

多基準分析の適用可能性に関する研究
-水資源管理計画を事例として-

蔡 佩宜

目次

序章 研究の背景と目的.....	1
1. 研究の背景と目的	1
2. 研究の構成	3
第1章 持続可能な発展に向けての環境的意思決定論の現状と課題	6
1.1. 環境的意思決定論.....	6
1.1.1. 環境的意思決定論の概念と変遷	6
1.1.2. 持続可能な発展と環境的意思決定	9
1.2. 環境的意思決定を支援する評価ツール.....	10
1.2.1. 費用便益分析 (Cost-benefit Analysis, CBA)	10
1.2.2. ポジション分析 (Positional Analysis, PA)	13
1.2.3. 持続可能性アセスメントモデル (Sustainability Assessment Model, SAM) ..	14
1.2.4. 多基準分析 (Multi-criteria Analysis, MCA)	15
1.2.5. 考察	18
1.3. 結論	18
第2章 ダム建設問題をめぐる社会的合意形成とその阻害要因—設楽ダム計画を事例として	27
2.1. ダム建設問題の展開と社会的合意形成.....	27
2.1.1. ダム建設をめぐる社会的合意形成の特徴	28
2.2. 設楽ダム建設をめぐる社会的合意形成.....	31
2.2.1. 豊川流域と設楽ダム事業の概要	31
2.2.2. 設楽ダム問題の経緯と住民の反対運動	32
2.2.3. 設楽ダム事業をめぐる論点と対立点	34
2.2.4. 考察	36
2.3. ダム事業に係る「関係公共団体からなる検討の場」の意義と課題.....	37
2.3.1. 設楽ダム事業計画の見直しをめぐる審議過程	37
2.3.2. 直轄ダム事業における「関係公共団体からなる検討の場」の審議過程.....	39
2.3.3. 補助ダム事業における「関係公共団体からなる検討の場」の審議過程.....	40
2.3.4. 考察	44
2.4. 結論	45
第3章 水資源管理計画の代替案評価における社会的多基準分析の適用—矢作川と豊川を事例として—.....	50
3.1. 水資源管理計画における意思決定を支援する手法.....	50
3.2. 分析方法	51
3.2.1. 社会的多基準分析の概要	51
3.2.2. 社会的多基準モデルの概要	53
3.2.2. 代替案の設計と調査の概要	53

3.3.	分析結果および考察.....	56
3.3.1.	社会的多基準分析による対策案比較.....	56
3.3.2.	感度分析による結果の比較.....	60
3.4.	結論.....	60
第4章	拡張した多基準評価の適用－矢作川と豊川を事例として－.....	64
4.1.	拡張した多基準分析の構成とその検討.....	64
4.1.1.	分析手法.....	64
4.1.2.	三つ重み付けの設定.....	68
4.2.	分析結果.....	69
4.2.1.	社会的多基準分析による代替案比較.....	70
4.2.2.	エレクトル分析による代替案比較.....	72
4.2.3.	コンコーダンス分析による代替案比較.....	76
4.3.	考察.....	77
4.4.	結論.....	78
第5章	多基準分析の適用可能性に関する考察.....	80
終章	持続可能な発展にむけての環境的意思決定を支援する評価手法枠組みへの理論的 示唆.....	84
謝辞	86

序章 研究の背景, 目的と構成

1. 研究の背景と目的

公共事業や社会基盤整備は国民生活に長期的・広域的な影響を与える。特に、近年はプロジェクトの大規模化に伴って、計画目標やインパクトの多様化に対処することが必要となり、評価の多様な側面を総合的に考慮できるアプローチが求められている。そして、複合的な影響をもたらさう公共事業については、環境への影響等を含めて総合的に評価することが極めて重要となる。そのため、政策に関わる意思決定者は、様々な利害関係者の意見を踏まえながら、多面的な機能や多様な効果を適切に把握することが必要である。

これまで公共事業を評価する制度としては環境影響評価など自然科学的な影響の査定や、費用便益分析といった経済学で展開されてきた判定基準が中心となっている。費用便益分析は、概念的に分かりやすく、すべてのインパクトを貨幣に換算することでプロジェクトの比較が容易となるが、この手法のもつ理論的な限界もしばしば指摘される。特に、持続可能な発展という理念が環境政策における新しい公準として近年組み入れられることから、自然が潜在的にもっている価値という持続可能性と結び付いた価値に関して、費用便益分析における便益としては捉えがたいものがあると言われる（岡，2002）。Sagoff(1988)や Bebbington et al. (2007) が指摘したように、環境問題が単に資源の効率的な利用に関する問題ではなく、均衡性や手続き的公平性、文化的な価値観や生態系そのものなどに関する問題も包括しているのであれば、この問題に対する単純な答えは存在しない。また、Söderbaum (2008) は、持続可能な発展の理念は費用便益分析が仮定した合理的な消費者選好に限定されることなく、市民としての選好も関連してくると主張している。これらの課題に対して、ピアースらが費用便益分析の評価の枠組みに自然資本ストックの減耗に制限を課すこととプロジェクトを組み合わせることによって自然資本の総量の劣化を回避することを要求することから持続可能性の条件を満たすことができると提示した（Pearce et al., 1989; 2006）。しかし、環境問題において「補償」できない本質的自然資本が存在するという強い持続可能性を議論する場合には適用しがたい。これに対して、岡（2002）は費用便益分析が依拠する効率性基準は限定的に使用すべきであると論じている。そうすることで、費用便益分析を市場シミュレーションとして解釈し、明確にすることによって効率性以外の価値との調和も図りやすいということである。この場合に、効率性以外の価値を評価できる手法が必要とされる。

このような背景で、提案された多くの評価手法は、費用便益分析の課題を克服することを念頭に、修正もしくは拡張されたものとも考えることもできる。例えば、貨幣尺度への換算が困難な基準をそのままの尺度で扱うことができる多基準分析や多様な利害関係者からなる討議プロセスが重視されるポズション分析などが挙げられる。しかし、費用便益分析を含むこれらの手法は、持続可能な発展の概念が提起されたことによって公共事業の長期的目標は

「発展」から「持続」へと価値観が変化し、その遂行においても説明責任、市民参加など従来の意識を変革させることに対応できたかどうかが必ずしも明確ではない。つまり、持続可能な発展の視点から既存の評価手法を総合的に評価する研究蓄積がほとんどないのが現状である。

そして、実践面においても費用便益手法を導入することで、干潟干拓、可動堰建設などの公共事業をめぐる対立が解消されたとは言いがたい。例えば、1995年の長良川河口堰の閉鎖、2001年の吉野川可動堰の住民投票など、全国的に反対意見が広がった事業も多い。日本において公共事業評価として実施されている費用便益分析やそのための環境評価手法は、公共事業を推進するための道具に過ぎず、公共事業をめぐる対立を解消するどころか、逆に新たな対立を生み出しかねないと指摘されている。それは、費用便益分析は純便益の最大化に限定して順位付けを行うことであり、事業を推進する立場から見ると、事業効果を高めに評価することで事業を実現しようとする誘因が存在することである。また、費用便益分析は公共事業に関わる関係省庁の内部で評価が行われており、住民の意見を反映する機会が存在しない（栗山、2003）。また、ダム建設などの河川管理計画の問題に対して、かつて、「正当な補償制度の確立によって、頻発するダム反対運動生成を抑制することができる」と想定された（華山、1969）。しかし、補償をめぐる争点とは異なって自然環境の保護を一つの目的として、例えば川辺川ダムのような受益地である下流域を中心としたダム反対運動が90年代初頭から顕在化してきた。つまり、補償できない自然環境、地域コミュニティや故郷への愛着心などが重視されてきたのである。こうしたことを背景に、1997年の河川法の大幅改正によって、従来の治水・利水に加え「河川環境の整備と保全」が河川管理の目的となった。すなわち、生態系との共生を前提としながら、河川利用の持続可能性や住民生活の安全性を担保するためには、これらを総合的に捉える視点が重要であると認識された。そのため、治水や利水、生態系、地域コミュニティなど、河川開発がもたらす多様な側面への影響を総合的に評価し、多様な利害関係者の認識を共用して合意形成につながるような環境的意思決定を支援する評価する手法が必要とされる。

このような背景の中で、本研究は持続可能な発展の視点から既存の環境評価手法を総合的に検討する上で、日本でダム建設をめぐる対立が頻発する中、多基準・多主体を前提としてダム事業問題に代替案を評価する多基準分析の応用とその拡張を行う。本研究では、まず第1に、持続可能な発展の理念が提唱されたことによって環境的意思決定のプロセスと目標の設定においてどのような転換があるかを考察する。そのうえで、理論面から持続可能な発展の概念を含む環境的意思決定を支援する評価手法のあり方を明らかにする。これまで、持続可能な発展の視点から既存の評価手法を総合的に評価する研究蓄積は見当たらない。第2に、実践面から研究事例として30年以上の論争が続いた設楽ダム事業をめぐる利害対立の構造を分析し、社会的合意形成の阻害要因を明らかにする。主に、争点となる事業の合理性および住民参加のメカニズムとしての、いわゆる「関係公共団体からなる検討の場」における住民参加の取組みを中心に検討する。これまで、ダム事業の検証にあたって「関係公共団

体からなる検討の場」の動向や評価といった研究蓄積がほとんどないのが現状である。第3に、設楽ダム of 社会的合意形成に向けた一つの評価ツールとして持続可能な発展の概念を考慮した社会的多基準評価 (social multi-criteria evaluation, SMCE) を用いて、河川管理計画の代替案を評価し、地域住民の主観価値を定量的に表現する。そして、社会的多基準評価の問題点と課題を克服するために、複数の多基準分析手法と重み付けの設定により評価手法の拡張を行う。本研究は持続可能な発展の概念から、多基準分析は環境的意思決定を支援する一つの総合的評価手法とする可能性を持つことを示しながら、事例研究で設楽ダム事業における意思決定の現状を踏まえ、その合意形成の阻害要因と課題を明らかにするとともに、研究事例に社会的多基準分析を応用することの問題点を明らかにし、多基準分析手法の拡張を行う。最後に、第1、第2と第3の研究結果を踏まえ、持続可能な発展に向けての水資源管理計画を支援する一つの評価手法である多基準分析の有効性を明らかにする。

2. 研究の構成

本研究は本章の構成と概要は、以下の通りである。第1章では、持続可能な発展の理念が提唱されたことによって環境的意思決定のプロセスと目標の設定においてどのような転換があるかを明らかにする。さらに、4つの環境意思決定を支援する評価手法-1) 費用便益分析 (Cost-Benefit Analysis, CBA), 2) ポジション分析 (Position Analysis, PA), 3) 持続可能性アセスメントモデル (Sustainability Assessment Model, SAM), 4) 多基準分析 (Multi-Criteria Analysis, MCA), それぞれの理論枠組を整理し、それぞれの理論枠組において持続可能な発展の概念がどのように把握、位置付けられているかを分析する。さらに、4つの評価手法における持続可能な発展の概念を含める評価枠組から、それぞれの優位性と課題を明らかにするとともに、持続可能な発展に向けての環境的意思決定を支援する評価手法のあり方を考察する。

第2章では、環境的意思決定の一つであるダム建設事業とその見直しをめぐる社会的合意形成について、設楽ダムを事例に事業をめぐる利害対立の構造を分析し、社会的合意形成の阻害要因を考察するとともに、今後ダム建設事業をめぐる社会的合意形成を進めていく上での課題について検討する。具体的には、コンフリクト分析により設楽ダムをめぐる対立構造を分析し、社会的合意形成の阻害要因を検討する。主に、争点となる事業の合理性および住民参加のメカニズムとしての、いわゆる「関係公共団体からなる検討の場」における住民参加の取組みを中心に検討する。それらを踏まえて、今後ダム建設事業をめぐる社会的合意形成を進めていく上での課題について検討する。

第3章では、第1章で検討された持続可能な発展の概念を含む環境的意思決定を支援する一つの評価手法である社会的多基準評価を設楽ダム問題に適用する。具体的には、矢作川流域と豊川流域を調査対象として取り上げ、設楽ダム建設事業を含む河川管理計画の代替案を

評価し、地域住民の主観価値を定量的に表現することから、社会的合意形成に向けた一つの評価ツールとして活用することについて検討する。

第4章では、第3章で適用した社会的多基準評価の問題点と課題を克服するために、重み付けを選択するための合理的な手法としてエントロピー重み付けといった客観的重み付けと住民が持つ主観価値からなる重み付けを算出するとともに、アウトランキング法であるエレクトル手法とコンコーダンス分析も用いて評価結果を比較しながら検討する。

第5章では、第1章、第2章、第3章と第4章の研究結果を踏まえ、持続可能な発展に向けての水資源管理計画を支援する一つの評価手法である多基準分析の有効性を明らかにする。

最後に、終章において、本研究で得られた知見を述べ、結論とする。

参考文献

- Bebbington, J., Brown, J. and Frame, B. (2007) Accounting technological and sustainability assessment models. *Ecological Economics* 61, pp.224-236.
- 栗山浩一 (2003) 「公共事業と環境評価—費用対効果分析における環境評価の役割—」『環境経済・政策学会年報』第 8 号, 55~67 頁.
- 岡敏弘 (2002) 「政策評価における費用便益分析の意義と限界」『会計検査研究』第 25 号, 31-42 頁.
- 華山謙 (1969) 『補償の理論と現実 -ダム補償を中心に』勁草書房.
- Pearce, D. W., Markandya, A. and Barbier, E. (1989), *Blueprint for a green economy*. Earthscan. (和田憲昌訳『新しい環境経済学』, 東洋経済新報社 1994 年)
- Pearce, D. W., Atkinson, G. and Mourato, S. (2006), Sustainability and Cost-Benefit Analysis. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*. OECD.
- Sagoff M, (1988) *The Economy of the Earth*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Söderbaum, P. (2008) *Understanding Sustainability Economics, Towards Pluralism in Economics*. Earthscan, London (大森正之・小祝慶紀・野田浩二訳『持続可能性の経済学を学ぶ—経済学に多元主義を求めて』, 出版研 2010 年)

第1章 持続可能な発展に向けての環境的意思決定論の現状と課題

近年持続可能な発展 (Sustainable Development, SD) の概念が世界各国の環境政策における新しい公準として組み入れつつあり、環境的意思決定においても重要なコンセプトとなっている。そのため、環境的意思決定の計画目標やインパクトの多様化に対処できるような持続可能な発展の概念を含む環境的意思決定を支援する評価手法のあり方について明らかにする必要がある。本章では、持続可能な発展の理念が提唱されたことによって環境的意思決定のプロセスと目標の設定においてどのような転換があるかを明らかにするとともに、既存の4つの環境的意思決定を支援する評価手法を検証することによって、持続可能な発展に向けての環境的意思決定を支援する評価手法のあり方を考察する。

1.1. 環境的意思決定論

「人間の意思決定は環境に影響を及ぼす行為のもとである」。環境問題において我々の意思決定がなぜ重要なのか。それは意思決定が環境問題を生成する原因の一つであると同時に、問題を解決するための原点にもなるからである (Chechile et al., 1991)。くわえて、環境に関わる政策の評価と意思決定は他の領域の意思決定よりも難しいからである。これは環境的な意思決定が生態系及び人間社会への影響を含め、多様性、複雑さ、不確実性など、空間的、時間的にも広く及ぶ可能性や、公平性や倫理性などの問題も生じる可能性も考慮に入れることが求められるからである。これまで様々な手法が研究されてきたが、社会の複雑化、価値観の多様化を前提としたうえで、人々の選好の反映と合意形成につながる評価と意思決定支援の枠組みはまだ模索の段階である (堀江ほか, 2007)。さらに、持続可能な発展という理念が具体化されることによって、環境的意思決定のプロセスと目標の設定においてどのような変化が生まれるのかに注目すべきである。

本研究では、持続可能な発展に向けての環境的意思決定の定義と決定プロセスについて、理論と評価ツールの両面から到達点を整理したうえで、注目すべき論点を明らかにすることを目的としている。既存研究を整理する際の着眼点は、次の三点である。第一に、持続可能な発展の理念が具体化されることによって、環境的意思決定の目標とプロセスの設定にどのような転換があるかという点である。第二に、持続可能性の概念を環境的意思決定における評価基準に定立する意義はどこにあるかという点である。第三に、持続可能な発展の理念を取り込むことによって意思決定を支援する評価手法にどのような変化が生まれてきたのかという点である。

1.1.1. 環境的意思決定論の概念と変遷

環境的意思決定 (Environmental Decision-Making, EDM) とは、環境に顕著なインパクトを及ぼす選択や判断を指す (Harding et al., 2009)。個人レベルで言えば、日常生活における水やエネルギーの消費などに関する選択も一種の環境的意思決定であるが、本章で議論するのは公共的な環境的意思決定であり、いわゆる公共政策の範疇である。環境という基本的な概念の変遷とともに、環境マネジメントと環境的意思決定も実質的に変化してきている。表1に示すように、環境的意思決定は、時間的にも空間的にも広範に及ぶ可能性があり、またその内容はより新たな多様性や複雑性を示すようになってきている。こうした環境的意思決定における複雑な状況を通じて起こりうる不確実性の増加とともに、意思決定過程の質が問題になっている。

ラベッツらは社会的文脈における科学の役割を不確実性と決定に関する利害関係の枠組みでポスト・ノーマル・サイエンス (Post-Normal-Science) という概念を提起した。それは、不確実性/利害関係の両方の次元が低い場合で応用科学・科学技術専門家によって独占的に決定するプロセスと、少なくとも一つの次元が非常に高い場合で多様な分野の学問から科学技術者-利害関係者・社会アクターによって公開の対話に依拠して決定するプロセスとを区別するものである。環境の課題に関わる意思決定において、多くの場合「事実は不確実であり、価値は論争的であり、利害関係が大きく、決定が切迫している」という状況に直面する (Funtowicz and Ravertz, 1991 ; 1994)。すなわち、現時点において科学で解明や説明ができない問題が存在しており、その際の意思決定は利害関係者を含む意思決定者の相互討議による合意がより適切に捉える可能性がある。科学技術専門家は社会の意思決定問題において社会と連動せずに有益なインプットをできるわけがなく、社会の意思決定者も専門家と関わらずに決定を下すことが難しい (Munda, 2008a)。

上述の環境的意思決定に関する議論は、持続可能な発展 (Sustainable Development, SD) という理念の発展とも深く関連している。持続可能な発展が世界各国の環境政策における新しい公準として組み入れられつつあり、環境的意思決定においても重要なコンセプトとなっている。例えば、欧州連合 (EU) は欧州戦略 (EU Strategy) で「すべて EU の政策は持続可能な発展が中心的関心 (core concern) とされるべきである」と述べている (Tamborra, 2003)。持続可能な発展が持つ内容からの意思決定に関して、植田 (2003) は「あらゆる意思決定過程において環境や資源への配慮 (ecological prudence) が正当に位置づけられ、この基準に基づいて経済的要素と統合されなければならない」と述べている。また、持続可能性アセスメント (Sustainability Assessment) は戦略的な意思決定を啓発・促進することを目的とする (Sheate et al., 2008)。

このように持続可能な発展の理念が具体化されることで、環境的意思決定の目標やプロセスの構築や評価手法の選択において転換があったと思われる。問題はこうした持続可能性を考慮する環境的意思決定をいかに設計していくかということであるが、この問題に入る前に、持続可能な発展と環境的意思決定とのかかわりをもう少し詳しく確認しておきたい。

表 1-1 環境的意思決定におけるアプローチの変遷

アプローチ	1970 年代	1990 年代	現在
意思決定	線形計画法に基づく意思決定, 主に科学的・技術的な専門の知識に基づく	交渉や話し合いによるより開放的な意思決定	共同学習による適応性がある意思決定
管理の方法	階層的方式の支配: 単一方向の情報提供	情報, キーアクターと対話すること	情報ネットワークと提携による広範囲のコミュニティの参与と政策の共同創出
計画	短期間の対応	より事前的対策: インパクトへの予想と予防の対応を取ること	長期的変更への受け入れと複雑性, 曖昧性や不確実性を扱うこと
環境影響アセスメント (EIA)	<ul style="list-style-type: none"> ・政策を通じて実施する ・(計画性がなく) 少しずつ ・ローカル・インパクト ・短期間のタイムスケール 	<ul style="list-style-type: none"> ・規制を通じて実施する ・累積的 ・地域的インパクト ・長期間のタイムスケール 	<ul style="list-style-type: none"> ・規制を通じて実施する ・累積的と戦略的 ・グローバルのエコ・システム (課題による) ・統合的
知識の出所	還元主義	多様な学問であるが, 統合をしない	多様な学問を統合する
知識の範囲	<ul style="list-style-type: none"> ・環境に関わる知識 ・主に科学的・技術的な専門の知識 (テクノクラシー) 	<ul style="list-style-type: none"> ・環境に関わる知識 ・社会的・経済的知識は物理学と同様に使われる 	<ul style="list-style-type: none"> ・持続可能性に関わる知識 ・資本構築への重視と多元的側面の結合: 異なる方式の認知と実行
ツールの応用	<ul style="list-style-type: none"> ・狭い範囲の生物物理的, 科学技術的, 経済的ツールとモデル ・環境的意思決定に適用する 	<ul style="list-style-type: none"> ・情報提供, 環境マネジメントへの促進や意思決定をサポートするための広範囲的ツール ・環境的意思決定から発展する 	<ul style="list-style-type: none"> ・より広い役割を提供するためにツールの継続的拡大: 統合的使用と使用限界への認識を重視する ・環境的意思決定から発展する
汚染抑制	エンド・オブ・パイプ (終末処理型対策)	資源のコントロール	システムの考え方

出典: Harding et al. (2009) をもとに作成

1.1.2. 持続可能な発展と環境的意思決定

持続可能な発展は、国連の「環境と開発に関する世界委員会」が1987年に発行した報告書（Our Common Future）を通じて世界的に普及し、環境と開発のあり方を考える際の指導的理念になった。ブルントラント委員会の報告書で与えられている「将来世代のニーズを満たす能力を損なうことなく、現在世代のニーズを満たすこと」という定義が持続可能な発展の定義として最もよく知られている（WCED, 1987）。それ以来、持続可能な発展は、社会の発展や環境をめぐる議論において頻繁に言及される中心的な概念となってきた。

ピアースにより、「持続可能性には多くの次元がある。第1に、持続可能性は貧困と生体維持に不可欠なものも欠乏を取り除くことを要求する。第2に、それは資源基盤の保全と強化を要求する。そのみが、貧困の除去を確実に永続的なものとするができるからである。第3に、それは発展の概念を広げ、経済成長のみでなく社会的・文化的発展をも含むことを要求する。第4に、最も重要なことだが、あらゆるレベルでの意思決定において経済学と生態学の統一を要求する」と述べている（Pearce, 1986）。そして、Hardingらが、持続可能性は、①世代間と世代内の公平、②生物多様性と生態の保全、③予防原則、④意思決定における環境、経済や社会の3つ側面の統合、⑤公衆参加、という5つ主要な原則があると述べている（Harding et al., 2009）。また、セーゼルバウムも「自然資源の基盤を劣悪化させないこと、自分の住む地域とその他の地域において、将来の世代との関連から見た倫理的な関与の仕方について真剣に考慮することが、それに当たる」と述べている（Söderbaum, P. 2008, p. 34, 邦訳 67 ページ）。

こうした持続可能な発展が自然と人間の共生という理念において不可欠な前提条件であるという方向性を示す理念としては明確であるが、それを実行する際に不可避的に諸目標間の矛盾や様々な立場の対立を生み出さざるをえない。こうして、政策的に諸側面を調和することが可能かもしれないが、短期的に見てどちらを優先させるべきかという規範的倫理上の調整や判断が必要とされる（Fitzpatrick, 2002）。そのため、「環境の価値は経済過程において正当に扱われるべきだし、そのことを可能にする社会経済システムが構築されるべきだと主張する環境経済学にとって、持続可能性という新しい概念の明確化とそれを組み入れた経済学の再定式化は理論と政策の発展のために避けて通れない課題である（植田, 2003）。

この「環境の価値」をめぐる議論は、持続可能な発展に関する論争を生み出す一つの文脈であった。つまり、自然のどの側面を評価すべきかという点である。ターナー（1994）は、この点を考える上で良い出発点を提供してくれている（Turner et al., 1994）。表 1-2 のように、持続可能性の定義が4つに分けられ、それぞれの定義により捉える自然価値とそれを適用される評価手法・プロセスも異なってくることを示している。すなわち、環境的意思決定における目標と基準の設定に当たっては、我々が保護すべき自然とは何か、持続可能性の内容をどう把握するかが非常に重要な課題である。このように環境的意思決定における持続可能な発展の概念が新しく組み入れる意味と意義は、持続可能な発展に関連して提起した概念が意思決定のプロセスにおいて真剣に考慮され、持続可能な発展が持つ定義・内容によっ

て意思決定の評価アプローチも異なることである。また、Jacobs (1997) が指摘したように、諸個人の選好や価値観というものは与えられるものというよりも、社会文脈で討議の中で変化し創造されるものであり、意思決定は単なる選好を集計するだけでなく、それらが形成されるプロセスにまで関与すべきである。つまり、意思決定のプロセスも課題となる。ミシヤンの厚生経済学においても「倫理的合意」が強調されていた (Mishan, 1982)。ミシヤンによれば、環境的意思決定を支援するツールとして使われる費用便益分析の依拠する効率性基準の使用を正当化するのは、社会に存在している倫理的合意である¹⁾。こういう状況では、意思決定と討議のプロセスを結び付ける必要性が問われることになる。ただ、環境的意思決定のプロセスと目標において、持続可能性を基準にした取り組みはより実践的場面で具体化を図るという課題を残している。

表 1-2 環境主義の分類

	技術中心主義		生態中心主義	
倫理	自然の道具的価値	自然の道具的価値	生態系の一次的と二次的価値	生命倫理を受け入れる。自然的本源的価値。
持続可能性の分類	非常に弱い持続可能性	弱い持続可能性	強い持続可能性	非常に強い持続可能性
管理・評価プロセス	伝統的費用便益アプローチ	修正された費用便益アプローチ	固定基準アプローチ、予防原則、自然資本の一次的大約二次的価値	費用便益分析を棄却、あるいは非常に厳しい制約のもとで費用効果性の分析。生命倫理学。

出典：Turner et al. (1994)をもとに作成

1.2. 環境的意思決定を支援する評価ツール

1.2.1. 費用便益分析 (Cost-benefit Analysis, CBA)

費用便益分析は、プロジェクトの評価を貨幣の単位で統一して行うところに主要な特徴があり、1808年のアメリカ財務省によるプロジェクトの費用便益分析を推奨する報告以来、長い歴史を持つ (仁連, 1995)。しかし、費用便益分析のもつ理論的な限界もしばしば指摘される。特に、持続可能な発展という理念が環境政策における新しい公準として組み入れられることから、自然が潜在的にもっている価値という持続可能性と結び付いた価値に関して、費用便益分析における便益としては捉えがたいものがあると言われる (岡, 2002)。

Bebbington et al. (2007) は、費用便益分析に対して従来言われてきた批判を大きく5つ

の問題領域に分けて論じた。以下ではこの5つの問題領域における費用便益分析の問題点をまとめるとともに、それぞれの課題に費用便益分析がどう対応しているかを明らかにし、持続可能性を評価の枠組みに組み入れる上での課題について触れる。

第一に、貨幣化に依存し過ぎるという問題が指摘される。公共政策における費用便益分析が依拠する効率性基準だけで評価するのは問題があると思われる。それは環境的意思決定ではこれ以外の価値基準が焦点となる場合がある。例えば、文化的な価値観や生態系そのものなどは効率性とは別の価値である。Ekins (2003) は、「人間の健康や、特にエコ・システムを維持するような、より広範な人間の福祉に寄与する機能のためには、理論と実証の双方において、そのような慣習を適用することは問題がある。これらの状況における意思決定は、他の基準や考慮を必要とする可能性が高い」と述べている。また、Munda (2009) によれば「一種類の価値（経済効率性）のみに基づいて持続可能性を決定することは、誤った方向へ導くことになる」。この問題に対して岡 (2002) は、「厚生経済学は費用便益分析に固執することも効率性基準に固執することも教えない。現実には照らして有効な効率性基準の限定的使用を教えるのである」と述べている。つまり、費用便益分析が依拠する効率性基準は限定的に使用すべきである。そうすることで、費用便益分析を市場シミュレーションとして解釈し、明確にすることによって効率性以外の価値との調和も図りやすいということである。Pearce et al. (1989) (2006) によれば、自然資本ストックの減耗と劣化に制約を課すことによって、持続可能性の条件を費用便益分析の枠組みに導入することができる。すなわち、「純環境コストまたは純環境便益」という要素を従来の費用便益分析のツールに含めるのである。この環境被害（コスト）をゼロまたはマイナスにするのが望ましいのであるが、現実にはすべての政策やプロジェクトがこの条件を満たすことは難しい。しかし、プロジェクトの「ポートフォリオ（組合せ）」を考慮することによって全体的環境を劣化させるのを避けることができるという。つまり、「持続可能性の条件を満たすような方策の一つは、どんな環境破壊も、環境を改善するように明確に企画された他のプロジェクトによって「補償」されることを要求することである」(Turner et al. 1994, p. 106, 邦訳 108 ページ)。もちろん、本質的自然資本 (critical natural capital) ²⁾をいかに定義し、評価の枠組みに組み入れるかという本質的な問題が残っているが、自然資本の損失を補償するプロジェクトを使うことによって、弱い持続可能性 (weak sustainability) と強い持続可能性 (strong sustainability) ³⁾という基準を費用便益分析の計算枠組みに組み入れることができる。ただし、ここで言及した「純環境コストまたは純環境便益」の計算に関する詳しい提示がないため、貨幣で捉えがたいものはどういふふうに評価の枠組みに取り込むかが依然として課題として残されたままである。

第二に、分配問題である。費用便益分析は集計的な経済効果を評価するのみで、どのグループにどのような得失があったかは明らかにしない。仁連 (1995) は、「費用便益分析における費用便益基準は、誰に帰属するものであれ、国民経済の枠の中で生まれる全ての便益と全ての費用（負の便益）の比もしくは差で示されている。したがって、誰に（どの地域に、

あるいはどの階層に) 便益が帰着するのかという問題を扱うことができる枠組を、費用便益は持っていない」と述べている。この分配の課題に対してセン、ダスグプタ、ピアースらなどが費用便益分析における分配に配慮した重み付けを導入して手法を修正しようとする試みが行われた。しかし、ミシャンはこのような重み付けの方法を「政治的修正主義」と呼んで批判している。その理由としては、このような修正された費用便益分析は重みづけという形で効率と分配という異質のものを混合し、意味不明の結果を生み出すからである⁴⁾。しかし、Atkinson and Mourato (2008) は、こういうことは採用すべき重み付けについてわれわれの理解が不十分なだけで、公平や衡平性に関する重み付けが適切でないということを意味するわけではないと指摘する。例えば、評価の枠組みに重み付けを導入する際にミシャンが提示した「倫理的合意」によって重み付けを決定するのであれば、その不明瞭さがなくなるかもしれない。

第三に、「計算の主観性」、「政治的な側面」と「専門家への依存」という課題が提起された。費用便益分析は純便益の最大化に限定して順位付けを行うとすると、どちらかといえば政府主導的な捉え方となりやすい。費用と便益の内容によっては市民は直接関与しないため、市民は費用と便益に対して十分な理解がない場合もある。この点に対して、栗山 (2003) は仮想評価法 (contingent valuation method, CVM)⁵⁾ を導入し、公共事業に対する一般市民の意見を事業計画に反映させるべきであると主張した。また、鷺田 (1999) は、「環境に対する評価は、社会の受け入れ可能性 (acceptability) によって評価されるのである」と結論付けている。ここで重要な点は、社会を構成する人々の意思を適切に反映するように、社会が受け入れられるような手続きで与えられた評価を我々は尊重すべきであると考えられていることである。すなわち、環境評価の手續に信頼性があれば、結果も受け入れざるをえない。これに関連して、近年では費用便益分析の1つの発展として審議型貨幣評価 (deliberative monetary valuation) が提案されている。審議型貨幣評価は、「表明選好法と政治科学における審議過程の要素を結びつけたものであり、選好形成や社会的衡平性の問題に、表明選好法の評価プロセスで対処しようとするものである」(伊藤・竹内, 2009)。すなわち、公衆参加のプロセスを費用便益分析の枠組みに組み入れることである。これまでいくつかの事例研究に応用されているが(例えば, Lienhoop and MacMillan, 2007; Macmillan et al., 2002), 従来の費用便益分析と比較してどのくらいの優位性があるかについて、理論的な基礎付けが行われておらず、手法そのものが体系的に確立されていないため、試行錯誤的に行われているのが現状である(伊藤・竹内, 2009)。

以上、検討してきたように、公平性や環境・社会・経済など多次元的な要素の統合とそれを組み入れた環境的意思決定を支援する評価手法は、持続可能な発展を実現するためには避けて通れない課題である。そこで、費用便益分析にはいくつかの課題があると思われるものの、持続可能な発展の概念を評価の枠組みに取り入れるよう理論と実践の両面で進展が図られつつある。ただし、Barry (1999) が論じているように、「環境を評価する経済主義的枠組みに伴う問題は、それ自体が間違っているということではなく、むしろそれが議論を独占し、

他の評価手法や自然における人間の関心を排除し、環境的意思決定を行う際に主要な情報形成として規範的に用いられる場合には誤っている」。現在及び将来における環境的意思決定は様々な視点からのより総合的な判断が望ましいとすれば、他の評価手法の発展や既存手法を見直すことも考えなければならない。

1.2.2. ポジション分析 (Positional Analysis, PA)

ポジション分析は、制度学派の経済学を支持するエコロジー経済学者のペーテル・セーデルバウムより提出された分析手法である。彼は新古典派経済学と費用便益分析に対する様々な理論的課題を提起した (Söderbaum, 2000 ; 2002 ; 2006 ; 2008)。一つは、持続可能な発展が持つ多元性から、「効率性や合理性や意思決定に対する新古典派のアプローチは、どちらかといえば単純な経済成長という思想と整合性を保っているが、持続可能な発展とはうまく歩調があっていない」と指摘している (Söderbaum 2008, p.100, 邦訳 155 ページ)。彼は持続可能性という難題からの挑戦に関して、新古典派経済学は「不適切」と判断し、その代替案として制度学派の経済学を強調している。また、新古典派経済学の理論に依拠する費用便益分析に対して、「不確実性や事前防止の原則の適用が深刻に受け止められるなら、曖昧さのない結論としての「費用」や「便益」の単純計算は、ほとんど有益ではない。民主主義が持続可能な発展の基本的な要素であるならば、個人を消費者に還元し、特定の商品に「進んだ」料金を支払うように彼らに要請することは、もはや適切ではなくなる」し (*ibid.*, p.100, 邦訳 155 ページ), 「費用便益分析は社会的意思決定の一部として応用すべきではない」 (Söderbaum, 2000) と述べている。要するに、環境という価値は多次元的であり、可能な限りより多くの次元を貨幣に還元することではなく、環境の本質的価値をそのまま捉えるべきであるとしている。

もう一つの課題は、新古典派の「合理的経済人」(economic man)⁶⁾ が持続可能性の理念と相容れなく、その代替的な概念として「政治経済人」(political economic person)⁷⁾ を提案していることである。つまり、市場価値や消費者の役割だけに限定されることなく、市場に関連した消費者の役割以外 (例えば、地球市民) も関連してくる。その際に、相互学習のプロセスを通じて環境問題を認識していくことが重要である。

以上の批判を踏まえ、セーデルバウムは費用便益の代わりに代替的な手法としてポジション分析を提出した。ポジション分析が意図する中心的な考えは、民主主義の原則に適しうるアプローチを提案することである。この分析の目的は、アクターや意思決定者に対して、論点や意思決定の状況を多元的な観点から分析し、認識を深めていくことにある。また、非貨幣的影響を重視し、専門家が出す結論をそのまま受け止めるのではなく、市民としての個人や利害関係者は、意思決定プロセスに関与すべきである (Söderbaum, 2006)。こうしたポジション分析は広義の多基準アプローチの範疇に分類できるという⁸⁾。

ポジション分析は、次に述べる持続可能性アセスメントモデルに影響を与えているが、費用便益分析のように実際の政策決定プロセスの一環として組み入れられておらず、今まで研

究の次元に限定されてきた。その理由の一つとしては、この手法の目的がそもそも問題を解決することではなく、非貨幣的観点からポジションについて考察し、それぞれの選択による変化や影響を可視化することにある。しかし、現実には公共事業において異なる団体の利害が対立する状況で最終的な判断を下さなければならない場合が多く、その際にこの手続きが、結果を生み出すことを保障し得るかという問題が鋭く問われることになる。

1.2.3. 持続可能性アセスメントモデル (Sustainability Assessment Model, SAM)

持続可能性アセスメントモデル (以下, SAM) は, 1990 年代にイギリスにおける石油とガス産業に対して BP 石油会社, ジェネシス石油ガスコンサルタント (Genesis Oil and Gas Consultants) とアバディーン大学との連携により提案された手法である。この手法は一種の全部原価計算 (full-cost-accounting, FCA) のアプローチであり, 費用便益分析のようにプロジェクトのすべての影響を貨幣で計算するものではあるが, 費用便益分析との違いを強調している。その違いは主に二つある。一つは, SAM は前節で述べたポジション分析と同様, 制度派の経済学から消費者の選好のみではなく市民としての多様な役割を重視している。多元的な側面から市民としての個人や利害関係者が意思決定プロセスに関与すべきであると強調している。また, 伝統的費用便益分析では議論されないより開放的なプロセスで相互討議を通じて各利害関係者の問題意識を啓発するという点も強調される。

SAM の評価プロセスは, 経済的側面の計測だけではなく, 財政のフロー, 資源使用率, 環境的インパクトと社会的インパクトという四つの範疇から公共事業の評価を行う。費用便益分析のように最適解を求めるためにすべての影響を集計的な経済効果で計測するのではなく, 環境, 社会, 資源, 経済という四つの資本で計算する (Judy and Bob, 2005)。ここで手法において注意しなければならないのは, 各資本内の要素・基準を相互に代替することは可能であるが, 環境, 社会, 資源, 経済という四つそれぞれの資本の基準・要素相互の代替可能性は認めないことである (Bebbington et al., 2006)。

持続可能性アセスメントモデルは, 持続可能な発展に対する総合的評価手法として, 評価のアプローチにおいてはポジション分析が強調する意思決定の形成過程を重視し, 持続可能な発展の概念が提起する多元的側面 (環境, 社会, 資源, 経済) を考慮して計測する。また, 強い持続可能性の概念としての自然資本の代替不可能性も評価の枠組みに組み入れる。手法の応用事例としては, イギリスでのエネルギー供給やニュージーランドにおける有機廃棄物などいくつかある (例えば, Cavanagh et al., 2006 ; 2007)。しかし, 先にも述べたように, 持続可能な発展と結び付く価値は, 費用便益分析における便益としては捉えがたいものがあるが, SAM もすべての影響を貨幣で評価するので CBA と同じ課題が残る。また, 手法では環境, 社会, 資源, 経済の四つの側面の影響をそれぞれ計測することに大量の資料が必要となるという技術的困難に直面する場合がある。

1.2.4. 多基準分析 (Multi-criteria Analysis, MCA)

多基準分析は、量的あるいは質的な複数の基準をもとに、選択を行う評価手法である。この手法では単一の貨幣基準によって様々な情報を集約させる費用便益分析とは異なり、複数の基準をそのままの尺度で評価し、それらを多属性効用関数理論 (multi-attribute utility theory, MAUT) やアウトランキング法 (outranking method) などの手法で統合することにより多次的側面の評価への移行を目指している。多基準分析は、1950年代から目標関数をベクトル値とする多目的計画法から発展してきたが、1970年代および80年代において、理論と応用に関する研究が飛躍的に進んだ。1972年に第一回国際多基準意思決定会議が開催されたことは一つの里程碑であった。会議の名前である多基準意思決定 (multiple criteria decision making, MCDA) が一つの新しい研究分野として確立されたということである (Zeleny, 1982)。現在ではかなり多種多様な多基準分析手法が存在している⁹⁾。

この多基準分析の利点について、社会や環境の影響のような無形な (intangible) ものを考慮できることと階層的決定レベルや多様な集団の優先度の差異を統合できるという点が挙げられる (Van Delf and Nijkamp 1977, p. 5, 邦訳 5 ページ)。近年では、公共事業に対して貨幣評価を含む定量的評価が困難な項目については定性的評価で行う多基準分析が、イギリス、オランダ、フランス、ベルギーなどのヨーロッパの国々を中心として実施されている。オランダでは年間約 60 件の環境影響評価が実施される中で多基準分析が適用されているのは年間約 10 件である (Janeesen, 2001)。イギリスでは 2001 年に当時の環境交通地域省 (Department for Transport, Local Government and the Regions; DTLR) が、多基準分析マニュアルを定め、多基準分析と費用便益分析を同時に実施していくことを推奨した (DTLR, 2001)。それに対して、世界ダム委員会は多基準アプローチはプロセスの透明性が高く公開性を持つことから、費用便益分析に代わりうる意思決定の支援ツールとして推奨している (WCD, 2000)。この報告書では、現地住民の住居の移転などの倫理的問題について費用便益分析では解決できないという限界が明確に指摘された。

このように費用便益分析に対する補完的あるいは批判的立場からヨーロッパを中心として多基準分析が適用されるようになった。また、近年では、持続可能な発展という概念が認識され始めたことを背景として、多様な要素を考慮することが可能な多基準分析への期待が高まりつつあり、1998年の「オース条約」では、「持続可能な発展は全ての利害関係者の参加を通して環境保全に対する政府の説明責任とリンクすることで達成できる」と記されている (Pereira et al., 2003)。そのため、住民参加という社会的要素を多基準分析の枠組みに組み入れる研究も進んでいる。例えば、参加型多基準評価 (participative multi-criteria evaluation, PMCE) や利害関係者多基準意思決定支援 (stakeholder multi-criteria decision aid, SMCDA) が開発されてきた (Banville et al., 1998)。このように社会的要素を組み入れた手法が発展したことによって、多基準分析の意思決定プロセスにおける意義が変わってきており、評価計算から参加アプローチまで意思決定に位置付け

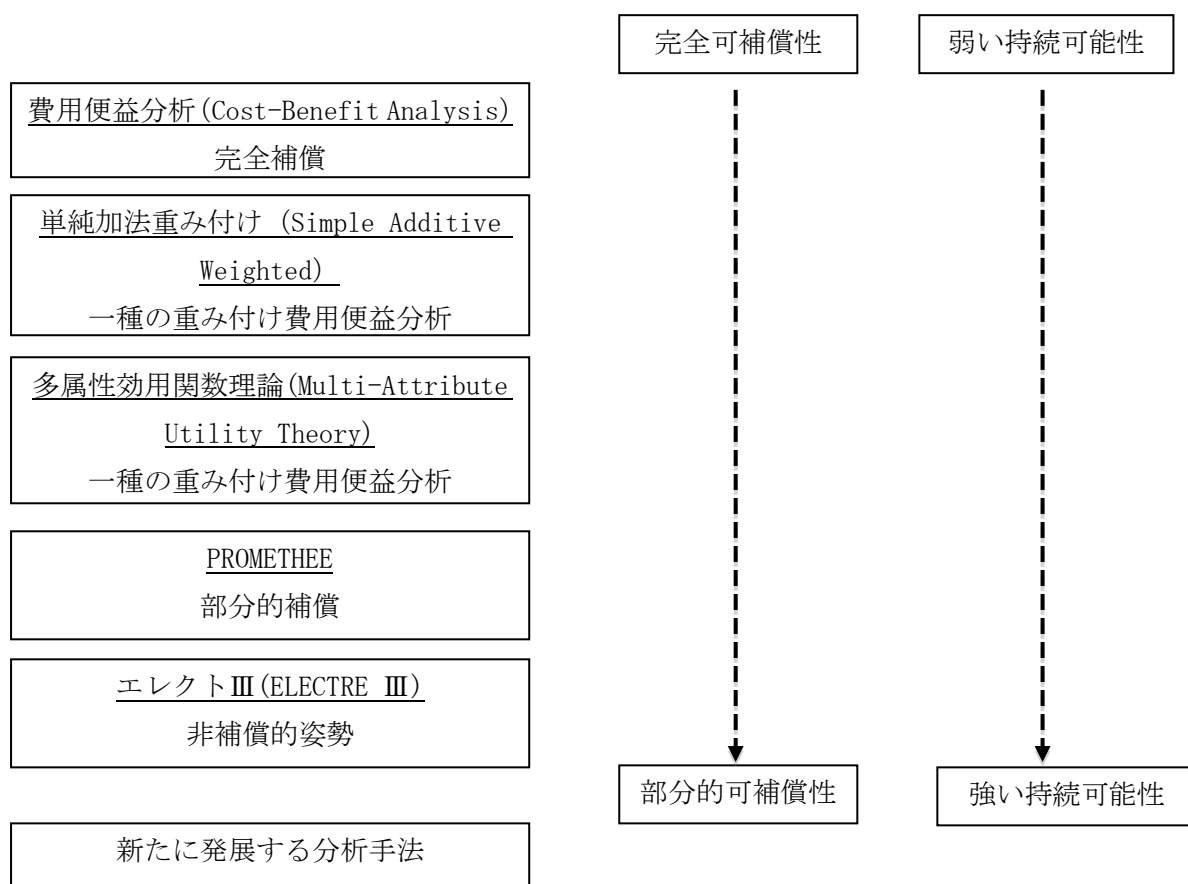
られている。それは多基準分析が専門家や意思決定者にとって政策の議論から評価基準の選択、代替案の構築と比較までサポートできるようなツールとなってきたからである (Salgado et al., 2009)。

そして、近年では強い持続可能性の概念を含める評価手法として社会的多基準評価 (social multi-criteria evaluation, SMCE) が提案された (Munda, 2004; 2008a)。これを応用した実証研究もいくつか示されている (De Marchi et al. 2000; Marchi et al, 2000; Gamboa 2006; Gamboa and Munda 2007; Scolobig et al. 2008; Munda and Russi, 2008)。この手法は、実質的な住民参加を実現しようとするところは他の参加型多基準分析と共通しているが、要素の重み付け方法をトレード・オフの関係ではなく、重要度係数 (importance coefficients)¹⁰⁾ として扱うことで、強い持続可能性の概念に基づいて既存の多基準分析をさらに拡張しようとすることに特徴がある。ここでは持続可能性と多基準分析に関する論点にしばって検討を加えていこう。

持続可能性の考え方を評価手法に組み入れる可能性はさまざまに検討されてきた。費用便益分析に関しては先述したように、ピアースらは、強い持続可能性と弱い持続可能性の基準を評価の枠組みに取り込むことが可能であると論じているが、全ての価値を貨幣で換算するので、補償性をもつことから、費用便益分析は弱い持続可能性にだけ適するという議論も出されている (Rennings and Wiggering, 1997; Polatidis et al., 2006; Munda, 2008a)。それに対して、多基準分析は通約不可能性 (incommensurability)¹¹⁾ の概念で貨幣的評価に還元されえない多様な価値をそのままの尺度で調和的に統合するという形で強い持続可能性の概念を扱うことができるはずであるが (Martinez-Alier et al., 1998; Munda, 2008a), 図 1-1 に示したようにすべての多基準分析において強い持続可能性が必ずしも論理的に位置づけられるわけではない (Polatidis et al., 2006)。目的間の価値の代替性を認めるような効用を基礎とする多基準方法論 (例えば、多属性効用関数理論) は、費用便益分析との本質的な違いが曖昧であった。それは多属性効用関数理論が基本的に費用便益分析と同じく厚生経済理論に依拠するものであり、手法における各属性の重み付けは属性間の代替率を意味し、トレード・オフの関係となっている。これは持続可能性の概念から見れば、トレード・オフの関係は各資本が代替可能であることを意味することから、強い持続可能性の立場からは認めにくい面がある。その一方で、社会的多基準分析で行われる非線形の重み付けは相対的重要度の測度を表すことで、強い持続可能性の概念が求める環境・社会・経済の3側面において他の側面の要素によって「補償」されることを認めないという条件を満たしてい (Munda, 2008)。

以上から明らかなように、多基準分析は多様な側面にわたる複数の基準で評価することで、持続可能な発展が多面的領域を含んだ統合概念に応用できる。さらに、社会的多基準評価のように、重み付けは持続可能性の概念から構築していくという理論も提案された。それと関連したもう一つの進展としては、手法における意思決定プロセスを重視し、参加型の多基準分析によって意思決定プロセスの透明性をより向上させることである。実際、多基準分析に

とって評価プロセスに対してより一層の配慮が求められるという課題が存在する。なぜなら、多基準分析は誰のどのような視点をどのように評価に組み込むかによって分析結果が大きく変わるからである。萩原（2011）によれば、多基準分析を応用することは、「評価主体による判断に差異があることを前提とする」。言い換えれば、評価主体間による分析結果の不一致性が存在することによって多基準分析に対する意思決定プロセスの透明性と信頼性、また、社会的受容性が鋭く問われることとなる。



出典：Polatidis et al. (2006) をもとに作成。

注：単純加法重み付け，多属性効用関数理論，PROMETHEE とエレクトⅢなどの多基準分析の手法に関する詳細な議論は，Belton and Stewart (2002) を参照されたい。

図 1-1 各多基準分モデルの可補償性と持続可能性

評価手法への信頼性に関わる多基準分析のもう一つの課題としては、多基準分析では多種多様な評価アプローチや理論が存在することである。Myśiak (2006) が述べているように、「多基準分析の手法を選択すること自体，一種の多基準意思決定問題である」。つまり，多

基準分析のどの手法を用いるかが、意思決定を支援するときに直面する一つの意思決定問題である。実際、多基準分析を用いて多基準分析の各手法を評価する研究では(例えば, Hobbs, 1994; Duckstein et al., 1982; Teele, 1992; Mahmoud and Garcia, 2000), 異なる多基準分析の手法を適用することによって異なる評価結果が得られる場合も示されている(例えば, Salminen et al., 1998)。場合によっては複数の異なる評価手法で分析することが推奨されるが、その際に異なる評価手法に基づいて出された結果に対してどう判断すべきかについての評価基準を用意することが必要となる。このようなアプローチの多様性は、個々のアプローチの専門性と、政治家や利害関係者や他のアクターの関与の仕方とも関係がある(Söderbaum 2008, p. 112, 邦訳 170 ページ)。そのため、「多基準分析の応用にあたって手法の選択は経験的に試すことが必要とされ、そして、基準の選択は専門家と公衆からなされるべきである」(Mahmoud and Garcia, 2000)。

1.2.5. 考察

以上で検討してきたように、持続可能な発展の概念が提唱されたことに伴って費用便益分析や多基準分析などの伝統的評価手法に新たな転換があり、ポジション分析や持続可能性アセスメントモデルという新しい評価手法も提案された(表 1-3 参照)。一方では費用便益分析のように持続可能性を基準として評価枠組に取り入れるアプローチがあり、他方でポジション分析のように持続可能性を意思決定プロセスの問題として扱うアプローチもある。いずれの評価手法にもそれぞれの課題が残っているが、理論と実践面の両面で進展が図られつつある。そして、ポジション分析、持続可能性アセスメントモデルと多基準分析の共通要素は、主に三つある。第一に、これらの手法は経済的基準だけではなく、持続可能な発展という多元的領域を含んだ統合概念を評価の枠組みに組み入れることが提唱されていることである。第二に、強い持続可能性の概念を組み入れ、各側面(例えば、環境、社会、経済)の資本間の代替可能性を否定することである。第三に、評価の枠組みはより開放的なプロセスで相互討議を通じて各利害関係者の問題意識を啓発するという点である

1.3. 結論

本章は、持続可能性の議論から、持続可能な発展と環境の評価手法をめぐる環境的意思決定における議論を整理し、これらを持続可能な発展に向けての環境的意思決定論への潮流として描いてきた。持続可能な発展は、多元的領域を含んだ統合概念であり、生態系の受容能力の範囲内で、世代内と世代間衡平を調和的に実現させるような発展を意味している。また、環境的意思決定においても重要なコンセプトとなっている。そして、持続可能な発展に1つの確定的な定義を与えることは困難であるが、持続可能な発展という概念の提唱によってそれを組み入れた環境的意思決定のプロセスと評価手法が発展してきた。環境的意思決定論は、

多様な環境価値を評価・考慮し、複雑な環境問題の解決策を探求するための基礎的枠組みを提供するものとして論じてきた。その意義は費用便益分析や多基準分析の新たな発展と、ポジション分析や持続可能性アセスメントモデルの提案で見た通りである。

表 1-3 持続可能な発展の概念を配慮した各評価手法の取組み

評価手法	持続可能な発展が持つ定義・内容		
	世代内・世代間の公平	多元的領域	公衆参加
CBA	分配を配慮した重み付けの導入により考量する	経済の側面のみならず、純環境コストや純環境便益を評価の枠組みに組み入れる	・伝統的費用便益分析は仮想評価法(CVM)による配慮する ・審議型貨幣評価手法が発展してきた
PA	討議による様々な影響を可視化することで配慮する	市民の視点から多元的に評価する	市民としての個人や利害関係者は、意思決定プロセスに関与する
SAM	・討議による影響を可視化する ・環境、経済、資源、社会の計測に独立する（集計しない）	環境、経済、資源利用、社会の四つ領域から評価する	・基本的にP Aの概念を係属する
MCA	・様々な利害関係者の選好を明らかにする ・重み付けによる環境、経済、社会の側面において相互の代替可能性を認めないことで配慮する	少なくとも環境、社会、経済の三つ側面の観点から評価する	・様々な利害関係者の選好を聞き出す ・社会的多基準評価は基準や代替案の設定といった早期の段階から取り込む

出典：筆者作成

費用便益分析は厚生経済学を基礎としながら効率性の基準による公共事業を評価することが一つの客観的尺度を提供してくれる。そして、持続可能性の条件として評価の枠組みに自然資本ストックの減耗に制限を課すこととプロジェクトを組み合わせることによって自然資本の総量の劣化を回避することを要求する。しかし、「補償」できない本質的自然資本が存在するという強い持続可能性を議論する場合には適用しがたい。その一方で、ポジション分析は費用便益分析の一元的価値で評価する概念に対して批判的な立場に立ち、一つの解答を探るよりは多面的な利害関係者の熟議を通じて問題を可視化することが重要とされる。ポジション分析は広義の多基準アプローチの範疇に分類できるが、従来の多基準分析と別に提案された意義は、当時の多基準分析が必ずしもポジション分析が強調している討議のプロセ

スで意思決定を行うわけではなかったところにある。しかし、現実に公共事業をめぐる利害関係者が対立する状況で最終的な判断をしなければならない場合に、参加型の手続きだけで持続可能な発展の実現に向けた意思決定を生み出すことを保証し得るかどうかという問題が問われることになる。持続可能性アセスメントモデルはポジション分析の理論的枠組みを維持しながらも、意思決定のプロセスにおける相互討議・学習の必要性を重視しながら全部原価計算アプローチが提案されたことで意思決定に何らかの評価が必要であることを意味する。しかし、前述したように、持続可能性と関連づける価値は貨幣で捉えがたいものが存在する。それに対して、多基準分析においては環境そのものをそのままの尺度で評価することから、自然の固有価値を認めるという点で意味がある。多基準分析では基準の設定や手法の選択によって評価結果が異なるという、科学的評価で要求される一致性の欠如が、適用する際の重大な欠陥であると言われてきた。しかし、近年、参加型の多基準分析が発展しつつあり、住民参加の実現と評価プロセスの透明性が向上することで、社会の受容可能性を高められている。また、多基準分析は他の手法を排除するという「排他性」を持つ手法ではなく、例えば費用便益分析の結果も評価の枠組みに取り込むことができる。その意味では、多基準分析は環境的意思決定を支援する一つ総合的評価手法とする可能性を持つことが示唆される。

注

- 1) ミシヤンの厚生経済学に関する詳細な議論は、岡（1997）を参照されたい。
- 2) 本質的自然資本（critical natural capital）の定義に関する議論は、Ekins et al.（2003）および籠橋・植田（2011）を参照されたい。
- 3) 弱い持続可能性（weak sustainability）と強い持続可能性（strong sustainability）の定義に関する詳細については、Neumayer（2003）を参照されたい。
- 4) この点に関する詳細な議論は、岡（1997）を参照されたい。
- 5) 仮想評価法（CVM）は、アンケートを利用して人々から環境価値を直接聞き出す方法である。この手法に関する詳細な議論は、栗山（1997）を参照されたい。
- 6) 「合理的経済人」とは、自由な市場経済における利己的な人間のことを言う（Pearce, 1994）。
- 7) 「政治経済人」とは、「多くの役割（職業人、消費者、市民、親などの役割）や関係を担う個人であり、特定の「認識回路」や世界観を参照し、政治的な志向すなわち「イデオロギーの志向性」に導かれるような個人である」（Söderbaum 2008, p. 56, 邦訳 97 ページ）。
- 8) 広義の多基準分析は多元的な基準で定量や定性的評価を行うが、指標の統合を実施せず、資料そのまま意思決定の材料として使われる（DTLR 2001, pp. 31-45）。
- 9) 多基準分析の分類に関する詳細は、Belton and Stewart（2002）やBuchholz et al.（2009）を参照されたい。
- 10) 重要度係数に関する詳細については、Podinovskii（1994）を参照されたい。
- 11) Martinez-Alier et al.（1998）は、価値評価について強い比較可能性（strong comparability）と弱い比較可能性（weak comparability）という概念的区別を導入としている。さらにその価値尺度が基数的であるか序数的であるかによって、強い通約可能性（strong commensurability）と弱い通約可能性（weak commensurability）に分けられる。そして、この弱い比較可能性は価値の通約不可能性（incommensurability）を意味する。

参考文献

- Atkinson, G. and Mourato, S. (2008), Environmental Cost-Benefit Analysis. *Annual Review of Environment and Resources* 33, pp. 317-344.
- 淡路剛久・川本孝史・植田和弘・長谷川公一（2006）『持続可能な発展』、有斐閣。
- Banville, C., Landry, M., Martel, J.M. and Boulaire, C. (1998), A stakeholder approach to MCDA. *Systems Research and Behavioral Science* 15, pp. 15-32.
- Barry, J. (1999), *Rethinking Green Politics: Nature, Virtue and Progress*, SAGE.
- Barbier, E.B., Markandya, A. and Pearce, D.W. (1990), Environmental sustainability and cost-benefit analysis. *Environment and Planning A* 22, pp. 1259-1266.
- Bebbington, J., Brown, J. and Frame, B. (2007) Accounting technological and

- sustainability assessment models. *Ecological Economics* 61, pp.224-236.
- Belton, S. and Stewart, T.S. (2002), *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts.
- Brown, J. and Frame, B. (2005) Democratizing accounting technologies: the potential of the sustainability assessment model (SAM). Victoria University of Wellington, Centre for Accounting, Governance and Taxation Research, School of Accounting and Commercial Law, Working paper series No.15, Wellington, New Zealand, <http://www.accountingresearch.org.nz>.
- Buchholz, T., Rametsteiner, E., T. Volk, and V.A. Luzadis, (2008), Multi criteria analysis for bioenergy systems assessments. *Energy Policy* (37), pp.484-495.
- Cavanagh, J.E., Lennox, J.E. and Frame, B. (2006), The sustainability assessment model (SAM): measuring sustainable development performance. *Australasian Journal of Environmental Management* 13, pp.31-34.
- Cavanagh, J.E., Frame, B. R., Fraser, M. and Gabe, J. (2007), Experiences of applying a sustainability assessment model, in M. Horner, C. Hardcastle, A. Price, J. Bebbington (Eds), *International Conference on Whole Life Urban Sustainability and its Assessment*, Glasgow.
- Chechile, R.A. and Carlisle, S. (1991), *Environmental Decision Making A Multidisciplinary Perspective*. Van Nostrand Reinhold.
- De Marchi, B., Funtowicz, S.O., Lo Cascio, S. and Munda, G. (2002), Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation: an empirical study for water issues in Troina, Sicily. *Ecological Economics* 34, pp.267-282.
- Department of the Environment, Transport, and the Regions (2001) *Multi-Criteria Analysis A Manual*. London: DTLR.
- Ekens P., Simon S., Deutsch L., Folke C. and De Groot R. (2003) A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 44, pp.165-185.
- Fitzpatrick, T. (2002), Making Welfare for Future Generations, in Gahill, M. and Fitzpatrick, T eds., *Environmental Issue and Social Welfare*, Blackwell.
- Funtowicz, S.O and Ravertz, J.R (1991), A new scientific methodology for global environmental issues, in Costanza R. eds., *Ecological Economics*. New York, Columbia, pp.137-152.
- Funtowicz, S.O and Ravertz, J.R (1994), The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics* 10, pp.197-297. *Energy Policy* 35, pp.1564-1583.

- Gamboa, G. (2006), Social multi-criteria evaluation of different development scenarios of the Aysen region, Chile. *Ecological Economics* 59, pp.157-170.
- Guimarães Pereira, Â., Rinaudo, J.D., Jeffrey, P., Blasques, J., Corral Quintana, S., Courtois, N., Funtowicz, S. and Petit, V. (2003), ICT tools to support public participation in water resources governance and planning: Experiences from the design and testing of a multi-media platform. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 5(3), pp.395-420.
- 萩原清子 (2011) 「費用・便益分析と多基準分析：政策決定の考え方」『佛教大学総合研究所紀要』2011(1), 13-57 頁.
- Harding, R., Hendriks, C.M. and Faruqi, M. (2009), *Environmental Decision-Making*. The Federation Press.
- Hobbs, B. F. and Meier, P. M. (1994), Multicriteria methods for resource planning: an experimental comparison. *IEEE Transactions on Power Systems* 9, pp.1811-1817.
- 堀江典子・萩原清子・木村富美子・朝日ちさと (2007) 「環境の評価と意思決定支援における多様な基準の考慮に関する一考察」『都市科学研究』第1号, 87-96 頁.
- Janssen, R. (2001), On the Use of Multi-Criteria Analysis in Environmental Impact Assessment in The Netherlands. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 10, pp.101-109.
- Jacobs, M. (1997) Environmental Valuation, Deliberative Democracy and Public Decision-Making Institutions, In Foster. J. (ed.) *Valuing Nature*, Routledge.
- 籠橋一輝・植田和弘 (2011) 「本質的自然資本と持続可能な発展—理論的基礎と課題」, SD Governance Discussion Paper 2011-004.
- Keeney, R. and Raiffa, H. (1976), *Decisions with Multiple Objectives*. J. Wiley & Sons, New York.
- 栗山浩一 (2003) 「公共事業と環境評価—費用対効果分析における環境評価の役割—」『環境経済・政策学会年報』8, 55~67 頁.
- 栗山浩一 (1997) 『公共事業と環境の価値—CVM ガイドブック』, 築地書館.
- 桑田学 (2005) 「エコロジー的熟議民主主義への潮流」『千葉大学公共研究』第2巻第2号, 238-282 頁.
- Lienhoop, N., and MacMillan, D. (2007), Contingent Valuation: Comparing participant performance in group-based approaches and personal interviews. *Environmental Values* 16(2), pp.209-232.
- Macmillan, D., Philip, L., Hanley, N. and Alvarez-Farizo, B. (2002), Valuing the non-market benefit of wild goose conservation: A comparison of interview and group-based approaches. *Ecological Economics* 43, pp.49-59.
- Mahmoud, M.R. and Garcia, L.A. (2000), Comparison of different multicriteria

- evaluation methods for the Red Bluff Diversion Dam. *Environmental Modelling and Software* 15, pp.471-748.
- Martinez-Alier, J., Munda, G. and O' Neill, J. (1998) Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26, pp.277-286.
- Marglin, S., A. Sen and P. Dasgupta (1972), *Guidelines for Project Evaluation*, UNIDO.
- Mendoza, G.A. and Martions, H. (2006), Multi-criteria decision analysis in natural resource management: a critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230, pp.1-22.
- Mishan, E. J. (1980), How Valid Are Economic Evaluation of Allocative Changes?. *Journal of Economic Issues* 14, pp.143-161.
- Mishan, E. J. (1982), The New Controversy about the Rationale of Economic Evaluation. *Journal of Economic Issue* 16, pp.29-47.
- Munda, G. (2004), Social multi-criteria: Methodological foundations and operational consequences. *European Journal of Operational Research* 158, pp.662-677.
- Munda, G. (2008), *Social Multi-Criteria Evaluation for a Sustainable Economy*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Munda, G. and Russi, D. (2008), Social multicriteria evaluation of conflict over rural electrification and solar energy in Spain. *Environment and planning C: Government and policy* 26, pp.712-727.
- Munda, G. (2009), A conflict analysis approach for illuminating distributional issues in sustainability policy. *European Journal of Operational Research* 194, pp.307-322.
- Munda, G. and Nardo, M. (2009), Noncompensatory/nonlinear composite indicators for ranking countries: a defensible setting, *Applied Economics* 41, pp.1513-1523.
- Myšiak, J. (2006), Consistency of the results of different MCA methods: a critical review. *Environment and Planning C: Government and Policy* 24, pp.257-277.
- Neumayer, Eric (2003), *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- 仁連孝昭 (1995) 「水資源開発と費用便益」『水資源・環境研究』第8号, 70-77頁
- 岡敏弘 (1997) 『新厚生経済学と環境政策』, 岩波書店.
- 岡敏弘 (2002) 「政策評価における費用便益分析の意義と限界」『会計検査研究』第25号, 31-42頁.
- O' Neill, J., Martinez-Alier, J. C. and Munda, G. (2001) *Theories and methods in ecological economics : a tentative classification*. In C. Cleveland, D. Stern and R. Costanza (eds), : *The economics of nature and the nature of economics*. Edward Elgar, Aldershot, pp.34-56.

- Paneque Salgado P, Corral Quintana S, Guimaraes Pereira A, Del Moral Ituarte L, Pedregal Mateos B. (2009) Participative multi-criteria analysis for the evaluation of water governance alternatives. A case in the Costa del Sol (Málaga). *Ecological Economics* 68(4), pp.990-1005.
- Pearce, D.W., Markandya, A. and Barbier, E. (1989), *Blueprint for a green economy*. Earthscan. (和田憲昌訳『新しい環境経済学』, 東洋経済新報社 1994年)
- Pearce, D.W., Atkinson, G. and Mourato, S. (2006), Sustainability and Cost-Benefit Analysis. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*. OECD.
- Pereira, A.V., Rinaudo, J.D., Jeffrey, P., Blasques, J., Quintana, S.C., Courtois, N., Funtowicz, S. and Petit, V. (2003), ICT tools to support public participation in water resources governance & planning: experiences from the design and testing of a multi-media platform. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 5, pp.395-420.
- Podinovskii, V.V. (1994), Criteria importance theory. *Mathematical Social Sciences* 27, pp.237-252.
- Polatidis, H., Haralambopoulos, D., Munda, G. and Veeker, R. (2006), Selecting an Appropriate Multi-criteria Decision Analysis Technique for Renewable Energy Planning. *Energy Sources Part B1*, pp.181-193.
- Rennings K. and Widdering H. (1997), Steps towards indicators of sustainable development: linking economic and ecological concepts. *Ecological Economics* 20, pp.25-36.
- Salminen, P., Hokkanen, J. and Lahdelma, R. (1998), Comparing multicriteria methods in the context of environmental problems. *European Journal of Operational Research* 104, pp.485-496.
- 佐和隆光・植田和弘編著 (2002)『環境の経済理論』, 岩波書店.
- Sheate, W.R., Rosario do Partidario M., Byron H., Bina O. and Dagg S. (2008), Sustainability Assessment of Future Scenarios: Methodology and Application to Mountain Areas of Europe. *Environmental management* 41, pp.282-299.
- Söderbaum, P. (2000), *Ecological Economics: A Political Economics Approach to Environment and Development*. Earthscan Publications, London.
- Söderbaum, P. (2006), Democracy and sustainable development-What is the alternative to cost-benefit analysis? *Integrated Environmental Assessment and Management* 2, pp.182-190.
- Söderbaum, P. (2008), *Understanding Sustainability Economics, Towards Pluralism in Economics*. Earthscan, London (大森正之・小祝慶紀・野田浩二訳『持続可能性の経済学を学ぶー経済学に多元主義を求めて』, 出版研 2010年)

- 竹内憲司・伊藤伸幸 (2011) 「表明選好法の最新テクニック 2: 審議型貨幣評価」 柘植隆弘・栗山浩一・三谷羊平編『環境評価の最新テクニック』, 勁草書房, 54-79 頁
- Tamborra, M. (2003) Developing Tools for Sustainability Impact Assessment: The Role of Socio-economic Research in the EU. *European Commission*, DG Research.
- Tecle, A. (1992), Selecting a multicriterion decision technique for watershed resources management. *Water Resources Bulletin* 28, pp.129-140.
- Turner, R.K. (1993) Sustainability: principles and practice. In: Turner, R.K. (Ed.), *Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice*. Belhaven Press, London/New York, pp. 3-36.
- Turner, R.K., Pearce, D.W. and Bateman, I. (1994), *Environmental Economics: An Elementary Introduction*, Johns Hopkins Univ Pr. (大沼あゆみ訳『環境経済学入門』, 東洋経済新報社 2001 年)
- 植田和弘 (2003) 「持続可能性と環境経済論」 慶応義塾大学経済学部編『経済学の危機と再生』, 弘文堂, 66-82 頁
- 植田和弘 (2008) 「環境サステイナビリティと公共政策」, 『公共政策研究』8, 6-18 頁
- Van Delf, A., Nijkamp, P. and Rietveld, P. (1977), *Multi-criteria analysis and regional decision making*. Springer. (金沢哲雄・藤岡明房訳『多基準分析と地域的意思決定』, 勁草書房 1989 年)
- 鷺田豊明 (1999) 『環境評価入門』, 勁草書房
- WCD (World Commission on Dams) (2000), *Dams and Development: A New Framework for Decision-Making*. Earthscan, London.
- WECD (World commission on Environment and Development) (1987), *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press.
- Zeleny, M. (1982), *Multiple Criteria Decision Making*. New York, McGraw Hill.

第2章 ダム建設問題をめぐる社会的合意形成とその阻害要因—設楽ダム計画を事例として

1990年代後半からダム開発や可動堰建設などの公共事業をめぐって日本各地で対立が生じている。例えば、1995年の長良川河口堰の閉鎖、2001年の吉野川可動堰の住民投票など、反対運動が全国的に広がった事業も少なくない。河川開発や管理計画を巡るコンフリクトの解決策を探るためには、まずコンフリクトがどのような状況・要因で生じたのかを分析する必要がある。

本章では、ダム建設事業とその見直しをめぐる社会的合意形成について、設楽ダムを事例に事業をめぐる対立構造を分析する。社会的合意形成を阻害する要因を考察するとともに、2010年9月から全国のダム検証に係る「関係地方公共団体からなる検討の場」の取り組みや動向を検証する。具体的には、以下の三点に焦点を絞って考察を行う。①ダム事業をめぐる社会的合意の定義と特徴、そして合意を進めていくための条件を明らかにする。②コンフリクト分析により設楽ダムをめぐる利害対立の構造を分析し、社会的合意形成の阻害要因を検討する。1つは、争点となる事業の合理性について、もう1つは、いわゆる「関係公共団体からなる検討の場」における住民参加のメカニズムについてである。③それらを踏まえて、今後ダム建設事業をめぐる社会的合意形成を進めていく上での課題を明らかにする。

2.1. ダム建設問題の展開と社会的合意形成

1990年代から先進国でダム計画の見直しやダム撤去という動きが見られた。1994年にアメリカ連邦政府開墾局総裁は、「アメリカ合衆国においてダムの時代は終わった」と宣言した¹⁾。日本では1997年に河川法が改正され、政策評価法に基づく事業評価などが行われ、2009年4月1日までに114ダム事業を中止した。また、2009年夏の政権交代に伴い、可能な限りダムに頼らない治水を目指すという行政側の政策転換によって、全国136のダム事業のうち89事業が新たな基準に沿った検証を行う対象となった²⁾。

ダム建設をめぐる社会的合意形成には、アクター間の複雑な対立が常に存在し、極めて多くの困難に直面する。そして、ダム事業の見直しをめぐってダム建設計画が長期化する中で、問題もまた複雑・多様化する。従来であった流域の受益圏/受苦圏の構図は不鮮明なものとなり、理解しにくい状況が作り出される(帯谷, 2004)。例えば、滋賀県の大戸川ダム中止をめぐって、2006年時点では下流受益地である京都府・京都市が事業中止を支持する姿勢を表明したが、地元の滋賀県や大津市が「流域住民の安全を無視した」と激しく反発し、ダム建設に伴い移転した住民も「自分たちの犠牲が報われない」として不満を示した(焦, 2010)。また、熊本県の川辺川ダム事業見直しの経緯をみると、熊本県は2001年までにダム建設を推進する立場を取っていたが、受益地域である人吉市は1990年初頭から反対運動や利水訴

訟を提起し、建設事業は中止されることとなった（大塚，2005）。いずれの事例も、ダム建設によって被害を被る水没予定地域と利益を受ける下流地域との対立といった単純な構図では説明できない。そのため、ダム事業をめぐる社会的合意形成を図るためには、その地域社会の変化を視野に入れ、流域自治体の対立、住民と行政や住民間の対立などが複雑に絡み合った構造を解明することが必要である。

また、ダム検証に係る検討について、2010年9月に国土交通大臣から各関連機関³⁾に対して、検討の手順や手法を定めた「ダム事業の検証に係る検討に関する再評価実施要領細目」に基づいて実施するよう指示があった。しかし、こうしたダム検証に係る行政の取り組みや関係住民の関与についてはこれまで十分に整理や評価がなされてこなかった。ダム建設や中止をめぐる社会的合意形成に関して、個別事例研究として住民のダム反対運動の取り組みと地域社会の変化に着目した研究は比較的多く報告されている（淀野，2005；大塚，2005；帯谷，2006）。また、ダム事業をめぐる流域ガバナンスとその阻害要因を把握した研究（焦，2010；井坂，2010）や河川整備計画をめぐる合意形成と住民参加の課題を事例分析した研究（中村，2007；仲上，2008；大野，2009）も少なくない。これらの研究は個々のダム事業をめぐる対立構造や行政の河川整備計画の策定過程を把握する上で有益であるが、いずれの事例も新たな基準に沿った検証の取り組みや課題について言及されておらず、ダム事業の検証にあたって「関係公共団体からなる検討の場」の動向や評価に関しては研究蓄積がほとんどない。

また、ダムの検証における情報公開や意見聴取等の進め方について、河川法第16条の2（河川整備計画）等に準じて、「学識経験を有する者、関係住民、関係地方公共団体の長、関係利水者の意見を聴く」といったプロセスで検討することが規定されている。しかし、蔵治ら（2006）が指摘するように、「意見を聞く具体的な手続きは法令に規定されておらず、これらの条文をどう運用するかは河川管理者の裁量に委ねられているため、河川法改正の趣旨がいかされるかどうかは河川管理者の意欲次第となっている可能性がある」。例えば、地域の意見を反映するための方式の一つとして、「流域委員会」を設置することが挙げられるが、流域委員会の運営方式や制度的特徴は水系によって大きく異なる（蔵治，2006；大野，2012）。また、「関係公共団体からなる検討の場」における流域委員会の位置づけもまた不明瞭である。そして、流域委員会を評価する際に、「個別の象徴的なケースのみを取り上げて流域委員会や1997年に導入された新たな河川計画制度の是非を語ることは、誤った政策的インプリケーションを導く可能性もある」（大野，2012）。したがって、「関係公共団体からなる検討の場」における住民参加の取組みも水系によって異なると考えられ、その動向を分析するためには個別の事例のみではなく、全国的なデータから見る必要がある。

2.1.1. ダム建設をめぐる社会的合意形成の特徴

合意形成という言葉の定義は様々である。桑子（2003）によれば、「合意形成は多様な価値観の存在を認めながら、人々の立場の根底に沈む価値を掘り起こして、その情報を共用し、

お互いに納得できる解決策を見いだしてゆくプロセス」である。公共事業をめぐる合意形成について、国土交通省は2003年に発表した「公共事業のアカウントビリティ向上を目指して」の中で、「キーパーソン根回し型」から「不特定多数との合意形成」へという姿勢の転換を提示した⁴⁾。この「不特定多数との合意形成」とは「社会的合意」と理解される。そして、社会的合意形成の成否は、社会構成員がある案に対して全員一致で同意したかによって判断される。つまり、Susskind (1999) が提示したように、「合意形成は全員一致の同意を追求する過程である」。しかし、現実には、ダム建設事業のように社会的合意形成に関わる関係者が多くいる場合は、厳密に全員一致の同意が実現するのは難しい。そこで、原科(2005)が論じているように、「全員が積極的に賛成しなくても、積極的に反対する人はいないという状況でも、全員一致とみなすという立場がある」。本研究も、この立場に基づいて論をすすめたい。

社会的合意形成過程で対立が生じる原因としては、主に2つのことが考えられる。一つは、合意形成に関わる情報が不完全なことによって誤解が生じ、このことで合意形成を困難にする状況となる場合である。この場合は客観的・科学的な判断が示されれば、各主体の状況や情報を共有して協議しあい、相互理解を深める努力によって、ある程度解決することが可能である。しかし、もう一つは、たとえほぼ情報が完全な状況になったとしても、各主体の対立が依然として発生している場合である。つまり、このコンフリクトは各主体の「価値観の相違」あるいは「判断基準の相違」によるものである。この状況において、相互理解を深めるように努力したとしても、個々人や各主体が持つ価値観や立場がそもそも相違しているため、対立を緩和し、合意形成に至ることはかなりの困難が伴うことが多い(片田ほか, 2011)。

ダム問題で社会的合意形成におけるコンフリクトが生じる原因は、この両者によるものといえる。ダム事業に対する完全な情報が得られない場合は、各主体の事業への理解や協力を得られず、合意形成に至ることが難しいが、いくら情報を共有して理解を深めたとしても、利害関係者の本来持っている価値観が異なることによって、合意を形成することが困難な場合がある。また、ダムを作るか作らないかという二者択一的な、つまりすべての主体が満足した状態を得ることなく行われる合意形成は、「辛い合意形成」⁵⁾とも呼ばれる(桑子, 2006)。かつて、「正当な補償制度の確立によって、頻発するダム反対運動生成を抑制することができる」と想定された(華山, 1969)。しかし、補償をめぐる争点とは異なって自然環境の保護を一つの目的として、例えば川辺川ダムのような受益地である下流域を中心としたダム反対運動が90年代初頭から顕在化してきた。つまり、補償できない自然環境、地域コミュニティや故郷への愛着心などが重視されてきたのである。

「辛い合意形成」の場合は、合意が形成されない状態からいかに合意が形成される状態に至ることができるだろうか。一つの方法としては、各主体の「価値観」を数理的に分析することによって、具体的にどのように価値観が相違しているかを把握することである。例えば、ゲーム理論を用いて複数の主体が採択する行動を数理的に定義し、コンフリクト調整の結果としての妥協解を見出す手法や多基準分析を用いて人々の主観価値を計算し、その分析結果

を合意のプロセスに反映する手法などが挙げられる（佐藤ほか，2002；坂本ほか，2005；蔡ほか，2012）。

もう一つ辛い合意形成に欠かせないプロセスとしては，制度分析（institutional analysis）やコンフリクトアセスメント（conflict assessment）によって各主体が持つ意見や立場，つまり，対立の構造を解明することである。そして，この対立構造からいかに合意に導くかというプロセスを設計することである。すなわち，さまざまな検討を加えて関係者に納得できる最終的な結論に至る討議と話し合いのプロセスを構築することである。これは，原科（2010）が提起したハイブリッドモデルのように，多様なステークホルダーが参加することで，科学的合理性を専門家の議論により担保し，異なる利害関係者の参加により民主性を満たすという透明性が高い公共空間での議論が必要とされる。また，この場で中立な立場に立つ司会役の選択が重要である（図 2-1）。

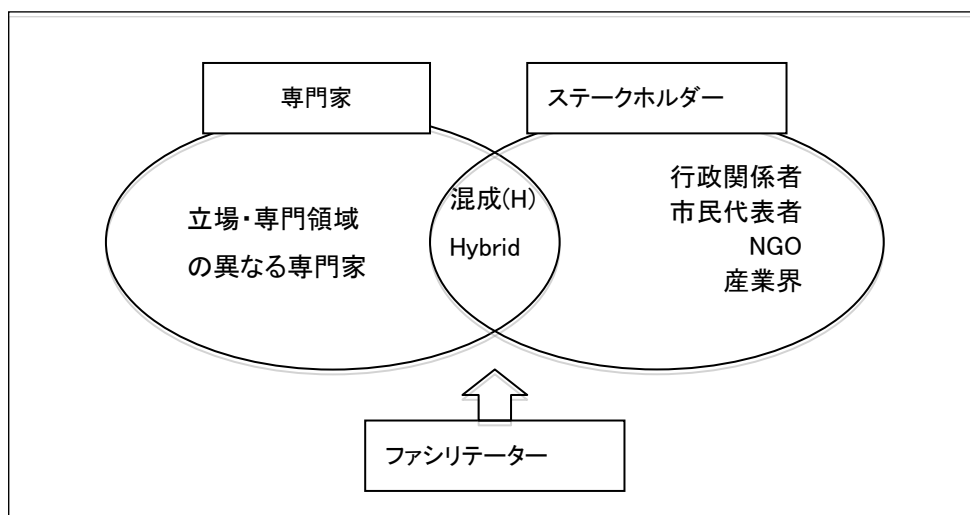


図 2-1 ハイブリッドモデル

出典：原科（2005）

ダム事業をめぐる対立が生じた場合に，こうした利害対立を調整するプロセスの設計は特に重要である。それは，多くのダム建設事業をめぐる紛争に見られるように，ダムの必要性が中心的な争点となったケースが少なくなり，異なる領域の専門家から関係者が納得できるような客観的・科学的な判断が示されることが必要になってきたからである。そして，関係住民にとっては，意思決定のプロセスに自分たちが関与しえることで，手続きの公平性に満足することによって合意が図られる可能性が高くなると考えられる。例えば，大川ダム事業をめぐる社会的合意形成では，反対同盟関係者も審議会に参加することができた。その結果，彼らが長年主張してきた森林の保全管理という領域を視野に入れた新たな政策が最終答申に盛り込まれることはなかったが，「検討委員会の審議にはほぼ満足している」と語られた

(帯谷, 2004)。しかし, 多くのダム事業の事例では, 行政は住民との葛藤が長期化する中で共同で話し合いの機会を設けることをせず, 問題を回避するといった態度を取りながら, 事業を進めていた。こうした場合は形式上問題を決着させたことになったとしても, 積極的に反対する人がいるという状況であり, 合意が図られたとは言えない。次節では具体的な事例を紹介するとともに, 合意形成過程について論じる

2.2. 設楽ダム建設をめぐる社会的合意形成

2.2.1. 豊川流域と設楽ダム事業の概要



図 2-2 設楽ダムの位置

出典：愛知県公式 web サイト

豊川は愛知県東三河地方を流れる, 流域面積 724km² の一級河川である。その流域は東三河地域の中心である豊橋市をはじめとする 3 市 1 町⁶⁾ からなり, 東三河地域における産業, 経済の基盤となっている地域である。地域の主要な産業は, 付加価値の高い農業 (メロン, スイカ, 電照菊などの施設園芸) や自動車産業, 食料品産業 (ゼリー, ちくわなど) などである。その中, 田原市と豊橋市の農業産出額は愛知県内の 1 位と 2 位を占めており, 平成 18 年における農業産出額の全国市町村別順位では, 田原市が 1 位 (724 億円), 豊橋市が 6 位 (474 億円) となっている⁷⁾。このような産業形態を反映して, 豊川水系の水利用使用割合は, 農業用水が 31m³/秒で最も多く, 57%を占めている。農業にとって水は命だと言われるが, 豊川における渇水発生状況は, 1973 年から 2010 年までの 38 年間において, 32 回取水制限が実施されている。また, 戦後最大の洪水として記録された 1969 年 8 月の洪水をはじめとして, これまで何度も洪水被害に見舞われている。そのため, 図 2-2 に示したように,

1971年に設楽町で洪水調節、新規水資源開発と流水の正常な機能の維持を目的とする設楽ダムが計画され、予備調査が着手された。ダムの規模は、堤高129m、総貯水量9,800万³で、重力式コンクリートダムとして計画された。総事業費は2,070億円であり、2011年度3月までに272億円が投入されている。

ダム事業の進捗については、地権者との用地補償等の交渉は約80%が妥結しており、2011年3月末時点の進捗率は用地取得が29%（213.5ha）、家屋移転が23%（124世帯中、28世帯）であり、付替道路とダム本体工事にはまだ着手していない。そのほか、水源地域整備計画に基づく事業（総事業費約903億円）がある⁸⁾。

2.2.2. 設楽ダム問題の経緯と住民の反対運動

設楽ダムの是非をめぐって、これまで40数年間にわたって議論が重ねられてきた。1973年に愛知県が設楽町に対して設楽ダムの調査を申し入れたが、地域住民が設楽ダム反対連絡協議会（反対協）を組織し、設楽町議会が絶対反対を決議した。また、ダム直下流域にあたる地域で組織された設楽ダム反対直下流域協議会も反対運動を行っていた（松倉、2010）。しかし、1991年に旧設楽町内の反対組織が二つに分断され、元の反対協が解散に追い込まれるなど反対運動は一時期下火となっていた。設楽町議会も建設計画が発表された当時、強い反対姿勢を取っていたが、行政や事業者からの強力な説得があり、ダム建設による雇用や地域振興などへの期待から、少し柔軟な態度に転じていた。2008年に設楽町議会が「設楽ダム建設計画に関する設楽ダム住民投票条例案」を否決し、さらに2009年にダム建設推進派の横山町長が当選したことから設楽町が建設を推進する姿勢に変化しつつあった⁹⁾。こうしてすべての関係地方公共団体は、事業推進の立場となっていた（表2-1参照）。そして、ついに2009年2月に条件付きで建設を受け入れ、水没地区が一般補償基準で妥結し、ダム建設に同意することになった。

しかし、2009年夏の政権交代に伴い、可能な限りダムに頼らない治水を目指すという行政側の政策転換によって、設楽ダムは新たな基準に沿った検証の対象となった。そのため、国土交通省中部地方整備局（以下、中部整備局）では検証要領細目に基づき、「設楽ダム建設事業の関係地方公共団体からなる検討の場」を設置し、2010年11月から2013年2月までに検証を5回実施した。検証の内容としては、まず設楽ダム事業の点検を行い、次に利水、治水と流水の正常維持に対するそれぞれの複数の対策案を設定・抽出して総合的評価を行った¹⁰⁾。2013年2月に中部整備局は費用や実行可能性の側面からダム建設継続が最も有効との再検証結果の素案を示した。この検証結果について、愛知県の大村知事は5月に、厳しい県の財政状況を踏まえて費用対効果の議論が必要との判断から、ダム建設の賛否の判断を先送りすると表明した。この表明を受け、中部整備局や建設推進を求める流域六市町長らには困惑が広がり、早期の決断を求める声が上がった¹¹⁾。

その一方で、ダム建設に反対する地元住民が2007年に組織した「設楽ダムの建設中止を求める会」は、「設楽ダム」の必要性を認めず、ダム建設費の一部を県が負担するのは違

法として、メンバーら 139 人が愛知県の大村知事らを相手取り、「水需要がなく、ダム建設は必要ない」と主張して訴訟を行い、国の基本計画などの妥当性を争った¹²⁾。2010 年 6 月の一審名古屋地裁判決は、「実際の需要量は想定値に達しない可能性が高い」としたが、「需要想定に問題があっても、ダムの基本計画が著しく合理性を欠くこととはいえない」として、住民側の請求を棄却した。2013 年 4 月に名古屋高裁は、一審に続き「ダム計画が著しく合理性を欠くこととはいえず、県の負担金支出が違法だとはいえない」として、住民側の訴訟を棄却した¹³⁾。住民側は上告する方針を取っており、行政と住民の間にダムの是非をめぐる対立が続いている。また、2013 年 10 月 20 日に行われた設楽町長選が投開票され、ダム建設容認派の現職が反対派など 2 人を破り再選を果たした。この開票結果は大村知事の態度に影響を与える可能性もあり、事実上民意を問った選挙だったといえる¹⁴⁾。

表 2-1 設楽ダム建設事業に関する主体と意向

行政	愛知県		賛成	検証によるダム建設が最も合理的方法である。
			→保留（検証）	費用対効果の検証が必要である。
	設楽町	上流域 (建設予定地区)	反対	計画の当時は激しく反対した。
			→賛成	地域振興も含めて、一刻もダム計画を継続して進めてほしい。
	新城市	上流域・中流域	賛成	治水と利水両面において恩恵をうける受益地である。
	豊橋市	下流域	賛成	治水と治水の面からもダム建設を進めてほしい。
	豊川市	下流域	賛成	検証によるダム案が最も合理的方法である。
田原市	利水地域	賛成	農業には水の確保と安定度が最も重要である。	
	浦郡市	利水地域	賛成	100%豊川用水に依存しているため、ダム推進の立場である。
学識経験者	豊川流域委員会 (11人)		賛成（5人）	地域のコンセンサスを得られるように進めてほしい。
			反対（3人）	<ul style="list-style-type: none"> ・「流水の正常機能の維持」といった建設の目的に疑問がある。 ・環境を第一に考え、ダムのない川づくりを考えてほしい。

出典：国土交通省中部地方整備局「設楽ダム建設事業の検証に関わる検討報告書（原案）」、「豊川の明日を考える流域委員会」の 32 回議事録（2013）と『東日新聞』2013 年 3 月 21 日などに基づいて筆者作成。

2.2.3. 設楽ダム事業をめぐる論点と対立点

ダム問題でコンフリクトが生じる原因は、先述したように、意思決定の中身とそのプロセスによるものであると考えられる。つまり、合意形成に至るために、各主体が納得できるような事業の合理性と公正さが求められている。ここで事業の合理性については、科学的合理性と経済的な妥当性があげられ、公正さに関しては社会的な均衡性と手続きの公正性が考えられる（原科，2010；趙，2010）。本研究では、この四つの基準を用いて行政と反対派住民団体の主張の対立構造を明らかにする。なお、経済的妥当性とは、事業実施の可否を判断する経済的な効果測定結果に関することであり、いわゆる費用便益分析の評価結果が判断の基準である。社会的な均衡性とは、水没予定地域が被る被害をいかに緩和するかのことであり、つまり補償の問題と関わっている。そして、手続きの公平性とは、意思決定の過程における関係住民が参加できる制度と手段の整備、討議過程や情報が公開されるかどうかといったプロセスの透明性である。

その結果、表 2-2 に示したように、設楽ダム事業をめぐることは、開発主体である国や県の主張と反対派住民団体の主張が真っ向から対立し、それぞれの論点が平行状態で交わることのないまま紛争が長期化している。訴訟からみた反対派住民団体の主張は主に 5 つがある。すなわち、①農業用水、工業用水と水道水の需要予測は過大であり、実際は水が足りている、②ダムによる洪水調節効果は極めて限定的なものである、③ダム開発水の取水の安定化は、流水の正常な機能の維持に含まれない、④環境影響評価では生態環境への影響評価が不十分である、⑤ダム予定地はダム地盤として不適切である、という 5 点である¹⁵⁾。ここでは、豊川の自然環境の保護も主張の一つであるが、設楽ダムが治水・利水の両面において不要だけでなく、地滑り・水質汚染などのリスクを伴うことを立証し、不要かつ危険なダム建設事業に対する自治体の負担金の支出を差し止めることが目的となっている。ここでは、主要な争点となる事業の合理性を少し詳しく検討したい。

治水、利水と流水の正常な機能の維持を目的とする設楽ダムの必要性について、反対派住民団体や学識経験者は検証を重ねてすべての側面においてダムの必要性がないと指摘していた。利水に関する水道水の将来需要量の推定の問題に関して、行政が出した数値に対して住民団体は 2007 年までの実績値に基づいて 2015 年需要を正確に予測すれば、現在の豊川総合用水で十分に供給できると反論した¹⁶⁾。ここでは、行政が主張した基礎数値について、もう一つの問題点が存在すると指摘できる。それは、推計に用いられる基準年の問題である。将来需要量の推計は、水道施設設計指針に沿っており、将来人口に一日平均有収水量、計画有収率、計画負荷率、計画利用量率を考慮して推計されている。推計に用いた計画給水人口は、国立社会保障・人口問題研究所が公表した 2017 年度の中位推計値データであった。データによれば愛知県の総人口の推移は、2017 年に 7,470 千人でピークに達し、それ以降減少していく傾向で、総人口の増加率も 2017 年以降にマイナスになる¹⁷⁾。設楽ダムの利水地域である 1 市 5 町の総人口の推移も 2017 年以降に同じく減少する傾向である。つまり、2017 年を基準年として推計すれば、水道水の将来需要量が最も大きく、新規に必要な開発量の

根拠となり、ダム建設の必要性が訴えられたのである。しかし、設楽ダムの建設工事に着手してから事業完了までに必要な期間は約 11 年と推定されている。すなわち、2026 年以降に完成する予定のダムでは、2017 年にピークとする水道用水量を供給することができないのであり、基準年の設定を変更して再推計の必要があると考えられる。

表 2-2 設楽ダム建設事業をめぐる対立が生じる原因

発生原因	主要な内容	建設主体と反対住民の主張	
		建設主体	反対住民
科学的合理性	洪水の調整の効果	効果がある	設楽ダムの集水面積は豊川流域全体の 8.6%で効果が極めて限定的なものである
	新規水資源の開発の必要性	必要がある	水が足りる。水需要がない
	流水の正常な機能の維持	河川環境の保全のため	ダム開発水の取水の安定化は、流水の正常な機能の維持に含まない
	環境影響評価の結果	初めて環境アセスメントが実施された多目的ダム事業	河川環境や海域への影響評価が不十分
経済的な妥当性	事業の経済的な費用・便益	費用より便益が大きい	正確ではない。環境コストが計算されない
社会的な均衡性	地域間の均衡性	地域の犠牲：水源地対策特別促進法による影響を緩和する	地域の犠牲：地域コミュニティーや故郷への愛着心が補償できないものが存在する
手続きの公平性	意思決定への住民参加	学識経験者と関係住民への意見聴取、パブリックコメントの実施・検討・回答	形式的な参加
	討議の透明性	情報公開・記者会見や傍聴席の設置など	建設推進の立場が明確な者のみの審議過程で、検証結果が最初から「結論ありき」だと批判

出典：国土交通省中部地方整備局「設楽ダム建設事業の検証に関わる検討報告書（原案）」、設楽ダムの建設中止を求める会「第 1 準備書面（控訴理由書）」などに基づいて筆者作成。

次に、流水の正常な機能の維持に関わる課題である。河川行政は、依然として「治水・利水」を最も重要な政策目標とし、洪水対策・渇水対策としてダムを作りたがる慣性力が働く。それに対して、市民は河川の環境保全が最優先の政策目標として認識し、ダム建設に反対する傾向がある（焦，2010）。しかし、設楽ダムの総貯水容量は9,800万 m^3 のうち、最も大きいのが流水の正常な機能の維持6,000万 m^3 であり、その他に洪水調節容量は1,900万 m^3 、新規利水容量は1,300万 m^3 がある。流水の正常な機能の維持といった「不特定容量」の機能としては、渇水時にダムから水を放流し、豊川の河川流量を増加させ瀬切れ区間を解消することで、河川生態系や良好な河川環境を保全することができ、環境保全のための容量であると行政が主張してきた¹⁸⁾。

設楽ダムは、この「流水の正常な機能の維持」を主たる目的とする全国でも初めてのダムである。しかし、本来、治水における不特定補給とは、ダムの建設などに伴って、既存の農業水利や河川環境の保全に影響を与えないように設けられるものである。つまり、ダムの建設による環境への影響を緩和するための貯水量であり、それがダムを作る目的となることは考えにくい（福岡，1994）。そこでこの巨大な「不特定容量」が必要とされる本当の理由としては、昔から水資源開発が進められてきた結果、豊川用水・総合用水事業によって、宇連川の大野頭首工（豊川用水取水堰）下流では、大雨時以外、全く水が流れない川の区間ができてしまい、豊川下流の頭首工の維持流量が毎秒 2m^3 と低く設定されてきたことも、最下流の水道水や工業用水の取水地点の塩水化を引き起こす原因となり、解決する必要があったことである。すなわち、「過去の水資源開発で川の流量が減ってしまったので、これまでに造ったダムとは比較にならない大規模な設楽ダムを建設して、解決しようというものである」と指摘された（市野，2008）。

しかしながら、ダム、可動堰や河道改修などの工事によって河川に様々な影響を及ぼすことをできるだけ回避するため、1990年に建設省（当時）が『多自然型川づくり』の推進について」を全国に通達し、人間社会の都合のみによって勝手に自然環境を改変することを戒め、人間と自然の調和ある共存をできるだけ図ることが促進された。したがって、過去のダムや堰の建設によって引き起こした川の影響に対して、また新しいダムを造って解決しようとする考え方を根本的に転換する必要がある。また、不特定容量の確保による環境が保全される便益は、直接に計算できないため、代替法による6000万 m^3 容量のダムを建設する費用から計算され、設楽ダムの費用便益分析に約1,584億円の便益として加算された。結局、ダムによる環境の便益は計算されたとしても、ダム建設が自然環境にもたらした影響はコストとして費用便益の枠組みに入らなかった。

2.2.4. 考察

以上で検討してきたように、設楽ダム事業をめぐる関係流域自治体の姿勢は、時代とともに変化が見られた。そして、設楽ダム事業をめぐるのは、開発主体である国や県の主張と反対派住民団体の主張が対立し、それぞれの主張が平行状態で交わることのないまま葛藤が長

期化していたという経緯がある。そこで、中心的な論点となるダムの必要性については、訴訟で提起された反対住民団体の主張以外にも、水需要を算出する基準年の問題などといった行政が提示した根拠とする数値には問題点が存在することを示した。また、本来ダムの建設による環境への影響を緩和するための貯水量である流水の正常な機能の維持といった「不特定容量」は、設楽ダムの総貯水容量の5分の3以上も占め、ダムを建設する主たる目的となっている。この点については、ダム事業の再検証における意見が求められた豊川流域委員会の専門家にも疑問の声が上がっていた。こうした設楽ダム事業の合理性に問題が存在することは、反対住民団体との合意が図られない原因の一つであった。

そして、ダム建設事業をめぐる社会的合意形成に至るためには、事業の合理性以外に、各主体が納得できるような手続きの公正さが求められている。特に、すでに対立が生じた場合に、利害対立を調整する制度の設計や討議プロセスの透明性などが合意に導くには欠かせないものであると考えられる。以下では、設楽ダム事業の検証の取組みを考察するとともに、全国のダム検証に係る「関係公共団体からなる検討の場」における住民参加の取組みを検討する。

2.3. ダム事業に係る「関係公共団体からなる検討の場」の意義と課題

2.3.1. 設楽ダム事業計画の見直しをめぐる審議過程

設楽ダム事業計画の対策案を審議してきた「関係公共団体からなる検討の場」の審議過程には、どのような意義があったのだろうか。また、「関係公共団体からなる検討の場」といった審議会は行政と住民の対立解消にどういう役割を果たしたのかについて、審議会が本来持つ機能を検討した上で、これらの問題を考察してみる。

審議会の設置に至る背景については、1995年に長良川河口堰の運用開始に対する激しい反対運動を背景に、当時の建設大臣が、今後の大規模な公共事業については、「計画の当初からより透明性と客観性のあるシステムをつくる必要がある」と明言した。この見解を受けた建設省は、反対運動が激しい同省の11の直轄事業に対して計画の妥当性を審議することを目的として、「ダム等事業審議委員会」（ダム審）の設置を決めた。事業を再検討するという目的で設置されたが、当時のダム審の構成員は県知事や市町村長、および知事が推薦する者など推進の立場が明確な者で固められ、地域住民や専門家には参加の機会がほとんどなかった。また、実際に多くのダム審の審議過程が非公開で、客観性や透明性に問題があると批判された。

それに対して、1998年に建設省が「建設省所管公共事業の再評価実施要領」を策定し、「河川、ダム事業については河川法に基づき、学識経験者から構成される委員会等での審議を経て、河川整備計画の策定・変更を行った場合は事業評価を行ったとみなすことができる」という規定を事業の見直しに組み込んだ（政野，2008）。それに基づき、各都道府県も独自に

条例を制定したうえで、専門家や関係住民も含む「公共事業評価監視委員会」などの審議会を設置し、審議過程も傍聴席の設置や公聴会の開催などの措置によって社会に公開されている（帯谷，2004）。こうした審議会は、市民参加を促進する行政手段として導入され、「公論形成の場」の機能を果たすものとして期待をされていた（新川，1997）。しかし、前述したように条例の運用は河川管理者の裁量に委ねられているため、実際には実施要領を形式的にクリアしただけの形骸化した再評価が散見されるという指摘もあった（政野，2008）。

さて、ダム事業の再検証に係る「関係公共団体からなる検討の場」の審議はどのように進められてきたのか。2010年に国土交通省が策定した検証要領細目では、「検証主体は「関係地方公共団体からなる検討の場」を設置し、相互の立場を理解しつつ、検討内容の認識を深め検討を進める」といった内容が提示された。ここでの「検証主体」とは、直轄ダムについては地方整備局等、水資源機構ダムについては水資源機構及び地方整備局、補助ダムについては都道府県をいう。この定義から分かるように、「関係公共団体からなる検討の場」といった審議会は、検証主体である事業者と関係流域自治体から構成されて検証を行うことで、どちらかいうとダム審のような行政内部での検証が主な目的であった。したがって、設楽ダム事業に係る「関係公共団体からなる検討の場」でも、専門家や関係住民を含まず、中部整備局長と中部整備局河川部長が検証主体で、豊川流域市町長（豊橋市，豊川市，新城市，設楽町）および設楽ダム新規利水地の市長（浦郡市，田原市）が構成員であった。いずれも建設推進の立場が明確な者であるため、反対派住民からは検証結果が最初から「結論ありき」という批判があった。ただし、「関係公共団体からなる検討の場」の審議過程はダム審のような閉鎖的・非公開ではなく、会議の開催にあたって記者会見や傍聴席の設置をしており、毎回の会議記録もホームページで公開されている。また、検証にあたって学識経験者と関係住民の意見を反映する手続きとしては、住民にパブリックコメントを2回実施し、学識経験者からの意見聴取1回と関係住民からの意見聴取会1回が開催された。これらの取り組みによって、審議プロセスの透明性の向上と情報公開が図られ、住民の意見もある程度反映することができた。その中、学識経験者に対する公聴会については、「豊川の明日を考える流域委員会」に意見を聴くことであり、流域委員会にとって前回から4年3ヶ月ぶりの開催となり、委員長は冒頭のあいさつで「久しぶりに我々の手元に戻ってきた」と話した。そして、研究者からはダム建設への疑問が相次いだほか、住民の理解への配慮を求める声も聞かれた。その一方で、設楽町長は「これまでの流域委員会の議論の結果を重んじ、町民が落ち着いた生活をできるようダムの方向性を定めてほしい」と訴えた¹⁹⁾。

豊川の河川整備について助言を求められたため、1998年に設置された豊川の流域委員会は、今までに32回の会議が開かれ、設楽ダム事業の必要性や対策案に関する検討も含めて河川整備の議論を積み重ねてきた。しかし、流域委員会の専門家はダム検証に係る審議会の討議過程に参加することができず、公聴会で聴取された意見も適切に計画に反映されるのかどうかは必ずしも明らかではない。このような審議過程は、1節で紹介したハイブリッドモデルのように、討議プロセスにはできるだけ多様なステークホルダーが参加できるような仕

組みを設計し、科学的合理性を専門家の議論により担保し、異なる利害関係者の参加により民主性を満たすという透明性が高い公共空間での議論ではなかったように思われる。したがって、設楽ダム事業の検証に係る「関係公共団体からなる検討の場」は合意形成としての住民参加という観点からは、有効に機能しているとは断言できない。

そもそも、「関係公共団体からなる検討の場」において住民参加をどのように考えるのか、また利害対立を調整する制度として設計することができるのかについては、より詳しく検討する必要がある。そのため、次に、全国的なデータから「関係公共団体からなる検討の場」の住民参加の取組みを明らかにしたうえで、設楽ダムの事例は全体の中でどのように位置づけられるのかを考察する。新たな基準に沿った検証対象となった84のダム事業²⁰⁾のうち、それ以前に休止されたダム事業や公共事業評価監視委員会などの他の機関により審議された12のダム事業²¹⁾、および現在検証中で公聴会などのデータがない19のダム事業²²⁾は分析対象から外し、最終的に53のダム事業を分析対象とした。それぞれのデータは、各地方整備局と各地方県庁のウェブサイトや文献資料を通じて収集した。

2.3.2. 直轄ダム事業における「関係公共団体からなる検討の場」の審議過程

全国53のダム事業の検証資料を整理・検証した結果、国土交通省直轄ダム事業（以下、直轄ダム事業）と国土交通省補助ダム事業（以下、補助ダム事業）における「関係公共団体からなる検討の場」の構成員や検証過程が大きく異なっていた。ここでは、まず直轄ダムと補助ダムの定義と特徴に少し触れてから論を進めたい。

1896年に制定された旧河川法では、河川の管理主体は都道府県知事であった。1964年に河川法の改正によって、一級河川の管理施設の建設とその維持管理は建設大臣が行うものであり、二級河川は都道府県知事が管理する。そして、河川の管理に要する費用負担については、一級河川の改良工事についての負担は国が3分の2、都道府県が3分の1を負担するものとし、大規模工事では都道府県が10分の3を負担するものとした。二級河川では、その2分の1を超えない範囲内で、国が負担するものとした（山本，1993）。国土交通大臣が河川法や特定多目的ダム法の規定により直轄施行する多目的ダムは、一部のダムを除き、計画から建設、そして管理まで一元的に行われ、建設費用は国が3分の2、都道府県が3分の1を負担するものとし、大規模工事では都道府県が10分の3を負担するものとした。また、ダム使用权設定予定者（電力会社など）は建設費の一部を出すこととした。そのほか、ダムの建設によって著しく利益を受ける者に、「受益者負担金」の規定で特定灌漑に対する地元の受益の負担割合は10分の1とした。補助ダムの場合に、都道府県が事業を建設・管理し、事業費の半分は国が負担し、地方負担分には地方交付税による補填があり、都道府県の負担は3割にとどまる。そして、直轄ダム事業が所在する水系は沖縄県を除き、通常は一級水系であるのに対して、補助ダム事業は一級水系、二級水系の区別なく建設される。

次に、直轄ダム事業に係る「関係公共団体からなる検討の場」の審議過程を分析した結果、主に二つの類型が見られた。一つの類型は、設楽ダム事業のように、「関係公共団体からな

る検討の場」は事業者と関係地方公共団体で構成されて検証が行われる。住民参加の取り組みとしては、パブリックコメントと公聴会の実施により学識経験者と住民の意見を聴取する。そして、作成された対策方針(素案)に対し事業評価監視委員会の意見を聴いて対策方針(案)が決定され、国に報告する。もう一つの類型は、対策案の検討は検証主体である地方整備局の河川部長、関係地方公共団体の都市整備局長、県土整備部長、土木部長や建設部長などの行政関係者からなる幹事会があらかじめ検討し、その結果を「関係公共団体からなる検討の場」で関係地方公共団体の長に報告して審議を行う。この場合、住民参加の手続きは前者と同じであった。16の直轄ダム事業における審議過程や構成員などは、こうした法令に基づいて基本的に共通した方式で行っていた(表2-3)。なお、まだ検証中で公聴会などのデータがない15の直轄ダム事業の審議も同様に事業者と関係地方公共団体から構成されて検証を行うことが確認された。それに対して、補助ダム事業では、地域ごとに検討の主体、構成員や住民意見聴取のかかわり方など違いが見られ、多様な制度設計の下で審議されていることが明らかになった(表2-4)。

2.3.3 補助ダム事業における「関係公共団体からなる検討の場」の審議過程

補助ダム事業に係る「関係公共団体からなる検討の場」については、直轄ダム事業と同じ審議プロセスで行った地域以外(表2-3)に、その構成員と審議過程からは主に以下のような三つのタイプに類型化することができる。

(1) 関係公共団体、事業者と専門家型

ダム事業の検証は、基本的に直轄ダム事業と同じ審議過程で行っていたが、専門家を加えて事業者や関係地方公共団体と共同に検証を行う。住民参加の取り組みとしては、パブリックコメントと公聴会の実施により学識経験者と住民の意見を聴取する。そして、作成された対策方針(素案)に対し事業評価監視委員会の意見を聴いて対策方針(案)が決定され、国に報告される。

(2) 検討委員会型

ダム事業の検証は学識者から構成される検討委員会が中心に行っている。事例によってその進め方には差異が見られた。例えば、新潟県の場合は、学識経験者から構成される検討委員会がダム事業の検証・検討を行い、検証の内容について関係住民、利水者、公共団体の長と検討主体から構成される「流域懇談会」に対して意見を2回聴取した上で、県民にパブリックコメントの実施を加えて対策方針(原案)を作成して検証主体である新潟県に提言する。それに対して、青森県の場合は、住民参加の手続きについては新潟県と類似していたが、対策方針(案)は検証主体である青森県が作成し、学識経験者から構成される検討委員会に提出して検証を行う。

表 2-3 関係地方公共団体と事業者から構成される「関係公共団体からなる検討の場」の概要

	事業主体	施設名	検討の場（構成員）			公聴会				検証
			首長	事業者	検討	学識経験	住民 ³⁾	参加	発言	
直轄	北海道開発局	新桂沢ダム（再）	○	○	4	1(9)	1	-	4	継続
		三笠ぼんべつダム	○	○	4	1(9)	1	-	4	継続
		平取ダム	○	○	5	1(12)	1	-	7	継続
		サンルダム	○	○	5	1(15)	1	-	6	継続
	東北地整	田川ダム	○	○	4	1(11)	1(3)	-	1	継続
		成瀬ダム	○	○	5	1(7)	1(3)	-	9	継続
	関東地整	ハッ場ダム	○	○	1(10)	2(13)	1(4)	-	51	継続
	中部地整	新丸山ダム（再）	○	○	2(5)	1(13)	1	-	5	検証中
		設楽ダム	○	○	5	1(9)	1(6)	-	26	検証中
	近畿地整	足羽川ダム	○	○	1(5)	1(14)	1(3)	43	5	継続
	四国地整	横瀬川ダム	○	○	1(5)	1(8)	1	-	4	継続
		山鳥坂ダム	○	○	1(5)	1(6)	1(3)	-	9	継続
	九州地整	大分川ダム	○	○	5	2(8)	1(3)	-	8	継続
		立野ダム	○	○	3	1(5)	1(3)	-	30	継続
本明川ダム		○	○	3	1(4)	2	-	6	継続	
東北地整	鳥海ダム	○	○	4	1(9)	1(2)	-	-	継続	
水資源機構	小石原川ダム	○	○	4	1(9)	1(3)	67	14	継続	
補助	和歌山県	切目川ダム	○	○	5	5(6)	×	×	×	継続
	岩手県	築川ダム	○	○	1(1)	×	1	13	-	継続
		津付ダム	○	○	1(1)	×	1(2)	33	-	中止
	宮城県	筒砂子ダム	○	○	4	1(11)	1(3)	-	1	中止
	静岡県	布沢川ダム	○	○	4	4(12)	28	476	-	中止
	三重県	鳥羽河内ダム	○	○	3	-	-	-	-	継続
	大阪府	安威川ダム	○	○	2	×	×	×	×	継続
	高知県	和食ダム	○	○	4	4(3)	1	12	-	継続
		春遠ダム	○	○	3	4(3)	1(2)	10	-	継続
	福岡県	五ヶ山ダム	○	○	2	2(4)	1(3)	116	-	継続
		伊良原ダム	○	○	2	1(3)	1(2)	180	-	継続
	長崎県	石木ダム	○	○	3	1(7)	1	82	-	継続
		浦上ダム（再）	○	○	2	1(7)	1	15	-	継続
沖縄県	タイ原ダム	○	○	4	1(5)	1	16	-	中止	

注：“-”は、資料が公表されなかったことを示し、“×”は開催されなかったことを示す。

¹⁾括弧内は幹事会の開催回数を示す。

²⁾数字は開催回数を示し、括弧内は専門家の人数を示す。

³⁾数字は開催回数を示し、括弧内は開催地区の数を示す。

つまり、この両者の検証過程の違いとは、青森県と比べて新潟県の検討委員会が担った役割が大きい点であった。青森県の検討委員会は県が作成した対策方針（案）を審議する役割であったが、新潟県は対策案の立案や抽出から審議と対策方針（案）の作成まですべて検討委員会が行っていた。対策案作成や検討が行政を中心に行われるのではなく、検討委員会が県に提言するということからボトムアップ型の審議過程となっている。そして、こうした検討委員会型の審議過程は学識経験者が中心に検証を行うため、公聴会による学識経験者や住民の意見聴取の実施の有無にばらつきがあった（表 2-4）。公聴会が実施されず、住民の意見はパブリックコメントにより聴取されるケースが多く見られた。

（3） 関係公共団体、事業者と専門家型

ダム事業の検証は、基本的に直轄ダム事業と同じ審議過程で行っていたが、専門家を加えて事業者や関係地方公共団体と共同に検証を行う。住民参加の取り組みとしては、パブリックコメントと公聴会の実施により学識経験者と住民の意見を聴取する。そして、作成された対策方針（素案）に対し事業評価監視委員会の意見を聴いて対策方針（案）が決定され、国に報告される。

（4） 検討委員会型

ダム事業の検証は学識者から構成される検討委員会が中心に行っている。事例によってその進め方には差異が見られた。例えば、新潟県の場合は、学識経験者から構成される検討委員会がダム事業の検証・検討を行い、検証の内容について関係住民、利水者、公共団体の長と検討主体から構成される「流域懇談会」に対して意見を2回聴取した上で、県民にパブリックコメントの実施を加えて対策方針（原案）を作成して検証主体である新潟県に提言する。それに対して、青森県の場合は、住民参加の手続きについては新潟県と類似していたが、対策方針（案）は検証主体である青森県が作成し、学識経験者から構成される検討委員会に提出して検証を行う。つまり、この両者の検証過程の違いとは、青森県と比べて新潟県の検討委員会が担った役割が大きい点であった。青森県の検討委員会は県が作成した対策方針（案）を審議する役割であったが、新潟県は対策案の立案や抽出から審議と対策方針（案）の作成まですべて検討委員会が行っていた。対策案作成や検討が行政を中心に行われるのではなく、検討委員会が県に提言するということからボトムアップ型の審議過程となっている。そして、こうした検討委員会型の審議過程は学識経験者が中心に検証を行うため、公聴会による学識経験者や住民の意見聴取の実施の有無にばらつきがあった（表 2-4）。公聴会が実施されず、住民の意見はパブリックコメントにより聴取されるケースが多く見られた。

表 2-4 補助ダムにおける多様な審議型の構成と内容

	事業 主体	ダム数	首長	事業 者	専門家 (人数)	関係住民 (人数)	回 数	学識経験 者 ¹⁾	住民 ²⁾	住民の 参加人数	検証 結果
検証主体、 首長と専 門家型	岐阜県	内ヶ谷ダム	○	○	2	×	4	2	2	290	継続
	福井県	河内川ダム	○	○	2	×	4	2(7)	1(2)	52	継続
		吉野瀬川ダム	○	○	2	×	4	2(19)	1(2)	104	継続
検討委員 会型	青森県	駒込ダム	○	×	11	×	3	1	1	-	継続
		奥戸生活貯水池	○	×	11	×	3	1	1	-	中止
	新潟県	儀明川ダム	×	×	5	×	8	流域懇談会 ³⁾	×	×	継続
		常浪川ダム	×	×	5	×	8	流域懇談会 ³⁾	×	×	中止
		新保川ダム(再)	×	×	5	×	8	流域懇談会 ³⁾	×	×	継続
		晒川ダム	×	×	5	×	8	流域懇談会 ³⁾	×	×	中止
	香川県	椀川ダム	○	○	8	×	4	×	1(4)	155	継続
多様なス テークホ ルダー型	北海道	厚幌ダム	○	×	7	11	3	×	1	84	継続
	山形県	最上小国川ダム ⁴⁾	○	○	○	○	3	×	1	×	継続
	滋賀県 ⁵⁾	北川ダム	○	○	×	○	3	1(5)	×	×	中止
	兵庫県	西紀ダム	○	○	3	6	6	×	×	×	継続
		金出地ダム	○	○	3	6	6	×	×	×	継続
	島根県	波積ダム	×	×	7	3	4	×	×	×	継続
	岡山県 ⁶⁾	大谷川生活貯水池	○	○	○	○	4	×	2	59	中止
	広島県	庄原ダム	○	×	5	3	4	×	×	×	継続
	山口県	平瀬ダム	○	×	8	17	3	×	×	×	継続
	徳島県	柴川ダム	○	○	3	3	3	×	1	42	中止
	大分県	玉来ダム	○	○	7	13	3	1(2)	×	×	継続
	山口県	木屋川ダム(再)	○	○	6	2	3	×	×	×	継続

注：“-”は、資料が公表されなかったことを示し、“×”は開催されなかったことを示す。

¹⁾数字は開催回数を示し、括弧内は専門家の人数を示す。

²⁾数字は開催回数を示し、括弧内は開催地区の数を示す。

³⁾流域懇談会は関係住民、利水者、公共団体の長と検討主体から構成され、検討委員会から意見を二回聴取された。

⁴⁾山形県はダム事業の検証に「最上小国川ダム流域の治水と活性化を考える懇談会」を設置し、懇談会では環境部会、防災部会、観光部会と農林水産部会に分けられ、それぞれ会議を開いて審議を行った。各部会の構成員の人数が異なるため、“○”で示す。

⁵⁾滋賀県は関係住民が参加したことが確認できたが、参加人数が公表されなかったため、“○”で示す。

⁶⁾岡山県は専門家と関係住民が参加したことが確認できたが、参加人数が公表されなかったため、“○”で示す。

(5) 多様なステークホルダー型

「関係公共団体からなる検討の場」は、学識経験者、関係住民、関係地方公共団体の長や行政関係者など多様なステークホルダーから構成され、共同に事業の検証を行う。検討委員会型と同様に、事業者は、必ず「関係公共団体からなる検証の場」の構成員となるわけではなかった。また、こうした「関係公共団体からなる検討の場」は学識経験者や関係住民の意見聴取の場も兼ねたというやり方を取った県もあり、学識経験者や住民に対する公聴会の実施の有無も異なっていた。その中、山形県のように検証に力を入れた地域も見られた。山形県はダム事業の検証に学識経験者、地域有識者、地域代表と行政関係者から構成される「最上小国川ダム流域の治水と活性化を考える懇談会」を設置し、懇談会では環境部会、防災部会、観光部会と農林水産部会に分けられ、それぞれ審議を行った。そして、関係する町長と町議会の代表者などから構成される検討会議が開催され、公共事業評価監視委員会の意見を聴取して対策方針（素案）が作成された。その後、パブリックコメントと住民説明会を実施したうえで検討会議からの意見を参考に対策方針（案）が作成された。最終的に、対策方針（案）に対して公共事業評価監視委員会の意見を聴いて対策方針が決定された。

2.3.4 考察

設楽ダム建設についての意思決定において利害対立を調整する制度や手段が不十分であった。そのことについて、設楽ダムのような直轄ダム事業の再検証に係る「関係公共団体からなる検討の場」における審議過程は、合意形成としての住民参加という観点からみると、有効に機能していない点があると指摘した。設楽ダムの審議の場は河川管理者、県知事や市町村長のみで構成されて検討を行った。学識経験者や住民の意見は法令に基づいて公聴会で聴取された。しかし、例えば、意見を求められた豊川の流域委員会は、今まで32回の会議が開かれて、設楽ダム事業の必要性や対策案に関する検討も含めて河川整備の議論を積み重ねられてきたが、審議会の討議過程に参加することができなかった。こうした参加の手続きを通じて専門家の知見や住民の意見が適切に計画に反映されるか否かは必ずしも明らかではない。

それに対して、補助ダム事業の審議過程では、地域ごとに「関係公共団体検討の場」の構成員や学識経験者と住民意見聴取のかかわり方などに違いが見られ、多様なステークホルダーと制度設計の下で審議されていることが明らかになった。その中、専門家からなる検討委員会型や多様なステークホルダー型といった審議類型は、多様な利害関係者の関与やより早い段階での参加といった観点からは住民参加型の審議会に近づけようという努力が見られた。もちろん、審議会においてその構成員の選択や審議回数など手続きの構成、プロセスの透明性や設計について、より詳細な検討が必要であるが、1節で論じてきたように、合意形成に導くプロセスの設計には、合理性を専門家の議論により担保し、民主性を異なる利害関係者の参加により満たすという条件からは、これらの審議会の制度設計によって合意が図られる可能性が高くなると考えられる。したがって、設楽ダム事業の審議過程も、こうした多

様な利害関係者が議論しあう共通の場が設置されることによって、合意形成を促進することができると考えられる。

2.5. 結論

本章では、設楽ダムをダム建設事業とその見直しをめぐる対立の構造を分析し、社会的合意形成の阻害要因を考察した。その結果、設楽ダム事業をめぐる関係流域自治体の姿勢は、時代とともに変化が見られた。そして、設楽ダム事業をめぐる開発主体である国や県の主張と反対派住民団体の主張が対立し、それぞれの主張が平行状態で交わることもないまま葛藤が長期化していた。このように設楽ダムをめぐる社会的合意形成が図られない要因として、一つは中心的論点となるダムの必要性については、行政が提示した根拠とする数値にはいくつかの問題点が存在することが挙げられる。もう一つは、設楽ダム建設についての意思決定における利害対立を調整する制度や手段が不十分であったことである。補助ダム事業の検証は地域ごとに多様な利害関係者と制度設計の下で審議を行うのに対して、設楽ダムのような直轄ダム事業の検証に係る審議会は事業者と関係公共団体を中心に行うものであった。設楽ダム事業の審議過程も、多様な利害関係者が議論しあう共通の場が設置されることによって、合意形成を促進することができると考えられる。今後、ダムの再検証において具体的審議過程に関して個別事例研究を積み重ねていく必要があるとともに、「関係公共団体からなる検討の場」といった審議会において住民参加をどのように考えるのか、改めて制度面について検討する余地がある。そして、「関係公共団体からなる検討の場」はダム事業の検証において利害対立を調整する制度の一つとして活用されるべきである。

注

- 1) 1996年9月14日に国際ダムサミットで「21世紀の河川思想を構築する」をテーマに基調講演を行った。
- 2) 国土交通省（2010）「今後の治水対策のあり方について 中間とりまとめ」
<http://www.mlit.go.jp/river/shinngikai_blog/tisuinoarikata/220927arikata.pdf>. 2013年5月20日参照。
- 3) 検証主体は「ダム事業の検証に係る検討に関する再評価実施要領細目」に基づいてダム事業の再評価を実施する。「検証主体」とは、直轄ダムについては地方整備局等、水資源機関ダムについては独立行政法人水資源機構及び地方整備局、補助ダムについて都道府県をいう。
- 4) 国土交通省（2003）「公共事業のアカウントビリティ向上を目指して提言集」
<http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha03/13/130829/03.pdf>>. 2013年5月20日参照。
- 5) 「辛い合意形成」に対して、地域づくりのように各利害関係者が工夫すればみんながハッピーなものになれる可能性がある。これは「楽しい合意形成」と呼ばれている（桑子，2006）。
- 6) 豊川流域は豊橋市，豊川市，新城市と設楽町からなる。
- 7) 愛知県「農業の動き 2012」（2012），豊橋市ホームページ
<<http://www.pref.aichi.jp/nourin/seisaku/ugoki/ugoki2012/nougyouhonpen.pdf>>
<<http://www.city.toyohashi.aichi.jp/nogyokikaku/area/index.html>>. 2014年2月2日参照。
- 8) 国土交通省中部地方整備局「設楽ダム建設事業の検証に関わる検討報告書（原案）案」
http://www.cbr.mlit.go.jp/kawatomizu/dam_kentou/pdf/shitara_houkokusyo_genanana_ALL.pdf>. 2013年5月10日参照
- 9) 『中日新聞』2009年10月12日
- 10) 同注8
- 11) 『中日新聞』2013年5月21日
- 12) 設楽ダムの建設中止を求める会「第1準備書面（控訴理由書）」
<http://no-dam.net/110209soshono1_1102.pdf>. 2013年4月20日参照
- 13) 『毎日新聞愛知版』2013年4月25日
- 14) 『朝日新聞』2013年10月20日
- 15) 同注12
- 16) 富樫幸一（2009）「設楽ダムによる都市用水供給の不要性 -豊川水系フルプランと東三河における都市用水開発-（意見書）」<<http://no-dam.net/tomigashi.pdf>>. 2013年5月10日参照。
- 17) 国立社会保障・人口問題研究所（2013）『日本の地域別将来推計人口（平成25（2013）年3月推計）-平成22（2010）年～52（2040）年-』を参照した。

- 18) 同注 8
- 19) 『東日新聞』2013年3月21日
- 20) 全国136のダム事業のうち89事業が新たな基準に沿った検証を行う対象となったが、浅川ダム（長野県）、与布土生活貯水池（兵庫県）、野間川生活貯水池（広島県）、内海ダム再開発（香川県）や路木ダム（熊本県）は、2009年の年内に本体契約を行うことが予定されていたため、事業の検証は実施されなかった。
- 21) 戸草ダム（中部地整）については、利水者（長野県知事）が2001年にダム使用権設定の取り下げを申請しており、2012年に正式に中止された。大洞ダム（再）（関東地整）は、必要な流量が既存施設によって確保でき、治水面にもほかのより効率的対策案があるため、既に中止の方向で考えられ、従来の手続きによって検証を行う。吾妻川上流総合開発（関東地整）は、品木ダムの嵩上げは地質調査より実施することが困難であり、万座ダムの建設により水質中和することが技術的に困難であったため、既に中止の方向で考えられ、従来の手続きによって検証を行う。七滝ダム（九州地整）は、2003年に公共事業再評価委員会の審議により都市用水の確保はないこととなり、正式に中止される見通しとなった。倉渕ダム（群馬県）は、2003年に当時の知事が建設凍結を表明しており、2010年3月に公共事業再評価委員会が、「利水目的でダム計画に参加した高崎市が代替水源の確保を決めており、事業の費用対効果が低下した」として、事業中止を求める県の方針を了承した。黒沢ダム、駒沢ダム、角間ダム（長野県）については、県が事業を一時休止しており、正式に中止される見通しとなった。武庫川ダム（兵庫県）は2000年、白紙に戻され、「ダム以外の治水対策を進める」とされている。五木ダム（熊本県）については、県が公共事業再評価監視委員会の審議結果等を総合的に判断して、事業を中止した。大和沢ダム（青森県）については、弘前市の下水道整備により土淵川や腰巻川の水質が大幅に改善されたため、大和沢ダムからこれらの川への環境用水の補給が必要なくなり、治水面にもほかのより効率的対策案があるため、公共事業再評価委員会の審議により正式的に中止された。大多喜ダム（千葉県）については、水需要の停滞等の社会情勢の変化から水道事業の撤退により流域委員会から事業の見直しを行い再評価した結果、事業の継続が難しいと判断される。
- 22) 霞ヶ浦導水（関東地整）、利賀ダム（北陸地整）、大戸川ダム（近畿地整）、田川ダム（東北地整）、筑後川水系ダム群連携（九州地整）、城原川ダム（九州地整）、南摩ダム（水資源機構）、川上ダム（水資源機構）、丹生ダム（水資源機構）、木曾川水系連絡導水路（水資源機構）、増田川ダム（群馬県）、大島ダム（岐阜県）、水無瀬ダム（岐阜県）、大河内川ダム（山口県）、五名ダム（再）（香川県）、長柄ダム（再）（香川県）、川内沢ダム（宮城県）、矢原川ダム（島根県）、猿川ダム（佐賀県）の19ダム事業についてはまだ検証中で、公聴会は今後実施される予定となっている。

参考文献

- 井坂暢也 (2010) 「流域治水対策とその進展を阻害する政治的・制度的要因の検討 -滋賀県の事例より-」『公共政策研究』第 10 号, 104-115 頁.
- 市野和夫 (2008) 『川の自然誌 -豊川のめぐみとダム』愛知大学総合郷土研究所.
- 帯谷博明 (2004) 『ダム建設をめぐる環境運動と地域再生-対立と協働のダイナミズム』, 昭和堂.
- 帯谷博明 (2006) 「地域環境管理の計画決定過程と市民参加 -大分県大野川の河川整備計画から-」『奈良女子大学社会学論集』第 13 号, 77-92 頁.
- 大澤英昭・広瀬幸雄・尾花恭介 (2009) 「吉野川第十堰を事例として関係者への信頼, 情報の理解の程度及び関係者の意見の受け入れに関する要因」『土木学会論文集』第 65 巻第 3 号, 244-261 頁.
- 大野智彦 (2009) 「河川管理における市民参加の理念と実際-河川整備計画の策定手続きを対象として」室田武編著『グローバル時代のローカル・コモンズ』ミネルヴァ書房, 147-167 頁.
- 大野智彦 (2012) 「流域委員会の制度的特徴 -クラスター分析による類型化」『水利科学』第 328 号, 58-78 頁.
- 大塚勝海 (2005) 「川辺ダム問題と地域社会 -人吉市を事例としたダム問題と地域の課題について-」『国学院大学大学院経済論集』第 33 号, 75-112 頁.
- 片田敏孝・及川康・木村秀次 (2011) 「情報提供戦略の違いがダムの社会的イメージに及ぼす影響」『土木学会論文集』F5 第 67 巻第 1 号, 23-31 頁.
- 桑子敏雄 (2003) 「市民参加型公共事業の展開」『土木施工』第 44 巻第 5 号, 90-95 頁.
- 桑子敏雄 (2006) 「社会的合意形成と風土の問題」『千葉大学公共研究』第 3 巻第 2 号, 114-122 頁.
- Susskind LE (1999) *The Consensus Building Handbook: A Comprehensive Guide to Reaching Agreement*, Sage Publications, Inc.
- 蔵治光一郎・大野智彦・五名美江 (2006) 「複数の基準と指標を用いた一級水系流域委員会の実態評価」『水資源・環境研究』第 19 号, 7-16 頁.
- 佐藤裕一・萩原良己・内藤正明 (2002) 「水資源開発に伴うコンフリクトと合意形成を考慮した意思決定システムの提案」『環境システム研究論文集』第 30 号, 215-222 頁.
- 坂本麻衣子・萩原良己・畑山満則 (2005) 「水資源開発コンフリクトにおけるプレイヤーの設定に関する研究」『環境システム研究論文集』第 33 号, 415-422 頁.
- 蔡佩宜・佐藤真行・籠橋一輝・植田和弘 (2012) 「水資源管理計画の代替案評価における社会的多基準分析の適用-矢作川と豊川を事例として」『環境情報科学 学術研究論文集』第 26 号, 31-36 頁.
- 焦従勉 (2010) 「ダム事業をめぐる流域ガバナンス」『神戸学院法学』第 40 巻第 2 号, 123-144 頁.

- 政野敦子（2008）「河川計画行政とその課題」『計画行政』第31巻第2号，10-15頁。
- 趙誠培・中谷朋昭・出村克彦（2010）「ダム建設によるコンフリクトに対する合意形成過程：韓国のハンタン江ダムの事例より」『北海道大学大学院農学研究院邦文紀要』第30巻第2号，181-203頁。
- 仲上健一（2008）「淀川水系整備計画をめぐる対立と合意形成」『計画行政』第31巻第2号，16-23頁。
- 中村正久（2007）「淀川水系における上下流関係と河川整備計画の策定 -環境の目的化をめぐる社会的合意形成の課題」大塚健司編著『流域ガバナンス-中国・日本の課題と国際協力の展望-』，アジア経済研究所，143-172頁。
- 新川達郎（1997）「審議会・懇談会と自治体政策形成」『都市問題』第88巻第1号，63-78頁。
- 華山謙（1969）『補償の理論と現実 -ダム補償を中心に』勁草書房。
- 原科幸彦（2005）『市民参加と合意形成』，学芸出版社。
- 原科幸彦（2010）「プランニングにおける合意形成」『合意形成学』勁草書房，59-84頁。
- 百武ひろ子（2003）「参加と合意のプロセスデザイン」『土木施工』第44巻第6号，74-80頁。
- 福岡賢正（1994）『国が川を壊す理由』，葦書房有限公司，119-143頁。
- 淀野順子（2005）「地域住民主体の公共事業見直しと地域づくり：徳島県木頭村の細川内ダム反対運動に着目して」『社会教育研究』第23号，51-72頁。
- 松倉源造（2012）「設楽ダム着手に至る最終手続きを検証する（上）」『愛知大学総合郷土研究所紀要』第57号，51-68頁。
- 山本三郎（1993）『河川法全面改正に至る近代河川事業に関する歴史的研究』，日本河川協会。

第3章 水資源管理計画の代替案評価における社会的多基準分析の適用 —矢作川と豊川を事例として—

前章での検討から明らかにしたように、設楽ダム問題においてコンフリクトが生じた要因は、大きく以下の三つが挙げられる。①ダム事業の合理性について、行政が提示した根拠とする数値はいくつかの問題が存在する。②合意形成のプロセスに問題があり、事業の検証における実質的な住民参加を果たしていない点が指摘できる。③事業計画を立てる際に、環境アセスメントの実施によって水質や生態系の影響などについて、定量化しやすい項目や調査が検討されたが、その川に対する流域住民の思いや認識の違いは考慮されなかった。これらの問題を解決する方法として、①と②の問題について議論の論点を整理し、全てのステークホルダーが議論しあう共通の場で専門家や利害関係者を含む科学的な究明と議論を行っていくことが有効であると考えられる。一方で③に関しては、これまでのダム建設を含む河川管理計画では十分に取組まれることがなく、行政と地域住民の間のコンフリクトを解消できない一つの要因となっていた。そこで本章では、ここまでの調査結果を踏まえながら、社会的多基準分析を用いて地域住民の認識の違いを定量的に表現し、合意形成に向けた一つのツールとして活用することについて検討する。

3.1. 水資源管理計画における意思決定を支援する手法

1990年代後半からダム開発、干潟干拓、可動堰建設などの公共事業をめぐって日本各地で対立が生じている。例えば、1995年の長良川河口堰の閉鎖、2001年の吉野川可動堰の住民投票など、全国的に反対意見が広がった事業も多い。日本における水資源管理計画や開発をめぐる論争は、世界各国においては水不足が争点になっているのに対し、主に環境と開発が争点となっている事例が多い。この背景に、1997年の河川法の大幅改正や環境影響評価法の改正、公共事業の見直し制度の導入など、法・政策上の変化があった。河川法の改正によって、従来の治水・利水に加え「河川環境の整備と保全」が河川管理の目的となった。つまり、生態系との共生を前提としながら、河川利用の持続可能性や住民生活の安全性を担保するためには、これらを総合的に捉える視点が重要であると認識された。そして、複合的な影響をもたらさうる公共事業については、環境への影響等を含めて総合的に評価することが重要となる。公共事業を評価する制度としては環境影響評価など自然科学的査定や、費用便益分析といった経済学で展開されてきた判定基準が中心となっている。しかし、これらの手法を導入することで、公共事業をめぐると対立が解消されたとは言いがたい。例えば、日本の環境影響評価法では、複数案の明記が義務づけられていない点が欠陥として指摘されている(原科, 2002)が、代替案の検討は合意形成や対立を解消する上で非常に重要な役割を持っている。代替案の設定には地域住民のニーズを十分踏まえ、行政、事業者、地域住民や専門家との間で十分な意見交換が行われるべきである。また、現在、日本において公共事業評価

として実施されている費用便益分析やそのための環境評価手法は、公共事業を推進するための道具に過ぎず、公共事業をめぐる対立を解消するどころか、逆に新たな対立を生み出しかねない指摘されている（栗山，2003）。こうした問題に対し、費用便益分析に代わりうる意思決定の準備作業として、世界ダム委員会は多基準アプローチを推奨している（WCD, 2000）。例えば、現地住民の住居の移転などの倫理的問題については、費用便益分析では解決できないという限界が明確に指摘されている。また、イギリスでは2001年に当時の環境交通地域省（Department for Transport, Local Government and the Regions; DTLR）が、多基準分析マニュアルを定め、多基準分析と費用便益分析を同時に実施していくことが推奨された（DTLR, 2001）。

以上の問題意識と海外の動向を踏まえて、本章では、環境的意思決定に関して、多元的側面を複数の基準によって評価する多基準分析の手法の一つである社会的多基準評価（social multi-criteria evaluation）（Munda, 2004）を用いて、河川管理計画の代替案を評価し、地域住民の社会的視点を分析することで合意形成やよりよい意思決定につなげることを目的とする。

3.2. 分析方法

3.2.1. 社会的多基準分析の概要

多基準分析（multi-criteria analysis, MCA）は、意思決定プロセスにおいて量的あるいは質的な側面の問題を含む複雑な多基準問題を支援するための意思決定ツールである（CIFOR, 1999）。多基準分析は1950年代に多目的計画法から発展しており、現在ではいくつかの手法が提案されている¹⁾。意思決定に求められる問題の定義と目的による多基準分析の手法の分類は、大きく二つのカテゴリーに分けられる（図3-1参照）。一つは、多目的意思決定（multi-objective decision-making, MODM）であり、目的関数をベクトル値とする線形多目的計画法（linear multi-objective programming）と、制約条件の下で目的関数の目的値と到達可能な値との差を最小にするものを求める目的計画法（goal programming）が含まれる²⁾。もう一つは、多属性意思決定（multi-attribute decision-making, MADM）であり、量的あるいは質的な複数の基準をもとに、複数選択肢からの選択を評価する手法である。MADMには、多属性効用関数理論（multi-attribute utility theory, MAUT）³⁾やアウトランキング法（outranking method）⁴⁾などが含まれる。

この両者の考え方の根本的な違いは、多属性効用関数理論は効用理論を用いた複数の効用関数を求めることで代替案を選択する手法であり、基本的に費用便益分析と同じく厚生経済理論に依拠するものであるのに対して、アウトランキング法（例えば、エレクトル法）はすべての代替案の各基準を一对比較することによって、最良の代替案を選択する手法であることである。ここで、エレクトル法で行われる非線形の重み付けは相対的重要度の測度を表すのに対して、多属性効用関数理論における各属性の重み付けはトレード・オフの関係となっ

ている。これは持続可能性の概念から見れば、トレード・オフの関係は各資本が代替可能であることを意味することから、強い持続可能性⁵⁾の立場からは認めにくい面がある⁶⁾。

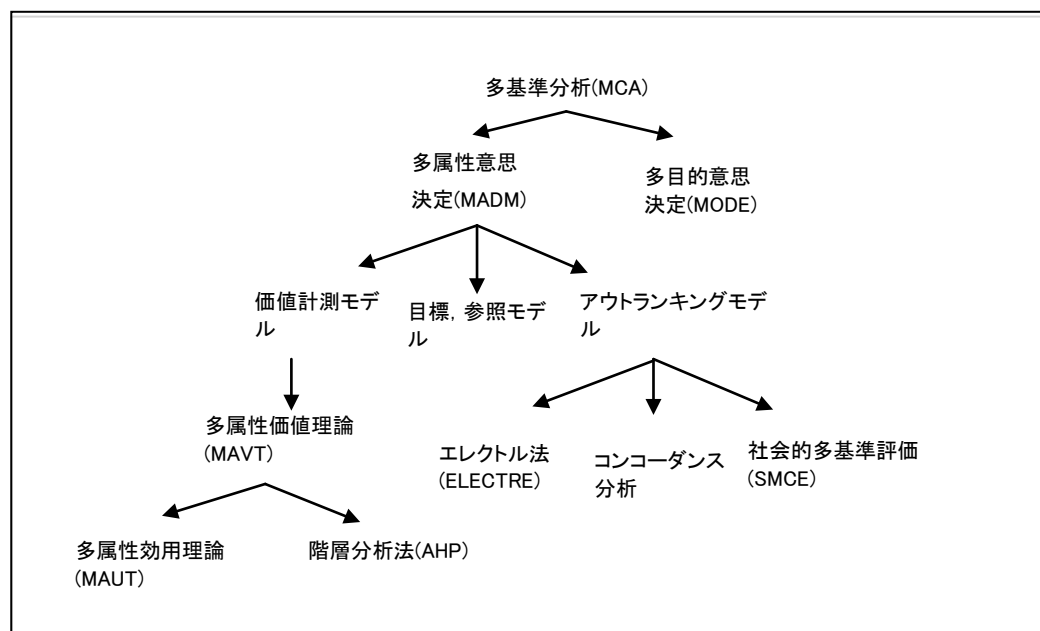


図 3-1 多基準分析の分類

出典)Buchholz *et al.* (2009)をもとに作成

こうした理論背景を踏まえ、本研究では河川管理計画の意思決定において、環境にまつわる問題は金銭的補償では完全には解決できないと考え、環境、社会、経済の側面において相互の代替可能性を必ずしも認めないという強い持続可能性の観点から、アウトランキングモデルの手法の一つである社会的多基準評価 (SMCE) に注目する (Munda, 2004)。この分析手法は従来手法と二つの点で違いがある。一つは、評価プロセスの早期段階から実質的な住民参加を実現しようとする点である。この点は社会的多基準評価が社会の受容性を高める一つの重要な要素であると考えられる。もう一つは、基準の重み付けである。他のアウトランキングモデルは多様な手法で重み付けされるが、理論的な統一性は見いだされなかった。それに対して、社会的多基準評価における基準の重み付けは、重要度係数 (importance coefficients)⁷⁾として明確に定式化された上で、環境・社会・経済の三つの側面がいずれも重要性を持つことを許容している。これによって、各側面の重み付けが設定される基準の数に左右される問題も克服できると考えられる。

3.2.2. 社会的多基準モデルの概要

本研究では社会的多基準評価によって河川の水資源管理計画の代替案がどのように順位づけられるかを分析する。

Munda が提案した社会的多基準評価のモデルは以下の通りである (Munda, 2005)。いま、複数ある基準の集合を $G = \{g_m\}, m = 1, 2, \dots, M$, 代替案の集合を $A = \{a_n\}, n = 1, 2, \dots, N$ とし、代替案 $a_j, a_k \in A$ に対して以下のような特性を持つ関数 g_m を考える。

$$\begin{cases} a_j P a_k \Leftrightarrow g_m(a_j) > g_m(a_k) \\ a_j I a_k \Leftrightarrow g_m(a_j) = g_m(a_k) \end{cases} \quad (3-1)$$

ただし、 $a_j P a_k$ は代替案 a_j が a_k より好ましいことを意味し、 $a_j I a_k$ は代替案 a_j と a_k が無差別であることを意味する。代替案は複数の基準によって評価されるとする。ここで、基準の重み付けの集合を $W = \{w_m\}$ とする。

$$\sum_{m=1}^M w_m = 1 \quad (3-2)$$

ただし、基準は重要度係数によって重み付けされ、補償可能性 (compensability) を持たない。次に、 $N \times N$ 行列 \mathbf{E} は、各基準の一対比較によるアウトランキングマトリックス

(Outranking matrix) の要素が次の (3-3) 式の e_{jk} によって表される。ただし、 $e_{jk}, j \neq k$ とする。

$$e_{jk} = \sum_{m=1}^M \left(w_m P_{jk} + \frac{1}{2} w_m I_{jk} \right) \quad (3-3)$$

そこで

$$P_{jk} = \begin{cases} \text{もし } g_m(a_j) > g_m(a_k) \text{ ならば, } 1 \\ \text{もし } g_m(a_j) \leq g_m(a_k) \text{ ならば, } 0 \end{cases} \quad (3-4)$$

$$I_{jk} = \begin{cases} \text{もし } g_m(a_j) = g_m(a_k) \text{ ならば, } 1 \\ \text{もし } g_m(a_j) > g_m(a_k) \text{ または } g_m(a_j) < g_m(a_k) \text{ ならば, } 0 \end{cases} \quad (3-5)$$

$w_m P_{jk}$ は基準 m で j が k より好ましい時の重み付けを意味し、 $w_m I_{jk}$ は基準 m で j と k が無差別である時の重み付けを意味する。ただし、

$$e_{jk} + e_{kj} = 1 \quad (3-6)$$

とする。次に、アウトランキングマトリックス \mathbf{E} より $N(N-1)$ の一対比較によるすべての代替案可能な序列 $N!$ を R で表す ($R = \{r_s, s = 1, 2, \dots, N!\}$)。それぞれの r_s は以下で定義される φ_s から決定される。

$$\varphi_s = \sum_{R_s} e_{jk} \quad (3-7)$$

つまり、 φ_s は代替案序列の全て組合せ j, k を合計する e_{jk} のスコアとする。ただし、 $j \neq k, s = 1, 2, \dots, N!$ 、また、 $e_{jk} \in R_s$ である。 R_s は次式によって定義する。

$$R_s = \{(j, k) | a_j > a_k, j, k = 1 \dots N, j \neq k\} \quad (3-8)$$

最終的に、代替案のランキングは次の (3-7) によって決定される。

$$r^* \Leftrightarrow \varphi_* = \max \sum e_{jk}, e_{jk} \in R \quad (3-9)$$

3.2.2 代替案の設計と調査の概要

本研究の調査対象である矢作川流域と豊川流域は、清らかな水と自然豊かな景観に恵まれ、多様な生物を育てている (図 3-2 参照)。また、昔から農業用水や水道用水を利用した付加価値の高い農業 (メロン、スイカ、電照菊などの施設園芸) や自動車産業、食料品産業 (ゼリー、ちくわなど) なども盛んである。その中、東三河地域である田原市と豊橋市の農業産出額は愛知県内の 1 位と 2 位を占めており、平成 18 年における農業産出額の全国市町村別順位では、田原市が 1 位 (724 億円)、豊橋市が 6 位 (474 億円) となっている⁸⁾。このような産業形態を反映して、豊川水系の水利用使用割合は、農業用水が 31m³/秒で最も多く、57% を占めている。農業にとって水は命だと言われるが、豊川における渇水発生状況は、1973 年から 2010 年までの 38 年間において、32 回取水制限が実施されている。また、戦後最大の洪水として記録された 1969 年 8 月の洪水をはじめとして、これまで何度も洪水被害に見舞われている。しかし、過去に何度も洪水や氾濫を繰り返し、また毎年のように渇水も生じていたことで水利用や河川環境に影響が出ている。そのため、矢作川流域では、1970 年に矢作ダムが利水・治水・河川環境の維持を目的として作られた。豊川流域においては、設楽ダムが行政実施計画で 1978 年に着手されて以来、30 年以上の論争を経て 2009 年にダム建設同意の調印を得て着工の準備段階に入ってきた。しかし、設楽ダムは、2010 年の政権交代に伴い、可能な限りダムに頼らない治水を目指すという行政側の政策転換によって、新た

出した調査対象世帯に各世帯への直接ポスティングにより配布し、郵送による回収を行った。調査の概要と、回答者の個人属性を表 3-2 に示す。今回の調査でアンケートを回収した 843 世帯の回答のうち、有効回答は 633 世帯から得られた。

表 3-2 調査概要と回答者の個人属性

調査時期	2011 年 10 月～11 月
調査対象	矢作川流域：岡崎市，豊田市，安城市，西尾市，碧南市，恵那市 豊川流域：田原市，豊橋市，北設楽郡，豊川市，蒲郡市，新城市，湖西市
調査方法	ポスティング配布後，郵送回収
回収／配布数	843 票／5998 票（回収率：14.1%）
回答者の性別	男性：72.2% 女性：27.8%
回答者の年齢（歳）	20 代：3.2% 30 代：9.2% 40 代：15.4% 50 代：21.8% 60 代以上：50.5%

3.3. 分析結果および考察

3.3.1. 社会的多基準分析による対策案比較

アンケート調査で得られたデータを社会的多基準評価に当てはめ、分析された地域住民の選好によって代替案の序列を以下のように求める。まず、アンケート調査によって求められた各基準の得点（表 3-1）を用いて式（3-3）に基づいてアウトランキングマトリックスを構築する（表 3-3）。次に、式（3-7）、（3-8）と（3-9）に基づいて代替案の序列を求めた結果を表 3-4 に示す。表 3-4 から、調査対象地の住民にとって $C > B > A$ が最良の順位であり、 $A > B > C$ が最も好まれない序列であることが分かる。これは図 3-3 に示したように地域住民はダム案（代替案 A）における「水力発電」や「農業、工業用水の確保」などといった経済要素への評価が高かったのに対して、環境や社会的要素への評価が非常に低かったからである。その一方で、住民は緑のダムおよびコミュニティーベースの危機対応（代替案 C）における農業や工業用水の確保などの経済的側面を低く評価した。同時に、環境保全への期待は高く、また「農地、景観や風土の影響」などといった社会的要素にも一定の評価がなされた。こうしたことから、住民が河川水資源管理計画に対するハード面でのダム開発や建設より地域コミュニティーベースでのソフト面の対策を望んでいると考えられる。

表 3-1 評価項目，代替案や重み付けの設定および調査結果

評価 視点	評価項目／代替案	得点 (663 世帯)			重み付け		
		A 案	B 案	C 案	W	W_1	W_2
経済	X1:農業用水（灌漑用水）の確保	4.13	3.71	3.18	0.06	0.06	0.08
	X2:工業用水の確保	4.07	3.2	2.88	0.06	0.06	0.08
	X3:水力発電	4.45	2.45	2.49	0.06	0.06	0.08
	X4:公共事業による雇用創出	3.41	2.76	2.74	0.06	0.06	0.08
	X5:流水の正常な機能の維持	3.36	3.35	3.54	0.06	0.06	0.08
	X6:レクリエーション（観光資源）	3.02	3.03	3.3	0.06	0.06	0.08
環境	X7:魚類の産卵への影響	1.97	3.14	3.69	0.05	0.06	0.04
	X8:土砂の量への影響	2.06	3.15	3.7	0.05	0.06	0.04
	X9:藻の成育による影響	2.35	3.06	3.6	0.05	0.06	0.04
	X10:富栄養化が発生すること	2.54	2.82	3.65	0.05	0.06	0.04
	X11:河川流量の変動への影響	2.26	3	3.66	0.05	0.06	0.04
	X12:人工構造物による魚類への影響	1.9	2.91	3.7	0.05	0.06	0.04
	X13:土地利用と森林保全への影響	2.27	2.99	3.48	0.05	0.06	0.04
社会	X14:洪水の調節	3.79	3.59	3.36	0.07	0.06	0.05
	X15:上水道水の確保と安定供給	4.22	3.28	3.12	0.07	0.06	0.05
	X16:土地の買収や家屋の移転	1.77	2.78	3.47	0.07	0.06	0.05
	X17:農地の減少や農村振興	2.48	3.01	3.49	0.07	0.06	0.05
	X18:景観や風土への影響	2.26	2.99	3.59	0.07	0.06	0.05

*代替案 A は「ダム」，代替案 B は「遊水地＋溜池＋堤防」，代替案 C は「緑のダムおよびコミュニティベースの危機対応」とする

* W は「既定的シナリオ」， W_1 は「中立的シナリオ」， W_2 は「経済的シナリオ」とする

表 3-3 アウトランキングマトリックス (outranking matrix)

	A 案	B 案	C 案
A 案	0	0.41	0.36
B 案	0.59	0	0.30
C 案	0.64	0.70	0

表 3-4 代替案の序列および感度分析の計算結果

代替案の序列	W	W ₁	W ₂	W ₃
A>B>C	1.07	1.00	1.30	1.51
A>C>B	1.47	1.44	1.60	1.72
B>A>C	1.24	1.22	1.27	1.29
B>C>A	1.53	1.56	1.40	1.28
C>A>B	1.75	1.78	1.73	1.71
C>B>A	1.93	2.00	1.70	1.49

*Wは「既定的シナリオ」、W₁は「中立的シナリオ」、W₂は「経済的シナリオ」、W₃は「経済側面の重み付け設定値は0.65である」とする

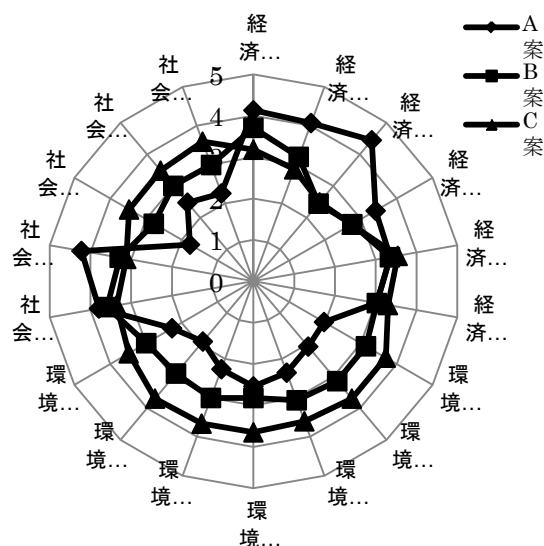


図 3-3 調査対象地住民からの代替案に対する評価

次に、結果分析で用いられる評価値は分析された地域住民の全体評価スコアの平均であり、そこで個々の基準に対する選好は埋没してしまう可能性が存在することを踏まえて、あらかじめ調査対象に最も好ましい案を聞き出し、選択された代替案ごと（A案、B案とC案）に三つのグループに分けた。そして、グループごとに代替案の選好順序を考察する。分析の結果は表 3-5 で示したように、いずれのグループも最良の順位は C>B>A であり、最も評価されない序列は A>B>C であることが分かった。つまり、各グループ評価スコアの平均からの順位と調査対象全体の集計スコアの平均からの順位とは一致している。こうした検証によって、特定の代替案が選択する地域住民の選好も埋没されず、明確に把握することができると考えられる。

表 3-5 代替案の序列および感度分析の計算結果

代替案の序列	G1	G2	G3
A>B>C	1.18	1.12	0.89
A>C>B	1.47	1.30	1.53
B>A>C	1.35	1.41	1.18
B>C>A	1.53	1.69	1.47
C>A>B	1.64	1.59	1.82
C>B>A	1.82	1.87	2.11

*G1は代替案 A を選択したグループ (118 人), G2は代替案 B を選択したグループ (163 人), G3は代替案 C を選択したグループ (324 人) とする

次に、前述したように河川流域の計画や開発をめぐって上下流の対立が生じる場合、いわゆる、「上流＝農山村＝受苦圏」と「下流部＝都市＝受益論」という対立構造（帯谷，2004）が存在することを踏まえて、上流域，上中流域，中流域，下流域および利水地域という流域部ごとに代替案の選好順序を考察する。図 3-4 は、流域の居住地域ごとの各案の選好関係をまとめたものである。その結果、いずれの流域でも最良の順位は C>B>A であり、最も好まない序列は A>B>C であることが分かった。特に、豊川流域の住民は矢作川流域よりもダム案を好まない傾向が見られた。また、設楽ダム建設予定地であった豊川流域の北設楽郡の住民は他の流域よりダム案に対する評価が低いことが示された。これは、矢作ダムの建設計画が進められた際には、水没対象となる住民との補償交渉や漁業協同組合との漁業権補償交渉がやや難航したものの、建設に強く対抗していく市民運動がなかったのに対し、設楽ダムの建設をめぐっては「設楽ダムの建設中止を求める会」や「住民投票を求める会」などが住民側の運動の担い手となったという経緯に原因があると考えられる。

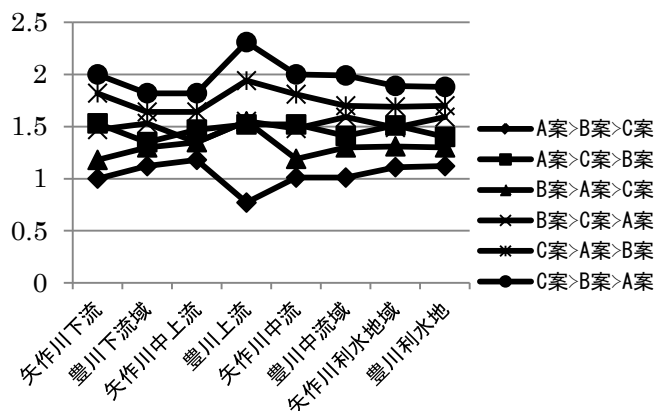


図 3-4 住民の居住ごとの代替案の序列

3.3.2 感度分析による結果の比較

一般に多基準分析における評価項目の重み付けは分析結果に大きく影響を与える。したがって、評価項目の重み付けを変化させることで感度分析を行い、上で求めた代替案の序列がどのように変化するかを検討することが必要である。本研究の感度分析では、次のようなシナリオを考える。

(i) 中立的シナリオ：すべての評価基準に関して同等

の重み付けを与える。つまり、各基準の重みは

$$W_1 = [.06]$$

(ii) 経済シナリオ：主に代替案の経済的要素に高い優先度を与える。次のような重み付けを仮定する。

$$W_2 = [\text{経済側面} \quad \text{環境側面} \quad \text{社会側面}]$$

$$W_2 = [\quad .50 \quad \quad .25 \quad \quad .25 \quad]$$

これらの各ケースについて感度分析を行った結果を表4に示す。中立的シナリオの場合は $C>B>A$ が最良の順位であるのに対して、経済シナリオは $C>A>B$ が最も望ましい序列となった。これは、先述したように、住民からダム案（代替案A）の経済的側面をより高く評価していることと関連するが、いずれも代替案Cが序列1位である。地域住民からみた代替案の序列は重み付けの変化に対してある程度安定している。なお、経済側面の重み付けの設定値は0.65以上に変わるとダム案（代替案A）が序列1位となることも分かる（表3-4参照）。

3.4 結論

本章から、社会的多基準分析は環境的意思決定を支援する一つの総合的評価手法となる可能性が示唆された。矢作川流域と豊川流域を対象として分析した結果、調査対象地の住民に代替案の選好順序は、 $C>B>A$ が最良の順位であり、 $A>B>C$ が最も好まれない序列であった。また、住民の居住地域ごとに代替案の選好順序を検討したところ、上で求めた代替案の序列と同じ結果が得られた。特に、豊川流域の住民は矢作川流域よりダム案を好まない傾向が見いだされた。また、設楽ダム建設予定地の豊川流域北設楽郡では他の流域よりダム案に対する評価が低いことが示された。さらに、感度分析を行った上でも代替案Cが序列1位となる傾向が確認され、地域住民から見た代替案の序列は重み付けの変化に対してある程度安定していることが分かった。以上から、矢作川・豊川流域の住民はダム建設や開発より地域コミ

ユニティベースでのソフト面の対策を望んでいることが示唆される。今後、こうした社会的多基準評価を含む多基準分析を行う際には、できるだけ行政、住民や専門家間の討議を通じて評価基準の選択や代替案の設定を行うよう、多基準分析を発展させていく必要がある。

注

- 1) 多基準分析の分類に関する詳細は, Belton and Stewart (2002) や Buchholz *et al.* (2009) を参照されたい。
- 2) 多目的意思決定について詳細な議論は, 萩原 (2011) を参照されたい。
- 3) 多属性効用関数理論について詳細な議論は, Keeney and Raiffa (1976) を参照されたい。
- 4) アウトランキング法のエレクトル法について詳細な議論は, van Delf *et al.* (1977) を参照されたい。
- 5) 弱い持続可能性 (weak sustainability) と強い持続可能性 (strong sustainability) の定義に関する詳細については, Neumayer (2003) を参照されたい。
- 6) 多基準分析の重み付けと持続可能性の議論に関する詳細は, Polatidis *et al.* (2006) を参照されたい。
- 7) 愛知県「農業の動き 2012」(2012), 豊橋市ホームページ
<<http://www.pref.aichi.jp/nourin/seisaku/ugoki/ugoki2012/nougyouhonpen.pdf>>
<<http://www.city.toyohashi.aichi.jp/nogyokikaku/area/index.html>>. 2014年2月2日参照。
- 8) 重要な係数に関する詳細については, Podinovskii (1994) を参照されたい。
- 9) 国土交通省中部地方整備局 豊川河川事務所 豊川水系河川整備計画
<<http://www.cbr.mlit.go.jp/toyohashi/index.html>>, 2010年5月6日参照
国土交通省中部地方整備局 今後の治水のあり方 中間まとめ及びダム事業の検証に係る検討に関する再評価実施要領細目.
<http://www.cbr.mlit.go.jp/kawatomizu/dam_kentou/index.htm>, 2010年5月6日参照
- 10) 評価基準の設定は, De Marchi *et al.* (2000); Joubert *et al.* (1997), Scolobig *et al.* (2008) を参照した。

参考文献

- Belton, S. and Stewart, T. S. (2002) *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts.
- Buchholz, T., Rametsteiner, E., T. Volk, and V.A. Luzadis, (2009) Multi-criteria analysis for bioenergy systems assessments. *Energy Policy* 37, pp.484-495.
- Center for International Forestry Research (1999) *Guidelines for applying multi-criteria analysis to the assessment of criteria and indicators*. Indonesia:CIFOR
- De Marchi, B., Funtowicz, S. O., Lo Cascio, S. and Munda, G. (2000) Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation: an empirical study for water issues in Troina, Sicily. *Ecological Economics* 34,

- pp. 267-282.
- Department of the Environment, Transport, and the Regions (2001) *Multi-Criteria Analysis: A Manual*. London: DTLR.
- Joubert, A. R., Leiman, A., de Klerk H. W., Katua, S., Aggenbach, J. C. (1997) Fynbos (fine bush) vegetation and the supply of water: a comparison of multi-criteria decision analysis and cost-benefit analysis. *Ecological Economics* 22, pp.123-140.
- 原科幸彦 (2002) 「環境アセスメントと住民合意形成」『廃棄物学会誌』第 30 巻第 3 号, 27-36 頁.
- 萩原清子 (2011) 「費用・便益分析と多基準分析：政策決定の考え方」『佛教大学総合研究所紀要』2011(1), 13-57 頁.
- 栗山浩一 (2003) 「公共事業と環境評価—費用対効果分析における環境評価の役割—」『環境経済・政策学会年報』第 8 号, 55~67 頁.
- Keeney, R. and Raiffa, H. (1976) *Decisions with Multiple Objectives*. J. Wiley & Sons, New York.
- Munda, G. (2004) Social multi-criteria: Methodological foundations and operational consequences. *European Journal of Operational Research* 158, pp.662-677.
- Neumayer, Eric (2003) *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- 帯谷博明 (2004) 『ダム建設をめぐる環境運動と地域再生—対立と協働のダイナミズム』, 昭和堂.
- Podinovskii, V. (1994) Criteria importance theory. *Mathematical Social Sciences* 47, pp. 237-252.
- Polatidis, H., Haralambopoulos, D., Munda, G. and Veeker, R. (2006) Selecting an Appropriate Multi-criteria Decision Analysis Technique for Renewable Energy Planning. *Energy Sources Part B1*, pp.181-193.
- Scolobig, A., Castán Broto, V. and Zabala, A. (2008) Integrating multiple perspectives in social multi-criteria evaluation of flood-mitigation alternatives: the case of Malbrghetto-Valbruna. *Environment and Planning C: Government and Policy* 26, pp. 1143-1161.
- Van Delf, A., Nijkamp, P. and Rietveld, P. (1977) *Multi-criteria analysis and regional decision making*. Springer.
- WCD (World Commission on Dams) (2000) *Dams and Development: A New Framework for Decision-Making*. Earthscan, London.

第4章 拡張した多基準評価の適用—矢作川と豊川を事例として—

前章で社会的多基準評価を用いて、地域住民がもつ河川管理計画の代替案に対する選好を明らかにし、代替案の序列を求めた。社会的多基準分析は、基準の選択や対策案の設定といった評価プロセスの早期段階から住民参加を取り組むことを重視し、重み付けの設定については強い持続可能な概念を考慮した。しかし、社会的多基準分析は次のような課題を持っている。まず、インパクト行列に対して代替案の優劣を表わす指標を定義しているが、代替案の良さを表わす指標ではウェイトのみが考慮されている。つまり、この指標を用いる場合、各代替案の優越性がウェイトのみで表されることになり、インパクト行列の差が考慮されないことから代替案間の優劣関係を適切に表わしているとはいえない。

次に、評価項目の重み付けに関する課題である。社会的多基準評価における評価項目の重み付けは、環境・社会・経済の三つの側面がいずれも同じ重要性を許容していることから同じウェイトを与える。また、各側面の重み付けは、0.5を超えないという制限で各側面の相互の代替可能性を認めない。つまり、ある側面の評価が低くても他の側面の評価が高ければお互いに補償しあうことを許容しない。このように重み付けの設定については、強い持続可能な概念を考慮したが、地域住民は複数の対策案に対してどの側面に重点を置くかが評価結果に反映することができない。また、こうした重み付けの設定には不確実な面が多く、必ずしも理論的根拠をもつものとはいえない。これは、複数の対策案に対してどの側面に重点を置くかは社会的多基準分析の課題のみならず、現在に至って多基準分析における重み付けの方法については確立されたものがなく、重み付けを選択するための合理的な手法が求められている。ここで本章は、これらの課題を克服するために、社会的多基準分析が主張した均一重み付け以外、エントロピー重み付けといった客観的ウェイトと住民が持つ主観価値からなる重み付けを算出するとともに、インパクト行列の差にも考慮されるアウトランキング法であるエレクトル手法とコンコーダンス分析を用いて評価結果を比較しながら検討する。

4.1. 拡張した多基準分析の構成とその検討

4.1.1. 分析手法

4.1.1.1. エレクトル法 (ELECTRE method) モデルの概要

エレクトル手法は、多目的の下でいかに選択の意思決定を行うかについて、1966年に Benayoun らによるフランスで開発されたもので、“エレクトル” (ELECTRE, Elimination et choix traduisant la realite) と名付けた。その後、70年代から Roy らによるモデルの拡張や改良を行い、エレクトルⅠ、エレクトルⅡ、エレクトルⅢなどが提案されてエレクトルファミリーが発展し、さまざまな応用研究が行われていた (Anand Raj and Kumar, 1996;

Figueira and Roy, 2002; Almeida, 2007; Wang and Triantaphyllou, 2008)。エレクトル I と II の論拠と方法は以下の通りである (Figueira and Roy, 2004)。

(1) エレクトル I

任意の一对の対策案 a_j が a_k ($j, k = 1, 2 \dots n, j \neq k$) より優れている, すべての評価指標からコンコーダンス集合 C_{jk} を構成し, 以下のように定義する。ただし, $g_m(a_j)$ を対策案 a_j の基準 m に関する評価値とする ($m = 1, 2 \dots M$)。

$$C_{jk} = \{m | g_m(a_j) > g_m(a_k)\} \quad (4.1.1)$$

次に, 合計が 1 に基準化された基準項目の重み付けを表す W_m を定め, コンコーダンス指標 c_{jk} を次式によって定義する。

$$c_{jk} = \sum_{m \in C_{jk}} w_m \quad (4.1.2)$$

コンコーダンス指標では, 対策案 a_j が a_k より優れている項目の重みのみに着目し, その重み付けを加算することによって作成される。

一方, コンコーダンス集合の補完集合として, 対策案 a_j が a_k より劣るすべての評価指標からディスコンコーダンス集合 D_{jk} を構成する。

$$D_{jk} = \{m | g_m(a_j) < g_m(a_k)\} \quad (4.1.3)$$

対策案 a_j が a_k に劣る項目の最大差を選び, それを指標の m の計画の結果間の最大差で除すことによって, ディスコンコーダンス指標 d_{jk} を算定する。

$$d_{jk} = \max_{m \in D_{jk}} \left(\frac{|g_m(a_j) - g_m(a_k)|}{d_m^{max}} \right) \quad (4.1.4)$$

上式で, d_j^{max} は指標の m の計画の結果間の最大差を示す。すなわち,

$$d_m^{max} = \max |g_m(a_j) - g_m(a_k)| \quad (4.1.5)$$

ディスコンコーダンス指標では, 対策案 a_j が a_k に劣る項目の評価値の相対的差の大きさのみに着目している。

以上のコンコーダンス指標とディスコンコーダンス指標を用いて, 次式によって代替案の優越関係を定義する。

$$a_{jk} = \begin{cases} \text{もし } c_{jk} \geq \bar{c} \text{ なら, } 1 \\ \text{もし } c_{jk} < \bar{c} \text{ なら, } 0 \end{cases} \quad (4.1.6)$$

および,

$$b_{jk} = \begin{cases} \text{もし } d_{jk} \leq \bar{d} \text{ なら, } 1 \\ \text{もし } d_{jk} > \bar{d} \text{ なら, } 0 \end{cases} \quad (4.1.7)$$

ここで、 \bar{c} と \bar{d} はコンコーダンス指標とディスコンコーダンス指標に関する閾値である。すべての代替案の組合せにおけるコンコーダンス指標、ディスコンコーダンス指標の平均値を閾値とする。両者においてその優劣の関係が、代替案全体の一对評価の平均よりも強いと認められる代替案の関係を優先関係ありと定義し、 a_j が a_k に対して優先関係ありの場合に $a_{jk} = 1$, $b_{jk} = 1$, それ以外の場合に $a_{jk} = 0$, $b_{jk} = 0$ とする。

(2) エレクトルII

エレクトルIIは、エレクトルIでは曖昧であった選好の概念に“弱い選好”および“比較不可能”という2つの新しい概念を付け加えることによって、伝統的な意思決定モデルの枠組みを拡大している。それは、エレクトルIIにおいて選好の概念を強い選好、弱い選好、無差別、および比較不可能という4つに分けて考えようとしている。そして、3つのコンコーダンス閾値 ($0 < p^- < p^0 < p^* < 1$) と2つのディスコンコーダンス閾値 ($0 < q^0 < q^* < 1$) の設定によって選好の優越関係を明らかにする。本章ではエレクトルIIを用いて対策案の序列を求めることとする。次式によって代替案の優先関係を定義する (Figueira and Roy, 2004)。

$$c_{jk}(a_j, a_k) \geq p^*, \quad d_{jk}(a_j, a_k) \leq q^0 \quad \text{かつ} \quad c_{jk}(a_j, a_k) \geq c_{kj}(a_j, a_k) \quad (4.1.8)$$

$$c_{jk}(a_j, a_k) \geq p^0, \quad d_{jk}(a_j, a_k) \leq q^0 \quad \text{かつ} \quad c_{jk}(a_j, a_k) \geq c_{kj}(a_j, a_k) \quad (4.1.9)$$

ならば強い優越関係とする

または,

$$c_{jk}(a_j, a_k) \geq p^-, \quad d_{jk}(a_j, a_k) \leq q^* \quad \text{かつ} \quad c_{jk}(a_j, a_k) \geq c_{kj}(a_j, a_k) \quad (4.1.10)$$

$$c_{jk}(a_j, a_k) \geq p^0, \quad d_{jk}(a_j, a_k) \leq q^* \quad \text{かつ} \quad c_{jk}(a_j, a_k) \geq c_{kj}(a_j, a_k) \quad (4.1.11)$$

ならば弱い優越関係とする

以上のように、エレクトル分析手法は、各代替案の優越性が重み付けとインパクト行列の差によって表されることが、ほかの多基準分析に比較して重要な利点である。しかし、この分析手法は二つの課題が挙げられる (Nijlamp, 1977)。一つ目は、ディスコンコーダンス指標は基準の結果間の最大格差のみに基づいている。二つ目は、評価結果に大きく影響を与える閾値の設定が恣意的であると指摘されていた。

4.1.1.2 コンコーダンス分析 (concordance analysis) モデルの概要

コンコーダンス分析は、前述したエレクトル手法の課題に対して Nijkamp ら (1977) は、モデルの拡張や改良を提案した。まず、一つ目の修正としては、閾値の設定の恣意性に着目して閾値を使用せず、その代わりにコンコーダンス優越指標 \dot{c}_i とディスコンコーダンス優越指標 \dot{d}_i による最適な代替案の選択を行うこととなる。

$$\dot{c}_i = \sum_{\substack{k=1 \\ k \neq j}}^n c_{jk} - \sum_{\substack{k=1 \\ k \neq j}}^n c_{kj} \quad (4.1.12)$$

$$\dot{d}_i = \sum_{\substack{k=1 \\ k \neq j}}^n d_{jk} - \sum_{\substack{k=1 \\ k \neq j}}^n d_{kj} \quad (4.1.13)$$

次の修正は、ディスコンコーダンス指標に関する修正である。これは、エレクトル分析におけるディスコンコーダンス指標集合に属する基準の結果間の最大格差のみに基づいている。ここでの修正は、すべてのディスコンコーダンス指標に関する基準間の集計化した相対格差をとることであり、次式によって定義する。

$$d_{jk}^* = \sum_{m \in D_{jk}} \left(\frac{|g_m(a_j) - g_m(a_k)|}{d_m^{\max}} \right) \quad (4.1.14)$$

こうしたディスコンコーダンス指標の改良によってすべての評価基準をより総合的に考慮した指標となると考えられる。また、閾値をいかに設定するかという課題を抜け出し、コンコーダンス優越指標とディスコンコーダンス優越指標を用いて最適な代替案の選択を行うこととなる。

4.1.2. 三つ重み付けの設定

一般に多基準分析における評価項目の重み付けは分析結果に大きく影響を与える。ここでは、社会的多基準分析が主張した均一重み付け以外、次のようなエントロピー重み付けといった客観的ウェイトと住民が持つ主観価値からなる重み付けを算出する。

(1) 均一重み付け

社会的多基準評価における基準の重み付けは、重要度係数(importance coefficients)として明確に定式化された上で、環境・社会・経済の三つの側面がいずれも重要性を持つことを許容している (Munda, 2004)。つまり、重み付けは「環境面」「経済面」「社会面」に対してそれぞれ3分の1ずつ等しいウェイトが設定され、さらに、これら3つをそれぞれの評価基準数に割れて重み付けをつけている。これによって、各側面の重み付けが設定される基準の数に左右される問題も克服できると考えられる。また、各側面の重み付けは、0.5を超えないという制限で各側面の相互の代替可能性を認めない。つまり、ある側面の評価が低くても他の側面の評価が高ければお互いに補償しあうことを許容しないことで強い持続可能な概念を考慮した。

(2) 地域住民の選好

対策案を評価する際に、複数の対策案に対してどの側面に重点を置くかは各ステークホルダーの価値観に任されており、それが尊重されるべきである。したがって、地域住民が水資源管理計画の評価要素についてどの部分を重視しているかを把握し、それを各評価要素の重み付けに反映させた上で代替案を決定する必要がある。ここで、上述のように均一重み付けを設定されるのみではなく、住民がどの評価要素を重視するかについて、経済＝環境＝社会、経済＞環境＞社会、経済＞環境＝社会や経済＝環境＞社会などの項目を設定してアンケート調査で聞き出し、重み付けを決定する。

(3) エントロピー重み付け理論

対策案の評価において住民がどの要素を重視するかを反映する重み付けの設定が重要であるが、その決定過程や手法は必ずしも明確ではない。それは、人間や組織のコミュニケーションを通して流れる情報には、殆どの場合「何らかのあいまいさ」が介在しているためである。このような人間や組織の情報処理過程におけるあいまいさを捉えるときに、しばしば「エントロピー」という概念が用いられる (山下, 2001)。シャノンは情報を定量的に評価できることを示し、またそのとき情報の量が確率の対数的測度で表されることを提示した (Shannon, 1948)。エントロピー重み付けはシャノンの情報理論において「情報量」として位置づけられるものであり、主観性を排除した客観的重み付けを算出する一つの手法である (Lui and Cui, 2008)。これまで多基準分析においてエントロピー重みを応用した実証研究もいくつか示されている (Nijkamp, 1977; Lui and Cui, 2008;

Hosseinzadeh Lotfi and Fallahnejad, 2010)。その重み付けは次式のように算出する (Shannon, 1948)。

$$E_i = -k \sum_{j=1}^n f_{ij} \ln f_{ij}, i = 1, 2, \dots, m \quad (4.1.15)$$

ただし, i : 対象 (評価基準)

$$f_{ij} = r_{ij} / \sum_{j=1}^n r_{ij}, k = \frac{1}{\ln n} \quad (4.1.16)$$

ただし, f_{ij} : 選択確率, k : 常数

$$w_i = \frac{(1 - E_i)}{(m - \sum_{i=1}^m E_i)}, \quad 0 \leq w_i \leq 1, \quad \sum_{i=1}^m w_i = 1 \quad (4.1.17)$$

ここで, 基準の重み付けの集合を $W = \{w_i\}$ とする。

こうした客観的重み付けと主観的重み付けを含む複数のシナリオを設定することで, 住民の価値観を反映する評価結果が得られながら, 客観的重み付けによる代替案の序列も検討する。以下では, 前述した複数の多基準分析手法と三つの重み付けのシナリオを用いて分析を行う。

4.2. 分析結果

ここでは, 第3章で検討した3つの側面 (環境, 社会, 経済) に関して合計19項目の基準を設定しながら, 「ダム」案, 「遊水地+溜池+堤防」案と「緑のダムおよびコミュニティーベースの危機対応」案といった三つの代替案を考慮した調査票を作成した (表4-1 参照)。

次に, 調査票を用いて矢作川流域と豊川流域において合計6300世帯に対するアンケート調査を行った。調査票は2013年2月から3月にかけて, 無作為に抽出した調査対象世帯に各世帯への直接ポスティングにより配布し, 郵送による回収を行った。今回の調査でアンケートを回収した557世帯の回答のうち, 有効回答は481世帯から得られた (表4-2 参照)。

表 4-2 調査概要と回答者の個人属性

調査時期	2013年2月～3月
調査対象	矢作川流域：岡崎市，豊田市，安城市，西尾市，碧南市，恵那市 豊川流域：田原市，豊橋市，北設楽郡，豊川市，蒲郡市，新城市，湖西市
調査方法	ポスティング配布後，郵送回収
回収／配布数	481票／6300票（回収率：7.6%）
回答者の性別	男性：74.3% 女性：25.7%
回答者の年齢 （歳）	20代：1.5% 30代：8.6% 40代：12.2% 50代：19.1% 60代以上：58.6%

4.2.1 社会的多基準分析による代替案比較

アンケート調査で得られたデータを社会的多基準評価に当てはめ、分析された地域住民の選好によって代替案の序列を以下のように求める。まず、アンケート調査によって求められた各基準の得点（表 4-1）を用いて式（3-3）に基づいてアウトランキングマトリックスを構築する（表 4-3 参照）。次に、式（3-7）、（3-8）と（3-9）に基づいて代替案の序列を求めた結果を表 4-4 に示す。表 4-4 から、調査対象地の住民にとって $C > B > A$ が最良の順位であり、 $A > B > C$ が最も好まれない序列であることが分かる。この結果から、地域住民はダム案（代替案 A）における「水力発電」や「農業、工業用水の確保」などといった経済要素への評価が高かったのに対して、環境や社会的要素への評価が非常に低かったからである。その一方で、住民は緑のダムおよびコミュニティーベースの危機対応（代替案 C）における農業や工業用水の確保などの経済的側面を低く評価した。同時に、環境保全への期待は高く、また「農地、景観や風土の影響」などといった社会的要素にも一定の評価がなされた。こうしたことから、住民が河川水資源管理計画に対するハード面でのダム開発や建設より地域コミュニティーベースでのソフト面の対策を望んでいると考えられる。

次に、前節で検討した重み付けのシナリオを用いて分析を行い、上で求めた代替案の序列がどのように変化するかを検討する。社会的多基準分析は多基準分析において非補完の手法として使われ、非補償可能性を担保するために各側面の重み付けは 0.5 に超えないという制限が要求される（Munda, 2008）。そのため、エントロピー理論で算出した環境側面の重み付けは 0.573 であり、「均一重み付け」と「住民選好の重み付け」のみを用いて分析を行う。分析の結果は表 4-4 に示したように、いずれのシナリオも $C > B > A$ が最良の順位であり、 $A > B > C$ が最も好まれない序列であった。これは、住民から得られた重み付けは、「均一重

み付け」との差が小さく、いずれの重み付けシナリオも環境の側面における重みは最も大きいことから環境面で評価が高い代替案 C が序列 1 位となることが考えられる。

表 4-1 評価項目、代替案や重み付けの設定および調査結果

評価 視点	評価項目/代替案	得点(481世帯)			重み付け		
		A案	B案	C案	W	W ₁	W ₂
経済	X1:農業用水(灌漑用水)の確保	4.16	3.63	3.10	0.067	0.015	0.058
	X2:工業用水の確保	4.10	3.28	2.87	0.067	0.023	0.058
	X3:水力発電	4.37	2.60	2.48	0.067	0.076	0.058
	X4:公共事業による雇用創出	3.40	2.94	2.78	0.067	0.008	0.058
	X5:レクリエーション(観光資源)	3.03	3.00	3.27	0.067	0.002	0.058
環境	X6:流水の正常な機能の維持	3.15	3.33	3.60	0.042	0.003	0.050
	X7:魚類の産卵への影響	1.60	2.79	3.61	0.042	0.107	0.050
	X8:土砂の量への影響	1.63	2.92	3.68	0.042	0.107	0.050
	X9:藻の成育による影響	1.91	2.85	3.55	0.042	0.064	0.050
	X10:富栄養化が発生すること	1.94	2.65	3.63	0.042	0.068	0.050
	X11:河川流量の変動への影響	1.96	2.90	3.65	0.042	0.065	0.050
	X12:人工構造物による魚類への影響	1.60	2.73	3.65	0.042	0.110	0.050
X13:土地利用と森林保全への影響	1.87	2.76	3.42	0.042	0.062	0.050	
社会	X14:洪水の調節	3.86	3.62	3.39	0.056	0.003	0.052
	X15:上水道水の確保と安定供給	4.29	3.32	3.15	0.056	0.020	0.052
	X16:土地の買収や家屋の移転	1.41	2.52	3.43	0.056	0.126	0.052
	X17:農地の減少や農村振興	2.15	2.77	3.15	0.056	0.025	0.052
	X18:景観や風土への影響	1.79	2.69	3.51	0.056	0.075	0.052
	X19:地域コミュニティへの影響	2.02	2.80	3.32	0.056	0.042	0.052

*代替案 A は「ダム」、代替案 B は「遊水地+溜池+堤防」、代替案 C は「緑のダムおよびコミュニティベースの危機対応」とする

*W は「均一重み付け」、W₁ は「エントロピー重み付け」、W₂ は「住民選好の重み付け」とする

表 4-3 アウトランキングマトリックス (outranking matrix)

	A案	B案	C案
A案	-	0.44	0.38
B案	0.56	-	0.38
C案	0.62	0.62	-

表 4-4 代替案の序列および感度分析の計算結果

代替案の序列	W	W_2
A>B>C	1.20	1.06
A>C>B	1.44	1.39
B>A>C	1.31	1.28
B>C>A	1.56	1.61
C>A>B	1.69	1.72
C>B>A	1.80	1.94

* W は「均一重み付け」、 W_2 は「住民選好の重み付け」とする

4.2.2. エレクトル分析による代替案比較

まず、表 4-1 に示した各基準の得点を用いて式 (4.1.1) と (4.1.2) によりコンコーダンス指標を計算し、また式 (4.1.4) (4.1.5) よりディスコンコーダンスを計算する。コンコーダンス指標・ディスコンコーダンスを行列要素として構成されるコンコーダンス行列、ディスコンコーダンス行列をそれぞれ表 4-5 から表 4-8 までに示す。次に、コンコーダンス閾値とディスコンコーダンス閾値の設定によって選好の優越関係を明らかにする。本章ではエレクトルⅡを用いて対策案の序列を求めることとするが、実際の応用場面において 2 つのコンコーダンス閾値($0 < p^- < p^0 < 1$)と式 (4.1.9) と (4.1.10)によって、3 つのコンコーダンス閾値の設定と同じ情報量を得ることから、ここで 2 つのコンコーダンス閾値

($0 < p^- < p^0 < 1$) と 2 つのディスコンコーダンス閾値($0 < q^0 < q^* < 1$)を設定し、式 (4.1.9) と (4.1.10) によって選好の優越関係を明らかにする。なお、両行列について全要素の平均値を閾値 p^0 , q^0 とする。

・エレクトルⅡの閾値の算出と設定

$$p^0 = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{\substack{k=1 \\ j \neq k}}^n c_{jk}}{n(n-1)} = 0.5$$

$$q^0 = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{\substack{k=1 \\ k \neq j}}^n d_{jk}}{n(n-1)} = 0.865$$

二つのコンコーダンス閾値, $0 < p^- < p^0 < 1$

$$p^0 = 0.5, \quad p^- = 0.25$$

二つのディスコンコダンス閾値, $0 < q^* < q^0 < 1$

$$q^* = 0.5, \quad q^0 = 0.865$$

そして、式 (4.1.6) と (4.1.7) より代替案の優先関係を定義する。コンコダンス指標、ディスコンコダンス指標の両者においてその優劣の関係が、対策案 a_j が a_k に対して優先関係ありの場合に $a_{jk} = 1$, $b_{jk} = 1$, それ以外の場合に $a_{jk} = 0$, $b_{jk} = 0$ とした優先集計行列 A を表 4-9 から表 4-17 までに示す。その結果、調査対象地の住民にとって弱い優越関係で対策案 C は対策案 B に対して優先するが、対策案 C と対策案 A や対策案 C と対策案 B の間に優先関係を認められない。つまり、 $C > B$ の優先関係は明らかであるものの、対策案 B と A や対策案 C と A ではどちらが優先されるかが明らかではなかった。これは、コンコダンス指標では $C > B > A$ の弱い優先関係が得られたものの、ディスコンコダンス指標では $C > B$ のみ明らかであったため、コンコダンス指標とディスコンコダンス指標を総合すると、 $C > B$ といった部分的な序列しか得られなかった。

次に、前節で検討した重み付けのシナリオを用いて分析を行い、上で求めた代替案の序列がどのように変化するかを検討する。分析の結果は表 4-9 から表 4-17 までに示したように、いずれのシナリオも同じ評価結果が得られ、 $C > B$ の弱い優越関係が得られた。

表 4-5 コンコダンス行列 (均一重み付け)

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0.44	0.38
B 案	0.56	-	0.38
C 案	0.62	0.62	-

表 4-6 コンコダンス行列 (エントロピー重み付け)

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0.15	0.15
B 案	0.73	-	0.15

C 案	0.84	0.84	-
-----	------	------	---

表 4-7 コンコーダンス行列（住民選好の重み付け）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0.39	0.34
B 案	0.61	-	0.34
C 案	0.66	0.66	-

表 4-8 ディスコンコーダンス行列

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0.73	1
B 案	1	-	1
C 案	0.92	0.54	-

表 4-9 優先集計行列（均一重み付け, $p^* = 0.75, q^0 = 0.865$ ）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0	0
B 案	0	-	0
C 案	0	0	-

表 4-10 優先集計行列（均一重み付け, $p^0 = 0.5, q^0 = 0.865$ ）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0	0
B 案	0	-	0
C 案	0	1	-

表 4-11 優先集計行列（均一重み付け, $p^- = 0.25, q^0 = 0.865$ ）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	1	0
B 案	0	-	0
C 案	0	1	-

表 4-12 優先集計行列（エントロピー重み付け, $p^* = 0.75, q^0 = 0.865$ ）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0	0
B 案	0	-	0
C 案	0	1	-

表 4-13 優先集計行列（エントロピー重み付け, $p^0 = 0.5, q^0 = 0.865$ ）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0	0
B 案	0	-	0
C 案	0	1	-

表 4-14 優先集計行列（エントロピー重み付け, $p^- = 0.25, q^0 = 0.865$ ）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0	0
B 案	0	-	0
C 案	0	1	-

表 4-15 優先集計行列（住民選好の重み付け, $p^* = 0.75, q^0 = 0.865$ ）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0	0
B 案	0	-	0
C 案	0	0	-

表 4-16 優先集計行列（住民選好の重み付け, $p^0 = 0.5, q^0 = 0.865$ ）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0	0
B 案	0	-	0
C 案	0	1	-

表 4-17 優先集計行列（住民選好の重み付け, $p^- = 0.25, q^0 = 0.865$ ）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	1	0
B 案	0	-	0
C 案	0	1	-

4.2.3. コンコーダンス分析による代替案比較

まず、表 4-1 に示した各基準の得点を用いて式 (4.1.1) と (4.1.2) によりコンコーダンス指標を計算し、また式 (4.1.3) と (4.1.14) よりディスコンコーダンスを計算する。コンコーダンス指標を行列要素として構成されるコンコーダンス行列を表 4-5 から表 4-7 までに示しており、ディスコンコーダンスを行列要素として構成されるディスコンコーダンス行列を表 4-18 表 4-20 までに示す。次に、式 (4.1.12) と (4.1.13) よりコンコーダンス優越指標 C_i とディスコンコーダンス優越指標 D_i を計算する。

計算結果を表 4-21 に示す。これより、コンコーダンス優越指標より対策案の優先関係は $C > B > A$ となり、ディスコンコーダンス優越指標でも同じ優先関係が得られた。

次に、前節で検討した三つの重み付けのシナリオを用いて分析を行い、上で求めた代替案の序列がどのように変化するかを検討する。分析の結果は表 4-21 に示したように、いずれのシナリオでも対策案の優先関係は $C > B > A$ であった。

表 4-18 ディスコンコーダンス行列（均一重み付け）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0.31	0.56
B 案	0.27	-	0.32
C 案	0.38	0.11	-

表 4-19 ディスコンコーダンス行列（エントロピー重み付け）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0.48	0.85
B 案	0.12	-	0.38

C 案	0.15	0.03	-
-----	------	------	---

表 4-20 ディスコンコーダンス行列（住民選好の重み付け）

	A 案	B 案	C 案
A 案	-	0.33	0.61
B 案	0.24	-	0.33
C 案	0.34	0.1	-

表 4-21 コンコーダンス優越指標とディスコンコーダンス優越指標

	C_i^x	C_i^{xx}	C_i^{xxx}	d_i^x	d_i^{xx}	d_i^{xxx}
A 案	-0.36	-1.3	-0.5	0.22	1.07	0.36
B 案	0.12	-0.1	-0.1	0.17	-0.01	0.14
C 案	0.48	1.4	0.64	-0.39	-1.06	-0.5

* C_i^x は「均一重み付け」のコンコーダンス優越指標, C_i^{xx} は「エントロピー重み付け」のコンコーダンス優越指標, C_i^{xxx} は「住民選好の重み付け」のコンコーダンス優越指標とする

* d_i^x は「均一重み付け」のディスコンコーダンス優越指標, d_i^{xx} は「エントロピー重み付け」のディスコンコーダンス優越指標, d_i^{xxx} は「住民選好の重み付け」のディスコンコーダンス優越指標とする

4.3. 考察

本章では、三つの多基準分析手法と重み付けのシナリオを用いて代替案の序列を求めた。その結果、社会的多基準分析による分析結果は、調査対象地の住民にとって $C>B>A$ が最良の順位であり、 $A>B>C$ が最も好まれない序列であることが分かる。コンコーダンス分析でも同様に、コンコーダンス優越指標より対策案の優先関係は $C>B>A$ となり、ディスコンコーダンス優越指標よりも同じ優先関係が得られた。それに対して、エレクトル分析は、対策案 C は対策案 B に対して優先するが、対策案 C と対策案 A や対策案 C と対策案 B の間に優先関係を認められない。つまり、 $C>B$ の弱い優先関係は明らかであるものの、対策案 B と A や対策案 C と A ではどちらが優先されるかが明らかではなかった。これは、コンコーダンス指標では $C>B>A$ の優先関係が得られたものの、ディスコンコーダンス指標では $C>B$ のみ明らかであったため、コンコーダンス指標とディスコンコーダンス指標を総合すると、 $C>B$ といった部分的な序列しか得られなかった。

次に、三つの重み付けのシナリオを用いて対策案の選好順位を考察した結果、エレクトル分析とコンコーダンス分析においていずれのシナリオでも同じの評価結果となった。社会的多基準分析においては、各側面の重み付けは0.5を超えないという制限が要求されるため、「均一重み付け」と「住民選好の重み付け」のみで評価を行った。その結果、同じ選好順位であったことが分かった。三つの評価手法においては、いずれも対策案Cが序列1位である。これは、地域住民から得られた重み付けが、算出したエントロピー重み付けと同様に、環境の側面においての重みは最も大きいことから環境面で評価が高い代替案Cが序列1位となることが考えられる。この結果から、地域住民は対策案の環境側面の評価を重視し、河川水資源管理計画に対するハード面でのダム開発や建設より地域コミュニティーベースでのソフト面の対策を望んでいると考えられる。

4.4. 結論

本章では、第2章で適用した社会的多基準評価の課題を克服するために、重み付けを選択するための合理的な手法としてエントロピー重み付けといった客観的ウェイトと住民が持つ主観価値からなる重み付けを算出するとともに、アウトランキング法であるエレクトル手法とコンコーダンス分析を用いて評価結果を比較しながら検討した。その結果、社会的多基準分析とコンコーダンス分析では地域住民からみた $C > B > A$ が最良の順位であるのに対して、エレクトル手法では $C > B$ といった部分的な序列しか得られなかった。また、三つの重み付けシナリオによって検討した結果、いずれのシナリオにおいても対策案Cが序列1位となることが確認された。これは、地域住民から得られた重み付けが、算出したエントロピー重み付けと同様に、環境の側面においての重みは最も大きいことから環境面で評価が高い代替案Cが序列1位となることが考えられる。このように、複数の異なる多基準分析の評価手法と重み付けによって求められた代替案の序列はある程度安定しており、より信頼性が高い評価結果であると考えられる。

参考文献

- Almeida AT. (2007) Multicriteria decision model for outsourcing contracts selection based on utility function and ELECTRE method. *Computers & Operations Research* 34, pp. 3569-3574.
- 天野光三・戸田常一・阿部宏史・中川大 (1981) 「多基準分析に基づく計画代替案に関する基礎的研究」『土木学会論文報告集』第 307 号, 71-84 頁.
- Figueira J, Mousseau V, Roy B. (2005) ELECTRE methods. In: Figueira J, Greco S, Ehrgott M, editors. *Multiple criteria decision analysis: the state of the art surveys*. New York: Springer, pp. 133-62.
- Figueira J and Roy B. (2002) Determining the weights of criteria in the ELECTRE type methods with a revised Simos' procedure *European Journal of Operational Research* 139 , pp. 317-326.
- F. Hosseinzadeh Lotfi and R. Fallahnejad (2010) Imprecise Shannon' s Entropy and Multi Attribute Decision Making. *Entropy* 12, pp. 53-62
- Lui W. and Cui J. (2008) Entropy Coefficient Method to Evaluate the Level of Sustainable Development of China' s Sports. *International Journal of Sports Science and Engineering* 2, pp. 72-78
- Munda, G. (2004) Social multi-criteria: Methodological foundations and operational consequences. *European Journal of Operational Research* 158, pp. 662-677.
- Nijkamp, P. (1977) Stochastic Quantitative and Qualitative Multicriteria Analysis for Environmental Design. *Paper of the Regional Science Association* 39, pp. 175-199.
- 中村清 (1978) 「地域環境分析とエレクトル手法」『早稲田商学』第 274 巻, 351-366 頁.
- Shannon, C.E. (1948) A mathematical theory of communication. *Bell Syst.*, 27, pp. 379-423.
- Van Delf, A., Nijkamp, P. and Rietveld, P. (1977) *Multi-criteria analysis and regional decision making*. Springer.
- 上原衛 (2006) 「ファジィ・エントロピーを用いた SRI 投資銘柄選択比率の決定」『愛知淑徳大学論集. ビジネス学部・ビジネス研究科篇』第 2 号, 57-72 頁.
- 臼井功 (1987) 「階層化意思決定法とコンコーダンス法との比較 -地域開発に伴う環境管理問題を例に-」『横浜経営研究』第 8 巻第 1 号, 34-48 頁.
- Wang X. and Triantaphyllou E (2008) Ranking irregularities when evaluating alternatives by using some ELECTRE methods. *Omega* 36 , pp. 45~63.
- 山下洋史 (2001) 「ファジィ・エントロピーを用いた多因子情報路モデル」『明大商學論

第 5 章 多基準分析の適用可能性に関する考察

本研究は持続可能な発展の視点から既存の環境評価手法を総合的に検討するうえで、日本でダム建設をめぐる対立が頻発する中、多基準・多主体を前提としてダム事業問題に代替案を評価する多基準分析の応用とその拡張を行った。本研究では以下の問題点を明らかにし、今後の水資源計画の合意形成および多基準分析の発展のために多くの論点を提起したほか、研究の方向性を示した。

第 1 に、多基準分析は持続可能な発展の概念を組み入れた環境的意思決定を支援する一つ総合的評価手法であることが示唆される。多基準分析の利点としては、①貨幣換算の困難な評価項目も含めて多様な側面において多元的な評価基準の考慮が可能であること、②環境そのものをそのままの尺度で評価することから、自然の固有価値をそのまま捉えること、③用いられる評価手法によって、強い持続可能性と弱い持続可能性の概念を扱うことができること、④価値観の異なる多様な評価主体の扱いが容易であり、評価プロセスの透明性と可視化によって、実質的な公衆参加を促進すること、⑤費用便益分析など他の手法を否定するのではなく、他の評価手法で算出された結果も一つの基準として評価の枠組に組み入れることによって、より包括的な評価の枠組みを示すこと、が挙げられる。多基準分析は、公共事業の評価に関わる複雑な意思決定問題についてのフレームワークを提供することができると考えられる。

第 2 に、設楽ダム事業をめぐる社会的合意形成の阻害要因を考察するとともに、多基準分析を用いて河川管理計画の代替案に対する地域住民の選好と評価を明らかにし、評価のプロセスを可視化することによって合意形成につなげていくことを示した。設楽ダム事業をめぐる社会的合意形成の阻害要因として、事業の必要性にいくつかの問題点が存在することが挙げられる。それと関連して、反対住民は事業の合理性を示す根拠である費用便益分析の評価結果にも不信感が抱えていた。それに加えて、事業の意思決定のプロセスにおいて住民の意見を反映する機会がなく、事業の検証・審議過程における実質的な住民参加を果たしていないことが指摘できる。これらの課題に対して、本研究は多基準分析を用いて河川開発がもたらす多様な側面への影響を総合的に評価し、住民の選好を反映できるような合意形成を促進する試みをした。その結果、意思決定プロセスにおいて誰のどの判断基準をどのように評価に組み込んだことを明示したうえで、住民からの代替案の序列を求めることができた。

実際、日本に多基準分析を公共事業の評価の枠組みに取り組む試みがあった。国土交通省は、公共事業全般に関する事業評価の手法について、2002年に「公共事業評価の基本的考え方」¹⁾を公表し、総合評価による評価手法を基本に据える姿勢を示した(前川ほか, 2005)。多基準分析は総合評価手法における一つの分析手法として位置づけられた。高速自動車国道

の事業評価における総合評価手法の内容から見ると、評価のプロセスはまず、事業としての必要性に対する費用便益分析による検証し、事業を継続するか否かについて判断する。次に、有料道路としての適格性を検証したうえで、総合評価による各路線事業の優先性をランキングする。総合評価の評価項目は「費用対便益」、「採算性」および「その他の外部効果の評価」といった三つの評価項目が設定され、多基準分析は「その他の外部効果の評価」に位置づけられている。こうした総合的評価制度の整備によって、より包括的な評価の枠組みを示した。しかし、設楽ダム問題のように、住民から事業の必要性に疑問の声が上がっていた場合、この総合的評価手法の導入による合意形成を促進することができるのではないかと考えたい。なぜならば、住民の選好や文化的価値観などに対する評価は、事業の実施がすでに決定された後に、配慮されたものである。その一方で、オランダでは公共事業の評価に対する費用便益分析の実施が義務づけられず、年間約 60 件の環境影響評価において多基準分析が適用されているのは年間約 10 件である (Janeesen, 2001)。つまり、オランダでは公共事業を実施するか否かについて判断する段階から多基準分析による評価を行う。こうした多基準分析はどの段階で意思決定を支援することによって、社会的合意形成に果たす役割も異なってくる。

第 3 に、事例研究に多基準分析によって評価を行い、用いられた三つの多基準分析の適用可能性と課題を検討した。3 章で適用された社会的多基準評価は、代替案に複数の目的の下で評価基準の定性的側面、異質性および不連続性を同一の基盤で考察する点で極めて操作性の高い手法である。また、この手法は比較的単純で理解されやすいため、適用可能性は高いと考えられる。そして、手法において基準の選択や対策案の設定といった評価プロセスの早期段階から住民参加を取り組むことを重視し、重み付けの設定については強い持続可能な概念を考量した。しかし、社会的多基準分析は代替案の良さを表わす指標ではウェイトのみが考慮されているといった課題が持っている。つまり、この指標を用いる場合、各代替案の優越性がウェイトのみで表されることになり、インパクト行列の差が考慮されない。したがって、各代替案のインパクト行列の差が極めて大きい場合に、社会的多基準分析は適用しがたく限定的に使用すべきである。その一方で、インパクト行列の差も考慮されるエレクトル手法を用いて分析した結果、三つの代替案の評価に対する部分的な序列(C案 > B案)しか得られなかった。それは、エレクトル手法においてコンコーダンス指標では C案 > B案 > A案といった優先関係が得られたものの、ディスコンコーダンス指標では C案 > B案のみ明らかであった。つまり、C案はA案より優れた基準の数が多いものの、劣れたインパクト行列の差が大きいことからどちらが優先されるかが明らかではなかった。この結果について、ディスコンコーダンス閾値の設定を変更することによって、エレクトル手法も完全な序列を算出することができるが、こうした評価結果に大きく影響を与える閾値の設定が恣意的であることがエレクトル手法の一つの課題であると指摘されていた。この課題を解決するために、コンコーダンス分析は閾値を使用せず、その代わりにコンコーダンス優越指標とディスコンコーダンス優越指標による最適な代替案の選択を行うこととなる。しかし、ある基準の評価が低くても他の基準より補償しあいことを回避することが望ましい場合に、閾値

の設定によって基準間の代替可能性に制約を課すことができる。このように、三つの評価手法は実際の応用場面においてそれぞれの優れた側面と課題があるが、環境的意思決定問題を扱う際に求められる条件と前提によって最適な多基準分析を選択する知見を与えた。

第4に、多基準分析において重み付けを選択するための合理的な手法を提案したことである。多基準分析は、重み付けの設定によって分析結果が大きく変わることで、手法に対する信頼性と社会的受容性が鋭く問われる課題がある。重み付けの設定については現在に至って確立されたものがないため、その選択するための合理的な手法が求められている。社会的多基準評価が提案した重み付けは、環境・社会・経済の三つの側面がいずれも同じ重要性を持つことで同じウェイトを与える。また、各側面の重み付けは、0.5を超えないという制限で各側面の相互の代替可能性を認めない。このように重み付けの設定は強い持続可能な概念を考量したが、地域住民は複数の代替案に対してどの側面に重点を置くかが評価結果に反映することができないという欠点がある。本研究では、地域住民が持つ主観価値からなる重み付けとエントロピー重み付けといった客観的重み付けを算出し、代替案の序列を求めて評価を比較しながら検討した。これまで多基準分析の研究事例では、客観的と主観的重み付けの両方を用いられる研究は見当たらない。いずれの重み付けシナリオは同じ評価結果が得られたが、こうした理論的根拠を持つ重み付けシナリオの設定によって、多基準分析の社会的受容可能性を高めていると考える。

以上で述べたように、公共事業を評価する制度として最も広く用いられている費用便益分析は、理論面において評価の枠組みに持続可能な発展の概念を取り組む進展が図られつつあるが、実践面では設楽ダム問題のように、評価の枠組みに経済的な側面で貨幣換算が容易なものが強調され、社会的や環境的コストを依然として考量されてこなかった。本研究では持続可能な発展に向けての水資源管理計画を支援する一つの評価手法である多基準分析の適用可能性を明らかにした。

注

1) 国土交通省 (2002) 「公共事業評価の基本的考え方」

<http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha02/13/130830_.html>. 2014年1月20日参照。

参考文献

Janssen, R. (2001), On the Use of Multi-Criteria Analysis in Environmental Impact Assessment in The Netherlands. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 10, pp. 101-109.

前川秀和・松岡斉・上泉俊雄 (2005) 「高速自動車国道への総合評価手法の開発・適用に関する研究」『季刊運輸政策研究』第8巻第1号, 11-21頁.

終章結論 持続可能な発展にむけての環境的意思決定を支援する多基準 分析の適用可能性

本研究から得られた主な知見は、以下の通りである。第1に、環境的意思決定論は、持続可能な発展が提唱されることによって、理論と評価プロセスについての変化と論点を確認したことである。一つは、持続可能な発展の概念を環境的意思決定の文脈に応用し、環境的意思決定が多様な価値を評価・考慮し、複雑な環境問題の解決策の探求における文脈を提供するものとして論じられてきたことである。もう一つは、持続可能な発展の提唱によって、それを組み入れた環境的意思決定の評価手法の新たな発展があったことである。ここで、多基準分析は環境的意思決定を支援する一つの総合的評価手法とする可能性を持つことが示唆される。

第2に、30年以上の論争が続いた設楽ダム事業を研究事例として取り上げ、ダム問題をめぐる利害対立の構造を分析するとともに、社会的合意形成の阻害要因が明らかにした。その結果、設楽ダム事業の必要性について、行政が提示した数値にはいくつかの問題点が存在することを明らかにしたとともに、事業の意思決定における利害対立を調整する制度と手段が不十分であったことを示した。今後ダム建設事業をめぐる社会的合意形成を進めていくために、ダム事業の検証に関わる「関係公共団体からなる検討の場」は多様な利害関係者が議論しあう共通の場として利害対立を調整する制度の一つとして活用されるべきである。

第3に、第1で検討された持続可能な発展の概念を考慮した環境的意思決定を支援する一つの評価手法である社会的多基準評価を用いて、地域住民がもつ河川管理計画の代替案に対する選好と評価を明らかにするとともに、代替案の序列が求められながら、評価のプロセスを可視化することによって合意形成につなげていくことを示した。矢作川流域と豊川流域を対象として分析の結果、調査対象地の住民が「ダム」案（A案）、「遊水地+溜池+堤防」案（B案）と「緑ダムおよびコミュニティーベースの危機対応」案（C案）といった三つの代替案に対する評価と選好順序は、 $C > B > A$ が最良の順位であり、 $A > B > C$ が最も好まない序列であることが分かった。また、住民の居住地域ごとに代替案の選好順序を検討したところ、上で求めた代替案の序列と同じ結果となった。このように、矢作川・豊川流域の住民はダム建設や開発より地域コミュニティーベースでのソフト面の対策をより評価されると考えられる。

第4に、第3章で適用した社会的多基準評価の課題を克服するために、重み付けを選択するための合理的な手法としてエントロピー重み付けといった客観的重み付けと住民の選好からなる重み付けを算出するとともに、アウトランキング法であるエレクトル手法とコンコ

ーダンス分析を用いて評価結果を比較しながら検討した。その結果、社会的多基準分析とコンコードダンス分析では地域住民からみた $C > B > A$ が最良の順位であるのに対して、エレクトル手法では $C > B$ といった部分的な序列しか得られなかった。また、三つの重み付けシナリオによって検討した結果、いずれのシナリオにおいても同じ結果であることが分かった。これは、地域住民から得られた重み付けが、算出したエントロピー重み付けと同様に、環境の側面における重みは最も大きいことから環境面で評価が高い代替案 C が序列 1 位となることが考えられる。このように、複数の異なる多基準分析の評価手法と重み付けによって求められた代替案の序列はある程度安定しており、より信頼性が高い評価結果であると考えられる。

あわせて第 5 に、水資源管理計画への適応を持続可能な発展と関連づけて評価することができる多基準分析の応用を試みたことである。本研究で拡張した多基準分析の応用によって、水資源管理計画を総合的に評価し、合意形成に向けた一つの評価ツールとして活用することが可能となった。

以上で述べたように、本研究は持続可能な発展の概念から多基準分析の優位性を明らかにしたうえで、事例研究においてその適用可能性を考察した。本研究では強い持続可能性の概念に着目し、多基準分析の一つであるアウトランキング法を用いて評価を行ったが、ほかの多基準分析手法との比較を行ったうえで、アウトランキング法の優位性と課題に対する検討が必ずしも十分ではなかった。1960 年代から発展してきた多基準分析は現在百種類以上の手法が存在すると言われる。それぞれの環境的意思決定問題を扱う最適な多基準分析の手法は存在するはずであるが、現在に至っても十分に明らかにされていない。また、多基準分析の評価の枠組みを構成する一つ重要な柱である「基準」について、どのような方法で設定や選択するかは重要な問題となる。多基準分析は社会的合意形成に向けた一つの評価ツールとすれば、利害関係者の意見が反映できるようなより多くの人々の納得を得られるような設定や選択のあり方を目指す姿勢は、手法に対する社会の受容性を高めていくことになる。これらのテーマについては、今後の研究課題として位置づけ探求し続ける。

謝辞

本研究を遂行し学位論文をまとめるに当たり、終始温かい激励とご指導を賜りました植田和弘教授（京都大学経済学研究科/前京都大学大学院地球環境学堂）に心より感謝申し上げます。本研究のほぼ全ての章は、植田教授との議論を通じて書き上げたものであります。時に応じて、厳しくご指導いただいたこと、またやさしく励まして下さったことを通じて、私自身の至らなさを実感することができたことは今後の努力の糧になるものであります。また、博士課程において研究全般にわたる多大なご支援とご指導を賜りました森晶寿准教授（京都大学大学院地球環境学堂）に深く感謝しております。研究成果のとりまとめに当たって、森晶寿准教授の丁寧かつ熱心なご指導ご鞭撻がなければ、ここまでたどり着くことはできませでした。

本論文を審査して頂くとともに、学内のセミナーで研究を進めていくにあたり終始懇切丁寧なご指導とご助言をして頂きました吉野章准教授（京都大学大学院地球環境学堂）および宇佐美誠教授（京都大学大学院地球環境学堂）に深く感謝いたします。

本研究の遂行に当たって、多くのご指導を賜り、また投稿論文のとりまとめに際しても、何度も読んで頂き、原稿をチェックして頂きました佐藤真行准教授（神戸大学大学院人間発達環境学研究科）に心より感謝申し上げます。

本論文の作成に当たり、学内の研究会やセミナーで多くの有益なコメントとアドバイスを頂きました劉徳強教授（京都大学大学院地球環境学堂/経済学研究科）と稲田義久教授（甲南大学経済学部）に深く感謝いたします。研究生活につきまして、公私にわたり暖かいご助言を賜りました北川秀樹教授（龍谷大学政策学部）、金紅実准教授（龍谷大学政策学部）と孫穎准教授（国立横浜大学経営学部）に心より御礼申し上げます。また、第2章を執筆するに当たっては、山口臨太郎氏（野村総合研究所）、甲斐田直子助教授（筑波大学大学院システム情報工学研究科）と倉坂秀史教授（千葉大学法経学部）からは、大変示唆に富むコメントを頂きました。第3章の草稿に対して、仲上健一教授（立命館大学政策科学部）と大野智彦准教授（阪南大学経済学部）から大変有益なコメントを頂きました。

また本研究には、多くの方々のご協力なくしてはできませんでした。第3章、4章、5章では、矢作川研究所、愛知水産試験場、豊橋河川事務所、豊川市役所の方々及び矢作川流域と豊川流域の住民の皆様に本研究調査に多大なるご協力をいただきました。ここに記して、感謝の意を表します。

研究に行き詰まった時には、大学院時代の先輩である籠橋一輝研究員（南山大学社会倫理研究所）、翁御棋助教授（北海道大学工学研究院）と李懿軒研究員（京都大学大学院工学研

究科)が議論の相手となって下さり、研究の壁を乗り越える力を与えて下さったことをここに記すとともに、心より感謝申し上げます。また、郭雅雯助教授(現・台湾朝陽科技大学建築学部)と曾琳雁氏(前同志社大学総合政策科学研究科)は、学究の道を志す仲間として、研究生活や留学生活における悩みを共有し、良き相談相手となってくれました。研究全般にわたり、ご協力およびご支援を頂きました植田研究室および森研究室の林鶴彬氏、何彦旻氏、稲澤泉氏、Patrik G., Onur, 小倉康弘氏、池田まりこ氏、金小瑛氏、陳奕均氏、Adil Mikrgul 他、研究室の皆様に深く感謝いたします。

最後に、いつも温かく見守り続けてくれた数多くの先輩、友人、そして台湾の家族、また台湾からの留学生である私を自分の娘のように接して下さる山崎一家に感謝の気持ちを捧げたいと思います。

なお、本研究は、損保ジャパン環境財団の2009年度学術研究助成金と財団法人ダム水源地環境整備センターの助成を受けたものであります。