摘しているとおり、リファレンス・レベルの「不確実な領域 (uncertain zone)」に相当することから、第2章で議論したとおり、環境リファレンス・レベル (X^{RE}) と社会リファレンス・レベル (X^{RS}) に応じた分析が重要となる。したがって、本節ではこの2点についてさらに検討を加える。

第1項 リファレンス・レベルの設定

1. 社会リファレンス・レベルと財産権

リファレンス・レベルには、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルが存在するが、それぞれのレベルは異なる観点から決定される。

社会リファレンス・レベルは農家が費用を負担して達成すべき環境の質であり、このレベルを超えると社会が農家に対して農業環境公共財の供給に資する取組に対して補償を行うこととなる点である。これは言い換えると農家が費用を負担する点と社会が費用を負担する点を分岐する点である。したがって、農家が有している権利（財産権）と社会が農家に対して責任を求める権利とが交差し、その交差した点で社会リファレンス・レベルが決まることとなる。

社会と農家の責任分担を決める点、すなわち、社会リファレンス・レベルの設定にあたっては、財産権が重要な役割を果たすことが多くの文献 (Bromley and Hodge, 1990; Bromley, 1997; OECD, 2001 等) によって指摘されている。例えば、農家が有するある土地に対する財産権が、その土地に関連している土壌の質、水質、生物多様性といった農業環境公共財の供給についての社会的な要望に対して優越権を有している場合、農家に対して農業環境公共財のために土地利用の規制をかけることは、農家の財産権を侵害することになることから、農家に対して農業環境支払いによる補償を行う

ことが必要となる可能性がある（OECD, 2010c）。反対に、消費者や社会が有している財産権が、農家の土地利用に関する財産権に対して優越している場合は、農家は消費者や社会が有する財産権の侵害に対して補償をしなければならない。このように、社会リファレンス・レベルは農家と社会が有する財産権によってどこに設定されるのかが決定されることとなる¹⁵⁹。しかし、どちらの財産権が優越しているかどうかは、法律によって明確に規定されている場合もあるものの、必ずしも常に明確であるわけではない。場合によっては財産権の所在がはっきりしない場合や、どちらの財産権が優越するのか不明確な場合もある（OECD, 1999）¹⁶⁰。

特に農業環境公共財に関する財産権については、誰が財産権を有しているのかを特定することが難しい場合がある。一般的に土地やその借地人に関する所有権や財産権は明確に確立していることが多い。しかし、土地に関する権利を有している者が必ずしも常に関連する農業環境公共財の責任を取らなければならないことを意味するものではない点に農業環境公共財をめぐる財産権の難しさが存在する。例えば、農業用水の管理は、個々の農地の所有者ではなく、地域のコミュニティが水路の水質や水量に関する財産権を有しているかもしれない。この場合は、河川沿いの土地所有者は、水を自由に使用する権利を有していないかもしれず、土地の所有権と水質と水量に関する財産権が同一の主体に帰属していない（OECD, 1999）。このような場合は、地域のコミュニティが水の管理に関する責任を負うのか、個々の農家が水の管理に関する責任を負うのか、ケース・バイ・ケースの判断が必要になる可能性がある。

この水の管理に関して、例えば、本稿の図 3-13 で論じたとおり、オーストラリアは農産物の生産者に対して水使用量の割り当てをする際に市場機能を大変多く活用している。オーストラリアでは、従来から希少な水資源を最も効率的で生産的な用途に割り振ることが大きな課題であった。このため、法律によって州政府が水資源を公共のために管理すること（州政府が水資源に対する財産権を有していること）を明文化し、水利権の売買によって水の取引を行う制度を立ち上げることとした（OECD, 2010d）。この制度では、農家は水を使用するために州政府が管理する水利権を獲得する必要がある。この水利権は各農家に与えられ、仮にある農家をもっと多くの水を使用したいと考えた場合、当該農家は水の取引市場を介して他の農家から水利権を購入しなければならない。この場合の社会リファレンス・レベルは、この財産権によって設定され、社会リファレンス・レベルを上回って水を効率的に使用した農家は水利権を市場で売ることができ、水を効率的に使用することができていない農家は、水利権を市場で購入することによって、社会リファレンス・レベルを満たす必要がある。この水市場の成功のためには、制度の根幹となる水利権に関する法制度が極めて重要であり、オーストラリア政府の成功はこの水資源に関する財産権を法律により明確にしたことにあることがわかった。つまり、社会リファレンス・レベルを明確に設定することにより、水利権の売買を可能にしたのである。加えて、制度を運用するためには、実態を反映した適正な取引ルール、第三者に対する負の影響を制限・管理するシステム、水資源

¹⁵⁹ この社会リファレンス・レベルは、財産権の特定が困難な場合も、最終的に政府が規制や農業環境支払いを導入することにより、農家の負担額と社会の負担額が決定されることから、具体的な費用分担によって決定される。

¹⁶⁰ リファレンス・レベルを決定する際の社会の範囲は、農業環境政策の立案を行う主体に応じて異なる。本稿は、国レベルの政策分析であることから、分析対象である政策の実施単位についても国レベルとなっている。このような国レベルの政策については、農家が追う責任の範囲についても国レベルで決めることとなることから、リファレンス・レベルを設定する社会も国レベルになる。しかし、地域単位で政策を実施する場合には、政策だけでなくリファレンス・レベル自体も地方自治体やコミュニティレベルで決定されることになる。

の取引を行うためのプラットフォーム、精算を行うための会計システムなどが必要となる。

一方、アメリカでは、歴史的に、河川等への排出について財産権が設定されておらず、汚染者は下水の排出に関して費用負担を求められていなかったことから、かつて深刻な水質問題が生じてしまった。この問題に対処し、水質管理を行うため、1972年に水質浄化法（Clean Water Act（CWA））が制定された。そして、同法によって、実質的に点源汚染に関しては水資源が国有化されることとなった。これは、河川等への排水については国が財産権を有することとなったことを意味し¹⁶¹、点源汚染の汚染者である大規模な畜産農家は、それまでは自由に下水を排出することができたが、水質浄化法制定後は、このような行為は国の財産権を侵害することになることから、事前に自ら費用を負担して排出許可を得なければならないこととなった。すなわち、水質浄化法によって下水の排水に関して社会リファレンス・レベルが設定された¹⁶²のである。これは「汚染者負担原則（Polluter Pays Principle）」による費用負担であると整理することができる。しかし、大規模な畜産農家については点源汚染源であることから排出許可証による管理が可能であるものの、農業の大半は非点源汚染であり、あらゆる農地から少しずつ水質汚染の源となる窒素やリン等が排出されているため、非点源汚染に関する水質管理についての財産権は不明確であり、その管理を行うことが難しい。このため、水質汚染の大部分が水質浄化法の規制対象外となっている。一方、農地の財産権については農家が有していることが明確であることから、図3-9で分析したとおり、非点源汚染に関しては、農地の財産権を有している農家に対して、現在の農法レベルを基準に水質改善のための取組を促す政策が採られている。その結果、社会リファレンス・レベルは現在の農法に基づく環境レベルに設定され、農家は水質汚染を削減するために費用を負担するのではなく、農務省による「環境改善奨励計画（Environmental Quality Incentives Program（EQIP）」等の環境保全型支払いを受けて、水質汚染の削減に取り組んでいる状況にある。これは、本来適用すべき汚染者負担原則が適用できていない状況であり、「汚染者への支払いアプローチ（Pay-the-Polluter Approach）」がとられている状況にある（Shortle et al., 2012）。

このように、本稿の分析により、土地利用の権利は多くの国で農家が有しているため、環境汚染の場合であっても、アメリカのように汚染者負担原則の適用が困難な場合があることがわかった。汚染者負担原則が適用される場合とは、財産権に基づく土地利用の規制よりも、環境権が優越する場合、すなわち、農業環境公共財を享受している周辺住民等が有している財産権が農家が農地に対して有する財産権に優越する場合であり、この場合は、農家が自ら費用を負担して環境汚染対策を講じることになる。

¹⁶¹ 仮に畜産農家がそのまま財産権を有し、自由に下水の排水を行うことができるとすると、現行の農法に社会リファレンス・レベルが設定され、畜産農家による下水の排水を削減するためには、汚染者である畜産農家に対する支払いを行うことが必要となる。

¹⁶² 水質浄化法の導入は新たな規制の導入である。新たな規制の導入は、通常、社会リファレンス・レベルだけでなく、環境リファレンス・レベルの引き上げも意味する。新たな規制レベルは環境汚染を削減するために現在の農法レベルを超えて設定されることが多く、農家は当該規制を達成するための費用を負担しなければならない。このような環境規制が導入される背景は、通常、社会の環境に対する意識の高まりや変化を受けて、従来行われていた行為が環境汚染として認識され、環境リファレンス・レベルが引き上げられ、そして、汚染者に対して環境リファレンス・レベルまで費用を負担させるため、新たな規制が導入され、社会リファレンス・レベルも引き上げられることとなる。水質浄化法についても、下水の排水が一定水準を超え、環境汚染を引き起こしていることが顕在化し、社会問題となったことを受け、環境リファレンス・レベルが引き上げられることとなったと考えられる。

また、一般的に新しく農業環境公共財の供給が政策対象となった農業環境公共財については、農家が従来から営農活動を行っており、農家が営農する権利や農地に関する権利を有しているため、一般に農家の財産権が優先され、現在の農法レベルに社会リファレンス・レベルが設定されることがわかった（表 3-16 参照）。そして、社会の農家に対して求める環境水準が高くなることに伴い、社会が有する財産権が農家が有する財産権よりも優越するようになり、社会リファレンス・レベルが引き上げられ、農家に対して一定の負担を求めることとなる。新たな環境規制の導入や、クロス・コンプライアンスの導入などはこのような社会リファレンス・レベルの引き上げの例である。

以上のように、社会リファレンス・レベルをどこに設定し、誰に対して報酬を支払い、誰が損害の責任を負うのかについて決定する際には、財産権が重要となる¹⁶³ことから、農業環境公共財に対する財産権を現在誰がどのように有しているのかを特定することが重要となる。

2. 環境リファレンス・レベルの設定

一方、環境リファレンス・レベルは社会リファレンス・レベルと同じレベルに設定されていることもあるものの、環境便益（Public goods）と環境損害（Public bads）を分けるレベルであり、違うレベルに設定されることもある。この環境リファレンス・レベルは、環境便益と環境損害を分けるレベルであり、農業環境支払い等が行われる基準となる社会リファレンス・レベルと異なり、明確にそのレベルがどこに設定されているのか、把握するのが難しいという課題がある。特に、何も営農行為が行われていない状況と比べると、農業環境公共財に関してそのほとんどの場合において、環境損害を生じさせていることになってしまっている農業について、環境便益と環境損害を分けるのにあたって、その分岐点を「絶対的」に求めることは、一般的には難しい問題を含んでおり、OECD（2003）が示しているとおり、この点は、「相対的」に決定されるものであると考える。相対的に決定されるというのは、現在や過去の環境状態も参考にしながら、科学的な根拠だけでなく、社会の農業環境公共財に対する認識に基づき、決定されることを意味する。

例えば、農村景観についても、原生林と比べると、環境損害をもたらしていると解釈することも可能だが、実際の政策立案時には、再度原生林化することが環境目標として設定されている場合は別として、多くの場合は原生林と現在の農村景観の状況を比べて農業が環境便益をもたらしているのか、環境損害をもたらしているのか、といった比較を行う必要はない。多くの場合は、過去の水準（5年前や10年前）と比べ、農村景観が悪化しているのかどうか、ということが問題となる。仮に過去の水準と比べて、農村景観が悪化している場合は、その過去の水準が環境損害と環境便益を分ける環境リファレンス・レベルとなる。この場合、その環境リファレンス・レベルより現在の農村景観のレベルが悪化しているため、環境損害をもたらしている状況となる。例えば、イングランドでは、農村景観である生垣の管理はクロス・コンプライアンスに盛り込まれており、農家が生垣の管理を適切に行うことが求められており、生垣の管理が不十分であれば環境損害をもたらしている状況にある。すわなち、クロス・コ

¹⁶³ これに対し、財産権は環境便益か環境損害かを定めるものではないことから、財産権は環境リファレンス・レベルの設定とは直接的な関係はない。

ンプライアンスのレベルに環境リファレンス・レベルが設定されていることになる¹⁶⁴。他方、この場合の社会リファレンス・レベルをどこに設定するかについては、①環境リファレンス・レベルより低い現在の農法と同じレベルに設定し、耕作放棄地の解消と農村景観の改善のために汚染者である農家に対して、農業環境支払いを行うことも考えられるが、②環境リファレンス・レベルと同じレベルに設定し、汚染者である農家に対する支払いを避け、農家に自ら費用を負担させて農村景観の改善を図らせることも考えられる。上記のイングランドの事例では、クロス・コンプライアンスにより、②の手法を取り、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルと同じレベルに設定している。このように、政策手法によって、社会リファレンス・レベルと環境リファレンス・レベルは必ずしも同じレベルに設定されないこととなる。

また、この農村景観の例のように、具体的に環境便益が供給されているのか、環境損害が生じているのかは、政策を立案する際に、過去の一定時点や現在の状況と比べて、個別具体的に判断され、相対的に決まることとなる¹⁶⁵。この意味において、この両者を分ける環境リファレンス・レベルは、あるべき環境レベル（あるべき論）で決まるものではなく、また、達成できる環境レベル（可能性論）で決まるものでもない。

そして、環境リファレンス・レベルが相対的に決まるというのは、ある一個人の環境に対する感覚のみで決まるものような「恣意的に決まる基準」を意味するものではない。環境リファレンス・レベルは、政策立案者が政策を立案する際に現在の農業と環境の状況と、環境目標の関係を踏まえ、政策介入のない状態の農業が環境にどのような影響を与えているのかを判断することにより決まることとなる。この判断は、政策立案者個人の感覚で決まるものではなく、科学的知見、世論調査やアンケート調査の結果、農業に対する社会の捉え方等を踏まえ、行われることになる。そして、この環境リファレンス・レベルがどのように設定されているのかは、各国の農業環境政策の目的を法律や行政文書を確認することによって客観的に把握できることが多い。

各国とも一般的に「環境便益を供給」又は「環境汚染を削減」するために政策介入を行っており、「環境便益の供給」か「環境汚染の削減」については、環境リファレンス・レベルが現在の農法より高い水準にあれば環境汚染を生じさせている状況であることから環境汚染の削減となり、環境リファレンス・レベルが現在の農法より低いレベルにあれば環境便益を供給している状況になる。したがって、法律や行政文書によって環境政策の目的を確認することにより、環境リファレンス・レベルが現在の農法（X^c）と比べてどこに設定されているのか、客観的に把握することが出来ることとなる。

¹⁶⁴ 一方、我が国では、農村景観は毎年の営農行為によって毎年供給されるものであると考えられており（食料・農業・農村基本法第3条）、営農行為、農業そのものが農村景観に対して環境便益をもたらしていると解されている。この場合、環境リファレンス・レベルは営農行為がなされる前の現状に設定されていることとなる。したがって、耕作放棄地の増加は環境損害ではなく、農業環境公共財の供給量の減少と整理することができ、耕作放棄地の減少と農地の集積と利活用のために支援策が講じられている。

¹⁶⁵ 環境リファレンス・レベルが相対的に決定されるのは、農業の分野だけに限らないと考えられる。例えば、ある工場地帯が大気汚染等の環境損害をもたらしているとする。この場合、極論を言えば、工場地帯を撤去し、元の原生林に戻すまでは環境損害であるということになるが、政策立案上、このような手段を必ずしもとることができるわけではなく、多くの場合、科学的に決定された大気汚染の基準（環境リファレンス・レベル）を満たすまでは環境損害、当該基準を満たしてさらに企業が自主的に環境改善を図る場合は環境便益と、現状や大気汚染の規制水準を基準に、相対的に環境損害か環境改善かが判断されている。

また、環境リファレンス・レベルと現在の農法との関係については、通常、客観的に把握することが可能であるが、客観的に把握することができるということは、数値化できるということを意味するものではない。数値化できる場合もあるが、単に現在の農法より高いレベルに設定されているのか、低いレベルに設定されているのか、両者の位置関係についてのみ把握できる場合もある。ただし、客観的に両者の位置関係を把握することができれば、例えば現在の農法が環境リファレンス・レベルより低く、農業が汚染を生じさせている状況にあることがわかり、このような場合に政府が農業環境支払いを講じることは汚染者負担原則に反することがわかることから、農業環境政策のあるべき姿について検証する上で十分である。

3. 環境リファレンス・レベルの意義

本稿では、これまでのリファレンス・レベルの枠組みを見直し、新たにリファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルに分けることとした。これに対し、同じ環境改善を図る行動について、社会からすると環境汚染の削減であっても、農家からすると環境改善に該当することから、環境リファレンス・レベルを社会リファレンス・レベルと区別して定義する必要はないという見解もありうる。ただし、政府が農業環境支払い等を講じている理由を明らかにする観点からは、汚染の削減に対して支払いを行っているのか、環境の便益に対して支払いを行っているのかの区別が重要になることから、環境リファレンス・レベルを社会リファレンス・レベルと区別して定義する必要がある。

例えば、本稿の図 3-9 で分析したとおり、アメリカの水質については、水質浄化法に基づき、科学的根拠に基づいて水質規制が設定されており、当該基準が環境リファレンス・レベルとなる。しかし、農業分野において、この水質に関する基準は大規模畜産農家については設定されているが、その他の農家については設定されていない。したがって、多くの農家の水質についてのレベルは、現行では環境リファレンス・レベルより低い環境レベルにあり、環境汚染を生じさせている状況にある。これに対して、アメリカ政府はこれらの多くの農家による環境汚染を削減するため、環境リファレンス・レベルより社会リファレンス・レベルを引き下げることにより、汚染者負担原則の適用を避け、環境汚染の削減に対して環境支払いを実施している。しかし、この場合、本来は他の産業や大規模畜産農家と同様、農業環境支払いではなく、環境規制や環境税等他の農業環境政策を用いることによって、本来満たすべき水質基準（環境リファレンス・レベル）を農家自ら費用を負担して達成すべきである。したがって、汚染の削減に対する農業環境支払は限定的な運用にとどめ、いかにして社会リファレンス・レベルを引き上げ、環境規制等その他の政策をどのようにして農家に適用するのか検討することが重要になる。

これを従来のリファレンス・レベルの理論を用いてしまうと、単にリファレンス・レベルが現在の農法レベルに設定され、汚染の削減を図ることは環境改善を図ることと同義であることから、農家に対して農業環境支払いを行うことは正当化されるという説明になってしまい、本来は他の産業や大規模畜産農家と同様、環境リファレンス・レベルを達成するために用いるべき農業環境政策は、農業環境支払いではなく、環境規制や環境税等他の農業環境政策であるという視点が欠落してしまうことになる。その結果、政策選択の枠組みとしてリファレンス・レベルの枠組みが適切に機能していないこととなってしまう。

同様に、この環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルの枠組みを用いることにより、これまでのリファレンス・レベルのモデルでは説明できなかった点

について、説明が可能となる。例えば、農家が環境便益を供給している場合であっても、その供給に要する費用の一部を負担している場合は、これまでのリファレンス・レベルの定義であれば、農家が環境便益をもたらすような行為に対しては農業環境支払を行うべきであり、農家に費用負担を設けるべきではないこととなる。しかし、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを用い、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより高く設定することにより、環境便益の受益者として農家が一部の費用を負担しているという説明ができることとなる。この結果、従来のモデルでは説明が困難であった日本やアメリカ等で採用されている費用分担型環境支払に（図 3-8、3-15 参照）についても、リファレンス・レベルを使った分析を行うことができることとなる。

さらに、従来の研究では、リファレンス・レベルは財産権で設定され、その財産権の制限に対して補償が行われると説明してきたことから、財産権が制限されているにもかかわらず補償が行われないことについては説明が十分できなかつた。しかし、農業環境問題の改善を図るため、公共の福祉を重視し、補償を伴うことなく環境規制等の導入により農業者の財産権を制限することは多数存在する。この公共の福祉による財産権の制限について、補償が行われないことについても、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを用いることにより、①農家が仮に環境汚染を生じさせているのであれば、環境リファレンス・レベルより社会リファレンス・レベルを引き下げることによって、農家に対して補償を行うのではなく、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルに設定したままとすることにより、補償を伴うことなく環境規制を導入しているという説明が可能となる。②一方、農家が仮に環境便益を供給しているのであれば、公共の福祉によって農家の財産権を制限したとしても、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより高く設定することにより、農家に公共の福祉による財産権の制限に伴う負担を求め、その結果、補償を行う必要がなくなるという説明が可能となる。

このようにこれまでのリファレンス・レベルでは、農業環境政策の立案にあたって直面する多くの場合を説明できなかつたが、新しいモデルでは、社会リファレンス・レベルに加えて環境リファレンス・レベルの概念を導入することにより、環境汚染に対して支払いを行う場合、環境便益に対して負担を求めている場合、公共の福祉によって財産権を制限する場合であっても補償を行わない場合等にも応用できる農業環境政策一般に応用できるモデルとすることができる。

第2項 リファレンス・レベルの変更

1. リファレンス・レベルの引き上げ努力

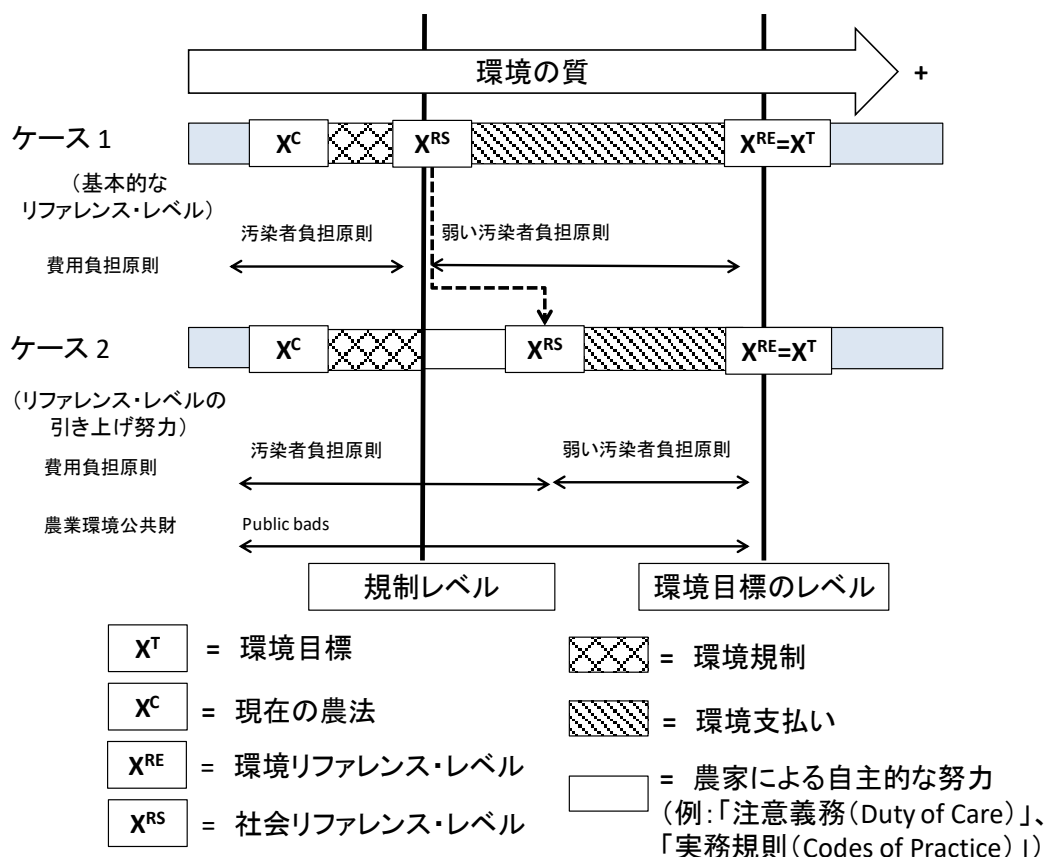
一部の国では、最低限の基準や規制を超えて、リファレンス・レベル（特に社会リファレンス・レベル）を引き上げようとする取組が行われている。特にオーストラリアとアメリカでは、一般的に現在の農法が環境に対して負の影響をもたらしており、社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより低く設定されていることから、社会リファレンス・レベルを引き上げ、農家自らの費用で環境改善を図る取組を促進させることを支援する施策が講じられている。

例えば、オーストラリアでは、ヨーロッパ人の入植、そして農地の開拓によって多くの生物多様性が失われた、すなわち、農業によって環境に対して負の影響をもたらされたという経緯がある（ $X^C < X^{RE}$ ）。このため、生物多様性を保全し、失われたものを復元することが環境目標となっており、当該水準以下では農業によって負の影響が

もたらされていることから、環境リファレンス・レベルは環境目標のレベルに設定されていることとなる ($X^{RE}=X^T$)。この環境目標を達成するため、農業生産のために原植生を開拓することを規制するなど生物多様性に関連する法律や規制が複数存在し、農家はこれらの規制を自ら費用を負担してこれらの規制を遵守する必要があることから、これらの規制が社会リファレンス・レベル (X^{RS}) となる (図 3-19 のケース 1)。ただし、これらの規制レベルでは、生物多様性の保全を十分図ることができていない、すなわち、社会リファレンス・レベルが設定されている環境規制のレベルは、環境目標が設定されている環境リファレンス・レベルの環境水準より低い状態にあることから ($X^{RS}<X^{RE}=X^T$)、これらの規制に加えて、オーストラリアでは、「注意義務 (Duty of Care)」や「行動規範 (Codes of Practices)」といった自主規制的アプローチにより社会リファレンス・レベル (X^{RS}) を引き上げ、農家に環境改善のための追加的な費用負担を求めようとしている (図 3-19 のケース 2)。通常であれば、環境リファレンス・レベルより低いレベルにおいては、汚染者負担原則に基づいて農家が自ら費用を負担して環境汚染の削減を図るべきであり、この社会リファレンス・レベル (X^{RS}) の引き上げは、この汚染者負担原則の適用範囲を拡大しようとする取組ととらえることができる。しかし、オーストラリアのケースではこれらの取組は財政支援のない完全に自主的なものであるため、農家の取組は限定的なものに留まり、その効果も限られている¹⁶⁶。リファレンス・レベルの引き上げについては、次節の共同行動についての分析においても行う。

¹⁶⁶ 新たな規制を導入することも通常、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルの引き上げを意味する。新たな規制レベルは環境汚染を削減するために現在の農法レベルを超えて設定されることが多く、農家は当該規制を達成するための費用を負担しなければならない。このような環境規制が導入される背景は、通常、社会の環境に対する意識の高まりや変化を受けて、従来行われていた行為が環境汚染として認識され、環境リファレンス・レベルが引き上げられたことになる。そして、汚染者に対して環境リファレンス・レベルまで費用を負担させるため、水質、大気の質に関する規制など、多くの環境規制が 1970 年代に導入され、これらの規制は社会リファレンス・レベルを引き上げることとなった。例えば、家畜排せつ物の河川への排出や野焼きなどは古くから行われてきたが、環境汚染であることが認識され (環境リファレンス・レベルが引き上げられ)、環境規制が導入された (社会リファレンス・レベルが引き上げられた) 例といえる。

図 3-19 リファレンス・レベルの引き上げ努力: オーストラリアの例



出典: 筆者作成。

2. 環境目標達成後のリファレンス・レベル

次に環境目標達成後のリファレンス・レベルのあり方について検討する。本稿では、リファレンス・レベルの枠組みに環境目標を組み込んで分析を行ってきた。このように環境目標をリファレンス・レベルの枠組みに組み込むことにより、その目標達成後の政策のあり方についての検討が必要であることがわかる。しかし、これまでの先行研究では本論点に関する検討が十分行われていない。

農家と社会が環境目標を達成したら、一般的に、政府の関与が引き続き必要かどうかについて慎重な検討が必要となる。図 3-20 は環境目標達成後のリファレンス・レベルについて検討したものである。この例では、現在の農法によって環境便益が供給される状態にあり、これ以上の環境状態の改善については、農家は対価を受け取ることができる状態にある、すなわち、現在の農法が環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルと一致している状況にある。ただし、環境目標より下に位置するとする ($X^C=X^{RE}=X^{RS}<X^T$)。そして、環境目標を達成するため、環境支払いが導入される(図 3-20 のケース 1)、農家は徐々に環境保全型農業を採り入れ、環境目標と同じ環境レベルを達成することができたとする ($X^C=X^T$) (図 3-20 のケース 2)。この場合、政府は環境目標までリファレンス・レベルを引き上げ¹⁶⁷、環境支払いを廃止すること

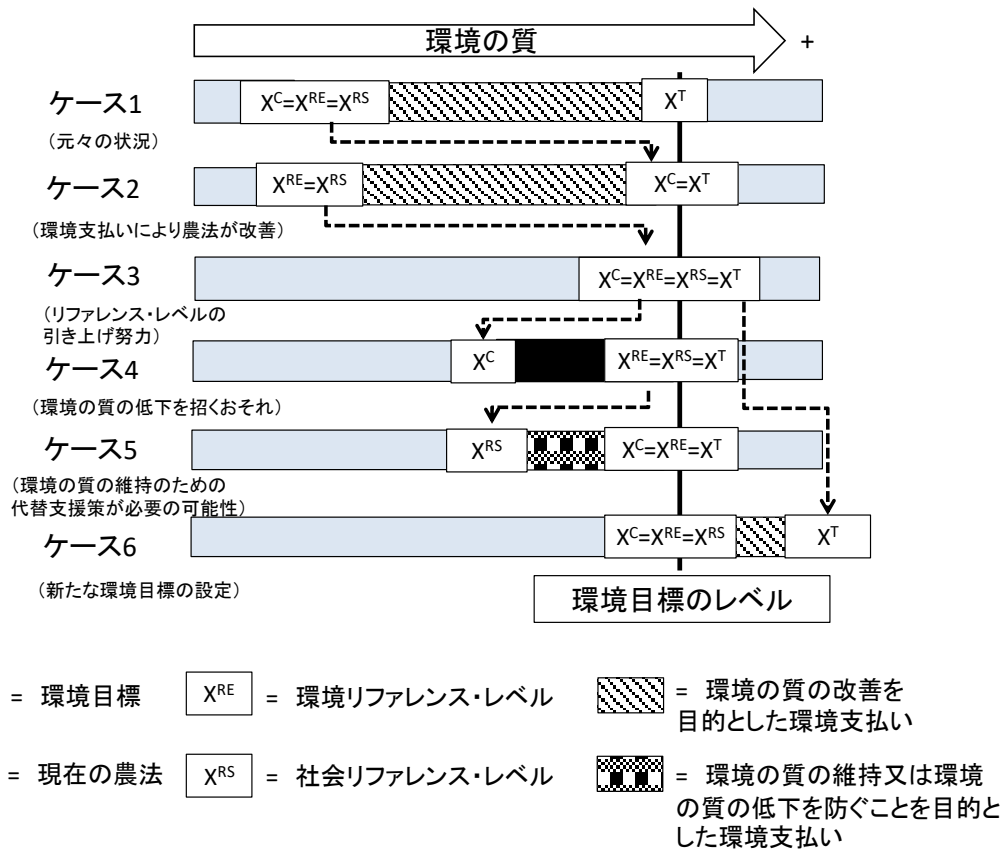
¹⁶⁷ この場合のリファレンス・レベルの引き上げは、①農業環境支払いを廃止し、農家の自己負担額を増加させるため、社会リファレンス・レベルが引き上げられただけでなく、②従来は環

を検討するかもしれない（図 3-20 のケース 3）。しかし、この際には、継続的な政府の介入がなくても、環境目標の環境レベルを維持することができるかどうかについて検証しなければならない。政府が支援を廃止した場合、農家は環境目標を維持することが困難となり、環境の質の低下を招くことになる可能性がある。特に単発の取組ではなく、農家による継続的に取組を要する場合は、政府による支援の廃止が農家の行動に与える影響について注意して分析する必要がある（図 3-20 のケース 4）。また、仮に政府による支援を続ける場合であっても、政策アプローチの見直しが必要となる可能性がある。一般的に、環境の質を改善するためのアプローチと、環境の質の維持又は悪化を防ぐためのアプローチや解決方法は異なるものになりうる¹⁶⁸。このような場合に、引き続き環境改善を図るための政策を実施すると、政策・行政費用が追加的な便益を上回ってしまう可能性がある。このため、政府は環境の質の維持又は悪化を防ぐための政策へと政策転換を図る必要があるかもしれない（図 3-20 のケース 5）。また、当初の環境目標よりも、更に環境の質の向上を図ることを社会が望む場合も想定される。このような場合、政府は環境改善を図るための環境支払いを継続する必要があるかもしれない（図 3-20 のケース 6）。農業環境政策については、政策導入時にリファレンス・レベルの枠組みを用いた分析を行うだけでなく、定期的にその見直しを行い、環境目標を達成するための手段について不断の検証を行う必要がある。

境便益と考えられていた当該レベルまで農家が自ら費用を負担して環境の質を維持することが当然であると社会が認識するようになったことから農業環境支払いが廃止されることになったことを踏まえると、社会の農業に対して求める環境の質のレベルが上がり、もはや当該レベルを維持しないと環境汚染を生じさせている状態となった、すなわち、環境リファレンス・レベルも引き上げられたと解するのが適当である。

¹⁶⁸ この点、矢部（2001）は環境損失の防止を図るための支払いを環境維持助成金とし、これを通常的环境改善を図るための環境支払いと区別していた。

図 3-20 環境目標達成後のリファレンス・レベル



出典: 筆者作成。

第5節 結論と政策的含意

本章では、日本、英国、オランダ、オーストラリア、アメリカの農業環境公共財に対する政策についてリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析を行った。本章では、まず、各国がどのような農業環境公共財を政策対象としているのか、これらの農業環境公共財に対してどの農業環境政策が講じられているのかについて整理を行った上で、各国はどのように農業環境目標とリファレンス・レベルを設定しているのか分析した。そして、代表的な農業環境政策についてリファレンス・レベルの枠組みを用いた分析を行った。

その結果、政策対象となっている農業環境公共財は、国によって異なることが明らかとなった。農業が農業環境公共財を供給していると考えられている場合（日本、英国、オランダ）、ある農業環境公共財の供給に付随して供給される農業環境公共財を含め、多くの農業環境公共財が一つの農業環境政策の政策対象となっていた。一方、農業が負の農業環境公共財をもたらしていると考えられている場合、政策対象はより限定され、現に農業環境問題が顕在化している負の農業環境公共財に特化した形で政策が講じられることが多いことがわかった。また、農業環境公共財は地方公共財であることが多く、州政府や地方政府が重要な役割を果たすことが多い。今回分析した5か国では、土壌保全と土壌の質、水質、水量、大気、生物多様性の5つの農業環境公共財については、5か国全てにおいて政策対象とされていた。また、気候変動（地球温暖化ガス、炭素貯留）はアメリカを除く4か国で政策対象とされていた。農

村景観は、オーストラリアを除く4カ国で政策対象とされていた。一方、洪水防止や火災防止等の国土の保全機能については、日本、オランダ、英国においては政策対象とされているものの、オーストラリア、アメリカでは政策対象となっていなかった。そして、これらの農業環境公共財の各国における優先順位は異なるものであることが明らかとなった。このように各国で政策対象となっている農業環境公共財が異なるのは、各国の歴史的経緯、文化、気候、営農形態等様々な要因が、何が農業環境公共財であるのかという考えに影響を与えるためである。

また、これらの農業環境公共財を対象に各国で様々な農業環境政策が実施されている。一般に、農業が農業環境公共財を供給しているという立場の日本、英国、オランダでは、農業環境支払いが多く用いられている一方、農業が負の農業環境公共財を供給しているのとらえているオーストラリアで、環境規制や市場を活用した取組等が主に行われていた。また、アメリカでは負の農業環境公共財の削減に対して、農業環境支払いが実施されていた。そして、各国とも多くの政策が複数の農業環境公共財を対象としており、その組み合わせは複雑なものとなっている。その結果、ある政策がどの程度農業環境公共財を供給しようとしており、その他の政策がどの程度供給に対処しようとしているのかが、必ずしも明らかではなく、その費用負担も不明確であることが多いことがわかった。

したがって、リファレンス・レベルの枠組みを用いて、どのように農業環境政策を組み合わせるべきか、農業環境公共財の供給費用を誰が負担すべきか、政策の導入前に検討することが極めて重要となる。

しかし、各国では、EUを除いて必ずしもリファレンス・レベルが政策決定の枠組みとして用いられておらず、多くの場合、現在の農法に基づく環境レベルが社会リファレンス・レベルとなっており、農業環境公共財を供給するために農家が持続可能な農法を取り入れる際に政府が農家に対して環境支払いを行っていることが明らかとなった。これは、農業環境公共財の供給であれ、負の農業環境公共財の削減であれ、一般に農業環境支払いが多用されていることを意味している。ただし、負の農業環境公共財の削減に対しては汚染者が費用を負担するのが原則であり、単に農業環境支払いを行うのは適切ではない。環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを区別することにより、それぞれのリファレンス・レベルをどこに設定し、農業環境公共財の供給に対して支払いをするのか、負の農業環境公共財の削減に対して環境規制等を講じるのか、それとも農業環境支払いを行うのか、議論することが重要である。

本稿の分析により、リファレンス・レベルと農業環境政策の組み合わせには様々なケース・組み合わせがあることが明らかとなったが、より適切な農業環境政策を立案するためには、以下の手順を踏む必要がある。

第一に、農業が環境に与えている状況を把握する必要がある。農業が環境に対してもたらしているのは正の効果なのか、負の効果なのか、それは全国的に生じているものなのか、地域的に生じているものなのかを特定することが、環境リファレンス・レベルを設定する第一歩となる。その設定にあたっては、必要に応じて世論調査を行うなどして社会の農業環境公共財についての意向を確認するとともに、科学的な調査等も行う必要がある。

第二に、農業が環境に与えている影響が、農業環境公共財の3つの定義に該当するのか、検証する必要がある。すなわち、①農業生産活動から生じる非農産物である②正負の環境外部性であって、③公共財的性格、すなわち非排他性及び非競合性を一定程度有している財（純粋公共財、共有資源、クラブ財）であるかどうかについて検証する必要がある。

第三に、農業環境公共財の需要者と供給者を特定し、政府以外の主体による供給が可能かどうかについて検証する必要がある。農業環境公共財の需要者が直接農業環境公共財の供給者である農家に対価を支払うなどによって、農家自身が十分な量の農業環境公共財の供給や、必要な負の農業環境公共財の削減ができるのであれば、政府による介入（農業環境政策）は不要である。

第四に、政府による介入が必要な場合に、リファレンス・レベルの枠組みを用い、環境目標と社会リファレンス・レベルの設定を行う必要がある。その際には、農家の取組（Driving force）がどのように農業環境公共財（State）に影響を与え、これらの農家の取組を促進するためにはどのような農業環境政策（Response）が必要なのか、DSR モデルを用いた分析を行うとともに、誰が財産権を有し、どこに社会リファレンス・レベルを設定して、だれがどのように費用を負担すべきなのか、その際、関係者に費用負担を求めるための原則（汚染者負担原則、供給者取得原則、受益者負担原則等）の根拠をどこに求めるのか、などについての検討を加える必要がある。

最後に、環境目標を達成するために最適な農業環境政策は何であるかについて、検証を行い、最も効率的に環境目標を達成することができ、かつ、その目標達成のための費用負担について、リファレンス・レベルの枠組みにより、関係者が合意できる政策を選択する必要がある。また、社会の農業環境公共財に対する認識も変わることから、リファレンス・レベルと農業環境政策について定期的に検証を行い、農業環境公共財を供給するために最適な政策を選択する必要がある。

参考文献

◀ 日本語文献 ▶

- 一瀬裕一郎 (2013) 「オランダ農業が有する競争力とその背景」農林水産省『平成 24 年度海外農業情報調査分析事業 (欧州) 報告書』.
- 小寺正一 (2009) 「環境政策の展開 —オーストラリアの生物多様性・気候変動・水政策をめぐって—」国立国会図書館調査及び立法考査局『オーストラリア・ラッド政権の 1 年 総合調査報告書』国立国会図書館.
- 勝又健太郎 (2014) 「EU の新共通農業政策 (CAP) 改革 (2014-2020 年) について」『平成 25 年度 カントリーレポート : EU, ブラジル, メキシコ, インドネシア』農林水産政策研究所プロジェクト研究 [主要国農業戦略] 研究資料 第 2 号.
- 作山巧 (2006) 「農業の多面的機能を巡る国際交渉」筑波書房.
- 玉井哲也 (2015) 「カントリーレポート : オーストラリア」農林水産政策研究所『平成 26 年度 カントリーレポート : タイ, オーストラリア, 中国』プロジェクト研究 [主要国農業戦略に関する研究] 研究資料 第 4 号, 農林水産政策研究所.
- 農林水産省 (2015a) 「環境保全型農業の推進について」生産局農業環境対策課, 農林水産省.
- 農林水産省 (2015b) 「協同農業普及事業をめぐる情勢」生産局技術普及課, 農林水産省.
- 農林水産省 (2015c) 「家畜排せつ物の利用の促進を図るための基本方針」農林水産省.
- 農林水産省 (2012) 「環境保全型農業を推進するための政策」平成 24 年 6 月 25 日第 3 回環境保全型農業直接支援対策に係る事業効果の検証検討会, 農林水産省.
- 農林水産省 (2011) 「国内クレジット制度における農林水産分野関連データ」農林水産省.
- 農林水産省 (2005) 「環境と調和のとれた農業生産活動規範について」平成 16 年度農林水産省生産局長通知第 8377 号, 農林水産省.
- 農林水産省生物多様性戦略検討会 (2008) 「生物多様性を重視した持続可能な農林水産産業の維持・発展に向けて—生きもの認証マーク活用への提言—」農林水産省.
- 日本政府 (2012) 『生物多様性国家戦略 2012-2020 ~豊かな自然共生社会の実現に向けたロードマップ~』, 日本政府.
- 横川洋 (2011) 「沖縄における持続可能な赤土等流出防止プログラム構想—環境直接支払いを軸にしたポリシーミックス構想—」横川洋・高橋佳孝編著 (2011) 『生態調和的農業形成と環境直接支払い 農業環境政策論からの接近』青山社.
- 矢部光保 (2001) 「多面的機能の考え方と費用負担」合田素行編著 (2001) 『農業環境政策と環境支払い—欧米と日本の対比—』農業総合研究所研究叢書第 124 号, 農業総合研究所.

◀ 英語文献 ▶

- Bromley, D. and Hodge, I. (1990), “Private Property Rights and Presumptive Policy Entitlements: Reconsidering the Premises of Rural Policy”, *European Review of Agricultural Economics*, Vol.17, No.2, pp.197-214.
- Bromley, D. (1997), “Environmental Benefits of Agriculture: Concepts”, in OECD , *Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies*, OECD, Paris (ダニエル・ブロムリー「農業の環境便益：概念」OECD 編・農林水産省農業総合研究所監訳 (1998) 『農業の環境便益—その論点と政策—』家の光協会, pp.47-80.) .
- CFE (n.a.), *Campaign for the Farmed Environment*, <http://www.cfeonline.org.uk/home/> (Accessed on 30 August, 2016).
- Commonwealth of Australia (2015), *Agricultural Competitiveness White Paper*, Canberra.
- Cooper, T., K. Hart and D. Baldock (2009), *The Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union*, report prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-023309/00-28, Institute for European Environmental Policy, London.
- Defra (2015), *The Guide to Cross Compliance in England 2015*, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- Defra (2013), *Campaign for the Farmed Environment (CFE) – Survey of Land Managed Voluntarily in 2012/13 Farming Year (England)*, Department for Environment, Food and Rural Affairs, Statistical Notice 18th June 2013.
- Defra (2009), *Protecting our Water, Soil and Air: A Code of Good Agricultural Practice for Farmers, Growers and Land Managers*, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- EC (2015), “Integrating Environmental Concerns into the CAP”, EC. http://ec.europa.eu/agriculture/envir/cap/index_en.htm (Accessed on 15 October 2015).
- EC (2013), “Overview of CAP Reform 2014-2020,” *Agricultural Policy Perspectives Brief*, N°5* / December 2013, EU.
- Environmental Law Institute (ELI) (1997), *Enforceable State Mechanisms for the Control of Nonpoint Source Water Pollution*. Report of the US Environmental Protection Agency. http://water.epa.gov/polwaste/nps/elistudy_index.cfm.
- Franks, J. R. and Mc Gloin, A. (2007), “Environmental Co-operatives as Instruments for Delivering across-farm Environmental and Rural Policy Objectives: Lessons for the UK”. *Journal of Rural Studies*, Vol. 23, pp. 472-489.
- GOV. U.K. (n.a.), *Farming Advice Service*, GOV. U.K., <https://www.gov.uk/government/groups/farming-advice-service> (Accessed on 10 February, 2016).
- Hart, K., D. Baldock, P. Weingarten, B. Osterburg, A. Povellato, F. Vannie, C. Pirzio-Biroli and A. Boyes (2011), *What Tools for the European Agricultural Policy to Encourage the Provision of Public Goods*, Study for the European Parliament, PE 460.053, June 2011.
- Hedgelink (2012), *What Hedges Do for Us*, Hedgelink, United Kindgom. http://hedgelink.org.uk/cms/cms_content/files/45_what_hedges_do_for_us%2C_v2%2C_20_mar_2012%2C_rob_wolton%2C_hedgelink.pdf (Accessed on 11 April, 2016).
- Hodge, I. (2000), “Agri-environmental Relationships and the Choice of Policy Mechanism”, *The World Economy*, Vol.23, No.2, pp.257-273.
- Hodge, I. (1994), “Rural Amenity: Property Rights and Policy Mechanisms”, in OECD, *The Contribution of Amenities to Rural Development*, OECD, Paris, pp.23-40.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007), *Climate Change 2007: Synthesis Report*, IPCC, Geneva.
- Jones, J., P. Silcock and T. Uetake (2015), “Public Goods and Externalities: Agri-environmental Policy Measures in the United Kingdom”, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 83, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5js08hw4drd1-en>
- Kerkhof, A., E. Drissen, A. S. Uiterkamp and H. Moll (2010), “Valuation of Environmental Public Goods and Services at Different Spatial Scales: A Review”, *Journal of Integrative Environmental Sciences*, Vol. 7, No. 2, pp. 125-133.
- Kildea, P. and G. Williams (2010), “The Constitution and the Management of Water in Australia’s Rivers”, *Sydney Law Review*, Vol. 32, pp. 595-616.
- Natural England (2015), “Countryside Stewardship Manual”, Version 07 October 2015, Natural England.
- OECD (2015a), *Public Goods and Externalities: Agri-environmental Policy Measures in Selected OECD Countries*, OECD Publishing, Paris (OECD 著・植竹哲也訳 (2015) 『OECD 諸国の農業環境政策』筑波書房) .
- OECD (2015b), *Innovation, Agricultural Productivity and Sustainability in the Netherlands*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2010a), *OECD Environmental Performance Reviews: Japan*, OECD Publishing. doi: 10.1787/9789264087873-en.
- OECD (2010b), *Environmental Cross Compliance in Agriculture*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2010c), *Guidelines for Cost-effective Agri-environmental Policy Measures*, OECD Publishing,
- OECD (2010d), *Sustainable Management of Water Resources in Agriculture*, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2009), *Evaluation of Agricultural Policy in Reforms in Japan*, OECD Publishing. doi: 10.1787/9789264061545-en.
- OECD (2008), *Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990*, OECD Publishing.
- OECD (2001), *Improving the Environmental Performance of Agriculture: Policy Options and Market Approaches*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1999), *Cultivating Rural Amenities: An Economic Development Perspective*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・吉永健治・雑賀幸哉訳 (2001) 『ルーラルアメニティ—農村地域活性化のための政策手段』家の光協会)
- OECD (1992), *Agricultural Policy Reform and Public Goods*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1972), *Recommendation of the Council on Guiding Principles Concerning International Economic Aspects of Environmental Policies*, OECD, Paris.
- Pannell, D. and A. Roberts (2015), “Public Goods and Externalities: Agri-environmental Policy Measures in Australia”, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 80, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5js08hx1btlw-en>
- Pannell, D. J. and A. M. Roberts (2010), “The National Action Plan for Salinity and Water Quality: A Retrospective Assessment”, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, Vol. 54, No. 4, pp. 437-456.

- Ribaudo, M. (2013), *Policy Instruments for Protecting Environmental Quality*. http://www.ers.usda.gov/topics/natural-resources-environment/environmental-quality/policy-instruments-for-protecting-environmental-quality.aspx#.Uh4f_j_leq0 (Accessed on 18 September 2013).
- Ribaudo, M. (2012). “Working Lands Conservation Programs”. In Osteen, C., J. Gottlieb, and U Vasavada (Eds.), *Agricultural Resources and Environmental Indicators, 2012 Edition*. US Department of Agriculture, Economic Research Service, Economic Information Bulletin Number 98.
- Ribaudo, M. (2009), “Non-point Pollution Regulation Approaches in the US”. In *The Management of Water Quality and Irrigation Technologies*. In Albiac, J., Dinar, A., Eds.; Earthscan: London, pp. 84–101.
- Ribaudo, M., L. Hansen, D. Hellerstein and C. Greene (2008), *The Use of Markets to Increase Private Investment in Environmental Stewardship*, United States Department of Agriculture, Economic Research Service, Economic Research Report Number 64, Washington D.C..
- RISE (2009), *RISE Task Force on Public Goods from Private Land*, Directed by Buckwell, A., RISE (Rural Investment Support Europe).
- Roberts, A. M. and R. K. Craig (2014), “Regulatory Reform Requirements to Address Diffuse Source Water Quality Problems in Australia: Learning from US Experiences”, *Australasian Journal of Environmental Management*, Vol.21, No.1, pp.102-115.
- Roberts, A. M., D. J. Pannell, G. Doole and O. Vigiak (2012), “Agricultural Land Management Strategies to Reduce Phosphorus Loads in the Gippsland Lakes, Australia”, *Agricultural Systems*, Vol. 106, pp. 11-22.
- Schrijver, R. and T. Uetake (2015), “Public Goods and Externalities: Agri-environmental Policy Measures in the Netherlands”, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 82, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5js08hwpr1q8-en>
- Shortle J. S. and J. B. Braden (2013), “Economics of Nonpoint Pollution.” In: Shogren, J.F., (Dd.) *Encyclopaedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics, volume 3*, pp. 143-149. Amsterdam: Elsevier.
- Shortle, J., Ribaudo, M., Horan, R. and Blandford, D. (2012). “Reforming Agricultural Nonpoint Pollution Policy in an Increasingly Budget-constrained Environment”, *Environmental Science and Technology*, Vol. 46, No.3, pp. 1316-1325.
- Shortle, J. and T. Uetake (2015), “Public Goods and Externalities: Agri-environmental Policy Measures in the United States”, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 84, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5js08hwhg8mw-en>
- Uetake, T. (2015), “Public Goods and Externalities: Agri-environmental Policy Measures in Japan”, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 81, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5js08hwsjj26-en>
- USDA (n.a), *Conservation Reserve Program*, US Department of Agriculture, Farm Service Agency. <https://www.fsa.usda.gov/programs-and-services/conservation-programs/conservation-reserve-program/index> (Accessed on 23 April 2017).
- Vojtech, V. (2010), “Policy Measures Addressing Agri-environmental Issues”, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers*, No. 24, OECD Publishing, Paris.
- Yamaoka, K. (2006), “Paddy Field Characteristics in Water Use: Experiences in Asia”, in OECD, *Water and Agriculture: Sustainability, Markets and Policies*, OECD Publishing, Paris.

Young, M., T. Shi and J. Crosthwaite (2003), *Duty of Care: An Instrument for Increasing the Effectiveness of Catchment Management*. Department of Sustainability and Environment, Victoria.

第4章 OECD 諸国の共同行動対策の分析

前章では主な OECD 諸国の農業環境政策について分析を行い、農業環境公共財とリファレンス・レベルの関係について議論した。この前章の議論は農家による農業環境公共財の単独供給に関するものが中心であった。実際、これまでの研究も、個々の農家の単独行動に注目したものが中心で、農業環境公共財の供給に関する農家の共同行動の重要性についての議論はほとんどされてこなかった (Ayer, 1997; Hodge and McNally, 2000)。

しかし一部の農業環境公共財は、農家が共同で、あるいは協調的に行動することにより、より効果的に供給することができることが知られている。生物多様性や農村景観は、個々の農地レベルでの取組よりも、より大規模な取組の方が効果的なものとなる場合が多い (Bamière et al. 2012; Davies et al. 2004; OECD, 2012a)。さらに、非特定汚染源汚染の問題に対応する際には、個々の農家の保有する農地を越えた規模での協調行動が必要となる。つまり、農業環境公共財に関する市場の失敗を克服するためには、共同行動をとる農家の集団や共同体 (コンソーシアム) を対象とした政策が必要な場合もあると考えられる (Blandford, 2010)。

このため、本章では、共同行動と農業環境公共財について議論する¹⁶⁹。第1節では共同行動を定義し、いくつかの類型を示した後、共同行動と農業環境公共財、共同行動とリファレンス・レベルに関する理論的な枠組みを提示する。次に、第2節では OECD 諸国における共同行動対策について概観する。そして第3節でこれらの共同行動によって政策対象とされている農業環境公共財を明らかにし、第4節で、リファレンス・レベルの枠組みを用いて共同行動についての分析を行う。続いて第5節でリファレンス・レベルに関するさらなる議論を行った上で、最後に第6節で本章の結論と本章の議論から導き出される政策的含意について議論する。

第1節 共同行動と農業環境公共財に関する分析の枠組み

第1項 共同行動とは

1. 共同行動の定義

近年、「共同行動 (Collective Action)」¹⁷⁰に関する数多くの研究が行われている (例

¹⁶⁹ 本章は筆者が OECD 在籍時代に行った OECD 諸国における共同行動による農業環境公共財の供給についてのレポート (OECD, 2013) に基づいている。ただし、本章を執筆するのにあたっては、OECD のレポート (OECD, 2013) から大幅な加筆修正を行っている。

¹⁷⁰ 「Collective Action」の訳語については、Olson (1965) の「The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups」を依田・森脇 (1983) が「集合行為論—公共財と集団理論」と訳したため、一般に「集合行為」と訳されることが多い。ただし、この「集合行為」という訳語は「集合」が「いくつかのものを一か所に集めること」(大辞林)を意味することから、「個人が一か所に集まってする行い」を意味し、必ずしも訳語からは個人が共通の目的を達成するためにともに行動するという意味が十分に伝わらない。一方、農林水産省の多面的機能支払では、水路、農道等の農家等が協力して行う維持管理活動である地域の「共同活動」に対して支払いを行っている。このように「集合」の代わりに「共同」という用語を用いることにより、共に活動するという意味が強くなることから農業環境公共財の文脈では「Collective」の訳語としては、「集合」よりも「共同」の方が適当であると考えられる。ただし、「Collective Action」

例えば、Agrawal, 2001; Baland and Platteau, 1996; Davies et al., 2004; Ostrom, 1990; Wade, 1988) が、共同行動の確立した定義は存在しない。例えば、Scott and Marshall (2009) は「メンバーが共通の利益と受け止めているもののために、集団によって（直接又は組織を通じて）取られる行動（action taken by a group (either directly or on its behalf through an organisation) in pursuit of members' perceived shared interests）」と定義している。また、Meinzen-Dick and Di Gregorio (2004) は、「共通の利益を達成するために集団によって取られる行動（action taken by a group to achieve common interests）」と定義している。このように共同行動の定義はそれぞれ異なるものの、いずれの定義も、共同行動に関する2つの重要なキーワード、「集団行動」と「共通の利益」が含まれている。これを農業環境政策の分野に当てはめると以下のとおりである。

共同行動は「集団行動」である。すなわち、農業環境公共財を供給する共同行動には、複数の農家が参加しており、また、多くの場合、非農家や地域の組織等も参加している。水質や農村景観等の農業環境公共財の多くは、集成的かつ空間的要素を有しており、これらの農業環境公共財を供給にあたっては、ある地域の農家・非農家が協力して一定以上の供給量（閾値）を確保することが必要となる。そして、これらの農業環境公共財の供給にあたっては、農家間の協調体制、彼らの個々の取組の相乗効果を生み出すための仕組み等を構築する必要がある（OECD, 2012a）。

また、共同行動は集団が「共通の利益」を達成するために行動するものである。この共通の利益は、通常、生物多様性、農村景観、水質、共有資源の管理といった地域の農業環境問題に関するものである。例えば、日本の「多面的機能支払い（旧農地・水保全管理支払交付金）」は、農地・農業用水等の維持のため、各地の活動組織に対して補助金を交付しており、2014年には19,000以上の地域活動組織が活動を実施している（農林水産省, 2014a）。そして、各地の活動組織が行う農地・農業用水等の維持活動は、地域の状況に応じてそれぞれ異なるものとなっている。各組織は、農業者、農業団体、地方公共団体、NGO その他の適切な参加者から構成されており、どのような活動が必要かを自ら判断している。

したがって、本稿では、上記の農業環境政策分野における「集団行動」と「共通の利益」の内容を踏まえ、共同行動を「地域における農業に関する環境問題に対応するため、複数の農業者が、多くの場合非農家や組織と共に連携してとる一連の行動」と定義することとする。

2. 共同行動の類型

共同行動には、農家だけでなく、地域住民等様々な関係者が参加することとなるが、特に共同行動でカギとなるのは、グループの行動をとりまとめる者である。この観点から、共同行動には、主に以下の4つのタイプが考えられる（図4-1）（OECD, 2013; Uetake, 2014）。タイプ1は、農業者と他の参加者が新たな組織を結成し、組織のメンバーとして集団的に行動する共同行動である。この場合、組織を運営するための規則と組織管理が非常に重要となる。また、特定の問題を議論するために、最も関係するメ

を「共同活動」と訳してしまうと、多面的機能支払の共同活動のみが「Collective Action」に該当するとの印象を与えてしまうが、多面的機能支払の共同活動以外の「Collective Action」も存在すること、藤栄（2008）が農業用水路、ため池、農道をはじめとする農村共有資源の管理に関する「Collective Action」を「共同行動」と訳していることから、本稿では、「Collective Action」について農家が他の農家等と共にとる行動という意味で、「共同行動」という訳を用いる。

ンバーによるサブグループや小委員会が設置される場合もある。一方、タイプ 2 は、独立した組織を結成せずに、農業者が他の農業者（及び非農家）と協力するタイプの共同行動である。彼らの協力は一般的に、強力なソーシャル・キャピタルと日々のコミュニケーションに基づいていることから、このタイプはタイプ 1 と異なり厳格な規則や強力な組織管理を必要としない。このタイプ 2 では共同行動を主導する者が存在しないのに対し、タイプ 3 は、共通の目的を達成するため、外部の機関（NGO、政府等）が（通常、同じ地域内の）農業者を組織化して集団的に行動する共同行動である。この場合、外部の機関が強い主導権を発揮して農業者と協力する。このタイプの共同行動では、農業者間の協力は必ずしも必須ではないが、外部の機関と農業者たちは同じ目的（水質改善、土壌侵食の軽減等）を共有している。タイプ 4 は、タイプ 2 とタイプ 3 の組み合わせ、すなわち、独立した組織は結成しないが、農業者が外部の機関、非農家と協力しながら立ち上げる共同行動である。これら 4 つのタイプの全てにおいて、農業者団体、NGO、研究者等の外部からの支援が行われる場合が少なくない。

図 4-1 共同行動の種類

タイプ1:組織化された共同行動	タイプ2:組織化されていない共同行動	タイプ3:外部機関主導の共同行動	タイプ4:外部機関と農家の共同行動
農家やその他の参加者が組織を構成し、メンバーとして集団で行動する。	農家は他の農家(及び非農家)と協力が、独立した組織を構成しない。	外部機関(NGO、政府等)が(通常は同じ地域内の)農家を組織化し、集団で行動する。	外部機関が大きな役割を果たすが、農家間の協力も不可欠な共同行動(タイプ2と3の組み合わせ)
+メンバー以外からの支援	+外部からの支援(例:大学その他)	+外部からの支援(例:大学その他)	+外部からの支援(例:大学その他)

出典：OECD（2013）及び Uetake（2014）に基づき筆者作成。

第2項 共同行動と農業環境公共財の理論的な関係

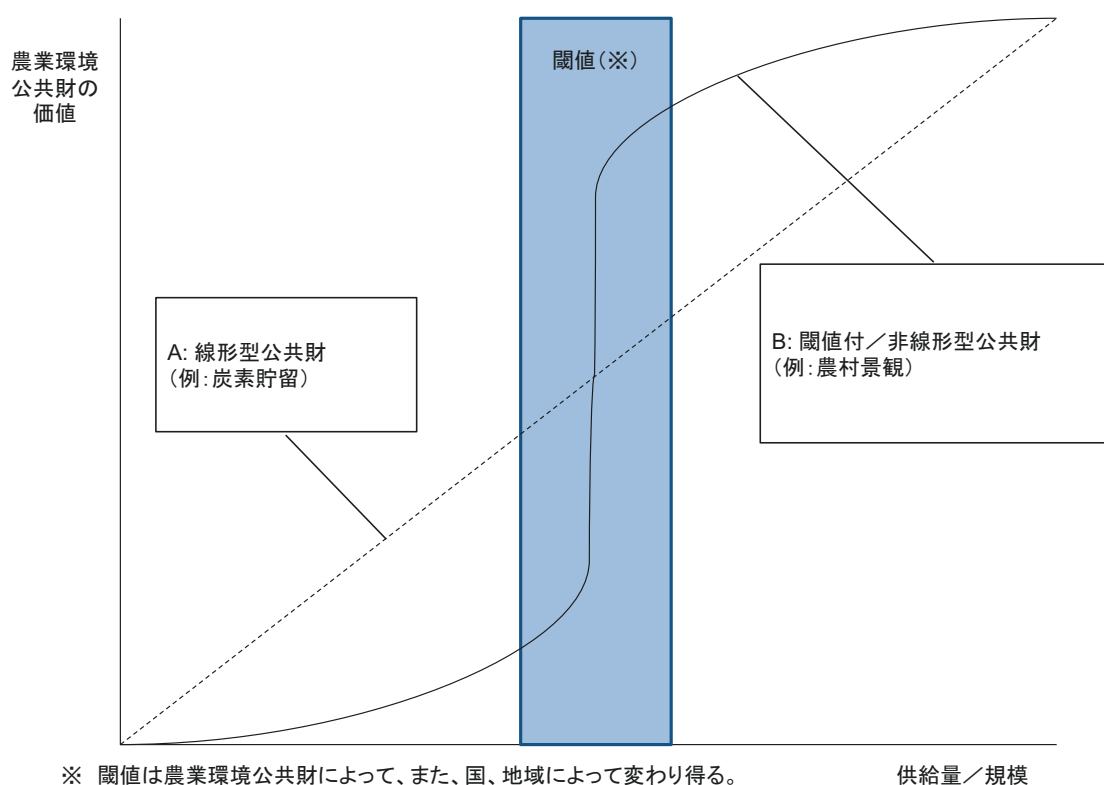
1. 閾値付公共財

では、この共同行動はどのような農業環境公共財を供給する上で重要なのであろうか。ここでは、まず、各国の具体的な共同行動と農業環境公共財との関係を分析する前に、両者の理論的な関係を概観する。これまでの先行研究によると、一般的に、共

同行動は、農業環境公共財が価値を有するものになるためにある一定程度以上の供給量が必要となる場合に、特に有益となる（OECD, 2012a）。こうした公共財は「閾値付公共財」あるいは「非線形型公共財」と呼ばれる（Marks and Croson, 1998）。一方、供給量と総価値の間に線形の関係がある公共財は、「線形型公共財」と呼ばれる（Cremer and Vugt, 2002）。

図4-2は「線形型公共財」と「閾値付／非線形型公共財」を図解したものである。線Aは「線形型公共財」を示している。公共財の生産量が増加すると、その価値も比例して増加する。このタイプの公共財では、最小限の供給量が必要ない。例えば、炭素貯留は、線形型公共財の一例である。不耕起栽培は各農地の土壌中に貯留される炭素の量を増加させることができ、その全体貯留量は、各農地の貯留量の単純な合計量となる。一方、線Bは「閾値付／非線形型公共財」を図示している。こうした公共財を供給するには、最小限の供給量が必要とされ、この閾値を超えて初めて公共財は相当な規模で生産されることとなる（Rondeau al., 1999）。農村景観がその一例である。小規模な景観は、ある特定の小さな場所では貴重なものとなりうるが、供給量が一定量を超え、一定の地理的規模を有する場合、その景観価値は大きく増加することとなる。共同行動は、公共財の供給量がこの閾値を超えるのに重要な役割を果たすことができると考えられる。

図4-2 閾値付農業環境公共財



出典：筆者作成。

また、共同行動は、農業者間の農法の調整を行ったり、土地利用の調整を行う際にも有効となる。例えば、農村地域において、農業生産と生物多様性の共存を図るためには、環境にやさしい農法を取り入れることが不可欠である（Cooper et al., 2009）。こ

の場合の環境面での成果は、農法を取り入れた総面積に加えて、これらの農地の利用形態の配置状況にも左右される。同じ面積であったとしても、面的にまとまった取組の方が面的にまとまらず、拡散して行われている取組よりも環境面で大きな効果をもたらすことがある。したがって、共同行動を通じて農地間の農法の調整を行うことが、生物多様性の保全にとって重要となる (Bamière et al., 2012)。

さらに、環境にやさしい農法を促進する上で重要なことは、こうした農法が農家の間にしっかりと根付くことである。この点に関して、共同行動による取組が農業環境公共財を供給する上で効果的なものとなりうる。農家は近隣の農家も同じ行動をとる場合に取組を自ら実施する傾向があることが知られている (例えば、White and Runge, 1994; Damianos and Giannakopoulos, 2002)。したがって、共同行動によって近隣の農家も巻き込んだ取組を行うことにより、より多くの農家を活動に参加させることができ、より多くの農業環境公共財を供給することができる可能性がある。

2. 共同行動と農業環境公共財の地理的外延

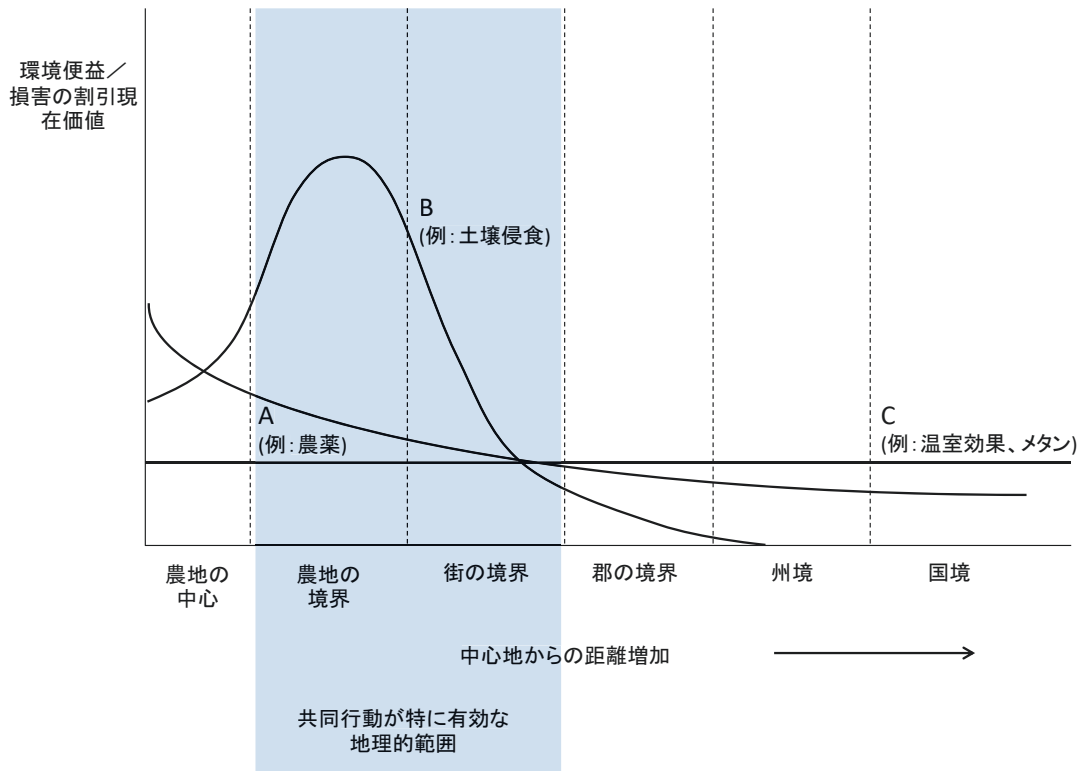
このように共同行動は複数の農家を巻き込んで農業に関する環境問題に取り組むものであることから、どこまでの農家を対象として共同行動を行うべきか検討する必要がある。その検討にあたっては、供給しようとしている農業環境公共財が影響を及ぼす地域の地理的規模について検討する必要がある。一般に、共同行動は、個別の農地を越えて、広範な地域に影響を及ぼす農業環境公共財に対処する場合に特に有益であると考えられる。農業環境公共財が他の農家や資源に与える影響は、農地からの距離に応じて異なる。

図 4-3 は、OECD (1998) を参考に、農業環境公共財の便益や損害の 1 ヘクタールあたりの全体量を、非常に単純化した形で図示したものである。この図には 3 つのタイプの農業環境公共財が示されている。曲線 A は農薬による大気中の質への影響の例である。大気中への拡散の程度は、距離に応じて徐々に低下していくものと仮定している。曲線 B は土壌侵食の例を示している。風が吹いている農地の土壌への被害は比較的少ない一方、近隣の農地では相当な被害が発生する可能性がある。最後に、曲線 C は、メタン等の地球温暖化ガスの例を示している。環境への影響は地球規模で起こり、広範囲に及ぶことから、限界被害は地球上に均一に現れると仮定している。

共同行動は、曲線 A と曲線 B で示される農業環境公共財に対して特に有効なものとなりうる。曲線 A の場合、農薬の使用を削減することにより農家が負担することとなる純費用は、その農地周辺の土地所有者が負担することとなる影響と比較して、非常に高額になる可能性がある。しかし、近隣農家の不適切な農薬使用の結果、当該農家がより多くの農薬を使用しなければならなくなる場合など、近隣農家の取組により農薬使用の必要性が影響を受ける場合もある。そうした状況では、農家は適切な農薬の使用に向けた共同行動をとる動機を有していると考えられる¹⁷¹。

¹⁷¹ ある地域での共同行動が当該地域には有益であるものの、近隣地域に悪影響を及ぼすような場合、当該共同行動による受益者と損害を被ることになる者との間で合意が形成されるよう、対象地域を拡大し、双方のメンバーからなる新しい共同行動を形成する必要がある可能性がある。例えば、ある農業者の集団により新たに導入された農業用水施設は、安定的な水の供給の確保を通じて、これらの農業者に便益をもたらすことができる。しかし、地域全体の水資源が限られている場合は、この新しい給水割当てにより近隣住民の水使用量に影響を及ぼす可能性がある。この場合、地域における適切な水使用の割当てを議論するために、農業者、近隣住民、そして必要に応じて政府を含むより広範な集団を形成する必要がある可能性がある。

図 4-3 農業環境公共財と地理的外延



出典：OECD（1998）を基に筆者作成。

曲線 B の場合、ある農家の活動により発生する環境費用の大部分が、近隣の農地に対して影響を及ぼしている。この農家がそうした影響を発生させる唯一の農家である場合、影響を受ける土地所有者が当該農家に金銭を支払い、改善策を取らせることが有効かもしれない。しかし、一般的には、当該農家自身が近隣の農家が引き起こす影響も受けており、さらにその近隣農家はまた別の農家が引き起こす影響を受けている。このような場合、これらの農家は地域の全ての農家を巻き込む共同行動計画を立てる必要があるかもしれない。

曲線 C の場合は、たとえ共同行動をとったとしても、地域の便益は世界全体が享受する便益に比べて極めて小さいものになる公算が高く、農家やその近隣農家は、環境への影響を軽減させる経済的な動機をほとんど持たない。さらに、そうした便益を今の世代の人々が享受できるとも限らない。加えて、関係者が数億人単位で存在することから、全ての関係者が1つの集団として解決策を見出すことは困難である。従って、このような越境型の問題では、より大きな代表的組織、すなわち政府による調整が必要となりうる。

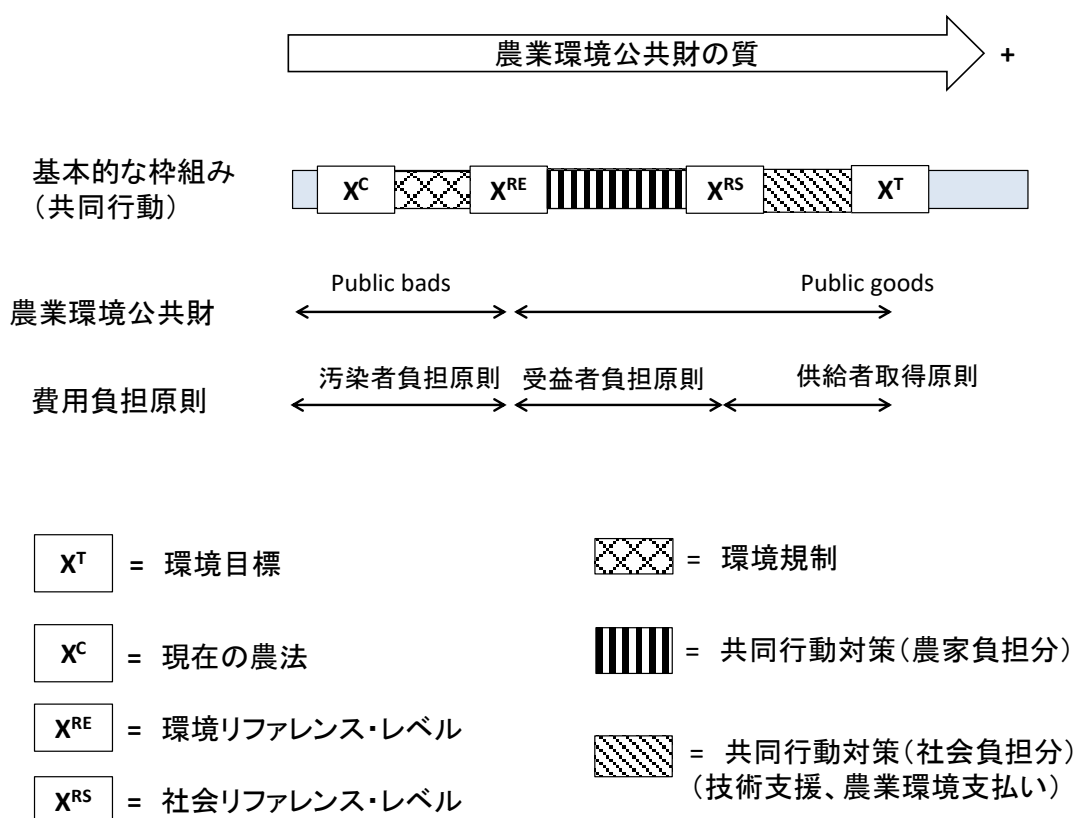
第3項 共同行動とリファレンス・レベル

以上のように共同行動の定義と共同行動と農業環境公共財との関係についての理論的な関係を見てきたが、各国の共同行動対策の分析に入る前に、共同行動とリファレンス・レベルの枠組みについて確認する。

共同行動とリファレンス・レベルの関係を整理したのが図 4-4 である。図の 4-4 では、まず、環境リファレンスレベルまで農家は汚染者負担原則に基づき、自ら費用を

負担して環境を改善する義務を負う。さらに社会リファレンス・レベル (X^{RS}) が環境リファレンス・レベル (X^{RE}) より高く設定されている。これは、一般的に、共同行動の参加者は農業環境公共財の受益者であるため、受益者負担原則に基づき、環境リファレンス・レベル (X^{RE}) を超えてさらに社会リファレンス・レベル (X^{RS}) まで農業環境公共財の質を改善する際の費用を負担するのが適当であるからである。そして、社会リファレンス・レベル (X^{RS}) を超えてさらに環境目標 (X^T) まで農業環境公共財の質を改善することについては、農家は既に受益者として負担すべき費用を超えて農業環境公共財を供給していることから、供給者取得原則が適用され、農家の共同行動に対する取組に対して対価が支払われることとなる。この際に、農家と周辺住民がそれぞれ負担する費用は、受益の程度に応じて決定されるべきであり、どの程度負担するか、すなわち、社会リファレンス・レベルをどこに設定すべきかは、それぞれの共同行動の内容、参加者等に応じて異なる。また、リファレンス・レベルをインプットに設定するのか、アウトプットに設定するのか、それによって農業環境公共財にどのように影響を与えるのか、DSR モデルに基づいた分析を行うことが必要である。

図 4-4 共同行動対策とリファレンス・レベル



出典: 筆者作成。

次節以降、共同行動と農業環境公共財の関係について、本節で取り上げた共同行動の類型、農業環境公共財との関係に関する理論的な関係、リファレンス・レベルの枠組みを用いつつ、OECD 諸国の個別の政策をとりあげて、共同行動によってどのような農業環境公共財が供給されているのか、分析を行う。

第2節 OECD 諸国の共同行動対策の概要

OECD 諸国で様々な共同行動が行われているが、Vojtech (2010) は、主にオーストラリア、ニュージーランド、カナダの3か国において、共同行動対策が取られているとしている。また、前章で取り上げた5か国（日本、オーストラリア、英国、オランダ、アメリカ）においても、オーストラリアに加えて、日本、オランダの2か国で共同行動対策が講じられている（表3-7参照）。このため、これらの5か国（日本、オーストラリア、オランダ、カナダ、ニュージーランド）の主な共同行動対策を取り上げることとする。

本節ではまず、OECD 諸国の共同行動対策を概観し、その比較を行う。本章の分析は文献研究及び各国の政策についての事例研究に基づくものである。Yin (2009) は、研究者がコントロールすることができない現在進行中の事例に関して、取組がどのように行われているのかを検証する際には、事例分析が適したアプローチであるとしている。関連する情報、データは主に筆者が OECD 在籍中の2011年から2013年にかけて収集したものであり¹⁷²、各国の政策情報については、OECD の農業環境合同作業部会に出席している各国政府代表、各国の農業環境政策の専門家等から有益なコメントをもらった。そして、最後に、Yin (2009) を参照しつつ、各事例研究の比較を行うことにより、分析結果の検証を行った。

第1項 日本

日本では共同行動を対象とした農業環境政策である「農地・水・環境保全向上対策（現：多面的機能支払交付金）」が2007年から導入されている。農地・農業用水等の資源はそれまで集落など地域の共同活動により保全管理されてきたが、高齢化や混住化によってこれらの資源の管理を行うことが難しくなってきたことを受け、これらの資源の保全管理を行うとともに、農村環境の質的向上を図るため、「農地・水・環境保全向上対策」が導入された。同対策は当初、①集落単位の水路の保全に関する補助金と、②農家による化学物質の使用量を50%削減することを推奨する農業環境直接支払いの2つの対策から構成されていた。前者は、各地方公共団体と契約した水路等の共同保全管理を図る地域の活動組織に対して補助金を交付するもので、後者は化学物質の使用量を50%削減することに伴い発生する追加費用を農家に補助金として交付するものである（農林水産省, 2007; Shobayashi, 2013）¹⁷³。

農地・水・環境保全向上対策の支援を受けるためには、地域の水路や農道等を保全する共同行動の対象地域を決定し、活動組織を立ち上げる必要がある。これらの活動組織の多くが、集落単位で形成されている。また、高齢化や混住化により、農地や農業用排水路などの資源が農業者だけでは守れなくなっていることに加え、こうした資源によって恩恵を受けている人は農業者だけではないことから、活動組織には、農業者だけでなく、農業者以外の構成員が参加することが要件とされた（農林水産省, 2007）。農業者以外の参加者としては、農協、地域住民、自治会等がある。活動組織

¹⁷² その後、政策の見直しが行われたものは、その見直し内容も反映している。

¹⁷³ 後者の営農活動支援交付金は当初、個人の取組は対象外であったが、平成23年度から「環境保全型農業直接支援対策」に改められ、環境保全型農業（カバークロープ、炭素貯留効果の高い堆肥の水質保全に資する施用、有機農業）を実施する農家個人による取組が受給対象となり、共同行動対策ではなくなった。そして、平成26年度からは同制度は「日本型直接支払制度のうち環境保全型農業直接支援対策（環境保全型農業直接支払交付金）」に改められた（農林水産省, 2014a）。

は、規約、活動計画を策定し、市町村と協定を締結する。そして、活動内容が一定の基準を満たすと交付金を受給することができるという仕組みである（農林水産省、2007）。

交付金は、活動計画に盛り込まれた活動の範囲内であれば、水路や農道の清掃や草刈りなどの資源管理の活動にも、生態系保全、景観形成などの活動にも使用できるだけでなく、内容も資材や機材の購入、日当や協力費、話し合いや啓発・普及に要する経費などに幅広く使用することができる（農林水産省、2007）¹⁷⁴。また、水田魚道の設置など高度な取組を実施する場合には追加の促進費（一地区当たり年 20 万又は 40 万）を受給することができる（農林水産省、2007）。

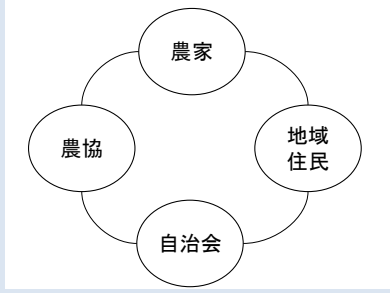
この農地・水・環境保全向上対策は、平成 23 年度からは「農地・水保全管理支払交付金」、平成 26 年度からは「多面的機能支払交付金」へと見直しが行われている。そして、平成 23 年度からは、地域共同による農地・農業用水等の基礎的な保全管理活動に加え、老朽化が進む農業用排水路等の長寿命化のための補修・更新等を行う取組に対しての支援（向上活動支援交付金）が追加された（農林水産省、2013）。

また、平成 26 年度からは「多面的機能支払交付金」へと見直しが行われ、実際の管理が農業者に集中することとなる水路・農道等の管理を地域で支え、農地集積を後押しするため、これらの農地の管理に必要な支払い（農地維持支払）については、農業者のみの組織も支援対象とする（非農業者の参加を要件としない）とともに、従来の農地・水保全管理支払交付金を「資源向上支払」に名称変更・組換えしている（農林水産省、2014b）。そして平成 27 年度からは「農業の有する多面的機能の発揮の促進に関する法律」に基づき、多面的機能支払（農地維持支払及び資源向上支払）が、中山間地域等直接支払、環境保全型農業直接支援とともに法制化された。

この多面的機能支払いのうち、共同行動に係る部分の農家、非農家、政府の役割は以下の表 4-1 のとおりであり、多面的機能支払の変遷は表 4-2 のとおりである。

¹⁷⁴ ただし、地域の祭りや伝統行事といった直接農地・水・環境の保全と質的向上に関連のない活動などには使用することはできない（農林水産省、2007）。

表 4-1 日本の多面的機能支払交付金における関係者の役割

<p>概要 各地方公共団体と契約した水路等の共同保全管理を図る地域の活動組織に対して補助金を交付。地域の活動組織は農家に加えて、地域住民、農協、自治会等で構成されている（農地維持支払は農家だけで構成される組織も支援対象）。活動は集落単位で行われることが多く、集落のソーシャル・キャピタルに依存している。組織は必ずしも法人化されていない。</p>		<p>体制図</p> 
<p>農家</p>	<p>非農家</p>	<p>政府</p>
<ul style="list-style-type: none"> 農地法面の草刈り、水路の泥上げ、農道の路面維持等の基礎的な保全管理 水路、農道、ため池の軽微な補修 植栽による景観、ビオトープづくり 	<ul style="list-style-type: none"> 地域住民、農協、水土里ネット、自治会、消防団、PTA、NPO等が連携して共同行動に参加し、それぞれの知見を活かして活動を支援 	<ul style="list-style-type: none"> 活動費の支援 事業計画のひな型の作成 取組事例集の作成

出典：筆者作成。

表 4-2 日本の共同行動対策の変遷

	農地・水・環境保全向上対策	農地・水保全管理支払交付金	多面的機能支払交付金
導入年	平成 19 年度	平成 23 年度	平成 26 年度
対 策 (対象 者)	①共同活動支援交付金（共同活動組織 （地域住民を含む））	①共同活動支援交付金（共同活動組織（地域住民を含む）） ②向上活動支援交付金（共同活動組織（地域住民を含む））	①農地維持支払交付金（共同活動組織（農 業者のみも可）） ②資源向上支払交付金（共同活動組織（地 域住民を含む））
	②営農活動支援交付金（共同活動組織 （地域住民を含む））	（→環境保全型農業直接支払交付金へ（個人活動））	（→環境保全型農業直接支払交付金へ（個 人活動））
対策内 容	①農地、水路等の保安全管理活動（水路 の草刈り・泥上げ、農道の砂利補充な ど）、農村環境の保全のための活動 （生物多様性保全、景観形成など） ②地域でまとめて化学肥料や化学合 成農薬を 5 割以上低減する等の先導的 な取組	①農地、水路等の保安全管理活動（水路の草刈り・泥上げ、農道 の砂利補充など）、農村環境の保全のための活動（生物多様性 保全、景観形成など） ②（ア）施設の長寿命化のための活動（農業用排水路等の補 修・更新など）、（イ）高度な農地・水の保全活動（水質、土 壌、地域環境の保全のための高度な取組）、（ウ）農地・水・ 環境保全組織の取組（組織の設立、地域資源保全プランの策定 など）	①農地法面の草刈り、水路の泥上げ、農道 の路面維持等の基礎的保全活動、農村の構 造変化に対応した体制の拡充・強化、保全 管理構想の作成 ② [共同活動] 水路、農道、ため池の軽微 な補修、植栽による景観形成、ビオトープ づくり [長寿命化] 施設の長寿命化のための活動 等
農業環 境公共 財	（農地・農業用水等の資源の保全を通 じて）生態系保全、水質保全、景観形 成、地下水かん養、国土の保全等を図 る	（農地・農業用水等の資源の保全を通じて）生態系保全、水質 保全、景観形成、地下水かん養、国土の保全等を図る	（農地・農業用水等の資源の保全を通じ て）生態系保全、水質保全、景観形成、地 下水かん養、国土の保全等を図る
負担割 合	国：地方：農業者等＝ 1：1：1	国：地方：農業者等＝ 1：1：1	国：地方：農業者等＝ 1：1：1
交付単 価	①水田：4,400 円/10a（都府県） ②水稲（6,000 円/10a）等	①水田：4,400 円/10a（都府県） ※ 5 年以上共同活動支援交付金に取り組んできた地域は 75%を 上限。 ②水田：4,400 円/10a（都府県）	①水田：3,000 円/10a（都府県） ② [共同活動] 水田：2,400 円/10a（都府 県） ※ 5 年以上農地・水保全管理支払に取り組 んできた地域は 75%を上限。 [長寿命化] 水田：4,400 円/10a（都府県）

出典：筆者作成。

第2項 オーストラリア¹⁷⁵

オーストラリアではランドケア（Landcare）と呼ばれる共同行動対策が講じられている。ランドケアは土地その他の自然資源を管理する草の根活動である。ランドケアは1980年代半ばにヴィクトリア州においてその活動が正式に認められ、その後、その他の州政府、部族政府、オーストラリア連邦政府によって認められた。現在は約6,000のランドケアがオーストラリア全土で活動している（Green, 2011）。

ランドケアは、地域のコミュニティのメンバーが地域の環境問題に共同で取り組むために立ち上げる活動である。ランドケアは様々な環境問題に取り組んでいるが、多くの場合、土壌侵食の防止、原植生の保全、動植物の疫病管理、海岸の砂丘管理、水質改善、伝統文化の保全といった問題に取り組んでいる（Willcocks, 2013; Pannell and Roberts, 2015）。

ランドケアには誰もが参加することができ、グループ自ら活動地域、活動内容を決定する。彼らの活動地域は私有地のみならず、公有地にも及んでいる。多くのランドケアは農家主導となっている。このランドケア活動は、地域の環境問題を一番真剣に考えるのは地域の住民であり、自ら計画したプロジェクト、活動計画を一番真剣に実践するのは計画者本人であるという考えに基づいている。オーストラリア政府はこのコミュニティを基盤とするランドケア活動の支援を通じて、農家や地域住民の自然管理に関する意識を高め、農地・土地の管理手法の改善を図り、様々な環境サービスの提供を行ってきた（Australian Landcare Council, 2010）。

そして、このランドケア活動に対しては、地方・連邦政府の様々なプログラムによる支援策が講じられている。具体的には、オーストラリア連邦法に基づき、「オーストラリア・ランドケア議会」が設立され、同議会が政府に対してランドケアに関する助言を行っている。また、連邦政府はランドケアに対する財政支援策を講じている。現在の制度は「ナショナル・ランドケア・プログラム（National Landcare Program）（旧：国土の愛護（Caring for our Country））」と呼ばれるプログラムであり、主に、ランドケアが行う①現場の活動（植生、柵の設置、侵食管理、沿岸地帯保護）、②資源の評価と活動計画の立案、③技術革新、④農法改善、⑤仲介、⑥普及啓発活動に対する財政支援が講じられている。また、地方政府も独自の財政支援を行っている。こうした取組に加え、「国家ランドケア仲介人（National Landcare Facilitator）」という仲介人制度が設立され、実際の現場において、ランドケア活動と政府との間のコミュニケーションを取り持つ役割を果たしている。このほか、ランドケア活動を推進するための研究開発関連の投資も行われている（Willcocks, 2013）。

また、農家だけでなく、農家以外の主体もランドケア活動を支援している。具体的には農業者の組織である豪州農業者連合（National Farmers' Federation）と環境保全団体である豪州環境保護基金（Australian Conservation Foundation）が連邦レベルでランドケア活動に対する支援を行っている。また、非営利企業であるランドケア・オーストラリア（Landcare Australia Limited）によって、2年毎にランドケア全国会議が開催され、連邦及び州のランドケア大賞の表彰が行われるなど、ランドケアに関する普及啓発活

¹⁷⁵ オーストラリアのランドケア政策については、Charles Willcocks（元ナショナル・ランドケア・プログラム・マネージャー）、David Pannell（University of Western Australia）、Anna Roberts（Natural Decisions Pty Ltd）から情報提供をしてもらった。また、OECDの農業環境合同作業部会に出席したオーストラリア政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

動が行われている（Willcocks, 2013）。表 4-3 はランドケアにおける農家、非農家及び政府の役割をまとめたものである。

表 4-3 オーストラリアのランドケアにおける関係者の役割

<p>概要 農家等地域のコミュニティメンバーによって設立されたランドケア・グループが、地域の土壌侵食の防止、原植生の保全、動植物の疫病管理、海岸の砂丘管理、水質改善、伝統文化の保全といった環境問題の解決のために取組を行っている。この活動に対しては、政府・民間による普及活動、現場でのネットワーク構築支援、財政支援策等が講じられている。特に非営利企業であるランドケア・オーストラリアが企業や政府からの支援を受けて、ランドケア活動の取組を支援している。</p>		<p>体制図</p>
<p>農家</p>	<p>非農家</p>	<p>政府</p>
<ul style="list-style-type: none"> • 土壌侵食を防止するための植林活動や不耕起栽培等の農地保全型農法の実施 • ランドケアの中心的な主体として活動を主導 	<ul style="list-style-type: none"> • 非営利企業であるランドケア・オーストラリアによるランドケアに関する普及啓発活動 • 豪州農業者連合と豪州環境保護基金による連邦レベルのランドケア活動に対する支援 	<ul style="list-style-type: none"> • 「ナショナル・ランドケア・プログラム」による財政支援 • オーストラリア連邦法に基づく「オーストラリア・ランドケア議会」の設立 • 「国家ランドケア仲介人」制度によるランドケアと政府との仲介活動

出典：Willcocks (2013) に基づき筆者作成。

このようにオーストラリア政府等は様々な支援策を講じているが、ランドケアに対する支援策には二つの原則がある。1つは、ランドケア活動による便益が関連作業の費用を上回る場合においてのみ活動を実施すべきであるという原則である。もう1つは、オーストラリアの土地の60%は農家が所有していることから、彼らの長期的な管理能力の向上を図るべきであるという原則である。農家の知識不足、財源不足、技術能力の不足による土地管理の結果、土壌侵食等の兆候が生じてしまっていることから、ランドケアはこれらの欠けている点を補うことを主たる目的としている（Willcocks, 2008）。

第3項 オランダ¹⁷⁶

EU内の農業政策は共通農業政策（CAP）により実施されており、2014年から新たな共通農業政策へと移行した（2014-2020年）。共通農業政策は農業者の所得支持政策（第一の柱）と農村振興政策（第二の柱）の2つの柱からなり、農業環境政策は第二の柱の農村振興政策に属している。第一の柱の政策は全額EU予算で実施される。一方、第二の柱の政策はEUが事業の内容を決めるものの、EU諸国がその中から実施する事業を選択し、EUだけでなくEU諸国も予算を負担し、実施している（勝又, 2014）。このようにEUの農業環境政策は共通農業政策の第二の柱（農村振興政策）の枠組みの中で、各国がそれぞれ農村振興政策を講じていることから、各国で農業環境政策の内容が異なる。

そして、オランダは特に「環境協同組合（Environmental Cooperatives）」を活用した農業環境政策を講じてきたところである（Franks and McGloin, 2007）。オランダでは、農業環境問題に取り組む最初の環境協同組合が1990年代初頭に誕生し、環境協同組合に対する支援を講じることが、野鳥の保護等の生物多様性保全などの農業環境公共財を提供する上で有益であるとの考えが広まった。以来、オランダ政府は、地方分権の一環として、これらの環境協同組合を通じた農業環境対策を積極的に講じ、環境協同組合はオランダ政府の支援を受けながらオランダ全土において、農家と市民と共同で農業環境公共財の供給に取り組んでいる。しかし、2003年のEUの共通農業政策の見直しでは、環境協同組合が農業環境政策の政策対象として明示的に規定されていなかった（EC No. 1698/2005）ため、オランダの共同行動対策は度々見直しを余儀なくされている（Terwan, 2013）。

具体的には、2000年から2003年まで、環境協同組合もEU・オランダの農業環境政策に申請し、その受給者となることができ、環境協同組合は、農家と農業環境対策の内容と支払額に関する個別の契約を締結し、環境改善の成果に基づいた支払い（アウトプット・ベースの政策）を行っていた（Terwan, 2013）。

ところが、2003年に、欧州委員会は、オランダの環境協同組合を活用した農業環境支援策の見直しを求めることとなった。これは、環境協同組合が、事実上、農業環境支払いの支払機関としての機能を果たしていたことについて、環境協同組合にこのような補助金の支払機関という公的役割を担わすのが適当ではないと考えられたためである。加えて、欧州委員会は、環境支払いを環境改善の成果に基づくもの（アウトプット・ベースの政策）ではなく、農家によって実施された取組と直接リンクさせる（インプット・ベースの政策）ことを要求した。これを受け、環境協同組合の役割についての見直しが行われた。その結果、2003年から2009年にかけて、環境協同組合は引き続き、EU・オランダの農業環境政策に参加することは認められたものの、オランダ政府機関は環境協同組合経由ではなく、農家に対して直接支払いをすることとした。これに対し、一部の環境協同組合は、農家との間で私的な契約を締結し、参加者間で支払額の配分を行うこととした。このように、EUが支援する共通農業政策第二の柱の農村振興政策の中の農業環境スキームについては、環境協同組合を通さず、オランダ政府が直接農家に対して、支払いを行うようになったことから、2003年から2009年にかけて、オランダ政府は環境協同組合に対して、EUの共通農業政策とは別に独自の支援

¹⁷⁶ オランダの政策については、Paul Terwan 及び Raymond Schrijver（Wageningen UR Alterra Landscape Centre）から多くの情報提供を受けた。また、OECDの農業環境合同作業部会に出席したオランダ政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

策を講じ、取組面積に応じた調整費用、教育費用に対する支援を行うこととした (Terwan, 2013)。

しかし、2010年にオランダの農業環境政策の見直しが再度行われ、環境協同組合はオランダ政府の農業環境スキームの対象外とされることとなった。これは、EUの共通農業政策を実施する際に要件とされているクロス・コンプライアンスである「良好な農業環境条件」(GAECs)を環境協同組合が満たすことが難しいと考えられたためである。GAECsは農業者が直接支払いを受給するために遵守すべき土壌管理等の環境基準を定めているが、当該条件は農業者を念頭においた規定であり、環境協同組合が実施することを想定したものとなっていない。したがって、環境協同組合をEU・オランダの農業環境スキームに位置付けることに対して懸念が表明され、環境共同組合はその枠組みから外れることとなった (Terwan, 2013)。

ただし、オランダの多くの地方では、環境協同組合は野鳥保護の地域調整機関としての役割を与えられており、多くの州が環境協同組合に対して地域の野鳥保護管理の計画立案権限を付与し、農場における保護策に関する助言権限を与えていた。したがって、2010年の見直し後、オランダ政府は、活用することができないEUの共通農業政策に代えて、環境協同組合のこうした野鳥保護の調整機関としての役割に対してオランダ独自の支払いを実施することとした (Terwan, 2013)。

このような動きに対し、2013年の共通農業政策の見直しによって、EUの農業政策が農業生産支援から農業が有する公共財の供給支援(地球温暖化ガス排出削減、水質改善、生物多様性の保全、景観の保全等)へと舵が切られることとなった。2013年改正前の共通農業政策では共同行動が明確に位置付けられていなかったことから様々な問題が生じたが、オランダ政府は、2013年の共通農業政策見直しに向け共同行動に関するパイロットプロジェクトを実施し、地域における公共財の共同供給に関する可能性の検証を行い、共通農業政策に環境協同組合を位置付けるよう欧州委員会に対して働きかけを行った。こうしたオランダ政府の働き掛けもあり、2013年の共通農業政策の見直しにおいては、これまで対象外とされていた環境協同組合が農業環境支払いの受給者となることができるようになった (EC No. 1305/2013 第 28 条)。さらに、環境協同組合の組織の運営費等の手当てもされた (EC No. 1305/2013 第 35 条)。この見直しを受け、改めて、環境協同組合を通じた共同行動の参加者に対する支払いが可能となった。

このオランダでの農業環境協同組合、農家、政府の役割は表 4-4 のとおりである。

表 4-4 オランダの環境協同組合における関係者の役割

<p>概要 1990 年代初頭からオランダにおいて、農地の保全を通じた野鳥の保護を主な目的とした環境協同組合が結成され、現在では約 150 の組合に 1 万を超える農家、そして地域住民等が参加し、活動を展開している。オランダ政府は積極的にこの活動を支援している。</p>		<p>体制図</p>
<p>農家</p> <ul style="list-style-type: none"> EU 共通農業政策の農業環境支払の受給申請を行うとともに、その農業環境支払を再分配する契約を環境協同組合と締結 野鳥を保護するための農地の保全活動の実施 	<p>非農家（環境協同組合）</p> <ul style="list-style-type: none"> 農家と農業環境支払の再分配契約を締結 地域の野鳥保全マップの作成 農家、ボランティア等の現地活動の調整 普及活動の実施 	<p>政府</p> <ul style="list-style-type: none"> 重点取組地域の指定 保全活動のモニタリング EU 共通農業政策の農業環境支払

出典：Terwan (2013), Schrijver and Uetake (2015) に基づき筆者作成。

第 4 項 カナダ（サスカチュワン州）¹⁷⁷

カナダの農業政策は、5 年ごとに策定される連邦・州・郡の枠組みによって調整されている。現在の枠組みは「Growing Forward 2」と呼ばれるものであり、2008-2013 の「Growing Forward」を引き継いだ 2013-2018 までの 5 か年計画となっている。この 5 か年計画の下、連邦政府、州政府、郡政府がカナダの農家所得の向上と競争力強化のため、各種政策を講じている（AAFC, 2014）。農場における農業環境リスク評価プログラムも同 5 か年計画の一部として、州政府によって実施されている。これらのプログラムは一般的に環境農場プラン（Environmental Farm Plans）と呼ばれている。

カナダは広大な国土面積を有し、それぞれの地域によって農業の特徴も異なることから、州政府が具体的な政策の立案において主導的な役割を果たしている。ここでは、サスカチュワン州での取組を取り上げる。サスカチュワン州はカナダのプレーリー州の 1 つであり、同州の農家は様々な穀物、畜産物を生産している。そして、このサスカチュワン州では、環境リスクに対処するため、2 つのプログラムが用いられている。一つは、農家自らの農場における環境リスクの低減を図るための農業環境リスク評価プログラムである。同プログラムは、農家に対して、農業生産活動中に生じるおそれ

¹⁷⁷ カナダの政策については、Gemma Boag, Ian Campbell, Jamie Hewitt, Aurelie Mogan 及び Candace Vanin（カナダ農業食料省）から情報提供をしてもらった。また、OECD 農業環境合同作業部会に出席したカナダ政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げます。

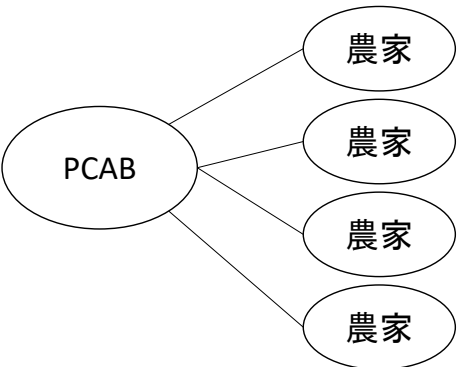
がある環境リスクの評価の支援や適正農業管理（Best Management Practices: BMPs）の採用に関する技術支援、財政支援を行うもので、各農家の農場内の環境問題をそれぞれの農家が改善するプログラムである。

もう一つのプログラムは、河川の流域など、ある一地域の環境リスクに対処するための農業環境リスク評価プログラムであり、地域の農家による「農業環境グループプラン（Agri-Environmental Group Plans）」と呼ばれる共同行動を進めるものである（Steinley and Mowchenko, 2011）。農業環境グループプランでは、同プランに参加する農家が地域のどの問題に対処するためにどのような計画を立てるか、自ら判断して決めることとなる。農家は、問題の概要と行動計画を盛り込んだ農業環境グループプランを作成し、サスカチュワン州農業省に提出し、プランの認定を受けることとなる。そして、各農家は当該グループプランに基づいて、各自の行動計画を立て、それぞれの農家が適正農業管理を実施するために、カナダ連邦・サスカチュワン州農場スチュワードシップ・プログラム（Canada-Saskatchewan Farm Stewardship Program）からの資金援助を受けて、行動に取り組むこととなる（Gulka, 2009）。この共同行動では、グループプランは農家が共同して作成するが、実際の農家の行動は、各農家がそれぞれの農場において適正農業管理を行うこととなる。ただし、各農家の行動計画は農業環境グループプランに基づいていることから、当該グループプランは、ある地域の共通の問題に対処することができることとなる。

この農業環境グループプランは、農業開発多様化評議会州議会（Provincial Council of Agricultural Development and Diversification Boards: PCAB）、サスカチュワン州流域公社及びダックス・アンリミテッド・カナダ（Ducks Unlimited Canada）のアドバイザー及びスタッフの協力を受けながら運営されている。また、サスカチュワン州の流域組合も農家が農業環境グループプランに参加することを支援している。各農業環境グループプランは農家によって構成される委員会を有しており、グループプラン作成に関するコーディネーターの協力を得ながら、当該委員会が流域内の問題を特定し、行動計画を立てることとなる。

サスカチュワン州政府の積極的な支援もあり、2014年時点で約30の農業環境グループプランが計画され、そのうち約10のプランが実施されている（Saskatchewan Ministry of Agriculture, 2014a）。このグループプランは、流域の問題に対する問題意識を高め、自らの流域における環境目標を、自らの手で達成するための機会を提供している（Gulka, 2009）。表4-5はこれらの農業環境グループプランにおける関係者の役割を取りまとめたものである。

表 4-5 カナダの農業環境グループプランにおける関係者の役割

<p>概要 河川の流域など、ある一地域の環境リスクに対処するため、NPO 法人 (PCAB) が仲介役となりながら、地域の農家が「農業環境グループプラン」を立てる。参加農家は同プランに基づきながら各自の環境プランを策定し、それぞれ自分の農場で連邦・州政府から支援を受けながら、適正農業管理を実施する。</p>	<p>体制図</p> 	
<p>農家</p> <ul style="list-style-type: none"> 生産者が流域等の環境リスクと対策を盛り込んだグループプランを作成 グループプランに基づき、各生産者はそれぞれの農場において適正農業管理を実施 	<p>非農家</p> <ul style="list-style-type: none"> NPO 法人である農業開発多様化評議会州議会 (PCAB) がプログラムの実施主体 PCAB のスタッフがプログラム仲介役として生産者がグループプランを作成することを支援 ダックス・アンリミテッド・カナダその他の NPO 法人も一部のグループプランに対する支援を実施 	<p>政府</p> <ul style="list-style-type: none"> 連邦及び州政府がプログラム全体を設計し、生産者に対して資金と技術支援を提供 サスカチュワン流域公社が一部のグループプランに対する支援を実施 一部のグループプランは政府等の支援を受けている流域組合や NPO 法人と協力しながら活動を展開

出典：筆者作成。

第5項 ニュージーランド¹⁷⁸

ニュージーランドでは、政府による農家への支援は限られており、OECD 諸国の中でも農家所得に占める政府の支援の割合は極めて低い (OECD, 2015)。ただし、このようなニュージーランドにおいても、環境問題に関する高まりを受け、ニュージーラ

¹⁷⁸ ニュージーランドの政策については、Chris Arbuckle, Louise Askin, Neil Fraser, Helen Percy, Sebastian Rattansen 及び Avinash Shrivastava (ニュージーランド第一次産業省)、Barbara Stuart (NZ Landcare Trust) 及び Sue Brown (Aorere Catchment Group) から情報提供をしてもらった。また、OECD 農業環境合同作業部会に出席したニュージーランド政府代表団からも有益なコメントをいただいた。ここに謝して御礼申し上げる。

ンド政府は2000年、「持続可能な農業基金（Sustainable Farming Fund：SFF）」を立ち上げ、この基金を活用して農家、生産者、林業従事者が行う草の根活動を支援している。この持続可能な農業基金は、農村コミュニティが共通の問題や機会に対処するための応用研究や普及活動を支援することを目的とし（MAF, 2010）、この基金の支援を受けて、共同行動プロジェクトには、農家、生産者、林業従事者を中心に、産業組織、農業・食品産業、研究者、コンサルタント等が参加している。

持続可能な農業基金は、2010年までの10年間で、約700のプロジェクトに対して、1億ニュージーランドドル（約88億円¹⁷⁹）の投資を行っている（MAF, 2010）。そして、2012年には養殖業に対する投資も解禁されるなど、その取組が拡大している。持続可能な農業基金のプロジェクトには、例えば、持続可能な土地管理、新しい生産システム、人材開発に関するプロジェクト等がある。このファンドは、初期の活動をより大きなプロジェクトへと発展させるために用いられ、地域の産業間の垣根を超えた活動を促進するために用いられている。

持続可能な農業基金はこのように幅広い草の根活動を支援していることから、本稿では、持続可能な農業基金の具体例として「アオレレ・キャッチメント・プロジェクト（Aorere Catchment Project）」を取り上げ、その内容を説明する。このプロジェクトは酪農家グループ主導のプロジェクトである。彼らはアオレレ流域一帯の水質改善を通じて沿岸地域の水質・環境改善を図る取組を展開している。そして、持続可能な農業基金はこれらの活動に取り組む農家グループに対して支援を行っている。

アオレレ流域は、ニュージーランド南島のウェスタン・ゴールデン・ベイ（Western Golden Bay）に位置しており、地域の大半は丘陵地帯であり、原生林に覆われている。この地域では土地の16%が主に酪農向けの牧草地として使われている。アオレレ・キャッチメント・プロジェクトは2005年に海岸一帯の水質問題が生じたことを受けて立ち上げられた。当時、アオレレ側河口域で牡蠣の養殖を行っていた養殖業者が、河口の原水の水質悪化により、禁漁期間が延長された結果、営業継続が困難となる事態が発生した。この地域では降水量が多く、酪農による水質への影響が河口域の牡蠣の養殖に大きな影響を与えていると考えられた。この事態に対処するため、地元の酪農家が、NGO団体であるNZ Landcare Trustの助けをかり、活動を開始した（MAF, 2010; OECD, 2012b）。

酪農家のグループは2006年に持続可能な農業基金の申請を行い、当該資金を活用して水質影響調査を実施した。その結果、アオレレ川自体には水質汚染問題が発生していないものの、河口近くの水は微生物・バクテリアの影響を受けやすい状態にあり、それらが貝の養殖に影響を与えることが明らかとなった（NZ Landcare Trust, 2009）。次に、科学的調査の結果に基づいて、酪農家たちは降水量が少ない時期に小川に流れ込む微生物の量を減らすことによって水質改善を図る取組を開始した。農家はNZ Landcare Trust及び地方議会の助けを得て、どの対策をどのような手順で講じるべきかを記載した各自の環境計画を作成した。そして、この計画に従い、家畜排せつ物の流出防止策を講じるとともに、その他流出源となりそうな場所を特定し、流出量の削減等を講じた（NZ Landcare Trust, 2009）。表4-6はこのアオレレ・キャッチメント・プロジェクトにおける農家、非農家、政府の役割を取りまとめたものである。

¹⁷⁹ 1ニュージーランドドル、約87.83円（2015年1月27日付け）。

表 4-6 ニュージーランドのアオレレ・キャッチメント・プロジェクトにおける関係者の役割

<p>概要</p> <p>水質問題に対処するため、畜産農家が NPO 法人 (NZ ランドケア) の支援を受けながら持続可能な農業基金への申請を行い、同基金を活用して原因究明のための調査、各農場における環境計画の立案、そして家畜排せつ物の水源への流出防止策等を実施。</p>		<p>体制図</p> <pre> graph TD NZLandcare([NZ Land care]) --- F1([農家]) NZLandcare --- F2([農家]) NZLandcare --- F3([農家]) NZLandcare --- F4([農家]) F1 --- F2 F2 --- F3 F3 --- F4 </pre>
<p>農家</p> <ul style="list-style-type: none"> 水質改善を図るための農家が集団を形成 水質悪化の原因を突き止めるための科学調査を実施 農法を見直し、水路における微生物の発生レベルを抑制することにより水質を改善 	<p>非農家</p> <ul style="list-style-type: none"> ニュージーランド・ランドケア・トラスト (NGO) が農家の持続可能な農業基金への申請を助け、活動に参加するとともに資金援助を実施 外部専門家は科学的な分析を行い、農法改善のための情報を提供 その他 NGO が河川沿いに何千もの木を植樹 	<p>政府</p> <ul style="list-style-type: none"> 第一次産業省 (持続可能な農業基金) は、3 年間 (2006-2008) の資金供給を行い、その継続事業へも出資 (2009-2011) 地方議会は、水路沿いに設置するフェンスの資材を提供し、農家がフェンスを設置

出典：筆者作成。

このプロジェクトでは、科学的情報に基づき、農家が農場レベルの環境計画を策定し、水質改善を図るための取組を行った結果、アオレレ・キャッチメントの水質は大幅に改善する結果となった (MAF, 2010)。2002 年には、漁が解禁された期間のうち実際に漁ができたのは 28%に過ぎなかったが、2006 年には 50%、3 年間のプロジェクト期間終了後には 79%まで改善した¹⁸⁰ (NZ Landcare Trust, 2009)。このように持続可能な農業基金は各地域の様々な環境問題に対処するための共同行動を支援している。

¹⁸⁰ 今後も悪天候や水質の状況が芳しくないため、収穫ができない日が何日かあることが予想される。

第3節 OECD 諸国の共同行動対策と農業環境公共財の比較

第1項 共同行動対策の比較

前節で概観したとおり、各国の政府は、共同行動を促進するために様々な対策を講じている。政府は集団のメンバーとして共同行動に参加し、データ提供等の技術支援や財政支援を行うこともある。また、政府は、集団のメンバー以外の立場として、資金提供などのプログラムを通じて、地域の又は全国的なレベルの共同行動の促進を図ることもある。一般に、国は集団の外から支援を行うが、地方公共団体は集団に参加し、農家と協力して共同行動を展開することが多い。さらに、政府は、特定の共同行動のための対策を講じて支援することもあれば、より一般的なプログラムによって複数の共同行動を支援することもある (Polman et al., 2010)。

本項では共同行動の政策について理解を深めるため、第1節で取り上げた分析の枠組みを用いつつ、5か国の共同行動対策を比較分析する。図4-5は5か国の共同行動対策の概要をまとめたものである。それぞれの国によって展開している取組内容は異なるが、政府の対策としては、主に①技術支援と、②財政支援の2つが講じられていることがわかる。そして、財政支援の支払先としては、共同活動組織に支払われる場合（日本、オーストラリア、オランダ、ニュージーランド）と、参加農家に支払われる場合（オランダ、カナダ）の2つがある。また、技術支援、財政支援が同時に実施されることが少なくない。そこでまず技術支援について、次に財政支援について、そしてこれらの組み合わせについて議論する。

図 4-5 各国の共同行動対策の概要

	日本	豪	蘭	加	NZ
対策名	多面的機能支払交付金	ランドケア・プログラム	環境協同組合	農業環境グループプラン	持続可能な農業基金
共同行動の類型	タイプ2	タイプ4	タイプ1	タイプ3	タイプ4
組織のスタイル					
導入年	2007年	1980年代	1990年代	1990年代	2000年
活動内容	水路の共同管理等	土壌侵食の防止管理等	野鳥の保全管理等	水質改善活動等	水質改善活動等
技術支援の内容	・事業計画のひな形作成 ・取組事例集の作成	・ランドケアに関する助言 ・国家ランドケア仲介人による仲介 ・研究開発	・重点取組地域の指定 ・保全活動のモニタリング	・プログラム仲介者による事業計画作成支援 ・適正農業管理に関する情報提供	・取組事例集の作成 ・事業評価書の作成
財政支援の内容	・活動費支援(農家負担1/3)	・活動費支援(農家自己負担が多い組織を優先的に支援)	・農家に対して支払われた補助金を組織が農家に取組内容に応じて再分配(支援額はかかり増し経費又は得ていたであろう所得)	・参加農家の環境保全型農業の導入支援(取組内容に応じて農家負担30%-75%)	・活動費支援(農家負担最低20%)
支払先	組織	組織	農家個人組織	農家個人	組織

1. 図 4-1 の共同行動の類型に基づき分類。
出典：筆者作成。

1. 技術支援

共同行動にとって政府からの技術支援は重要である。農家は資源の管理について常に十分な科学的知識を有しているわけではないため、具体的な専門知識を欠いているような場合は、政府のサービス機関や研究部門の外部専門家等が農家に対して技術支援を行う必要がある。

また、共同行動を行うためには、活動に参加する者を見つけ出すための調査費用、共に行動することを説得するための交渉費用、参加者の活動内容をモニタリングする費用などの取引費用が発生するが、技術支援を行うことにより、これらの取引費用を削減することが可能である。例えば、調査費用は、地域の行政機関が、地域の参加候補者を見つけ出すのに役に立つ情報を提供することにより、削減することができる (Hodge and McNally, 2000; Mills et al., 2010)。同様に、交渉費用は、契約のための共通の様式を作成することで削減できる。Baland and Platteau (1996) は、共有資源を管理するためのガイドラインとして、政府が共同行動に関する基本的な権利、規則、目的に関する枠組みを率先して定めるべきであると主張している。モニタリング及び実施費用についても、政府がデータの提供とモニタリング自体を支援することにより削減することができる。一般に、こうしたタイプの技術支援は、農家の参加意欲と共同行動の成果に影響を及ぼす。5か国においても、これらの取引費用の削減を目的に、様々な技術支援が行われている (表 4-7)。

表 4-7 取引費用の削減を目的とした各国の技術支援の例

調査費用の削減	交渉費用の削減	モニタリング・実施費用の削減
<ul style="list-style-type: none"> 取組事例集の作成 (各国) 	<ul style="list-style-type: none"> 農林水産省による「農業の有する多面的機能の発揮の促進に関する事業計画」のひな形の作成 (日本) 	<ul style="list-style-type: none"> 政府による野鳥保護活動の結果についてのモニタリングの実施 (オランダ)
<ul style="list-style-type: none"> 国家ランドケア仲介人による情報提供 (オーストラリア) 	<ul style="list-style-type: none"> プログラム仲介人による事業計画作成支援 (カナダ) 	<ul style="list-style-type: none"> ランドケアへの投資に関する研究開発 (オーストラリア)

出典：筆者作成。

2. 財政支援

政府による財政支援は、個々の農家による活動も対象とした一般的な農業環境支払いか、又は共同行動を促進するための特別な対策のいずれかを通じて行われる。一般的な農業環境支払いは、その対象が農家の単独行動でなければならないという具体的な限定がない限り、共同行動の促進にも利用することができる。

オランダでは、EU の共通農業政策のうち第二の柱 (農村振興政策) の資金を活用して、共同行動への支援を行っている。この場合、農家やその他の参加者は一般的な農業環境支払いを活用して、農業環境公共財を共同で供給している。しかし、一般的な農業環境政策は個人に利用されることの方が多い。というのも、農家は通常、個人で補助金を受けることができる場合、目標を達成するために共同行動をあえて立ち上げようとする動機を持たないからである。その結果、オランダでは共同行動の取組が行われているものの、同様の農業環境支払制度が存在する他の EU 加盟国では、共同行動の取組は低調なものとなっている (Vojtech, 2010)。

したがって、農業環境問題に集団的に取り組む方が望ましい場合 (例えば、個々の

農家の農地を越えて広範囲に影響を及ぼす農業環境公共財や農業関連の閾値付公共財に対処する場合は、共同行動を対象とする特別の対策を講じるべきであると考えられる。日本における「多面的機能支払交付金（旧：農地・水保全管理支払交付金）」は、農家、非農家、農業団体、非営利組織がその目標を達成することができるよう、共同行動を対象を限定して制度設計を行っている。2014年には19,000以上の地域活動組織が活動を実施している（農林水産省, 2014a）。オーストラリアの「ランドケア・プログラム」も、地域の農業関連の環境問題を取り扱う共同行動を特に対象とした政策である。オーストラリアでは農家の約40%がランドケアに関与しており、国全体で6千以上のランドケア団体が存在する（Green, 2011）。ニュージーランドの「持続可能な農業基金」も、持続可能な土地管理、革新的な生産システム、人材能力開発などの「コミュニティの関心事項」に対処するための共同行動を支援するものとなっている。2010年現在、持続可能な農業基金は700プロジェクト、1億ニュージーランドドルの投資を行っている（MAF, 2010）。

これに対して、カナダのサスカチュワン州では、「農業環境グループプラン」の参加農家がサスカチュワン州農場スチュワードシップ・プログラムを活用することができる。ただし、このスチュワードシップ・プログラムは、個人の農家が単独で環境農場プランを作成した場合も利用することができることになっているため、農家が共同行動を特別に立ち上げるためのインセンティブに乏しいものとなっている。この結果、環境農場グループプランの取組もサスカチュワン州で10程度と（Saskatchewan Ministry of Agriculture, 2014a）、他国の共同行動の取組に比べて低調なものとなっている。このように、財政支援の支払先は、組織の場合（日本、オーストラリア、ニュージーランド）と個人の農家の場合（カナダ）の2つの場合がある（オランダは組織と個人の農家と両者への支払いが可能）。これも、一般的な農業環境政策と、特別な共同行動対策の議論と関連しており、一般的な農業環境政策であれば個人を対象としているが、特別な共同行動対策であれば組織を対象とすることが多い。

3. 財政支援と技術支援の組み合わせ

今回分析した5か国では、政府が共同行動に対して財政支援と技術支援の両方を行っている。例えば、オーストラリアのランドケア、カナダの農業環境グループプランでは、地域の仲介役がグループの立ち上げ支援等を行い、その活動を支援するために政府が財政支援を講じている。

ただし、共同行動を対象とした政府の財政支援がある場合でも、それが有効に利用されていない事例もある。Harris-Adams et al. (2012) は、オーストラリアの農家が政府の財政支援プログラムを利用しない理由を調査したところ、農家の23%は財政支援プログラムを利用できることを知らなかったために、22%は複雑な申請プロセスのために、13%は申請プロセスに時間がかかりすぎるために、それぞれプログラムに申請しなかったことを明らかにしている。つまり、農家の間での制度についての認知度を高めるとともに、彼らのプログラム申請手続きを支援することが農家の取組を支援する上で重要となるのである。また、Ecker et al. (2012) は、オーストラリアの農家が営農方法を見直す理由について調査したところ、ランドケアや農業者団体、政府の農業改良普及員などの支援組織が、天然資源の管理に関する支援を行う場合に、農家は新たな農業管理手法を取り入れる傾向があることを明らかにしている。

これらの結果は、政府がプログラムを開発するだけではその効果を十分上げることができない可能性を示している。政府は新たなプログラムを策定すること自体を目標とする傾向があるが、重要なのは、農業環境公共財の供給を確保するという真の目標

を達成するため、農業者団体、地域社会といった既存の社会的ネットワークと連携しながら、農業改良普及サービス等の技術支援と財政支援プログラムの両方を戦略的に組み合わせて実行することである。

第2項 共同行動対策と農業環境公共財との関係

第3章で議論したとおり、各国で政策対象とされている農業環境公共財は異なる。そして、各政策によって対象とされている農業環境公共財も異なる。本稿では、通常、個人を対象としている農業環境政策と、共同行動を対象とした農業環境政策とで、政策対象となる農業環境公共財が異なるのかどうかを検証するため、日本、オーストラリア、オランダ、カナダ、ニュージーランドの共同行動対策が対象としている農業環境公共財を比較した。表4-8はこれらの国で共同行動対策が対象としている農業環境公共財を一覧表にしたものである。

表 4-8 共同行動対策が対象とする農業環境公共財

対策	日本		オーストラリア		オランダ		カナダ	NZ
	共同行動対策：多面的機能支払交付金	その他の農業環境政策	共同行動対策：ランドケア	その他の農業環境政策	共同行動対策：環境協同組合	その他の農業環境政策	共同行動対策：農業環境グループプラン	共同行動対策：持続可能な農業基金
農業環境公共財								
生物多様性	○	○	○	○	○	○	○	○
水質	○	○	○	○	×	○	○	○
土壌の質	○	○	○	○	×	○	○	○
農村景観	○	○	-	-	○	○	×	×
水量	○	○	×	○	×	○	×	×
国土の保全	○	○	-	-	×	○	×	×
大気の質	×	○	×	○	×	○	○	×
地球温暖化ガス	×	○	×	○	×	○	×	×
炭素貯留	×	○	×	○	×	○	×	×

注：カナダとニュージーランドについては、その他の農業環境政策がどの農業環境公共財を対象としているのか調査していないため、比較ができない。

出典：筆者作成。

日本の「多面的機能支払交付金（旧農地・水保全管理支払交付金）」の主な目的は、水路等の農業用水施設の保全である。このような農業インフラを保全することにより、

水質、水量、土壌保全だけでなく、農村景観、生物多様性の保全、そして洪水防止等の国土の保全機能を果たすことを目的としている。オーストラリアの「ランドケア」は主に土壌保全、水質問題、生物多様性を目的に活動をしている。オランダの「環境協同組合」は主に生物多様性、特に野鳥の保護に特化した活動を行っている。カナダの「農業環境グループプラン」は、水質、大気の状態、土壌の状態などに対する農業が与える環境リスクに対処するとともに、生物多様性と農業生産の両立を図るものである。すなわち、水質、大気の状態、土壌の状態、生物多様性といった農業環境公共財の供給を確保することが、農業環境グループプランの目的である。特に、農業環境グループプランは、水質改善に特化して立ち上げられることが多い。ニュージーランドの「持続可能な農業基金」は幅広い草の根活動を支援しているが、アオレレ・キャッチメント・プロジェクトの場合、環境保全型農業を実践することにより、水質を改善し、また流域の生物多様性の向上を図ろうとしている。言い換えると、インプット（農法）を対象とすることにより、アウトプット（水質、生物多様性等）を改善しようとするインプット・ベースの政策である。そして、当該農業環境公共財はアオレレ川流域、河口の水質とそれに関連する生物多様性等であることから、地方公共財となっている。

表 4-8 に取りまとめた内容だけでは、共同行動がどの農業環境公共財を一般的に対象としているのか判断する上で十分な情報がなく、このように、国によって共同行動対策の対象とされている農業環境公共財は様々であるが、大まかに言って、一定の傾向がある。これを別の図で整理したのが、図 4-6¹⁸¹である。多くの共同行動が生物多様性、水質保全、土壌保全を対象としている。これらの農業環境公共財については、地域で一定の面的集まりがある取組が展開されることにより、より大きな効果を上げることが期待できる。すなわち、これらの公共財は、最小限度の供給量の確保が必要であり、この閾値を超えて初めてある一定の規模での公共財の生産が可能となる「閾値付公共財」あるいは「非線形型公共財」公共財である（図 4-2）。したがって、共同行動は、一般的に公共財の供給量がこの閾値を超える上で重要な役割を果たす可能性があるということができる¹⁸²。

¹⁸¹ 何が閾値付農業環境公共財であるのかについての明確な基準はあるわけではないものの、一般に、気候変動は全世界レベルで起きている問題であることから、個人や数十人、数百人規模の取組では大きな成果を上げることはできず、その効果は各自の取組の合計（線形の関係がある）と整理することができる。一方、生物多様性はある地域における特定の生物についての取組に焦点を当てて取組を展開することが多く、個々の農家の取組では十分効果を上げることができないものの、一定の地域的なまとまりがあれば、大きな効果を上げることができる。図 4-6 は共同行動が閾値付公共財の供給に有益である可能性を強く示唆している。

¹⁸² この点について科学的に立証するためには、カナダとニュージーランドの共同行動対策以外の農業環境政策についての調査を行うことに加え、その他の国の共同行動対策と農業環境政策についての調査も必要である。この点については、本稿では十分に分析を行うことができていないため、今後の課題としたい。

図 4-6 閾値付農業環境公共財

↑政策対象としている国の数									X
							X	X	X
							X	X	X
					X	X	X	X	X
		X	X	X	X	X	X	X	X
	炭素貯留	地球温暖化ガス	大気	国土の保全	水量	農村景観	土壌の質	水質	生物多様性

閾値付公共財（非線形公共財）の程度→

出典：筆者作成。

一方、地球温暖化ガスの排出削減、炭素貯留等については、共同行動の対象とされていない。地球温暖化対策は、グローバルなレベルで起こる問題であり、地域レベルでの取組によって大きな効果を生み出すことが難しく、個々の農家による取組を積み上げることが必要である。このため、共同行動ではなく、政府の対策も個々の農家の取組を支援するものとなっていると考えられる。

次に共同行動と共同行動の取組が行われている地域について、図4-3を用いながら分析する。表4-9のとおり、共同行動の地理的外延の多くは、コミュニティ（集落）単位又は流域（水系）単位になっている。日本の多面的機能支払交付金も、従来から集落単位で行われていた水路等の管理を支援する対策であることから、集落単位の取組が基本となるのは当然といえる。農林水産省によると、2014年には19,000以上の地域活動組織が活動を実施している（農林水産省, 2014a）。オーストラリアのランドケア・プログラム、オランダの環境協同組合も同様にコミュニティ単位の取組が基本となっている。また、ニュージーランドでも「コミュニティの関心事項（community's interest）」に対処することを目的に持続可能な農業基金が実施されている。

一方、カナダの農業環境グループプランは、水質の改善を図ることを主な目的としていることから、同じ水系に属する農家の集団を対象とする必要がある。このため、コミュニティよりもより広範な地域を対象としており、その活動にあたっては、サスカチュワン州流域公社やNGO等の外部からの協力が大きな役割を果たしている。

表 4-9 各国の共同行動対策の地理的外延

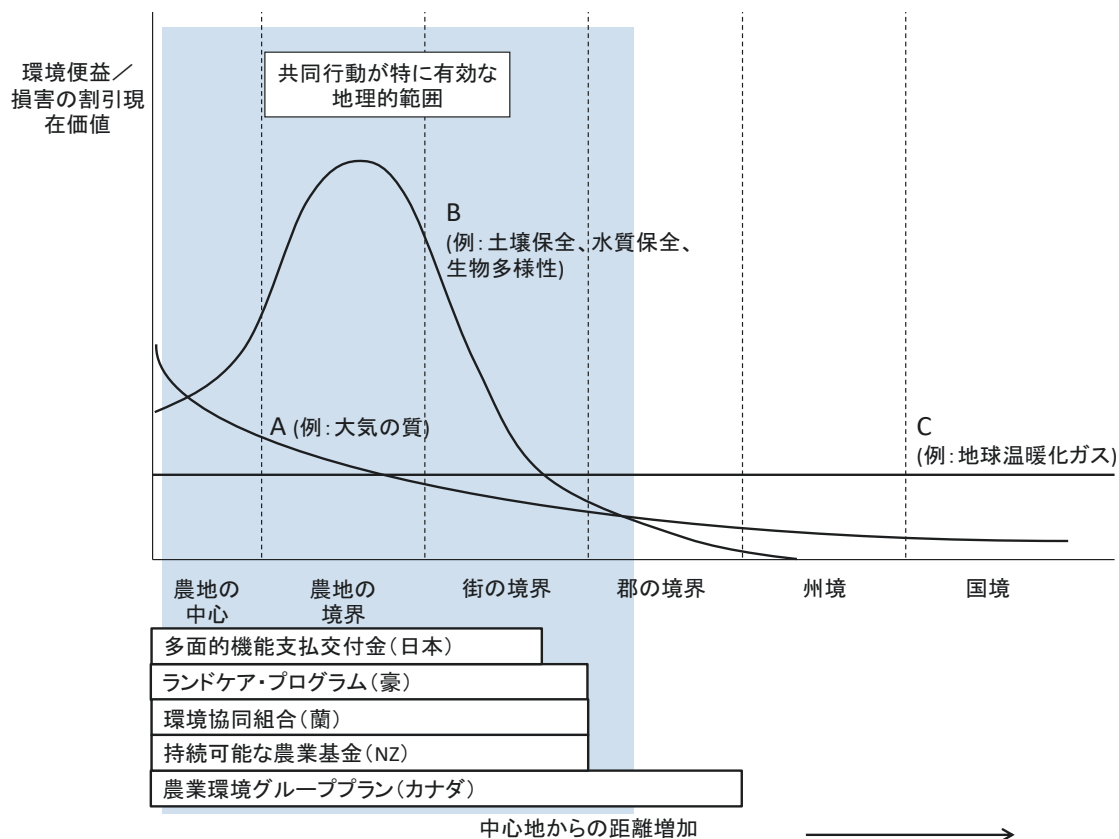
	日本	豪	蘭	加	NZ
対策名	多面的機能支払交付金	ランドケア・プログラム	環境協同組合	農業環境グループプラン	持続可能な農業基金
地理的外延	集落単位	コミュニティ単位	コミュニティ単位	流域単位	コミュニティ単位

出典：筆者作成。

これに対し、より広範な州や国単位での共同行動は展開されていない。これは、対象とされている農業環境公共財が地域公共財が主なものであることとリンクしている。グローバル公共財については、個々の農家の取組と比べ、数十から数百の農家の取組でもって大きな価値がもたらされるわけではない（この程度の数の農家の取組では閾値を超えない線形公共財となる）ことから、必ずしも共同行動の取組に適しているわ

けではなく、その結果、おのずと、対象となる農業環境公共財も取組面積も図 4-7 の曲線 A 及び B で表されているものが中心となると言える¹⁸³。

図 4-7 農業環境公共財と地理的外延



出典：OECD(1998)を基に筆者作成。

第4節 リファレンス・レベルによる共同行動対策の政策分析

これまで5カ国の共同行動対策を分析してきたが、これらの5カ国の共同行動対策全てが農家に対する農業環境支払いを実施している。したがって、どこまで政府がこれらの共同行動に関する費用を負担し、どの程度農家が費用を負担すべきなのか、政府による支援は汚染者負担原則に反していないのか、農家はどのような理論に基づき費用を負担しているのかが重要な論点となる。特に共同行動は、政府、農家以外の非農家も参加することから、彼らの負担する費用についての分析も重要となる。本節では図4-4で取り上げた共同行動とリファレンス・レベルの枠組みを5カ国の事例に適用し、各国の共同行動対策とリファレンス・レベルについてより深く分析することとする。

¹⁸³ この点について科学的に立証するためには、より多くの国の共同行動対策と農業環境政策についての調査も必要である。この点については、本稿では十分に分析を行うことができていないため、今後の課題としたい。

第1項 日本

日本では、農業は多面的機能を供給している（食料・農業・農村基本法第3条）ことから、現行の農法のレベルに環境リファレンス・レベルが設定され（ $X^C=X^{RE}$ ）、環境便益を供給する行為に対しては、農家が供給者取得原則に基づき、対価を受け取ることができる。しかし、実際には、農家は「多面的機能支払交付金（旧農地・水保全管理支払）」を受給するには、一定の費用負担を求められている。そして、多面的機能支払交付金についてリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析を行うと、農家が自らの費用で達成すべき環境の質である社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）と、実際に農家が自ら費用を負担して達成している環境の質が一致していないことがわかる。

日本の多面的機能支払交付金は、水路等の管理による便益は国・地方・農業者等に及ぶものであることから、2007年の導入以来、国・地方・農業者等が同等の費用負担をすることとし（国：地方：農業者＝1：1：1）、国と地方を合わせた交付単価を設定している（農林水産省, 2014b, 2014c, 2014d）。これは農家も水路等の管理による便益の受益者であることに伴う負担、すなわち「受益者負担」の考えが適用されたものであると考えられる。ただし、この国・地方・農業者の費用負担割合（1：1：1）は水路等の管理による便益が三者で等分に享受されているからという実際の便益額に基づいて決定された割合ではなく、単に受益者が3者いるため、3者で等分負担をしようということによって決定されたものだと考えられる。これは本来であれば、農家が費用負担をして達成すべき環境の質としての社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）がまず存在し、この社会リファレンス・レベルを達成するのに要する費用を農家は負担すべきであるものの、実際にはこのような達成すべき環境水準とそれに要する費用については議論されず、単に環境目標を達成するための費用を三等分し、農家の負担額が決定されていることを意味している。

また、「多面的機能支払」は、平成25年度まで実施されていた農地・水保全管理支払の5年以上継続地区については、本制度の活用による活動が定着し、効率的な実施が考えられることから、多面的機能支払のうち「資源向上支払（共同活動）」の交付単価を基本単価の75%とすることとされている¹⁸⁴（農林水産省, 2014b, 2014c, 2014d）。これによって5年後に農家の負担額は上昇するが、これは、環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）が引き上げられたことに伴うものではないことに注意する必要がある。支払単価は減少されたものの、現在の農法を基準に農業環境支払いが行われていることから、農家は現状以上に環境を改善することに対し、引き続き環境便益を供給している状態にある。むしろ、環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）ではなく、農業環境公共財の受益者である農家が、より効果的に農業環境公共財を供給することができることとなったに伴い、社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）が引き上げられ、農家はより高いレベルの環境サービスをより安い単価で提供することが求められるようになったと整理すべきである。ただし、この際の単価引き下げの理由は、農家の共同行動に必要な費用が共同行動が継続されることによって削減されたためであるとしており、単価の引き下げが行われたとしても（収入が減少したとしても）、同様に農家の共同行動に要する費用が減少しているため（支出が減少しているため）、必ずしも農家の共同行動による農業環境公共財の供給に対する対価（所得）が減少したわけではない。

以上の状況を図示したのが次の図である（図4-8）。農家は既に最低限の環境水準を遵守しており（ $X^C=X^{RE}$ ）、さらに政府は水路等の維持管理を図ることにより、関連する農業環境公共財の供給を図ろうとしている。この環境目標（ X^T ）の達成を支援する

¹⁸⁴ なお、農地維持支払については、基本単価の補正が行われていない。

ため、多面的機能支払の活用が図られている。そして、環境リファレンス・レベル (X^{RE}) を超えて提供される農業環境公共財は、「環境便益」とみなすことができる。

本来のリファレンス・レベルの枠組みに基づくと、社会リファレンス・レベル (X^{RS}) は、農家が自ら費用を負担して達成すべき環境の質であることから、農家が共同行動によって受益する額等を推計し、これらを参考に共同行動によって農家が達成すべき環境の質がまず決まり、ここに社会リファレンス・レベル (X^{RS}) が設定されるべきである。しかし、実際には上述のとおり、農家が自らの費用で達成すべき環境の質についての議論がなされず、農家は共同行動に要する三分の一の費用を自己負担することとされたことから、政策を受けて農家が達成している環境の質と、社会リファレンス・レベル (X^{RS}) に乖離が生じてしまっている。多面的機能支払の支払対象は農家等による水路等の共同管理活動が主であり、適切な管理により農村景観、水質保全、生物多様性等の農業環境公共財が供給されるとしても、水路等の管理による直接の受益者は農家であり、従来は農家はその費用を全額負担していたことを踏まると、農家が自ら費用を負担して維持管理すべき水路等の環境レベル、すなわち、社会リファレンス・レベルをどこに設定するのかについては、単に管理に要する費用を関係者で三分分するのではなく、農家の受益額、社会の農業環境公共財に対する評価額等を踏まえて決定すべきである。

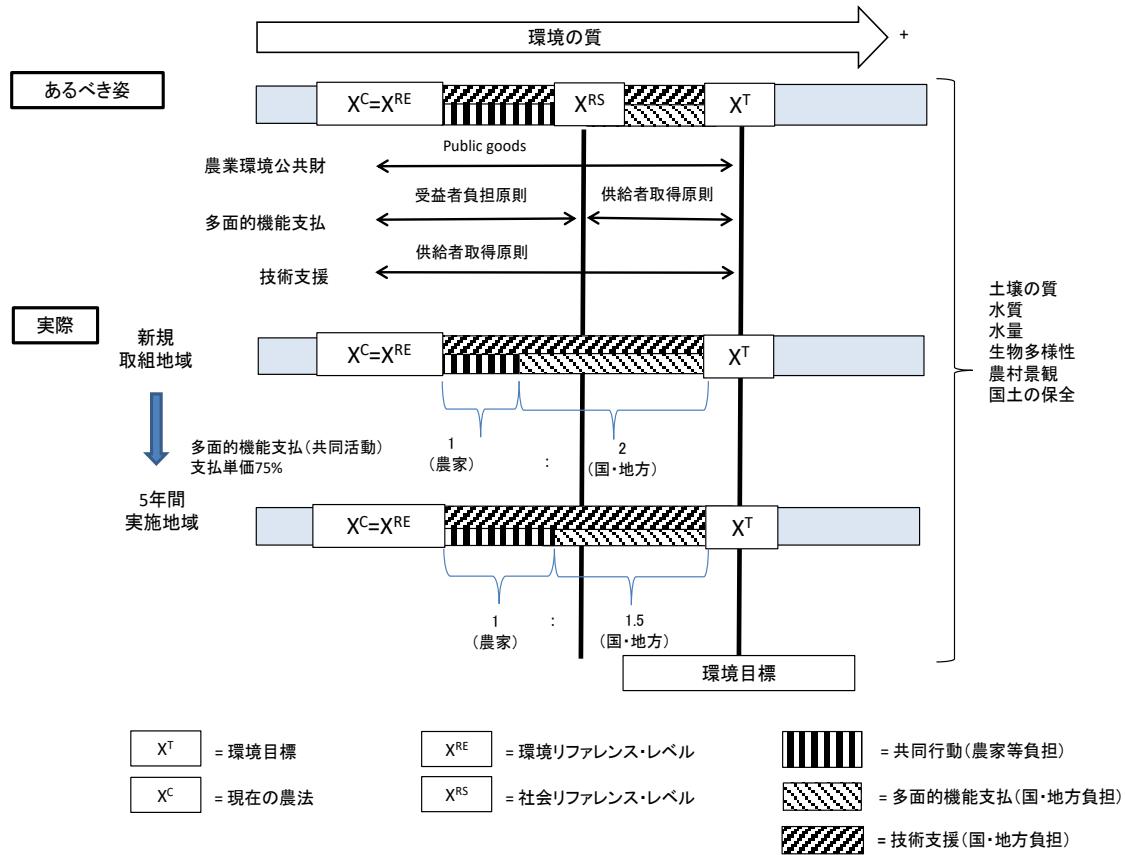
また、5年以上継続して活動に取り組んでいる地域は、交付単価が基本単価の75%に減額され (X^{RS} が引き上げられ)、農家負担が4割に上昇しているが、これも本来農家が自らの費用で達成すべき社会リファレンス・レベル (X^{RS}) と異なる環境の質を農家は達成することが要求されていることとなる。

一方、日本の多面的機能支払交付金については、これらの財政支援に加えて、事業計画のひな型の作成、取組事例集の作成等による技術支援が講じられている。この技術支援は全ての農家を対象に実施されており、その費用は政府が負担している。これらの技術支援は共同行動に伴い発生する取引費用の削減を目的としたものであり、環境リファレンス・レベル (X^{RE}) を超えて提供される農業環境公共財は、「環境便益」とみなすことができることから、これらの便益の供給を促進するために技術支援を政府が費用を負担して実施することは正当化されるものと思われる。この場合の費用負担は、農家が環境便益を供給する対価としてこれらの技術支援を享受することができるという整理であり、供給者取得原則に基づくものと解するのが適当である¹⁸⁵。

また、今回のリファレンス・レベルは、水質等の適切な管理に設定されており、それによって関係する農業環境公共財を供給するものであることから、インプット・ベースのリファレンス・レベルとなっている。本来であれば、インプットの結果、どのようにアウトプットが変化するか検証することが必要だが、今回の政策では、環境目標も水路等の適切な管理が行われていることに設定されていることから、本政策によって、どの程度、各農業環境公共財が供給されているのかが不明確なものとなっている。

¹⁸⁵ 費用負担については、汚染者負担原則と受益者負担原則で全て説明でき、供給者取得原則の概念を用いる必要はないという指摘もありうる。しかし、農業環境公共財の受益者については、その特定が難しく、受益者に直接的な負担を求めることが困難であることから、Hodge (2000) や OECD (1999) では供給者取得原則を用いている。受益者負担原則のうち、社会が受益者として負担する部分というのは、農家が取得できる部分であり、ここが供給者取得原則が適用される部分であると整理することができる。

図 4-8 多面的機能支払（日本）のリファレンス・レベル



出典：筆者作成。

第2項 オーストラリア

オーストラリア農林水産省のランドケア担当部局によると、ランドケアの活動は、植樹、土壌侵食の減少や水源地帯のフェンスの設置による湿地帯の復元や水質の回復、自然植生の保全、野生生物の生息地帯の復元等を主な活動としている（Australian Landcare Council, 2010）。また、オーストラリアのランドケアは、農家の知識不足、財源不足、技術能力の不足による土地管理の結果、土壌侵食等の兆候が生じてしまっていることから、これらの欠けている点を補うことを主たる目的としている（Willcocks, 2008）。これは言い換えると、現在の農業の状況は、環境に対して負荷をもたらしている状態、すなわち、環境汚染をもたらしている状況にある（ $X^C < X^{RE}$ ）。

この状況に対応するため、オーストラリアはランドケア・プログラムを実施しているが、このプログラムでは、一定の予算の枠の中で、申請者の中から、評価基準に基づいて支援するプロジェクトを選定し、予算を配分している。このため、各プロジェクトに対する支援額は異なり¹⁸⁶、支援を受けられない取組もある。支援の評価基準は、一般に、プログラムの目的内容との整合性、申請者の能力、活動の成功確率・継続性、及び費用対効果に基づいて判断される（Commonwealth of Australia, 2014a, 2014b）。

¹⁸⁶ 取組内容に応じて上限額、下限額が設けられている。例えば、ナショナル・ランドケア・プログラムのうち「20 Million Trees Programme」では、植林に取り組むランドケア・グループに対して、20,000豪ドルから100,000豪ドル（約180万円～900万円）の支援が行われている。

また、ランドケアの支援は、グループの参加者自ら労働力の提供、技術支援、設備の貸与等を行っている申請者に対して優先的に配分されている（Commonwealth of Australia, 2014a, 2014b）。このようにグループの参加者に費用負担を自主的に促す仕組みを採用することにより、ランドケア対策の費用対効果の向上にも資している。例えば、2007年に行われた試算によると、1豪ドルの支払いに対して、グループ参加者自ら1.8豪ドルの貢献をしているという推計結果がある（Hyndman et al., 2007）。

そして、各プロジェクトには支援期間がある（Commonwealth of Australia, 2014a）。ランドケア・プログラムの参加者は、この支援期間内に環境目標を達成することが期待されており、期間終了後は、支援が打ち切られることとなる。このため、引き続きの支援を希望するランドケアは、新たなプロジェクトに再度申請する必要があるが、この申請プロセスは競争的であるため、長期的な活動、特にランドケアの常勤職員の雇用を維持する上で大きな課題となっているという指摘もある（Willcocks, 2013）。

以上のランドケアの状況をリファレンス・レベルを用いて図示したのが次の図である（図4-9）。オーストラリアのランドケアの場合、日本と大きく異なり、現在の農家は、環境汚染をもたらしている状況にある（ $X^C < X^{RE}$ ）。このような状況にある場合、本来であれば、汚染者負担原則に基づき、政府は環境規制等を設定し、農家に対して自らの費用で環境汚染を改善することを求めるべきである。

しかし、オーストラリアでは、個々の地域の農家に対し、周辺住民と協力してランドケア計画を策定させ、自ら設定した地域の環境目標（ X^I ）を達成するための共同行動を行うことを促し、この活動を支援するための支援策を講じている。これは、環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）よりも、社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）を低く設定することにより、汚染者負担原則の適用を回避し（弱い汚染者負担原則の適用）、環境汚染の削減を促すための行動に対して資金援助を行っている状態にある（ $X^{RS} < X^{RE}$ ）。

その際、オーストラリア政府は限られた予算でより多くのランドケア活動を支援するため、受益者である農家・地域住民等のランドケア参加者の自己負担が大きいグループに優先的に資源を配分している。これは図のように、同じ環境目標（ X^I ）を設定している複数のランドケアが存在する場合（Landcare 1, Landcare 2, ... Landcare n）、これらの組合の自らの貢献度が高いものから順に並べると、自ら高い社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）を設定しているランドケアから順に（環境汚染の削減に対して政府の支援額が少ない順に）、予算の枠が満たされるまで、ランドケアに対する支援策が講じられると整理することができる。これは、本来適用すべき汚染者負担原則の適用を回避し、汚染の削減に対して環境支払いを実施していることに鑑みると、できる限り汚染者への支払いを少なくする上で有効であるものと思われる¹⁸⁷。そして、社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）まで農家が自己負担をしないランドケアは政府による支援を受けることができない。図4-9から明らかなように、オーストラリアのランドケアでは、各ランドケアの活動内容に応じて、社会リファレンス・レベルが異なる。

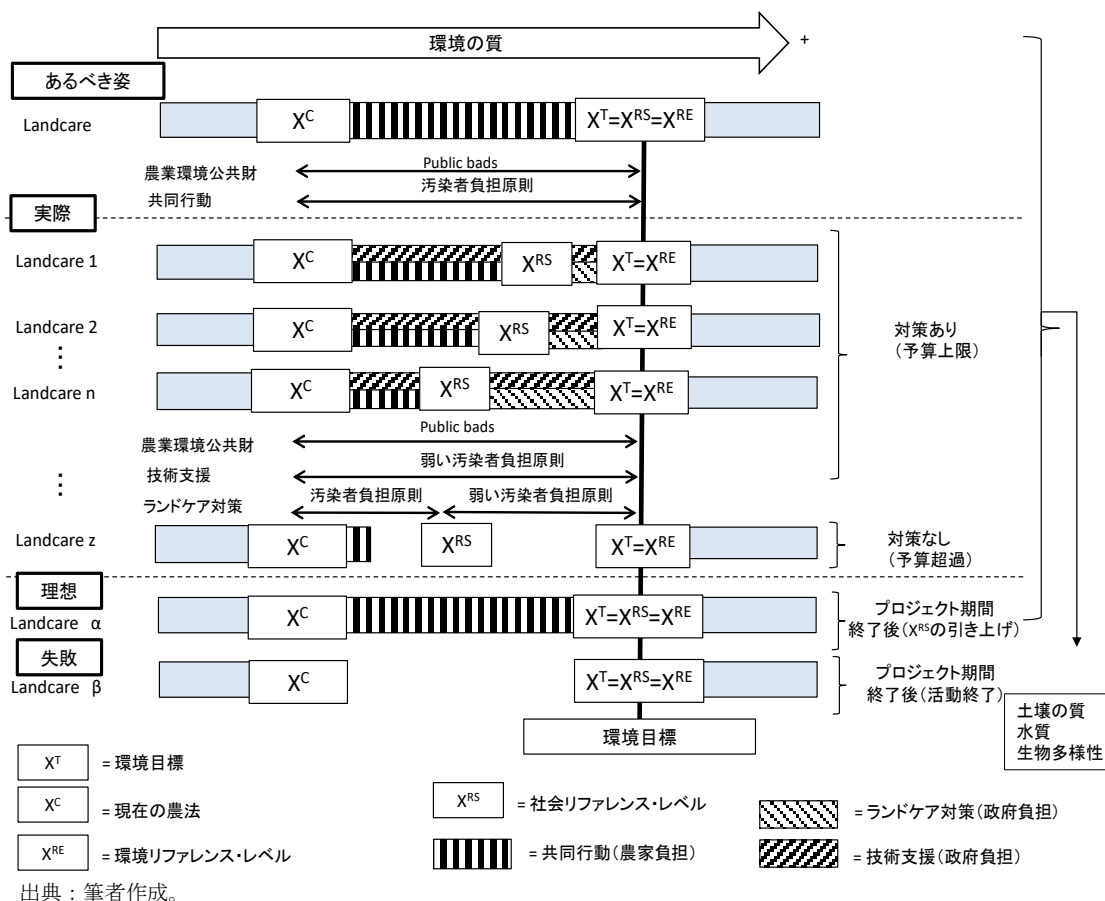
また、ランドケアに対する支援はどれも支援期間がある。これは支援期間終了後に社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）が引き上げられ、農家はより高いレベルの環境の質を自ら満たすことが設けられることになることを意味している。これも、現在、環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）より農家が達成している環境のレベルが低い、すなわち、現状が環境汚染をもたらしている状況であることから、このように環境汚染の削減に

¹⁸⁷ このように、農家に対して、社会リファレンス・レベルを自己申告させる手法は、一般的に、仮に農家が受益額を過小評価して申告すると、支援を受けられないこととなる可能性があることから、農家に対して自らの受益額を正確に申告することにつながり、農家の受益額に基づいて社会リファレンス・レベルを設定することが可能となる。

対する支援については支援期間を限定して、できるだけ早期に汚染者負担原則を適用させようとしている（環境リファレンス・レベルの部分まで農家自ら費用を負担して環境改善を図ろうとしている（ $X^T=X^{RE}=X^{RS}$ を実現しようとしている））と整理することができる。ただし、理想は支援期間後は農家が自ら費用を負担して環境リファレンス・レベル（ X^{RE} ）まで環境の質を改善することであるが、Willcocks（2013）が指摘するとおり、共同行動を継続するためにはランドケアの常勤職員の雇用の維持等の課題があり、場合によっては、ランドケア活動を継続することができない事態が生じてしまう可能性がある。この点が社会リファレンス・レベルの引き上げに伴う課題の一つである。

なお、ランドケア対策を受けているランドケアに対しては、ランドケアに関する助言や仲介活動等の技術支援も行われている。この技術支援も、政府が費用を負担していることから、汚染者負担原則の適用を回避している、弱い汚染者負担原則が適用されている状況にある。したがって、プロジェクト期間終了後は、農家は自らの費用で環境リファレンス・レベルまで環境の質を改善することが求められる。

図 4-9 ランドケア（オーストラリア）のリファレンス・レベル



第3項 オランダ

EUにおいては、クロス・コンプライアンスが用いられ、クロス・コンプライアンスの水準を満たした場合に、EUの共通農業政策第二の柱の農村振興政策による農業環境支払いが行われている。この農業環境支払いは、環境対策を導入することに伴い発生するかかり増し経費と得ていたであろう所得（income foregone）を補てんするための

支払いであり、必要であれば、環境対策の導入に伴う取引費用の 20%までを、共同行動による取組の場合は取引費用の 30%までを補てんすることができることとされている。そして、農家は最低 5 年間取組を実施することが要求されており、EU 諸国は農業環境支払いに加えてこれらの取組を行う農家に対して技術支援を行うこととされている (EC No.1305/2013 第 28 条)。

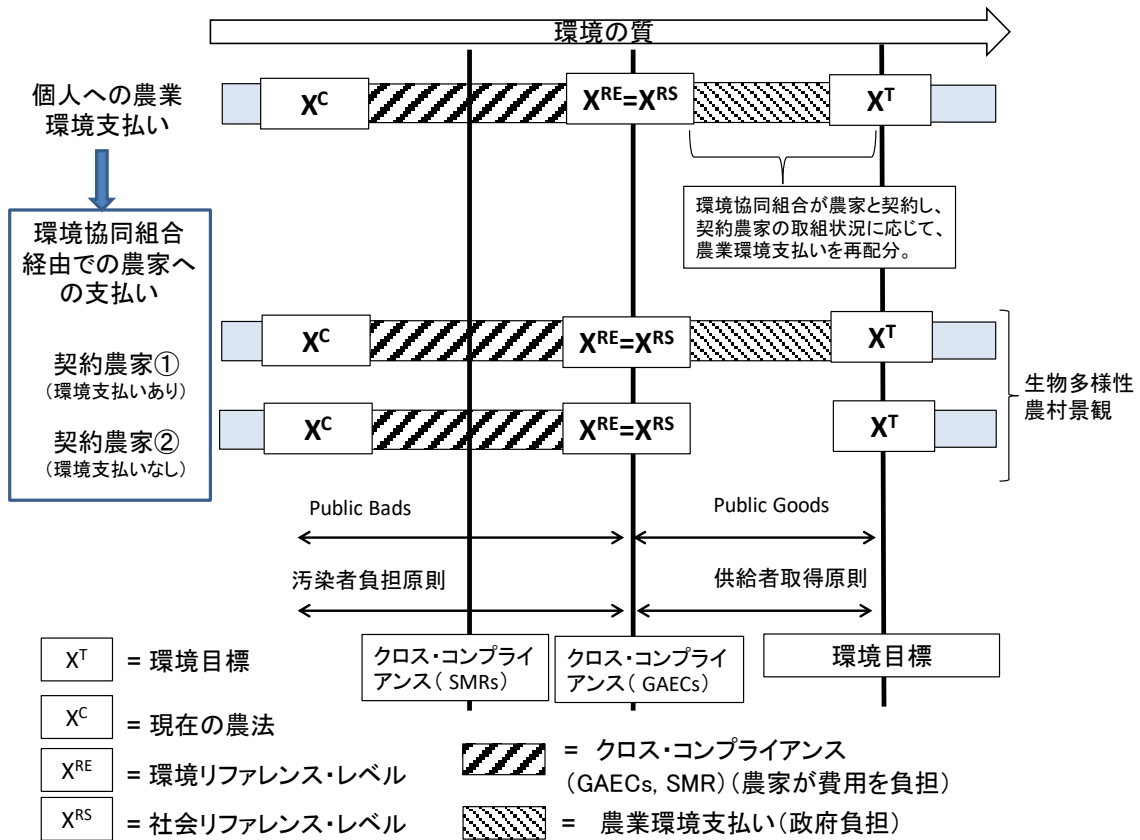
この農業環境支払いの内容は各国によって異なるものとなっている。オランダでは、農家が環境協同組合と契約を結び、協力して野鳥保護計画を策定し、野鳥の保護等を図る上で必要な対策にあたるため、農業環境支払いを用いている。例えば、農地に野鳥の巣がある場合、環境協同組合が契約農家に対して当該農地の耕作の延期を依頼し、その結果生じることとなる得ていたであろう所得の逸失、かかり増し経費を補てんするため、環境協同組合が農家に対して農業環境支払いの支払いを行っている。環境協同組合によって農家に対する農業環境支払いの再配分を機動的に行うことにより、環境保全効果の高い取組を行っている農家を重点的に支援している。特に野鳥保護等の農業環境公共財については、一定以上の面積での取組を行うことが有効であることが知られていることから (Oerlemans et al., 2007)、地域や季節に応じて重点的に取り組む地域・農家等の選定を環境協同組合が行っている。

これを図示したのが図 4-10 である。EU では農業環境支払いを受給するためにはクロス・コンプライアンスを満たさなければならないことから、農家は EU が定める関連する環境法令に基づく環境水準 (SMRs) 及び良好な農業・環境条件 (GAECs) までは農家が費用を負担して環境の質を改善する。EU はこのクロス・コンプライアンスのレベル以下では環境汚染が発生し、汚染者負担原則が適用される (EC, 2015) としていることから、このクロス・コンプライアンスのレベルに環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルの双方が設定されている ($X^{RE}=X^{RS}$)。一方、このクロス・コンプライアンスの基準を上回ってさらに環境目標 (X^T) を達成するまで環境の質を改善するためには供給者取得原則に基づき農家に対して農業環境支払いが導入されている。

オランダでは、環境協同組合が農家と契約し、この農業環境支払いを契約農家の取組状況に応じて再配分している。そして、EU の共通農業政策第 2 の柱に基づくこの農業環境支払いは個人に対しても支払いができるものであり、共同行動に限定した支払いとなっていないのが特徴である。

この場合の社会リファレンス・レベルは良好な農業・環境条件 (GAECs) に設定されており、当該レベルは必ずしも農家の受益額に基づいて設定されているわけではないが、社会が農家に対して期待する農業環境レベルとして法定したレベルであり、当該レベルに環境リファレンス・レベルも設定されていることから、日本のような社会リファレンス・レベルと実際に農家が自らの費用負担で達成している環境の質に乖離が生じるといったことは生じていない。

図 4-10 環境協同組合（オランダ）のリファレンス・レベル



出典：筆者作成。

第4項 カナダ

カナダの農業環境グループプランの参加農家は、自らの農場において適正農業管理を実施するため、サスカチュワン州農場スチュワードシップ・プログラムを活用することができる。当該プログラムには、例えば、河川・湖畔沿いからの畜産施設の移転、緩衝帯の設置、農薬散布機の改良といった約 20 の適正農業管理が含まれている¹⁸⁸。財源に限りがあるため、農家からの補助金申請の全てが認められるわけではなく、これらの申請はプログラムの基準に応じて評価されることとなる。申請が認められた場合は、農家は適正農業管理の導入に関する補助を受けることができる。助成限度は、一農場当たり 5 年間で最大 5 万カナダドルとなっている。また、当該助成は費用分担型となっており、導入する適正農業管理の種類に応じて、農家が 25-50% の自己負担をしなければならない (Saskatchewan Ministry of Agriculture, 2014b)。

また、農業環境グループプランに参加している農家の全てがサスカチュワン州農場スチュワードシップ・プログラムに申し込むわけではない。これは、農家によっては 25-50% の自己負担を負担できない場合や、自らの農業経営計画上新たな投資を控えた

¹⁸⁸ 2008-2013 の「Growing Forward」では約 70 の適正農業管理があったが、「Growing Forward 2」では①多くの適正農業管理を統合するとともに、②一般的な農法であると考えられるもの、環境便益が高くないと思われるものが削除された (Saskatchewan Ministry of Agriculture, 2014b)。

い場合があったり、あるいは、農業環境グループプランに参加して農場における環境リスク評価を行った結果、特に問題がなかった農家もあるためである。

カナダの農業環境グループプランをリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析したのが図 4-11 である。カナダの農業環境グループプランを分析するのにあたって、ポイントとなるのは、現状をどう位置づけるかである。そこで、カナダの適正農業管理の内容（表 4-10）を見てみると、その内容は畜産を中心に環境汚染リスクの削減を目的としているものが多い、すなわち、現在の農法が環境汚染を生じさせており（ $X^C < X^{RE}$ ）、その削減を図ろうとしていることがわかる。そして畜舎の配置転換や家畜排せつ物の貯蔵施設の設置等これらの取組の多くはある特定のプロジェクトに対する一回限りの、あるいは、期間限定の支援となっている。

表 4-10 カナダ（サスカチュワン州）の適正農業管理（BMPs）

適正農業管理（BMPs）の種類	目的	適正農業管理の内容
畜産地区管理 BMPs	水質汚染、河川、湖畔等への汚染リスクの削減	畜舎の配置転換、水源保護のためのフェンスの設置等
家畜排せつ物管理 BMPs	排せつ物貯蔵・処理施設関連の水質汚染、養分喪失、悪臭等の環境リスクの削減	家畜排せつ物貯蔵施設の設置等
土地管理 BMPs	自然の水路、河川湖畔の生態系、土壌侵食しやすい又は塩化しやすい土地の保護	土壌侵食管理、防風林の設置等
灌漑管理 BMPs	水使用の効率化、水質保護、エネルギー効率の改善	灌漑管理計画、灌漑施設の補修等
正確な農業 BMPs	養分喪失、水質へのリスクの低減及びエネルギー効率の改善	施肥管理等
農業廃棄物管理 BMPs	農業廃棄物の貯蔵施設の改善やリサイクルを通じた管理	廃油貯蔵施設等

出典: Government of Saskatchewan (n.a.).

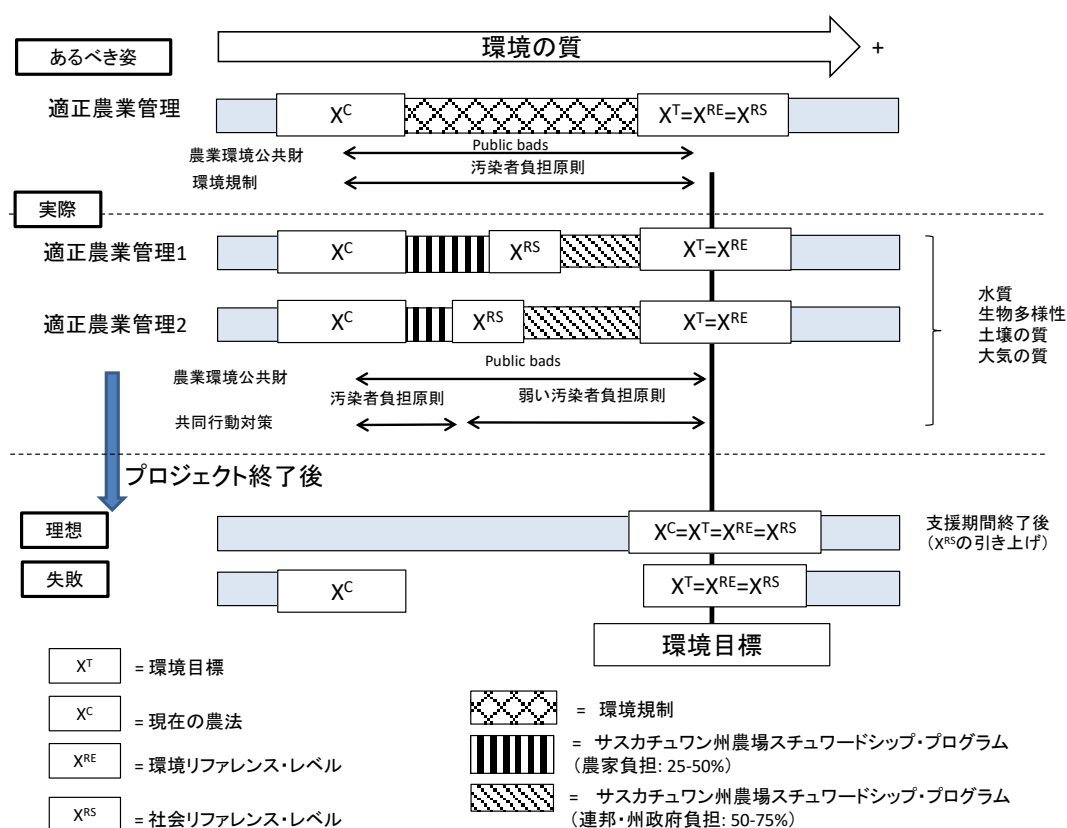
このように、現在の農法が環境に対して負荷をもたらしている状況であることから、本来であれば、汚染者負担原則が適用され、農家は自ら費用を負担して環境の質を改善すべきである。しかし、カナダでは汚染の削減に対して、汚染者に対して環境支払いを行うことによって環境の改善を図っている。すなわち、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより低く設定し、弱い汚染者負担原則に基づき、環境支払い（サスカチュワン州農場スチュワードシップ・プログラム）が行われている（ $X^{RS} < X^{RE}$ ）。この際、環境目標（ X^T ）は、環境汚染を削減することであり、環境リファレンス・レベル以下では環境汚染が生じていることから、環境リファレンス・レベルのレベルまで環境改善を図ることが環境目標となる（ $X^{RE} = X^T$ ）。これらの環境目標は、農家が農業環境グループプランを策定し、自らの地域の環境目標を設定している。また、環境支払いの際には、汚染の削減に対して一定額の負担を農家に求めることが適当であることから、適正農業管理の種類に応じて 25-50%の自己負担を農家に対して要求していると考えられる。これは、単に汚染の削減に対して支払いをするのではなく、一定程度、社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）を現在の農法より高く設定することにより、農法に応じて、農家に対して一定の負担を設けていると解することができる（ $X^C < X^{RS}$ ）。

また、環境支払い（サスカチュワン州農場スチュワードシップ・プログラム）の給付期間は5年間に限定され、その多くは1つのプロジェクトに対して行われるもので

ある。これは、プロジェクト終了後、社会リファレンス・レベルを引き上げ (X^{RS})、環境目標 (X^T) を自らの手で達成することを期待していると言える ($X^{RS}=X^T$)。ただし、この場合は、プロジェクトが単発で終わる場合はともかく、施肥管理等継続的に取組が求められる場合については、プロジェクト終了後に環境目標に設定された環境水準を農業環境支払いが支払われていない場合であっても、維持することができるかどうか問題となる。

この農業環境グループプランは、財政支援がグループ（共同行動）に対してではなく、各個人に対して支払われている。農業環境グループに対して支払い、受け取ったグループが取組を実施する各農家に対して再配分する手法も考えられるが、このように各個人に対して直接支払いをするスキームとなったのは、既存の制度的理由によるものと考えられる。すなわち、サスカチュワン州では、従来から、個人の農家の農場における環境リスク評価を行うための制度として、「環境農場プラン（Environmental farm planning）」が存在し、同計画を作成した農家がサスカチュワン州農場スチュワードシップ・プログラムに申請することができるとされていた。農業環境グループプランは、この個人の計画である環境農場プランを策定しなくても、集団で農業環境グループプランを作成した場合に、サスカチュワン州農場スチュワードシップ・プログラムの活用を認めたものであることから、既存の制度同様、申請農家個人に対しての支払い制度としたものと考えられる。この点は、共同行動を行う団体に対して支払いをする他国の制度（オーストラリアのランドケア・プログラム、ニュージーランドの持続可能な農業基金）と異なる。

図 4-11 農業環境グループプラン（カナダ）のリファレンス・レベル



出典：筆者作成。

第5項 ニュージーランド

ニュージーランドの持続可能な農業基金の最大投資額は、一プロジェクト当たり年20万ニュージーランドドル（約1756.6万円¹⁸⁹）、最長3年となっている（MPI, 2015）。しかし、持続可能な農業基金は、プロジェクト資金全てを同ファンドで賄うことを認めておらず、最低プロジェクト資金の20%は非政府からの資金で賄わなければならない（MPI, 2015）。また、持続可能な農業基金は、通常の営農活動資金に充てることはできず、契約した共同プロジェクトの具体的な作業費用にしか充当することができない¹⁹⁰。実際は、この基金を活用して活動しているプロジェクトのほとんどにおいて、基金の申請者団体自ら多額の現金及び労務を提供している。

ニュージーランドの持続可能な農業基金は、持続可能な土地管理、新しい生産システム、人材開発に関するプロジェクト、有機農業、気候変動対策、園芸、水産養殖等幅広い分野を対象に数多くのプロジェクトを支援していることから、この持続可能な農業基金のプロジェクトのうち、本章で取り上げた「アオレレ・キャッチメント・プロジェクト（Aorere Catchment Project）」をリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析したのが図4-12である。アオレレ・プロジェクトでは、畜産農家の活動によりアオレレ川の河口における牡蠣の養殖ができなくなったことから、現在の農法が環境の悪化を招いていた状況（ $X^C < X^{RE}$ ）にあったと解することができる。

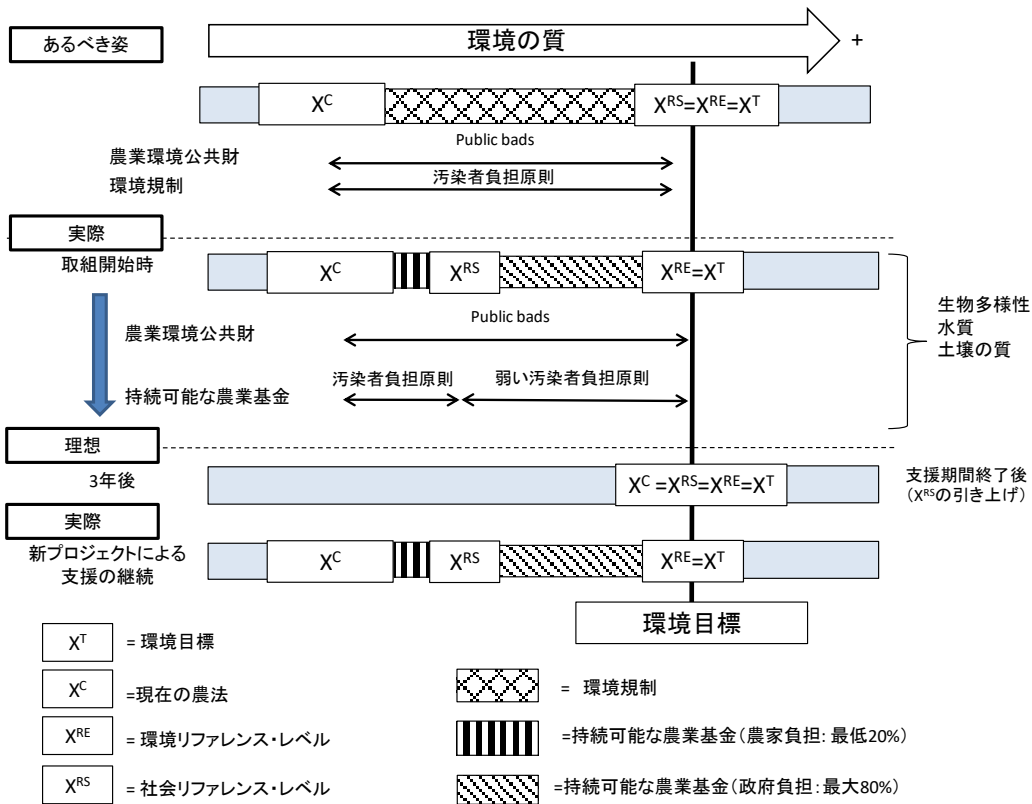
そして、本来であれば、現在の農法が環境に対して負荷をもたらしている状況であることから、汚染者負担原則が適用され、農家は自ら費用を負担して環境の質を改善すべきであるが、アオレレ・プロジェクトでは汚染の削減に対して、汚染者に対して環境支払いを行うことによって環境の改善を図っている。すなわち、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより低く設定し、弱い汚染者負担原則に基づき、環境支払い（持続可能な農業基金）を行っている（ $X^{RS} < X^{RE}$ ）。この際、環境目標は、環境汚染を削減することであり、環境リファレンス・レベル以下では環境汚染が生じていることから、環境リファレンス・レベルのレベルまで環境改善を図ることが環境目標となる（ $X^{RE} = X^T$ ）。また、環境支払いの際には、汚染の削減に対して一定額の負担を農家に求めることが適当であることから、最低20%の自己負担を農家に対して要求していると考えられる。これは、単に汚染の削減に対して支払いをするのではなく、一定程度、社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）を現在の農法より高く設定することにより、農法に応じて、農家に対して一定の負担を設けていると整理できる（ $X^C < X^{RS}$ ）。

また、持続可能な農業基金は給付期間が3年間に限定されている。これは、3年間で社会リファレンス・レベルを引き上げ（ X^{RS} ）、環境目標（ X^T ）を自らの手で達成することを期待しているのである（ $X^{RS} = X^T$ ）。ただし、この場合は、3年後に環境目標に設定された環境水準を農業環境支払いがない場合であっても、維持することができるかどうか問題となる。この点、アオレレ・プロジェクトでは、プロジェクトの第1期（2006-2008）が終了後、同プロジェクトの対象地域を拡大し、プロジェクトの第2期（2009-2011）を開始している（表4-11）。このように農家に継続的な活動を要求するような場合は、後継プロジェクトを立ち上げることにより、引き続き支援を受けながら共同行動を行うことが考えられる。

¹⁸⁹ 1ニュージーランドドル、約87.83円（2015年1月27日付け）。

¹⁹⁰ この他、持続可能な農業基金は基礎研究や長期間の研究、個人や一企業のみ便益をもたらすプロジェクトは対象外となっている（MPI, 2012）。

図 4-12 持続可能な農業基金（ニュージーランド）のリファレンス・レベル



出典：筆者作成。

表 4-11 アオレレ・プロジェクトの予算概要

	2006-2008	2009-2011
持続可能な農業基金・プロジェクト名	流域健康改善のためのコミュニティ・アプローチ (A community approach to improving catchment wellbeing)	水質改善運動におけるリーダーとしての農家 (Farmers as leaders in water quality action)
持続可能な農業基金投資額	218,000 NZドル	259,000 NZドル
その他の出資者	NZ Landcare Trust	NZ Landcare Trust
	タスマン地方議会 ¹	タスマン地方議会 ¹
		DairyNZ
総プロジェクト規模	503,473 NZドル	585,000 NZドル

1. アオレレ・キャッチメントはタスマン地方に位置している。タスマン地方議会はニュージーランドにある 16 の地方議会の 1 つである。

出典: MAF (2010).

第5節 リファレンス・レベルと共同行動対策をめぐる議論

以上、5か国の共同行動対策をリファレンス・レベルの枠組みを用いて分析してきた。その結果、リファレンス・レベルを超えて環境目標を達成するために、各国とも様々な共同行動対策を講じていることがわかった。また、リファレンス・レベルの枠

組みを用いて5か国の共同行動対策を分析した結果、2つの点で国によって共同行動対策の支援内容が異なることが明らかになった。1つは農家による費用負担、言い換えれば、どこに社会リファレンス・レベルを設定するかである。もう1つは、共同行動対策の支援期間がある国とない国があること、言い換えれば、リファレンス・レベルの引き上げがある国とない国があることである。そこで、本節ではこの2点についてさらに検討を加える。

第1項 社会リファレンス・レベルと農家及び非農家の費用負担

1. 社会リファレンス・レベルと農家の費用負担

これまでの分析で明らかなように各国とも共同行動対策では、その取組に係る費用の一部を農家が負担している。農家が汚染者である場合は汚染者負担原則に基づき汚染の削減費用は農家が負担すべきだが、農家が環境リファレンス・レベルを超えて農業環境公共財を供給する場合、どこまで農家が農業環境公共財の供給費用を負担すべきか、言い換えれば、どこに社会リファレンス・レベルを設定するのかについて、何らかの理論的根拠が求められている。また、共同行動には政府と農家以外の関係者も参加することから、これらの非農家が負担する費用についての検討も必要となる。

農業が農業環境公共財を供給している例としては、日本とオランダの例があるが、日本は農業環境支払い（共同行動対策）のうち、一部の費用負担を農家に求める方式をとっており、これは汚染の削減に対して支払いを行っているオーストラリア、カナダ、ニュージーランドでも採用されている方式である。一方、オランダは、農業環境支払い（共同行動対策）は農家が受給するものの、その受給要件としてクロス・コンプライアンスによって社会リファレンス・レベルを設定することにより費用負担を農家に求めている。

オランダでは、クロス・コンプライアンスによって社会リファレンス・レベルが設定され、社会リファレンス・レベルを超えて提供される農業環境公共財に関しては、社会全体が便益を享受しており、その対価は便益の供給者である農家が取得すべきという供給者取得原則（Provider-Gets-Principle）に基づき、農業環境公共財の供給者である農家が農業環境支払いを受給している（EC, 2015）¹⁹¹。このオランダの農業環境支払いは、農業環境公共財を供給している農家が受け取っている。これは、クロス・コンプライアンスの位置に社会リファレンス・レベルだけでなく環境リファレンス・レベルも設定されていることから、クロス・コンプライアンスを超えて供給される農業環境公共財は環境便益であり、農家はその供給に伴う対価を受け取ることができると考えられているためである。このクロス・コンプライアンスによって設定される社会リファレンス・レベルは、必ずしも個々の農法が農家にもたらす受益額に応じて決められているわけではないが、各農業環境公共財に応じて、農家が自らの費用で達成すべき環境のレベルとして社会が期待しているレベルに設定されている。

また、日本でも、環境リファレンス・レベルを超えて農家が農業環境公共財を供給

¹⁹¹ ただしこの場合であっても、この農家が受益する環境支払いの額は、社会が享受している農業環境公共財の価値を貨幣換算したものではなく、WTOの緑のボックス（補助金削減義務から除外される補助金）における農業環境支払いのルールに基づき、農業環境対策を導入することに伴い発生するかかり増し経費と得ていたであろう所得（income forgone）に限定されている（EC No.1305/2013 第28条）。WTOのルールでは、環境便益の供給者である農家はその便益額に見合った額を享受すべきであるという供給者取得原則に基づく環境支払ルールにはなっていない。

する場合、農家は環境便益をもたらしているが、日本の場合、農家自身がこの環境便益の受益者であることから、社会だけでなく、農家もその費用を一部負担すべきであるという考えの下、社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより高く設定され、この社会リファレンス・レベルまで農家が費用を負担することとされている。ただし、日本では社会リファレンス・レベルはクロス・コンプライアンスではなく、共同行動対策の中で決定されており、この農家の負担割合は、農家が享受することとなる環境便益に基づいているわけではない。日本の場合は環境リファレンス・レベルを超えて環境目標を達成するのに要する費用を国、地方、農家で三等分し、農家はこの三分の一の費用を負担して環境改善を図っているのであり、もともと農家が社会的に達成すべき環境改善のレベルがあり、それに対して要する費用を負担するという構造になっていないことから、農家が自らの費用で達成している環境レベルと社会リファレンス・レベルによって設定されている環境のレベルに乖離が生じている。これを改善するためには、例えば、農業用水路の泥上げは農家が負担するとしつつ、これを満たすことを要件に水路のひび割れ補修等の補修に要する費用や水田魚道の設置や生き物調査活動等に要する費用などに要するかかり増し費用は国及び地方が負担することとするなど、オランダのクロス・コンプライアンスのように、どの行動については農家の費用負担で実施すべきか、具体的に明らかにし、その内容について社会全体の合意を取る方法や、オーストラリアのランドケアのように、農家が自らの受益額の部分については負担するよう、共同行動として自ら負担できる額を自己申告させ、自己負担額が高い共同行動から優先的に支援を行うこと等が考えられる。

一方、オーストラリア、カナダ、ニュージーランドでは、一般的に現在の農法のレベルが環境リファレンス・レベルより低く、農家は環境汚染を生じさせている状況にあるため、本来であれば汚染者負担原則に基づき自ら費用を負担して環境改善を図るべきであるが、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより低く設定し、汚染者負担原則の適用を避け、弱い汚染者負担原則に基づき、農業者が共同で環境汚染を改善することに対して環境支払いを行っている。この場合、農家に対する財政支援は極力少なくしたいことから、いずれの国も農家に対して一定の負担を求めている。具体的には、①財政支援の支給決定をする際に農家の費用負担が多い申請に優先的に配分する場合（オーストラリア、ニュージーランド）と②個々の農法に応じて負担割合を変更する場合（カナダ）に区分することができる。オーストラリアとニュージーランドの場合、農家に対して自ら負担すべき額を決定させているが、負担額が大きいグループから優先的に財政支援を行う仕組みを採用しているため、農家は環境改善を図ることによって農家自ら受けることができる環境便益の額まで自ら費用を負担するインセンティブを有している。このような仕組みを採用することによって、農家が負担する費用を農家自らが受益する環境便益の額と近似させることができ、個々のグループごとにこのレベルに社会リファレンス・レベルが設定されていると考えられる。

また、カナダの場合は、農家が採用する個別の農法ごとに農家の負担額を決定している。この負担額は、環境改善を図るための取組は、農家に対して私的な便益をもたらすものであることから、その私的便益に係る部分については農家が費用をすべきであるというものである。ただし、農家の便益を超えて改善される環境汚染については、本来は農家が費用を負担すべきであるものの、社会もその便益の享受者であることから、カナダ政府が費用を負担している。

オーストラリア、カナダ、ニュージーランド、いずれの場合も農家が環境改善によって受ける便益の部分について費用負担を求めている点では共通しており、このレベルに社会リファレンス・レベルが設定されている。このレベルの決定にあたっては、

弱い汚染者負担原則に基づき、どこまで農家が費用を負担し、どこから政府が環境支払いを行うのか、そのレベルが明示的に支払基準として設定され、社会の合意形成が図られているため、社会リファレンス・レベルと実際に農家が負担しているレベルに大きな乖離は生じない。ただし、環境リファレンス・レベルまで本来は農家が費用を負担すべきところを、社会リファレンス・レベルを引き下げたところに設定しているので、あるべき姿と実際の負担に乖離が生じている状況にある。したがって、単に農家に汚染の削減に伴う自己の受益分のみを負担させるのではなく、社会が負担する費用についても、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルのレベルまで引き上げ、汚染者である農家が負担すべきである。

以上のように、政策立案にあたっては、どこまで農家が費用を負担すべきか、社会リファレンス・レベルをどこに設定するのが重要となる。その際には、まずは現状の農業と環境との関係を分析し、環境リファレンス・レベルがどこにあり、農家は農業環境公共財を供給しているのか、負の農業環境公共財を供給しているのか、把握することが必要である。次に農業環境公共財を供給している場合は、農家自身が農業環境公共財の受益者であることから、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより高く設定し、農家にその受益分だけ費用を負担させることが考えられる。したがって、社会リファレンス・レベルを設定するのにあたっては、環境改善によって農家が受ける便益と社会が受益する便益を推計することが重要であり、農家が受ける便益までは、農家自らが費用を負担して環境改善を図るべきとすることが考えられる。ただし、この場合であっても、社会リファレンス・レベルは農家の受益額に常に等しく設定する必要はなく、社会が合意形成した環境レベルを農家自ら費用を負担して達成していれば問題ない。一方、農家が負の農業環境公共財を供給している場合は、本来は環境リファレンス・レベルまで農家が費用を負担すべきだが、例外的に社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより引き下げ、支援を行う場合がある。この場合の支援基準は、社会が農家はこのレベルまでは自己負担して達成すべきだとした環境基準であることから、この支援基準が社会リファレンス・レベルとなり、支援基準と社会リファレンス・レベルに乖離は生じない。ただし、本来達成すべき環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルに乖離が生じてしまっていることから、農家に環境リファレンス・レベルまで自己の費用で環境改善を行うことを促すことが重要となる。

また、社会リファレンス・レベルの設定にあたっては、対象となる農業環境公共財に応じた対応が必要となる。各国とも農業環境公共財によって社会リファレンス・レベルを現在の農法に設定するのか、環境規制やクロス・コンプライアンスをもって一定の環境水準に設定するのか異なる。土壌の質や水質などについては一定の環境基準が設けられていることが多いことから、環境規制やクロス・コンプライアンスによって社会リファレンス・レベルが設定されていることが多く、このような場合には社会リファレンス・レベルは国全体のレベルとして設定されることが多い。これに対し、炭素貯留や地球温暖化ガスについては現在の農法にリファレンス・レベルが設定されていることが多い。また、閾値付農業環境公共財である生物多様性や農村景観等については、共同行動対策によって農業環境公共財が供給されることから、社会リファレンス・レベルの設定についても、オーストラリアやニュージーランドでは共同行動の単位で行われ、各グループによって政府の支援額が異なる。

2. 社会リファレンス・レベルと非農家の費用負担

また、共同行動における社会リファレンス・レベルの設定にあたっては、共同行動

であることから、他の農業者や共同行動に参加する非農家等との費用負担の関係も課題となる。通常、ある特定の農法（有機農業等）に対する支援策を講じる際には各農家で支払対象となる基準（社会リファレンス・レベル）が異なることはないが、共同行動対策では、それぞれのグループによって活動内容が異なるだけでなく、参加者が異なることからグループ自ら負担する費用も異なり、その中で参加者の費用負担割合も異なる。この場合の費用には通常のコストの投入だけでなく、労務や機械などの提供も含まれる。また、各グループの総活動費に対する政府の支援額も異なることがある。このような場合に、参加者に対して自ら費用を負担するインセンティブを持たせることができるよう、オーストラリアやニュージーランドでは共同行動のグループに一定額以上の自己負担を求めることを条件にするとともに、多く費用を負担しているグループに対して優先的に支援策を講じることによって、対策の費用対効果を高めようとしていた。これは、各グループによって社会リファレンス・レベルの位置を変更し、それぞれのグループの負担額を変更していると解することができる。

さらに、実際の活動の中心となるのは農家のリーダーやグループのコーディネーターとなることから、これらの担い手に対する支援が課題となる。特にグループの規模が大きくなる場合は常駐のコーディネーター等が必要になることがあり、オーストラリアなどでは NGO のスタッフ等がこれらの業務にあたることもある。このような事務費・運営費についても、政府が支援するのではなく、農家及び非農家の関係者が協力して負担するような仕組みを作ることができれば、社会リファレンス・レベルを引き上げ、政府の負担を少なくすることができる。一方、仮に活動の中心となるような農業者が不在の場合やそのような者が離農してしまった場合などは、共同行動の活動継続が危ぶまれることとなることから、活動の継続が必要な場合は社会リファレンス・レベルを引き下げ、政府が支援を行う必要がある可能性もある。

このように共同行動の実態に応じて社会リファレンス・レベルの設定を変更するためには、一律に政府の支援額を決定するのではなく、供給される農業環境公共財と、共同行動のそれぞれの活動内容に応じて支援額、支援期間を決定する仕組みを検討することが重要となる。

第2項 リファレンス・レベルの引き上げと引き下げ

1. リファレンス・レベルの引き上げ

2点目の支援期間については、支援期間が限定されている国（オーストラリア、ニュージーランド、カナダ）と支援期間が限定されていない国（日本、オランダ）がある。この支援期間に関する問題は、どのようにリファレンス・レベルを引き上げるのかという問題とも捉えることができる。

前節で分析したオーストラリア（図 4-9）、カナダ（図 4-11）、ニュージーランド（図 4-12）のように、支援期間の限定は社会リファレンス・レベル（ X^{RS} ）の引き上げを求めるものである。これらの国では、一般的に、環境リファレンス・レベルより社会リファレンス・レベルが低い状態に設定されていることから、農業が環境汚染を生じさせている状況にあり、できる限り農家自ら費用を負担して環境改善を図ることを促すため、支援期間を限定し、社会リファレンス・レベルを引き上げようとしている¹⁹²。

¹⁹² 社会リファレンス・レベルの引き上げは、環境汚染を生じさせている場合だけでなく、後述するとおり、環境便益を供給している場合にも行われる。また、支援期間を限定することは、財政上の要請、アメリカの農業法や EU の CAP のようにプログラムの期間が定められていることに伴う場合もある。しかし、継続して支援をすることの必要性については、環境便益を供給

本来、環境リファレンス・レベル以下では環境汚染が生じており、この場合、汚染者負担原則に基づき、農家は当該レベルまで自ら費用を負担して汚染の改善を図るべきであることから、この社会リファレンス・レベルの引き上げは、社会リファレンス・レベルと環境リファレンス・レベルを一致させ、汚染者負担原則を徹底しようというものである。

この社会リファレンス・レベルの引き上げは、支援期間終了後も引き上げられた環境水準を農家が政府の支援を受けずに維持できる場合には問題ない。例えば、家畜排せつ物の処理施設の建設や水源沿いのフェンスの設置のための支援については、その後の維持管理費等は必要となるものの、多くの場合、これらの施設完成後は政府による支援を受けることなく、農家は適切に家畜排せつ物の管理・処理を行うことができる。

しかし、農家による継続的な取組が求められる場合については、社会リファレンス・レベルを引き上げ、支援が終了した後においても、改善された環境レベルを農家が維持することができるのかどうか課題となる。むしろ、支援期間を限定してしまうことにより、農家が共同行動の継続を断念し、支援期間中よりも、環境レベルが下がってしまうおそれもある。現にオーストラリアのランドケアでは、政府からの財政支援が一定期間に限定されていることや、支援を継続して受けるためには再申請や競争倍率が高い認可プロセスを経る必要があることから、どのようにして基本スタッフの人件費と一般管理費を工面すればいいのか、困難に直面しており、活動継続に対する懸念を表明している事例もある (Willcocks, 2013)。

このプロジェクト支援期間終了後の共同行動の活動継続を確保するための対策として、ニュージーランドの持続的な農業基金の支援を受けて行われたアオレレ・プロジェクトの場合は、当初 2006-2008 年間の 3 年間のプロジェクトであったものを、2008 年からその取組地域を拡大させた後継プロジェクトを新たに立ち上げることにより、これまでの取組についても継続させることとしている。このように取組期間を延長することにより、農家による取組を定着させるための猶予期間を設けて対処する方法が考えられる。ただし、後継プロジェクトによる対応の場合、本来適用すべき汚染者負担原則の適用を回避するための期間を長くしていると言えることから、根本的な問題解決になっているわけではなく、最終的にどのように社会リファレンス・レベル (X^{RS}) を引き上げるとともに農家の取組を定着させ、農家に汚染削減のための費用を負担させるか、地域で議論する必要がある。

一方、支援期間が限定されず、社会リファレンス・レベルの引き上げがなされなかったケースは、農業環境公共財の供給が行われているケースに多い。この際、財政支援は初期費用だけでなく、運営費用にも充てることができる。農業環境公共財は市場でほとんど取引することができないため、農家は農業環境公共財を供給することによる報酬を受け取ることができない。このため、農家は、たとえ地域住民やさらに遠方の人から高い評価を受けるような農業環境公共財であったとしても、こうした財を自発的に供給する経済的動機をほとんど有していない。したがって、このような場合には政府が継続的に支援を行い、農業環境公共財を供給する農家に対してその対価を支払うことが考えられる。

ただし、永続的に多額の支援を行うことも、財政負担を考慮すると必ずしも好ましいものではない。期間を限定し、初期費用を中心にした支援を行うことにより、ある

している場合よりも、環境汚染をもたらしている場合の方が強く問われることとなり、現に、本稿で分析対象としている国のうち、支援期間が限定されているオーストラリア、カナダ、ニュージーランドでは一般的に農業は環境汚染をもたらしているとされている。

いは、一定期間の支援を行った結果、農家に取組が定着し、政府の支援なく環境目標を達成することができる ($X^{RE} < X^C = X^T = X^{RS}$) のであれば、環境便益を供給している場合であっても、期間を限定して支援を行うことがありうる。また、共同行動による取組の実施に伴う費用が参加者の習熟度が上がるにつれて減少していく可能性があることを踏まえると、例えば、日本の多面的機能支払のように、一定期間後に支援額を減少させることも一つの案である。しかし、農業環境公共財を供給している場合に、すべからず一律に支援期間を限定して支援を行うのは、財政上の理由や農業政策の計画期間等を踏まえたとしても、慎重な検討が必要である。政府は資金提供を行う際、環境面での成果に基づいて財政支援を行うことと、集団の活動の継続性及び安定性を確保することとの、両者の均衡点を見い出さなくてはならない。

2. リファレンス・レベルの引き下げ

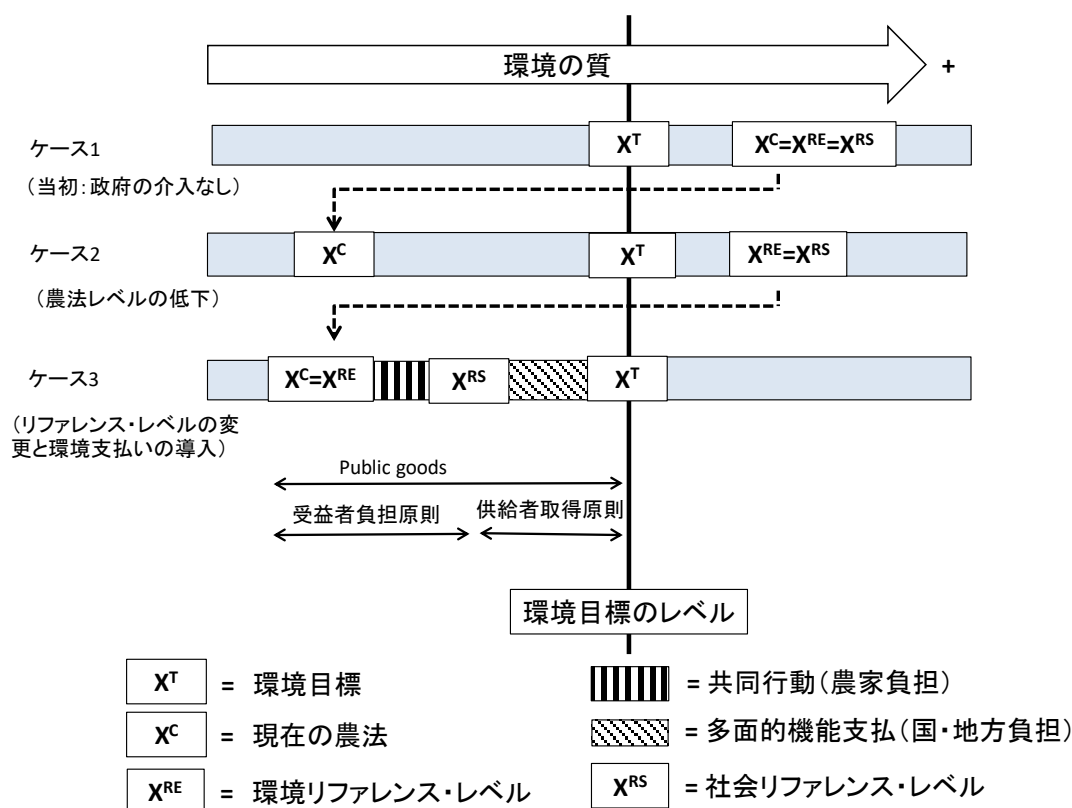
また、図 4-8 で分析をした日本の多面的機能支払は、社会リファレンス・レベルが引き下げられた例でもある (図 4-13)。日本では長年にわたって農業用水路の維持管理は農家が自ら費用を負担して行ってきた。その当時は、リファレンス・レベルと農家による維持管理レベルが一致し、これらは環境目標より上位にあったと整理できる ($X^{RE} = X^{RS} = X^C > X^T$) (図 4-13 のケース 1)。しかし、農業従事者数の減少と高齢化のため、農家による維持管理レベルが低下し、農業用水路の管理が困難となった ($X^{RE} = X^{RS} > X^T > X^C$) (図 4-13 のケース 2)。また、従前は、農業用水路というものは主に農家のためのものであり、非農家や地域の住民は少なくとも明示的にその価値を認識していなかった。しかし、水路に関連する農業環境公共財の重要性がより広く認識されるようになり、環境リファレンス・レベルが引き下げられた¹⁹³。さらに、この農業環境公共財については、その供給者である農家の財産権が認められ、農林水産省は 2005 年に水路を管理し、水源かん養機能、洪水防止機能、生物多様性といった関連する農業環境公共財の供給を確保し、環境目標を達成するため、水路の管理を行う農家・非農家から構成される地域組織に対して環境支払いを行う制度 (農地・水・環境保全向上対策 (現多面的機能支払交付金)) を導入することを決めた。すなわち、多面的機能支払の導入により社会リファレンス・レベルが引き下げられた。ただし、水路等の管理による便益は農家にも及ぶものであることから、図 4-8 で分析したとおり、農家も環境リファレンス・レベルを超えて社会リファレンス・レベルまで費用を負担している ($X^T > X^{RS} > X^C = X^{RE}$) (図 4-13 のケース 3)。

このリファレンス・レベルの変更は、Bromley (1997) の農家の財産権を社会に移転することによってリファレンス・レベルを引き上げ、補償支払いを導入することなく環境改善を図るという主張とは逆の、財産権を社会から農家に移転することによってリファレンス・レベルを引き下げ、補償支払いを導入することによって環境改善を図るといえるものである。

ただし、図 2-3 で取り上げた OECD (2001) のケース A のように、本来、政府の介入がなく、環境目標を農家自ら費用を負担して達成することが理想の姿であることを踏まえると、このようにリファレンス・レベルを引き下げ、新たに政府が支援を行うことについては、本当に政府の介入がないと環境目標を達成することができないのか、慎重な検討が必要である。

¹⁹³ 水路の管理に伴い供給される農業環境公共財に対する社会の認識が変化し、従前は十分にその便益について認識されていなかったが、農業が環境便益を供給しているという認識が広まり、環境リファレンス・レベルについても引き下げられたと言える。

図 4-13 リファレンス・レベルの引き下げ：
日本の農業用水路と関連する農業環境公共財の例



出典: 筆者作成。

第6節 結論と政策的含意

本章では、共同行動による農業環境公共財の供給について分析を行った。本章ではどのような共同行動対策が講じられているのか、共同行動対策によってどのような農業環境公共財が供給されているのか、共同行動対策とリファレンス・レベルとの関係はどうなっているのかについて分析した。

本章の分析の結果、各国の政府は、共同行動を促進するために様々な対策を講じていることが明らかとなった。それぞれの国によって展開している取組内容は異なるが、政府の対策としては、主に①技術支援と、②財政支援の2つが講じられていることがわかった。そして、財政支援の支払先としては、共同活動組織に支払われる場合（日本、オーストラリア、オランダ、ニュージーランド）と、参加農家に支払われる場合（オランダ、カナダ）の2つがある。また、技術支援、農業環境支払い等の対策が同時に実施されることが少なくない。

これらの共同行動対策を講じることによって、主に一定程度の供給量が求められる閾値付農業環境公共財が供給されていることがわかった。農村景観や生物多様性、水質といった閾値付農業環境公共財は1人の農家の力だけでは供給することができない場合があり、有効な供給のためには適切な規模の確保が必要となる。そのため、農家と地域住民等が共同行動に参加し、一定の農地面積を確保し、農業環境公共財を供給するための取組を行っている。

このように共同行動を活用することによって、望ましい規模で環境効果を発揮することができる可能性があることから、農業環境公共財を供給する上で、共同行動対策は非常に重要な政策の一つとなる。しかし、この共同行動対策を講じるのにあたっては、環境目標とその目標を達成するための費用負担が問題となる。本章では、共同行動が供給する農業環境公共財の費用負担についてリファレンス・レベルの枠組みを用いた分析を行ったところ、各国によって農家が負担する費用と対策の実施期間がそれぞれ異なることが明らかとなった。

第一に農家の費用負担については、各国とも農家に対して一定程度の費用負担を求めていたが、この農家の自己負担に関しては、農業環境支払い（共同行動対策）のうち、一部の費用負担を農家に求めるタイプ（日本、オーストラリア、カナダ、ニュージーランド）と、農業環境支払い（共同行動対策）は農家が受給するものの、その受給要件としてクロス・コンプライアンスによって社会リファレンス・レベルを設定することにより費用負担を農家に求めるタイプ（オランダ）が存在した。このオランダの場合、クロス・コンプライアンスによって社会リファレンス・レベルが設定され、社会リファレンス・レベルを超えて提供される農業環境公共財に関しては、社会全体が便益を享受しており、その対価は便益の供給者である農家が取得すべきという供給者取得原則（Provider-Gets-Principle）に基づき、農業環境公共財の供給者である農家が農業環境支払いを受給している。すなわち、農家に対する費用負担を求める社会リファレンス・レベルだけでなく、環境便益と環境損害を分ける環境リファレンス・レベルもクロス・コンプライアンスのレベルに設定され、環境リファレンス・レベルを超える便益部分については農家の費用負担は求めないという構図になっていた。

一方、農業環境支払のうち一部の費用負担を農家に求めているタイプはさらに農家が環境便益を供給している場合（日本）と環境汚染を引き起こしている場合（オーストラリア、カナダ、ニュージーランド）に分類することができる。日本では、環境リファレンス・レベルを超えて農家が農業環境公共財を供給する場合、農家は環境便益をもたらしているが、農家自身がこの環境便益の受益者であることから、社会だけでなく、農家もその費用を一部負担すべきであるという考えの下、社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより高く設定され、この社会リファレンス・レベルまで農家が費用を負担することとされていた。ただし、社会リファレンス・レベルによって農家が負担する便益部分の負担額は、農家が実際に享受することとなる環境便益に基づいているわけではなく、農家の取組に要する費用の一定割合となっている。これは農家が自ら費用を負担して達成すべき環境レベル、すなわち、社会リファレンス・レベルと、農家が実際に費用を負担して達成している環境レベルとに乖離が存在することを意味している。

また、オーストラリア、カナダ、ニュージーランドでは、日本やオランダと異なり、一般に現在の農法のレベルが環境リファレンス・レベルより低く、農家は環境汚染を生じさせている状況にある。このため、本来であれば汚染者負担原則に基づき自ら費用を負担して環境改善を図るべきであるが、実際には社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより低く設定し、汚染者負担原則の適用を避け、弱い汚染者負担原則に基づき、農業者が共同で環境汚染を改善することに対して環境支払いを行っていた。ただし、この場合、農家に対する財政支援は極力少なくしたいことから、いずれの場合も農家が環境改善によって受ける便益の部分について費用負担を求めており、このレベルに社会リファレンス・レベルが設定されていた。

このように社会リファレンス・レベルを設定するのにあたっては、環境改善によって農家が受ける便益と社会が受益する便益を推計することが重要であり、農家が受ける便益までは、農家自らが費用を負担して環境改善を図るべきであると考えられる。

ただし、実際には農家が受ける便益額と社会が受ける便益額を推計することが困難であることから、オーストラリアやニュージーランドのようにプロジェクトごとに農家が自ら負担することができる額を申請させ、農家の受益額と近似する金額を負担させることなどが考えられる。また、共同行動の活動内容や参加者は各グループによって異なることから、一律に政府の支援額を決定するのではなく、供給される農業環境公共財と、共同行動のそれぞれの活動内容に応じて、支援額、支援期間を決定する必要がある。

第二に共同行動の実施期間については、リファレンス・レベルの引き上げと関連している。オーストラリア、カナダ、ニュージーランドの共同行動対策は期限が限定されたものであるため、共同行動対策期間が終了した後は社会リファレンス・レベルが引き上げられる。これらの国では一般に農業が環境汚染を生じさせている状況にあることから、汚染の削減に対して支払いが行われている状況にあるため、このような弱い汚染者負担原則が適用されている期間をできる限り短くしようと、期間を限定して支援を行い、支援期間終了後に社会リファレンス・レベルを引き上げているとも考えられる。ただし、畜産施設の建設等の単発のプロジェクトに対する支援ではなく、継続的な取組を促すプロジェクトについては、支援が終了した後においても、改善された環境レベルを維持することができるのかどうか課題となる。初期費用についてのみ支援することによって農家が継続的に取組を行うことができる場合は問題ないが、そうでない場合については、例えば、一部のプロジェクトは後継プロジェクトを立ち上げることにより、農家による取組を定着させるための猶予期間を設けている。

一方、支援期間が決まっていない財政支援は、初期費用だけでなく、運営経費に対する支援を行っていることとなる。仮に農家が農業環境公共財を供給している場合は、農家は供給者取得原則に基づき支援を受けることができることから、継続的に取組に対する支援を受けることも正当化されうる。ただし、この場合であっても、永続的に支援を行うことは、財政負担を考慮すると必ずしも好ましいものではない。政府の支援がなくても農家が社会が求める水準（環境目標）だけの農業環境公共財を自ら供給することができるのであれば政府の支援は不要である。農業環境公共財を供給する場合であっても、政府は資金提供を行う際には、いつまでどれだけ誰を対象にどのような支援を行うのか、慎重な検討を行う必要がある。この場合において、特に共同行動は供給される農業環境公共財の受益者である農家とその他の周辺住民等を巻き込むものであることから、農家だけでなく、その他の関係者に対してもどれだけ費用を求めべきか、検討することが必要である。

また、こうした政府の共同行動対策には、共同行動のみを対象とした財政支援（日本、オーストラリア、ニュージーランド）がある一方、個人の単独行動と共同行動の双方を対象とする財政支援（オランダ、カナダ）が存在する。どちらの政策の方が効果的であるのかについては、その国や地域の状況によって異なり得ることから、どちらの政策を講ずるべきかについても注意しなければならない。

参考文献

《日本語文献》

- 勝又健太郎 (2014) 「EU の新共通農業政策 (CAP) 改革 (2014-2020 年) について」
『平成 25 年度 カントリーレポート : EU, ブラジル, メキシコ, インドネシア』
農林水産政策研究所プロジェクト研究 [主要国農業戦略] 研究資料 第 2 号.
- 農林水産省 (2014a) 「平成 25 年度農地・水保全管理支払交付金の取組状況」, 農林水産省, 東京都.
- 農林水産省 (2014b) 「平成 26 年度日本型直接支払制度のうち環境保全型農業直接支援対策 (環境保全型農業直接支払交付金) 取組の手引き」, 農林水産省, 東京都.
- 農林水産省 (2014c) 「平成 26 年度多面的機能支払交付金のあらまし」, 農林水産省, 東京都.
- 農林水産省 (2014d) 「多面的機能支払の概要」, 農林水産省, 東京都.
- 農林水産省 (2013) 「新たな農地・水保全管理支払交付金 - 地域の手で農地・農業用水や地域環境を守る取組を支援します - 」, 農林水産省, 東京都.
- 農林水産省 (2007) 「農地・水・環境の保全向上のために - 農地・水・環境保全向上対策の取り組み方 - 」, 農林水産省, 東京都.
- 藤栄剛 (2008) 「農業環境政策の経済分析 : 滋賀県の環境農業直接支払制度を対象として」 『彦根論叢』 第 370 号, p. 65-85.

《英語文献》

- Agrawal, A. (2001), “Common Property Institutions and Sustainable Governance of Resources”, *World Development* Vol. 29, No.10, pp. 1694-1672.
- Agriculture and Agri-Food Canada (AAFC) (2014), “Growing Forward 2”, <http://www.agr.gc.ca/eng/about-us/key-departmental-initiatives/growing-forward-2/?id=1294780620963> (Accessed on 6 March 2015).
- Australian Landcare Council, (2012), *Australian Framework for Landcare*, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Canberra.
- Ayer, H. (1997), “Grass Roots Collective Action: Agricultural Opportunities”, *Journal of Agricultural and Resource Economics*, Vol. 22, No.1. pp. 1-11.
- Baland, J.M. and J.P. Platteau (1996), *Halting Degradation of Natural Resources: Is there a Role for Rural Communities?*, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome.
- Bamière, L., M. David and B. Vermont (2012), “Agri-environmental Policies for Biodiversity When the Spatial Pattern of the Reserve Matters”, *Ecological Economics*, Vol. 85. pp. 97-104.
- Blandford, D. (2010), “Presidential Address: The Visible or Invisible Hand? The Balance between Markets and Regulation in Agricultural Policy”, *Journal of Agricultural Economics*, Vol. 61, No.3, pp. 459-479.

- Bromley, D. (1997), “Environmental Benefits of Agriculture: Concepts”, in OECD , *Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies*, OECD, Paris (ダニエル・ブロムリー「農業の環境便益：概念」OECD 編・農林水産省農業総合研究所監訳 (1998) 『農業の環境便益—その論点と政策—』家の光協会, pp.47-80.) .
- Cooper, T., K. Hart and D. Baldock (2009), *The Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union*, report prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-023309/00-28, Institute for European Environmental Policy, London.
- Commonwealth of Australia (2014a), *20 Million Trees Programme Grant Guidelines—Round One 2014–15, Commonwealth of Australia 2014*, Commonwealth of Australia
- Commonwealth of Australia (2014b), *The 25th Anniversary Landcare Grants 2014–15 Applicant Guidelines Commonwealth of Australia, 2014*, Commonwealth of Australia
- Cremer, D.D. and M.V. Vugt (2002), “Intergroup and Intragroup Aspects of Leadership in Social Dilemmas: A Relational Model of Cooperation”, *Journal of Experimental Social Psychology*, Vol. 38, pp. 126 –136.
- Davies, B., K. Blackstock, K. Brown and P. Shannon (2004), *Challenges in Creating Local Agri-environmental Cooperation Action amongst Farmers and Other Stakeholders*, The Macaulay Institute, Aberdeen.
- Damianos, D. and N. Giannakopoulos (2002), “Farmers’ Participation in Agri-environmental Schemes in Greece”, *British Food Journal*, Vol. 104 (3/4/5). pp.261 – 273.
- Ecker, S, L. Thompson, R. Kancans, N. Stenekes, and T. Mallawaarachchi (2012), *Drivers of Practice Change in Land Management in Australian Agriculture*, ABARES report to client prepared for Sustainable Resource Management Division, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Canberra, December.
- EC (2015), “Integrating Environment Concerns into the CAP”, EC. http://ec.europa.eu/agriculture/envir/cap/index_en.htm (Accessed on 27 November 2015).
- Franks, J. R. and Mc Gloin, A. (2007), “Environmental Co-operatives as Instruments for Delivering across-farm Environmental and Rural Policy Objectives: Lessons for the UK”. *Journal of Rural Studies*, Vol. 23, pp. 472-489.
- Government of Saskatchewan (n.a.), “Beneficial Management Practices Guidelines”, Government of Saskatchewan. <https://www.saskatchewan.ca/business/agriculture-natural-resources-and-industry/agribusiness-farmers-and-ranchers/growing-forward-2/environment-programs/farm-stewardship-program/beneficial-management-practices> (Accessed on 14 March, 2017).
- Green, K. (2011), “Australia’s Approach to Environmental Performance”, Presentation at the OECD Workshop on the Evaluation of Agri-environmental Policies, 20-22 June, Braunschweig.
- Gulka, S. (2009), “The Process and Benefits of Agri-Environmental Group Planning”, *Prairie Update*, Vol. 40 Summer, The Saskatchewan Watershed Authority.
- Harris-Adams, K, P. Townsend and K. Lawson (2012), *Native Vegetation Management on Agricultural Land*, ABARES (Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences), Research report 12.10, Canberra, November.
- Hodge, I. (2000), “Agri-environmental Relationships and the Choice of Policy Mechanism”, *The World Economy*, Vol.23, No.2, pp.257-273.

- Hodge, I. and S. McNally (2000), “Wetland Restoration, Collective Action and the Role of Water Management Institutions”, *Ecological Economics*, Vol. 35. pp. 107–118.
- Hyndman, D., A. Hodges and N. Goldie (2007), *National Landcare Programme Evaluation 2003-06*, Final Report, Australian Bureau of Agricultural and Resources Economics & Bureau of Rural Sciences, Canberra.
- Marks, M. and R. Croson (1998), “Alternative Rebate Rules in the Provision of a Threshold Public Good: An Experimental Investigation”, *Journal of Public Economics*, Vol. 67, No.2, pp.195-220.
- Meinzen-Dick, R. and M. Di Gregorio (eds.) (2004), *Collective Action and Property Rights for Sustainable Development*, 2020 Vision for Food, Agriculture and the Environment, Focus 11, IFPRI, Washington, D.C.
- Mills, J., D. Gibbon, J. Ingram, M. Reed, C. Short and J. Dwyer (2010), “Collective Action for Effective Environmental Management and Social Learning in Wales”, Paper presented at the Workshop 1.1 Innovation and Change Facilitation for Rural Development, 9th European IFSA, Building Sustainable Futures, Vienna Austria, 4-7 July 2010.
- Ministry of Agriculture and Forestry, New Zealand (MAF) (2010), “Ten Years of Grassroots Action 2010”, Ministry of Agriculture and Forestry, Wellington.
- Ministry for Primary Industries of New Zealand (MPI) (2015), “Sustainable Farming Fund”, <https://mpi.govt.nz/funding-and-programmes/farming/sustainable-farming-fund/> (Accessed on 8 March, 2015).
- MPI (2012), “2013 Ministry for Primary Industries: Sustainable Farming Fund Application Guidelines”, Ministry for Primary Industries, Wellington.
- NZ Landcare Trust (2009), “Aorere Our River Our Future”, NZ Landcare Trust, Hamilton, New Zealand. <http://www.landcare.org.nz/files/file/155/aorere-booklet-sm.pdf> (Accessed on 6 March, 2015).
- OECD (2015), *Agricultural Policy Monitoring and Evaluation 2015*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2013), *Providing Agri-environmental Public Goods through Collective Action*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2012a), *Evaluation of Agri-Environmental Policies: Selected Methodological Issues and Case Studies*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2012b), *Water Quality and Agriculture: Meeting the Policy Challenge*, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.
- OECD (1999), *Cultivating Rural Amenities: An Economic Development Perspective*, OECD Publishing, Paris. (OECD 著・吉永健治・雑賀幸哉訳 (2001) 『ルーラルアメニティ—農村地域活性化のための政策手段』家の光協会)
- OECD (1998), *Co-operative Approaches to Sustainable Agriculture*, OECD Publishing, Paris.
- Oerlemans, N., J.A. Guldemond and A. Visser (2007), *Role of Farmland Conservation Associations in Improving the Ecological Efficacy of a National Countryside Stewardship Scheme*, *Ecological Efficacy of Habitat Management Schemes*, Background report No. 3. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment.
- Olson, M. (1965), *The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups*, Harvard University Press, Cambridge. (依田博・森脇俊雅 (1983) 『集合行為論—公共財と集団理論』ミネルヴァ書房) .

- Ostrom, E. (1990), *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press, New York.
- Pannell, D. and A. Roberts (2015), “Public Goods and Externalities: Agri-environmental Policy Measures in Australia”, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 80, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5js08hx1btlw-en>
- Polman, N., L. Slangen and G. van Huylbroeck (2010), “Collective Approaches to Agri-environmental Management”, in Oskam, A., G. Meester and H. Silvis (eds.), *EU Policy for Agriculture, Food and Rural Areas*, Wageningen Academic Publishers.
- Rondeau, D., W.D. Schulze and G.L. Poe (1999), “Voluntary Revelation of the Demand for Public Goods Using a Provision Points Mechanism”, *Journal of Public Economics*, Vol. 72, No.3, pp. 455-470.
- Saskatchewan Ministry of Agriculture (2014a), “Environmental Farm Plans”, <http://www.agriculture.gov.sk.ca/GF2-EnvironmentalFarmPlan> (Accessed on 6 March 2015).
- Saskatchewan Ministry of Agriculture (2014b), “Farm Stewardship Program”, <http://www.agriculture.gov.sk.ca/GF2-FarmStewardship> (Accessed on 8 March 2015).
- Schrijver, R. and T. Uetake (2015), “Public Goods and Externalities: Agri-environmental Policy Measures in the Netherlands”, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 82, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5js08hwpr1q8-en>
- Scott, J. and G. Marshall (2009), *A Dictionary of Sociology*, Oxford University Press, Oxford.
- Shobayashi, M. (2013), “Japan Case Study” in OECD (2013), *Providing Agri-environmental Public Goods through Collective Action*, OECD Publishing, Paris.
- Steinley, D., and J. Mowchenko (2011), “Evaluation of Drought and Excessive Moisture Preparedness Programming”, Saskatchewan Watershed Authority.
- Terwan, P. (2013), “The Netherlands Case Study” in OECD (2013), *Providing Agri-environmental Public Goods through Collective Action* OECD Publishing, Paris.
- Uetake, T. (2014), “Agri-environmental Management Through Collective Action”, *EuroChoices*, Vol. 13, No 3, pp. 29-34.
- Vojtech, V. (2010), *Policy Measures Addressing Agri-environmental Issues*, OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers, No. 24, OECD Publishing, Paris.
- Wade, R. (1988), *Village Republics: Economic Conditions for Collective Action in South India*, ICS Press, Oakland.
- White, T.A. and C.F. Runge (1994), “Common Property and Collective Action: Lessons from Cooperative Watershed Management in Haiti”, *Economic Development and Cultural Change*, Vol. 43, No. 1, pp. 1-41.
- Willcocks, C. (2013), “Australian Case Study” in OECD (2013), *Providing Agri-environmental Public Goods through Collective Action* OECD Publishing, Paris.
- Willcocks, C. (2008), “The Power of Partnerships”, in *Making a Difference, A Celebration of Landcare*, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Canberra.
- Yin, Robert (2009), *Case Study Research: Design and Methods: Fourth Edition*, SAGE Publications, Los Angeles.

終章 政策提言と今後の課題

第1節 本稿のまとめ

第1項 課題と分析の枠組み

1. 課題

各国では様々な農業環境政策が実施されている。しかし、これらの農業環境政策をめぐる研究については以下の課題がある。

① 各国の農業環境政策の現状が不明確である。

農業環境政策についての分析やこれらの政策選択と組み合わせについての分析、各国の農業環境政策の比較が不足している。このため、各国がどのような農業環境公共財を対象にどのような農業環境政策を実施し、どのようにこれらの政策を組み合わせているのかがわからない。また、共同行動に関する各国の政策比較が行われておらず、共同行動がどのような農業環境公共財に有効であり、各国でどのような政策が実施されているのかがわからない。

② どのような農業環境政策を実施すべきか不明確である。

我が国では、多面的機能は農業を振興すれば発揮されるという考えが食料・農業・農村基本法上とられており、どのような農業環境政策を実施すべきかについての分析が欠けている。他国においてもどのような農業環境政策を実施すべきかについての議論は十分ではない。農業が汚染を生じさせている場合は汚染者負担原則に基づけば環境規制等によって農家に費用を負担させ環境改善を図るべきだが、実際には汚染の削減に対して農業環境支払いを行っている場合がある。

③ 費用負担についての議論が不十分である。

どのような農業環境政策を実施すべきかについての議論は、農家と社会の費用負担の議論と深く関係している。しかし、どのような場合に農家が費用を負担し、どのような場合に政府が費用を負担すべきか、その際の農業環境政策はどのようなものを実施すべきかについての議論が不十分である。

2. 分析の枠組み—リファレンス・レベルの枠組みの再構築—

これらの課題を解決するためには、農業環境政策と費用負担についての分析の枠組みを整理し、当該枠組みを用いて各国の農業環境政策についての分析を行う必要がある。農業環境政策に関する分析の枠組みとしては、リファレンス・レベルの枠組みがある。リファレンス・レベルの枠組みは、OECD（2001）では「リファレンス・レベル」を①「農家が自らの費用で達成すべき測定可能な環境の質」¹⁹⁴と定義しつつ、②「リファレンス・レベルは、農家が環境損害（environmental damage）を避けるための費用を負担することを要求する汚染者負担原則（Polluter-Pays-Principle）が適応される場合と、私的に所有されている資源や生産要素によって提供される環境サービス（environmental services）についてインセンティブを要求する場合とを区別する」¹⁹⁵基準とし、リファレンス・レベルより現在の農法が低いレベルにある場合は環境規制を

¹⁹⁴ OECD（2001）p. 9。

¹⁹⁵ OECD（2001）p. 9。

用い、リファレンス・レベルを超えて環境目標を達成するためさらに環境改善を図る場合は農業環境支払いを用いるべきであるとしている。

しかし、これまでのように①農家が自ら費用を負担して達成すべき環境レベルと、②環境便益と環境損害を分ける環境レベルをともにリファレンス・レベルであるとしてしまうと、以下の場合について説明を行うことができないなど、農業環境問題のうち、その一部にしか、理論を適用することができず、政策担当者が、農業環境政策を立案する際に、政策を選択し、その費用負担について分析するモデルとしては、不完全なモデルとなってしまう。

- 農家が環境便益を供給している場合であっても、その供給に要する費用の一部を負担している場合
(これは、日本の費用負担型農業環境支払い等にみられる。これまでのリファレンス・レベルの定義であれば、農家が環境便益をもたらすような行為に対しては農業環境支払いを行うべきであり、農家に費用負担を設けるべきではないこととなる。)
- 農家が環境損害をもたらしている場合であっても、汚染者負担原則を適用してその削減に要する費用負担を要求することをせず、政府による農業環境支払いを受けて環境改善を図っている場合
(これは、アメリカの汚染の削減に対する農業環境支払い等にみられる。これまでのリファレンス・レベルの定義によると、汚染をもたらしていたとしても、農業環境支払いを受けることができるレベルにリファレンス・レベルが設定され、当該レベルから汚染を削減することは環境改善であるため農業環境支払いが行われるという説明になる。しかし、本来、汚染の削減には汚染者負担原則に基づき環境規制や環境税等の政策手法を用いるべきであり、政策選択の枠組みとしてリファレンス・レベルの枠組みが適切に機能していない。)
- 財産権の侵害に対して、法学的には必ずしも補償が行われない場合があること
(従来の研究では、リファレンス・レベルは財産権で設定され、その財産権の制限に対して補償が行われると説明してきたことから、財産権が制限されているのにもかかわらず補償が行われないことは説明ができない。しかし、農業環境問題の改善を図るため、公共の福祉を重視し、補償を伴うことなく環境規制等の導入により農業者の財産権を制限することは多数存在し、このような典型的な事例であったとしても、従来のリファレンス・レベルの定義では、その枠組みを適用することができない。)

また、これまでのリファレンス・レベルの枠組みは、①環境規制、農業環境支払い等一部の農業環境政策についてのみを対象とした政策選択・分析の枠組みにとどまっているため、包括的に農業環境政策について分析を行うことができない、②各国がどのようにリファレンス・レベルを設定しているのかについて調査している研究がほとんど存在しないためその有用性についての検証が不十分である、③国や農業環境公共財に応じて、リファレンス・レベルが変わり、農業環境政策も異なるものとなるのかどうかについての検証が行われていないといった課題がある。

したがって、本稿では、第2章で論じたとおり、従来のリファレンス・レベルを①環境便益と環境損害を分ける基準である「環境リファレンス・レベル」と、②農家が自らの費用で達成すべき環境の質のレベルを定める「社会リファレンス・レベル」に区別し、これまでのリファレンス・レベルの枠組みでは十分対応できていなかった場合にも応用できる農業環境政策分析のモデルとして、リファレンス・レベルのモデルを再構築した。

また、①リファレンス・レベルと DSR モデルを組み合わせ、インプット・ベースとアウトプット・ベースの農業環境政策の違いにもリファレンス・レベルのモデルを応

用できるようにするとともに、②リファレンス・レベルを適用する農業環境政策を、これまでの環境規制、農業環境支払いだけでなく、その他の農業環境政策（クロス・コンプライアンス、技術支援、共同行動対策等）にも拡大し、より政策担当者が農業環境政策の立案時にモデルを応用できるよう、汎用性を高めたところである。

その上で、本稿では、今後増々重要性が高まる農業環境政策の立案に資することを目的に、各国の農業環境政策の現状を把握し、どのような農業環境公共財が供給されているのかを明らかにした上で、再構築をしたリファレンス・レベルの枠組みを用いて各国の農業環境政策を分析し、どのような場合にどのような農業環境政策を実施し、その際の費用負担がどうなるのかについて分析を行った。

分析の対象国については、

- ① 本稿は、我が国の農業環境政策の立案に資することを目的としていることから、日本を対象とするとともに、日本の農業政策を立案する際に多く参考とするアメリカ及びヨーロッパを対象とすること
- ② ヨーロッパについては、農業環境政策に従来から力を入れている国である英国に加え、共同行動対策に力を入れているオランダを対象とすること
- ③ 各国の農業環境政策及び農業環境公共財について分析する上では、地理的に異なる国も対象とすることが好ましいことから、アジア、ヨーロッパ、北米以外の地域からも選定するとし、具体的には、日本と異なり、政府の関与を極力抑え、市場メカニズムを重視した政策を採用しているオーストラリアを対象とすることとした。

また、共同行動対策の分析にあたっては、農業環境政策の分析で取り上げた5か国（日本、オーストラリア、英国、オランダ、アメリカ）のうち、国レベルで共同行動対策を講じている日本、オーストラリア、オランダに加え、先行研究を踏まえ、OECD 諸国で共同行動対策に力を入れているカナダとニュージーランドを分析対象とした。

第2項 分析結果と考察

1. 農業環境公共財と農業環境政策

各国ごとの農業環境政策の違いは各国で政策対象としている農業環境公共財と関係しているが、これまでの研究では各国で政策対象となっている農業環境公共財を取りまとめ、比較したものがほとんど存在しなかった。しかし、本稿では第3章において日本、オーストラリア、英国、オランダ、アメリカの5か国における農業環境公共財について分析を行った結果、各国の農業環境政策が対象とする農業環境公共財及びその優先順位は、国によって異なることが明らかとなった。

今回調査を行ったこれらの国では計9つの農業環境公共財が政策対象となっていた。これらの農業環境公共財とは、土壌保全と土壌の質、水質、水量、大気質、気候変動（地球温暖化ガス）、気候変動（炭素貯留）、生物多様性、農村景観、国土の保全である。ただし、5か国全てでこれらの農業環境公共財が政策対象となっているわけではない。各国で政策対象となっている農業環境公共財が異なるのは、現在の農業が環境にもたらす影響に関して認識が異なるためである。一般的に、日本やヨーロッパでは農業と環境が一定レベルまで相互に補完的な関係にあることから、農業が生物多様性や農村景観等を供給したり、国土を保全したりしていると考えられている。しかし、新大陸であるアメリカ、オーストラリアでは、農業によって国土が開墾された結果、水質汚染や土壌流出、砂嵐等による大気汚染、生物多様性の損失等が生じてしま

ったことから、農業は環境に対して負の影響をもたらしている、すなわち、負の農業環境公共財を供給していると考えられている。

このように各国では政策対象とされている農業環境公共財が異なることから、各国で実施されている農業環境政策も異なっていた。本稿では各国でどのような農業環境政策が実施され、それぞれの政策によってどの農業環境公共財が政策対象とされているのか、明らかにした。農業環境公共財が供給されている日本、英国、オランダでは、環境規制、農業環境支払い、技術支援・普及事業が主な農業環境政策として実施されており、その重要性も似通っていた。これに対し、負の農業環境公共財が供給されているオーストラリアでは農業環境支払いの重要性が低く、一時的な少額の支払いしか実施されていなかった。オーストラリアでは主に環境規制、共同行動対策、技術支援・普及事業によって負の農業環境公共財の削減が図られていた。また、同様に負の農業環境公共財が供給されているアメリカでは環境規制の大部分が農業を規制対象から除外していることから、環境規制の相対的な重要度が低く、農業環境支払い、技術支援・普及事業が重要な役割を果たしていた。

その他の政策についても、各国によって違いがあった。環境税・課徴金はオランダだけでしか実施されておらず、その使用も限られたものとなっていた。クロス・コンプライアンスは、欧米を中心に導入が進んでいるが、日本、オーストラリアでの実施は限られていた。取引可能な許可証は欧米やオーストラリアで用いられているものの、未だその重要性は各国とも低いものとなっていた。そして、共同行動については、特に日本、オーストラリアでは重要な政策の一つとなっていた。この共同行動対策は農業環境公共財のうち、一定程度の供給量が求められる閾値付農業環境公共財の供給を主に対象としていた。

2. リファレンス・レベルによる分析

このように本稿では、各国でどのような農業環境公共財を対象にどのような農業環境政策が実施されているのか整理をしたが、これだけではどのような農業環境政策を実施すべきかがわからない。したがって、本稿ではリファレンス・レベルの枠組みを用いることにより、ありうべき農業環境政策と費用負担の枠組みを提示するとともに、実際に各国で実施されている農業環境政策とその際の費用負担がどうなっているのかについて分析を行った。

1) リファレンス・レベルとあるべき農業環境政策の姿

農業環境政策の立案にあたっては、原則として、環境損害（public bads）に対しては、OECD（1972）の汚染者負担原則（Polluter-Pays-Principle）に基づき、農家が自ら費用を負担して環境改善を図るべきである。一方、農家が環境便益（public goods）を供給している場合は、このような環境便益を提供する農家はそれに見合った対価を受け取ることができる（供給者取得原則：Provider-Gets-Principle）。

この原則を本稿の第2章で再構築したリファレンス・レベルの枠組みに当てはまると、

- ① 環境便益と環境損害を分けるレベルである「環境リファレンス・レベル」(X^{RE})と農家が自ら費用を負担して達成すべき「社会リファレンス・レベル」(X^{RS})を一致させ、
- ② このレベルを下回る場合は、汚染者負担原則に基づき環境規制や環境税等を用いて農家に費用を負担させ、環境改善を図るとともに、

③ このレベルより高いレベルに設定された環境目標を目指して農家が農業環境公共財を供給する場合には、供給者取得原則に基づき、農家に対して農業環境支払いや技術支援等を用いてさらに環境便益を供給し、環境の質の改善に取り組むべきであると整理できる。

これが本稿で再構築したリファレンス・レベルと農業環境政策の基本的なあるべき組み合わせの姿だが、農家自身が環境便益の享受者である場合には、環境リファレンス・レベルより社会リファレンス・レベルを高く設定し ($X^{RE} < X^{RS}$)、農家自身も受益額に応じた費用を負担すべき(受益者負担原則: Beneficiary Pays Principle)である。

一方、財産権や公平性を踏まえ、農家に対して環境リファレンス・レベルまで費用を負担することを求めることは、社会的に過度な要求となることがあり得る場合がある。このような場合、例外的に社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより低く設定し ($X^{RS} < X^{RE}$)、環境汚染の削減のために農業環境支払い等を実施することも考えられる。しかし、環境汚染に対しては農家は自ら費用を負担して汚染の削減を図るべきであることから、このような運用は限定的なものにとどめ、早期に社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルまで引き上げるべきである。

また、農業環境公共財を供給するため、農家の権利を制限するような場合も、社会リファレンス・レベルを引き下げ、直ちに農家に対して補償を行うのではなく、公共の福祉の観点等から必要があれば、社会リファレンス・レベルを引き下げず、農家に対して財産権の制限に伴う費用を自己負担させるべきである。

さらに、このような農業環境公共財が閾値付農業環境公共財であるなど価値のあるものとして供給されるためには一定量の供給確保が必要な場合は、政府は共同行動対策を講じるべきである。この場合、農家だけでなく非農家も共同行動によって提供される農業環境公共財の便益を受けることから、彼らもその便益に応じた負担をすべきであるとともに、各共同行動によって取組内容や参加者、受益の程度も異なることから、共同行動の内容に応じて政府はグループごとに社会リファレンス・レベルを変更し、支援額や支援期間を決定すべきである。

2) 各国におけるリファレンス・レベルの設定状況

このようなあるべき農業環境政策の姿に対し、本稿の第3章及び第4章で各国におけるリファレンス・レベルの設定状況と農業環境政策の実施状況について分析を行ったところ、これらの国における状況は必ずしもあるべき姿とはなっていないことが明らかとなった。本来、社会リファレンス・レベルは環境リファレンス・レベルと同じ位置に設定されることが原則であるが、一般に、日本、英国及びオランダでは社会リファレンス・レベルと環境リファレンス・レベルは一致していたものの、オーストラリアとアメリカでは社会リファレンス・レベルは環境リファレンス・レベルより低い位置に設定されていることが多かった。

日本では、ヨーロッパにならって農業環境規範(クロス・コンプライアンス)が導入されているが、実際にはその運用は限定的であり、社会リファレンス・レベルは現在の農法に設定されていることが多かった ($X^C = X^{RS}$)。このように現在の農法に社会リファレンス・レベルが設定されているのは日本においては農業を行うことにより多面的機能が発揮されているという考え方がとられていることによる。言い換えると、日本では農業を行うことによって環境便益が供給されていると考えられているためである。これは、環境リファレンス・レベルについても現在の農法に設定されていることを意味している ($X^C = X^{RE}$)。この場合、環境リファレンス・レベルを超えて供給される農業環境公共財に関しては、農家は環境便益を供給していることになることか

ら、このレベルに社会リファレンス・レベルも設定され農業環境支払いが行われ、その供給費用は社会が負担するという構図になっている。したがって、農家は農業環境公共財の供給に対する対価を供給者取得原則に基づき享受していることとなる。

ただし、日本においても農業を行うことによって一律に環境便益が供給されるわけではなく、水質、土壌、大気汚染等が生じることもある。しかし、一般的に農業分野における環境規制やクロス・コンプライアンスの適用は欧米に比べて限定的なものとなっており、環境汚染を生じさせているような事態においても、農家に対して費用負担を求める場合は限られたものとなっていた。また、農家自身が環境便益の享受者であるとして、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより高く設定し、一定の費用負担を農家に対して求めている場合もあるが、この場合の負担額は農家の受益額や農家自身が達成すべき環境レベルに必要な負担額で決まっているものではなく、農家が環境改善のために取り組む取組に必要な費用の一部を負担していることが多いことがわかった。

これに対し、英国及びオランダでは、クロス・コンプライアンスによって環境リファレンス・レベル、社会リファレンス・レベルともに設定されていることが多かった。このクロス・コンプライアンスには EU 及び各国の法令に基づく法定管理条件 (SMRs) と、農家が満たすことが期待されている良好な農業・環境条件 (GAECs) が存在する。本来、EU 及び各国の法令に基づく法定管理条件である SMRs は農業環境支払いの受給等とは関係なく遵守しなければならない環境規制である。したがって、このレベルが環境リファレンス・レベル (X^{RE}) となり、これ以上の環境の改善については農業環境支払いを行うのが通常のリファレンス・レベルの枠組みである。しかし、EU では CAP と呼ばれる共通農業政策の財政削減を図りつつ、より環境面での取組を強化するため、クロス・コンプライアンスが導入されており、第一の柱の直接支払い及び第二の柱の農業環境支払いを受給するには、環境規制レベルより高い良好な農業・環境条件 (GAECs) を農家自ら費用を負担して実践することが求められている。そして、良好な農業・環境条件 (GAECs) よりもさらに環境レベルを改善するため、第二の柱の農村開発計画の中の農業環境支払い (英国では「農村スチュワードシップ (Countryside Stewardship)」、オランダでは農業環境スキーム) によって、リファレンス・レベルを超えてさらに環境改善を図ることが促進されている。

この場合、社会はクロス・コンプライアンス (GAECs) の水準の環境レベルまでは、農家にその達成を期待していることから、このレベル以下では社会は環境汚染が生じている状態であると考えていることになる。したがって、EU 及び各国の法令に基づく法定管理条件である SMRs ではなく、この GAECs のレベルが環境リファレンス・レベル (X^{RE}) となり、また、農家に対してこの環境レベルまで自ら費用を負担して環境改善を図ることを求めていることから、当該レベルに社会リファレンス・レベル (X^{RS}) も設定されることとなる ($X^{RE} = X^{RS}$)。以上のように EU では、クロス・コンプライアンスの導入によって、それまで SMRs に設定されていた社会リファレンス・レベルが良好な農業・環境条件 (GAECs) にまで引き上げられたことがわかった。そして、このクロス・コンプライアンスのレベルよりさらに環境便益を供給している場合は、社会全体が便益を享受している状態にあることから、供給者取得原則に基づき、農家が便益の供給に対する対価 (環境支払い) を受け取ることとなる。ただし、第一の柱の直接支払いを受給しない農家は、クロス・コンプライアンスのうち GAECs を満たす必要がないことから、これらの農家の環境レベルは SMRs の水準にある。したがって、一部の農家は社会リファレンス・レベルを満たしていない状況にあることから、いかにして CAP に参加してもらい、クロス・コンプライアンスのレベルに設定されている環境水準まで環境改善を図るかが重要となる。

オーストラリアでは、広大な自然が農業によって破壊され、土壌侵食や生物多様性の損失等の環境汚染が生じてしまっている。すなわち、現在の農法は環境リファレンス・レベルより低い位置に設定されている ($X^C < X^{RE}$)。しかし、水や生物多様性等の一部の農業環境公共財を除き、明確な社会リファレンス・レベルは存在せず、事実上の社会リファレンス・レベルは現在の農法のレベルに設定されていた ($X^C = X^{RS} < X^{RE}$)。その結果、農家は法令に違反しない限り、自らの農地を自由に利用することができる権利を有しており、農家の行動を制限するため、オーストラリア政府は農家による汚染の削減に対して農業環境支払いを行ったり、農家に自主的に社会リファレンス・レベルの引き上げを求めていた。しかし、オーストラリアの農業環境支払いは汚染者に対する支援ということもあり、少額かつ短期的なものが中心であることから、初期費用に要する費用を支援するだけで農家に取組が定着し、環境改善を図ることができる場合を除いて、政府の支援が必ずしも効果をあげておらず、社会リファレンス・レベルを引き上げられていなかった。また、農家に対して自主的に社会リファレンス・レベルの引き上げを求める取組は財政支援のない自主的なものにすぎないことから、農家の取組は限定的なものに留まり、その効果も限られていることがわかった。このようにオーストラリアでは社会リファレンス・レベルが環境リファレンス・レベルより低く設定されており、汚染者負担原則の適用を回避する弱い汚染者負担原則が適用されている状況にあるが、社会リファレンス・レベルの引き上げは必ずしもうまくいっていなかった。

アメリカでは、農業は水質規制等多くの環境規制の対象外とされるなど、自ら費用を負担して一定の環境レベルを達成することから免除されていることが多く、ほとんどの社会リファレンス・レベルが農家の現在の農法レベルに事実上設定されていた ($X^C = X^{RS}$)。ただし、アメリカでも一部の農業環境公共財に関しては、クロス・コンプライアンスが導入されており、その場合、このレベルが社会リファレンス・レベルとなっている ($X^C < X^{RS}$)。このように単純に現在の農法に社会リファレンス・レベルを設け、農業環境支払いをするのではなく、農家に費用負担をさせようとする努力をしているのは、アメリカでは農業が環境汚染をもたらしている状況にあるためである ($X^C < X^{RE}$)。アメリカでは大自然を農地に開墾した結果、土壌侵食や水質汚染、生物多様性の喪失等が問題となっている。しかし、アメリカでは財産権が強く保障されているため、農家の行動に対する規制が弱く、環境支払いによって環境改善を促す手法、すなわち、汚染者への支払い (Pay-the-Polluter Approach) が行われることがある。これは、環境リファレンス・レベルより社会リファレンス・レベルが低く設定され、汚染者負担原則の適用が回避された弱い汚染者負担原則が適用されている状況である ($X^C < X^{RS} < X^{RE}$)。したがって、いかにして汚染者負担原則を適用し、農家に自ら費用を負担させて環境汚染の削減を図るかが重要となる。

このように、各国によってリファレンス・レベルの設定状況が異なることが明らかとなった。そして、一部の社会リファレンス・レベルは環境規制やクロス・コンプライアンスによって明示的に定義されていたが、多くの社会リファレンス・レベルが、事実上、現在の農法のレベルに設定されていることがわかった。分析の結果、社会リファレンス・レベルが農業環境政策によって明示的に定義されているものは、5か国に共通して、環境汚染がかつて問題となり、環境規制が導入された土壌の質や水質などの農業環境公共財に多く、社会リファレンス・レベルが明示的に設定されていない分野は、炭素貯留や地球温暖化ガスなど比較的新しい農業環境公共財に多いことがわかった。これは、比較的新しい農業環境公共財の場合、農家が財産権を有していることから、農家に一定の環境改善のための取組を行わせるためには農家に対して農業環境支払い等の支援が必要なためだと考えられる。

また、社会リファレンス・レベルが農業環境政策によって明示的に設定されておらず、現在の農法に設定されている場合については、それ以上に農業環境の改善を図ろうとする場合に政府の支援が必要となることから、現在の農法のレベルに環境リファレンス・レベルも設定されているのかが重要となる。環境リファレンス・レベルも現在の農法のレベルに設定されている場合は農業により環境便益が供給されていることから、政府の支援が正当化される。しかし、環境リファレンス・レベルが本来は現在の農法よりも高いところにもあるにもかかわらず、現在の農法に社会リファレンス・レベルが設定されている場合は、汚染者負担原則に反し、汚染者である農家に対して支援を講じることとなる。このような事例は、特に個人の所有権の保護が広く認められている場合や土壌侵食等が大規模に生じており、個々の農家だけの努力では改善を図ることが困難な場合（アメリカやオーストラリア等）に多くみられた。しかし、環境汚染の削減について汚染者に対して政府が支援を行うことは、政策立案者としてもその必要性について、より説明責任が問われることとなる。したがって、極力このような運用は避けるべきであり、社会リファレンス・レベルをいかにして環境リファレンス・レベルまで引き上げるかが重要な課題となる。

3) 環境リファレンス・レベルの設定とその意義

本稿では、これまでのリファレンス・レベルの枠組みと異なり、環境便益（Public goods）と環境損害（Public bads）を分ける環境リファレンス・レベルと、農家が自ら費用を負担すべき社会リファレンス・レベルとを区別し、分析を行った。

この環境リファレンス・レベルは、環境便益と環境損害を分けるレベルであり、農業環境支払い等が行われる基準となる社会リファレンス・レベルと異なり、明確にそのレベルがどこに設定されているのか、把握するのが難しいという課題がある。特に、何も営農行為が行われていない状況と比べると、農業環境公共財に関してそのほとんどの場合において、環境損害を生じさせていることになってしまっている農業について、環境便益と環境損害を分けるのにあたって、その分岐点を「絶対的」に求めることは、難しい問題を含んでおり、一般的に環境リファレンス・レベルは、「相対的」に決定されることとなる。ただし、相対的に決定されるというのは、恣意的に決定されることを意味するものではない。

環境リファレンス・レベルは、政策立案者が政策を立案する際に、現在の農業と環境の状況と環境目標の関係を踏まえ、政策介入のない状態の農業が環境にどのような影響を与えているのかを判断することにより決まることとなる。この判断は、政策立案者個人の感覚で決まるものではなく、科学的知見、世論調査やアンケート調査の結果、農業に対する社会の捉え方等を踏まえ、行われることになる。そして、この環境リファレンス・レベルがどのように設定されているのかは、第3章及び第4章で分析したとおり、各国の農業環境政策の目的を法律や行政文書を確認することによって客観的に把握できることが多い。各国とも一般的に「環境便益を供給」又は「環境汚染を削減」するために政策介入を行っており、「環境便益の供給」か「環境汚染の削減」については、環境リファレンス・レベルが現在の農法より高い水準にあれば環境汚染を生じさせている状況であることから環境汚染の削減となり、環境リファレンス・レベルが現在の農法より低いレベルにあれば環境便益を供給している状況になる。また、環境リファレンス・レベルは、数値化できる場合もあるが、単に現在の農法より高いレベルに設定されているのか、低いレベルに設定されているのか、両者の位置関係についてしか把握できない場合もある。ただし、客観的に両者の位置関係を把握することができれば、例えば現在の農法が環境リファレンス・レベルより低く、農業が汚染

を生じさせている状況にあることがわかり、このような場合に政府が農業環境支払いを講じることは汚染者負担原則に反することがわかることから、農業環境政策のあるべき姿について検証する上で十分である。

このように客観的に環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルの関係を把握することにより、政府が農業環境支払い等を講じている理由を明らかにすることができる。汚染の削減に対して支払いを行っているのか、環境の便益に対して支払いを行っているのかの区別は、あるべき農業環境政策について検討する際に重要となる。従来のリファレンス・レベルの理論を用いてしまうと、単にリファレンス・レベルが現在の農法レベルに設定され、汚染の削減を図ることは環境改善を図ることと同義であることから、農家に対して農業環境支払いを行うことは正当化されるという説明になってしまい、本来は他の産業と同様、環境リファレンス・レベルを達成するために用いるべき農業環境政策は、農業環境支払いではなく、環境規制や環境税等他の農業環境政策であるという視点が欠落してしまうことになる。その結果、政策選択の枠組みとしてリファレンス・レベルの枠組みが適切に機能していないこととなってしまう。

農家が環境便益を供給している場合であっても、その供給に要する費用の一部を負担している場合についても、同様に、環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルを用いることにより、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルより高く設定することにより、環境便益の受益者として農家が一部の費用を負担しているという説明ができることとなる。

本稿では、社会リファレンス・レベルに加えて環境リファレンス・レベルの概念を導入して、各国の農業環境政策を分析することにより、これらのあるべき農業環境政策と各国で実際講じられている農業環境政策との乖離を明らかにすることができた。

4) リファレンス・レベルと DSR モデル

本稿では、これまでのリファレンス・レベルの枠組みと異なり、新たに DSR モデルをリファレンス・レベルの枠組みに組み入れ、分析を行った。リファレンス・レベルは、農業環境公共財に影響を与える要因（例：農業投入財や農法）（インプット・ベースのリファレンス・レベル）又は、環境面での成果（すなわち、農業環境公共財）（アウトプット・ベースのリファレンス・レベル）のいずれかを対象に設定され、本来、リファレンス・レベルは農家が自らの費用で達成すべき環境の質のレベルであることから、環境面での成果に対して設定されるべきである（アウトプット・ベースのリファレンス・レベル）。

しかし、各国のリファレンス・レベルの設定状況について分析を行った結果、ほとんどのリファレンス・レベルは農薬や肥料などの農業投入財や、畜舎や家畜排せつ物の処理施設、用水路等の農業インフラといった農業環境公共財に影響を与える要因に設定されていることがわかった（インプット・ベースのリファレンス・レベル）。

農業環境政策の主な目的は、農業環境公共財に関連する市場の失敗に対処すること、言い換えれば、適切な量の農業環境公共財を供給することが、政策の目的である。しかし、インプット・ベースにリファレンス・レベルを設定し、農業環境政策を実施する場合は、農業環境公共財を直接対象としているわけではないこともあり、ある政策がどの程度農業環境公共財の供給量に変化を与え、市場の失敗に対処することができているのかが、必ずしも明らかではない。また、このようなインプット・ベースのリファレンス・レベルに基づいた政策の場合、農業環境公共財に影響を与える要因が複数の農業環境公共財に影響を与えていることから、結果として1つの農業環境政策が

複数の農業環境公共財を対象としている。これらのことを踏まえ、政策立案者は、リファレンス・レベルを設定し、農業環境政策を立案する必要がある。

例えば、農薬の使用（D）については、その使用方法や使用規制についての基準が各国において設定されている。この例では、当該基準を遵守しなかった場合は相対的に環境汚染が生じ、一方、当該基準より厳しい使用基準を農家が満たしている場合は相対的に環境便益が供給されていることになることから、この基準が一般的に環境リファレンス・レベルとなる。また、この農薬の使用基準は農家が自ら費用を負担して遵守すべきであると考えられることから、当該基準に社会リファレンス・レベルも設定され、農家は自ら費用を負担して農薬の使用基準を満たすこととなる。そして、例えば、農薬の使用量をこの半分に減らすといった環境目標が設定された場合に、農家は社会リファレンス・レベルを超えて環境改善を図ることになることから、政府による農業環境支払いや技術支援等による支援（R）が行われることとなる。そして、この農薬の使用は、水質、土壌の質、生物多様性等複数の農業環境公共財（S）に影響を与えることから、これらの農業環境公共財に対して与える影響を勘案して、政策立案者はあるべき環境の状態（S）を達成するために必要な環境リファレンス・レベル及び社会リファレンス・レベルとなる当該農薬の使用基準を設定する必要がある。

一方、アウトプット・ベースのリファレンス・レベルに関しては、各国のリファレンス・レベルの分析の結果、各国とも、その設定が少なく、特に大気の水質や国土の保全などの農業環境公共財については、アウトプット・ベースのリファレンス・レベルを設定している例が見られなかった。これは、これらの農業環境公共財については、農家だけでは環境状態をコントロールすることが難しく、農家が十分にコントロールできないものについてまで農家に費用負担を求めることは、社会的に合意形成を得るのが困難であるためだと考えられる。また、仮に社会全体での環境目標とアウトプット・ベースの社会リファレンス・レベルが設定されたとしても、それを個々の農家に配分する際には、個々の農家のアウトプットを計測することが困難であることから、アウトプット・ベースのリファレンス・レベルに相当するインプット・ベースのリファレンス・レベルに切り替えられることが想定される。したがって、これらの農業環境公共財については、特にインプット・ベースのリファレンス・レベルが重要であり、DSR を組み込んだリファレンス・レベルの枠組みによる農業環境政策の分析が必要となる。

5) 共同行動対策とリファレンス・レベル

以上の分析に加え、本稿では第4章において、共同行動対策が一定程度の供給量が求められる閾値付農業環境公共財の供給にあたって果たす重要性に鑑み、これまでの研究ではほとんど行われていなかったリファレンス・レベルの枠組みを用いた共同行動対策の分析を行った。特に、共同行動対策については、複数の農家や非農家が共同行動に参加することから、環境目標とその目標を達成するための費用負担が問題となる。

通常、ある特定の農法（有機農業等）に対する支援策を講じる際には各農家で支払対象となる基準（社会リファレンス・レベル）が異なることはないが、共同行動対策では、それぞれのグループによって活動内容が異なるだけでなく、参加者が異なることからグループ自ら負担する費用も異なり、その中における参加者の費用負担割合も異なる。この場合の費用には通常のコストの拠出だけでなく、参加者による労務や機械などの提供も含まれる。また、当然の結果として、各グループの総活動費に対する政府の支援額も異なることがありうる。

このような場合に、リファレンス・レベルの枠組みを用いると個々の活動対象とする農業環境公共財によって環境リファレンス・レベルが異なり、また各グループが負担すべき社会リファレンス・レベルも異なることが考えられる。これは政府が共同行動に対して一律に規制や支援を行うことは適当でない可能性があることを示唆しており、それぞれの行動に応じた環境目標、環境リファレンス・レベル、そして社会リファレンス・レベルの設定が必要となる。そして、仮に支援を行うのであれば、参加者に対して自ら費用を負担するインセンティブを持たせることができる仕組みを政策に盛り込むことが重要となる。この点、オーストラリアやニュージーランドでは共同行動のグループに一定額以上の自己負担を求めることを条件にするとともに、多く費用を負担しているグループに対して優先的に支援策を講じることによって、対策の費用対効果を高めようとしていた。すなわち、各グループによって社会リファレンス・レベルの位置を変更し、それぞれのグループの負担額を変更していたことがわかった。

さらに、実際の活動の中心となるのは農家のリーダーやグループのコーディネーターとなることから、これらの担い手に対する支援が課題となる。特にグループの規模が大きくなる場合は常駐のコーディネーター等が必要になることがあり、オーストラリアなどでは NGO のスタッフ等がこれらの業務にあたっている場合がある。このような事務費・運営費についても、政府が支援するのではなく、農家及び非農家の関係者が協力して負担するような仕組みを作ることができれば、社会リファレンス・レベルを引き上げ、政府の負担を少なくすることができる。一方、仮に活動の中心となるような農業者が不在の場合やそのような者が離農してしまった場合などは、共同行動の活動継続が危ぶまれることとなることから、活動の継続が必要な場合は社会リファレンス・レベルを引き下げ、政府が支援を行う必要がある可能性もある。

このように共同行動は供給される農業環境公共財の受益者である農家とその他の周辺住民等を巻き込むものであることから、共同行動の実態に応じて社会リファレンス・レベルの設定を変更するためには、一律に政府の支援額を決定するのではなく、供給される農業環境公共財と、共同行動のそれぞれの活動内容に応じて支援額、支援期間を決定する仕組みを検討することが重要となる。

6) リファレンス・レベルの引き上げ

最後に、本稿の分析を通じて特に大きな課題として浮かび上がったのが、リファレンス・レベルの引き上げ、とりわけ、農家の費用負担を決めることとなる社会リファレンス・レベルの引き上げである。

リファレンス・レベルの引き上げは汚染者負担原則の適用が避けられ、汚染者に対する支払いが行われている場合に特に問題となる。環境リファレンス・レベルより社会リファレンス・レベルが低い状態というのは、農業が環境汚染を生じさせている状況であることから、各国でもできる限り農家自ら費用を負担して環境改善を図ることを促そうと、社会リファレンス・レベルを環境リファレンス・レベルまで引き上げようとしている。

例えば、オーストラリアでは、「注意義務 (Duty of Care)」や「行動規範 (Codes of Practices)」といった自主規制的なアプローチが取られており、社会リファレンス・レベルを引き上げ、農家に環境改善のために必要な追加費用を負担させようとしていた。また、オーストラリアやカナダ、ニュージーランドでは、対策の支援期間を限定することにより、社会リファレンス・レベルを引き上げようとしていた。

この社会リファレンス・レベルの引き上げは、支援期間終了後も引き上げられた環境水準を農家が政府の支援を受けずに維持できる場合には大きな問題とならない。例

例えば、家畜排せつ物の処理施設の建設や水源沿いのフェンスの設置のための支援などの単独のプロジェクトで支援が完結するような場合、これらの施設完成後、農家は政府による支援を受けることなく、適切に家畜排せつ物の管理・処理を行うことができる。この場合、支援期間終了後に社会リファレンス・レベルを引き上げたとしても、農家は改善された環境水準を維持することができる可能性が高い。

しかし、農家による継続的な取組が求められる場合は、支援終了後に社会リファレンス・レベルを引き上げたとしても、支援終了後、農家が改善された環境レベルを維持できない可能性がある。仮に当該環境レベルを維持できないとすると、再び環境水準が悪化してしまうこととなる。

一方、農業環境公共財の供給が行われている場合についても、永続的に多額の支援を行うことは、財政負担を考慮すると必ずしも好ましいものではない。期間を限定し、初期費用を中心にした支援を行うことにより、あるいは、一定期間の支援を行った結果、農家に取組が定着し、政府の支援なく環境目標を達成することができる ($X^{RE} < X^C = X^T = X^{RS}$) のであれば、環境便益を供給している場合であっても、政府が一定期間に限って支援を行い、支援終了後に社会リファレンス・レベルを引き上げることが考えられる。また、社会の環境に対する要求が高まり、環境リファレンス・レベルが引き上げられ、農業環境支払い等の支援を行うのではなく、農業者自らが費用を負担して引き上げられた環境リファレンス・レベルまで費用を負担することが求められるようになるかもしれない。

したがって、政府は農業環境公共財を供給するため支援を行う場合には、いつまで誰を対象にどのような支援を行うのか、リファレンス・レベルの枠組みを用いた検討を十分に行う必要がある。

第2節 政策提言

我が国の農業環境政策は、1970年代に農用地土壌汚染防止法が制定されるなど環境規制が導入されたが、本格的な農業環境支払いの導入は2001年の中山間地域等直接支払制度、2007年の農地・水・環境保全向上対策以降であり、日本版クロス・コンプライアンスである「環境と調和のとれた農業生産活動規範（農業環境規範）」が導入されたのも2005年と、農業環境政策の本格的な取組が始まって10年余りに過ぎない。我が国の農業環境政策の特徴は、多面的機能は農業を振興すれば発揮されるという考えが食料・農業・農村基本法上とられていることであり、農業政策と農業環境政策との境界が不明確であることである。ただし、本稿で分析したとおり、各国は単に農業振興政策を講じるのではなく、環境便益を供給し、または環境汚染を削減するために、環境規制や農業環境支払い等の様々な農業環境政策を講じている。我が国でも伝統的な農業は里地里山を形成し、自然循環機能を重視したものであったが、近代化された農業では一部の地域で水質汚染が生じたり、多くの生物の住処が失われたり、農家の減少や農村集落の機能の脆弱化により農村景観の維持などが困難になっている事例が生じている。これらの問題の中には従来型の農業を振興すれば多面的機能が発揮されるという食料・農業・農村基本法上の考え方では対処できないものもあり、単に農業振興施策を講じるのではなく、真に環境便益が供給されるよう、地域に応じた農業環境政策を講じることが求められている。

このような農業環境政策を講じるのにあたっては、本稿で議論したとおり、いくつか注意すべき点がある。

第一に、農業と環境についての現状把握が重要である。農業を振興することによって環境便益が提供されるのか、または環境汚染が生じているのか、現在の農業と環境

との関係を把握することが重要となる。把握にあたっては、政策立案者は、農業と環境との関係について社会がどのように認識しているのか世論調査を実施したり、科学的根拠に基づきその関係を把握する必要がある。これが本稿で議論したリファレンス・レベルの枠組みにおける現在の農法 (X^C) と環境リファレンス・レベル (X^{RE}) との関係である。現在の農法が環境リファレンス・レベルより高くなっていれば ($X^C > X^{RE}$)、農家は環境便益を供給しており、逆に現在の農法が環境リファレンス・レベルより低くなっていれば ($X^C < X^{RE}$)、農家は環境汚染を生じさせている状況にある。この環境便益と環境損害との関係は相対的に決定されるものであるが、この関係を把握することが、仮に政策を実施する場合の実施根拠（環境便益の供給を促すための政策なのか、環境を維持するための政策なのか、環境汚染の削減を図るための政策なのか）となることから、不可欠な一歩となる。

第二に、環境目標 (X^T) を設定する必要がある。現在の環境状態に対して、さらに環境改善を図る必要があるのか、現在のレベルを維持すればいいのか、汚染を削減すればいいのか、検討しなければならない。環境便益だからといって無制限に供給することが必ずしも望ましいことではない。また環境汚染を生じさせているからといって、被害が軽微なものまですべからく環境汚染を改善しなければならないものでもない。これらの改善を図るためには関連費用が必要となるのであり、現状を把握した後は、環境目標を設定し、環境改善を図る必要があるのかどうか、費用対効果を含め検討し、関係者で合意を得る必要がある。

第三に、環境目標を達成するため、農業と環境との関係を把握しなければならない。DSR (Driving force State Response) モデルを用い、農家の取組 (Driving force) がどのように農業環境公共財 (State) に影響を与えるのかをまずは把握する必要がある。この関係を把握することは、リファレンス・レベルをインプットに設定するのか、アウトプットに設定するのか、政策をインプット・ベースの政策とするのか、アウトプット・ベースの政策とするのかを検討する上でも重要である。特にインプット・ベースの政策を講じる際には、農家の取組は複数の農業環境公共財に影響を与えることから、この関係を明らかにすることがインプット・ベースのリファレンス・レベルを設定する際に重要となる。

第四に、政府の関与 (Response) がどうか検討する必要がある。言い換えれば、農業が供給している環境便益又は環境汚染が農業環境公共財に該当するのかどうかを吟味する必要がある。農業環境政策について検討する場合、①農業生産活動から生じる非農産物である②正負の環境外部性であって、③公共財的性格、すなわち非排他性及び非競合性を一定程度有している財（純粋公共財、共有資源、クラブ財）が政策対象となる。この農業環境公共財の定義に合致して初めて政府の関与が必要となるのであり、合致しない場合は民間による環境目標の達成を模索すべきである。

第五に、環境目標達成に要する費用負担を検討すべきである。原則として、環境汚染を生じさせている場合は汚染者負担原則に基づいて農家が費用を負担すべきであり、環境便益を供給している場合は、農家は供給者取得原則に基づき便益に対する対価を享受する権利を有する。ただし、環境の状況、農家が負担できる費用、社会の農業や環境に対する価値観等を踏まえ、環境汚染の削減に対して農業環境支払い等の支援を講じる場合もあるが、このような支援は汚染者負担原則に反することから限定的な運用にとどめるべきである。仮に実施する際には、なぜ汚染者に対して支援をしなければならないのか、政策立案者は厳しくその必要性を問われることとなる。また、環境便益を供給している場合であっても、農家自身がその環境便益の享受者であることに鑑み、農家に対して受益者負担原則に基づき一定の費用負担を求めることがある。この場合は、農家に受益者としてどの程度の費用負担と環境改善を求めるべきかについ

での議論が必要である。このように、現在の農法、環境リファレンス・レベル、環境目標に加えて、どこに社会リファレンス・レベル（X^{RS}）を設定すべきかが農業環境政策の費用負担を決定する際に重要となる。この社会リファレンス・レベルは、汚染者負担原則との関係を踏まえると、原則として、環境リファレンス・レベルと同じレベルに設定すべきである。また、農家自身が環境便益の受益者である場合は、その受益額を踏まえたレベルに設定すべきである。実際の設定にあたっては、農業環境に対する財産権を誰が有しているのか、社会が有する財産権と農家が有する財産権との関係がどうなっているのかを把握することが重要となる。

第六に、適切な農業環境政策を講じるべく、政策を比較検討すべきである。同じ環境目標を達成することができる農業環境政策であれば、当然、費用対効果が高い政策が好ましい。また、DSR モデルを踏まえ、インプット・ベースの政策を講じるのか、アウトプット・ベースの政策を講じるべきなのか、検討する必要がある。それぞれの農業環境政策を講じた場合にどのような費用負担となるのか、環境面での効果はどうか、目標達成までの期間も踏まえつつ、検討する必要がある。その際に、環境リファレンスより下のレベルでは汚染者負担原則に基づき環境規制や環境税等を用いて農家に費用を負担させ、環境改善を図るとともに、このレベルより高いレベルに設定された環境目標を目指して農家が農業環境公共財を供給する場合には、供給者取得原則に基づき、農家に対して農業環境支払いや技術支援等を用いてさらに環境便益を供給し、環境の質の改善に取り組むことが基本となる。また、政策の対象となる農業環境公共財が閾値付農業環境公共財であれば、共同行動対策を講じることを検討すべきである。必要に応じて複数の政策を組み合わせるポリシーミックスについて検討することも必要である。また、農業環境公共財が地域公共財であることが多いこと、ある農家は環境便益を供給している一方、別の農家は環境汚染を生じさせている場合もあることを踏まえると、農業環境政策は、農業環境公共財を効率的に供給することができる農家に対象を絞って（ターゲティングして）講じるべきである。

第七に、農業環境政策の定期的な検証が必要である。政策の効果があがっているのか、環境目標を達成できているのか、対策の時間の経過とともに、対策の縮小や廃止も行うべきか、検討する必要がある。特に環境リファレンス・レベルより低く社会リファレンス・レベルを設定して支援を行っている場合は汚染者負担原則に反して支援をしているため、定期的な見直しが必要である。これは多くの場合、社会リファレンス・レベルの引き上げ問題と関係している。しかし、むやみに一定期間経過後に社会リファレンス・レベルを引き上げてしまうと、引き上げ後に農家が引き上げ前に政府の支援を受けて実施していた取組を中止してしまい、環境レベルが下がってしまうおそれがある。初期費用のみ支援することによって農家に取組が定着するのであれば問題ないが、継続的な支援が必要な場合は、段階的な支援の削減や、取組の義務化、政府以外の主体による関与の在り方等、幅広い観点から慎重な検討を行うべきである。環境便益と環境損害を分ける環境リファレンス・レベルについても、絶対的なものではなく、相対的に決定されるものであることから、環境技術の進歩や環境に対する社会の認識を踏まえて、定期的な見直しが必要である。必要に応じて、環境リファレンス・レベルを引き上げ、汚染者負担原則が適用される範囲を拡大し、農家により高い環境水準を自ら費用を負担して達成することを促すことも検討する必要がある。

第3節 今後の課題

最後に、本稿で十分議論することができなかった点を今後の課題として挙げる。

第一に、農業環境政策別に、農家が負担すべき費用や社会が負担すべき費用がどのように変わるのか、そしてどのような農業環境政策が適切であるのかについて、更なる研究が必要である。特に定量的な分析が必要である。必要に応じて、政策シミュレーションを行うなど、政策の事後的な分析だけでなく、事前分析を行えることができるようにすることも必要である。このようなモデル分析は、データ、パラメーター、農家の行動が環境に与える影響等について、様々な制約はあるものの、政策立案者がより費用対効果が高い農業環境政策を立案し、その費用負担を考える上で今後、ますます重要となる。

第二に、リファレンス・レベルの応用に関する研究がさらに必要である。本稿では各国の政策について環境リファレンス・レベルと社会リファレンス・レベルの概念やDSRモデルを組み込んだリファレンス・レベルの枠組みを用いて比較分析を行ったが、農業環境政策は地域に応じて講じなければならないことを踏まえると、各地域における取組について、リファレンス・レベルの枠組みを用いた分析を行い、その研究成果を積み上げることも必要である。そのような研究を通じて、本稿で再構築したように、リファレンス・レベルの枠組みの更なる改良・汎用化・実用化が可能となる。この関連で、他産業におけるリファレンス・レベルと農業分野におけるリファレンス・レベルとの比較分析を行うことも重要な課題である。同じ環境問題であっても、農業と他産業とでは環境リファレンス・レベルや社会リファレンス・レベルが異なる可能性がある。

第三に、共同行動対策についての分析がさらに必要である。特に、共同行動の費用対効果と適切な農業環境政策の組み合わせに関する研究が必要である。未だに、リファレンス・レベルを用いた共同行動の分析は限られている。特にグループごとにどのような判断基準に基づき社会リファレンス・レベルを設定し、政府の支援額を決定するとともに、グループ内での農家と非農家の費用負担を決定するのかについてさらなる研究が必要である。

第四に、貿易政策と農業環境政策についての分析が必要である。本稿では貿易政策についての分析は行っていないが、農業環境公共財の議論の前提となった多面的機能の議論は貿易政策との関連で整理された概念であり、各国の農業環境政策を論じるのにあたっては、貿易政策との関係も切り離せない。リファレンス・レベルの枠組みによる分析を農業環境政策から貿易政策の分野にまで広げることも必要である。

これらの課題については、今後の研究活動での課題としたい。

あとがき

本稿を執筆するに当たり、山下英俊先生、寺西俊一先生には、大変お世話になりました。社会人学生である私を一橋大学院博士後期課程に受け入れていただき、ゼミナールでは、熱心な指導をしていただき、お蔭さまで論文の質が大きく向上しました。また、高柳友彦先生、有本寛先生からも、ゼミナールや研究会で多くのご指導いただきました。

さらに、学習院女子大学の荘林幹太郎先生には、私がOECDに出向する前から、研究内容について多くのご示唆をいただきました。

先生方には、本博士論文の審査員まで務めていただき、感謝申し上げます。審査会での先生方の貴重なコメントにも大変感謝しております。

また、一橋大学の自然資源経済研究会に参加されているメンバーの方からも多くのコメントをいただきました。本稿の内容が充実したのは、研究会に参加されている方々からの多面にわたるコメントのおかげです。

さらに、本稿の執筆、博士課程進学についてのきっかけとなったのは、2011年から2014年のOECD貿易農業局環境課での農業分析官としての勤務です。OECDで勤務する機会を与えていただいた農林水産省、そしてOECD勤務時代の同僚にも感謝申し上げます。特に上司であったDale Andrew氏と同僚のDimitris Diakosavvas氏には多くのアドバイスをもらいました。また、農林水産省の同期であり、FAOに出向中の佐々木宏樹君には、私のOECDの前任者として、またOECD出向時の農林水産省のカウンターパートとして、また友人として、多くのアドバイスをもらいました。

第3章と第4章を執筆する上では、OECD農業環境合同作業部会に参加しているOECD加盟国の政府関係者や専門家の方々に大変お世話になりました。彼らとの議論が本稿を書き上げる際の基礎となっています。

本稿はフランスから帰国後、仕事の傍ら、一橋大学大学院経済学研究科博士後期課程在学して執筆をしました。出勤前の時間や深夜帰宅してからの時間、週末の時間を活用し、これまでの研究成果を基に大幅に理論を再構築し、本稿を執筆しましたが、本稿の執筆は、パリでも東京でも、仕事と研究活動の両立を応援し、支え続けてくれた妻なしには成し遂げることができませんでした。妻の支えに感謝し、本稿を最愛の妻と産まれてきたばかりの娘に捧げたいと思います。

2017年5月 東京にて

植竹 哲也