

生物多様性オフセットバンキングにおける  
生態系サービスの価値の考慮に関する  
基礎的研究

工学研究科  
社会基盤工学専攻  
学位論文

太田 貴大

名古屋大学  
2013年3月

<b>1. 序論</b> .....	<b>1</b>
1.1. 生物多様性保全政策の動向 .....	1
1.1.1. 生物多様性の定義 .....	1
1.1.2. 生物多様性の減少とその原因.....	1
1.1.3. 生物多様性保全目標.....	2
1.1.4. 生物多様性保全のための資金メカニズム.....	2
1.2. 生物多様性オフセットバンキングの説明.....	4
1.2.1. 生物多様性オフセットバンキングの定義とミティゲーションヒエラルキー .....	4
1.2.2. オフセットの仕組みと方法 .....	5
1.2.3. アメリカでバンクの生じた背景と他の仕組みと比べた際の利点.....	6
1.2.4. バンクの生態学的利点と現状.....	6
1.3. 生態系サービス評価の動向 .....	7
1.3.1. 生態系サービスの定義と分類.....	7
1.3.2. 世界規模また日本規模での生態系サービスの現状 .....	8
1.3.3. 環境保全政策での生態系サービス評価手法のレビュー .....	9
1.4. 研究の目的 .....	10
1.5. 本論文の構成と概要 .....	10
参考資料.....	13
<b>2. 生物多様性オフセットバンキング政策の現状</b> .....	<b>19</b>
2.1. 本章の概説 .....	19
2.2. 既存の生物多様性オフセットバンキング政策の特徴.....	19
2.2.1. アメリカのミティゲーションバンキングとコンサベーションバンキング.....	20
2.2.2. オーストラリアのプッシュブローカーとバイオバンキング .....	23
2.2.3. ドイツの生物多様性オフセットバンキング政策 .....	26
2.2.4. フランスの生物多様性オフセットバンキング政策 .....	27
2.2.5. 日本の生物多様性オフセット関連政策 .....	27
2.3. 結語 .....	28
参考資料.....	29
<b>3. 生物多様性オフセットバンキング制度の詳細と特徴の比較</b> .....	<b>33</b>
3.1. 概説 .....	33
3.2. アメリカのバンク設立プロセスとバンクドキュメント .....	33
3.3. アメリカとドイツの長期管理コストの確保と保全の担保.....	34
3.4. アメリカとオーストラリアの制度の特徴比較.....	35
3.4.1. バンク事業のリスク回避システム .....	35
3.4.2. コスト負担構造.....	37
3.5. 結語 .....	40
参考資料.....	41
<b>4. アメリカカリフォルニア州のコンサベーションバンクのサービスエリア境界の</b>	

<b>決定要因の比較分析</b> .....	<b>42</b>
4.1. 概説 .....	42
4.2. 導入 .....	42
4.3. 方法 .....	43
4.4. 結果 .....	45
4.4.1. コンサベーションバンクの現状 .....	45
4.4.2. 決定要因の特定 .....	46
4.4.3. 決定要因の特徴 .....	48
4.4.4. B-S 比と BA-SA グラフ .....	48
4.5. 考察 .....	50
4.6. 結語 .....	52
参考資料 .....	53
<b>5. 生物多様性オフセットバンキングでの生態系サービス評価</b> .....	<b>54</b>
5.1. 概説 .....	54
5.2. カリフォルニア州のミティゲーションバンキングにおける生態系サービスの扱い .....	54
5.3. オレゴン州の複数種類のクレジットとクレジットの個別独立化販売 .....	58
5.4. ドイツドレスデン市の代償基金によるオフセット .....	60
5.5. オーストラリア西オーストラリア州の間接的オフセット .....	64
5.6. ワシントン州のミティゲーションバンキングの価値の評価 .....	66
5.7. 既存制度で生態系サービスもしくはその価値を考慮しないことで生じる問題 .....	68
5.8. 結語 .....	69
参考資料 .....	71
<b>6. 生態系サービスに対する主観的価値評価手法</b> .....	<b>74</b>
6.1. 概説 .....	74
6.2. 価値評価の際に用いる価値と生態系サービスの定義と考え方 .....	74
6.2.1. 価値の定義と価値軸の多様さ .....	74
6.2.2. 生態系サービスの定義と分類 .....	76
6.3. 価値を金銭単位で表現することの利点と問題点 .....	78
6.4. 経済学に基づく主観的価値評価手法の仮想性という問題点 .....	79
6.5. 生態系サービスの網羅性と既存の価値評価手法の評価項目数の限界 .....	80
6.6. 価値評価における個人と社会の想定 .....	81
6.7. 価値評価の枠組みを構築する際に考慮した点 .....	81
6.8. 主観的価値を表す単位としての重要度 .....	82
6.9. 重要度の問題点 .....	83
6.10. 重要度の把握手法 .....	84
6.11. 重要度評価手法適用の際の問題設定と対象選定の根拠 .....	86
6.12. 結語 .....	88
参考資料 .....	89

<b>7. コンサベーションバンキングでの重要度評価 .....</b>	<b>92</b>
7.1. 概説 .....	92
7.2. 導入 .....	92
7.3. 方法 .....	93
7.3.1. 対象生態系 .....	93
7.3.2. 対象生態系サービス .....	93
7.3.3. インターネットアンケート内容 .....	94
7.3.4. 解析 .....	95
7.4. 結果 .....	96
7.5. 考察 .....	97
参考資料 .....	99
<b>8. 基礎属性による重要度の変化 .....</b>	<b>100</b>
8.1. 概説 .....	100
8.2. 導入 .....	100
8.3. 方法 .....	101
8.3.1. 対象生態系 .....	101
8.3.2. 再生計画 .....	101
8.3.3. 対象生態系サービス .....	102
8.3.4. インターネットアンケート内容 .....	102
8.3.5. 解析 .....	105
8.4. 結果 .....	107
8.5. 考察 .....	112
参考資料 .....	118
<b>9. 重要度の決定要因の把握 .....</b>	<b>120</b>
9.1. 概説 .....	120
9.2. 導入 .....	121
9.3. 方法 .....	122
9.3.1. 対象生態系 .....	122
9.3.2. 対象生態系サービス .....	123
9.3.3. インターネットアンケート内容 .....	123
9.3.4. 解析 .....	125
9.4. 結果 .....	126
9.5. 考察 .....	128
参考資料 .....	131
<b>10. 結論 .....</b>	<b>133</b>
10.1. 各章の研究成果 .....	133
10.2. 重要度評価手法の政策的インプリケーション .....	134
10.3. 今後の課題 .....	136

謝辞.....	139
付録.....	140
<b>第7章 付録.....</b>	<b>140</b>
<b>第8章 付録.....</b>	<b>153</b>
<b>第9章 付録.....</b>	<b>165</b>

# 1. 序論

## 1.1. 生物多様性保全政策の動向

### 1.1.1. 生物多様性の定義

国連の生物多様性条約（CBD: Convention on Biological Diversity）によると、生物多様性は、遺伝子、種、生態系の3つのレベルで定義されている（CBD 1992）。頻繁に用いられる多様性の概念は種多様性である。これは、主に記載されている生物種の数を示す。これまでに記載された生物種数は、約150万種であるが（Mora et al. 2011）、最近でも哺乳類や鳥類等の高等生物でも新種が発見されることもある（鳥類の記載: Alström et al. 2010）。また、微生物等のミクロな生物の未記載種を考慮すると、地球上の総種数は800万種に及ぶという試算もある（Mora et al. 2011）。これらの種の中にも様々な個体が存在し、それぞれ異なる遺伝子を有している。この多様さを遺伝的多様性と称する。例えば、既に記載されている種内にも、遺伝的に異なる集団が存在することもある。どの程度の遺伝的な多様さが単一の種に値するかについては分類群や対象とする遺伝子領域により異なるが（哺乳類の例: Baker and Bradley 2006）、普遍的な領域を対象にDNAバーコーディングによる遺伝情報の蓄積が国際レベルの協力のもと実施されている（バーコードオブライフコンソーシアム事務局 2010）。最後に、これらの多様な遺伝子を持った多様な種が様々に関係しあい、非生物的環境と共に一つの系を構成しており、これを生態系と呼ぶ。ここには、多様な種と非生物的環境との関係により生じる様々なプロセス（生態系の機能）も含まれる。

### 1.1.2. 生物多様性の減少とその原因

生物多様性の減少は地球レベルの環境問題として、1992年のリオサミットで大きく注目を浴びることとなった。その際、国際的にこの問題に対応するためにCBDが採択された（CBD 1992）。2001年には、CBDがGlobal Biodiversity Outlookを発行し、地球レベルでの生物多様性の状態を把握し、世界レベルまた国家レベルでの対応の必要性を強調した（CBD 2001）。

種の多様性については、絶滅のリスクが指摘された種に関しては概して状況は悪化し、また、脊椎動物の個体数は1970年から2006年の間に平均で約3分の1が失われた（CBD 2010a）。遺伝的多様性の減少についても様々な分類群で報告されているが、例えば、Garner et al. (2005)は108種の哺乳類を対象に遺伝的多様性を確認したが、絶滅危惧種と普通種共に多様性が減少している傾向が確認された。また、生態系の多様性に関しては、森林や河川生態系の分断も原因となり、淡水湿地、塩性湿地、サンゴ礁、藻場、貝礁いずれも深刻な状況にあり、多様さは低下している（CBD 2010a）。

生物多様性の減少の主な原因は、次の5つと考えられている（MA 2005）: i) 生息環境の汚染、ii) 乱獲や非持続的な利用、iii) 生息地の改変、iv) 侵略性外来種、v) 他の地球環境問題。これらのうちどの要因が過去に最も影響を与え、現在の影響の傾向がどのような方向であるか

は、地域と生態系のタイプによって異なる。例えば、熱帯域の森林生態系は、生息環境の改変と乱伐が大きな影響を与え、現在もその影響の大きさはあまり変わっていない (MA 2005)。

### 1.1.3. 生物多様性保全目標

生物多様性の減少が地球規模の環境問題であり、各国の相互協力の元で解決する必要のある課題と認識されたのは、1992年、国連主催のリオデジャネイロでの地球サミットである (UN 1997)。この際、それまでに締結されていた個別の国際条約の上位の基本枠組みとなる生物多様性条約が締結された。CBDの目標は、i) 生物多様性の保全、ii) 生物多様性の構成要素の持続的な利用、iii) 遺伝資源の利用から生ずる利益の公正かつ衡平な配分の3点である (CBD 1992)。これ以降、CBDが中心となり、生物多様性保全のための目標が設置されてきた。最近のCBDの目標としては、第6回の締約国会議COP6の決議26 (Annex) で採択された国際目標である2010年目標、つまり「2010年までに生物多様性の損失速度を顕著に減少させる」というものがある (CBD 2002)。これは、各国様々な努力を行ったにもかかわらず、達成できなかった。これには様々な原因が考えられるが、例えば、定量的目標値が足りなかったことや、生物多様性概念の理解しにくさによる意思決定での生物多様性保全の優先度の低さ、また、それに伴う生物多様性保全実施のための費用確保の不十分さ等が考えられている (Perrings et al. 2011)。

このような目標達成の失敗に基づき、CBD COP10で策定された新たな目標 (生物多様性条約戦略計画 2011-2020: 以降、愛知ターゲットと記す) の中では、具体的な数値を伴った目標の設定が行われた (CBD 2010b)。その中でも本論に関連し特に注目に値するのは、保護区面積と生態系再生目標の数値的明示である。目標11では、2020年までに陸域及び内陸水域の17%また、沿岸域及び海域の10%の、特に生物多様性と生態系サービスにとって重要な地域が、効果的かつ衡平に管理され保護地域に設定されることが記されている。また、目標15では、2020年までに、劣化した生態系の少なくとも15%以上の回復を含む生態系の保全と回復を通じ、生物多様性の気候変動や砂漠化への貢献の強化が記されている。後者については、生態系の再生を通じて得られる効果は必ずしも、気候変動の緩和と適応だけではなく、多様な効果が期待できる。国内では、愛知ターゲットに合わせて生物多様性国家戦略 2012-2020 (環境省 2012) が閣議決定された。ここでも、自然再生事業実施計画数や自然再生協議会設置数で具体的な目標数値を設定しており、干潟の再生や藻場の造成も再生割合や再生面積で定量的数値を明示している。

### 1.1.4. 生物多様性保全のための資金メカニズム

生物多様性の減少という国際的な規模での問題に対応するために、具体的な数値目標を掲げた目標が設定され、それに向けての各国の戦略も策定されつつある。これらの戦略を実行するために多額のコストが必要なことは、CBDの設立当初から言及されており、条約本文にも明示

されている (CBD 1992)。これは、特に生物多様性が高く保全上重要な地域である途上国 (生物多様性ホットスポット: Myers et al. 2000) への資金供与を前提としているが、先進国においても同様に保全のための資金メカニズムは必要といえる。具体的な費用の規模としては、愛知ターゲットに掲げられた目標 12: 絶滅危惧種の状態改善に対応して、世界規模で絶滅の危機に瀕している鳥類の絶滅危惧レベルを減少させるために、次の 10 年に年間 8.75-12.3 億米ドルの費用が必要と算出されている (McCarthy et al. 2012)。現状では、このうちの 12% が賄われているにすぎない。

生物多様性条約について概観すると、ここ数回の締約国会議の決議において資金供給に関する言及がみられる。例えば、COP9 の決議 11 では、既存の資金メカニズムのレビューを実施し、2015 年までの目標として資金源の活用に関する戦略を策定した。特に、目標 4 においては、革新的資金メカニズムの探求を明記し、生物多様性オフセットについてもその一つとして言及している (CBD 2008)。また、COP10 の決議 21 では、革新的な資金メカニズムの採用もしくは実施度合いのモニタリングと報告の実施を適用しており、革新的資金メカニズムによる資金源の増加にコミットすることを記している (CBD 2010c)。

これらの資金メカニズムとして具体的に注目されているものには、例えば、生態系サービスへの支払制度 (PES: Paying for Ecosystem Services)、グリーン開発メカニズム (GDM: Green Development Mechanism)、LifeWeb や、生物多様性オフセットバンキング (生物多様性オフセットバンキング: Biodiversity Offset Banking) 等がある (Pirard 2012)。PES とは、生態系サービスの受益者が供給を確保するために供給者に対して金銭の支払いを行う仕組みである (Wunder 2005)。世界では、コスタリカが先進的な取り組みを実施して、一定の効果も確認されている (Arriagada et al. 2012)。また、日本でも森林環境税の徴収と上流の森林管理のための費用支払いは PES の一例といえる (例: 高知県 2012)。GDM とは、当初は、温室効果ガス削減を補完する京都メカニズムの一つである CDM と類似の制度が想定されていたが、ここ数年の動向では、ボランティアな参加で生物多様性保全活動への認証制度を売買する仕組みとなりつつある (James and Vorhies 2010)。現状では、具体的なケーススタディの積み上げを試みている (The GDM 2010 Initiative 2010)。LifeWeb は、ドナーとなる先進国 (2012 年 10 月現在、8 か国と 1 地域そして 4 つの民間組織) とニーズのある途上国のマッチングを行うシステムである。途上国側のニーズは、保護区の設定や管理に限定されており、国家レベルでの保護区計画に基づき行われる必要がある (LifeWeb Coordination Office 2012)。最後に生物多様性オフセットバンキングとは、開発により消失された生物多様性を、自然再生等により創出された生物多様性により相殺する仕組みを基本とする。私企業等が自然再生活動を実施する際、行政機関認証のクレジットを購入することで影響を相殺する仕組みである。これにより劣化した生態系の再生と保護区化が達成されるため、愛知ターゲットの達成に貢献すると同時に、私企業や NPO 等のクレジット市場への参加により多様な保全のための資金源の創出が期待されている。つまり、開発と保全を両立する仕組みであるといえる。



## 1.2. 生物多様性オフセットバンキングの説明

### 1.2.1. 生物多様性オフセットバンキングの定義とミティゲーションヒエラルキー

生物多様性オフセットに関する国際基準づくりを進める BBOP (Business and Biodiversity Offsets Program) によると、生物多様性オフセットは以下のように定義されている。生物多様性オフセットとは、開発事業などで多様な生物が生息している環境などを破壊した場合に、近隣地などの異なる場所で、可能な限り破壊された生息地と同等の機能や質を持った環境を人工的に創出等することにより、その影響をオフセット(相殺)する行為である (BBOP 2012)。ただし、生物多様性オフセットで対象とする影響は、生物の生息域や生態系の機能だけに限らず、人々が利用することによる価値や文化的な価値なども含める場合があり、生物多様性オフセットを通じて、これらの影響を相殺して少なくとも「ノーネットロス (No-net-loss)」を達成し、可能であればプラスの効果を生み出す「ネットゲイン (Net-gain)」を達成することとしている (BBOP 2012)。

生物多様性オフセットを開発事業者自らが実施する場合に、生物多様性の復元、創出などの失敗のリスクやコスト増大のリスク、開発による環境の損失とオフセットの時間差などが問題となる (NRC 2001)。これらの問題を解決するために考案されたのが生物多様性オフセットバンキングの概念である。開発事業者自身または土地所有者などの第三者が、自分の土地等であらかじめ生物多様性を復元したり創出したりした後に、これをクレジットとして貯蓄し、自らが行う開発行為のオフセットの用途として利用するか、またはオフセットの必要な開発事業者などに販売するシステムである (Bayon et al. 2008)。

生物多様性オフセットは、環境影響の回避、最小化の検討を行った後、最後の手段「代償」として行われるものとされており、この階層構造 (ミティゲーションヒエラルキー) (図 1-1)

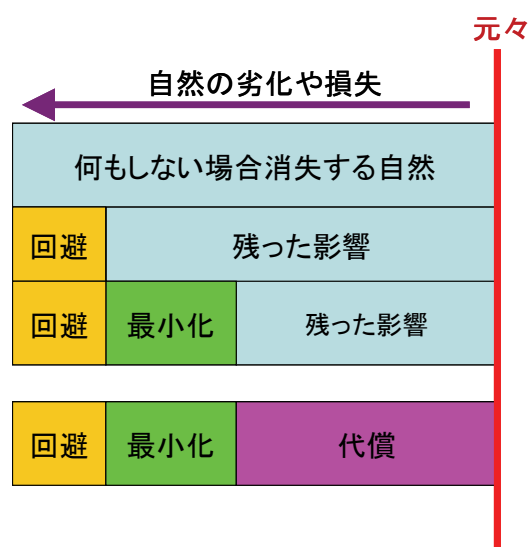


図 1-1 ミティゲーションヒエラルキーの概念図

に沿って実践することが極めて重要である (BBOP 2012)。前述のように、生物多様性オフセットバンキングは、生物多様性保全のための仕組みとして注目されているが、同時に開発の免罪符として用いられるという懸念もある (Bekessy et al. 2010)。このため、生物多様性オフセットや生物多様性オフセットバンキングは、ミティゲーションヒエラルキーを順守して実施されるべきものであり、同時に、最初に位置する回避の段階でオフセット不可能な影響は考慮されるべきである (Claire et al. 2011, Ota et al. 2011)。さらに、時間差や絶滅のリスク等を考慮し、正味でのオフセットが達成されているかどうかを常に確認する必要がある (Bekessy et al. 2010)。

また、自然の再生を基本とするオフセットでは、どのレベルが本来の自然状態であるかというベースラインの設定について議論を要する。これは特にバンクサイトやオフセットサイトでの自然環境の量や質の上昇分を決定する際に重要となる。例えば、オーストラリアでは、クレジット数決定の際に、本来の自然状態であると考えられる参照サイト (reference site) を設定し、その状態と評価している生態系の状態を比較することで、対象サイトがどの程度望ましい状態に近いかを基準としている (具体的には第 2 章参照のこと)。この際の参照サイトの状態は、入植前の 1750 年とされている。日本のように早くから自然環境の集約的な利用を行ってきた国では、この本来の自然状態を表現するベースラインの設定には困難が伴うと考えられる。そのような場合は、多くの関係者の参加のもとで、将来世代のことも考慮した妥当なベースラインを設定することで解決が図られることが必要である。

### 1.2.2. オフセットの仕組みと方法

生物多様性オフセット実施の仕組みには、主に次の 3 つがある : i) 開発事業者自身が実施する (PR: Permittee-Responsible)、ii) 基金等に資金を支払い資金の管理者が実施する、iii) バンキングシステムを用いる (アメリカ : USACE 2008, ドイツ : Wende et al. 2005)。i) は、最も単純な仕組みであり、バンキングが用いられる以前に主に用いられていた (Wilkinson and Thompson 2006)。ii) は、アメリカでは In-Lieu-Fee と呼ばれており、主にオンサイトでのオフセットが現実的でない場合やクレジットを購入可能なバンクが開発サイトの近隣に存在しない場合に用いられる (Wilkinson 2009)。ドイツでは、最終的なステップとして金銭によるオフセットを認めており、主に行政機関に対して支払いが行われ行政機関が基金を用いて自然再生や創出を実施する (Wende et al. 2005)。iii) については、例えば、アメリカの最新の法制度では、他の二つの方法に比して優先的に用いられることが求められている (USACE 2008)。

これらのオフセットの仕組みと関連して、開発サイトや自然環境に影響を与える場所と同じもしくは極めて近隣で実施するオフセットをオンサイト (on-site) のオフセットと称し、多くの PR はこの形態を取る。これとは異なり、開発サイトから遠く離れた場所で実施されるオフセットをオフサイト (off-site) のオフセットと称し、生物多様性オフセットバンキングはこれを前提としている (USACE 2008)。また、目指すべき理想的なオフセットとしては、影響を

与える対象と同種類のもので再生あるいは創出されるべきであるが、これをインカインド (in-kind) のオフセットと称し、影響を受ける対象と異なるものでオフセットを行う場合、アウトオブカインド (out-of-kind) のオフセットと称する (BBOP 2012)。

オフセットの方法としては、主に以下の 4 タイプが存在する：i) 新しい生態系の「創出 (Creation)」、ii) 以前に存在した生態系の「復元 (Restoration)」、iii) 既存の生態系の機能の「強化 (Enhancement)」、iv) 既存の生態系の「保全 (Preservation)」 (USACE 2008)。例えば、アメリカでは、失われた湿地生態系の機能と面積を代替するのに最も効果的であるという理由で、「復元」に重きが置かれてきた (USACE et al. 1995, Hough and Robertson 2009)。

### 1.2.3. アメリカでバンクの生じた背景と他の仕組みと比べた際の利点

1990 年代後半に、事業ごとの PR による一般的な失敗事例を示したいくつかの報告書が発行された (DeWeese 1994, Marsh et al. 1996, Redmond et al. 1996, Environment defense Fund 1999)。これらを背景として、関係機関のバンキングアプローチの採用が促進された (Mead 2008)。PR の抱える問題点とバンキングの有する長所は、次の 4 点とされている：i) バンキングではオフセット行為が開発影響より時間的に先行するため、PR の場合に問題となる生態系機能の回復までに生じる時間的な機能の消失を減少させ、オフセットの成功を確実なものとする、ii) PR の場合、オフセットサイト (創出や復元等した場所) が小さい面積で地理的に分散するが、バンキングは比較的大面積で生態学的に効果的な保全となる、iii) バンキングは、オフセットを成功させるために必要な資金源と科学的専門性を一つにまとめることが可能となる、iv) バンキングでは規模の経済が作用するため、許可を受ける者にとって費用効率的なオフセットの機会が生じる (EPA and USACE 1995)。また、1995 年の連邦ガイダンス (USACE et al. 1995) では、ii)に加えて、規制を行う行政機関のコンプライアンス遵守の確認などのための作業も効率的に行えるという点が指摘された (USACE et al. 1995)。

### 1.2.4. バンクの生態学的利点と現状

上記の ii) は、特に保全生態学の視点で、小面積の保護区が分散して存在するより、大面積の保護区が一つ存在する方が効果的であるという理論に基づいている (Mackenzie et al. 1998)。このような保全の効果の評価を行う場合、どのような指標や基準を採用するかによって結果は異なることになる (Spieles 2005, Reiss et al. 2007)。サイトレベルでの種多様性や生態系機能の指標を基準とした評価では、必ずしもバンキングの方が高い成功率を示すとは限らない場合も見られる (Spieles 2005)。しかし、PR に比してバンキングの方が生態系ネットワークを作り出すといった景観生態学的視点で、より効果的に保全ができるという点を検証した調査・研究は見当たらない。現状では、より広域での土地利用計画や保全計画を参照しながら、バンクのサイトを設定する提案等が行われている (Kiesecker et al. 2010)。

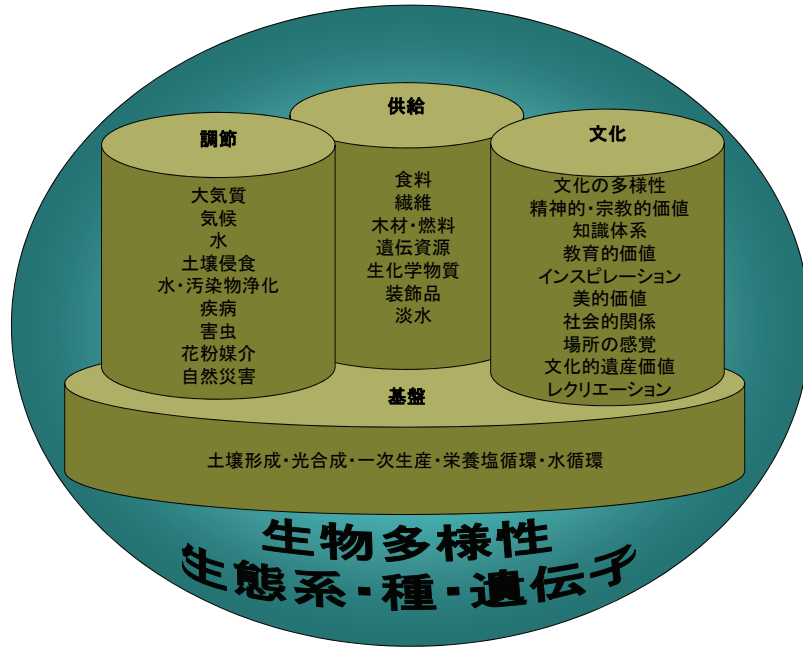


図 1-2 ミレニアム生態系評価（2005）の生態系サービスの種類

### 1.3. 生態系サービス評価の動向

#### 1.3.1. 生態系サービスの定義と分類

生物多様性の減少により生じる問題としては、人間が得ている生物多様性から生み出される様々な便益の量が減少したり、質が劣化したりすることが挙げられる。このような自然環境から得られる様々な便益を生態系サービス（生態系サービス: Ecosystem Service）と呼ぶ（MA 2005）。MA（Millennium Ecosystem Assessment: MA）は、国連主催で実施された世界規模での生態系サービスの現状評価で、シナリオに基づき生態系サービスの今後の変化と対策についても分析を実施している。MA では、生態系サービスを4つの大分類に分けている（図 1-2）。大分類の1つ目は、供給サービスで、物質的な便益を指す（例：木材・食料）。2つ目は、調節サービスで、自然環境を人間にとって生活しやすいものに調節する機能を指す（例：大気質調節機能・災害防止機能）。3つ目は、文化サービスで、非物質的な便益を指す（例：レクリエーション・審美的価値）。4つ目は、基盤サービスで、他の3つの大分類を支える生態系のプロセスを指す（例：光合成・水の大循環）。これらの生態系サービスは、生物多様性に支えられている。

MA の実施により生態系サービスの概念が普及したが（Lamarque et al. 2011, Vihervaara et al. 2010）、それ以前にも生態系の公益的または多面的機能という概念のもとで分類が考慮され評価が実施されてきた（Schulze and Mooney 1993, 只木・吉良 1982, 祖田ら 2006）。これらの生態系の機能と MA が指す生態系サービスに分類される事物や事象の多くは一致するため、本論文では同一のものとする（but see: Jax 2010）。また、生態系サービスの分類に

関しては多くの研究が蓄積されつつあるが、生態系サービス評価の目的に応じてどの分類を採用するかについて考慮する必要がある。例えば、経済学的価値評価のためには、過大評価を避けるために分類間での重複を解消しておく必要があり、MA の分類では不十分なことが指摘されている (Fu et al. 2011)。一方、MA の分類は一般の人々に生態系サービスの概念を普及させることも目的の一つに含まれているため、人々の意識を把握する社会調査にとっては有効なものでもある (MA 2005, Fisher et al. 2009)。本論文の目的は、どのような領域でも採用可能な生態系サービスの分類を構築することではなく、また一般の人々を対象にした意識調査を用いているため、理解しやすい分類となっている MA の大分類を基本とする。

### 1.3.2. 世界規模また日本規模での生態系サービスの現状

世界規模の生態系サービス評価では、物理的な状態を含む幅広い視点で、MA が広範囲の生態系サービスについて分析を実施している。MA によると (MA 2005 : 39-48)、20 世紀後半の 50 年間で供給サービスの使用量は急激に増加しており、今後も増加する見込みである。また、その多くの場合で持続的な使用方法ではない。調節サービスについては、我々は生態系サービスを提供する生態系を改変することで (ダムや灌漑用水)、多くの調節サービスを変化させてきた。特に、人間活動による温室効果ガスの大量の放出で生態系の吸収を上回り、バランスが崩れていることが指摘されている。文化サービスの使用は増加し続けてきたが、生態系の文化的便益の供給能力は低下してきている。また、世界規模では多くの生態系サービスの需要は増加しているのだが、一部の生態系サービスでは、代替するものの提供により減少している (例えば、燃料用の木材)。これらの代替は生態系サービスへの圧力を減少させるが、必ずしも全体として好ましい影響を与えるわけではないことも指摘されている (燃料用木材に代わり石油が用いられる点等)。

MA では、世界規模の評価に合わせて、よりスケールの小さい地域規模での評価も実施している (Sub-Global Assessment: 33 地域)。日本ではこの枠組みに合わせて、5 つの地域クラスターを作り、里山・里海を対象にした生態系と生態系サービスの評価を実施した (日本の里山・里海評価 2010 : 16-20)。日本の里山里海における主な生態系サービス減少の原因は、経済や人口構成、ライフスタイルの変化による利用の低下による生態系の劣化や変化である。この結果、供給サービスは、例えば木材蓄積の増加とは反対に木材利用は減少し、自然採取のきのこも減少している。里海では、技術の進歩による漁獲量の増加が乱獲につながり、漁業不振とあいまって、漁獲量は減少してきた。また、寒冷期に獲れる魚種は気候変動の影響で減少している。調節サービスは、様々な土地利用の変化による影響が考えられている。文化サービスでは、伝統工芸の衰退や様々なノウハウの喪失などが起こり、文化的な生態系の利用の低減により負の影響が生じていることが明らかとなっている。

### 1.3.3. 環境保全政策での生態系サービス評価手法のレビュー

上記のように、生物多様性の減少による私たち人間への影響を評価する取り組みが増加している。これらの取り組みは、様々な視点に基づく評価手法を用いて、生物多様性保全のための政策立案あるいは評価のために必要な生態系サービスに関する情報の提供を目指している。実際に、生態系サービスを含んだ生物多様性保全プロジェクトの方が、伝統的に見られる同様のプロジェクトよりも、多様な背景の人々から、より多くの資金を集めることが可能になるという調査結果も存在する (Goldman et al. 2008)。

主に基盤サービスや調節サービスに該当する生態系機能 (Ecosystem Functioning) の評価は、物理的な数値を指標として算出する。例えば、気候緩和の機能に関しては、二酸化炭素吸収量が一つの指標となるため、一次生産量や炭素蓄積量あるいは蓄積率を、植物学の知見を基に推定することで算出する (他の指標については以下を参照 : Cardinale et al. 2012)。このような、自然科学に基づく生態系機能の定量的な評価は、様々な分野で実施されている (例えば、中村 2000、Sandin and Solimini 2009)。

一方、物理的な数値で評価を実施したとしても、政策立案や評価等の意思決定の場面で重きを置かれない可能性がある (Daily 1997)。そのため、生態系サービスを経済学の理論に基づく手法で金銭価値評価する取り組みが注目されてきた。この取り組みを包括的にまとめているのは、国連が作成した『生態系と生物多様性の経済学』(TEEB: The Economics of Ecosystem and Biodiversity: <http://www.teebweb.org/>) 報告書である。経済的な視点で生物多様性の減少とそれに対応する生態系サービスの減少について世界規模での影響をレビューしている。また、供給サービスを除く多くの生態系サービスは市場で取引されてこなかったため、表明選好法 (仮想評価法やコンジョイント分析) や顕示選好法 (ヘドニック法やトラベルコスト法) 等の環境経済学の領域で発展してきた手法を用いて評価される (Liu et al. 2010)。

さらに、近年では、上記のような物理的定量値と経済学的金銭価値とを統合した評価手法も多数開発され、用いられている (NRC 2005, Barbier 2007)。これらの統合的な評価手法を地理的に広い範囲で適用し生態系サービスの状態や変化を地図化することで、より多くの有用な情報に基づく意思決定を行うことが可能となる (Naidoo and Ricketts 2006, Nelson et al. 2009)。このような手法は、フリーのアドインやWEB インターフェイスで多くの意思決定者が比較的容易に活用できるよう配慮されている (例えば : Kareiva et al. 2011)。

このような、物理的数値や経済的数値では、社会・文化的な視点での評価が十分でないという指摘も存在する (Menzel and Teng 2010, Chan et al. 2012)。特に、経済学的手法では評価に含まれていない意識や価値が存在し、評価しては不十分であるという議論が数多くなされてきた (Gómez-Baggethun and Ruiz-Pérez 2011)。これらの点を解消するために、人々の生態系サービスに対する主観的な意識を把握して、上記のような物理的あるいは経済的な評価と統合する研究が行われている (Bryan et al. 2010, Sodhi et al. 2010, Castro et al. 2011, Martín-López et al. 2012)。また、このような視点は特に、非物質的な便益である文化サー

ビスに対する評価に注目して実施されている場合が多く、上記のような地図化も実験的に実施されている (Sherrouse et al. 2011, Chan et al. 2012a, Chan et al. 2012b, Daniel et al. 2012, Klain and Chan 2012)。

#### 1.4. 研究の目的

生物多様性の減少が世界規模また日本でも問題となる中、生態系サービスの劣化や減少という形で私達人間にも影響が生じている。これらに対応するために、CBD や国内でも生物多様性保全のための目標設定を行ってきたが、達成するには多くの困難があることが明らかとなってきた。特に、生物多様性が高い主に途上国の国々では、環境の保全と同時に経済的開発を実施することが望まれている。そのため、様々な形での生物多様性保全のための資金が必要となっている。このような中で、保全とは相反する目的を解決し、生物多様性保全を実現させるための一つの方法として、生物多様性オフセットバンキングが注目されている。また、生物多様性の減少とそれに伴う生態系サービスの劣化は、必ずしも開発だけを原因とするわけではなく、それぞれの地域で異なる原因に依存している。例えば日本のように、里山・里海のアンダーユースによる生物多様性への影響についても、何らかの形での影響の相殺や代償を含めた意思決定を保全政策の中で実施する必要がある。

このような様々な生物多様性への影響を生物多様性オフセットバンキングという仕組みの中で考慮する際に、生物多様性の減少あるいは再生や保全による増加に対応して変化する生態系サービスの状態を適切に把握することが求められる。生態系サービスの状態評価は、自然科学に基づく物理的定量値での把握には多くの蓄積があるが、経済、社会、文化的な価値の定量的評価に関しては、現在多くの研究が進行中である。

本研究では、このような背景のもと、生物多様性オフセットバンキング政策における生態系サービス考慮の可能性を議論するために必要な、生態系サービスに対する社会・文化的価値の評価手法の確立にむけた基礎調査と課題の検討を行う。現状の生物多様性オフセットバンキング政策を入念に調査し、生態系サービスの考慮度合いを確認した上で、実際に、社会・文化的価値評価をいくつかの生態系と再生や保全手法事例に適用し、得られた結果の特徴を概観する。この研究で得られる評価手法に関する基礎的な知見により、生物多様性オフセットバンキング政策の評価や個別の手続き等の様々な場面で、生態系サービスに対する一般の人々の主観的な価値を反映させることが可能になると考えられる。

#### 1.5. 本論文の構成と概要

本論文は、全 10 章より構成される。

本章では、生物多様性の減少という世界規模の環境問題を提示し、CBD を中心とした対策の動きを概観した。また、その原因の解決策としての生物多様性オフセットバンキングの考え方と基本的な仕組みを説明した。そして、生物多様性の減少により人間が被る影響という文脈で

生態系サービスを説明し、世界規模と日本規模での現状と、生態系サービス評価手法のレビューを行った。これらを踏まえて、生物多様性オフセットバンキングにおける生態系サービス考慮の可能性という問題設定を行い、本論文の方向性と目的を述べ、次章以降でその構成を明らかにしている。

第2章では、各国の既存の生物多様性オフセットバンキング政策を概観する。ここでは特に、根拠となる法律やガイダンス、簡単な歴史と現在の市場規模、クレジットの計算方法等を紹介した。また、生物多様性オフセットバンキング政策の導入を検討している日本の現状についても紹介した。

第3章では、アメリカ、オーストラリアの制度に注目し、バンク設立のプロセスと、バンクサイトの長期管理コスト、保全の確保の仕組みを解説する。そして、バンク事業のリスク回避システムとコスト負担構造について、アメリカとオーストラリアの制度を詳細に比較した。ここでは、制度構築の際に、参加主体の経済的なインセンティブを誘導する考慮がなされていることを明らかにする。

第4章では、生物多様性オフセットバンキングでにおける、生物多様性保全と経済要求のバランスに注目する。この両者のバランスが最もよく表れると考えられるバンクのクレジット販売可能エリア（サービスエリア）について解析する。特にこのエリアの境界がどのような要因で決定されており、時代を経るにつれてどのような要因が支配的となっているかを明らかにする。

第5章では、ここまでの章で見てきた各国の生物多様性オフセットバンキングで、生態系サービスが考慮されているか、考慮されている場合は、その方法や考慮の程度を概観する。また、生態系サービスを考慮しないことで生じる問題点を概観し、生物多様性オフセットバンキングで生態系サービスを考慮する理由を正当化する。

これら5つの章は、本論文が扱う対象となる生物多様性オフセットバンキングと生態系サービスに関する背景と問題提起を含む方向性を提示するための概論的な部分である。

第6章では、これまでの背景を受けて、本論文で用いる生態系サービスに対する主観的価値評価手法を説明する。本論文では、主観的価値を表現する単位として「重要度」を用いる。既存の手法の抱える問題点とそれを踏まえて重要度を用いる意図と、重要度評価手法の方法、特にインターネット手法についての解説し、7章から9章で説明する具体的な生態系と再生や保全手法とそれにより得られる生態系サービスを対象とした重要度評価の適用の際の問題設定を行った。

第7章から第9章では、6章で述べた重要度評価を実際の事例に適用する。第7章では、実際に生物多様性オフセットバンキングが実施されているアメリカカリフォルニア州において、開発圧力が高くバンクの対象ともなっている季節性湿地を対象に重要度評価を適用する。ここでは特に現実的な設定での評価を行い重要度評価の一般的な有効性を確認する。第8章では、日本の典型的な林業衰退地域である豊田市足助町の森林を対象に重要度評価を適用する。ここ



では特に重要度評価者の基礎的な個人属性により重要度に違いが確認可能かどうかを確かめる。第9章では、日本で大幅な減少を経験してきた干潟生態系を対象に重要度評価を適用する。ここでは特に、文化サービスを対象に重要度の決定要因を網羅的に把握する。これらの生物多様性オフセットバンキングを想定した再生サイトからの生態系サービスに対する重要度評価で、一般の人々の生態系サービスに対する価値を把握することが可能となり、より完全なオフセットの実施や、人々の意識を取り入れた政策のコンセンサスが得られることとなる。

第10章では、前章までで得られた成果の総括を行うとともに、政策インプリケーションを実施する。そして、今後取り組むべき課題について述べる。

以上のような本論文の構成と概要を図1-3に示す。

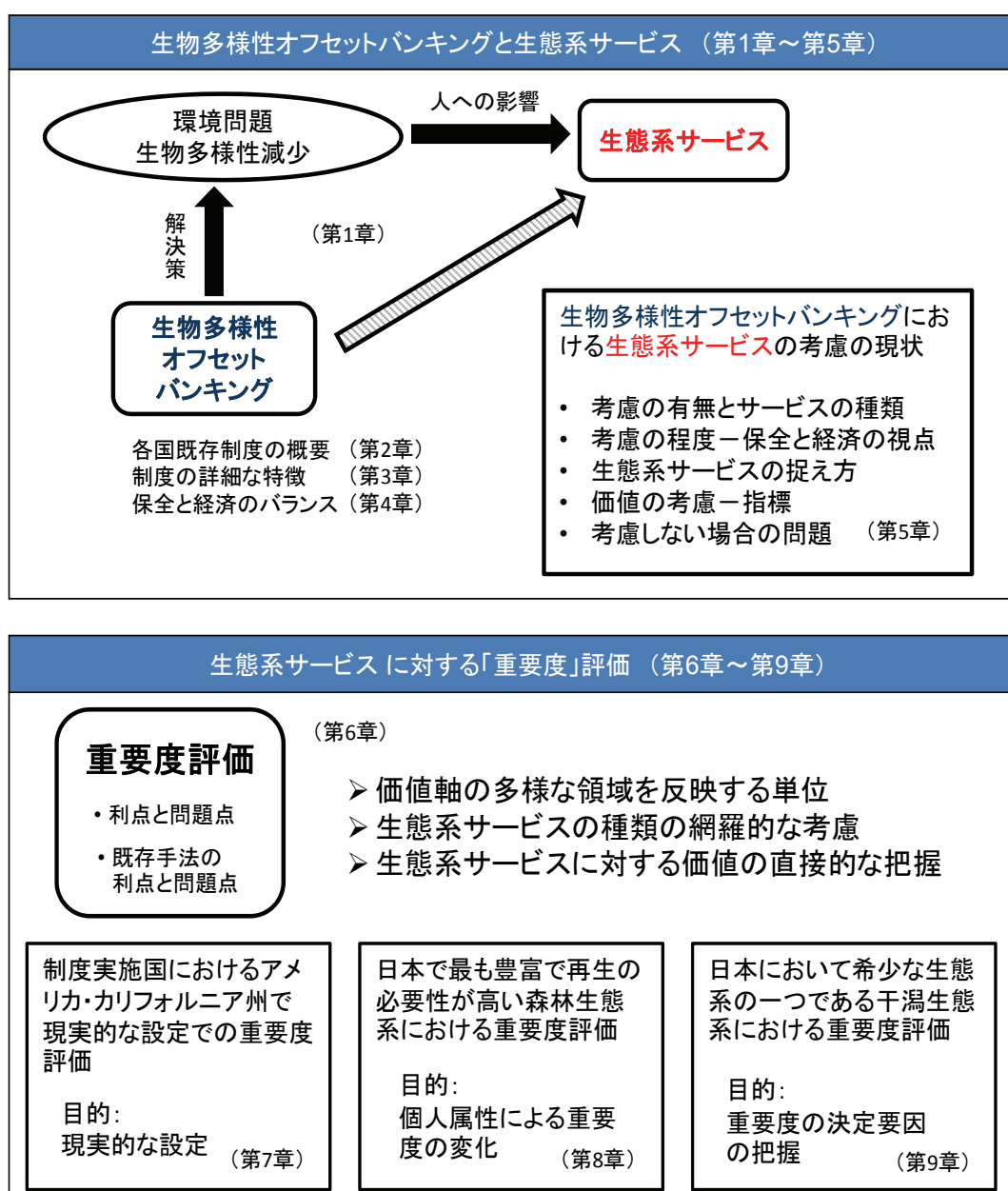


図 1-3 本論文の構成と各章の対応

## 参考資料

Alström, P. E. R., P. Davidson, J. W. Duckworth, J. C. Eames, T. T. Le, C. U. Nguyen, U. Olsson, C. Robson and R. O. B. Timmins (2010) Description of a new species of *Phylloscopus* warbler from Vietnam and Laos. *Ibis*, 152(1), 145-168.

Arriagada, R. A., P. J. Ferraro, E. O. Sills, S. K. Pattanayak and S. Cordero-Sancho (2012) Do Payments for Environmental Services Affect Forest Cover? A Farm-Level Evaluation from Costa Rica. *Land Economics*, 88(2), 382-399.

Baker, R. J. and R. D. Bradley (2006) Speciation in mammals and the genetic species concept. *Journal of Mammalogy*, 87(4), 643-662.

Barbier, E. B. (2007) Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, 22(49), 177-229.

バーコードオブライフコンソーシアム事務局 (2010) DNA バーコーディング: 生物の同定と種の多様性管理のための新しいツール, [http://www.jboli.org/wp/wp-content/uploads/2011/01/DNAbarcoding\\_JP.pdf](http://www.jboli.org/wp/wp-content/uploads/2011/01/DNAbarcoding_JP.pdf). 2012/11/28

Bayon, R., N. Carroll, and J. Fox (2008) Introduction. in N. Carroll et al. (eds.), *Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading System*, Earthscan, pp.3-8.

BBOP (Business and Biodiversity Offsets Program) (2012) *Biodiversity Offset Design Handbook-Updated*. BBOP, [http://bbop.forest-trends.org/guidelines/Updated\\_ODH.pdf](http://bbop.forest-trends.org/guidelines/Updated_ODH.pdf). 2012/11/28

Bekessy, S. A., B. A. Wintle, D. B. Lindenmayer, M. A. McCarthy, M. Colyvan, M. A. Burgman and H. P. Possingham (2010) The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters*, 3(3), 151-158.

Bryan, B. A., C. M. Raymond, N. D. Crossman and D. H. Macdonald (2010) Targeting the management of ecosystem services based on social values: Where, what, and how? *Landscape and Urban Planning*, 97(2), 111-122.

Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava and S. Naeem (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.

Castro, A. J., B. Martín-López, M. García-Llorente, P. A. Aguilera, E. López and J. Cabello (2011) Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. *Journal of Arid Environments*, 75(11), 1201-1208.

CBD (Convention on Biological Diversity) (1992) Text of the CBD, <http://www.cbd.int/convention/text/>. 2012/11/28

CBD (Convention on Biological Diversity) (2001) *Global Biodiversity Outlook 1*, <http://www.cbd.int/gbo1/>. 2012/11/28

CBD (Convention on Biological Diversity) (2010a) Global Biodiversity Outlook 3, <http://www.cbd.int/gbo3/>. 2012/11/28

CBD (Convention on Biological Diversity) (2002) Decision VI/26, <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7200>. 2012/11/28

CBD (Convention on Biological Diversity) (2010b) Aichi Biodiversity Targets, <http://www.cbd.int/sp/targets/>. 2012/11/28

CBD (Convention on Biological Diversity) (2008) Decision IX/11, <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=11654>. 2012/11/28

CBD (Convention on Biological Diversity) (2010c) Decision X/21, <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12287>. 2012/11/28

Chan, K. M. A., A. D. Guerry, P. Balvanera, S. Klain, T. Satterfield, X. Basurto, A. Bostrom, R. Chuenpagdee, R. Gould, B. S. Halpern, N. Hannahs, J. Levine, B. Norton, M. Ruckelshaus, R. Russell, J. Tam and U. Woodside (2012b) Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *Bioscience*, 62(8), 744-756.

Chan, K. M. A., T. Satterfield and J. Goldstein (2012a) Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74(0), 8-18.

Clare, S., N. Krogman, L. Foote and N. Lemphers (2011) Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? *Wetlands Ecology and Management*, 19(2), 165-182.

Daily, G.C. (1997) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press.

Daniel, T. C., A. Muhar, A. Arnberger, O. Aznar, J. W. Boyd, K. M. A. Chan, R. Costanza, T. Elmqvist, C. G. Flint, P. H. Gobster, A. Grêt-Regamey, R. Lave, S. Muhar, M. Penker, R. G. Ribe, T. Schauppenlehner, T. Sikor, I. Soloviy, M. Spierenburg, K. Taczanowska, J. Tam and A. von der Dunk (2012) Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(23), 8812-8819.

DeWeese, J. (1994) *An Evaluation of Selected Wetland Creation Projects Authorized through the Corps of Engineers Section 404 program, USFWS Sacramento*.

Environment defense Fund (1999) *Mitigation Banking as Endangered Species Conservation Tool, The Environment Defense Fund in cooperation with Sustainable Conservation*.

EPA (Environmental Protection Agency) and USACE (United States Army Corps of Engineers) (1995) *Establishment and Use of Wetland Mitigation Banks in the Clean Water Act Section 404 Regulatory Program, Federal Register, Vol. 60, No. 49, March 14, 1995, 13711*.

Fisher, B., R. K. Turner and P. Morling (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643-653.

Fu, B.-J., C.-H. Su, Y.-P. Wei, I. Willett, Y.-H. Lü and G.-H. Liu (2011) Double counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. *Ecological Research*, 26(1), 1-14.

Garner, A., J. L. Rachlow and J. F. Hicks (2005) Patterns of Genetic Diversity and Its Loss in Mammalian Populations. *Conservation Biology*, 19(4), 1215-1221.

Goldman, R. L., H. Tallis, P. Kareiva and G. C. Daily (2008) Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(27), 9445-9448.

Gómez-Baggethun, E. and M. Ruiz-Pérez (2011) Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 613-628.

Hough, P. and M. Robertson (2009) Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1), 15-33.

James, A. N. and F. Vorhies (2010) Green development credits to foster global biodiversity. *Nature*, 465(7300), 869.

Jax, K. (2010) *Ecosystem Functioning*, Cambridge University Press.

環境省 (2012) 生物多様性国家戦略 2012-2020,  
<http://www.biodic.go.jp/biodiversity/wakaru/initiatives/index.html>. 2012/11/28

Kareiva, P., T. Tallis, T.H. Ricketts, G.C. Daily, S. Polasky (2011) *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford University Press.

Kiesecker, J. M., H. Copeland, A. Pocewicz and B. McKenney (2010) Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), 261-266.

Klain, S. C. and K. M. A. Chan (2012) Navigating coastal values: Participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecological Economics*, 82(0), 104-113.

高知県 (2012) 森林環境税のページ, <http://www.pref.kochi.lg.jp/soshiki/030101/kankyousei.html>.  
2012/11/28

Lamarque, P., F. Quéfier and S. Lavorel (2011) The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus Biologies*, 334(5-6), 441-449.

LifeWeb Coordination Office (2012) *LifeWeb: Partnerships for financing protected areas*,  
<http://www.cbd.int/lifeweb/>. 2012/11/28

Liu, S., R. Costanza, S. Farber and A. Troy (2010) Valuing ecosystem services. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185(1), 54-78.

MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) *Ecosystem and Human Well-being: Synthesis*,  
<http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.html>. 2012/11/28

Mackenzie, A., A.S. Ball and S.R. Virdee (1998) *Instant notes in Ecology*, BIOS Scientific Publisher Limited.

Marsh, L.L., D. R. Porter, and D. A. Salvesen (1996) Introduction and overview . in L. L. Marsh et al.

(eds.), *Mitigation Banking: Theory and Practice*, Island Press, pp 1-14.

Martín-López, B., I. Iniesta-Arandia, M. García-Llorente, I. Palomo, I. Casado-Arzuaga, D. G. D. Amo, E. Gómez-Baggethun, E. Oteros-Rozas, I. Palacios-Agundez, B. Willaarts, J. A. González, F. Santos-Martín, M. Onaindia, C. López-Santiago and C. Montes (2012) Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE*, 7(6), e38970.

McCarthy, D. P., P. F. Donald, J. P. W. Scharlemann, G. M. Buchanan, A. Balmford, J. M. H. Green, L. A. Bennun, N. D. Burgess, L. D. C. Fishpool, S. T. Garnett, D. L. Leonard, R. F. Maloney, P. Morling, H. M. Schaefer, A. Symes, D. A. Wiedenfeld and S. H. M. Butchart (2012) Financial Costs of Meeting Global Biodiversity Conservation Targets: Current Spending and Unmet Needs. *Science*, 338(6109), 946-949.

Mead D. L. (2008) History and Theory: The Origin and Evolution of Conservation Banking. in N. Carroll et al. (eds.), *Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading System*, Earthscan, pp.9-31.

Menzel, S. and J. Teng (2010) Ecosystem Services as a Stakeholder-Driven Concept for Conservation Science. *Conservation Biology*, 24(3), 907-909.

Mora, C., D. P. Tittensor, S. Adl, A. G. B. Simpson and B. Worm (2011) How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLoS Biology*, 9(8), e1001127.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca and J. Kent (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

Naidoo, R. and T. H. Ricketts (2006) Mapping the economic costs and benefits of conservation. *Plos Biology*, 4, 2153-2164.

中村義治 (編著) (2000) 生態系における構造と機能の評価方法に関するレビュー, 水産工学研究集録, 第8号.

Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. Cameron, K. M. Chan, G. C. Daily, J. Goldstein, P. M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T. H. Ricketts and M. Shaw (2009) Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 4-11.

日本の里山・里海評価 (2010) 里山・里海の生態系と人間の福利: 日本の社会生態学的生産ランドスケープ概要版一, 国際連合大学.

NRC (National Research Council) (2005) *Valuing Ecosystem Services: Toward better environmental decision-making*, National Academic Press.

NRC (National Research Council) (2001) *Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act*, National Academy Press.

Ota, T., H. Ito, and K. Hayashi (2011) Purpose of quantification of cultural services in the biodiversity offset banking: potential differences to be focused on in the mitigation hierarchy, *International Forum of Ecosystem Adaptability Science III*.

Perrings, C., S. Naeem, F. S. Ahrestani, D. E. Bunker, P. Burkill, G. Canziani, T. Elmqvist, J. A. Fuhrman, F. M. Jaksic, Z. i. Kawabata, A. Kinzig, G. M. Mace, H. Mooney, A.-H. Prieur-Richard, J. Tschirhart and W. Weisser (2011) Ecosystem services, targets, and indicators for the conservation and sustainable use of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(9), 512-520.

Pirard, R. (2012) Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services: A lexicon. *Environmental Science & Policy*, 19–20(0), 59-68.

Redmond, A., T. Bates, F. Bernadino, and R. M. Rhodes (1996) State mitigation banking programs: The Florida experience. in L. L. Marsh et al. (eds.), *Mitigation Banking: Theory and Practice*, Island Press, pp 54-75.

Reiss KC, E. Hernandez and M.T. Brown (2007) An evaluation of the effectiveness of mitigation banking in Florida: ecological success and compliance with permit criteria. Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee.

Sandin, L. and A. G. Solimini (2009) Freshwater ecosystem structure–function relationships: from theory to application. *Freshwater Biology*, 54(10), 2017-2024.

Schulze, E.D. and H.A. Mooney (eds.) (1993) *Biodiversity and Ecosystem Function*, Springer.

Sherrouse, B. C., J. M. Clement and D. J. Semmens (2011) A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Applied Geography*, 31(2), 748-760.

祖田修, 佐藤晃一, 太田猛彦, 隆島史夫, 谷口旭 (2006) 農林水産業の多面的機能, 農林統計協会.

Sodhi, N., T. Lee, C. Sekercioglu, E. Webb, D. Prawiradilaga, D. Lohman, N. Pierce, A. Diesmos, M. Rao and P. Ehrlich (2010) Local people value environmental services provided by forested parks. *Biodiversity and Conservation*, 19(4), 1175-1188.

Spieles, D. (2005) Vegetation development in created, restored, and enhanced mitigation wetland banks of the United States. *Wetlands*, 25(1), 51-63.

只木良也, 吉良童夫 (1982) ヒトと森林—森林の環境調節作用—, 共立出版.

The GDM 2010 Initiative (2010) The GDM 2010 Initiative Report: Toward a market-based financial mechanism to support biodiversity and development, <http://gdm.earthmind.net/files/gdm-cop10-inf-doc.pdf>. 2012/11/28

UN(United Nations) (1997) The World Conferences: Developing Priorities for the 21st Century. UN Briefing Papers, <http://www.un.org/geninfo/bp/worconf.html>. 2012/11/28

USACE (United States Army Corps of Engineers) (2008) Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources; Final Rule, Federal Register, Vol. 73, No. 70, April 10, 2008, 19594.

USACE (United States Army Corps of Engineers), EPA (Environmental Protection Agency), USFWS (United States Fish and Wildlife Service), and NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (1995) Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banks, Federal Register, Vol. 60, No. 228, November 28, 1995, 58605.

Vihervaara, P., M. Rönkä and M. Walls (2010) Trends in Ecosystem Service Research: Early Steps and Current Drivers. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 39(4), 314-324.

Wende, W., A. Herberg and A. Herzberg (2005) Mitigation banking and compensation pools: improving the effectiveness of impact mitigation regulation in project planning procedures. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 23(2), 101-111.

Wilkinson, J. (2009) In-lieu fee mitigation: coming into compliance with the new Compensatory Mitigation Rule. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1), 53-70.

Wilkinson, J. and J. Thompson (2006) 2005 Status report on compensatory mitigation in the United States, Environmental Law Institute,  
<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/ELIMitigation2005.pdf>. 2012/11/28

Wunder, S. (2005). Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts, CIFOR

## 2. 生物多様性オフセットバンキング政策の現状

### 2.1. 本章の概説

本章では、前章で導入した生物多様性オフセットバンキングの現状についてレビューを実施した。主に担当行政機関やバンク関係者に対する現地ヒアリングより得られた知見を基に、各国の既存制度を概観した。対象国は、アメリカ、オーストラリア、ドイツ、フランスである。また、日本では生物多様性オフセットバンキングが制度化されてないため、現状の検討段階について述べた。

生物多様性オフセットバンキングは、保全政策の特徴から、希少な自然が豊富に残っており、かつ開発の圧力が高い場所で有効に機能するものと考えられる。そのような場所は、生物多様性のホットスポット (Myers et al. 2000) から見ても主に途上国が中心である。実際には、政策レベルで No-net-loss を掲げている国は、途上国も含め 30 以上存在し (Kate and Inbar 2008)、これらの国では生物多様性オフセットは実施されている可能性が高い。しかし、これらの国の全てが開発事業者に対してオフセットを義務付けているわけではなく、オフセットの仕組みとしてバンキングを実施しているわけではない (Kate and Inbar 2008)。このため、本論文では、上記のような、生物多様性オフセットバンキングを実施している、もしくは、導入に向けた検討を積極的に行っている国から事例を取り上げた。既に生物多様性オフセットを実施している国や地域、また No-net-loss 政策を掲げている国や地域においても、アメリカでのバンキングの誕生の理由を考慮すると、生物多様性オフセットの市場規模の拡大と共に、仕組みとしてのバンキングの利用を開始する可能性も高い。既に生物多様性オフセットを実施している国等でバンキングを開始する場合、クレジットの認証や販売を許可する基準の設定、サービスエリア (あるバンクのクレジット販売可能エリア) の設定等において慎重な対応が必要となる。しかし、これらの点は生物多様性オフセットを実施する際でも同様に必要であるため、モニタリングの適切な実施を含めて、既存の制度での知見を十分に生かすことが可能と考えられる。

### 2.2. 既存の生物多様性オフセットバンキング政策の特徴

本節では、前章で導入した生物多様性オフセットバンキングの仕組みが実際の制度としてどのように運用されているのかを概説する。制度の現状を把握するために、生物多様性オフセットバンキング担当行政機関に対する現地でのヒアリング調査を実施した (詳細は各項見出し脚注参照)。これらの現地調査で得られた情源や知見を中心に各国制度について、根拠法やガイドライン、オフセットの対象、簡単な制度の歴史、現状の市場規模、クレジットの計算方法を記述した。ただし、生物多様性オフセットバンキング制度に関する英語での情報が少ないドイツと、生物多様性オフセットバンキングが制度化されていないフランス、日本については、生物多様性オフセットに関する情報も随時記した。



### 2.2.1. アメリカのミティゲーションバンキングとコンサベーションバンキング<sup>1</sup>

アメリカでは、2種類の生物多様性オフセットバンキング制度が導入され運用されている。一つは、湿地への影響のオフセットを対象としたミティゲーションバンキング (Mitigation Banking) であり、もう一つは絶滅危惧種とその生息地への影響のオフセットを対象としたコンサベーションバンキング (Conservation Banking) である。

ミティゲーションバンキングの根拠となる法律は、水質浄化法 (Clean Water Act) の第 404 条であり、アメリカ国内の認められた湿地を埋めたり、排出物を流したりする場合に連邦行政機関により発行される許可の取得を求めている。連邦の担当行政機関は、陸軍工兵隊 (USACE: Army Corps of Engineers) と環境局 (EPA: Environmental Protection Agency) である。水質浄化法にオフセット要項が盛り込まれたのは 1972 年であり、急速に減少する湿地生態系を保全するために設立された (Hough and Robertson 2009)。また、湿地の急速な減少に対応するため、政策目標として No-net-loss が目指されている (Conservation Foundation 1988)。No-net-loss とは、正味での湿地の損失をゼロとするものである。No-net-loss の対象は、湿地の面積や湿地の機能、湿地の価値と様々に想定可能であるが、当初は面積での No-net-loss の達成が基本であった (Conservation Foundation 1988)。しかし、湿地面積において No-net-loss が達成できたとしても、湿地の機能とその価値における損失はカバーしきれていないという指摘が行われてきた (例えば: Turner et al. 2001)。このため、ワシントン州のように機能に加えて明確に価値の評価を取り込む評価も見られる (Hruby 2012)。

連邦政府が公式にオフセットバンキングに関するガイダンスを発行したのは 1995 年である (USACE et al. 1995)。最新のミティゲーションバンキングに関する連邦レベルのルールは、2008 年に発行された最終ルール (USACE 2008) であり、オフセットの仕組みの一つである基金方式 In-Lieu-Fee についても詳細に言及されている。

水質浄化法第 404 条のクレジットの初めての市場における販売は、ルイジアナ州南部の La TerreBank であった (1986 年 2 月 2 日)。しかし、このバンクは、1982 年に既に設立されており、石油開発企業との 1 対 1 の関係で、他社へのクレジット販売はしなかった (Hough and Robertson 2009)。この意味で、完全な多数を相手にした初めてのバンク (Entrepreneur Bank) は、ジョージア州の Millhaven Bank で 1992 年 12 月 18 日に設立された (Hough and Robertson 2009)。

現在の市場規模は、2008 年時点での湿地 (wetland) と河川 (stream) のオフセットへの全

---

<sup>1</sup> アメリカ現地調査: 2010 年 2 月 23 日~27 日カリフォルニア州政府 Natural Resources Agency Department of Fish and Game (DFG) 担当者、アメリカ連邦政府 Army Corps of Engineer Sacramento District 担当者、アメリカ連邦政府 Fish and Wildlife Service (USFWS) Sacramento Office 担当者、アメリカ連邦政府 National Marine Fisheries Service 担当者、Conservation Resources 社担当者、Westervelt Company 社担当者。2010 年 7 月 13 日~9 月 9 日カリフォルニア州政府 Natural Resources Agency Department of Fish and Game にてボランティアインターン。同滞在時 DFG San Diego Office 担当者、USFWS Carlsbad Office 担当者、Wildlands 社、Strata Habitat Foundation 担当者。2011 年 4 月 26 日~29 日 National Mitigation & Ecosystem Banking Conference に参加。2012 年 5 月 7 日~11 日 National Mitigation & Ecosystem Banking Conference に参加。

支払いとして\$13~22億である (Madsen et al. 2010)。2009年時点でのミティゲーションバンクの数としては、クレジットを販売しているものが431、何らかの理由で停止しているものが36、クレジット認証のための審査中のものが182、既にクレジットを販売しきっているものが88で、状態不明が60である (Madsen et al. 2010)。

クレジットの単位としては、面積をそのままクレジット単位とする場合や、湿地の特徴を計測し、機能を表現する数値を算出してそれに面積をかけて得られるものを単位とする場合がある。後者の場合は、専門家判断 (Professional Judgment) に基づいているといえる (Stein et al. 2000)。また、2008年に発行された最終ルールでは、クレジットの計測単位 (Units of measure) は、サイトの面積もしくは河川長、サイトの機能評価単位としているが、機能評価単位の場合でも面積や河川長と関係付けることが要求されている (USACE 2008: § 332.8(o)(1))。クレジットの評価方法は、HGM (Hydrogeomorphic assessment method: Brinson et al. 1995) や IBI (Index of Biological Integrity: Karr 1991) 等の適切な手法を用いることとし、クレジット数決定については、機能や状態の評価で決まる、サイト状態のオフセット前後の差を反映することが求められている (USACE 2008: § 332.8(o)(2),(3))。このような面積に基づくクレジット数の決定は、制度のスムーズな運営やバンクスポンサーのバンク設立プロセスでのコストを減少させる長所がある一方で、複雑な湿地生態系の機能や統合性を反映しきれない可能性が高い (NRC 2001)。

このような面積のみに基づくクレジット計算の影響に加えて、選択されたオフセット手法(保全、再生、創出)、オフセット対象の同質性 (インカインドもしくはアウトオブカインド)、保全の重要性 (希少もしくは普通)、場所 (オンサイトもしくはオフサイト、流域内外等)、開発とオフセットとの時間差、オフセット失敗のリスクといった要因を考慮して、開発の影響に対するオフセットに必要なクレジットの量 (オフセット割合: mitigation ratio) を変化させている (NRC 2001: 108-110, McKenney and Kiesecker 2010)。一般に、貴重な生態系を開発する場合ほどオフセット割合は高い (例えば 3 : 1。1の開発影響に対して、3のオフセットが必要)。オフセットの側から見ると、オフセット手法として成功の確率が低く、保全施策の実施にコストがかかり、オフセット前後の状態の差異が大きい、「創出」を実施したバンクのクレジットを購入する場合、オフセット割合は低くなり (1 : 1 等)、「保全」等の簡易な保全施策を実施したバンクのクレジットを購入する場合、オフセット割合は高くなる (3 : 1 等)。また、同じ「保全」であっても、希少種等の生息する生息地を保全したのであれば、オフセット割合は低くなる (2 : 1 等)。NRC (2001) は、1993年から2000年までの水質浄化法第404条に基づく開発許可を調査したところ、年間当たり約24,000エーカーの湿地が埋め立てられ、42,000エーカーのオフセットが要求されていた。このため、オフセット割合は1.8 : 1が想定されることとなる。2008年に発行された最終ルールでは、オフセットに必要な量 (amount of compensatory mitigation) は、機能あるいは状態に基づいた適切な手法で評価されない場合、面積、もしくは河川長で1 : 1のオフセット割合を、最低でも用いるよう求めている (USACE

2008: § 332.3 (f)(1))。このように明確な連邦レベルでの決まりがないため、州レベルでは独自にオフセット割合を決定しているところもある (McKenney and Kiesecker 2010)。例えば、オハイオ州では、再生と創出の場合は 1 : 1、保全の場合は 2 : 1、ニュージャージー州では、再生の場合 2 : 1、ミシガン州では、保全の場合 10 : 1 のようになっている (McKenney and Kiesecker 2010: 173)。クレジットの計算やオフセット割合の設定は制度としては、明確な基準を定めて運用されることが望ましいが、実際にオフセット手法を適用しないというコンプライアンスの問題やクレジットを販売した後の湿地機能の変化のモニタリング等の問題があり、実際に No-net-loss が達成されていないという指摘がなされてきた (Turner et al. 2001)。これに対応し、2008 年に発行された最終ルールでは、再生や創出後 5 年間以上のモニタリングの実施を記述した計画を提出することが求められている (USACE 2008: § 332.3 (f)(1))。しかし、現場では数多くのバンクサイトを実際に訪れて検証するといった作業は困難であるといわれている<sup>2</sup>。

一方、コンサベーションバンキングの根拠となる法律は、1973 年に発行された連邦レベルでの絶滅危惧種の保全を明記した絶滅危惧種法 (Endangered Species Act) である。担当の連邦行政機関は、野生生物局 (USFWS: U.S. Fish and Wildlife Service) である。コンサベーションバンキングの原型は、カリフォルニア州で、1990 年代初めに生まれた。カリフォルニア州の公式なバンキングに関する政策の表明は、1995 年である (Wheeler and Strock 1995)。最新のコンサベーションバンキングに関する連邦レベルのガイダンスは、2003 年に発行されたものであり (USFWS 2003)、コンサベーションバンキングについてはミティゲーションバンキングと違い連邦法的に明確な基準を記載したルールは存在していない。コンサベーションバンキングが特にカリフォルニア州で多く設置されることとなったのは、Bean et al. (2008) によると、充実した 2 つの環境法があること (California Environmental Quality Act、California Endangered Species Act)、住民の環境意識が高いこと、開発圧力が高いこと、そして、開発側が新しい考えを受け入れる姿勢を有していること、という 4 つの要因が考えられる。また、カリフォルニア州は、全米中でハワイ州に次いで絶滅危惧種法に掲載されている生物種が多い点も理由の一つと考えられる (USFWS 2012)。

最初のコンサベーションバンクとしては、Atlantic Richfield Company が自社の石油やガスの開発活動の影響をオフセットするために設立した Coles Levee Ecosystem Preserve が挙げられる。また、最初の生物種を対象とした公式なコンサベーションバンクは、Carlsbad Highlands Conservation Bank であり、USFWS とカリフォルニア州のバンキング担当行政機関である DFG (Department of Fish and Game) によって 1995 年に承認された。このバンクは、San Diego Multiple Species Conservation Plan (The city of San Diego 2012) という郡レベルでの生物群集保全計画 (Natural Community Conservation Plan. DFG 2012) との連携使用を目的に設置された。

---

<sup>2</sup> Valerio 氏 (カリフォルニア州 Department of Fish and Game) 私信. 2010 年 8 月.

2009年時点でのコンサベーションバンクに対する全支払いは、\$2億である (Madsen et al. 2010)。また、2009年時点で、クレジットを販売中のバンクは77、何らかの理由で販売を停止しているバンクは4、クレジットの認証に関する審査を行っているバンクは20、クレジットを売り切ってしまったバンクは19、状態が不明なバンクが3ある (Madsen et al. 2010)。

ミティゲーションバンキング同様、コンサベーションバンクでもクレジット単位には面積が用いられてきた (Fox and Nino-Murcia 2005)。2003年12月時点では、75のコンサベーションバンクのうち、91%が生息地の面積を採用していた。残りの3%が繁殖ペア数、6%が生息地面積と繁殖ペア数の組み合わせを用いていた (Fox and Nino-Murcia 2005)。連邦のガイダンスでは、クレジット単位は、生物学的基準、生息地のタイプ、管理手法に基づいて決定される、種あるいは生息地を保全するための価値を反映していることが求められている。しかし、最も単純な形として、1クレジットが、1エーカーの生息地と等しい、もしくは1つの巣あるいは1つの家族群を支える面積と等しいという換算も認めている (USFWS 2003)。

このため、ミティゲーションバンキングと同様の指摘がなされており、その解決として、景観スケールでの個体の分散や移出入といった個体群動態に関する情報や、遺伝的多様性を考慮したクレジット数やオフセット割合の決定が提案されている (Bruggeman et al. 2005, Bruggeman and Jones 2008, Bruggeman et al. 2009, Searcy and Shaffer 2008)。

### 2.2.2. オーストラリアのブッシュブローカーとバイオバンキング<sup>3</sup>

オーストラリアでは、2つの州で生物多様性オフセットバンキングが構築・運営されている。一つは自然植生を対象としたビクトリア州のブッシュブローカー (Bush Broker) で、もう一つは絶滅危惧種と絶滅の危機にある生態系を対象としたニューサウスウェールズ州のバイオバンキング (BioBanking) である (Madsen et al. 2010)。

双方の制度共に、連邦レベルでの根拠法となるのは、1999年に発行された環境保護及び生物多様性保全法 (EPBC法: Environment Protection and Biodiversity Conservation Act) であり、特にオフセットに関しては環境オフセット政策 (Environmental Offset Policy, DSEWPC 2012) が定められている。EPBC法において重要と定められたものがオフセットの対象となるが、州で別途対象を定める際は、この限りではない。

ブッシュブローカーの根拠となる州の枠組みは、2002年に発行された在来植生管理枠組み (Framework: Native Vegetation Management Framework -A Framework for Action, DNRE 2002) であり、ここに生物多様性オフセットバンキングに関する方針や手続きが示されている。また、植物と動物相に関する法律 (FFG法: Flora and Fauna Guarantee Act 1988) に掲載されている生物種とその生息地に対する影響がオフセットの対象となる。

<sup>3</sup> オーストラリア現地調査: 2011年11月14日~20日ビクトリア州政府 Department of Sustainability and Environment 担当者、ニューサウスウェールズ州政府 Department of Environment, Climate Change and Water(現 Office of Environment and Heritage)担当者、オーストラリア連邦政府 Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities 担当者。

正式に制度が開始されたのは、2006 年度である。2007～11 年度のクレジット総販売額は、3400 万豪ドルで、2010 年と 11 年の 2 年間では年間 680 万豪ドルである (Madsen et al. 2011)。また、2006 年 5 月から 2011 年 5 月の間に結ばれた契約数は 132 である (DSE 2012)。

ブッシュブローカーでのクレジット単位は、ハビタットヘクタールである。これは、対象サイトの在来植生の質を、同じ植生タイプで成熟して人為の加わっていない原生状態であるベンチマークと比較して決定されるスコアを基にしている (Parkes et al. 2003)。サイト自体の状態 (site condition) について 7 項目 (単位面積当たりの大径木の数、倒木の長さ等) と景観スケールの特徴 (landscape context) について 3 項目 (対象サイトの面積、コアとなる生息地からの距離等) で、合計 10 項目をサイトでの調査や地図や GIS を用いて計測等し、同じ植生タイプ (Ecological Vegetation Class) の定められたベンチマークの数値と比較して、各項目のスコアを決定し、最終的に足し合わせて一つの統合スコアとなる (最高は 100%) (Parkes et al. 2003)。この統合スコアを対象サイトの面積と掛け合わせれば、ハビタットヘクタールとなる。足し合わせる際の項目間の重みづけは、基本的には定められているが、植生タイプによっては変更されることもある (Parkes et al. 2003)。

ハビタットヘクタールは、植生の現在の状況を記述するものであるため、バンクを設立する際の植生のプラスの変化 (gain) として、4 つのタイプを認めている (DSE 2006)。一点目は、Prior management gain と称し、既に植生を有するサイトで保全や管理を行う場合に与えられる。一般的に 2～8%/ha のスコア上昇となる (DSE 2006: Table 1a)。二点目は、Security gain で、10 年間のバンクスポンサーの管理義務期間を越えて永久にそのサイトが保全されることを保証する仕組みを用いた場合に与えられる。この仕組みには、土地の権利に関する法的書類への保全義務の記録 (on-title agreement)、私有地の連邦や州の保護区への変更がある。一般的に 1～32%/ha のスコア上昇となる (DSE 2006: Table 1a)。三点目は、Maintenance gain で、現在の植生の状態を維持することを前提に与えられる。樹木の伐採や、倒木の採集、家畜の放牧を実施しないことや、外来性の植物を現状より増やさないようにコントロールすること等が要求される。土地の利用形態に係る権利 (entitlement) が様々な行政の計画によって変更されない限り有効となる。一般的に 1～5%/ha のスコア上昇となる (DSE 2006: Table 1a)。四点目は、Improvement gain で、現状の法的な維持管理要請を越えた維持管理や植林等の植生の改善を実施した場合に与えられる。主な対象は、外来性の雑草のコントロール、害獣のコントロール、植林や植草、植生管理のための放牧や間伐のような活動である。Improvement gain に関しては、site condition だけでなく landscape context のスコアも上昇する可能性がある。一般的に 7～14%/ha のスコア上昇となる (DSE 2006: Table 1a)。

一方、バイオバンキングの根拠となる州の法律は、1995 年に発行された絶滅危惧種保全法 (TSC 法: Threatened Species Conservation Act) Part 7A であり、方針や詳細な手続きについては、絶滅危惧種保全規制 (Threatened Species Conservation (Biodiversity Banking) Regulation 2008. OEH 2012c) に記されている。対象となるのは、自然植生法 (Native

Vegetation Act 2003) と TSC 法に記載されている種と生態系である。

正式に制度が開始されたのは 2008 年であるが、最初のバンク設立は 2010 年である。最初のバンクは、シドニー西部の Camden に約 80ha で設立された Missionaries of the Sacred Heart Biobank である (Madsen et al. 2011)。バイオバンキングにおいて 2010 年 5 月から 2012 年 9 月までに売買されたクレジット数は、2354 (Ecosystem Credit) と 357 (Species Credit) である (OEH 2012a)。2010 年の年間のクレジット販売総額は、160 万豪ドルであった (Madsen et al. 2011)。

バイオバンキングでは 2 種類のクレジットタイプが存在する。一つは、ハビタットヘクターとほぼ同一の評価項目である site value と landscape value を評価する生態系クレジット (Ecosystem Credit) で、もう一つは生態系クレジットで評価される植生構造等の項目ではその生息や生息数が把握できない希少種のための個体数に基づいて算出される種クレジット (Species Credit) である (DECCW 2008a)。絶滅危惧種については、生息地の代替指標でその種の状態が適切に推定可能な場合は生態系クレジットを用い、それが不可能な場合は種クレジットを用いる。各種がどちらに適合するかは、州政府が整備する Threatened Species Profile Database (OEH 2012c) に記載されている。洞窟棲コウモリのように、対象サイトが繁殖地の場合は種クレジットを適用し、採餌地の場合は生態系クレジットを適用するといった対応を取る場合もある (DECCW 2008b)。絶滅危惧種に対応した生態系クレジットは、Threatened Species Profile Database (OEH 2012c) に記載されている当該種の生息に関連する site value の評価項目を基に算出する。

また、バンクサイトでの維持管理等による特定の gain はブッシュブローカーのようには定義しておらず、生態系クレジットと種クレジットの数が増加しうる管理活動が記載されている (DECCW 2008a)。生態系クレジットでは、保全のための放牧の管理、雑草のコントロール、植生の自然回復が見込まれない場合の植林、枯木の保持、土壌浸食のコントロール、岩石の保持等が挙げられている。種クレジットでは、家畜や在来の草食獣のコントロール、害獣のコントロール (キツネやブタ)、栄養塩管理、外来魚類のコントロール、可能な場合自然な流況の維持や導入が挙げられている。

種クレジットは、サイトの面積もしくはサイトに存在する個体数 (多くの場合、植物にて適用) に、site value を掛け合わせて算出される。site value を求める際に、当該絶滅危惧種の生息が確認できた場所や、その種が依存している生態系の構成要素や構造を有する場所を地図上にポリゴンで指定し (species polygon)、その領域に該当する植生を特定し、その植生のみでクレジットを計算する。また、開発サイトでの種クレジットの減少分を算出する際に、減少するサイトの面積もしくはサイトに存在する個体数を分子として、分母に種のバンクサイトでの管理活動に伴う site value の上昇への反応係数を与える (係数は、OEH 2012c に記載されている)。この数値は、0.1~1.0 の値を取り、バンクサイトでの再生や創出が困難な種は、値が低くなり、開発時に必要となる種クレジット数が多くなる仕組みとなっている (DECCW

2008a)。

### 2.2.3. ドイツの生物多様性オフセットバンキング政策<sup>4</sup>

ドイツでは、1976年の連邦自然保護法 (Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege) に生物多様性オフセットの規則が導入された (水原 2008)。生物多様性オフセットバンキング (ドイツでは Flächenpool あるいは Ökokonto と呼ぶ) の根拠となるのは、建設法典 (Baugesetzbuch) であり、土地利用計画の視点での代償のための土地の確保を主眼においた規則である (水原 2008)。1998年の建設法典改正と2002年の自然保護法改正 (生物多様性オフセットについては第3章に掲載されている) により、空間計画における新しい手法を取りこむ要求がなされ、生物多様性オフセットバンキングの仕組みが積極的に取り入れられるようになった (水原 2008)。特に2002年の自然保護法の改正で、再生と代替 (replacement) によるオフセットの区別を緩和したためオフセット実務における柔軟性が増した (Wende et al. 2005) ため、バンキングの利用の促進につながったと考えられる。2010年に自然保護法が改正され、より広範囲での影響の考慮が求められた。また、欧州連合レベルでのオフセットやバンキングに関する制度制定にむけ協議が行われており、今後国内法でもこの基準に従うよう求められる可能性がある<sup>5</sup>。

ドイツには、各州や自治体で精密な都市計画が整備されており、その中でのバンキングの位置や役割も明確に規定される場合が多い<sup>6</sup>。約8割のバンクは、景観計画や他の計画に関連した保全指針を有している (eftec and IEEP 2010: Appendix 82)。このため、バンクの所有者や管理者も行政機関の場合が多い (Wende et al. 2005)。ドイツでは、建設法典による厳格な都市計画に基づき開発や調整が実施されるため、開発場所から離れたオフサイトでのオフセットの際に開発事業者が自ら用地の買収を実施することの困難さを考慮し、1997年の改正建設法典 (第135a条2項1文) ではオフサイトのオフセットの実施主体を開発事業者でなく市町村と定めている (高橋 2010: 137)。これに関連し、自然保護法 (第19条第4項) は、州にオフセットの最終段階として金銭の支払いを認める法律の作成を容認している。この支払いは、州の自然保護官庁や公的財団の自然保護基金に支払われ、直接的な代償を目的として用いられる (水原 2008: 19, 93)

ドイツで初めて、バンク (Ökokonto) を導入した州は Hessen 州で、2005年9月に発行されたバンキングに関する宣言に基づいている (Prokop et al. 2011: 182)。

連邦レベルでの生物多様性オフセットバンキングの規模に関する調査によると、2001年時点で600以上のバンクが存在し、更に約400が準備中である (水原 2008: 127)。また、Wende et al. (2005: 104) によると、この時点で1000以上のバンクが設立されたと報告している。ま

<sup>4</sup> ドイツ現地調査：2012年3月15～20日ザクセン州ドレスデン市 Umweltamt 担当者、Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung 担当者。

<sup>5</sup> Wende 氏 (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung) 私信. 2012年3月。

<sup>6</sup> Wende 氏 (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung) 私信. 2012年3月。

た、ドイツの国土の20%を占める Bavaria 地方では、2008～2009年の間に、約2600haの土地がオフセット用の用地としてプールされた (Morandeu and Vilaysack 2012: 49)。Ökokonto に関しては、全国で認定された管理機関の数が21あり、これらの機関が設立に関する手続き等を全て管理している (Prokop et al. 2011: 182)。

#### 2.2.4. フランスの生物多様性オフセットバンキング政策<sup>7</sup>

フランスでは、1967年の環境法典 (Loi n° 76-629 du 10/07/76 relative à la protection de la nature) において、回避、最小化、代償の要求が記載されている (Madsen et al. 2010: 40)。しかし、オフセットに関しては2009年までは積極的には実行されてこなかった<sup>8</sup>。現状は、2010年に Grenelle 第二法の制定 (l'article 230 de la loi n° 2010-788 du 12/07/2010) により、環境アセスメントにおけるオフセットの検討が明確に要求された (UICN France 2011: 9) ため、今後はオフセットの件数も増加すると考えられる。また、政府はミティゲーションヒエラルキーに関するガイドラインを発行し、その中でのオフセットの位置づけを明確にした (MEDD 2012)。さらに、オフセットの際の同質同量の基準等についての指針も発行した (Gaubert and Hubert 2012)。

バンキングに関しては、現在政府が試験的に実施している段階であり、今後 EU レベルでの要求も考えられるため、制度の準備を進めている。このバンクの実験を行っているのは、公共資金の運用を行う公社の子会社である (CDC Biodiversité)。バンクの管理は、政府と地域の大学や農業組合、地域の学識者の団体などと共同で行われている<sup>9</sup>。クレジットは既に複数の開発事業者に販売されている<sup>10</sup>。

#### 2.2.5. 日本の生物多様性オフセット関連政策

日本では、1999年に全面施行された環境影響評価法に基づく基本的事項 (第三の二(1): 1997) において、回避、最小化、代償というミティゲーションヒエラルキーの概念が導入された。しかし、開発者によるオフセットの義務はなく、具体的なオフセット手段に関しては、法制定当初に実施された環境影響評価技術検討会の報告書において代償措置の事例としてまとめられている程度である (例えば、自然との触れ合い分野の環境影響評価技術検討会 2002)。

国の法律レベルでの生物多様性オフセットバンキングの導入に関しての動向として、2010年の中央環境審議会の答申「今後の環境影響評価制度の在り方について」(中央環境審議会 2011) における、国内外の事例の蓄積と基本的事項の検討の場における具体的な議論の要求が注目される。これを受けて、2011年度には、「生物多様性分野の代償措置に関する評価手法等調査」が実施され各国の生物多様性オフセット制度が概観された (環境省 2011)。また、2011

<sup>7</sup> フランス現地調査：2012年3月 CDC Biodiversité 担当者。

<sup>8</sup> Oberlinkels 氏 (CDC Biodiversité) 私信。2012年3月。

<sup>9</sup> Oberlinkels 氏 (CDC Biodiversité) 私信。2012年3月。

<sup>10</sup> Oberlinkels 氏 (CDC Biodiversité) 私信。2012年3月。



年 4 月に公布された「環境影響評価法の一部を改正する法律」を受け、「環境影響評価法に基づく基本的事項等に関する技術検討委員会」が組織され、その報告書（環境省 2012）においては、「個別の環境要素・環境影響評価技術要素に関する課題」として生物多様性オフセットの導入可能性についてのさらなる調査研究が求められている。

一方、地方自治体レベルや個別の開発事業に関しては、複数の生物多様性オフセットの事例が見られる。埼玉県志木市では、全国で初めて市が実施する公共事業に限りオフセットを義務付ける「志木市自然再生条例」が 2001 年に策定されており（穴倉ら 2004）、生物多様性オフセットバンキングのシステムを導入することによる課題の解決も提案されている（穴倉ら 2005）。また、愛知県においても生態系ネットワーク形成に必要な地点をオフセット用地として選定する形での生物多様性オフセットの仕組みが提案され、来年度の運用開始を目指して検討会が議論を重ねている（澤田 2012）。これらの既存制度や新規制度においてバンキングが検討されることが増えていくと考えられる。また、個別のオフセット事例も散見されるが、移植や移設等の事例を除くと総数は依然少ないことが予測される。例えば、環境省総合環境政策局環境影響評価課のウェブサイト「環境影響評価情報支援ネットワーク」の「環境アセスメント事例」に登録されている環境影響評価書を対象にキーワード検索をかけると「代償」と「代替」で 8 件が該当するのみと報告されている（愛知県 2012: 41）。

### 2.3. 結語

本章では、各国の既存の生物多様性オフセットバンキング制度を概観した。アメリカとオーストラリアそしてドイツでは、バンキングの歴史は相対的に長く、実際の市場でのクレジットの取引も行われている。特にアメリカは市場規模も大きく、バンクの数も豊富である。ドイツも生物多様性オフセットの歴史に関してはアメリカとほぼ同等であるが、バンキングの形式は主に行政機関が有するものや、基金形式でのオフセットが中心であるため、アメリカと比して市場の動きは小さいと考えられる。制度開始から数年経たオーストラリアや、現在制度を構築するためのパイロット段階であるフランス、また他の EU 諸国でも今後の生物多様性オフセットバンキング制度の制定やさらなる発展が予測できる。次章では、アメリカの制度をより詳しく解説し、オーストラリアとの制度の特徴の違いについて考察する。

## 参考資料

愛知県 (2012) 第1回あいち自然環境保全戦略推進委員会配付資料, 資料8\_3, モデル事業地域における代償ミティゲーションのシミュレーション手法の検討 (その3) ,

[http://www.pref.aichi.jp/cmsfiles/contents/0000042/42062/shiryou\\_8\\_3.pdf](http://www.pref.aichi.jp/cmsfiles/contents/0000042/42062/shiryou_8_3.pdf). 2012/12/06.

Bean, M., R. Kihlsinger, and J. Wilkinson (2008) Design of U.S. Habitat Banking System to Support the Conservation of Wildlife Habitat and At-Risk Species, Environmental Law Institute.

Brinson, M.M., F.R. Hauer, L.C. Lee, W.L. Nutter, R.D. Rheinhardt, R.D. Smith, and D. Whigham (1995) A guidebook for application of hydrogeomorphic assessments to riverine wetlands, Technical Report WRP-DE-11, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station.

Bruggeman, D. and M. Jones (2008) Should Habitat Trading Be Based on Mitigation Ratios Derived from Landscape Indices? A Model-Based Analysis of Compensatory Restoration Options for the Red-Cockaded Woodpecker. *Environmental Management*, 42(4), 591-602.

Bruggeman, D., M. Jones, F. Lupi and K. Scribner (2005) Landscape Equivalency Analysis: Methodology for Estimating Spatially Explicit Biodiversity Credits. *Environmental Management*, 36(4), 518-534.

Bruggeman, D., M. Jones, K. Scribner and F. Lupi (2009) Relating tradable credits for biodiversity to sustainability criteria in a dynamic landscape. *Landscape Ecology*, 24(6), 775-790.

中央環境審議会 (2011) 答申: 今後の環境影響評価制度の在り方について,

[http://www.env.go.jp/council/seisaku\\_kaigi/epc013/mat01\\_3.pdf](http://www.env.go.jp/council/seisaku_kaigi/epc013/mat01_3.pdf). 2012/12/06

Conservation Foundation (1988) Protecting America's Wetlands: An Action Agenda- The Final Report of the National Wetlands Policy Forum, The Conservation Foundation.

DECCW (Department of Environment, Climate Change and Water) (2008a) BioBanking Assessment Methodology, The State of NSW, DECCW.

DECCW (Department of Environment, Climate Change and Water) (2008b) Information Sheet- Guide to the BioBanking Threatened Species Profile Database (TSPD), The State of NSW, DECCW.

DFG (Department of Fish and Game) (2012) Natural Community Conservation Planning,

<http://www.dfg.ca.gov/habcon/nccp/>. 2012/12/06.

DNRE (Department of Natural Resources and Environment) (2002) Victoria's Native vegetation management -A framework for action,

<http://www.dse.vic.gov.au/land-management/victorias-native-vegetation-management-a-framework-for-action>. 2012/12/06.

DSE (Department of Sustainability and Environment) Bush Broker Price history,

<http://www.dse.vic.gov.au/conservation-and-environment/biodiversity/rural-landscapes/bushbroker/price-history-fees-and-services>. 2012/12/06.

DSE (Department of Sustainability and Environment) (2006) Native Vegetation - Vegetation Gain Approach – Technical basis for calculating gains through improved native vegetation management and revegetation, The State of Victoria, DSE.

DSEWPC (Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities) (2012) EPBC act Environmental Offset Policy, <http://www.environment.gov.au/epbc/publications/environmental-offsets-policy.html>. 2012/12/06.

eftec and IEEP (eds) (2010) The use of market-based instruments for biodiversity protection -The case of habitat banking - Technical Report. <http://ec.europa.eu/environment/enveco/index.htm>. 2012/12/06

Fox, J. and A. Nino-Murcia (2005) Status of species conservation banking in the United States. *Conservation Biology*, 19(4), 996-1007.

Gaubert H. and S. Hubert (2012) La loi responsabilité environnementale et ses méthodes d'équivalence – guide méthodologique, Commissariat général au développement durable du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'énergie.

Hough, P. and M. Robertson (2009) Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1), 15-33.

Hruby, T. (2012) Calculating Credits and Debits for Compensatory Mitigation in Wetlands of Western Washington, Final Report. Washington State Department of Ecology publication #10-06-11.

環境省 (2011) 平成 23 年度生物多様性分野の代償措置に関する評価手法等調査業務報告書, [http://www.env.go.jp/policy/assess/4-1report/file/h23\\_10a.pdf](http://www.env.go.jp/policy/assess/4-1report/file/h23_10a.pdf) (10a~10f.pdf). 2012/12/06.

環境省 (2012) 環境影響評価法に基づく基本的事項等に関する技術検討委員会報告書, [http://www.env.go.jp/press\\_r/15071/02.pdf](http://www.env.go.jp/press_r/15071/02.pdf). 2012/12/06.

Karr, J. R. (1991) Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, 1(1), 66-84.

Kate, ten K. and M. Inbar (2008) Biodiversity Offsets. in N. Carroll et al. (eds.), *Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading System*, Earthscan, pp. 189-203.

Madsen, B., N. Carroll, and K. M. Brands (2010) State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide, Ecosystem marketplace.

Madsen, B., N. Carroll, D. Kandy, and G. Bennett (2011) Update: State of Biodiversity Markets. *Forest Trends*, [http://www.ecosystemmarketplace.com/reports/2011\\_update\\_sbdm](http://www.ecosystemmarketplace.com/reports/2011_update_sbdm). 2012/12/06

McKenney, B. and J. Kiesecker (2010) Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management*, 45(1), 165-176.

MEDD (Ministère de l'écologie du développement durable et des transports et du logement) (2012) Doctrine: relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel, <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/doctrineERC-vpost-COPIL6mars2012vdef-2.pdf>. 2012/12/06

水原渉 (訳) (2008) 進化する自然・環境保護と空間計画—ドイツの実践、EU の役割, 技報堂出版, Köppel,

J., W. Peters and W. Wende (2004) Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung.

Morandeau D. and D. Vilaysack (2012) Compensating for damage to biodiversity: an international benchmarking study.

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED68EN-2.pdf>. 2012/12/06.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca and J. Kent (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

NRC (National Research Council) (2001) Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act, National Academy Press.

OEH (Office of Environment and Heritage) (2012a) BioBanking Public Register,

<http://www.environment.nsw.gov.au/bimspr/index.htm>. 2012/12/06

OEH (Office of Environment and Heritage) (2012b) NSW threatened species profile database,

<http://www.environment.nsw.gov.au/threatenedspecies/>. 2012/12/27.

OEH (Office of Environment and Heritage) (2012c) The Threatened Species Conservation (Biodiversity Banking) Regulation 2008,

<http://www.environment.nsw.gov.au/biobanking/biobankingreg.htm>. 2012/12/06.

Parkes, D., G. Newell and D. Cheal (2003) Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration*, 4, S29-S38.

Prokop G., H. Jobstmann and A. Schönbauer (2011) Overview of best practices for limiting soil sealing or mitigating its effects in EU-27,

<http://ec.europa.eu/environment/soil/sealing.htm>. 2012/12/06.

澤田和孝 (2012) 「あいち方式」による生態系ネットワークの形成について, 2012 年度環境アセスメント学会一般公開シンポジウム「環境アセスメントにおける生物多様性分野の定量評価とミティゲーション・ヒエラルキー」: 2012 年度環境アセスメント学会大会要旨集, 33-37.

Searcy, C. A. and H. B. Shaffer (2008) Calculating Biologically Accurate Mitigation Credits: Insights from the California Tiger Salamander. *Conservation Biology*, 22(4), 997-1005.

宍倉正俊・横内憲久・岡田智秀 (2004) 志木市の現行制度からみる新たな環境管理制度の方向性に関する研究: ミチゲーションを導入した志木市自然再生条例を中心として, 都市計画論文集 (39), 247-252.

宍倉正俊・横内憲久・岡田智秀 (2005) 埼玉県志木市における新たな緑被保全方策に関する研究—ミチゲーションを導入した条例の課題と解決策の検討, 都市計画論文集 (40), 859-864.

自然との触れ合い分野の環境影響評価技術検討会 (編) (2002) 環境アセスメント技術ガイド—自然とのふれあい, 一般財団法人自然環境研究センター.

Stein, E. D., F. Tabatabai and R. F. Ambrose (2000) PROFILE: Wetland Mitigation Banking: A Framework for Crediting and Debiting. *Environmental Management*, 26(3), 233-250.

高橋寿一 (2010) 地域資源の管理と都市法制—ドイツ建設法典における農地・環境と市民・自治体, 日本

The city of San Diego (2012) Multiple Species Conservation Program.  
<http://www.sandiego.gov/planning/mscp/>. 2012/12/06.

Turner, R., A. Redmond and J. Zedler (2001) Count It by Acre or Function - Mitigation Adds Up to Net Loss of Wetlands. National Wetland Newsletter, 23(6), 5-6, 14-16.

UICN France (2011) La compensation écologique : État des lieux et recommandations.  
[http://www.uicn.fr/IMG/pdf/Etude\\_Compensation\\_UICN\\_France.pdf](http://www.uicn.fr/IMG/pdf/Etude_Compensation_UICN_France.pdf). 2012/12/06.

USACE (United States Army Corps of Engineers) (2008) Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources; Final Rule, Federal Register, Vol. 73, No. 70, April 10, 2008, 19594.

USACE (United States Army Corps of Engineers), EPA (Environmental Protection Agency), USFWS (United States Fish and Wildlife Service), and NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (1995) Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banks, Federal Register, Vol. 60, No. 228, November 28, 1995, 58605.

USFWS (United States Fish and Wildlife Service) (2003) Guidance for the Establishment, Use, and Operation of Conservation Banks,  
[http://www.fws.gov/endangered/esa-library/pdf/Conservation\\_Banking\\_Guidance.pdf](http://www.fws.gov/endangered/esa-library/pdf/Conservation_Banking_Guidance.pdf). 2012/12/06.

USFWS (United States Fish and Wildlife Service) (2012) Species listed in each state based on published historic range and population data. [http://ecos.fws.gov/tess\\_public/pub/stateListing.jsp](http://ecos.fws.gov/tess_public/pub/stateListing.jsp). 2012/12/06.

Wende, W., A. Herberg and A. Herzberg (2005) Mitigation banking and compensation pools: improving the effectiveness of impact mitigation regulation in project planning procedures. Impact Assessment and Project Appraisal, 23(2), 101-111.

Wheeler, D.P. and J. M. Strock (1995) Official Policy on Conservation Banks.

### 3. 生物多様性オフセットバンキング制度の詳細と特徴の比較<sup>11</sup>

#### 3.1. 概説

本章ではまず、制度運営の歴史が長いアメリカの生物多様性オフセットバンキング制度を例にとり、バンクの設立プロセスを解説する。その中でバンクスポンサー（担当行政機関にバンクの設立を申請する主体）と担当行政機関の間で交わされる契約書について紹介する。次に、この契約の中で特に重要な、バンクサイト（バンクとして認証される土地）が開発されないよう法的に保全する仕組みと、バンクサイトを長期的に維持管理するための資金の拠出の仕組みについて、アメリカとドイツを例に紹介する。最後に、アメリカとオーストラリアの制度の特徴について、特に、バンク事業のリスク回避システムと、コスト負担構造について比較考察を行う。これらの知見と次章のクレジット販売可能エリア分析による知見とを併せて、生物多様性オフセットバンキング制度の本質的に重要な部分が深く理解可能となる。

#### 3.2. アメリカのバンク設立プロセスとバンクドキュメント

本節では、バンクを設立するために作成される、バンクスポンサーと担当行政機関との間の契約書類を基に、バンクの設立プロセスについて説明する。ここでは、一例としてアメリカのコンサベーションバンキングに注目する。アメリカにおけるバンク設立プロセスは、ミティゲーションバンキングとコンサベーションバンキング双方で大きな違いはない（DFG 2012）。また、契約書に含まれる内容は、他国の生物多様性オフセットバンキング制度の経済的あるいは生態学的成功にとって重要なものであるため、参照に値する。

表 3-1 はコンサベーションバンク設立までの一般的なプロセスである。各バンクは、担当行政機関（連邦政府機関 USFWS: United States Fish and Wildlife Service、カリフォルニア州

表 3-1 コンサベーションバンク設立プロセス

1	バンクサイトの候補地が基本的な生物学的基準を満たしているかを決定する
2	バンクサイトの候補地が基本的な資金基準を満たしているかを決定する
3	主な担当機関である USFWS (U. S. Fish and Wildlife Service) と州の野生生物保全機関 (カリフォルニア州の場合、DFG : Department of Fish and Game) と以下について交渉する ・対象とする生息地と種、保全と矛盾しない土地利用、サービスエリア (クレジット販売可能エリア) ・生息地の保全 (Preservation) ・復元 (Restoration) ・創出 (Creation) のどれが必要か、成功基準の設定 ・得られるクレジット数の計算、バンクのフェーズ数の選択 (一つの土地を分割して、段階的に認証する)、長期管理を担当する土地管理者の決定、最終的な土地所有権の決定
4	担当機関とバンクスポンサーの間の契約書、コンサベーションバンキング契約 (Conservation Banking Agreement) を作成する
5	実施する管理内容を記した管理プランを作成し、担当機関による許可を受ける
6	担当機関とバンクスポンサーが、コンサベーションバンキング契約にサインをする
7	保全地役権 (Conservation Easement) を登録する
8	エンダウメント基金 (Endowment) へ入金する

出所：以下を一部改変して訳出し表を作成 (DFG: The process for identifying and developing a conservation bank. [http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/mitbank\\_procedprocsdevel.pdf](http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/mitbank_procedprocsdevel.pdf). 2012/12/06.)

<sup>11</sup> 本章の大部分は、太田貴大、伊東英幸、林希一郎、マルホトラ・カーティック (2012) 「米国と豪州の生物多様性オフセット・バンキングシステムの比較」、馬奈木俊介、IGES (編著) 『生物多様性の経済学』に基づいている。

政府機関 DFG: Department of Fish and Game) とバンクスポンサーとの間でコンサベーションバンキング契約 (Conservation Banking Agreement) を締結する必要がある (USFWS 2003: 15)。上記はカリフォルニア州の事例であるが、多くの他の州でも同様の手続きを必要とする。このコンサベーションバンキング契約に双方がサインした後、初めてクレジットの販売が可能となる。コンサベーションバンク設立後は、コンサベーションバンキング契約に記された期間ごとに実施した管理とモニタリングの報告書、また、会計報告書を提出しなければならない (DFG 2012)。

コンサベーションバンキング契約には、認証のために必要な様々な書類が付属書類として付加されており、全てをまとめてバンクドキュメントと呼び、一般に公開されている (表 3-2)。これらの書類の中でも特に、管理コスト供給のための「エンダウメント基金 (Endowment)」関連書類と法的に土地の保全を担保する「保全地役権 (Conservation Easement)」関連書類が、生物保全の効果の視点と経済効率性の視点との両方において政策上重要といえる。

表 3-2 バンクドキュメントに含まれる内容

- コンサベーションバンキング契約 (以下 全て付属書類)
- バンクの位置を示した地図、法的な土地の位置の記載された書類
- クレジット販売が可能なエリアの地図 (サービスエリアの地図)
- 生物に関する調査報告書 (復元や創出を行う場合、その計画と達成できなかった際のための保険金についての記載書類)
- 中・長期のモニタリング・管理プラン
- 長期管理のための基金 (Endowment) についての情報
- 法的な土地所有権の記載書類 (Title report)
- 保全地役権 (Conservation Easement) の記載書類
- バンク閉鎖のための条件が記載された書類
- クレジット数、クレジットの種類、クレジットの売り出し期間を記載した表
- クレジット売買契約書の様式
- Phase one 環境アセスメント報告書
- 文化的資源 (遺跡や文化財等) に関する調査報告書

出所: 各種バンキングドキュメントを参照 (バンクドキュメントに含まれるべき内容については USFWS 2003: 15-17 を参照)

### 3.3. アメリカとドイツの長期管理コストの確保と保全の担保

本節では前節を受けて、アメリカの制度における長期管理コストの確保と保全の担保の仕組みについて説明する。

エンダウメント基金は、再生や創出された生態系の長期管理のためのコストを基金の利子で賄う仕組みである。モニタリングプランや管理プランに記載された保全・管理活動を実施するために毎年必要となるコストを推計し、利子率を掛け合わせて保持されるべき基金の総額を決

定する<sup>12</sup>。総額は各バンクドキュメントに記載されており、一つのバンク当たり数千万円から1億円前後と極めて高額である<sup>13</sup>。基金はカリフォルニア州の場合、DFG や USFWS の関係機関が保守的に運用している。

保全地役権は、バンクサイト上で保全・管理を行う権利と、登記簿同様に州政府等に提出・登録される文書を意味し、保全の目的と矛盾しない実施可能な活動と禁止される活動が明記されている (Gustanski 2000)。これらの権利は、土地所有者から州の機関か認証された非営利組織かのどちらかに移譲しなければならない (Hill 2008: 101)。また、保全地役権の登録はクレジット販売をするための必要条件でもある (USFWS 2003: 10)。

一方ドイツでは、多くの場合行政機関がバンクのための土地を所有し、保全地役権の利用は多くはない (Böhme et al. 2005: Abbildung 4-5)。このため、オフセットサイトでの再度の開発に対する懸念は存在しない。

ドイツの制度での管理コストに関しては、開発事業者が負担をする。1997年改正の建設法典には、オフセットサイトの取得とオフセット事業のコストについては、開発事業者が負担義務を負うことと定められているが (第135a条3項2及び3文)、長期管理のためのコストの負担義務は定められていない (高橋 2010: 138-139)。このため、管理コストの負担については、建設法典第11条に基づく開発事業者と市町村の間で特別な契約 (都市建設契約) (高橋 2010: 270) を結び、開発事業者に負担させている場合が多い (高橋 2010: 153(10))。この契約において、管理コストをどのような期間を想定して算出しているかは明らかでないが、例えばオフセットサイトを農地として賃貸借する場合、契約期間は長期でも12~15年間となっている (エーリングゲン市の事例: Böhme et al. 2005: 109)。ハーメルン市では、アメリカ同様、基金を設け利子で賄っている (水原 2008: 136)。

### 3.4. アメリカとオーストラリアの制度の特徴比較

本節では、アメリカとオーストラリアの生物多様性オフセットバンキング制度の特徴を比較する。バンク事業を行う上でリスクが回避されることは、バンキングの規模を拡大するために非常に重要な要件である。特に経済的リスクがどのように回避されているのかに注目し両国の制度を比較する。また、バンキング制度への新規参入者を増やすためには、初期投資の規模と回収可能性を明確にする必要がある。この点についても両国の制度を比較する。

#### 3.4.1. バンク事業のリスク回避システム

バンク事業リスクの中には、初期投資を早期回収できない場合の経済的リスクと、自然の創出や復元の失敗という生態学的リスクの双方があるが、ここでは特に前者に注目し、アメリカ

<sup>12</sup> 保全・管理活動のコスト推計には、PAR というソフトウェアが用いられることが多い。Center for Natural Land Management: PAR - Property Analysis Record. [http://www.cnlm.org/cms/index.php?option=com\\_content&task=view&id=21&Itemid=155](http://www.cnlm.org/cms/index.php?option=com_content&task=view&id=21&Itemid=155). 2012/12/06.

<sup>13</sup> Valerio 氏 (カリフォルニア州 Department of Fish and Game) 私信. 2010年8月.

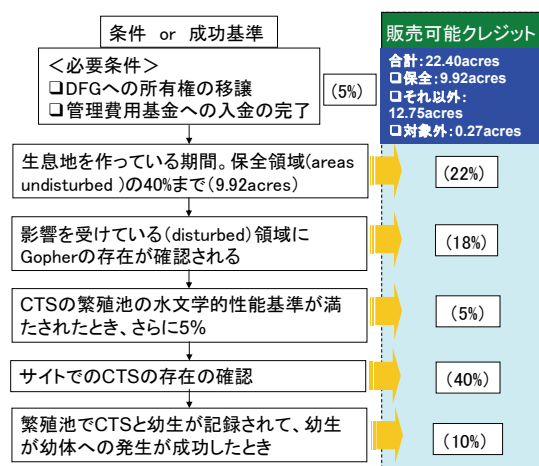


とオーストラリアのリスク回避システムを説明する。

アメリカでは、コンサベーションバンキング契約の付属書類にクレジットについての記載書類があり、契約が結ばれた後、初めてクレジットが販売可能となる。本来、創出・復元された湿地の機能の完全な復活や、保護された絶滅危惧種の安定した状態が確認できるまで、クレジット販売を行うことは望ましくないと考えられるが、バンク設立のためには、様々な調査や書類作成、創出・復元活動のために、大規模な初期投資が必要であるため (Bean et al. 2008: 51)、クレジット販売による初期投資の回収を早期に行わなければ、バンクスポンサーの負担が大きくなる懸念がある。

このようなリスクを避けるために、アメリカでは、Initial Debiting を認めている (ミティゲーションバンキング. USACE 2008: § 332.8(m) and (o)(8)(ii). コンサベーションバンキング. Wheeler and Strock 1995: 12.c.)。これは、バンクサイトが生態学的・水文学的に十分な状態 (mature な状態) に達する前に、クレジットの販売を認めることを意味する。一般的には、数段階の成功基準が設けられており、達成する毎に、全クレジットのうちの何割かが販売可能となる。成功基準 (例: 表 3-3) には、生態学的・水文学的数値等が用いられる。

表 3-3 創出タイプのクレジットを販売しているバンクの Initial Debiting の例



出所 : Alton North Conservation Bank. CBA 2007. Exhibit F: Table of Credits and Calculations: California Tiger Salamander Credits and Plant preservation Credits より作成 (CTS: California Tiger Salamander)

販売の必要条件としてミティゲーションバンキングでは、i) Mitigation Banking Instrument と Mitigation Plan の認証、ii) バンクサイトが法的に保護されていること (i.e. 保全地役権の登録等)、iii) 適切な資金的保証があること、が挙げられている (USACE 2008: § 332.8(m))。

コンサベーションバンキングでは、i) バンクサイトの fee title (所有権を通じて) か保全地役権を通しての永久の保護 (Wheeler and Strock 1995: 4, USFWS 2003: 10)、ii) Resource Management Plan の認証とバンクの運営と管理を保証するために十分な資金の提供 (Wheeler

and Strock 1995: 6)、が挙げられている<sup>14</sup>。

一方でオーストラリアの2つの制度（ブッシュブローカーとバイオバンキング）では、バンク設立の契約を結ぶ前に、土地所有者がその意思を表明できるシステム、Expression of Interest (EOI) を導入している。バイオバンキングは、EOI が公開のレジストリに掲載され、開発事業者は望む条件に合う土地所有者にコンタクトすることができる (DECCW 2009 b)。ブッシュブローカーでは、開発事業者からのクレジット要求を別途収集し、ビクトリア州政府の Department of Sustainability and Environment が、土地所有者と開発事業者の両者を引き合わせるマッチングを行っている (DSE 2009a: 1)。これにより、土地所有者の全てのクレジットが開発事業者に販売できることを前提に、バンク設立の契約を結ぶことが可能となるため、土地所有者のリスク軽減が可能となる。

生態学的なリスクに関しては、アメリカのシステムでは開発事業者が自らオフセット行為を実施してきた頃の多くの失敗から学び、バンク事業のみに特化した専門業者が、自然の創出・復元を行う仕組みが推奨されている (ミティゲーションバンクでは、USACE 2008: § 332.3(b))。これにより、生態学的失敗のリスクを回避することがある程度可能となる。また、生物多様性オフセットバンキングが始まってから 30 年近くが経過し、多くの自然の創出・復元事例を積み重ねているため、今後より一層このリスクは軽減されていくと考えられる。

一方、オーストラリアの両制度は、基本的には大規模な創出・復元を伴わない管理活動ベース (Management activity based) を主体とする仕組みであり (DSE 2009b, DECCW 2008: 8)、これに基づきクレジット数や長期管理コストの支給額などが決定されるため、生態学的なリスクはあまり大きな問題にならないと考えられる。

### 3.4.2. コスト負担構造

アメリカとオーストラリアのバンキング制度は、コスト負担者が異なる点が特徴である。バンキングシステムのコスト負担を分析する際、3つのステークホルダーを認識すると理解しやすい。それらは、i) バンクを設立する土地所有者・バンクスポンサー、ii) オフセットのためにクレジットを購入する必要のある開発事業者、そして iii) 制度をマネジメント・運営する行政機関である。

アメリカのミティゲーションバンキングとコンサベーションバンキングでは、開発事業者に比べ、バンク設立に関連して、バンクスポンサー側に大きなコスト負担が発生する (図 3-1: 数字は (0) から順に時系列)。(0) は初期投資として、バンクスポンサーの負担となる。バンクスポンサーが負担するコストには、(0) 創出・復元のための土木工事や事前調査、(0) もしくは (2) 行政機関等がマネジメントするエンダウメント基金 (Endowment) への入金

<sup>14</sup> USFWS (2003) では、12.c.の内容の記述はないが、3. Credit System (USFWS 2003: 10) において、4.と同内容の記述をしている。USFWS (2003)では、Credit Release は、管理活動の実施に基づくのではなく (例えば、管理プランに記述された活動の実施)、その結果 (outcome) に基づくとされている (例えば、サイトでの生物種の確認) (USFWS 2003: 12)。この点の説明については、Bean et al. 2008: 17 参照。

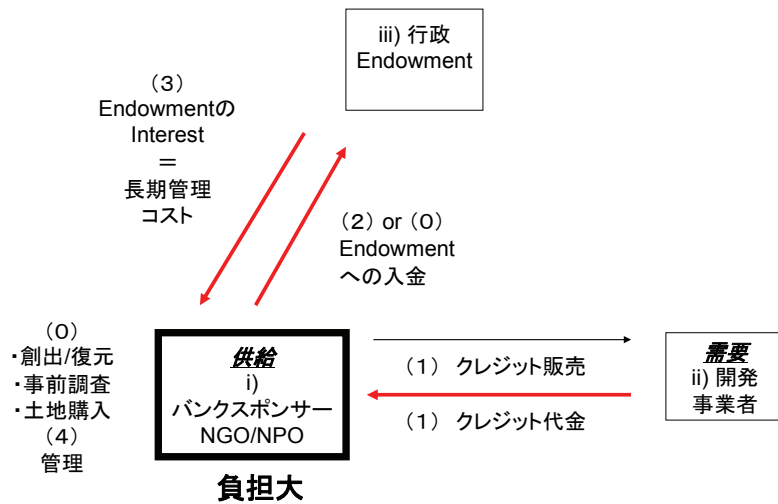


図 3-1 アメリカのコスト負担構造と資金と長期管理コストの流れ

<数字は時系列を表す>

がある。また、アメリカでは、個人土地所有者が自らの土地でバンクの設立を行うよりも環境コンサルタント会社やバンク事業に特化した私企業が、土地の購入からバンク設立のための全てのステップを行うことが多いため (Bean et al. 2008: 32)、マーケティングコストなどが (0) 事前調査や土地購入に含まれる場合が多い。長期管理コストのためのエンダウメント基金への入金には、(0) クレジット販売前に全額を入金する場合と、(0) と (2) クレジット販売前に一部を入金し、かつ、クレジット販売毎に一定額を入金する場合がある<sup>15</sup>。

ミティゲーションバンクと異なり、コンサーベーションバンクは、その目的上、自然の創出・復元よりも保全 (Preservation) のみを実施するタイプが多くを占める (Bean et al. 2008: 31)。このため、自然の創出・復元に比べて保全の方がバンク設立時の初期投資も少なく、また失敗リスクが低い。しかし、土地購入や事前調査、エンダウメント基金への入金などのコスト負担は生じる。

このようなバンクスポンサーに対するコスト負担の集中は、バンキングの仕組みの発展を通じて生じてきたものと考えられる。開発事業者主体で実施するオフセットの失敗のリスクが、バンキングシステムの生じた根本要因と考えられる。これを補完し、開発事業者のリスクを軽減する目的でバンクスポンサーが登場してきた。開発事業者に対しては、クレジット購入コスト以外の負担は求めず、その責任の全てを、バンクを設立するバンクスポンサーが担うことになった。

一方、オーストラリアでは、バンクを設立する側の土地所有者のコスト負担が小さい仕組みとなっていることが対照的である (図 3-2: 数字は (0) から順に時系列)。土地所有者が負担するコストには、植生や生態系のタイプの決定、絶滅危惧種の存在の確認等の (0) 事前調査のみがある (DSE 2009a: 1, DECCW 2009a: 11)。このコスト負担構造を作り出す原因は、

<sup>15</sup> Valerio 氏 (カリフォルニア州 Department of Fish and Game) 私信. 2010 年 8 月.

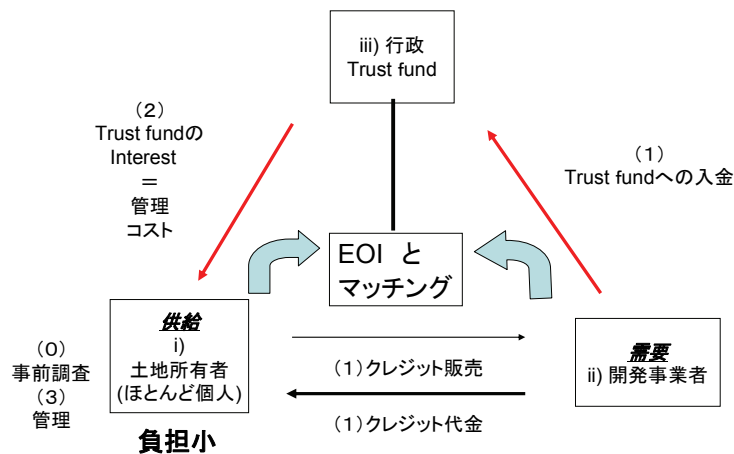


図 3-2 オーストラリアのコスト負担構造と資金と管理コストの流れ  
 <数字は、時系列を表す>

アメリカとは異なる 2 つの大きな特徴にあると考えられる。一つは、バンクの設立の対象に、個人小規模土地所有者を含めていること<sup>16</sup>、もう一つは、創出・復元よりも管理を中心としたシステム構築がなされていることである。オーストラリアでは、農業を営む個人土地所有者が自分の保有する土地にバンクを設立することが多いため (Madsen et al. 2010: 49)、新しく土地購入を行うコストを伴わない。また、オーストラリアでも一部創出・復元も実施されるが、これらの行為は管理活動の一環として、開発事業者が負担する形で蓄えられる Trust fund から賄われる資金で実施されるため、土地所有者の初期投資としての負担は無い。アメリカの特にミティゲーションバンキングでは湿地の創出・復元がクレジット獲得の中心的な手法となるため、大きく異なる点である。

土地所有者の初期投資のコストをさらに小さくするシステムとして、前節でも述べたとおり、EOI とマッチングの仕組みがある。土地所有者は顧客獲得のためのマーケティング（事前調査に含まれる）のコストを払う必要がなくなる。

管理コストの流れに注目すると開発事業者が Trust fund への入金を行う。これによりオーストラリアの土地所有者は事前の管理コスト負担の必要が無くなり、アメリカのバンクスポンサーに比べ、初期投資のコスト負担が減ることになる。

最後に、行政のコスト負担については、両国とも基金の管理・運営とバンクの認証がある。これに加えて、オーストラリアでは、土地所有者の経済的リスク回避システム構築、事前調査のコスト抑制のためのデータベースやクレジット数計算ソフトの構築を実施しているため、システム構築のための初期投資が大きくなると考えられる。しかし、この行政の初期投資のおかげで、アメリカのように自由市場に基づいたバンキングシステムに対して詳細な調査を求めたり、様々な内容をバンクスポンサーとの交渉ベースで決定していくコストが抑えられていると考えられる。

<sup>16</sup> 多くの土地所有者は収入の少ない農家である (DSE 担当職員と DECCW 担当職員 私信. 2010 年 11 月.)

### 3.5. 結語

本章では、前章の概観を受けて、詳細に生物多様性オフセットバンキング制度を分析した。バンク設立プロセスにおいてどのような情報が必要となるかが明らかとなり、また、生物多様性保全の効果という視点で重要な、長期管理コストの確保とバンクサイトの保全の担保の仕組みが明らかとなった。

さらに、バンク事業の経済的リスク回避システムでは、生物多様性保全を市場の仕組みで解決するための経済的配慮がなされていることが明らかとなり、その特徴はアメリカとオーストラリアでは異なるものであった。この点はコスト負担構造とも関連しており、行政機関がシステム構築のためにコストを負担するか、新規参入者に対し負担を求めるかの二つの異なる特徴が明らかとなった。

次章では、このような市場を配慮した政策としての性格が最もよく表れるといえるバンクのサービスエリア（クレジット販売可能エリア）境界がどのような基準で行われているかを明らかにし、経済的要求と保全効果のバランスを分析する。

## 参考資料

- Bean, M., R. Kihlsinger, and J. Wilkinson (2008) Design of U.S. Habitat Banking System to Support the Conservation of Wildlife Habitat and At-Risk Species, Environmental Law Institute.
- Böhme, V.C., E. Bruns, A. Bunzel, A. Herberg and J. Köppel (2005) Flächen- und Maßnahmenpools in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 6. Bundesamtes für Naturschutz.
- DECCW (Department of Environment, Climate Change and Water) (2008) BioBanking Assessment Methodology, The State of NSW, DECCW.
- DECCW (Department of Environment, Climate Change and Water) (2009a) Biobanking for developers, The State of New South Wales, DECCW.
- DECCW (Department of Environment, Climate Change and Water) (2009b) Guide to establishing a Biobank site, The State of New South Wales, DECCW.
- DFG (Department of Fish and Game) (2012) Bank agreement review process, [http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/mitbank\\_proced/cmb\\_revwprocess.html](http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/mitbank_proced/cmb_revwprocess.html). 2012/12/06.
- DSE (Department of Sustainability and Environment) (2009a) BushBroker Information Sheet No. 3-Landowner, The State of Victoria, DSE.
- DSE (Department of Sustainability and Environment) (2009b) BushBroker Information Sheet No. 5-Landowner Agreement, The State of Victoria, DSE.
- Gustanski, J. A. (2000) Protecting the land: Conservation Easement, Voluntary Actions, and Private Lands. In J. A. Gustanski and R. H. Squires (eds.), Protecting the land: conservation easement past, present, and future, Island Press, pp9-25.
- Hill, S. (2008) Regulatory Considerations. in N. Carroll et al. (eds.), Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading System, Earthscan, pp.89-107.
- 水原渉 (訳) (2008) 進化する自然・環境保護と空間計画ードイツの実践、EU の役割, 技報堂出版, Köppel, J., W. Peters and W. Wende (2004) Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung.
- 高橋寿一 (2010) 地域資源の管理と都市法制ードイツ建設法典における農地・環境と市民・自治体, 日本評論社.
- USACE (United States Army Corps of Engineers) (2008) Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources; Final Rule, Federal Register, Vol. 73, No. 70, April 10, 2008, 19594.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service) (2003) Guidance for the Establishment, Use, and Operation of Conservation Banks, [http://www.fws.gov/endangered/esa-library/pdf/Conservation\\_Banking\\_Guidance.pdf](http://www.fws.gov/endangered/esa-library/pdf/Conservation_Banking_Guidance.pdf). 2012/12/06.
- Wheeler, D.P. and J. M. Strock (1995) Official Policy on Conservation Banks.

## 4 アメリカカリフォルニア州のコンサベーションバンクのサービスエリア境界の決定要因の比較分析<sup>17</sup>

### 4.1. 概説

本章では、前章に引き続きアメリカの生物多様性オフセットバンキング制度における特徴を詳細に解析する。生物多様性オフセットバンキング制度は、ほとんどの場合オフサイトのオフセットが前提となる。これはオンサイトでのオフセットに比して、オフセットの対象となる生態系や生態系サービスの同質性が担保されにくいと考えられる。これを個別のオフセットごとに検討するのは高いコストを要するため、バンクのオフセットクレジットの販売可能な範囲（アメリカではサービスエリア（SA: Service Area）と称する）を事前に決定することで、その SA 内の影響であれば同質性が担保され確実にオフセットされるという仕組みを採用している。アメリカでの SA は、様々な基準によって決定されていると考えられるが、同質性を担保していないと推定される基準（例：道路や行政界）も散見されるため、SA 境界がどのような基準で決定されているかについて、現地調査により得られた SA 地図を用いて分析を実施する。

SA は、バンクスポンサーにとっては顧客獲得範囲であり、その面積は経済効率性の視点で極めて重要である。それと同時に、保全を進める行政側は、同質性の担保と潜在的な開発可能範囲の広さという視点で SA を重要視している。また、バンクサイト自体の面積は、バンクスポンサーにとってはクレジット数とコストに関係し、行政側にとっては自らがコストを支払わずに得られる保護区となる。生物多様性オフセットバンキングが市場メカニズムを利用した保全政策である点を考慮すると、SA 境界の決定要因やバンクサイトの面積との比較は、開発と保全のバランスを知るうえで一つの指標となると考えられる。本章では、現状のアメリカの湿地影響のオフセット制度の目標である面積に基づいた No-Net-Loss 政策も踏まえて、バンクサイト自体の面積と SA の面積を用いた簡易な指標を用い、開発と保全の均衡状態を評価することを試みた。

### 4.2. 導入

アメリカのコンサベーションバンキングは、連邦や州の絶滅危惧種法に記載された絶滅危惧種への開発事業の影響をオフセットするための仕組みである。既に述べたように、コンサベーションバンキングの保全活動をクレジットとして認証する際に、担当行政機関とバンクスポンサーの間で契約を締結する。その際、申請したバンクが有するクレジット販売可能範囲（SA: Service Area）を交渉により設定することとなる。この SA は、バンクスポンサーにとってはバンク事業の経済効率性の観点で、また、担当行政機関にとっては開発影響のオフセットの同質性を担保し、かつ潜在的な開発影響を減少させるという保全の観点で非常に重要である。こ

<sup>17</sup> 本章は、Ota, T. and K. Hayashi (2010) Comparative Analysis of the Determining Factors that Define Service Area Perimeters of Conservation Banks in California. 環境情報科学論文集 24:255-260 に基づいている。

のような生物多様性オフセットバンキング政策における経済要求と環境規制の接点である SA について解析を実施することは、現状の生物多様性オフセットバンキングがどのような経済と環境とのバランスで実施されているのかを明らかにし、今後の生物多様性オフセットバンキング政策の発展方向を考察する上で重要な情報となりうる。

既存研究には、ミティゲーションバンキングの SA 境界について解析しているものが少数存在する。例えば、Robertson and Hayden (2008) は、シカゴ地域のミティゲーションバンクを対象にして、SA 境界が郡の規制により複数回変化することを記述している。一方、カリフォルニア州では、バンクが認証された後、可能な限り早急にクレジットを販売し資金回収を完了する意図がバンクスポンサー側に存在するため、一度決定された SA 境界は変更されることなく、バンクのオフセット機能は果たされると言われている<sup>18</sup>。また、ミティゲーションバンキングの SA 境界の決定要因を網羅的に把握した研究では、湿地の生態系機能をオフセットの対象としていることから、「流域 (watershed)」を決定要因としていることが多いことが明らかとなった (Womble and Doyle 2010)。その他にも、生態学的地域や行政界、道路等といった科学的あるいは非科学的な基準も境界として用いられている。これらはミティゲーションバンキングの SA 境界であり、オフセットの対象が湿地に限られないコンサベーションバンキングでは異なる決定要因となっている可能性がある。しかし、コンサベーションバンキングでは湿地に生息する絶滅危惧種も対象となるため、バンクによってはミティゲーションバンキングとコンサベーションバンキングの双方のクレジットを販売するものも存在する。この場合、SA 境界の決定は、連邦と州の関係する行政機関がチームを作り交渉により決定することになる。そのためコンサベーションバンキングの SA 境界もミティゲーションバンキング同様流域と一致させる場合もありうるため、既存研究の結果は参照に値する。

以上を受けて本章では、コンサベーションバンキングの SA 境界の決定要因を明らかにし、時間の変化と共にこれらの要因がどのように変化したのかを示す。これと同時に、保護区となるバンクサイトの面積と、開発可能区となる SA の面積を比較する指標を用いて、経済と環境のバランスが生物多様性オフセットバンキングの発展と共にどのように変化してきたかを評価する。

### 4.3. 方法

本章では、次の方法で合計 97 のバンクを抽出し、これらをコンサベーションバンクと定義した。まず初めに、3つのリストに掲載されているバンクを重複を除き抽出した ; i) Ecosystem Marketplace 社が整備する全米の種と生態系を対象としたバンクリスト (Speciesbanking.com : SB.com) から 110 バンク、ii) カリフォルニア州の大部分のコンサベーションバンクを所管する連邦行政機関、野生生物局 (United States Fish and Wildlife Service) のサクラメントオフィスのバンクリストから 57 バンク、iii) カリフォルニア州の全

<sup>18</sup> Little 氏 (Sycamore Environmental Consultants, Inc.) 私信. 2010 年 2 月.



てのバンクを所管する州の漁業狩猟局 (Department of Fish and Game) のバンクリストから 55 バンク。次に、これらの中からバンクの名前が「Mitigation Bank」となっているものを除いた。そのようなバンクは、ミティゲーションバンクとしてのみ契約書を締結している可能性が高いためである。ただし、SB.com においてコンサベーションバンキング契約が締結されていることが確認されたものは、本研究の対象のコンサベーションバンクとして含めた。

これらの対象としたコンサベーションバンクそれぞれについて、以下の情報を収集した；設立日、バンクの状態（販売中、売り切れ、認可中、販売停止中）、位置する郡、面積、クレジットとなっている生物種の一般英名、クレジットとなっている生態系タイプに分布している生物種の一般英名、各生物種と生態系のオフセット手法（保全、創出、復元、これらの組み合わせ）、各種の州および連邦での絶滅危惧種法における絶滅危惧ランク、SA 地図。これらの情報は主に、SB.com で収集した。また同時に、残りの 2 つのリスト、バンクスポンサーや管理者の WEB サイトも参照した。また、参照可能なバンクドキュメントも閲覧し、情報を集めた。ミティゲーションバンキングを担当する連邦陸軍工兵隊 (United States Army Corps of Engineer) が管理する RIBITS<sup>19</sup>も参照した。また、関連する人々へのインタビュー等も実施した。これらの調査にも関わらず、一部収集不可能であった情報も存在したが、SA 地図に関してはその多くが収集可能であった。

得られた情報に関して、まず初めに、現状のコンサベーションバンクの SA についての概観をまとめた。特に以下の情報に注目した；WEB サイトを通じて入手可能な SA 地図の数、コンサベーションバンクがある郡と累積のコンサベーションバンクの面積、各生物分類群でのクレジットの対象となっている種数、連邦と州での絶滅危惧種法でのレベル、コンサベーションバンクのオフセット手法。SA 地図については、面積を計算するため、フリーの GIS ソフトである MANDARA<sup>20</sup>を利用した。

次に、連邦と州のレベルで、SA 境界の決定基準に関する法律やガイドラインにどのようなものが存在するかを調査した。そして、確認された法律やガイドラインに基づき、想定される決定要因を特定し、各 SA をそれらの要因に分類した。この際、バンクドキュメントやヒアリング等によって、SA 境界の決定基準や境界が何に対応しているかが客観的に明らかの場合のみ、決定要因を分類した。これらの方法により、SA 境界の決定の現状がルールにどの程度従っているのかが特定可能となる。

最後に、生物多様性オフセットバンキングに関する経済サイドと規制サイドとの関係性を明らかにするため、保護区となるバンクサイトの面積 (BA : Bank Area) と開発可能となる SA の面積を比較した B・S 比 (式 4.1) を算出した。

分母の SA が大きく B・S 比が小さい場合、クレジットを購入する潜在的な顧客が増えるため、バンクスポンサーにとって好ましい状態である。一方、分子の BA が大きく B・S 比が大きい場

<sup>19</sup> United States Army Corps of Engineers, Regional Internet Bank Information Tracking System (RIBITS) <http://geo.usace.army.mil/ribits/index.html>. 2012/12/10.

<sup>20</sup> Tani, K.: MANDARA, <http://ktgis.net/mandara/>. 2012/12/10.

$$B-S\text{rate} = \frac{BA}{SA} \times 100 \quad \dots(4.1)$$

合、対象となる絶滅危惧種の保護面積が増えるため、保全政策にとっては好ましい状態といえる。B-S 比が生物多様性オフセットバンキング政策の発展とともにどのような変化を示すのかを、時系列の表で示した。

この比率で表現される指標の有効性を確保するには、一定の適用条件が存在する。まず、この指標は個別のバンクを対象にしており、複数のバンクを統合して考察をすることは前提としていない。例えば、州全体での保全効率を考慮すると、保全生態学の理論から大面積のバンクサイトの方が、小面積のバンクサイトが複数存在するよりも適している。この特徴は B-S 比だけでは表現できない。そのため、個々のバンクサイトと SA の面積を散布図で確認するなどの別の視点での分析も不可欠である。次に、B-S 比は、異なるバンクサイトの保全による結果と、SA 内での開発可能性については、均一なものとして考えるという仮定がある。そのため、バンクサイトの大面積化による規模の経済やバンクサイトの面積やオフセット手法によるクレジット数の違い等は考慮されていない。実際には、面積と保全効果あるいは経済効率との関係が同様であるとは必ずしも限らない。しかし、面積が、現状の制度で最も頻繁に用いられるクレジット単位であったり、保全効果や経済効率の指標として一定の有効性を期待できることもまた事実であろう。そのため、個々のバンクを独立に考慮するならば、B-S 比でも開発と保全のバランスの特徴を一定範囲で表現しうるといえる。また、多くのバンクスポンサーは、多数のバンクを所有しているわけではないため、個々のバンクの B-S 比の検討は現実の意思決定においても一定の妥当性を有していると考えられる。

#### 4.4. 結果

##### 4.4.1. コンサベーションバンクの現状

141 枚の SA 地図が 53 のバンクから得られた。44 のバンクからは SA 地図が得られなかった。バンクの数より SA の地図が多いのは、一つのバンクが複数のクレジットタイプを持っている場合があるためである。また、複数のクレジット対象種を一つの SA 地図で対応しているバンクも存在するため、バンクの数と SA 地図の数は対応しない。この研究では、バンクの状態が「認可中」もしくは「販売停止中」のものを除いた 79 バンクのうち 53 が対象となっており、67%のカバー率である。全 97 バンクは、カリフォルニア州の全 58 郡のうち 25 郡に存在した。最もバンクが多かった郡はサクラメントで、14 のバンクが存在した。全 97 バンクの面積 (BA) は 188km<sup>2</sup> であった。この面積は、比較的厳格な保護が行われている州の保護区 (Ecological Preserve (526km<sup>2</sup>)と Conservation Easement (300km<sup>2</sup>) DFG 2007) の約 25% を占める。

97 のバンクは、64 種を対象としていた。その内訳は、哺乳類 5 種、鳥類 7 種、爬虫類 7 種、

両生類 2 種、魚類 3 種、昆虫類 6 種、植物 31 種、甲殻類 3 種であった。これはカリフォルニア州における連邦の絶滅危惧種 309 種<sup>21</sup>の 13%をカバーしている。これ以降この研究では、以下の基準により 26 種を対象とする ; i) その種の SA 地図が存在すること、ii) 連邦の絶滅危惧種法で **Endangered (EN)** もしくは **Threatened (TH)** として掲載されていること、iii) 比較のために少なくとも 3 つのバンクの対象となっていること。これらより、全 97 バンクで対象となっている種数・本研究で対象とする種数は、連邦レベルの EN で 25 種・13 種、TH で 11 種・9 種、また個体群によって EN と TH が異なる場合もあり 3 種・2 種であった。カリフォルニア州レベルでは、EN で 17 種・8 種、TH で 7 種・6 種であった。種によっては、連邦と州の双方の絶滅危惧種法に掲載されているものもある。

最も多いオフセットの方法は、保全であり、97 バンクのうち 77%を占めた。その他は、保全と創出の組み合わせが 13%、創出のみが 6%であった。最終的に対象となった SA 地図 135 枚におけるオフセットの方法の比率は、78%、13%そして 7%であり、母集団を適切に反映していた。

表 4-1 で、各カテゴリー（分類群、絶滅危惧レベル、オフセット方法）の BA と SA の平均値 (km<sup>2</sup>) と SA 地図の枚数、マンホイットニーの U 検定の結果を提示した。

最も多く対象となっていた種は、甲殻類の 3 種であった。これらの種は、バーナルプール (VP: Vernal Pool) という季節性湿地に依存して生息している。この理由は以下の二点である。一点目は、VP は多くの絶滅危惧種の生息地となっておりクレジット対象になりやすいことが挙げられる。二点目は、VP の存在する地域は主に Central Valley であり (DFG 2007)、1990 年代から農業用地や住宅地として密度の高い開発が実施されており、この先数十年間におよび都市のスプロールが予測される地域である (Beatley and Manning 1997) ことが挙げられる。絶滅危惧レベルやオフセット手法の違いで BA と SA の平均ランクに差は見られなかった。

#### 4.4.2. 決定要因の特定

コンサベーションバンキングは、カリフォルニア州が 1995 年 4 月 7 日に発行した “Official Policy on Conservation Banks” に基づき正式に開始された。しかし、この文書では SA 境界の決定基準については触れられていない。連邦レベルの関係文書は、連邦野生生物局が 2003 年 5 月 2 日に発行した “Guidance for the Establishment, Use, and Operation of Conservation Banks” (以降「ガイドランス」と称する) がある。「ガイドランス」では、初めて、バンクサイトの位置という文脈で SA 境界が定義された : “banks generally should be located within areas designated in recovery plans as recovery units or other applicable recovery focal area, and their Service Areas should correspond to the recovery areas in which they are located” (C-2, p8. 「ガイドランス」)。

<sup>21</sup> United States Fish and wildlife Service (2010) Environmental Conservation Online System (ECOS) Species listed in each state based on published historic range and population data, [http://ecos.fws.gov/tess\\_public/pub/stateListing.jsp](http://ecos.fws.gov/tess_public/pub/stateListing.jsp). 2010/5/28.

表 4-1 各カテゴリーのバンクサイトとサービスエリアの平均面積

カテゴリー	平均 BA (km <sup>2</sup> )	平均 SA (km <sup>2</sup> )	Map (枚)	U Test between two categories	
全地図	3.31	9927	135		
分類 群	哺乳類	9.51	13814	14	
	鳥類	1.32	2759	4	
	爬虫類	5.47	8631	9	
	両生類	2.37	10869	17	
	魚類	0.43	21711	3	
	昆虫類	2.14	26513	6	
	植物	1.48	6410	25	
	甲殻類	2.93	8783	57	
絶滅 危惧 レベ ル	連邦 EN	3.98	10124	80	No difference
	連邦 TH	2.33	10813	68	BA: U=2604.5, $p=0.66$ SA: U=2623, $p=0.92$
	州 EN	4.89	10455	20	No difference
	州 TH	4.99	9860	22	BA: U=149, $p=0.07$ SA: U=195, $p=0.71$
オフセ ット方 法	保全	3.39	8944	24	No difference
	創出と創出/ 保全	3.00	14209	108	BA: U=1083, $p=0.21$ SA: U=1227.5, $p=0.74$

リカバリープラン (RP: Recovery Plan) とは、絶滅危惧種法の 4(f)項において、絶滅危惧種の状態を回復し最終的には絶滅危惧種法のリストから除くために、最善の科学を用いて連邦野生生物局が作成することを求められている保護増殖計画を指す。本研究で対象とした絶滅危惧種には、8つの RP が関係し、20種をカバーしていた。しかし、4種に関しては RP が存在しなかった。いくつかの RP では、リカバリーユニット (RU: Recovery Unit) が地図と共に存在するが、存在しないものもあった。その場合は、保護増殖上重要な地域を大まかな境界で推定して決定要因とした。また、連邦とカリフォルニア州において作成されている生物保全計画、Habitat Conservation Plan (HCP) / Natural Community Conservation Plan (NCCP) において定められた保護エリアも決定要因として用いた。

以上で特定された決定要因 (RU、HCP/NCCP) に加えて、既存研究が示すミティゲーションバンキングの SA 境界の決定要因である「流域」、「郡境界」、そして「道路」を含めた。また、RP が存在しない 4 種に関しては、最先端の自然科学的知見と考えられる遺伝的個体群の境界を代替として用いることとした。既存研究より検索した結果、両生類の 1 種のみ (California Tiger Salamander) 遺伝的な個体群構造が明らかになっていたため、決定要因として適用した (Shaffer et al. 2004)。以上より本研究では、SA 境界の決定要因として 7 つ (リカバリー単位 (RU)、HCP/NCCP、流域、郡境界、道路、遺伝的個体群、その他) を設定した。ただし、一つの SA 境界であっても、各辺が異なる決定要因に沿っている場合もある。

#### 4.4.3. 決定要因の特徴

各 SA 決定の際に採用されている決定要因の多少と、時系列による変化を総合的に考慮するために、全てのバンクを設立日に基づき 3 つの時期に分けた。Period1 は、公式な文書が存在しない 1995 年より前で、いくつかのパイロットバンクが存在した時期である。Period2 は、カリフォルニア州の公式文書が発行された 1995 年以降 2003 年までで、SA の決定基準はないがコンサベーションバンクの数は増加した時期である。Period3 は、2003 年以降で、「ガイダンス」により SA 境界は RU に基づき決定されることが求められている時期である。

3 つの時期ごとに、全ての決定要因該当数に対する各決定要因の占める割合 (%) を棒グラフで示した (図 4-1)。左の 3 つの棒グラフは、全 SA 地図を母数とし、右の 2 つの棒グラフは、最も頻繁にクレジット対象となっていた VP に生息する種 (RP より抽出: FWS 2005) 10 種 (以降 VP spp. とする) の SA 地図を母数としている。全 26 種を含んだ SA 地図の決定要因は、時期の変化と共に明確な変化の傾向を示した (図 4-1 の左 3 つのグラフ)。「ガイダンス」発行に伴い RU を決定要因とする SA 境界の割合が増加している。一方で郡境界を決定要因とするケースは時期の変化によらず一定であった。California Tiger Salamander では、遺伝的個体群の分布範囲を SA 境界として採用されていることが明らかとなった。VP spp. では、RU を決定要因としている SA 境界の増加がより顕著に確認された (図 4-1 の右 2 つのグラフ)。

#### 4.4.4. B-S 比と BA-SA グラフ

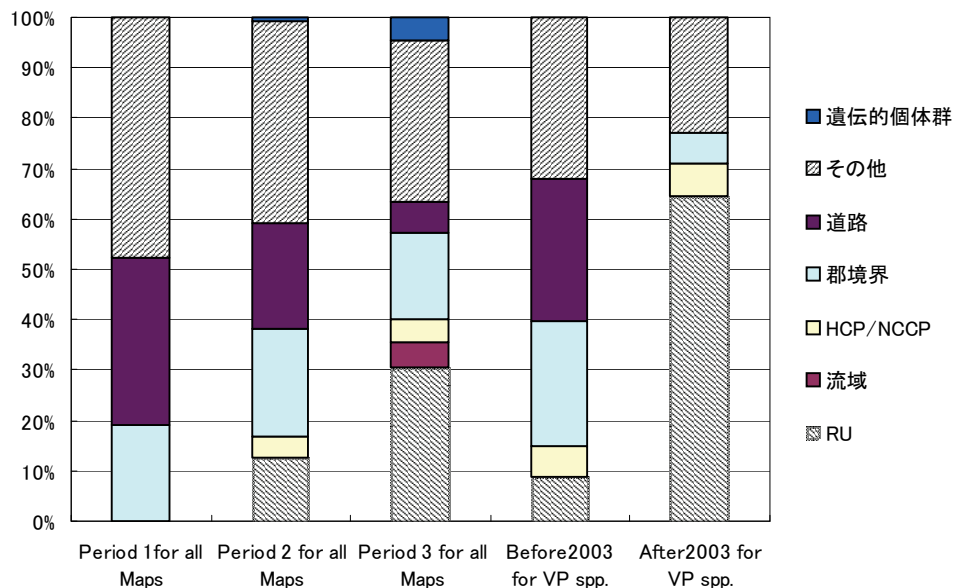


図 4-1 SA 境界の決定要因の時系列変化

表 4-2 全 SA の B-S 比の時系列変化

	0.000- 0.025%	0.026- 0.050%	0.051- 0.075%	0.076% -
2009	1	0	0	0
2008	1	2	0	4
2007	5	10	6	2
2006	9	0	1	6
2005	6	4	0	0
2004	0	2	0	0
2003	0	3	0	0
2002	5	0	0	0
2001	4	5	0	0
2000	1	4	0	0
1999	8	2	0	0
1998	7	4	0	0
1997	6	2	3	0

表 4-4 VP spp. の B-S 比の時系列変化

	0.000- 0.025%	0.026-0. 050%	0.051- 0.075%	0.076% -
2009	0	0	0	0
2008	0	0	0	3
2007	2	6	6	2
2006	5	0	0	5
2005	2	0	0	0
2004	2	0	0	0
2003	0	0	0	3
2002	3	0	0	0
2001	0	2	0	0
2000	0	0	4	0
1999	6	0	0	0
1998	6	4	0	0
1997	0	1	0	0

表 4-3 California Tiger Salamander の

	B-S 比の時系列変化			
	0.000- 0.025%	0.026- 0.050%	0.051- 0.075%	0.076% -
2009	0	0	0	0
2008	0	1	0	0
2007	0	3	0	0
2006	1	0	0	1
2005	1	0	0	0
2004	0	0	0	0
2003	0	0	0	0
2002	1	0	0	0
2001	1	0	0	0
2000	0	0	0	0
1999	1	0	0	0
1998	0	0	0	0
1997	2	0	0	0

135 枚の SA 地図のうち、80%が B-S 比 0.05%以下であった。「ガイドンス」発行以降、B-S 比が 0.05%を超える SA が増加した（表 4-2）。また、VP spp.と California Tiger Salamander の SA 地図でも B-S 比の上昇傾向が見られた（表 4-4, 表 4-3）。

次に、2003 年以降の VP spp.（図 4-2）と California Tiger Salamander（図 4-3）の BA-SA 散布図を作成した。散布図内の各点は、各 SA 地図の BA と SA を指し、VP1~6 は異なる RU を指し、GP1~3 は異なる遺伝的個体群を指す。散布図は、2 つのバンドを形成した。これは、SA は RU 等で一定となるが、その中での BA の大きさは多様であることを示している。SA 地図によっては、BA において 10 倍以上の差があるものも存在した。

#### 4.5. 考察

本研究では、コンサベーションバンキング政策の発展と共に、最も多く用いられる SA 境界の決定要因が RU (Recovery Unit) へと急速に変化してきたことを明らかにした。これは「ガイドンス」が効果的に機能していることを示している。

SA 地図の公開は、時代が進むにつれて進んでおり、バンクドキュメントは元来、文書形式

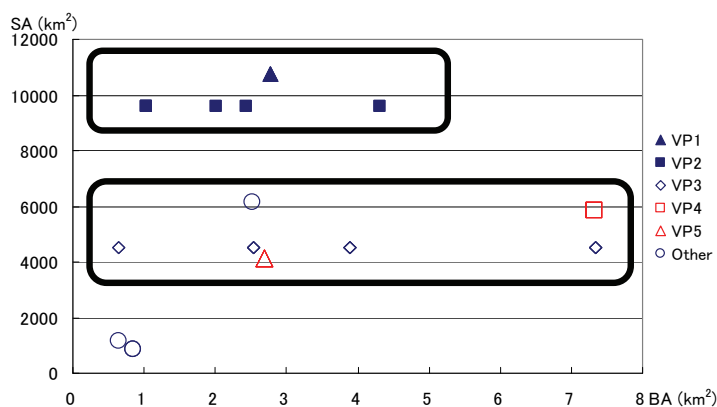


図 4-2 VP spp.の BA-SA 散布図

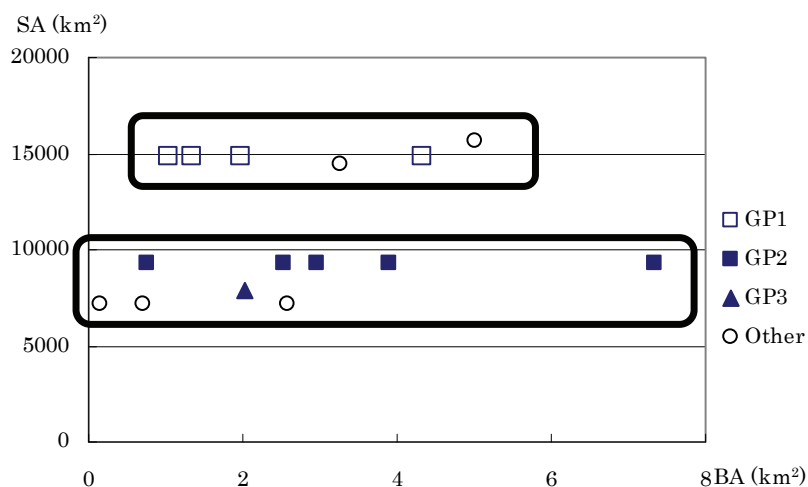


図 4-3 California Tiger Salamander の BA-SA 散布図

では公開されていたが、RIBITS の発展によりインターネット上での電子データ形式での公開が進み、よりアクセスが容易になっている。

各分類群ごとの平均 SA が明らかになったが、BA に対しては総じて広大であることが明らかとなった。SA には、対象種が過去から全く分布しない地域や、様々な土地利用規制、既開発地域等が含まれるため、その全域が開発され、対象種や生態系に影響を与えるわけではない。しかし、RP に基づく重点地域を特定している RU は、対象種の分布域に基づいて設定されるため、SA が広域なほど潜在的な開発影響は大きくなる。

「ガイダンス」に基づく SA 境界をより忠実に実施するために、以下の 3 点が必要と考えられる；i) RP の設定と RU の明示。特に California Tiger Salamander の RP の作成が求められる。ii) 郡境界や道路の境界のような自然科学的客観性が乏しい決定要因の排除。特に、各郡は、他郡に位置するコンサベーションバンクの SA が自郡内に入ることを積極的に容認する必要がある。iii) その他の要因がどのようなものを特定する。特に ii) については、他の都市計画や環境計画との関連や、開発側の需要も考慮して決定される可能性があるため、一概に保全政策にとって消極的原因とはいえない。

一方、経済的クレジット需要と保全政策の目的とのバランス関係を表す指標として B-S 比を算出し、時代と共に増加している傾向が確認された。これは、SA の減少と BA の増大の双方が原因と考えられる。設立年代が古いバンクの SA に関しては、担当行政機関がバンクの普及を図るため経済的に良い条件を提供する配慮があった<sup>22</sup>ため、比較的広大になっていると考えられる。

また、BA に関しては、本研究でコンサベーションバンキングではオフセット方法が保全に偏っていることが明らかになった。連邦野生生物局もこの点について対応する必要があるとしている<sup>23</sup>が、保全型のバンクで多くのクレジットを得るためには、より広大な BA を確保することが必要となる。そのため、バンクスポンサーは広大な面積のバンクを設立する傾向にあると推測可能である。

一方、「ガイダンス」が効果的に機能していれば、SA はいくつかの値に収束し、各 RU の SA の中で BA に多様性が生じるパターンが推測される。バンクスポンサーは、このような条件のもとで最大限の利益を得られる BA を設定するよう行動すると考えられる。

今後、連邦野生生物局やカリフォルニア州レベルでのガイダンスより拘束力の強い制度が整備される可能性がある<sup>24</sup>。これにより、交渉による SA 境界の決定の余地がさらに減少することが予想され、SA 面積がいくつかの値に収束することが考えられる。このため、B-S 比を参照する場合、BA の持つ役割が大きくなる。これらの観点を考慮し、継続的な BA と SA の関係性の考察が求められる。

<sup>22</sup> California State Department of Fish and Game 担当者私信. 2010 年 8 月.

<sup>23</sup> States Fish and Wildlife Service 担当者私信. 2010 年 8 月.

<sup>24</sup> California State Department of Fish and Game 担当者私信. 2010 年 8 月.



#### 4.6. 結語

本章では、アメリカの生物多様性オフセットバンキングである絶滅危惧種の影響を対象としたコンサベーションバンキングにおけるクレジット販売可能範囲、SA 境界の現状と決定要因の時間的変化について明らかにした。また、B・S 比を算出し、コンサベーションバンキングの発展と共に経済需要と保全行政がどのようなバランスにあるかを考察した。注目に値するのは、BA に対して SA が総じて大きいことで、本章で対象とした SA の 80%が B・S 比が 0.05%程度であった。

コンサベーションバンキングでは、SA の決定要因として RP の RU が用いられる傾向が顕著に表れており、連邦政府のガイダンスに従っている傾向がみられる。生物多様性オフセットバンキング政策にとって、バンクスポンサーの顧客獲得範囲である SA は重要な要素であり、今後も BA と比較した際の SA について注目する必要がある。

#### 参考資料

Beatley, T., and K. Manning (1997) *The Ecology of Place: planning for environment, economy, and community*. Island Press.

DFG (Department of Fish and Game) (2007) *Atlas of the Biodiversity of California*.

Robertson, M. and N. Hayden (2008) Evaluation of a Market in Wetland Credits: Entrepreneurial Wetland Banking in Chicago. *Conservation Biology*, 22(3), 636-646.

Shaffer, HB, G.B. Pauly, J.C. Oliver, P.C. Trenham (2004) The molecular phylogenetics of endangerment: cryptic variation and historical phylogeography of the California tiger salamander, *Ambystoma californiense*. *Molecular Ecology* Vol. 13, 10, 3033~3049.

USFWS (United States Fish and Wildlife Service) (2005) *Recovery Plan for Vernal Pool Ecosystems of California and Southern Oregon*.

Womble P. and M. Doyle (2010) Setting Geographic Service Areas for Compensatory Mitigation Banking. *National Wetlands Newsletter* 32(5): 18-23.

## 5. 生物多様性オフセットバンキングでの生態系サービス評価

### 5.1. 概説

本章ではまず、これまでの章で述べた生物多様性オフセットバンキングの仕組みの中で、特に生態系サービスを明示的に考慮している事例を概観する。生物多様性オフセットバンキングは、様々な生態系やそこに生息する絶滅危惧種を対象にして創出や再生といった保全活動を実施する。そのため、生態系サービスの供給源である生態系が変化するため、生態系サービスの供給量や供給範囲等も変化する可能性が高い。このような生態系サービスの変化は、それらを直接的に受益したり価値を感じたりしている一般の人々にも影響を与える可能性があり、また、その影響もプラスのものとマイナスのものとの双方が考えられうる。このため、生物多様性オフセットバンキングにおいて創出や再生等が実施された生態系からの生態系サービスの変化を把握する必要があるといえる。アメリカのミティゲーションバンキング等の一部の制度では、生態系への影響と共に生態系機能（基盤サービスや調節サービス）への影響も考慮したオフセットが実施されている。しかし、多様な生態系サービスを想定すると、既存の制度では考慮されていないものも存在し、また、考慮の方法や制度の中での位置づけも様々であると考えられる。これらの点を明らかにすることを第一の目的とする。

次に、ここまでで得られた知見を踏まえて、生物多様性オフセットバンキングで生態系サービスを考慮しないことで生じる問題点を概観する。バンキングでのオフセットによる生態系の状態変化は、生態系サービスの供給量や地理的な供給範囲を変化させ、人々にマイナスの影響を与えうる。このように、オフサイトのオフセットを前提とするバンキング制度で生態系サービスを考慮しない場合に生じうる問題が、アメリカを中心として指摘されてきた。この問題点と既に提示されている解決策を概観し、具体的な解決策について次章以降で述べることとする。

本章で記述された主な内容は、現地での関係主体に対するヒアリング調査で得られた情報や情報源を基にしている。

### 5.2. カリフォルニア州のミティゲーションバンキングにおける生態系サービスの扱い<sup>25</sup>

アメリカのミティゲーションバンキングにおける復元や創出の対象は、アメリカ国内の水（ほとんどの湿地が含まれる）に与える環境損失とされている（USACE 2008: §332.3[a]）。この環境損失の内容については、No-Net-Loss 政策の提唱（1988年）、ミティゲーションヒエラルキーの順守確認（1990年）、ミティゲーションバンキングのガイダンス（1995年）、NRCのオフセット効果検証研究（2001年）、最終ルール（2008年）を通じて具体的に示されてきた（田中・磯山 2011）。これらの過去の政策提言、ガイダンスもしくは規制を総合すると、ミティゲーションバンキングが対象とする環境には、湿地自体あるいは面積（Area）、湿地の機能（Function）そして、これらの価値（Value）が含まれることになる。連邦政府の最終ルール

<sup>25</sup> 本部分は、2011年度湿地学会大会口頭発表の内容（太田・林 2011）に基づいている。

では、機能を「生態系で生じる物理学的、化学的、生物学的プロセス」と定義しており（USACE 2008: §332.2）、NRC の報告書では、湿地の機能として、水質浄化、水保持、地下水補充、海岸線保持、生息地供給が挙げられている（NRC 2001: 12）。これらの湿地機能は、基盤サービスと調節サービスと捉えることができる。

一方、カリフォルニア州の漁業狩猟法典（Fish and Game Code §1851）では、州の漁業狩猟局（DFG: Department of Fish and Game）に対して、2002年1月1日以降、州内の全ミティゲーションバンクについての詳細な情報を2年に一度報告するよう求めている。この情報には、バンクサイトになる以前の湿地機能と創出された湿地機能とが含まれている。報告書では、湿地機能を「水の運搬と貯留：短期間の表面水保持・長期間の表面水保持・洪水エネルギーの分散・地下水帯の維持」、「循環と変換：栄養塩循環・無機物の保持・流入物の保持と除去」、「自然群集の形成と遷移：植生・魚類と野生動物」と定めている（DFG 2012: 15-16）。これらの機能は、湿地生態系の調節サービスと基盤サービスと捉えることができる。

このように、アメリカの連邦あるいは州（ここではカリフォルニア）のミティゲーションバンキングでは、ミレニアム生態系評価（MA 2005）の大分類に基づく基盤サービスや調節サービスの一部が、政策や法律での要求のもとで明示的に考慮されているといえる。しかし、このように既に扱われている生態系機能より広義なミレニアム生態系評価の分類における文化サービスや供給サービスが（MA 2005）、アメリカのミティゲーションバンキングにおいて、どの程度考慮されているかについては明らかになっていない。少なくとも、政策や法律に基づくこれらの生態系サービスの考慮の要求はないため、ほとんどが含まれていない可能性もある。

そこで、太田・林（2011）は、ミティゲーションバンキングにおける、生態系サービス考慮の有無とその程度を明らかにするために、カリフォルニア州のバンキング担当行政機関であるDFGで得られた<sup>26</sup>州のバンクリストに掲載されている25のミティゲーションバンクのバンクドキュメントを精査した。特に、バンクドキュメント内の以下の4つの部分を対象とした：i) クレジット数計算方法、ii) クレジット販売のための必須達成条件、iii) 復元・創出の成功基準、iv) 復元・創出計画書（Development Plan）と長期管理計画書（Long-term Management Plan）。i)、ii)の部分は、バンクスポンサーにとって経済的な費用効果を考慮する上で極めて重要な部分である。iii)は、バンキングの生物多様性保全政策としての効果を確実なものとするために必要不可欠な部分である。また、iii) 成功基準と ii) 必須達成条件は一致することもある。iv)に関しても iii)同様、生物多様性保全の効果の点で重要である。また、iv)では、目標と実際の活動を区別して記述する場合が多く、実行性という点で程度が異なると捉えて、区別して把握した。

把握の方法として、バンクドキュメント内の各部分の文章やデータを読み、生態系サービスの供給を支える生態系の構造や構成生物種に関して言及もしくはデータを集めている場合は

<sup>26</sup> 2010年7月13日～9月9日：カリフォルニア州政府 Natural Resources Agency, Department of Fish and Game にてボランティアインターンとして滞在。

表 5-1 調節サービスの考慮

生態系サービス		iv) 復元・創出計画書/長期管理計画書				iii) 復元・創出の成功基準		i) クレジット数計算方法		ii) クレジット販売のための必須達成条件	
大分類	各サービス	目的		実際の活動(管理・マネジメント)							
		直接的	間接的	直接的	間接的	直接的	間接的	直接的	間接的	直接的	間接的
調節	大気質調節										
	気候調節										
	水調節	8	3	5		12		2		4	
	土壌侵食調節	2		1							
	水浄化・汚染物浄化	3	1		3						
	疾病調節	1		1							
	害虫調節										
	花粉媒介										
	自然災害調節		2		1						

「直接的考慮」とした。

ここでは、生態系サービスを直接計測したり評価したりしていることが伺える記述は少数であったため、指標を用いて考慮していると捉えられる記述も直接的考慮と考えた。一方、バンクドキュメントに記載されている情報を指標として生態系サービスを考慮することは困難であるが、異なる計測や評価を加えたり、その情報を加工したりすることで、生態系サービスを直接的に考慮することが可能となる場合は「間接的考慮」とした。バンクドキュメント内の i)～iv)の部分による区別と、直接と間接という区別との双方で、生態系サービスの考慮の程度差が明らかとなる。

その結果、バンクドキュメントの i)～iii)で考慮されているのは、調節サービスの水調節 (Water Regulation) のみであった (表 5-1)。しかし、iv)においては、他の文化あるいは供給サービスも明示的に考慮されていた (表 5-2)。表中の数字は該当するバンク数を示す。供給サービスでは食料の供給が考慮されていた。ここでは、家畜への飼料の供給による人間の便益も含んでいる。この供給サービスは、対象となる季節性湿地 (バーナルプール) の植生管理のために、牛や羊等の家畜の放牧を実施したり (grazing)、家畜の飼料となる干し草 (hay) を刈り取っているために供給されている<sup>27</sup>。これらの家畜を用いた管理は、環境への負荷が大きくなるないように場所をローテーションするなどしてコントロールすることがバンクドキュメントの長期管理計画の中に記載されている<sup>28</sup>。現状では、管理により育てられた家畜を販売して得られる収益を長期管理のための費用として用いることで、エンダウメント基金 (Endowment) への入金を減らすといった施策は実施されていない<sup>29</sup>。

<sup>27</sup> Jenny Farms Conservation Bank のバンクドキュメント。また、2010年8月カリフォルニア州のバンクサイト視察の際に、Wildlands社のKominek氏より私信として入手した。

<sup>28</sup> Ibid.

<sup>29</sup> Ibid.

表 5-2 供給サービスと文化サービスの考慮

大分類	生態系サービス 各サービス	iv) 復元・創出計画書/長期管理計画書				iii) 復元・創出の成功基準		i) クレジット数計算方法		ii) クレジット販売のための必須達成条件	
		目的		実際の活動(管理・マネジメント)		直接的	間接的	直接的	間接的	直接的	間接的
		直接的	間接的	直接的	間接的						
供給	食料(作物・家畜・野生動物等)	1	5		7						
	繊維(木材・綿・木質燃料等)										
	遺伝資源										
	生化学物質・生薬										
	装飾品										
	淡水										
文化	文化の多様性										
	精神的・宗教的価値										
	知識体系	5		2							
	教育的価値	4		3							
	インスピレーション										
	美的価値										
	社会的関係	3									
	場所の感覚										
	文化的遺産価値										
レクリエーション・エコツーリズム	3		1								

その他の供給サービスが考慮されていない理由としては、繊維や装飾品のようにバーナルプールから生態系サービスとしてほとんど供給されていなかったり、生態系に供給の潜在能力がなかったりする場合や、遺伝資源や生化学物質のように明示的な形での評価が現状では困難な場合があるためと考えられる。文化サービスの場合は、バーナルプールの冬期のお花畑のように、明らかに景観や美的価値として高い潜在性を有する場合や、ネイティブアメリカンの儀式として利用されていた<sup>30</sup>という文化の多様性や精神的価値、場所の感覚といったごくわずかであるが実際の供給と受益も生じている場合もある。このような場合は、非物質的便益がゆえの評価の困難さや実際の供給量つまり受益や価値を感じる人々の少なさが理由で、バンクドキュメント上では明示的な形で考慮されていないと考えられる。

上記の政策提言、ガイダンスもしくは規制におけるオフセット対象の明示にある通り、ミティゲーションバンキングで明示的に考慮されている生態系サービスは調節サービスの一部に限定的であることが明らかとなった。その考慮の程度については複数のレベルがあり、クレジットに直接関係する考慮から、管理計画の目標において記述のみがなされるにとどまり、実際の活動やその報告の義務がない限定的な考慮までであることが明らかとなった。このように一部の考慮されていない生態系サービスは、生態系のオフセットにより共にオフセットされているのかどうか明らかではない。また、仮にオフセットされていたとしても、地理的な供給範囲は変

<sup>30</sup> Students for Environmental Education at Davis: Why are vernal pools considered to be important? <http://seed.ucdavis.edu/files/seed/S2,4.pdf>. 2013/01/19.

化する可能性があるため、受益する人々の分布は影響を受けることも考えられる。

### 5.3. オレゴン州の複数種類のクレジットとクレジットの個別独立化販売<sup>31</sup>

本節では、アメリカオレゴン州の Willamette 川流域での先進的な生物多様性オフセットバンキングシステム構築の取り組みを解説する（Counting on the Environment<sup>32</sup>）。この取り組みでは、複数の連邦と州の行政機関が組織を作り、既存の分断されたシステムでの個々の自然資源や生態系サービスを対象としたものを、一つのシステムで統合的に扱うことを目指している。具体的には、一つのバンクサイトで複数のタイプの生態系サービスクレジットを販売可能とする仕組みを構築しようとしている。

25 の関連組織の同意書<sup>33</sup>では、4 種類の生態系機能のクレジット計算プロトコル（The Willamette Partnership 2009）に従って算出されたクレジットを認証することが同意されている。この 4 種類は、サケ類生息地、草原生息地、湿地、水質（水温）である。現在のプロトコルでは 4 種類であるが、氾濫原生息地（DOW 2012a）、Oak 林生息地（DOW 2012b）、乾燥草原とキジオリイチョウ生息地（DOW 2012c）の 3 種類のクレジット計算手法が追加され、他に水質（窒素とリン）、炭素吸収、河川、水質（堆積物保持）、水質（水量調節）の追加も検討されている<sup>34</sup>。これらを追加したクレジット計算プロトコルは、2013 年前半に発行予定である<sup>35</sup>。クレジット計算手法の開発は、専門化による既存の生物多様性と生態系サービスの評価システム 35 種類のレビューに基づいている（The Willamette Partnership 2011）。また、異なるタイプのクレジットを統合する試みも計画されている（The Willamette Partnership 2009: Table 3.2.4）。

この生物多様性オフセットバンキングシステムの構築の取り組みでは、複数の生態系サービスをクレジットとして一つのバンクサイトで扱うことを目指している。考慮の程度はクレジットとして扱われているため直接的なものといえる。しかし、現状の考慮範囲は一部の調節サービスに限定されている。例えば、文化サービスについては、指標の設定や定量化が困難なため、クレジットの対象とすることは検討されていない<sup>36</sup>。

一方、このような特定のバンクサイトで実施される単一の再生活動から得られる環境的便益（ここでは生態系サービス）を、個別に考慮してクレジットとして認めて販売する際には、利点と問題点が生じ得ることが指摘されてきた（Cooley and Olander 2012）。アメリカの既存

<sup>31</sup> 本部分は、2012 年 5 月 15 日のアメリカオレゴン州における現地調査により得られた情報に基づいている。

<sup>32</sup> The Willamette Partnership: Counting on the Environment: Funded by a NRCS Conservation Innovations Grant. <http://willamettepartnership.org/ongoing-projects-and-activities/nrcs-conservation-innovations-grant-1/counting-on-the-environment>. 2012/12/07.

<sup>33</sup> The Willamette Partnership (2009) Joint Statement of Agreement for an Ecosystem Credit accounting System: Issued and signed by organizational leadership. <http://willamettepartnership.org/ongoing-projects-and-activities/nrcs-conservation-innovations-grant-1/Joint%20Agreement%20all%20signatures.pdf>. 2012/12/07.

<sup>34</sup> The Willamette Partnership's Counting on the Environment Project, Parametrix, Inc. and P. Adamus: Crediting & Debiting Ecosystem Services. <http://willamettepartnership.org/ongoing-projects-and-activities/counting-on-the-environment/crediting-and-debiting-ecosystem-services-2.pdf>. 2012/12/07.

<sup>35</sup> Cochran 氏 (The Willamette Partnership) 私信. 2012 年 5 月.

<sup>36</sup> Cochran 氏 (The Willamette Partnership) 私信. 2012 年 5 月.

の生物多様性オフセットやバンキング制度では、実際に取引されている一種類のクレジットタイプや単位が、多様な自然環境の価値を代表していると捉えられる。このような考え方を総合代表化 (Bundling) と称する (Fox 2008)。例えば、コンサベーションバンキングの総合代表化されたクレジットは、生息地、絶滅危惧種、炭素固定機能、水質浄化機能、レクリエーション機能が含まれていると考えられる (Fox 2008)。しかし、生態系サービスクレジットの市場での取引の仕組みに注目が集まるにつれて、本節の事例のように特定の目的のために実施される保全活動 (例えば、コンサベーションバンキングのクレジットを生み出すための植林による森林再生) の結果得られる便益を個別に捉えて、独立したクレジットとして認証し販売するという考え方が生じてきた。このような考え方を個別独立化 (Stacking) と称する (Fox 2008)。

既存のクレジットの個別独立化による新たな生態系サービスクレジットの認証の利点としては、本節の事例のように、バンクスポンサーの収入源を多様化すると共に利益を増加させ、機会費用を減少させ、制度への参加を促すことにつながる点が挙げられる。同時に保全の視点では、多様な生態系サービスを対象とすることで、再生や創出の目的も明確となり、かつ個々の生態系サービスをより詳細に扱うことにつながり、より包括的で精緻なオフセットの仕組みへと向かうと考えられる (Cooley and Olander 2012)。

個別独立化と関連して生じる問題点に、重複販売によりオフセットの達成が確実になされないというものがある。例えば、総合代表化されているコンサベーションバンキングのクレジットを販売すると同時に、二酸化炭素の吸収量や固定機能のクレジットを別のマーケットで販売するということを考える。この際、本来コンサベーションバンキングでは、二酸化炭素の吸収や固定機能も含めたクレジットとして考慮しているのであれば、その部分だけを別のオフセットのために提供してしまうと、二重に用いられたこととなり、純損失 (Net-loss) したことになってしまう (これを Double-dipping と称する) (Fox 2008)。しかし、この考え方は、コンサベーションバンキング制度が二酸化炭素の吸収や固定機能をクレジットのタイプや単位、その算出において考慮しているかどうか、つまり、これらを総合代表化して考えているかに関係しており、明確な決定は困難とも考えられる。多くの場合、生態系の構成要素と機能は不可分のもので複雑な関係性を有しており、個別独立化のために計測や評価点を明確に区別して捉えることは困難でもある。

また、重複販売という問題と共に、カーボンオフセットの領域で議論されてきたように、オフセット活動としての追加性 (additionality) が確保されているかどうかも個別独立化に関する問題点として挙げられる (Bianco 2009)。オフセット活動への支払いや経済的インセンティブの導入の本来の目的は、これらの施策が無ければ生じえない活動を引き起こし影響をオフセットすることである。このため、既存の支払い制度に基づく旧来通りの活動を実施している場合のオフセット量をベースラインとする場合、追加性を求めるには、既存の制度の支払いとは別の制度による支払いで実施された活動のクレジットだけしか認証してはならないこととなる。例えば、コンサベーションバンキングのクレジットから二酸化炭素の固定機能のクレジット



トを追加性が担保された状態で個別独立化して販売するには、その前提として、二酸化炭素吸収を認証する制度による支払いを用いて植林等の固定機能を再生する活動が行われる必要がある (Bianco 2009)。追加性の確認が取れない場合、二重販売が生じたと考えることができる。

アメリカの既存の制度でも、コンサベーションバンキングとミティゲーションバンキングの二つが異なる市場として存在しているが、一つのバンクサイトで湿地と絶滅危惧種の双方のクレジットを生産する場合もある。この場合は、一つのバンク契約書を作成し、担当行政機関が部署横断のチーム (Inter-agency review team) を形成して認証を行う。また、クレジットの販売では、ミティゲーションバンキングのクレジットとコンサベーションバンキングのクレジットがリンクされており、一方が販売された場合は他方も同様に使用されたものと見なして減少する仕組みを採用している (Fox 2008)。例えば、ミティゲーションバンキングクレジットの季節性湿地タイプと、そこに生息する絶滅危惧種タイプのクレジットは、どちらかが販売されれば、それに応じて保有する他方のクレジット数が減少する。これに類似した仕組みは、コンサベーションバンクでも行われている。異なる種類の絶滅危惧種を対象とする場合には、それぞれ異なる生息地に生息することが前提となるため、バンクサイトは一つであるが同じ土地からクレジットの重複販売は行われないうこととなる。これらを水平的な個別独立化 (horizontal stacking) と称する (Cooley and Olander 2012)。本節のオレゴン州の事例では、水平的な個別独立化を採用している (Cooley and Olander 2012: 10163)。

このように、追加性の問題を解決するには異なる制度を担当する機関の間での協力が不可欠である。また、アメリカのバンキング制度では、バンクスポンサーは毎年自らのバンクでのクレジット販売実績を担当行政機関に報告し、機関はその内容に間違いがないかを監視する。一つのバンクで複数のクレジットを複数の開発事業者に販売する場合、これらの監視のためのコストが大きくなるという行政上の問題も指摘されている (Fox 2008)。

このような重複販売の危険性や追加性の不足といった科学的かつ経済的に不確定な状況を踏まえて、既に述べたようなクレジット割合 (mitigation ratio) を保守的に決定して対応していると考えられることもできる (Cooley and Olander 2012)。しかし、保守的なクレジット割合 (2 : 1 等) は、クレジットの価値を減少させることを意味し、市場全体で追加性の不足等による損失の影響を受けることとなる。

#### 5.4. ドイツドレスデン市の代償基金によるオフセット<sup>37</sup>

ドイツでは、ミティゲーションヒエラルキーの最終レベルにおいて、金銭支払いによる代償を認めている (Wende et al. 2005)。これは、先に述べたように、アメリカでの In-lieu-fee というオフセットの仕組みと同様のもので、基金への相当の支払いをオフセットと認め、基金の管理者が実際のオフセット活動を実施するというものである。アメリカの場合は、開発サイトをサービスエリアに含んでいるバンクがない場合に In-lieu-fee が用いられることとなる。

<sup>37</sup> 本部分は、2012年3月15～20日のドイツザクセン州ドレスデン市における現地調査により得られた情報に基づいている。

表 5-3 ドレスデン市の土壌のランク基準と価値 (ULD 2002)

状態	価値
完全な破壊(アスファルトで覆われる等)	-0.5
集約的な利用(肥料、農薬、石灰頒布、土壌改良等)	-0.3
粗放的な利用(肥料や農薬不使用、輪作、深く耕さない等)	-0.1
自然状態	0

表 5-5 ドレスデン市の水のランク基準と価値 (ULD 2002)

状態	価値
自然な水流や浸透(Storm water Management)が起これない被覆地	-1.0~-0.5
部分的に自然な水流や浸透が起これない被覆地	-0.5
自然な水流や浸透が確保されている被覆地	-0.2~-0.1
一時的にだけ植生が被覆(例:農地)	-0.1
常時植生が被覆	0
都市部の蒸発散がない場所で常時蒸発散を有する場所(例:屋上緑化)	0.2
都市中心部の蒸発散がない場所で常時蒸発散を有する場所	0.5

表 5-4 ドレスデン市の気温のランク基準と価値 (ULD 2002)

状態	価値
都市中心部で高程度の高温	-0.5
都市中心部で中程度の高温	-0.2
開発地区で小程度の高温	0
都市部にある平らな冷気創出地 都市辺縁部の緑地(5,000m <sup>2</sup> 以上)	0.2
都市部にある傾斜が5度以下の冷気創出地 都市内の緑地(500m <sup>2</sup> 以上)	0.5
都市部にある傾斜が5度以上の冷気創出地 氾濫原の冷気創出地 都市内で気温の高い場所にあるが、気候の面で地域的に重要度の高い場所	1

本節では、ドレスデン市の生物多様性オフセットの際の生態系サービスへの影響あるいは創出の評価手法の事例を紹介する。ドイツの自然保護法や建設法典に示された基礎的な内容(評価項目等)は全ての州あるいは下位の自治体で考慮されているため、ドレスデン市のみの概観でも、制度全体の傾向の把握において意義がある。

ドレスデン市でのオフセットの仕組みは、主に基金への支払いで行われており、バンキングはあまり多くない<sup>38</sup>。基金への支払いとは、影響を与える対象とその程度によって異なる金額が開発事業者から市に対して支払われ、この影響に対応したオフセット作業(再生・創出)が市の環境局によって実施されるものである<sup>39</sup>。市では、自然と景観の計測手法(Numerisches Bewertungsschema für Natur und Landschaft - Dresdner Modell: ULD 2002)に基づき、以下の9項目を評価している:生物種とビオトープ、ビオトープのネットワーク、土壌、水、

<sup>38</sup> Giebe氏(ドレスデン市 Umweltamt) 私信. 2012年3月.

<sup>39</sup> Giebe氏(ドレスデン市 Umweltamt) 私信. 2012年3月.

表 5-6 ドレスデン市の騒音のランク基準と価値 (ULD 2002)

状態(屋外)	価値
耐えられないレベル 75dB (A)より大きい騒音	-0.3
聴覚系統に害が及ぶ 65~75dB (A)の騒音	-0.2
コミュニケーションを取るのに困難な 55~65dB (A)の騒音	-0.1
騒音がある 55dB (A)より小さい騒音	0

表 5-7 ドレスデン市の大気質のランク基準と価値 (ULD 2002)

状態(地表面)	価値
NO <sub>2</sub> が 70 μg/m <sup>3</sup> より大	-0.3
NO <sub>2</sub> が 50~70 μg/m <sup>3</sup>	-0.2
NO <sub>2</sub> が 35~50 μg/m <sup>3</sup>	-0.1
NO <sub>2</sub> が 25~35 μg/m <sup>3</sup>	0
NO <sub>2</sub> が 25 μg/m <sup>3</sup> より小	0.1

表 5-8 ドレスデン市のレクリエーションのランク基準と価値 (ULD 2002)

状態	価値
近くに私有の住宅地があるサイト	0.1
公共地が近くにある、もしくはそれを横切っているサイト	0.2

表 5-9 ドレスデン市の景観のランク基準と価値 (ULD 2002)

状態	コスト
高い質の景観	建設コストの5%
やや質の良い景観	建設コストの2%
中程度もしくは低い質の景観	0

気候、音、大気、レクリエーション、景観。以下では、生態系サービスに関する土壌以降の 7 項目を概観する。

土壌では、自然状態から人為的な影響の強度によってランクを分けている(表 5-3)。水では、水の流出や蒸発散の視点でランクがわかかれており、都市部とそれ以外の場所でランクを変化させている点特徴的である(表 5-5)。気温では、特に都市部の気温を冷却させる機能に注目しており、サイトの都市部に対する位置や傾斜が考慮されている(表 5-4)。騒音と大気質は、一般的な計測値でランクが分けられており、環境アセスメントと差異はないといえる(表 5-6, 表 5-7)。ただし、計測手法の説明では、動物への影響も考慮していると記述されている(ULD 2002)。レクリエーションでは、居住地や公共地がサイトの近くにあるかどうかを検討対象にしており、公共地の近くにある方がランクは高い(表 5-8)。景観では、建設コストによる評価を行っている(表 5-9)。

景観の質については、定量的な計測や評価が困難なため、市の景域計画(Landschaftsplan)で定められた景観タイプの質のレベルを用いている。これにより開発サイトの景観の質が決まり、それに応じて金銭が支払われる。この景観の質は、自然度、多様さ、個別性、美的感、歴

史的継続性などのいくつかの指標によって決定されている<sup>40</sup>。オフセットサイトでは、この資金を用いて景観質を上昇させるための保全活動は実施されるが、例えばオフセットサイトの景観の質を景域計画のレベルで上昇させるといった要件はなく、開発サイトのみに注目している。

これらの手法はあくまでも基本であり、実際の対象サイトや開発事業の特徴に対応して柔軟に対応するため、状態の基準や価値は変化しうる<sup>41</sup>。例えば、景観については、一般住民がウォーキング等に利用するトレイルの連結性を考慮している場合もある<sup>42</sup>。

この自然と景観の計測手法で各項目の「価値」（各表内）を決定し、対象部分の面積と掛け合わせることでポイントが決定される。これらを足し合わせることで、対象サイトの生態系サービスの価値が定量的に表現される。この作業は、少なくとも開発サイトで行われる。ドレスデン市では、これらの「ポイント」1単位の金額が決まっている<sup>43</sup>。そのため、景観以外の項目で金額が決定されることで、最後に景観の項目の金額を足し合わせる事が可能となり、その合計金額を開発事業者が市の基金に対して支払うこととなる。

これらの評価手法はザクセン州のガイドライン（ULD 2003）に基づきドレスデン市が市の都市や自然環境の特徴に合わせて作成したものである。特に、対象サイトと都市部の位置関係が評価レベルを区別する際に考慮されている点は注目され、都市の気温の緩和機能ではこの点が表れている。また、ドイツの他州でも、同様の評価の仕組みを有しており、ランクの設定基準やランク数は自治体によって異なるものの、評価手法で考慮される項目はほぼ同一である<sup>44</sup>。

実際、これらの手法は自然環境から人々が得る便益を直接計測しているわけではない。人々が得る便益とは、例えば、土壌であれば土壌浸食の調節、水であれば水量の調節、気候であれば気温の緩和、大気であれば大気質の調節、音であれば防音機能、レクリエーションであればレクリエーションの利用者が得る精神的変化や経験、景観であれば景観の美的価値と考えられる。この計測手法は、簡易に計測可能な指標を用いて、生態系サービスの価値を代替的に表現している。日本の環境アセスメントにおいても上記のそれぞれの項目は評価項目として含まれており、ドレスデン市の手法が特別な計測を行っているわけではない。しかし、日本や他国と異なり、オフセットや生物多様性オフセットバンキングの文脈で、開発サイトとオフセットサイトの双方でこれらの項目が評価され、バランスを取るように配慮されている点は特徴的である。また、他国のオフセットや生物多様性オフセットバンキングでは、特にレクリエーションや景観といった文化サービスを評価項目に含めている事例は存在しないため、この点はドイツの制度の特徴的な点である。

---

<sup>40</sup> Rößler 氏 (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung) 私信. 2013 年 1 月. 景観の質の評価手法や指標についての詳細は、ドレスデン市の環境白書 (Umweltatlas) の Karte 2.6 Bewertung Landschaftsbild に記載されている。  
[http://www.dresden.de/media/pdf/umwelt/ua\\_2\\_6\\_text.pdf](http://www.dresden.de/media/pdf/umwelt/ua_2_6_text.pdf). 2013/01/19.

<sup>41</sup> Giebe 氏 (ドレスデン市 Umweltamt) 私信. 2012 年 11 月.

<sup>42</sup> Giebe 氏 (ドレスデン市 Umweltamt) 私信. 2012 年 3 月.

<sup>43</sup> Rößler 氏 (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung) 私信. 2013 年 1 月.

<sup>44</sup> Wende 氏 (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung) 私信. 2012 年 3 月.

## 5.5. オーストラリア西オーストラリア州の間接的オフセット

オーストラリアでは、連邦法 EPBC 法（Environment Protection and Biodiversity Conservation Act）で定められる環境オフセット政策（Environmental Offset Policy）において、間接的オフセット（indirect offset）を認めている。2012年10月にオフセットに関する新たな政策が公表されたが、付録 A に間接的オフセットの詳細な基準が掲載されている（DSEWPC 2012）。間接的オフセットとは、例えば、特定の生態系の破壊を行う場合、その生態系の植生回復に関する研究を実施したりそのための研究資金を供給したりすることを指す。付録 A に記載されている適切な研究・教育プログラムが備えるべき要件を表 5-10 に示した。

表 5-10 オーストラリア EPBC 法に基づく間接的オフセットに備えられるべき要件

望ましい研究・教育プログラム	
1	影響を与える保護物の確実さを改善、追究しなければならない - 絶滅危惧種に対するリスクについて一般の人々を教育するための看板を重要な場所に設置する - 絶滅の危機にある生態系のための効果的な植生復元のための研究
2	関連する連邦の計画等で特定された研究・教育活動に照準を合わせなければならない
3	透明性高く、科学的に確かで時宜を得た方法で行われなければならない
4	担当行政機関に認められた方法で、適切な資質を持った個人や団体が行わなければならない
5	ベストプラクティスな研究アプローチを考えなければならない

出所：DSEWPC 2012: Appencix A を一部改変

上記は連邦法下の保全対象に適用され、各州で独自に定められているオフセット関連のガイドラインなどでは、必ずしも間接的オフセットを認めているわけではない。ニューサウスウェールズ州のバイオバンキングやビクトリア州のブッシュローカーでは、間接的オフセットは認められていない。

生物多様性オフセットとして間接的オフセットを認めている州として、西オーストラリア州（Western Australia）がある。西オーストラリア州のオフセット声明（Environmental Offsets-Position Statement）では、直接的オフセットが不可能、もしくは不十分な場合、開発事業者が自らオフセット活動を実施できない場合に、間接的オフセット（州では、Contributing Offset と称する）を実施することを求めている（EPA 2006: 9）（

表 5-11）。また、これらの手法は、オンサイトでのオフセット（再生や創出等）が不可能な場合のみに限定されていない。西オーストラリア州では、ニューサウスウェールズ州のように生物多様性オフセットバンキング制度を有していないため、上記のオフセット声明では、研究・教育の実施や資金供給と共に、サイトの保全や維持管理、生物多様性オフセットバンキングやドイツのような代償支払いの手法も同列に明記されている（EPA 2006: 22-23）。

間接的オフセットの事例としては、Middly and Middle（2010）に詳しく紹介されている。

表 5-11 西オーストラリア州のオフセット声明に記載されている間接的オフセットの例

間接的オフセットに含まれる活動	
教育	直接的オフセットや活動に関連した環境問題についての地域コミュニティ、ビジネス、産業に対する持続的な教育 粗雑な環境に対する活動をより良くするための最善事例を、産業やビジネスに教育する
研究	直接的オフセット活動の最善事例を改良するための、また、環境問題をよりよく提起するための新しい技術や革新的なアイデアを調査する 現状のデータや情報がない場合の開発サイトやオフセットサイトの環境アセスメントのために必要な調査を含む

出典 EPA 2006: 23

例えば、LNG 採掘に伴う接岸要求のための海岸線の掘り下げにおいて、サンゴ礁への影響が予測された。サンゴ礁の直接的な破壊による消失と共に、間接的な影響として浚渫土がサンゴを覆うことでの死滅が考えられた。ここでは二つの不確定な影響が予測された。一つは、サンゴ礁の消失量が予測困難こと、もう一つは、人工的サンゴ礁の現場での生育の成功率が極めて低いことである。このため、州の担当機関は、直接的な創出という形でのオフセットではなく、サンゴ礁への浚渫の影響の研究に対する資金供給という間接的なオフセットを開発事業者に要求した。

これに対し、開発事業者は、毎年 76 万豪ドル、5 年間合計で 380 万豪ドルを研究とモニタリングのための資金として支払っている (Middly and Middle 2010: 317)。Middly and Middle (2010) は、このような間接的オフセットでは、浚渫により消失したサンゴ礁と同等同質の研究とはどの程度のものなのかのを、どのように判断し決定するか、つまりアウトオブカインドのオフセットの評価が大きな課題であると問題提起している。

また、他の間接的オフセットの事例については、連邦や州の法律では絶滅危惧等の保護対象ではないが、地域的に大きな影響が懸念されるものに対して、研究やモニタリング費用を拠出させる事例がある (Middly and Middle 2010: Table 1)。

これらの間接的なオフセットは、必ずしも研究や教育の生態系利用の機会 (文化サービス) の喪失という影響を考慮してオフセットしているわけではない。しかし、生物多様性と生態系サービス、あるいは、異なる生態系サービス間でのオフセット (アウトオブカインド) と捉えることもできる。どのような基準に基づいて相殺されるとみなすかについては、例えば、研究資金として支払われる金額を、同等の直接的オフセット事業のコストより多額に設定することや、研究成果を基に、他の劣化生態系を再生することで、オフセットの場合はネットゲインを

前提として、かつ時間差によるロスを許容すれば、過去の影響をオフセット可能となる。このように、議論の余地はあるものの、間接的オフセットの効果の検証等は注目に値する。

## 5.6. ワシントン州のミティゲーションバンキングの価値の評価<sup>45</sup>

アメリカワシントン州では、湿地機能への開発影響を対象としたオフセットのための損失と創出の簡易評価手法を開発し、関係する主体に利用を薦めている (Hruby 2012)。ここで対象とされる湿地の機能としては、過去の評価手法 (Hruby et al. 1999) では、7種類の生態系サービス (堆積物除去、栄養塩除去、有害物質除去、ピーク流量減少、下流の浸食低減、地下水の供給、一次生産と有機物排出、各種生物の生息地提供) を対象としていたが、複雑で利用が促進されないため、現状の損失と創出の評価手法では 3 種類 (水質浄化、水文学的制御、生息地提供) に限定されている (Hruby 2004)。

この手法の特徴は、以下の 4 点である : i) Hruby et al. (1999) の発行以来約 15 年間の湿地機能の簡易評価手法の研究やレビュー、実際の使用の経験の上に築かれていること、ii) 同地域の湿地 (州西部で 120、東部で 90 の湿地でテスト済) での較正が行われており信頼性が高いこと (Hruby et al. 1999: 18-19, Hruby 2012: 3, 10-11)、iii) 湿地の機能の社会に対する価値 (Value) をスコア換算に取り入れていること、iv) オフセット手法の違い (保全、再生、創出)、失敗のリスク、破壊とオフセットの時間差による消失を考慮し、該当する面積に簡易評価手法で導き出されたスコアをかけた値 (acre-points) を損失と創出の比較のために統一的に用いていること (Hruby 2012)。

iii) 湿地の生態系機能 (生態系サービス) の価値の考慮に関しては、機能を生み出す物理的構造である潜在性 (Potential)、機能が発揮されるための機会 (Opportunity)、そして発揮された機能に対する価値 (Value) に分解して捉えている (Hruby et al. 1999)。この視点は、Adamus et al. (1987: 5) によって開発された湿地機能の簡易評価手法である WET (Wetland Evaluation Technique) で、潜在性 (Effectiveness)、機会 (Opportunity)、価値 (Social Significance) として既に用いられている。WET では、価値を経済的価値に換算することは、手法の未発達や湿地の持つ不可視な便益の特性を考慮し行われていない。代わりに、i) 公的な認識、ii) 湿地機能の需要、iii) 湿地機能の供給、iv) 代替物の利用可能性の視点で価値を評価している (Adamus et al. 1987: 204)。これらについて以下で説明する。

i) については、政府や自治体の貴重な湿地としての登録等を考慮している (Adamus et al. 1987: 204)。ワシントン州の手法では、水質浄化機能の価値評価の基準として、地域の計画において水質維持機能にとって重要な湿地に登録されているかどうかという基準を用いている (例えば Hruby et al. 2012: 57)。

ii) については、受益者や社会の位置と対象湿地の位置との関係性を考慮している (Adamus et al. 1987: 205)。例えば、対象湿地の下流に位置する社会においては、水質浄化機能が大き

<sup>45</sup> 本部分は、2012年5月16~17日のアメリカワシントン州における現地調査により得られた情報に基づいている。

表 5-12 ワシントン州の湿地機能の価値の評価指標とポイントの基準

湿地タイプ	機能	指標
Depressional and Flats	水質	303d リストに記載された湿地へ直接(1 マイル以内)流出している: 該当→1 ポイント
		303d リストに記載された湿地が同一流域内に存在する: 該当→1 ポイント
	浄化	地域の計画で水質維持にとって重要な湿地になっている: 該当→2 ポイント
		<b>2-4 ポイント→High, 1 ポイント→Medium, 0 ポイント→Low</b>
Riverine and Freshwater tidal fringe	水質	303d リストに記載された湿地へ直接(1 マイル以内)流出している: 該当→1 ポイント
		TMDL を持っている川に沿っている: 該当→1 ポイント
	浄化	地域の計画で水質維持にとって重要な湿地になっている: 該当→2 ポイント
		<b>2-4 ポイント→High, 1 ポイント→Medium, 0 ポイント→Low</b>
Lake-fringe	水文 機能	人為的構造物 or 成熟林が岸から 8m 以内にある: 該当→2 ポイント
		自然観察道 or 他のトレイルやレク活動が岸から 8m 以内にある: 該当→1 ポイント
		浸食によって影響をうける他の資源がある: 該当→1 ポイント
		浸食によって影響をうける資源は岸に沿って存在しない: 該当→0 ポイント
		<b>該当する中で最高ポイントを選択: 2 ポイント→High, 1 ポイント→Medium, 0 ポイント→Low</b>

出典 Hruby 2012: Chapter 5

303d リストとは、法律で定められた汚染湿地のインベントリを指す。TMDL (Total Maximum Daily Loads)

な価値を持つものと考えられる。これは、ワシントン州の水質浄化機能に対する価値のランク評価基準の設定理由でも採用されている (例えば Hruby et al. 2012: 56)。

iii) については、湿地毎に特有の機能を発揮しているかどうかを考慮している (Adamus et al. 1987: 205-6)。iv) については、人工的な代替物も含めた代替可能性を考慮している (Adamus et al. 1987: 207 Table 4)。これら iii) と iv) の価値基準については、ワシントン州の現状の評価手法では採用されていない (Hruby et al. 2012)。

現在のワシントン州の評価手法では、湿地タイプと湿地機能別に、湿地機能の価値を表現する指標を設定している (表 5-12)。各機能の価値については、それぞれ 3 つ程度の質問項目があり該当するか否かの 2 択でポイント (Points) を決定する。各質問項目のポイントを足し合わせ、最終的にその機能の価値を 3 段階 (High/Medium/Low) のレート (Ratings) で決定する。最終的に、潜在性と機会 (ワシントン州の評価手法では、機会をランドスケープレベルでの潜在性 (Opportunity=Landscape Potential) と解釈している (Hruby 2004)) それぞれのレートとの間の重みを考慮し、その機能のスコアが 3~9 の間で決定される。ワシントン州の手法では、3 種類の湿地機能は独立に扱っており、機能間での重みづけは行っていない (Hruby 2012)。



## 5.7. 既存制度で生態系サービスもしくはその価値を考慮しないことで生じる問題

アメリカの湿地への開発影響に対するオフセットにおいては、1997年に初めて King and Herbert による、開発サイトからオフセットサイトへの、実質的な湿地の移動 (Migration) あるいは湿地や資源の再配置 (Relocation) による人々へのマイナスの影響の指摘が行われた。生物多様性オフセットバンキングは、オフサイトのオフセットを前提としており、これは単一かつ大面積の保護区を形成する方が、分散して散らばった保護区を形成するより効果が高いという、保全生態学の理論に基づいている。この視点は絶滅危惧種や生態系としての湿地のみを考慮すれば適切なものとなるが、それらが生み出す生態系機能や生態系サービス、またそれらに対する人々の価値 (Value) を考慮すると不十分な可能性がある。

King and Herbert (1997) は、アメリカフロリダ州の開発サイトとバンクサイト周囲の人口密度や都市化の割合を比較し、開発サイトは都会に位置し、バンクサイトは地方部に位置することを指摘した。また、生態系機能や生態系サービスによっては、湿地周辺の人々が主にその価値を享受することを指摘し、湿地の面積や構成植物種という特徴 (Features) をオフセットの対象やオフセット効果の測定基準とするだけでは、生態系サービスや人々の抱く価値が失われ、衡平さ (Environmental Equity) に不均衡が生じると指摘している。

同様の開発サイトとオフセットサイトで生態系サービスからの便益を失う人々と新たに便益を得る人々との間の社会-経済学的な特徴の違いの存在は、地域が異なる場合でも、より精度の高いデータに基づいた場合でも、繰り返し実証されてきた。例えば、Ruhl and Salzman (2006) は、同じフロリダ州のバンキングを対象に最新のクレジットの取引データに基づき、King and Herbert (1997) の知見に加えて、バンクサイトの周囲 (約3マイル) では、平均所得が低く (平均差\$11,750)、人口に占めるマイノリティーの割合も高い (平均差13%) ことを示した。Bendor et al. (2007) は、シカゴ近辺を対象に、バンキングに加えて Permittee Responsible と In-lieu-fee という他のオフセットの仕組みにおける、開発サイトとオフセットサイトとの間の湿地の移動も解析の対象に加えた。その結果、オフサイトでの Permittee Responsible のオフセットでは、開発サイトとオフセットサイトとの間の平均距離が小さかったため (平均 11.79km) 差が確認できなかった。また、バンキングでは、人口の少ない地域、高い失業率と貧困率の地域、そして、高い黒人率を有する地域へと、湿地が移動していたが、全体として社会的なマイノリティーの多く居住する地域へ湿地を移動させているとは言い切れなかった。一方、郡レベルの In-lieu-fee では、調査された全ての項目で開発サイトとオフセットサイトとの間で有意な違いが確認された。BenDor and Stewart (2011) は、ノースカロライナ州を対象として、湿地に加えて河川を対象とするオフセットサイトと開発サイト間での社会-経済的特徴の違いを確認した。Bendor et al. (2007) と異なり、オフセットサイトの方が家計収入の中央値と平均学歴が低かった。BenDor and Stewart (2011) は、この結果の違いの理由として、ノースカロライナはシカゴ地域と異なり、郡内よりもより面積の広い流域内での湿地や河川の移動が生じているため、より地方部への移動が生じていることを挙げている。

上記のように、アメリカでのミティゲーションバンキングでは、オフサイトのオフセットにより生じる、生態系サービスを楽しむ人々の変化について言及されている。しかし、現状では、この問題に対する具体的な解決策は実施されていない。また、ドイツやオーストラリア等の生物多様性オフセットバンキング実施国や他の生物多様性オフセット実施国においても、湿地のみならず対象となる生態系の移動により周囲の人々に影響が生じる可能性が高い。

これらの問題の解決策として、Ruhl and Salzman (2006) は、i) 開発による湿地と生態系サービスの消失の情報基盤の拡充、ii) バンク設立のインセンティブの再構成、iii) 適応的規制の利用を挙げている。i) については、RIBITS<sup>46</sup>等のクリアリングハウスシステムを導入し、その中で対象となる湿地機能以外にも含めた多様な生態系サービスに関する損失と創出に関する情報を提供することで達成される。また ii) に関しては、バンクサイトの立地を都市部に近くすること、もしくは開発が多く実施されることが予測できる場の近くに設置させることで、バンクスponsorがより多くのクレジットを得られる仕組みにすることが考えられる。これらと同時に iii) として、生態系サービスの供給や享受する人々の価値観が時間や空間により動的に変化することを踏まえると、一度設定されたバンクの立地に関する契約(サービスエリア等)も、適応的に見直しながら、このような不均衡に対処する必要がある。しかし、アメリカやドイツのような既に生物多様性オフセットやバンキングが長期間実施されている国々では、このような問題に適応的に対処する場合でも、今までの仕組みと異なるものを新たに導入するコストは大きい<sup>47</sup>。そのため、日本のような制度が未整備の国では、制度の構築初期から生態系サービスの受益者分布や生態系サービスに対する価値を考慮した仕組みを目指すことが望ましい<sup>48</sup>。

また、この視点は、人口密度の高い都市において多くの人が価値を見出す生態系サービスだけを考慮すればいいというわけではない。現在の都市部に居住する人々が高い価値を感じない生態系サービスであっても、地方部では高い価値を有する生態系サービスも存在し、このような生態系サービスを考慮の対象にすることは、現状の日本が抱えるアンダーユースによる劣化した生態系の保全に資する可能性もある。例えば、都市部で価値が高く評価される生態系サービスと地方部で価値が高く評価される生態系サービスとのアウトオブカイン드의オフセットという、生態系サービスの価値を基準にしたオフセットも検討の対象となりうる。

## 5.8. 結語

本章では、生物多様性オフセットや生物多様性オフセットバンキングの中で生態系サービスや生態系機能を考慮している既存制度や先進的な取り組みについて概観した。結果として、既存の制度や制度構築の取り組みでは、一部の生態系サービスのみを対象としていることが明らかとなった。特に、生態系機能という基盤サービスや調節サービスの一部分(MA 2005に基

<sup>46</sup> United States Army Corps of Engineers, Regional Internet Bank Information Tracking System (RIBITS) <http://geo.usace.army.mil/ribits/index.html>. 2012/12/10.

<sup>47</sup> Robertson 氏 (University of Kentucky, USA) 私信. 2012年10月.

<sup>48</sup> Robertson 氏 (University of Kentucky, USA) 私信. 2012年10月.

づく) が対象となることが多い。しかし、一部の制度ではアウトオブカインドを想起させる形での文化サービスの考慮も見られた。

これらの生態系サービスの取り扱いにおいても、その考慮の程度、制度の中での位置づけや、考慮の方法は、制度ごとに多様であった。考慮の程度や制度内での位置づけとして、アメリカのミティゲーションバンキングでは、クレジットに直接関係するものから管理目標として文書に書かれているだけのものまで見られた。経済的利益がもたらされる形での考慮は、最も有効性が高いといえる。また、オーストラリアのようにアウトオブカインドのオフセットとして、研究等の機会という文化サービスを用いている事例も存在した。オフセットの前提である影響とオフセットの同質同量の評価に課題があることも指摘されている。

考慮する際の計測手法としては、ワシントン州の評価手法で用いられる潜在性 (Potential) や、King and Herbert (1997) が用いた特徴 (Features) といった、生態系の物理的構造や構成要素にとどまっており、これらが生態系サービスの指標となることを前提としている現状が明らかとなった。しかし、これらの手法やドイツの手法では、生態系サービスに対する社会の価値を定量的に考慮し始めている。ただし、価値についても指標を用いた間接的な把握であり、指標と住民が抱く価値との関連性については言及されていない。さらに、異なる生態系サービス間の重みづけについては、オレゴン州の取り組みで考慮の検討がなされているのみであった。

最後に、特にアメリカのミティゲーションバンキングにおいて、生態系サービスから便益を受ける人々の特徴が、開発サイトとオフセットサイトの周辺で異なっているという指摘を概観した。この問題点を解決するためには、オフサイトのオフセットが前提となる生物多様性オフセットバンキングでは、ワシントン州の評価手法や King and Herbert (1997) で用いられる生態系サービスの価値 (Value) まで考慮する必要がある。

次章では、生物多様性オフセットバンキングにおいて、このような生態系サービスや生態系サービスに対する価値を統一的な単位 (重要度) で把握する手法と意義を述べる。

## 参考資料

Adamus, P. R., E. J. Clairain, Jr., R. D. Smith, and R. E. Young. (1987) Wetland Evaluation Technique (WET), Volume II: Methodology. Department of the Army, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. NTIS No. ADA 189968.

BenDor, T., N. Brozovic and V. G. Pallathucheril (2007) Assessing the socioeconomic impacts of wetland mitigation in the Chicago region. *Journal of the American Planning Association*, 73, 263-282.

BenDor, T. and A. Stewart (2011) Land Use Planning and Social Equity in North Carolina's Compensatory Wetland and Stream Mitigation Programs. *Environmental Management*, 47(2), 239-253.

Bianco, N. (2009) Stacking Payments for Ecosystem Services: World Resources Institute Fact Sheet. <http://www.wri.org/stories/2009/11/fact-sheet-stacking-payments-ecosystem-services>. 2013/01/15.

Cooley, D. and L. Olander (2012) Stacking Ecosystem Services Payments: Risks and Solutions. *Environmental Law Reporter News and Analysis*, 42(2), 10150-10165.

DFG (Department of Fish and Game) (2012) Repot to the legislature: California wetland mitigation banking. State of California, Natural Resources Agency. [http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/cmb\\_pubs.html](http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/cmb_pubs.html). 2012/12/07.

DOW (Defenders of Wildlife) (2012a) Floodplain Habitat Metric User's Guide: A rapid assessment measuring floodplain habitat quality for improved conservation outcomes, [http://marketplace.conservationregistry.org/portals/marketplace/downloads/floodplain\\_users\\_guide.pdf](http://marketplace.conservationregistry.org/portals/marketplace/downloads/floodplain_users_guide.pdf). 2012/12/07.

DOW (Defenders of Wildlife) (2012b) Oak Habitat Metric User's Guide: A rapid assessment measuring oak woodland and savanna habitat quality for improved conservation outcomes, [http://marketplace.conservationregistry.org/portals/marketplace/downloads/oak\\_habitat\\_users\\_guide.pdf](http://marketplace.conservationregistry.org/portals/marketplace/downloads/oak_habitat_users_guide.pdf). 2012/12/07.

DOW (Defenders of Wildlife) (2012c) Sagebrush/Sage Grouse Habitat Metric User's Guide: A rapid assessment measuring sagebrush and Sage grouse habitat quality for improved conservation outcomes, [http://marketplace.conservationregistry.org/portals/marketplace/downloads/sagebrush\\_users\\_guide.pdf](http://marketplace.conservationregistry.org/portals/marketplace/downloads/sagebrush_users_guide.pdf). 2012/12/07.

DSEWPC (Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities) (2012) EPBC act Environmental Offset Policy, <http://www.environment.gov.au/epbc/publications/environmental-offsets-policy.html>. 2012/12/06.

EPA (Environmental Protection Authority) (2006) Environmental Offsets -Position Statement No 9. Western Australia, Environmental Protection Authority, [http://www.epa.wa.gov.au/docs/1863\\_PS9.pdf](http://www.epa.wa.gov.au/docs/1863_PS9.pdf). 2012/12/08.

Fox, J. (2008) Getting Two for One: Opportunities and Challenges in Credit Stacking. in N. Carroll et al. (eds.), *Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading System*, Earthscan, pp.171-180.

Hruby, T. (2004) Washington State wetland rating system for western Washington – Revised. Washington State Department of Ecology Publication # 04-06-025.

Hruby, T. (2012) Calculating Credits and Debits for Compensatory Mitigation in Wetlands of Western Washington, Final Report. Washington State Department of Ecology publication #10-06-11.

Hruby, T, T. Granger, K. Brunner, S. Cooke, K. Dublanica, R. Gersib, L. Reinelt, K. Richter, D. Sheldon, E. Teachout, A. Wald, and F. Weinmann. (1999) Methods for Assessing Wetland Functions Volume I: Riverine and Depressional Wetlands in the Lowlands of Western Washington. WA State Department Ecology Publication #99-115.

King, D. and L. Herbert (1997) The fungibility of wetlands. National Wetland Newsletter, 19(5), 10-13.

MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) Ecosystem and Human Well-being: Synthesis, <http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.html>. 2012/11/28

Middly, G. and I. Middle (2010) A review of the use of environmental offset as a policy mechanism in the environmental impact assessment process (EIA) in Western Australia. Impact Assessment and Project Appraisal, 28, 313-322.

NRC (National Research Council) (2001) Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act, National Academy Press.

太田貴大・林希一郎 (2011) 米国カリフォルニア州のミティゲーションバンク契約における生態系サービスの考慮範囲, 日本湿地学会大会要旨集, Vol. 3, 14.

Ruhl, J. B. and J. Salzman (2006) The effects of wetland mitigation banking on people. National Wetland Newsletter, 28(2), 1, 9-14.

田中章・磯山知宏 (2011) 自然生態系の「ノーネットロス」政策の起源と変遷に関する研究. 都市計画論文集, 46(1), 49-54.

The Willamette Partnership (2009) Ecosystem Credit Accounting - Pilot General Crediting Protocol: Willamette Basin Version 1.1 -, <http://willamettepartnership.org/General%20Crediting%20Protocol%201.1.pdf>. 2012/12/07.

The Willamette Partnership (2011) Measuring Up: Synchronizing Biodiversity Measurement Systems for Markets and Other Incentive Programs, <http://willamettepartnership.org/measuring-up/Measuring%20Up%20w%20appendices%20final.pdf>. 2012/12/08.

ULD (Umweltamt der Landeshauptstadt Dresden) (2002) Numerisches Bewertungsschema für Natur und Landschaft [http://www.dresden.de/media/pdf/infoblaetter/Eingriffs\\_Ausgleich\\_Naturschutz.pdf](http://www.dresden.de/media/pdf/infoblaetter/Eingriffs_Ausgleich_Naturschutz.pdf). 2012/12/08.

ULD (Umweltamt der Landeshauptstadt Dresden) (2003) Handlungsempfehlung zur Bewertung und Bilanzierung von Eingriffen im Freistaat Sachsen, [http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/Handlungsempfehlung\\_170709.pdf](http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/Handlungsempfehlung_170709.pdf). 2012/12/08.

USACE (United States Army Corps of Engineers) (2008) Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources; Final Rule, Federal Register, Vol. 73, No. 70, April 10, 2008, 19594.

Wende, W., A. Herberg and A. Herzberg (2005) Mitigation banking and compensation pools: improving the effectiveness of impact mitigation regulation in project planning procedures. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 23(2), 101-111.

## 6. 生態系サービスに対する主観的価値評価手法

### 6.1. 概説

既存の生物多様性オフセットバンキング制度では、一部の生態系サービスについて潜在性 (Potential) に基づく評価を行っており、幅広い生態系サービスを対象とした評価で、かつ生態系サービスの価値 (Value) も含んだ評価は依然少数の先進的事例でしか見られないことが明らかとなった。また価値についても指標を用いた客観的な評価であり、人々が直接的に表明する価値である主観的価値を考慮しておらず、対象としている生態系サービスに実際に価値を感じているかどうかを前提としていない。これらの点を踏まえて、本章以降では、一般の人々の生態系サービスに対する主観的な価値を把握することを通じて、既存の生物多様性オフセットバンキングの問題点を解決し、また、より発展的な生物多様性オフセットバンキング設計の可能性を広げるための基礎的な知見を提供する。

本章では、まず、評価対象となる生態系サービスや価値の用語に関する定義を明確にする。そして、既存の金銭単位を用いた評価手法の利点と問題点を概観し、どのような単位を用いた評価手法が必要であるかを明らかにした。その後、主観的価値を表現する単位として「重要度」を用いる意図を、重視した要素を説明することで正当化した。そして、実際に重要度を把握するための社会調査手法として、インターネット調査の利点と欠点について説明した。

最後に、次章以降で重要度評価を具体的に想定した事例に適用する際に、どのような問題設定を行ったのかを述べた。これらの問題設定は、生物多様性オフセットバンキングや生物多様性オフセットを想定した場合の生態系サービスに対する重要度がどのような特徴を有するのかを明らかにするために行われている。

### 6.2. 価値評価の際に用いる価値と生態系サービスの定義と考え方

#### 6.2.1. 価値の定義と価値軸の多様さ

本論文では、主観的価値という語を、第三者が推定する価値ではなく、価値評価者が自分自身で直接決定する価値という意味で用いる。また、価値の捉え方については、Brown (1984) (図 6-1) に基づき、保持価値 (Held values) と、保持価値の表明としての表明価値 (Assigned values) とを前提にする。Brown によると、価値の領域 (realm) には、概念、関係、対象の三つがあり、保持価値は「概念領域」に、表明価値は「対象領域」に該当する。これら二つの関係として選好 (Preference) を表す「関係領域」がある。表明価値は、対象の絶対的な特徴を表すものではなく、他の対象に対する相対的な位置 (standing) を表す。保持価値は、好ましい概念 (ideal) という意味であり、手段 (means) と目的 (ends) の小分類が想定できる。例えば、環境経済学のアプローチで用いられる環境変化に対する支払意思額 (WTP: Willingness to pay) は、選好に基づく便益 (結果) に基づき決定される直接表明された表明価値の一つである。

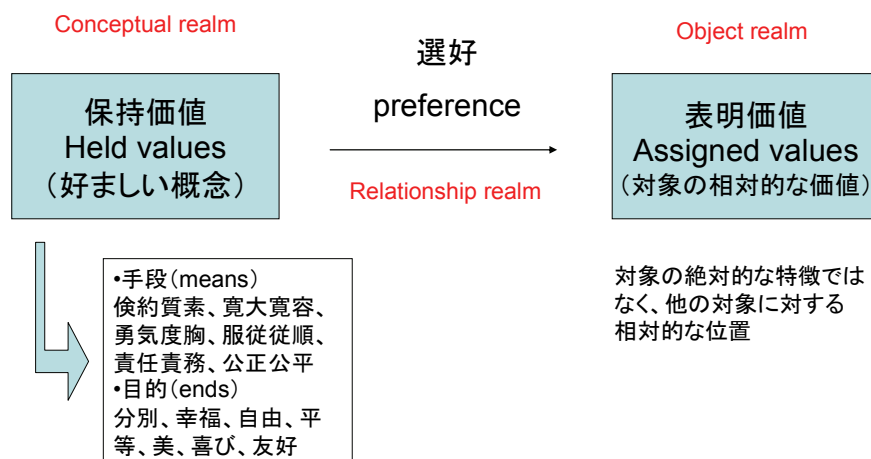


図 6-1 選好で関係付けられた (preference related) 価値の 3 つの領域

Brown 1984 を基に作成

また、Brown (1984) を踏まえて、Chan et al. (2012) は、特定の状況では保持価値 (Chan et al. 2012 では”Principles”を用いている) が選好に対して影響を与えると述べている。また、その結果として加算性や推移性 (Additivity and Transitivity) がしばしば成り立たず、かつ選好が急に変化する可能性があることを指摘している。このため、表明価値は評価する文脈によって異なることを前提とする。

Chan et al. (2012) は、全ての価値が生態系サービスの便益の重要性と直接関係するわけではなく、かつそれぞれの価値軸は独立ではないとした上で、環境に関わる意思決定のために参照されるべき価値軸 (Dimensions of values) を 8 つ提示している。これらは、上記の Brown (1984) における、3 つの価値領域の全てに関係しているとみなせる。価値軸とは、価値を決定する際に依拠するものや、評価者がどのような集団を代表しているか (constituency) を表す際のカテゴリと理解する。以下ではこれらの価値軸を説明し、その多様さを確認する。

1 つ目は、選好 (preferences) - 原理 (principles) - 美德 (virtues) という価値軸である。選好とは、評価対象が評価者に便益を与えるという結果を生み出すため、評価者が対象に対して価値を感じたり、もしくは、対象のために金銭を支払う意思を有することを表す (Chan et al. 2011: 208)。一方、原理や美德とは、評価者が自然環境や社会にとって正しい (right) と信じることを表す (Chan et al. 2011: 208)。

2 つ目は、市場媒介性 (market-mediated) - 非市場媒介性 (non-market mediated) の価値軸である。市場媒介性の価値は多くの場合金銭を通じて媒介する。ここでは顕示選好法で明らかとなる価値も市場媒介性の価値に含めている。Chan et al. は、この価値軸の例として、ファーマーズマーケットや手作り市等で生産者により販売されるものに伴う価値と大手のチェーン店で販売されるものに伴う価値を比較することを挙げている。そして、後者における市場媒介性の価値は、金銭単位を用いることでより適切に表現できる可能性が高いとしている。



3つ目は、自己優先性 (self-oriented) – 他者優先性 (other-oriented) の価値軸である。自分自身のため、あるいは他者のための価値という意味で、他者には、将来世代や人間以外の生物も含まれるとしている。Chan et al.によれば、経済学者はしばしば自己優先的な評価、つまり権利のある個人を優先するため、無視される主体が生じる。

4つ目は、個人 (individual) – 集団 (holistic/group) の価値軸である。Chan et al.は、多くの評価手法は、どちらかのみに基づいており、他方は考えられていないと述べている。また、しばしば集団レベルで決定される価値は、原理 (Principles) に基づく価値と混同されるが、Chan et al.は原理と選好の両方が個人と集団の価値の双方に関係するとしている。

5つ目は、経験可能 (experiential) – 形而上 (metaphysical) の価値軸である。形而上的な価値とは、存在価値 (existence value) や遺産価値 (bequest value) のような、現在もしくは将来の経験を全く求めないで決定される価値である。

6つ目は、中間 (supporting) – 最終 (final) の価値軸である。価値には、最終的な目的と一致しているものに対する価値と、他のものを作り出すための支えになるものの価値とがある。多くの生態系機能は、生態系サービスを生み出すための中間的な働きをする。このため、特に金銭単位での評価に基づく国家勘定等への生態系サービスの価値の取り込みの際には、最終産物と中間物の価値を二重に計上しないよう、これに適した生態系サービスの分類が提案されている。この分類においては、中間–最終の価値軸が重要な役割を果たしている。

7つ目は、変化 (transformative) – 普遍 (non-transformative) の価値軸である。物やプロセスは、様々な価値を変化させる点で価値がある場合がある。また、逆に変化しない価値と関係するために価値がある場合もある。Chan et al.によると、多くの人々は既存の選好 (pre-existing preferences) を持っていないことが明らかになっている。衝撃的な経験をすることで、物の見方が変化したり、重要なものが変化する場合がある。そのため、価値が既存のものであり、変化することがないと仮定する経済学的な価値評価では不適切な場合がある。

8つ目は、人間中心主義 (anthropocentric) – 生物中心主義 (biocentric) の価値軸である。Chan et al. (2007) は、人間中心主義で定義される生態系サービスの価値評価の多くを支える重要なものとして、生物多様性の本質的価値 (intrinsic values) を認めている。この本質的な価値は、存在価値や遺産価値にかろうじて認められるにすぎない。

多様な生態系サービスが存在し、各生態系サービスはこれらの多様な価値軸と一対一で対応しているとは限らない。そのため、価値評価を行う際には、このような多様な価値軸の存在を踏まえて手法を考慮する必要がある。

## 6.2.2. 生態系サービスの定義と分類

第1章で述べたように、本論文は、MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) の生態系サービス分類に基づいている。これには4つの大分類 (供給、調節、文化、基盤) が含まれる。基盤サービスには、栄養塩循環や水循環が含まれるため、生態系機能と同一なもの

捉えることとする。

生態系サービスの定義と分類に関しては、主に経済学的価値評価の視点から多くの提案が行われてきた (Daily 1997, de Groot et al. 2002, Kremen 2005, Boyd and Banzhaf 2007, Wallace 2007, Fisher et al. 2009, Chan et al. 2012)。経済学的価値評価や国家勘定への生態系サービスの組み込みを考慮する際に価値の二重計上を避けるため、最終産物としての生態系サービスと、それに貢献する中間的な生態系サービス (主に生態系機能) とを明確に区別する分類が見られる (Boyd and Banzhaf 2007)。

既に述べたように、最終産物ではない生態系サービスであっても人々は価値を感じる事ができるため、価値評価を行う必要があると考える。また、一つの生態系から供給されうる生態系サービスを網羅的に評価するためには、最終産物と中間産物の価値を比較することが必要となる。さらに、一般の人々に馴染みのない生態系サービスを評価してもらうため、生態系サービスの全体像の理解を推進する目的で作成された MA の分類 (Fisher et al. 2009) を用いて可能な限り評価をしやすいように配慮することとした。

本論文では、ワシントン州の生態系サービス評価手法 (Hruby 2012 等) を基にし、生態系サービス評価は、潜在性 (Potential) と実際の生態系サービス、そして価値 (Value) に分けて実施される必要があるという前提に立つ。潜在性のみの評価では、その生態系サービスが実際に供給されているかは不明であり、また、生態系サービスの供給のみの評価では、実際に人々が享受して価値を感じているかどうかは不明である。このため、生態系の潜在性、実際の生態系サービスやその便益、そしてそれに対する価値の (図 6-2) 中で、人々に直接的に関係する価値を計測することが包括的な生態系サービス評価のために重要であると考えられる。

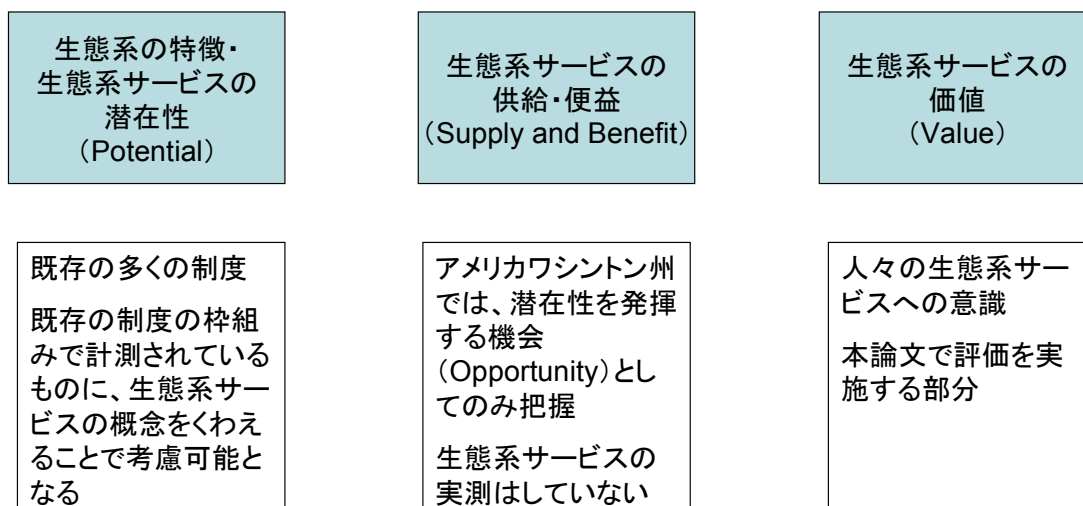


図 6-2 本論文での生態系サービスの考え方

### 6.3. 価値を金銭単位で表現することの利点と問題点

生態系サービスに対する主観的価値の定量的評価では、金銭単位を用いた経済学に基づく評価手法が用いられてきた（例えば TEEB<sup>49</sup>）。

主観的価値の表明に金銭単位を利用する上での重要な利点は 3 つある。1 点目は、異なる生態系サービスの価値が評価可能になる点である。これは、金銭単位が持つ特徴の中でも、評価者のほぼ全てが日常的に利用しているものであり馴染みがあること、その結果として評価者間で限界的な金銭単位の変化に対する価値が比較的揃っている前提が置けることに依存しているといえる。

2 点目は、生態系サービスを既存の政策立案や意思決定の場で考慮しやすくなることである。生物多様性保全政策を立案あるいは実施する際に、自然環境と人々との関わりを様々な形で表現している生態系サービスの価値が金銭単位で明示されていれば、その情報を用いることで、より効果的な保全を行うことが可能となる（例えば TEEB）。政策立案や意思決定の場では、多くの場合他の選択肢や基本となる情報が金銭単位を用いて示されている場合が多い。そのため、他の対象との優先度の比較や調整、保全のための予算の概算、事業実施の根拠としての採用、政策の効果の評価等、様々な政策に関わる局面において、生態系サービスの価値が考慮される可能性が高くなるといえる。

3 点目は、経済学の研究蓄積を利用可能な点である。生態系サービスは、負の外部性が生じやすく、市場で取引が行われていない経済学の対象としては特殊なものであるが、このような対象を経済学理論の範疇で取り扱う研究には長い歴史と多くの蓄積がある。また、経済学では様々な変数を用いた効用関数を求めることを通じて、個人間での効用の差異を調節して扱ってきた。これにより、諸条件の変化に対する効用の変化も推定可能となる。金銭単位での価値評価を行えば、これらの数学理論に基づいた普遍的な議論が可能となる。

一方で、金銭単位を用いての価値評価には、問題点も存在する。1 点目は、金銭単位で価値を表現することへの抵抗である。Chan et al. (2012) は、抵抗の理由として一部の文化サービスの金銭単位での価値評価を行うと、評価に参加した評価者は、評価対象と他の対象との代替やトレードオフにより評価者が有する根源的な原理を侵害される可能性を疑ってしまうためとしている。この特徴は、対象が精神的で非物質的な文化や宗教的对象だけではなく、物質的なもの（例えば、文化的特徴を有する供給サービス）であっても生じうる（Chan et al. 2012）。このような抵抗は、頻繁に用いられる表明選好法においても少数であるがしばしば確認される（Jorgensen et al. 1999）、他の異なる理由での抵抗回答と共に解析から除かれることが多い。また、金銭単位で価値を表現することに対する抵抗を、他の理由の抵抗回答と区別していない例も存在する（栗山 1998: 190）。金銭単位での価値の表現への抵抗は、金銭単位の決定を支えている保持価値が、本来の多様な価値軸を反映しておらず、極めて限定的であることが原因ともいえる。この問題は、表明選好法のような新古典派経済学に基づく価値評価手法の前提と

<sup>49</sup> The Economics of Ecosystems and Biodiversity, <http://www.teebweb.org/>. 2012/12/14.

している諸原理にも、併せて該当する (Wegner and Pascual 2011)。新古典派経済学が前提とする選好の満足にとりわけ注目する帰結主義 (consequentialism) は、上記の原理や美德を反映していない価値となってしまう指摘が行われてきた (Phillipson et al. 2009, Gómez-Baggethun and Ruiz-Pérez 2011, Wegner and Pascual 2011)。Chan et al. (2012) は、特に文化サービスのような物質や状態に基づき定義されず、経験に基づく対象では、この傾向が顕著であると指摘している。以上は、金銭単位を用いることで、評価手法の妥当性がなくなることを示唆している。

2点目は、金銭は物質であり、それ自体が特有の価値を持っており、単なる価値表現のための単位としての役割だけを前提にできない点である。各評価者は、主に個人が抱える経済的な条件により、金銭に対して異なる価値を有している。表明選好法では、仮に評価者が対象に対して真の価値を有していたとしても、経済的な条件によっては、支払うことができないと表明する可能性がある。金銭単位を用いる限りこのような評価者の真の価値を反映させることは困難である<sup>50</sup>。

#### 6.4. 経済学に基づく主観的価値評価手法の仮想性という問題点

表明価値の表現として金銭単位を用いる際の問題点に加えて、金銭単位 (貨幣価値) を用いた価値評価手法についても同様に問題点がある。ここでは環境の主観的価値評価手法として頻繁に用いられている表明選好法について栗山 (1998: 3章7節) と竹内 (1999: 5章) の記述を基にして述べることにする。

表明選好法には、2つの手法がある。一つは仮想評価法 (CVM: Contingent valuation method) でもう一つはコンジョイント分析 (Conjoint method) である。CVMは、対象の変化を仮想的に想定し、これに対する支払意思額 (WTP: Willingness to pay) や受入補償額 (WTA: Willingness to accept) を直接評価させるものである。コンジョイント分析は、CVM同様、直接価値を表明するが、CVMが総価値しか評価できないのとは異なり、属性別に価値を評価することができる。コンジョイント分析では、プロフィールと呼ばれる属性の組み合わせを特定したセットを提示し、数値の直接提示か選好に合ったプロフィールの選択を通じて価値を推定する (柘植ら 2011)。

これらの手法には、金銭単位を用いることと関連して、仮想性という根源的な問題点が指摘されている (竹内 1999)。これらの手法では、価値は、仮想的な環境変化を起こす施策に対する支払意思額という形で把握される。しかし、多くのアンケートにおいては、実際に表明した WTP の支払いを要求しない。また、仮想性によるエラーが WTP を過大にするか過小にするかは一定に決まらない (竹内 1999)。

また、仮想性と深く関わる問題点として支払い形式に対応した戦略的バイアスが存在する (栗

<sup>50</sup> 実験経済学アプローチにより評価者に経済的インセンティブを与えることで問題の解決が追究されている (柘植ら 2011: 7章)。

山 1998)。WTP の質問方法には、課税や入場料の設定といった仮想的ではあるが実際に評価者が提示した金額の支払いを強制する可能性を有するものや、基金への寄付という支払いの強制度が低いものがある。課税額の設定のように、実際の支払いの可能性が高くなると戦略的に低い WTP を示すというバイアスも存在する。

仮想性バイアスに関しては、実験経済学アプローチにより、バイアスの影響を排除した形で真の価値を導き出す努力も行われている（柘植ら 2011）。柘植ら（2011: 175-176）は過去の研究から、仮想性バイアスの解決には、支払による供給が実現する確率（帰結性: Consequentiality）が関係しているとまとめている。これらの手法は、実験のデザインやサンプル数や代表性等の統計的問題もあり、得られた結果が一般的な傾向であるかどうかについては、多くの事例蓄積が求められる。

#### 6.5. 生態系サービスの網羅性と既存の価値評価手法の評価項目数の限界

前章で述べたように、既存の生物多様性オフセットバンキング制度では、ミレニアム生態系評価で提示されたような広範な生態系サービスのうちの一部しか考慮されていない。これは、評価手法の不足やコストの増加等が理由となっている。しかし、多種類の生態系サービスをオフセットの対象として考慮することで、これまでオフセットの対象とならず開発影響により失われていた可能性のある生態系サービスも含まれ、より包括的なオフセットとなる。また、アメリカで指摘されているバンクサイトと開発サイト周囲に居住する人々の間での社会-経済的特徴の違いを踏まえると、地域を問わず普遍的に重要となる調節サービスのようなものだけでなく、文化サービスのような多様な捉え方がなされる対象も考慮する必要がある。さらに経済的には、多様な生態系サービスをクレジットとして、個別独立化（Stacking）販売が可能になることで、土地所有者の選択肢や収入源の増加につながり得る。個別独立化は既に一部の制度で、実施が試みられている（前章参照）。

このような生態系サービスの網羅的な価値評価は、既存の評価手法では実施が困難である。既存の主観的価値評価手法では、AHP（Analytic Hierarchy Process : Saaty 1980）のような一対比較や、コンジョイント分析（Hoyos 2010）のような選択や順位付けによる価値の表明が用いられてきた。これらの手法は、一対比較であれば考えられうる組み合わせ全て、また、選択型であれば現実的な組み合わせ全てを評価者に提示する必要がある。このような手法は、正確さを得る代わりに、多数の項目を検討する困難が伴う。これらの手法で多数の項目を評価することは、評価者への回答の負担を増加させるという欠点と共に、多数の設問に一貫した嗜好で回答することの困難さと、得られる支払意思額の不確実性が指摘されてきた（例えば DeShazo and Fermo 2002）。この問題を解決する試みも存在するが、強い前提条件を置く必要がある。本論文ではこの点を踏まえて、より簡易な主観的価値把握の手法を試みた。

## 6.6. 価値評価における個人と社会の想定

表明選好法が基本とする新古典派経済学では、選択や選好の満足は個人を基にして考慮され、個人は予算の制約された中で合理的な判断を下すとされる。これは方法論的個人主義として、現実の不確かさや非合理的行動、社会的に考慮されるべき価値や価値の公正衡平な配分に関して、必ずしも適切ではないことが指摘されている（進化経済学会 2006: 126）。また、既に述べたように多様な価値軸を考慮するならば、表明価値は自己優先性と共に他者優先性も前提とする必要がある。

また、生態系サービスのような、公共的な性質の強い対象を評価する際には、特に他者のことを考慮した価値評価が行われる可能性が高い。既存の表明選好法においても、個人が合理的な消費者としての選好と共に、社会の一員としての市民としての選好も併せ持つことが議論されてきた（Sagoff 1988, Turner 2007）。柘植ら（2011）は、Nyborg（2000）に基づき、消費者選好と市民選好の違いを定式化し、これらが諸条件によって乖離することを示している。さらに、生態系サービスの有する一部の価値が、消費者の枠組みである排除性を持たせる設定ができないため、消費者としての WTP を把握することが困難であるという限界を指摘している（柘植ら 2011: 61-62）。

## 6.7. 価値評価の枠組みを構築する際に考慮した点

ここまでに概観した問題点や議論を踏まえて、実際に生態系サービスの価値を評価するための枠組みを構築する際に意図した点を記述する。

1点目に、生態系サービスに対する一般の人々の価値を定量的に表現することを前提とした。順序尺度以上を想定した定量値で価値を表現することで、異なる生態系サービスの価値の比較や単一の生態系サービスの価値の時系列変化の追跡が可能となる。そのため、ここでは、生態系サービスに対する表明価値の通訳可能性（commensurability）を前提としている（金谷 2011）。2つのものが通訳可能であるとは、「両者を比較する共通の基準がある」ということである（金谷 2011: 154）。評価者が、ある生態系サービスが他の生態系サービスよりも価値があるという判断を行える場合、それがどの点においてなのかを、ある程度明確に意識することが可能であるという前提に基づいている。

2点目に、文化サービスのような非物質的な便益を含む、多様な生態系サービスに対する価値を表明するために、可能なかぎり適用条件の少ない汎用的な価値の単位を用いることを目指した。多様な価値軸の存在を考慮すると、特定の価値軸のみで評価されることを避け、真の価値を表明しやすい単位を用いることは、極めて重要であると考えられる。本章のこれまでの議論を踏まえると、価値を定量的に表現する際の単位をどのような表現とするかにより、依拠する価値軸が決定されると考えられる。特に金銭単位を用いると、主に文化サービスに対する価値のように、非物質的便益や多様な価値軸が反映されると想定できる対象を評価困難となり、金銭単位での価値の表現に抵抗を感じる対象の価値が評価できないため、この問題を解決する

必要がある。

これらの定量的に表現された価値を単一の価値単位で比較することで、生物多様性オフセットバンキング制度での様々な生態系サービスの考慮においても可能性が生じ得る。一部の生態系サービスを考慮している既存の生物多様性オフセットバンキング制度でも、異なる生態系サービス間の重みを1としている（例えばワシントン州の評価手法 Hruby 2004）。しかし、一つの生態系から供給される様々な生態系サービスの中でどの生態系サービスを優先的に考慮するかといった問題、異なる生態系サービス間でのアウトオブカインドのオフセットの可能性の追求、そして異なる生態系サービス間の重みを考慮した上での一つの生態系サービス評価指標の作成可能性の追求のために、この点に注目した。

3点目は、評価者が表明する自分自身にとっての価値と、他者（特に人間社会）にとっての価値を区別することである。既に述べたように、理論的には表明選好法では、消費者としての個人の選好と、社会の一員である市民としての個人の選好に基づく WTP は乖離することが示されている。このような価値軸の違いを明確にして価値評価を実施することで、把握する価値が真の表明価値に近づくと考えられる。また、公共的な性質の強い生態系サービスを考慮する政策をより精緻なものにするための情報源も増加するといえる。

#### 6.8. 主観的価値を表す単位としての重要度

本論文では「重要度」を表明価値の単位として用いる。

これまでの議論で、金銭単位を用いる表明選好法が、限られた予算内での個人の効用の最大化という選好に基づく帰結主義に依存し、多様な価値軸の一部分しか反映していないことを概観した。このため、多様な価値軸に、より広範に対応する「重要である」という基準を単位として用いることとした。重要度という単位は、金銭単位になじまない生態系サービスの価値であっても表明可能と考えられる。また、「重要である」という基準は、「受益している」や「満足である」といった選好に基づく結果として得られる表明価値としての基準も含みつつ、さらに広範囲な価値軸を前提とすることが可能と考える（図 6-3）。

また、評価者に対して重要度を尋ねる際に、あなたにとっての重要度と社会にとっての重要度を分けることとした。地理的に広範囲に居住する多くの人々の主観的価値を定量的に把握するためには、アンケート等に基づく個人の表明価値に重きを置き、社会に一定の範囲を仮定し、その中の個人の価値を統計的に扱うことは避けられない。ただし、直接的に個人と社会の価値の双方を把握することは、生物多様性オフセットバンキングのような公共的な対象に影響を与える政策で考慮すべき、個人の利益の公正な配分と社会全体の利益の増大（藤井 2004）の検討の可能性を広げることを意味する。個人が抱く社会全体にとっての重要度は、個人の価値の単なる表明ではなく、現状の社会の状況を一定程度反映している指標として有効と考えられる。

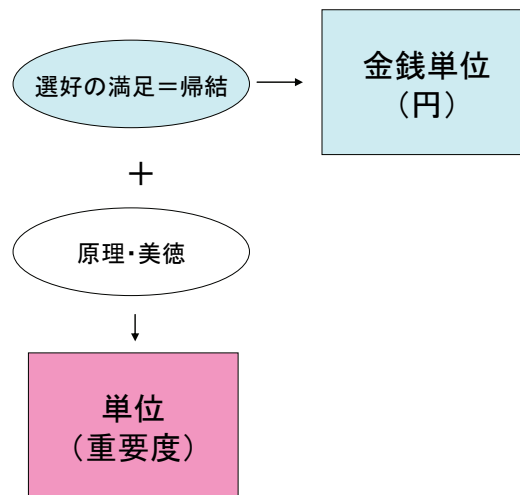


図 6-3 金銭単位と重要度の前提とする価値軸の差異

### 6.9. 重要度の問題点

重要度は Chan et al. (2012)のような多様な価値軸への対応が可能となる。しかし、金銭単位が有するような評価者間での単位の認識の類似性、つまり評価者間での重要度 1 単位の間隔の違いの有無やその程度は、現状では明確に想定できない。このため、尺度としては、間隔尺度というよりも順序尺度を想定した方が適切である可能性もある。

さらに、既に指摘したように、一部の文化サービスでは、定量的に価値を表明すること自体が拒まれることもある。Klain and Chan (2012) は、評価者自らに、価値を表明する際に用いる単位を決定させる自由を与えたとしても、定量的に表明すること自体を拒む評価者が一定数生じたことを報告している。このように、通訳可能性を前提とすること自体が問題であるという指摘も存在する。

また、重要度の把握も表明選好法と同様に、アンケートによる。アンケート一般に生じるバイアスは数多く存在し、表明選好法のアンケートデザインの際にも多くの注意を要することが指摘されている(栗山 1998: 表 3-2)。栗山は、バイアスを原因別に 5 つに分類している:「i) 回答者が偽りの回答を行うもの、ii) 回答の手がかりとなる情報によって影響されるもの、iii) 質問者の意図している内容が回答者に正確に伝わらないときに発生するもの、iv) アンケートのサンプル採集時に発生するもの、v) 評価結果を集計する段階で発生するもの」。これらのバイアスは、重要度評価においても同様に生じ得るものであり、アンケート設計の際に可能な限り留意した。

また、重要度評価は、表明選好法が前提とする、評価者は合理的な判断をし、一貫性のある選好をもち、時間によらず安定で、状況に対して独立であるという仮定を必ずしも全て満たす必要はない。ただし、前提として、評価者は、「重要である」という価値基準を広範な生態系サービスにおいて合理的に判断可能であるという点は同様である。柘植ら (2011: 63-64) は既存の表明選好法を代表とした合理的な消費者の選好に基づく評価手法(主にアンケート)では、



i) 評価者は対象について深く考える時間がない、ii) 評価者は質問できず限られた情報で、なじみのない対象に対する選好を決定できるとは限らない、iii) 他者の意見を聞く機会がない、iv) 市民選好に基づく倫理的側面が考慮されていない、とまとめている。重要度評価でも iv)以外については、これらの指摘が該当する。これらの解決としては、集団による熟議を伴う評価が挙げられ、複数の評価事例が挙げられる（柘植ら 2011）。

このように、重要度評価だけで、生態系サービスに対する表明価値の評価が完全に問題なく実施可能となるわけではなく、既存の手法との組み合わせにより、より頑健な評価となると考えられる。本論文では、長い歴史を有する生態系機能から（只木・吉良 1982）、ミレニアム生態系評価による文化サービス等の広範な対象を含む生態系サービス概念の導入と普及に対応するために、より包括的な生態系サービスの考慮を可能とする手法を提案することを目指す。

### 6.10. 重要度の把握手法

生物多様性オフセットバンキングが市場を前提とした仕組みである以上、生態系サービスに対する価値を把握するためには低コストの手法を想定する必要がある。また、生物多様性オフセットバンキングが生態系サービスを考慮しないために生じる問題点に対処するためには地理的に広範囲に居住する人々の価値を一度に把握可能な手法が適していると考えられる。

人々の意識を把握する社会調査手法では、定量的手法として、質問紙を作成して行う調査がある（林 2006, 島崎・大竹 2010, 大隅 2011）。面接や電話の場合でも、質問の内容や順序に関しては事前に想定されており、多くの調査員を動員する場合は、逸脱した会話等も限定されるため、郵送やインターネット等の対話を伴わない調査手法と大きな相違はない。そのため、本論文では、これらの中から、少ない調査員で比較的成本が抑えられ、同時に地理的に広範囲に適用可能な手法を採用することとした。

また、多数の個人が一同に会し、集団としての価値を決定するグループディスカッション方

表 6-1 インターネット手法の利点と欠点

利点	欠点
簡便性	母集団(目標母集団)が曖昧, 分からない
調査期間の短縮化	調査対象の選定, 登録者集団が不透明
調査経費の低減化	虚偽, 代理など不正回答の混入
回答制御による警告通知等で調査不能数の減少が可能	謝礼目当てのプロ回答者の存在
自記式であるので面接者・調査員による偏りは少ない	回答の制御・強制が起こりうること
自由回答設問設計とその回答取得が容易 微妙な質問への回答取得可能性が高い	調査誤差の評価が難しい, 十分に徹底していない 標本設計の困難性(統計的アプローチが困難)
調査票設計時のカスタマイゼーションの多様性	回答者のコンピュータ・リテラシーのバラツキの影響 地域性, 地理的距離の解消(実際は都市圏に偏る)

出典：大隅・前田（2008）表 2 を改変

式の調査手法もある（島崎・大竹 2010）。このような審議・熟議型の評価は、面接や電話調査法と同様、評価者の質問や調査意図の理解を確認しながら実施することが可能なため、確実な調査が行える点が挙げられる。しかし、生物多様性オフセットバンキングが生態系サービスを考慮しないために生じる問題点を考慮すると、一部の地理的地域を前提とした価値調査では不十分であり、また一部の代表者のみの意見しか代表されないという欠点もある。

これらの点を考慮し、本論文ではインターネット手法を採用した。大隅・前田（2008）は、インターネット調査の利点と欠点をまとめている（表 6-1）。インターネット手法も他の手法同様に利点と欠点がある。

利点としては、簡便性、調査期間の短縮化（本論文では、予定サンプル取得まで 3~7 日間程度）、調査費用の低減化、郵送等で想定される無回答の低減等が重視される。欠点としては、虚偽・代理回答の混入、謝礼目当ての回答者の存在のような調査画面の工夫により解消可能なものと、母集団の代表性が担保されないといった根本的な欠点とがある。後者の場合、例えば、インターネットアンケート会社を通じた調査では、登録者に回答を依頼し回答を希望する回答者から順に回答していくため、登録者集団が必ずしも想定する母集団を代表しない可能性と、得られた回答も登録者集団からの無作為な抽出でない可能性がある。本論文では、このような欠点を可能な限り補うために、一度サンプリングしたものから目的とする母集団の有する属性に合わせたリサンプリングを行う割当法（大隅 2011）を用いることと、アンケート会社への登録者集団から可能な限り多くのサンプルを取得し、その中から無作為に抽出する手法を用いた。

測定においては、重要度を定量的に表現するために、0~100 もしくは 0~10 の整数による回答を求めた。ここでは、重要度 1 単位の間隔は等しいものと仮定して、間隔尺度として解析を行う。実際には、得られたデータの多くが正規性を欠くため、ノンパラメトリックでの解析となった。重要度の評価者内における間隔の一定性は、質問の際に最大値（10 や 100）を一定にするよう注意することで確保することを目指した。また、質問の際に提示する重要度のスケールの図（図 6-4）の中に、日本人が「最大」と感じる副詞（非常に）を表示することで、同じ言語を用いて同じ文化的背景を持つ日本人であれば、評価者間での間隔の一定性がある程度

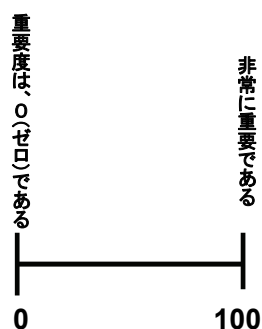


図 6-4 アンケートにおける重要度評価

揃えられることを前提とした。

最後に、これらを受けて、重要度評価のフレームワークを図示する（図 6-5）。

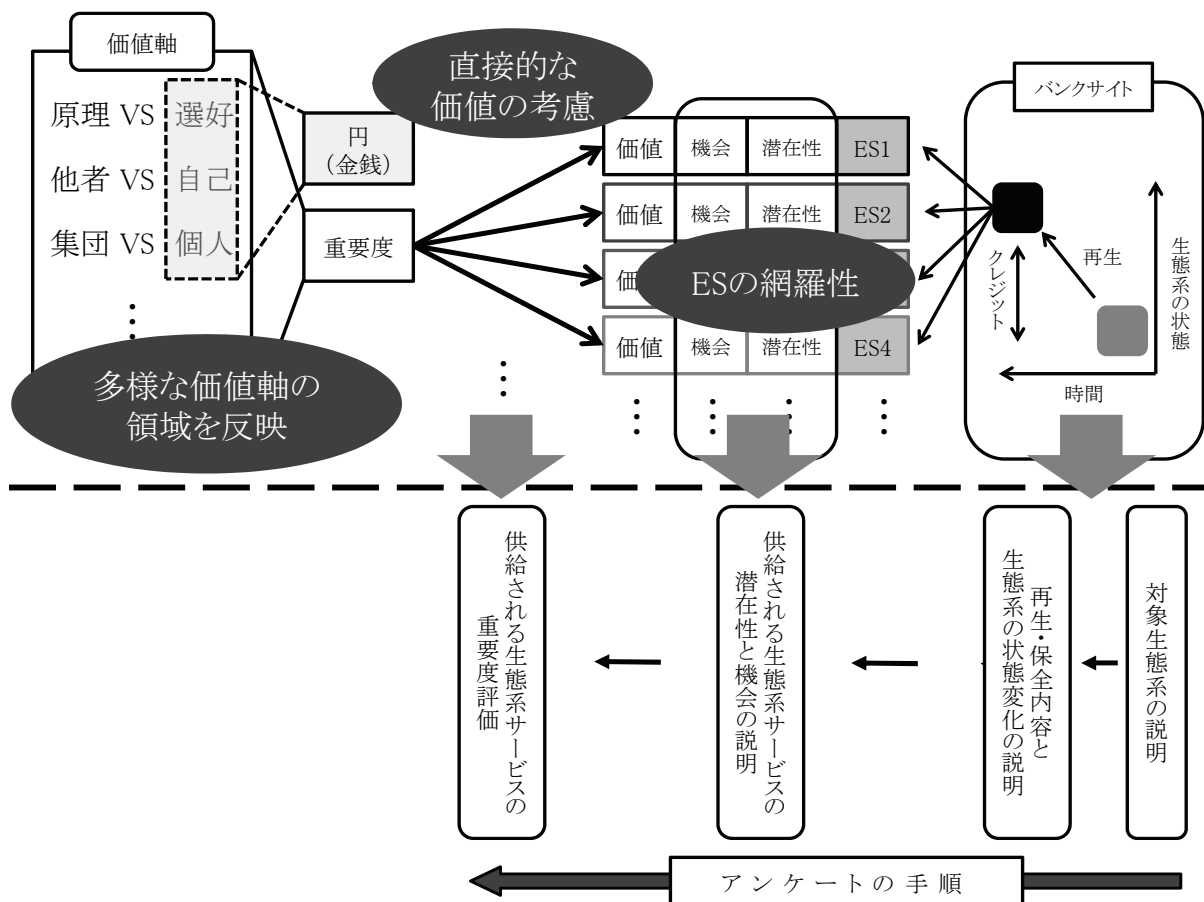


図 6-5 重要度評価手法のフレームワーク

### 6.11. 重要度評価手法適用の際の問題設定と対象選定の根拠

次章以降では、重要度評価手法を具体的に想定した事例に適用することを試みる。これらの事例は、以下に記す 3 つの問題を解決することを目的に選定されている（表 6-2）。各章ごとに、1 つずつの問題を具体的に扱うこととなる。

1 つ目は、実際に生物多様性オフセットバンキングが実施されている国や地域で、現実的な設定の元で重要度評価を行うことである。これにより、制度が運用されている地域の人々が生態系サービスに対してどの程度の重要度を抱いているかが明らかとなり、その地域の今後のバンキングの運用において、生態系サービスを考慮する上で重要な情報となる。次章では、まず初めに生物多様性オフセットバンキングの制度運用の歴史があるアメリカを対象にする。アメリカでは、既に述べたように、ミティゲーションバンキングの中で一部の生態系サービスを考慮している。そのため次章では、現状では生態系サービスを考慮していないコンサベーションバンキングを対象にすることとした。コンサベーションバンキングが最も盛んに行われている州であるカリフォルニア州を対象に、同州内で最も開発圧力が高い地域と生態系タイプを対象に重要度評価を実施した。

表 6-2 各章の問題設定と事例の設定根拠

該当章	生態系タイプ	場所	シナリオ
問題設定	選択根拠	選択根拠	設定根拠
7章	季節性淡水湿地	アメリカ・カリフォルニア州	保全
制度実施国、現実的な設定での重要度評価	開発圧力が高く、これを扱うバンクも多い	コンサベーションバンキングが盛んで、全米で最もバンク数が多い州	コンサベーションバンキングで最も多いオフセット手法
8章	杉・檜人工林	愛知県豊田市足助町	再生
基礎的な個人属性の違いによる重要度の違い	日本の主要な生態系タイプで再生の必要が高い	生物多様性オフセットバンキング制度を構築している県で、バンクの設立されやすい地方部	生物多様性オフセットバンキングの基本となるオフセット手法
9章	前浜干潟	愛知県西尾市一色干潟	保全
重要度の決定要因の把握	日本国内で開発圧力が高く、数の少ない希少な生態系タイプ	インターネットアンケートで対象生態系の近く(西尾市)のサンプル数が確保可能、現状では強い開発規制がない、あまり著名でない	現地の現状に即したシナリオ

2つ目の問題設定は、評価者の基礎的な個人属性の違いが多様な生態系サービスに対する重要度に影響を与えるかどうかを調査することである。この属性には、評価者の居住地の情報も含まれるため、居住行政区による違い、居住流域による違い、対象生態系からの距離による違いが、多様な生態系サービスに対する価値にどのような影響を与えるのかが明らかとなる。これを実施するために、相対的に他の生態系に比して、多くの種類と量の生態系サービスを供給している森林を対象とした。また、調査の便宜から日本を対象としたため、生物多様性オフセットの対象となる可能性が高い、つまり、開発圧力が高くかつ再生の必要がある生態系タイプである森林の中でも特に放置人工林を対象とした。また、現在日本国内では、いくつかの自治体が実際の生物多様性オフセットの制度を構築中であるが、その中に愛知県が含まれる。このため、既存のバンキング制度の抱える問題点を解決することと将来のバンキング制度の構築を視野に入れ、バンクの設立されやすい地方部である豊田市足助町の放置人工林の再生という設定で重要度評価を実施した。

3つ目の問題は、生態系サービスでも、特に様々な価値軸を前提とした価値の決定が行われると想定される文化サービスを対象に、人々がどのような要因を考慮して重要度を決定しているのかを明らかにすることである。重要度の決定要因を明らかにすることで重要度の妥当性を示し、実際の再生や保全を実施する際にどのような点を考慮することで、より重要度の高い施策となるかを検討可能となる。また、既存の生物多様性オフセットバンキングの抱える問題である都市と地方との差異を意識し、生態系の近くに居住する人々とそれ以外の人々で重要度の決定要因が異なるかどうかを確認する。このため、インターネットアンケートでも対象生態系の近くに居住する人々からサンプルが取りやすい場所であり、また開発圧力の高い希少な生態

系で保全の必要があるものとして、愛知県一色干潟を対象にした。一色干潟では、特に干潟の文化サービスが実際に供給されていることを確認できている。また、先に述べたように、生物多様性オフセット制度の構築を想定している愛知県で、一般の人々の認知度がそれほど高くなく、現状では強い開発規制がかかっておらず保全するというシナリオの現実性が高いことも選定の大きな理由として考慮した。

## 6.12. 結語

本章では、生物多様性オフセットバンキングの抱える問題の解決のために必要な価値評価の一手法を提案した。初めに、価値の定義と生態系サービスの定義を行った。その後、金銭単位を用いて対象の表明価値を表現する利点と欠点、金銭単位を用いた表明選好法における問題点を概観した。また、個人と社会を区別して価値評価を行う必要性についても言及した。これらを受けて、本論文では、問題解決のために必要な要素を考慮し、重要度を単位とした生態系サービスに対する主観的価値の定量的評価を行うこととした。また、生物多様性オフセットバンキングの抱える問題を踏まえ、コストが抑えられ広範囲からサンプリングが可能なインターネットを用いた手法を採用することとした。インターネット手法には他の手法同様、利点と欠点が存在するが、可能な限り欠点を補う工夫をするようにした。

次章以降では、本章で提示した重要度評価手法を具体的な事例に対して適用した結果を提示する。また、それぞれの事例において、生態系サービスに対する主観的価値の定量的表現としての重要度の特徴を考察することも試みる。

## 参考資料

Boyd, J. and S. Banzhaf (2007) What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3), 616-626.

Brown, T. C. (1984) The Concept of Value in Resource Allocation. *Land Economics*, 60(3), 231-246.

Chan, K.M.A., R.M. Pringle, J.A.I. Ranganathan, C.L. Boggs, Y.L. Chan, P.R. Ehrlich, P.K. Haff, N.E. Heller, K. Al-Khafaji and D.P. Macmynowski (2007) When Agendas Collide: Human Welfare and Biological Conservation, *Conservation Biology* 21, 59-68.

Chan, K. M. A., J. Goldstein, T. Satterfield, N. Hannahs, K. Kikiloi, R. Naidoo, N. Vadeboncoeur and U. Woodside (2011) Cultural services and non-use values, Kareiva, P., T. Tallis, T.H. Ricketts, G.C. Daily, S. Polasky(eds) *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford University Press.

Chan, K. M. A., T. Satterfield and J. Goldstein (2012) Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74(0), 8-18.

Daily, G.C., (1997) *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Island Press.

de Groot, R. S., M. A. Wilson and R. M. J. Boumans (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393-408

DeShazo, J. R. and G. Fermo (2002) Designing Choice Sets for Stated Preference Methods: The Effects of Complexity on Choice Consistency. *Journal of Environmental Economics and Management*, 44(1), 123-143.

Fisher, B., R. K. Turner and P. Morling (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643-653.

藤井聡 (2004): 土木計画に社会心理学を役立てる, 竹村和久編, 社会心理学の新しいかたち—心理学の新しいかたち第8巻一, pp.125-148, 誠信書房

Gómez-Baggethun, E. and M. Ruiz-Pérez (2011) Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 613-628.

林英夫 (2006) 郵送調査法 (増補版) , 関西大学出版部.

Hoyos, D. (2010) The state of the art of environmental valuation with discrete choice experiments. *Ecological Economics*, 69(8), 1595-1603.

Hruby, T. 2004. Washington State wetland rating system for western Washington – Revised. Washington State Department of Ecology Publication # 04-06-025.

Jorgensen, B. S., G. J. Syme, B. J. Bishop and B. E. Nancarrow (1999) Protest Responses in Contingent Valuation. *Environmental and Resource Economics*, 14(1), 131-150.

Kahneman, D. and J. L. Knetsch (1992) Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22(1), 57-70.

金谷圭一(訳) (2011) エコロジーの政策と政治, みずほ書房: O'Neill, J. (1993) Ecology, Policy, and Politics, Routledge.

Kremen, C. (2005) Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? Ecology Letters, 8(5), 468-479.

栗山浩一 (1998) 環境の価値と評価手法—CVMによる経済評価—, 北海道大学図書刊行会.

MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) Ecosystem and Human Well-being: Synthesis, <http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.html>. 2012/11/28

Nahlik, A. M., M. E. Kentula, M. S. Fennessy and D. H. Landers (2012) Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. Ecological Economics, 77(0), 27-35.

Nyborg, K. (2000) Homo Economicus and Homo Politicus: interpretation and aggregation of environmental values. Journal of Economic Behavior & Organization, 42(3), 305-322.

大隅昇 (監訳) (2011) 調査法ハンドブック, 朝倉書店: Robert M. Groves, Floyd J. Fowler Jr., Mick P. Couper, James M. Lepkowski, Eleanor Singer, Roger Tourangeau. 2009: Survey Methodology, Wiley

大隅昇・前田忠彦(2008) インターネット調査の役割と限界. 日本行動計量学会第36回大会35周年記念シンポジウム「社会調査の現状と課題」予稿集, 197~200.

Phillipson, J., P. Lowe and J. M. Bullock (2009) Navigating the social sciences: interdisciplinarity and ecology. Journal of Applied Ecology, 46(2), 261-264.

Saaty T. L. (1980) The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation, McGraw-Hill.

Sagoff, M. (1988) The Economy of the Earth, Cambridge University Press.

Sagoff, M. (1998) Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods:: A look beyond contingent pricing. Ecological Economics, 24(2-3), 213-230.

島崎哲彦・大竹延幸(2010) 社会調査の実際—統計調査の方法とデータの分析—第八版, 学文社.

進化経済学会(編) (2006) 進化経済学ハンドブック, 共立出版.

只木良也・吉良竜夫 (1982) ヒトと森林: 森林の環境調節作用, 共立出版.

竹内憲司 (1999) 環境評価の政策利用: CVM とトラベルコスト法の有効性, 勁草書房.

柘植隆宏・栗山浩一・三谷羊平 (2011) 環境評価の最新テクニック, 勁草書房.

Turner, R. (2007) Limits to CBA in UK and European environmental policy: retrospects and future prospects. Environmental and Resource Economics, 37(1), 253-269.

Wallace, K. J. (2007) Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biological Conservation, 139(3-4), 235-246.

Wegner, G. and U. Pascual (2011) Cost-benefit analysis in the context of ecosystem services for human well-being: A multidisciplinary critique. *Global Environmental Change*, 21(2), 492-504.



## 7. コンサベーションバンキングでの重要度評価

### 7.1. 概説

本章では、重要度評価手法をアメリカカリフォルニア州の生物多様性オフセットバンキングのバンクサイトを想定した季節性湿地生態系から供給される生態系サービスに対して適用する。生物多様性オフセットや生物多様性オフセットバンキングに関して長い歴史を有するアメリカの特にコンサベーションバンキングのホットスポットであるカリフォルニア州において重要度評価を実施することで、実際の生物多様性オフセットバンキングを想定した調査が行える。また、コンサベーションバンキングでは生態系機能はオフセットの対象でないため、制度としては生態系サービスは考慮されておらず、生態系サービスに対する価値についても考慮されていないため、一般の人々がどの程度の重要度を示すかは参照点として有効と考えられる。

また、本章での調査は、次章以降で日本に適用する際の評価手法としての課題も特定可能で、より評価者の評価しやすい手法とフレームワークの検討に向けた起点となる調査といえる。

### 7.2. 導入

特定の生態系より供給される生態系サービスを網羅的に対象とし、主観的価値を評価した事例は非常に少ない (But see; Raymond et al. 2009, Martín-López et al. 2012)。また、これらの研究はグループディスカッションや面接調査を採用しているため、インターネットによる質問紙調査を用いた調査事例は非常に少ないと考えられる。一部の研究では、上記の研究より広範囲の生態系サービスを対象に定量的な評価を実施しているが、基準にしているのは主観的価値ではなく客観的に把握可能な潜在性である (例えば Dick et al. 2011)。さらに、このような広範囲の生態系サービスを対象とした主観的価値評価が今後増えていくことも想定されるが、主観的価値評価の際に重要となる評価の文脈 (context of the valuation: Brown 1984) を考慮にいれると、生物多様性オフセットバンキングのバンクサイトを想定した主観的価値評価を実施することは、新たな試みであり極めて重要である。

本章で実施する重要度調査は、アメリカカリフォルニア州に位置する季節性湿地を対象としたコンサベーションバンクを対象にしている。コンサベーションバンキングの原型は、カリフォルニア州で 1990 年代初めに生まれた。現在でもコンサベーションバンクの全体の約 8 割が同州に存在し、カリフォルニア州に存在するコンサベーションバンクを対象とした調査は代表性が高いといえる。また、アメリカのミティゲーションバンキング制度では一部の調節サービスがオフセットの対象として考慮されているが、コンサベーションバンキングではそのような仕組みは存在しない。そこで、コンサベーションバンクが提供する生態系サービスを可能な限り網羅的に対象として重要度評価を実施することで、生物多様性オフセットバンキングの仕組みでは捉えられていない価値を認識することを目的とした。

### 7.3. 方法

#### 7.3.1. 対象生態系

重要度評価の対象となる生態系は、季節性湿地（以降、バーナルプール：Vernal Pool と記述する）である。バーナルプールとは、季節によって変化する低地型の湿地で、冬から春にかけて水深の浅い状態となり、夏や秋のほとんどの時期は乾燥状態となる湿地である。この湿地を対象とした理由は、カリフォルニア州において最も開発圧力が高い生態系タイプで、実際のコンサベーションバンクでも多くが対象にしており（DFG 2010）、代表性が高いと考えられるためである。夏眠を行う特殊な生活史を有する Vernal pool fairy shrimp (*Branchinecta lynchi*) や、バーナルプールを繁殖地として利用しバーナルプール周囲の草原も生息地として利用する Tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*) 等、連邦の絶滅危惧種法 (Endangered Species Act) に掲載されている多種類の絶滅危惧生物が生息する (USFWS 2005)。

#### 7.3.2. 対象生態系サービス

ミレニアム生態系評価 (MA: Millennium Ecosystem Assessment) (2005) の分類に基づき 4 つの大分類 (供給サービス、調節サービス、文化サービス、基盤サービス) とコンサベーションバンキングでオフセットの対象となる生物多様性の項目を対象とした。各大分類の中に複数の生態系サービスが含まれる。生態系サービスは、ラムサール条約で示されている湿地の生態系サービスの分類<sup>51</sup>を参考としつつ、カリフォルニア州のコンサベーションバンキング担当行政機関へのヒアリングを基に

表 7-1 のように設定した。アンケート内での各生態系サービスの詳細な説明については付録に

表 7-1 対象とした生態系サービス

大分類と生物関連項目	詳細項目(略称)
Provisioning services (供給)	Wetland products (湿地生産)
	Genetic materials (遺伝物質)
	Hunting birds (ハンティング)
Regulating services (調節)	Flood control/storm protections (洪水制御)
	Water purification (水質浄化)
	Climate change mitigation and adaptation (気候変動)
Cultural services (文化)	Recreation/Ecological education (レクリエーション)
	Cultural values (文化価値)
Supporting services (基盤)	Groundwater replenishment (帯水層)
	Sediment & nutrient retention and export (塩循環)
Biodiversity and its Habitat (生物多様性)	Endangered species & its habitat (絶滅危惧種)
	Species other than endangered species & its habitat (絶滅危惧種以外)

<sup>51</sup> ラムサール条約事務局: Wetland ecosystem services, [http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-pubs-info-ecosystem-services/main/ramsar/1-30-103%5E24258\\_4000\\_0\\_](http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-pubs-info-ecosystem-services/main/ramsar/1-30-103%5E24258_4000_0_). 2012/12/18.

添付したアンケート票を参照されたい。評価者の理解の促進をはかるため、湿地生産と気候変動については、具体的な定量値を示した。このため他の生態系サービスと比してこれらの生態系サービスの情報量は多く、質も高いことに注意を要する。

### 7.3.3. インターネットアンケート内容

重要度評価は、インターネットを用いて行った。これは、調査会社に登録した全ての人に調査依頼をメールで送り、設定された URL に存在する質問画面によって調査を行うものである。回答者には回答後に WEB 上で利用可能なポイント等の一定の謝礼が与えられる。

この調査で対象とした母集団は、18 歳以上のカリフォルニア州在住者である。アンケートは、2011 年 1 月 12 日から 19 日の期間に実施した。取得サンプル数（納品数）は、1,430 人とした（調査会社：SSI ジャパン）。質問や説明を理解していない回答者を確認設問により除き、1,399 人を有効回答とした。カリフォルニア州全住民、有効回答者それぞれの性別と年齢構成を表 7-2 で示した。また、調査会社のカリフォルニア州の登録者数は、18 歳～69 歳で男性が約 35,000

表 7-2 母集団とサンプルの性別・年齢構成

サンプル					カリフォルニア州 2010 年時				
	全体	男	女	男/女		全体	男	女	男/女
全体	1399	685	714	1.0	全体	37,253,956	18,517,830	18,736,126	1.0
20歳以下	106	56	50	1.1	20歳未満	10,452,042	5,354,616	5,097,426	1.1
21～30歳	296	140	156	0.9	20～29歳	5,510,358	2,849,483	2,660,875	1.1
31～40歳	328	155	173	0.9	30～39歳	5,147,047	2,595,717	2,551,330	1.0
41～50歳	320	164	156	1.1	40～49歳	5,298,950	2,655,307	2,643,643	1.0
51～60歳	166	65	101	0.6	50～59歳	4,766,848	2,336,519	2,430,329	1.0
61～70歳	128	71	57	1.2	60～69歳	3,135,755	1,489,395	1,646,360	0.9
71～80歳	47	29	18	1.6	70～79歳	1,738,749	780,576	958,173	0.8
80歳以上	8	5	3	1.7	80歳以上	1,204,207	456,217	747,990	0.6

カリフォルニア州 <http://quickfacts.census.gov/qfd/index.html> (2012/11/23 アクセス)

人、女性が約 60,000 人である。

アンケートの構成は、まずカリフォルニア州の一般的な湿地とバーナルプールタイプの湿地について写真を示しながら解説し、そこに生息する生物や絶滅危惧種などを紹介した。その後、カリフォルニア州の湿地保全の現状とコンサベーションバンキングの仕組みを解説した。ここでは、生物多様性バンクのクレジット価格は、クレジット生産コストや土地代などに基づいて決定され、必ずしもすべての生態系サービスの価値を反映したものでないことを説明した。続いて、居住エリアについて尋ねた。居住エリアは、カリフォルニア州を北部エリア、中部エリ

ア、南部エリアの3つに分け、それぞれのエリアごとにバンクを仮想的に2箇所設置し、その中からバンクを一つ選択させ回答を求めた。これは、居住地から比較的近い位置に対象生態系となるバンクサイトを設定することで、回答者も地理的に想定しやすく現実的な設定となるように配慮したためである。バンクサイトの実際の位置の選定に関しては、バンク設立場所に現実感を持たせるため、担当行政機関の報告書（DFG 1998）に基づいてカリフォルニア州のバーナルプール地域（vernal pool regions）の中で選定した。

また、バンクサイト周辺の土地環境による影響を考慮するために、設定したバンク合計6箇所のうち、4箇所を都市近郊に、残り2箇所を郊外部に設置した。バンクサイトの設定面積は、収集したバンクドキュメントの平均的な面積を参考として500エーカーとし、多くのバンクがバーナルプールタイプのクレジットを主とした複合的なタイプであったことから、想定したバンクは50エーカーのバーナルプールを含み、周辺の湿地を含めて合計500エーカーのバンクとした。このバンクは、非営利の団体が設立し維持管理しているバンクとし、バンクとならない場合は開発事業によりこの生態系が消失することを説明した。

続いて、生態系サービスの大分類と生物多様性について解説した後、このバンクサイトから供給される生態系サービスに対する重要度の評価を求めた。それぞれの生態系サービスの項目間における重要度について合計が100%となるように尋ねた（実際の設定は、「Please indicate the “weighting” below. (Your percentages should total 100 %.)」）。それぞれの生態系サービスに対して0~100までの整数値の入力を求めた。その後、生態系サービス大分類と生物多様性も合計が100%となるように重要度を尋ねた。これ以降で仮想評価法などを実施しているが、本論文の対象ではないので割愛した。使用したアンケート票は付録に掲載した。

#### 7.3.4. 解析

初めに、各大分類内での生態系サービスの割合の平均値を求めた。各大分類内の生態系サービスの重要度は合計すると100%になるよう指定している。

次に、異なる大分類に含まれる生態系サービス間の重要度を比較するために、式7.1を適用した。これは、全ての個々の生態系サービスの重要度評価の後に設置した、大分類間の重要度評価の結果に基づいている。

$$L_x \times \frac{E_{xy}}{100} = e_{xy} \dots (7.1)$$

$$\sum_{x=1}^n L_x = 100 \dots (7.2)$$

$$\sum_{y=1}^m E_{x'y} = 100 \dots (7.3)$$

ただし、 $L_x$ は大分類xに対する重要度、 $E_{xy}$ は大分類xに含まれる生態系サービスであるy

に対する重要度、 $e_{xy}$ は按分後の生態系サービス $y$ の重要度を示す。式 7.3 において  $x'$ は 1 から  $n$  の任意の整数を指す。今回の重要度評価では、 $n = 5$ （供給、調節、文化、基盤、生物多様性）である。 $m$  は、各大分類によって異なるが、2 から 3 の間である（表 7-1 参照）。

#### 7.4. 結果

結果を表 7-3 に示した。各生態系サービスと生物多様性の重要度を見ると、供給サービスは、「湿地生産」41.1%、「遺伝物質」30.8%、「ハンティング」28.1%となり、湿地生産が高い結果となった。調節サービスは、「洪水抑制」35.2%、「水質浄化」36.1%、「気候変動」28.8%となり、「洪水抑制」と「水質浄化」の値が同程度で「気候変動」が若干小さい結果となった。文化サービスは「レクリエーション」54.8%で「文化価値」45.2%となり、レクリエーションが若干大きい結果となった。基盤サービスは「帯水層」54.7%、「塩循環」45.3%となり、「帯水層」が若干大きい結果となった。生物多様性は「絶滅危惧種」54.9%、「絶滅危惧種以外」45.1%となり、「絶滅危惧種」が若干大きい結果となった。

各大分類と生物多様性の重要度の平均値は、調節サービスが 23.7%と最も大きな値となり、次いで生物多様性が 20.4%、供給サービスが 19.8%、基盤サービスが 19.4%、文化サービスは 16.7%と最も小さい結果となった。

その結果、各生態系サービス別に重要度を見た場合、生物多様性（絶滅危惧種）が 11.2 で最も高い値となり、次いで基盤サービスの帯水層 10.6、生物多様性（絶滅危惧種以外）が 9.2 となり、バンクの主な保全対象である生物多様性の重要度が高い傾向となった。一方、供給サービスのハンティングが 5.6 で最も小さく、次いで供給サービスの遺伝物質の 6.1、調節サービスの気候変動の 6.8 と供給サービスが概ね低い重要度の値となった。

表 7-3 大分類と生態系サービスの重要度と按分後の重要度

大分類	重要度	生態系サービス	重要度	按分後の重要度
供給	19.8	湿地生産	41.1	8.1
		遺伝物質	30.8	6.1
		ハンティング	28.1	5.6
調節	23.7	洪水制御	35.2	8.3
		水質浄化	36.1	8.6
		気候変動	28.8	6.8
文化	16.7	レクリエーション	54.8	9.2
		文化価値	45.2	7.5
基盤	19.4	帯水層	54.7	10.6
		塩循環	45.3	8.8
生物多様性	20.4	絶滅危惧種	54.9	11.2
		絶滅危惧種以外	45.1	9.2
	5つの大分類の合計が 100%		各大分類内の合計が 100%	全生態系サービスでの合計が 100

## 7.5. 考察

アメリカでは、1970年代から湿地への影響を対象に生物多様性オフセットが行われ、生物多様性オフセットバンキングについても20年近い実績を持つ。一部の湿地の生態系サービスへの影響はオフセットの対象とされてきたが、絶滅危惧種や生態系を対象としたコンサベーションバンキングでは対象とされてこなかった。一部の先進的な地域でのミティゲーションバンキングでは、生態系サービスに対する価値を考慮し始めているが、対象となる生態系サービスは一部であり、バンクサイトの周囲に居住する一般の人々の生態系サービスに対する価値を把握しているわけではない。そのため、生態系や生態系サービスを保全したとしても、政策によるその他の社会的な影響が出る可能性があり、その可能性を確かめる必要がある。

コンサベーションバンクのサイトから供給される生態系サービスを網羅的に対象とした重要度評価により、幅広い生態系サービスに対する一般の人々が感じている価値を把握することが可能となった。本章で実施した重要度評価では、ミレニアム生態系評価の生態系サービスの大分類（MA 2005）に対する重要度に基づき各生態系サービス間で比較可能となるように按分した。これにより、基盤サービスと生物多様性の項目という他の生態系サービスを供給する中間的なものが高い重要度であることが明らかとなった。生物多様性はコンサベーションバンキングの制度やクレジットで既に考慮されている項目であり、政策や法律の本来の目的を達成することにより、一般の人々の価値も担保されていることが確かめられた。一方、供給サービスに対する重要度は低くなり、今回対象とした生態系サービスの中では、考慮の優先度は低いと考えられる。

この結果は、アンケートの導入部分による説明で生物多様性保全に関する情報が多く提供されたことも要因として考えられる。しかし、他の生態系サービスの説明量はおおむね揃っており、アンケートからの情報量の差は小さいと考えられる。

重要度評価手法の課題として2点が挙げられる。一点目は、大分類に対する重要度を基に各生態系サービスの重要度を按分する手法の改善である。階層的な構造となる一つの大項目と其中的複数の項目に対す認識を論理的に一貫性を保って実施することは難しいと考えられる。特に一般の人々には馴染みの薄い対象である生態系サービスの場合にはその傾向が強くなる可能性がある。そして、合計を100%と設定しているため、選択肢の全てが重要でないとする評価者の意見が把握できていない。もう一点は、按分して得られる生態系サービスの重要度が、大分類内の生態系サービスの数の大小によって影響を受ける点である。各大分類内の生態系サービスの重要度評価の際に100%を按分させる手法については、大分類内の相対的な生態系サービスの重要度評価には適している。しかし、大分類の重要度に基づく最終的な生態系サービスの重要度を計算する際には、一貫した認識のもとで評価が実施されていないと、大分類内の生態系サービスの数が多ければ按分後の重要度が小さくなる傾向が生じると考えられる。この解決としては、大分類内の生態系サービスの数を一定にするか、合計を100%と設定せずに重

要度評価を行うことが挙げられる。前者を実施する際の生態系サービス数の設定根拠の正当化は現時点では困難であるため、次章では後者の手法を用いて重要度評価を実施することとする。

## 参考資料

Brown, T. C. (1984) The Concept of Value in Resource Allocation. *Land Economics*, 60(3), 231-246.

DFG (California Department of Fish and Game) (1998) California Vernal Pool Assessment Preliminary Report.

DFG (California Department of Fish and Game) (2010) Report to the legislature: California wetland mitigation banking. State of California, Natural Resources Agency.  
[http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/cmb\\_pubs.html](http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/cmb_pubs.html). 2012/12/18.

Dick, J., C. Andrews, D. A. Beaumont, S. Benham, D. R. Brooks, S. Corbett, D. Lloyd, S. McMillan, D. T. Monteith, E. S. Pilgrim, R. Rose, A. Scott, T. Scott, R. I. Smith, C. Taylor, M. Taylor, A. Turner and H. Watson (2011) A comparison of ecosystem services delivered by 11 long-term monitoring sites in the UK environmental change network. *Environmetrics*, 22(5), 639-648.

MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) Ecosystem and Human Well-being: Synthesis, <http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.html>. 2012/11/28

Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., Amo, D. G. D., Gómez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios-Agundez, I., Willaarts, B., González, J. A., Santos-Martín, F., Onaindia, M., López-Santiago, C., and Montes, C. (2012): Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences, *PLoS ONE*, Vol. 7, No. 6, e38970

Raymond, C. M., Bryan, B. A., Donald, D. H., Cast, A., Strathearn, S., Grandgirard, A., and Kalivas, T. (2009): Mapping community values for natural capital and ecosystem services, *Ecological Economics*, Vol. 68, No. 5, pp.1301-1315

USFWS (United State Fish and Wildlife Service) Sacramento Office (2005) Recovery Plan for Vernal Pool Ecosystems of California and Southern Oregon,  
[http://www.fws.gov/sacramento/es/Recovery-Planning/Vernal-Pool/es\\_recovery\\_vernal-pool-recovery.htm](http://www.fws.gov/sacramento/es/Recovery-Planning/Vernal-Pool/es_recovery_vernal-pool-recovery.htm). 2012/12/18.



## 8. 基礎属性による重要度の変化<sup>52</sup>

### 8.1. 概説

本章では、評価者の基礎的な個人属性（性別や年齢等）の違いにより、生態系サービスの重要度がどのように変化するかを明らかにする。そのため、多様な生態系サービスが供給される森林生態系を対象に重要度評価を実施した。また、アメリカでは、湿地生態系を対象としたミティゲーションバンキングに一部河畔林等の森林生態系が含まれるが、成熟した森林を対象としたバンクサイトは依然として少ないため、日本を対象地とした。日本では人工林が多く、林業の衰退と共に放置林が増えており、生物多様性保全の面からも、多様な生態系サービスを供給するという面からも、課題を多く抱えている（Yamaura et al. 2012）。日本では生物多様性オフセットや生物多様性オフセットバンキングの法制化は行われていないが、愛知県等では制度の構築を開始している。また既に述べたように、既存のアメリカでの生物多様性オフセットバンキング制度が抱えるオフサイトでのオフセットにより生じる都市と地方の差異を考慮し、愛知県の地方部に位置する森林を対象とした。

重要度評価手法については、ミレニアム生態系評価（MA: Millennium Ecosystem Assessment）の分類に基づく大分類間で生態系サービスの数が大幅に異なる場合でも対応できるように改良を試みた。

### 8.2. 導入

生態系サービスに対する主観的価値の定量的な評価は、様々な国や地域、生態系を対象に、異なる主観的価値を表現する単位や言葉を用いて行われている（例えば Sodhi et al. 2010, Castro et al. 2011, Lamarque et al. 2011, Iftekhar and Takama 2008）。日本でも、生態系サービスという用語を用いてはいないが、生態系や自然環境の機能として同様の調査が実施されてきた（例えば青柳 1991, 竹末 1998, 湯本・倉本 2005）。

本章の重要度調査は、多くの既存研究のように現状の生態系を対象としておらず、劣化した森林生態系の再生計画の提示という生物多様性オフセットバンキングに沿った文脈での価値評価である点が新規である。バンク設立の過程においては、担当行政機関にどのような再生作業を対象となる生態系に対して実施するのかという計画を提示する必要がある。ワシントン州の評価手法では、この計画に基づいて将来の生態系サービスのポイントが算出される。再生により変化しうる生態系サービスに対する価値も同時に把握する必要がある。

また、特定の一つの生態系から供給される生態系サービスを網羅的に対象とした価値評価で、個人属性による影響を検討したものは少ない（Martín-López et al. 2012）。多くの既存研究

<sup>52</sup> 本章は、太田貴大・林希一郎・伊東英幸・大場真（2013）再生生態系の生態系サービスに対する重要度の探索的分析：愛知県豊田市の森林の事例、環境共生, 22:38-50. の内容と、Ota, T., Hayashi, K., Ooba, M., and Ito, H. (2012) “Integrating assessment method of ecosystem services based on objective supply and subjective value for biodiversity offset banking: a case of hypothetical restored forest ecosystem in Aichi prefecture, JAPAN”, 4th International EcoSummit: Ecological Sustainability, Restoring the planet's ecosystem services の内容に基づいている。

では、単一の生態系サービス、例えば美しい景観を供給するという文化サービスに特化して、主観的価値が受ける詳細な個人属性による影響を検討している (Peter 2011, Suckall et al. 2009)。しかし、多くの多様な生態系サービスを同一の調査で比較しながら価値を付ける行為は、単一の生態系サービス評価とは文脈が大きく異なり、単純には比較できない可能性が高い。

本章で実施する重要度調査は、愛知県豊田市足助町の放置されたスギ・ヒノキ人工林を対象に、生物多様性が高く生態系サービスの量と質がより改善された状態の森林への再生計画に基づき重要度評価を行う。対象地域は、かつては栄えていた林業が衰退した中山間地域であり、日本の森林に関する生物多様性保全の問題を代表する地域である。このようなアンダーユースサイトの再生を実施する形での生物多様性オフセットや生物多様性オフセットバンキング、また生物多様性オフセットバンキングの枠組みを超えた生物多様性保全政策の可能性も考慮すると、現状の問題に即した事例といえる。

### 8.3. 方法

#### 8.3.1. 対象生態系

重要度評価の対象とする生態系は、拡大造林政策によりスギとヒノキが植林されたが、十分な間伐や手入れが行われていない放置人工林である。愛知県豊田市足助町の含まれる旧東加茂郡は、県内でも林業の盛んな地域であったが、木材価格の下落や高齢化に伴い現在は衰退している (豊田市 2007)。足助地域は、林業の衰退問題に直面している日本の典型的な森林地域の一つであり、このアンダーユースサイトで放置人工林問題の解決策として持続可能な林業という形での森林再生を本研究では想定した。

生態系サービスの供給される生態系の状態は、再生計画により示された施業を実施した後の在来種で構成された広葉樹林で、生物多様性が高く、生態系サービスの量と質が最大限になった状態とした。対象森林は 1km<sup>2</sup> で、1 級河川矢作川の中流域に位置する (図 8-1)。

#### 8.3.2. 再生計画

再生計画では、以下の 3 点を想定し、アンケートの導入部分で説明した。1 点目は、森林の現在の状態で、強調した点は、i)未間伐・高密度の人工林、ii)生物相の貧困さ、iii)生態系サービスの質と量の低下である。2 点目は、森林の再生方法で、強調した点は、i)スギ・ヒノキの伐採、ii)地域の広葉樹の植林、iii)管理の継続である。森林の現状の状態と再生後の状態については 1 枚ずつ写真を提示した (付録参照のこと)。3 点目は、基金の説明で、これらの再生はこの森林を所有・管理する仮想の NPO 法人により行われ、林産物で得られる収入で森林管理が持続可能な状態になるまで全ての費用は愛知県民からのみ出資可能な基金から拠出される想定を説明した。アメリカの生物多様性オフセットバンキングでは、上記のように NPO 等の非営利

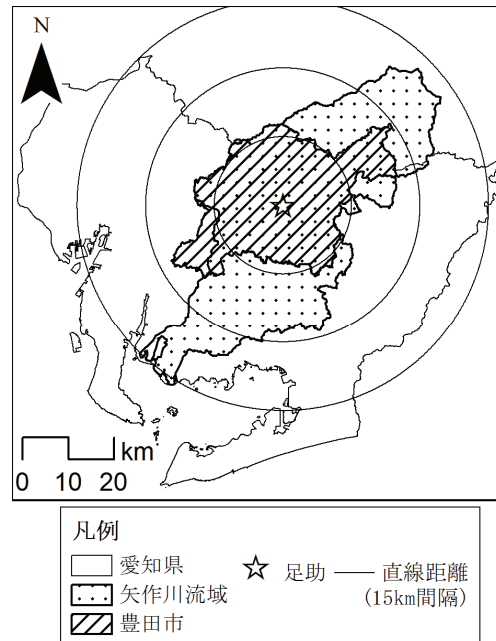


図 8-1 対象森林の位置と解析に用いた地理的要因

組織がバンクスポンサーとなる場合も見られるようになってきた<sup>53</sup>。

### 8.3.3. 対象生態系サービス

対象とした豊田市足助町の森林の生態系サービスは、MA の分類を基準とした。日本の森林という特定の生態系を対象としているため、国際的な基準である MA の分類に加えて日本での森林の公益的・多面的機能の分類（祖田ら 2006）も考慮に入れた。また、生態系サービスの選定にあたっては、現地の状況をよく知る関係者にも意見を伺い、実際に提供されない可能性がある生態系サービスが評価対象として含まれないように配慮した。その結果、合計で 32 の生態系サービスと、生物多様性に関する 4 項目を加え、合計 36 項目を評価対象とした。詳細な生態系サービスの説明と例は、付録のアンケート票を参照されたい。

上記の現状の森林の状態と再生計画を説明し、再生された生物多様性や生態系サービスが豊かになった森林が供給する質と量ともに最高の状態となった生態系サービスを対象として重要度を尋ねた。

### 8.3.4. インターネットアンケート内容

対象とした母集団は、16 歳以上の愛知県在住者である。アンケートは、2011 年 3 月 7 日から 9 日の期間に実施した。取得サンプル数（納品数）は、豊田市民を除く愛知県民を 1,000 人、豊田市民を 400 人とし、愛知県全体を対象としつつ、地域性を考慮し、対象森林が位置する豊田市内の回答者数を増やす配慮を行った（調査会社：楽天アンケート）。取得数から、アンケー

<sup>53</sup> 例えば Nature Conservancy のような大きな団体がバンクスポンサーとなるケースや、ユタ州の Utah Prairie Dog Habitat Credits Exchange Program のような地域レベルのものもある。ユタ州の事例: <http://panoramalandrcd.org/>. 2012/12/18.

表 8-1 愛知県と豊田市の母集団と解析セットのサンプル数（性年代別）

解析セット(愛知県統合)					愛知県 2011年4月1日時点				
	全体	男	女	男/女		全体	男	女	男/女
全体	368	202	166	1.2	全体	5,838,179	2,951,475	2,886,704	1.0
16~19	5	3	2	1.5	16~19	289,643	148,481	141,162	1.1
20代	68	35	33	1.1	20代	856,511	447,580	408,931	1.1
30代	89	46	43	1.1	30代	1,119,601	579,321	540,280	1.1
40代	82	42	40	1.1	40代	1,025,693	529,855	495,838	1.1
50代	68	34	34	1.0	50代	850,657	428,650	422,007	1.0
60代	42	30	12	2.5	60代	1,016,357	499,839	516,518	1.0
70代	14	12	2	6.0	70代	679,717	317,749	361,968	0.9

解析セット(豊田市)					豊田市 2011年4月1日時点				
	全体	男	女	男/女		全体	男	女	男/女
全体	134	81	53	1.5	全体	339,063	180,792	158,271	1.1
16~19	4	2	2	1.0	16~19	18,652	10,224	8,428	1.2
20~30代	61	34	27	1.3	20~30代	132,390	74,050	58,340	1.3
40~50代	50	26	24	1.1	40~50代	106,342	55,306	51,036	1.1
60~70代	19	19	0	n/a	60~70代	81,679	41,212	40,467	1.0

ト画面の冒頭の2つの質問で現状と再生方法に対する理解を示していない回答者と、それらに続く支払意思額を尋ねる質問に0円と回答し、その理由として「質問が理解できない」を選択した回答者を除いたものを有効回答数とした。支払意思額に関しては、重要度評価の設問以前に設定されているため、影響が及んでいる可能性があることに留意する必要がある。インターネット形式を利用しており、対象とする母集団からの無作為確率抽出ではないため、有効回答数を最大限利用するような割当法による調整を実施し以降の解析用のセットとした（母集団の人数は平成23年4月1日推計値）。豊田市内在住の回答者集団では性別と年代を考慮し、20~30代の男女、40~50代の男女、50~60代男性の比率は母集団に合わせた。愛知県内在住の回答者集団では、20代男女、30代男女、40代男女、50代男女の比率は母集団に合わせた。以上より10代、60代、70代の回答者には偏りがある点に留意する必要がある。母集団、解析用セットそれぞれの性別と年齢構成を表8-1で示した。また調査会社の登録者数は、2011年3月時点で、愛知県約21,000人、豊田市約6,200人である。

アンケートの構成を表8-2に示した。まず初めにMAに基づく生態系サービスの4大分類を説明し、続いて対象となる森林の位置と森林の現状また再生計画や施業内容について説明した。次に森林を管理するNPO法人と基金の説明をした。ここまでの内容を確実に読み、内容を理解しているかどうかの確認設問をそれぞれ設置している。次にこの基金への支払意思額を尋ねた。続いて重要度の説明を行い、各生態系サービスの説明と重要度評価を設置した。

本章の重要度評価のアンケート票における設問は「どのくらい重要だと思いますか?」とし、0（重要度はゼロである）から100（非常に重要である）の整数値の入力を求めた。数値入力画面では、0から100のスケールと、日本人にとって最高の程度を表現すると考えられる副詞

表 8-2 アンケート構成

順序	内容	設問数
1	生態系サービスの四大分類(供給、調節、文化、基盤)の説明	1
2	対象となる森林の位置と森林の現状・改善策シナリオの説明	1
3	森林を管理するNPO 法人の活動資金源となる基金の説明とWTP	1~2
4	あなたにとっての重要度と社会にとっての重要度の違いの説明	0
5	四大分類と生物に関する項目の個別の説明と、それに続く重要度評価	
	供給サービス(受益の意識、あなたにとっての重要度、社会にとっての重要度)9つの生態系サービスを4-5の2群に分割し異なるページで提示	27
ローテーション	調節サービス(受益の意識、あなたにとっての重要度、社会にとっての重要度)8つの生態系サービスを4-4の2群に分割し異なるページで提示	24
ン	文化サービス(受益の意識、あなたにとっての重要度、社会にとっての重要度)11つの生態系サービスを6-5の2群に分割し異なるページで提示	33
	基盤サービス(あなたにとっての重要度、社会にとっての重要度)4つの生態系サービスを1群で提示	8
6	生物(あなたにとっての重要度、社会にとっての重要度)4つの項目を1群で提示	8

ここまでの推定回答時間:20~30分

(織田 1970) を含む補助説明を提示し、回答者間での尺度間隔が均一になるように努めた。また、最高の値 100 (非常に重要である) に関しては各生態系サービスで同じレベルの重要度を想定して回答するよう求めた。

既に述べたように、重要度が表現する主観的価値は、自分自身と社会を区別して回答を求めた。ここでは「あなたにとっての重要度」(以降、あなたの重要度)と、「社会(愛知県民)にとっての重要度」(以降、社会の重要度)を分けて質問した。これらを区別せずに単に「重要度」として把握した場合、自分自身は重要さを感じていないにも関わらず、社会を構成する多様な人々を想定して高い重要度を与える回答も含まれることになり、単純化による情報の損失が生じる可能性がある。これは生物多様性オフセットバンキングのような公共的な対象に影響を与える政策で考慮すべき、個人の利益の公正な配分と社会全体の利益の増大(藤井 2004)についての多面的な議論の可能性を損なうことになるため、個人と社会の重要度を区別して回答を求めた。また、社会という語のみでは回答者の想定する範囲が多岐にわたる可能性が高いため、社会を愛知県民全体と明確に定義して回答を求めた。

重要度評価の部分では、回答者の理解を助けるため、評価対象の生態系サービス数が多い大分類である、供給、調節、文化サービスにおいて、生態系サービスを2群に分けて提示し尋ねた。提示群は、過去の文献を基に判断し、各大分類の中で比較的性質の類似している生態系サービス同士を組み合わせることで分割した。表 8-3 において生態系サービスの名称に上付きで提示群を示した。Brown (1984) によると、選好に基づく表明価値は、相対的なものであり文脈依存性が強い。また、ここで実施したインターネットアンケートの画面構成では、一度先の画面に進むと一度回答した生態系サービスに対する重要度のページには戻れない設定となっている。そのため、同一の重要度評価ページ(ここでは同一提示群)内での生態系サービスの組み合わせが、相対的な比較に基づく重要度に影響を及ぼしていることに留意する必要がある。また、順序効果を考慮し、各提示群内での生態系サービスの提示順はランダムとした。各提示群内では、生態系サービスの説明に続き、受益度・あなたの重要度・社会の重要度の順に数値をタイプ入力する構成とした。また、上記同様、順序効果を考慮し、4大分類はローテーション

表 8-3 対象とした生態系サービスとその説明と例の一部

大分類	ES(上付きは提示群)	ES 略称	アンケート画面で提示した説明 アンケート画面で提示した例
供給	木材 <sup>1</sup>	木材	ヒノキやスギだけでなく、ケヤキやナラ類等、様々な種類の木が販売可能で、その用途も多様です 建築用材(柱材、板材、合板)、木製品(家具、楽器、樽)、キノコの栽培木
	水 <sup>1</sup>	水供給	森に降った雨は、一部は地表を流れ、他は地中を通して、川に流れ出る水となります 飲料水、農業用水、工業用水
	肥料 <sup>2</sup>	肥料	主に、落ち葉や刈られた草からできる腐葉土を生み出しています 腐葉土
			他に、食料 <sup>1</sup> (食料)、繊維 <sup>1</sup> (繊維)、燃料 <sup>1</sup> (燃料)、生化学物質 <sup>2</sup> (生化学)、装飾品の素材 <sup>2</sup> (装飾品)、工芸材料 <sup>2</sup> (工芸)を対象とした
調節	水の調節 <sup>1</sup>	水調節	雨水を地中に貯める働き、地中に貯めた水を川や湖等に適度に出し水量を調節する働き、地面を 通過した水の水質を浄化する働き
	自然災害からの防護 <sup>2</sup>	災害	地すべりや土石流の緩和、落石防止、防風、防音、飛砂防止、日射防止、延焼防止、洪水や氾濫 の緩和
			他に、大気質の調節 <sup>1</sup> (大気質)、気候の調節 <sup>1</sup> (気候)、土壌浸食の抑制 <sup>1</sup> (浸食)、病気の予防 <sup>2</sup> (病気)、害虫の抑制 <sup>2</sup> (害虫)、花粉媒介 <sup>2</sup> (花粉)を対象とした
文化	レクリエーションの場所 <sup>1</sup>	レク	余暇や観光のために楽しむ場所を提供する ハイキング(山歩き)、狩猟、エコツーリズム(林業体験)、キャンプ、山菜・キノコ狩り、バードウォッチ ング
	宗教的な場所 <sup>1</sup>	宗教	神がやどる神聖な場所や物を提供する 祭り、御神木
	伝統的な生活の知恵や知識を作る <sup>2</sup>	伝統	森を生活の場としたり、森に深く関わっている人達の生活の知恵や知識を形作る 天候に基づく林業の作業のカレンダー、足助地域で受け継がれている林産物の様々な有効活用 方法
	インスピレーションの源 <sup>2</sup>	閃き	芸術や、民話など様々な文化にひらめきの源を提供している 足助地域にしかない昔話
			他に、治療・保養・療養の場所 <sup>1</sup> (治療)、環境教育の場所 <sup>1</sup> (教育)、科学研究の場所 <sup>1</sup> (研究)、歴史・文化遺産の場所 <sup>1</sup> (遺産)、美的価値を作る <sup>2</sup> (美的)、社会的関係を作る <sup>2</sup> (関係)、場所の感覚を作る <sup>2</sup> (場所)を対象とした
基盤	水循環	水循環	森林に降る雨は、葉や幹、地面から蒸発し、また雨となって降る。地面にしみこんだ雨水は、川や 湖に流れ出して、循環する。 他に、光合成(光合成)、栄養塩サイクル(栄養塩)、土を作る(土壌)を対象とした。括弧内は本論文での ES 略称
生物	遺伝子の違い	遺伝子	スギという種の中にも、個々の木の遺伝子の違いによって、病弱なものや健強なもの、木材として 堅いものや柔らかいものが生まれます。これらの遺伝子の違いが増えるほど、遺伝子の多様性は 高くなります。 他に、生物種の違い(種)、生き物の生息環境(生息地)、絶滅危惧種の保護(絶滅)を対象とした

させた。このローテーションからは、生物多様性の的大分類は除いたため、生物多様性は常に最後に評価されている。

### 8.3.5. 解析

初めに、あなたの重要度と社会の重要度で、全生態系サービスと生物多様性の項目において平均値を求め、重要度が高い生態系サービスと低い生態系サービスを明らかにした。次に、各生態系サービスのあなたと社会の 2 種類の重要度間でウィルコクソン符号付順位検定を行い、これらに有意な差があるかを確認した。この際、効果量 (r) と検出力 (1-β) を算出した(水本・竹内 2010)。さらに、全生態系サービスのあなたと社会の重要度においてスピアマンの順位相関係数を求め、異なる大分類の生態系サービスペアについて関係性があるかどうかを明らかにした。

今回対象とした基礎的な個人属性は、性別・年齢・職業・世帯収入・居住行政区・居住流域・対象森林(便宜的に 35° 8'N 137° 18'E 度、分表示)と居住地(回答で得られた郵便番号界 7 桁の重心点)との直線距離の合計 7 つで、それぞれを 2~5 の群に分けた(表 8-4)。年齢で群を分けた基準は、母集団の性別と年齢を考慮した人口分布に可能な限り合わせるため割当法を

表 8-4 基礎属性の各構成群

基礎属性	セット	群数	構成
年齢	1	4	20代, 30代, 40代, 50代
	2	2	20~30代, 40~50代
性別	1	2	男性, 女性
	2	2	男性, 女性
職業	1	2	1次産業+2次産業, 3次産業従事者
	2	2	1次産業+2次産業, 3次産業従事者
世帯収入	1	5	300万円未満, 300~500万円未満, 500~700万円未満, 700~1,000万円未満, 1,000万円以上
	2	3	300~500万円未満, 500~700万円未満, 700~1,000万円未満
居住行政区	2,4	2	豊田市を除く愛知県民, 豊田市民
居住流域	1	2	矢作川流域内在住者, 流域外在住者
	2	2	矢作川流域内在住者, 流域外在住者
対象森林からの直線距離	3	4	対象森林から15km未満, 15~30km未満, 30~45km未満, 45km以上

解析用セット: 1 愛知県, 2 豊田市, 3 全有効回答, 4 愛知県(豊田市除く)

用いたため、有効回答を最大限利用できるように人数を定めた。職業は、第1次産業従事者が極端に少なかったため、第2次産業と統合した。世帯収入も各群が均等になるように考慮した。対象森林と居住地との直線距離についても、各群が均等なサンプル数になるように考慮して15kmごとに区切った。また特に対象森林から10km以内に居住する者のサンプル数が少なかったため、15kmで区切ることにした。

2群ではマンホイットニーのU検定、多群ではクラスカル・ウォリス検定を用い、ダンの多重比較手続きに従い多重比較を行った。この際、U検定では、効果量(r)と検出力(1-β)を算出した(水本・竹内 2010)。一方、クラスカル・ウォリス検定では統計値が複雑なため算出せず(Field 2009)、多重比較においてのみ効果量(r)と検出力(1-β)を算出した(水本・竹内 2010)。また検出力算出では全て $\alpha = 0.05$ とした。結果では小数点以下2桁目を四捨五入して示した。居住地から対象森林の直線距離や属する流域については、ArcGISを用いて作業を行った。

次に、主観的価値である重要度を基に、どの生態系サービス同士がグループとして認識されるのかを明らかにした。既存研究(Martín-López et al. 2012)では、冗長性分析(Redundancy Analysis)を実施し、その第3軸までの成分を基にクラスター分析(ワード法)を行っている。この手法は生態系サービスと基礎個人属性等の複数の要因間の関係性を探る点で優れている一方、複数の要因の関係が複雑であり解釈が困難な場合も想定される。そのため、本研究では、より解釈が容易で解析や解釈を行う環境も整っていると考えられる主成分分析を採用した。以上の理由に基づき、愛知県と豊田市のあなたと社会の重要度それぞれで、供給、調節、文化サービスの全生態系サービスを説明変数とした主成分分析により得られる主成分負荷量を対象にクラスター分析を行った。ここで、対象とした全生態系サービスに対する重要度を変数にクラスター分析を実施しなかった理由は、同じ大分類内の生態系サービスは相関が高く、クラスター分析での生態系サービス間の距離が自然な類似関係を表現しない可能性があったためである(君山 2008)。また、寄与率の高い第1主成分と第2主成分の主成分負荷量を2次元平面上に

射影することでグループを視覚的に理解した。クラスター分析では、ユークリッド距離を用いて、ワード法を適用した。解析は IBM SPSS statistics ver.19.0 を用いて実施した。

また、本章の重要度評価では、問題設定上、多くの統計的有意差検定を実施している。実施した検定では、上記のように効果量と検出力を算出した。これらの統計量は、特に心理学の研究領域で検定を実施する際には参照するように求められてきた（例えばアメリカ心理学会のタスクフォース<sup>54</sup>）。ここでは、実質的な差（平均値や平均ランク）と統計的検定で検出される有意差は異なるものであり、両者共に参照されるべきであるという立場を取る。特に、統計的な有意差は、サンプル数によって変動することが問題視されている。そのため、統計的有意差と共に、標準化された実質的な差（効果量）を算出し、その大小も専門的立場から併せて検討することが求められている。また、第 1 種の危険率 ( $\alpha$ ) と共に、第 2 種の危険率 ( $\beta$ )、つまり「対立仮説が真であるのにそれを棄却してしまう確率」を考慮する必要も説かれる。上記をまとめると、統計的検定で有意差を算出する際には、 $\alpha$ 、効果量、サンプル数、検出力 ( $1-\beta$ ) を併せて明記し、実質的な差も確認できるように配慮する必要がある（以上は、豊田 2012）。一方、 $\alpha$ 、 $1-\beta$ 、そして効果量を事前に設定することで、実質的な差を担保可能な統計的有意差検定が可能となるサンプル数を想定可能となる。しかし、本章で実施する重要度評価は、類似した事例が不足しており適切な効果量の設定が困難であったため必要なサンプル数予測は行っていない。

本章での効果量と検定力の算出には、G\*Power 3 を用いた (Faul et al. 2007)。

#### 8.4. 結果

表 8-5 で愛知県と豊田市の解析用セットにおける全生態系サービスのあなたと社会の重要度の平均値を示した。愛知県、豊田市ともに最高の重要度は水供給か水循環で、最低は宗教であった。全ての生態系サービスであなたの重要度より社会の重要度の方が大きい値となった。また、2 種の重要度間では、愛知県では全生態系サービスで有意な差が確認できた ( $p < 0.05$ ) のに対し、豊田市では食料、水供給、大気質、気候、水調節、光合成、水循環で有意な差が見られなかった ( $p \geq 0.05$ )。上記の各ノンパラメトリック検定で有意な結果となったものの効果量  $r$  は 0.2 以上で低から中程度であり、検出力  $1-\beta$  は高かった (基準は、Cohen 1988 を参照)。

愛知県、豊田市のあなたと社会の重要度それぞれにおいて、同じ大分類に属する生態系サービスペアでは高い相関を示したが、豊田市の少数のペアで同じ大分類であっても相関が低いものが見られた。あなたと社会の重要度双方で相関が 0.3 以下であったペアは、水供給と工芸品、宗教とレクの 2 ペアのみであった。一方で、異なる大分類に属する生態系サービスペアの中で特に高い、もしくは低い相関を示した上位 3 つをスピアマンの  $\rho$  と共に表 8-6 に示した。相関の高いペアは水関連の生態系サービスで、低いものは宗教とのペアであった。

<sup>54</sup> American Psychological Association, Task Force on Statistical Inference, <http://www.apa.org/science/leadership/bsa/statistical/index.aspx>. 2012/12/18.



表 8-5 重要度の平均値一覧

大分類	ES	愛知県			豊田市		
		あなた	社会	$r, 1-\beta$	あなた	社会	$r, 1-\beta$
供給	木材	41.7	54.4	0.4,1.0	42.7	53.8	0.4,1.0
	食料	52.4	59.1	0.2,1.0	<u>57.2</u>	<u>59.4</u>	0.1,0.4
	水供給	62.9	69.1	0.2,1.0	<u>76.3</u>	<u>76.9</u>	0.0,0.1
	繊維	37.5	47.4	0.3,1.0	40.4	46.9	0.3,1.0
	燃料	40.4	51.6	0.3,1.0	38.9	48.1	0.3,1.0
	肥料	32.6	50.5	0.4,1.0	35.3	49.6	0.4,1.0
	生化学	34.9	49.8	0.4,1.0	40.2	49.8	0.3,1.0
	装飾品	26.5	40.7	0.4,1.0	26.2	39.2	0.4,1.0
調節	工芸	26.6	41.8	0.4,1.0	26.2	41.1	0.4,1.0
	大気質	57.6	65.1	0.3,1.0	<u>63.3</u>	<u>64.2</u>	0.0,0.1
	気候	55.8	62.2	0.2,1.0	<u>61.7</u>	<u>64.4</u>	0.1,0.4
	水調節	60.1	66.9	0.2,1.0	<u>67.0</u>	<u>68.7</u>	0.1,0.2
	浸食	48.7	60.0	0.3,1.0	52.5	59.8	0.2,0.9
	災害	51.7	63.1	0.3,1.0	58.5	64.4	0.2,0.8
	病気	48.0	57.5	0.3,1.0	49.5	55.3	0.2,0.8
	害虫	44.3	54.9	0.3,1.0	46.3	51.3	0.2,0.9
文化	花粉	47.7	58.4	0.3,1.0	50.0	56.2	0.2,0.7
	レク	42.0	55.6	0.4,1.0	44.0	55.0	0.3,1.0
	治療	40.8	53.4	0.3,1.0	39.6	48.6	0.3,1.0
	教育	38.4	54.1	0.4,1.0	41.2	54.5	0.4,1.0
	宗教	15.4	24.6	0.3,1.0	10.9	18.9	0.3,1.0
	研究	29.4	47.6	0.4,1.0	28.3	41.6	0.4,1.0
	遺産	35.1	51.0	0.4,1.0	36.6	49.9	0.4,1.0
	伝統	32.0	48.9	0.4,1.0	33.8	44.8	0.3,1.0
	美的	36.3	48.0	0.3,1.0	38.3	43.2	0.2,0.9
	関係	30.0	46.0	0.4,1.0	29.0	41.6	0.4,1.0
基盤	場所	31.5	44.3	0.4,1.0	30.6	39.2	0.3,1.0
	閃き	30.6	40.5	0.3,1.0	28.7	35.3	0.2,1.0
	光合成	59.1	64.7	0.2,1.0	<u>63.4</u>	<u>66.3</u>	0.1,0.3
	土壌	55.4	63.2	0.3,1.0	58.3	63.1	0.2,0.8
生物	栄養塩	50.4	58.3	0.3,1.0	52.7	56.2	0.2,0.8
	水循環	62.9	69.4	0.2,1.0	<u>70.1</u>	<u>71.9</u>	0.1,0.3
	種	53.0	63.0	0.3,1.0	51.6	59.0	0.2,0.9
	遺伝子	50.4	60.6	0.3,1.0	46.7	56.7	0.3,1.0
生物	生息地	55.7	64.9	0.3,1.0	54.3	60.9	0.2,0.9
	絶滅	54.5	64.5	0.3,1.0	53.4	61.9	0.3,1.0

$p \geq 0.05$  となったペアは下線で示した

ここから個人属性の違いによる重要度の違いについての結果を示す。

年齢については、多くの生態系サービスで年代が高いほど重要度が低い傾向が見られた。ほとんどの生態系サービスで、最高年代が最も低い平均ランクとなった。有意差が確認された生態系サービスは、木材、食料、繊維、燃料のみで、愛知県と豊田市で同様の傾向が見られた(表 8-7)。愛知県では多重比較の結果、繊維の社会の重要度以外で有意な差が確認され、全生態系サービスで 20 代と 50 代の組み合わせで有意な差があり ( $r$  は 0.2 もしくは 0.3、 $1-\beta$  は 0.3 も

表 8-6 異なる大分類に属する ES の相関係数

愛知	あなたの重要度	$\rho$	社会の重要度	$\rho$
	水供給－水循環	0.73	水供給－水循環	0.75
上位	水供給－水調節	0.71	水供給－光合成	0.73
	水循環－水調節	0.70	水循環－水調節	0.73
下位	宗教－水供給	0.19	宗教－水循環	0.31
	宗教－水循環	0.22	宗教－水調節	0.31
	宗教－光合成	0.23	宗教－絶滅	0.33
豊田	あなたの重要度	$\rho$	社会の重要度	$\rho$
	水供給－水循環	0.64	繊維－花粉	0.69
上位	水循環－水調節	0.61	繊維－害虫	0.68
	栄養塩－燃料	0.60	水調節－教育	0.67
下位	水供給－科学	0.12	宗教－水循環	0.05
	水供給－美的	0.13	宗教－光合成	0.14
	光合成－閃き	0.14	宗教－大気質	0.14

しくは 0.4)、50 代の方が低い重要度を付けていた。食料の社会の重要度のみ、30 代と 50 代の間にも有意な差が見られた ( $r = 0.2$ ,  $1-\beta = 0.3$ ) (表 8-7)。

性別については、多数の生態系サービスで有意な差が確認されたが、その全てで女性の方が高い平均ランクとなった。特に社会の重要度において差異のある生態系サービスが多く確認された。愛知県に比べ豊田市の方が有意な差が確認された生態系サービスが少なく一部愛知県では有意な差が見られなかった生態系サービスも挙げた。効果量  $r$  は 0.1 から 0.3 で低から中程度であり、検出力  $1-\beta$  は 0.2 から 0.5 で 0.8 と比べると低かった (基準は、Cohen 1988 を参照) (表 8-7)。

職業については、愛知県においてのみ、多数の生態系サービスで有意な差が確認されたが、全てで 3 次産業従事者の方が高い平均ランクとなった。特に社会の重要度は文化サービスの一部を除く全生態系サービスで有意な差が確認された。効果量  $r$  は 0.1 から 0.3 で低から中程度であり、検出力  $1-\beta$  は 0.1 から 0.4 で 0.8 と比較すると低かった (基準は、Cohen 1988 を参照)。豊田市でも多くの生態系サービスで 3 次産業従事者が高い平均ランクを示したが有意な差にはならなかった (表 8-7)。

世帯収入については、豊田市においてのみ、一部の文化サービスと光合成の社会の重要度で有意な差が確認された。多重比較の結果、全てで有意な差が確認され、文化サービスの全てで 300～500 万円未満と 700～1,000 万円未満の組み合わせで有意な差があり、後者の群の方が高い平均ランクであった ( $r$  は 0.3～0.5,  $1-\beta$  は 0.2, 0.3, 0.5)。光合成では、500～700 万円未満と 700～1,000 万円未満の間に有意な差が見られたが、同様に後者の群が高い平均ランクであった ( $r = 0.3$ ,  $1-\beta = 0.2$ ) (表 8-7)。

表 8-7 回答者の基礎属性の違いにより重要度に有意な差が確認された ES 一覧

基礎属性	解析用セット	大分類	あなたの重要度で有意な差が確認されたES					社会の重要度で有意な差が確認されたES				
年齢	愛知県	供給	木材+	食料+	繊維+	燃料+	木材+	食料+	繊維	燃料+		
	豊田市	供給	木材 (0.2,0.2)	繊維 (0.2,0.2)			木材 (0.2,0.2)	繊維 (0.2,0.2)	燃料 (0.2,0.2)			
性別	愛知県	供給	食料 (0.1,0.2)	繊維 (0.2,0.3)	燃料 (0.2,0.3)		木材 (0.2,0.3)	食料 (0.2,0.3)	水供給 (0.2,0.3)	繊維 (0.2,0.4)	燃料 (0.2,0.5)	
		調節	災害 (0.1,0.2)	病気 (0.1,0.3)	害虫 (0.1,0.2)		気候 (0.1,0.2)	浸食 (0.1,0.2)	災害 (0.1,0.2)	病気 (0.2,0.3)	害虫 (0.2,0.4)	
		文化					治療 (0.1,0.2)	遺産 (0.1,0.2)				
		基盤	土壌 (0.1,0.2)	栄養塩 (0.1,0.2)			光合成 (0.1,0.2)	土壌 (0.2,0.3)	栄養塩 (0.2,0.4)	水循環 (0.1,0.2)		
	豊田市	供給	木材 (0.2,0.2)	食料 (0.3,0.3)	水供給 (0.2,0.2)	繊維 (0.3,0.3)	燃料 (0.3,0.4)	木材 (0.2,0.2)	食料 (0.3,0.3)	繊維 (0.3,0.3)	燃料 (0.3,0.4)	肥料 (0.2,0.2)
		調節						病気 (0.3,0.3)	害虫 (0.2,0.2)	花粉 (0.2,0.2)		
		文化	宗教 (0.2,0.2)					遺産 (0.2,0.2)	閃き (0.2,0.2)			
		供給	食料 (0.1,0.2)	肥料 (0.1,0.2)	生化学 (0.1,0.2)	工芸 (0.1,0.1)		木材 (0.1,0.2)	食料 (0.2,0.3)	水供給 (0.2,0.2)	繊維 (0.2,0.2)	燃料 (0.2,0.2)
職種	愛知県	調節	水調節 (0.2,0.2)	災害 (0.2,0.2)	病気 (0.2,0.3)	害虫 (0.2,0.3)	花粉 (0.2,0.3)	大気質 (0.1,0.2)	気候 (0.2,0.2)	水調節 (0.2,0.2)	浸食 (0.1,0.2)	災害 (0.2,0.3)
		文化	治療 (0.2,0.2)	伝統 (0.1,0.2)	美的 (0.1,0.1)			遺産 (0.1,0.2)	美的 (0.2,0.2)	関係 (0.2,0.2)	場所 (0.2,0.2)	閃き (0.2,0.2)
	基盤	光合成 (0.2,0.3)	栄養塩 (0.2,0.3)	土壌 (0.2,0.3)	水循環 (0.2,0.3)		光合成 (0.2,0.4)	栄養塩 (0.2,0.2)	土壌 (0.3,0.4)	水循環 (0.2,0.4)		
	生物	種 (0.2,0.3)	遺伝子 (0.2,0.3)	生息地 (0.2,0.3)	絶滅 (0.2,0.3)		種 (0.3,0.4)	遺伝子 (0.2,0.3)	生息地 (0.2,0.4)	絶滅 (0.2,0.3)		
	世帯収入	豊田市	文化	レク+	美的+			レク+	遺産+	伝統+	美的+	関係+
行政区	愛知県 (豊田市除く), 豊田市	供給	水供給 (0.2,0.4)				水供給 (0.1,0.2)					
		調節	水調節 (0.2,0.3)	災害 (0.1,0.2)								
直線距離	全 有効回 答	供給	水供給+	肥料+	生化学							
		調節	大気質+	水調節+	浸食	災害+						
		文化	レク+									
基盤	光合成	栄養塩	土壌	水循環+								

$p < 0.05$  のみ表示. 括弧内:  $\alpha = 0.05$  (効果量  $r$ , 検出力  $1-\beta$ ). +: 多重比較で調整済  $p < 0.05$  の組合せあり.

居住行政区については、豊田市以外の愛知県民と豊田市民との間で有意な差が確認された生態系サービスは、水供給、水調節と災害であり、豊田市民の方が高い平均ランクとなった。効果量  $r$  は 0.1 もしくは 0.2 であり、検出力  $1-\beta$  は 0.2 から 0.4 で低かった(基準は、Cohen 1988 を参照) (表 8-7)。矢作川流域内在住の人と、他の流域もしくは非集水域在住の人との間で、重要度に有意な差が確認された生態系サービスはなかった。しかし、多くの調節サービスにおいて、平均ランクを比較すると、流域内在住の人の方が高い重要度を付けていた。

対象森林から居住地までの直線距離については、多くの生態系サービスで 45km 以遠に居住しているの方が重要度が低い傾向が見られた。全体で有意な差が確認され、かつ、多重比較で 1 組でも有意な差が確認された生態系サービスは、水供給、肥料、大気質、水調節、災害、レク、水循環であった。これらのうち、多重比較の結果から、比較した 4 群の境界となる距離（対象森林から 15km, 30km, 45km）を境に重要度が減少したことが明らかであった生態系サービスは、肥料（15km 以内に居住する人だけ有意に高い重要度を付けた）と、レク（45km 以遠に居住する人だけ有意に低い重要度を付けた）だけであった（図 8-2: 減衰地点を矢印で示した）（効果量と検出力は表 8-8）。また、上記の距離を境に重要度の変化の傾向が読み取れたものは、水供給、水調節、水循環と大気質（30km を境に減少）、災害（15km を境に減少）であった（図 8-3, 図 8-4）（効果量と検出力は表 8-8）。

最後に、重要度に基づく生態系サービスの分類認識を示す。第 2 主成分までの累積寄与率は、愛知県のあなた、社会の重要度、豊田市のあなた、社会の重要度の順に、66%、73%、57%、

表 8-8 距離の多重比較の効果量と検出力

生態系サービス	肥料		
	0~15km	0~15km	0~15km
組合せ	16~30km	31~45 km	46km~
効果量 $r$	0.1	0.2	0.2
検出力 $1-\beta$	0.2	0.4	0.3

生態系サービス	レク		
	46km~	46km~	46km~
組合せ	0~15km	16~30km	31~45 km
効果量 $r$	0.2	0.1	0.1
検出力 $1-\beta$	0.3	0.3	0.2

生態系サービス	水供給、水調節		水循環、大気質	災害
	31~45 km	31~45 km	31~45 km	31~45 km
組合せ	0~15km	16~30km	16~30km	0~15km
効果量 $r$	0.1	0.1	0.1	0.1
検出力 $1-\beta$	0.2	0.5	0.3	0.2

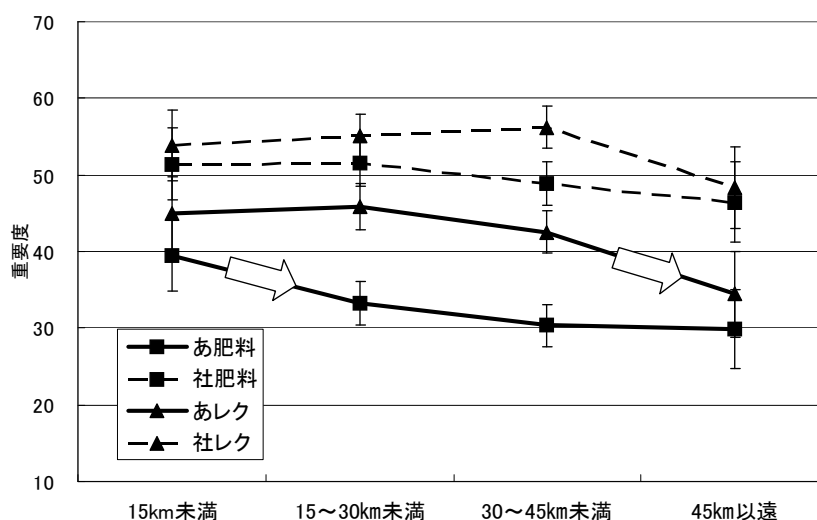


図 8-2 特定の距離で重要度の減少が明らかな肥料とレク

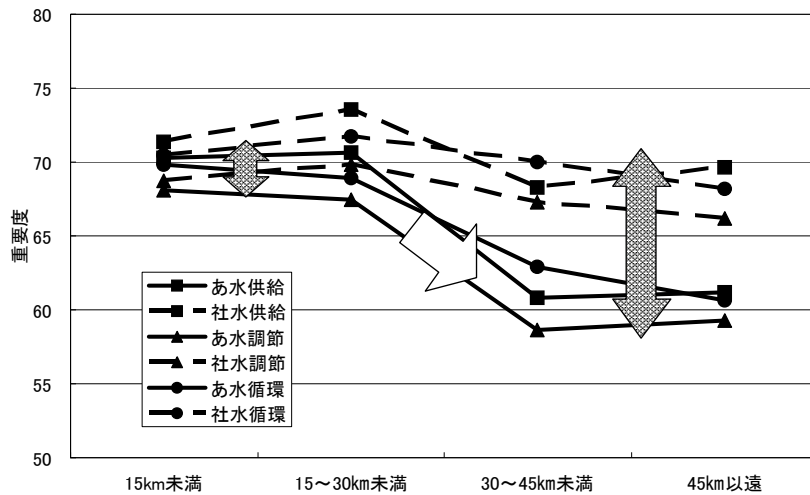


図 8-3 距離と重要度の関係（水関連生態系サービス）

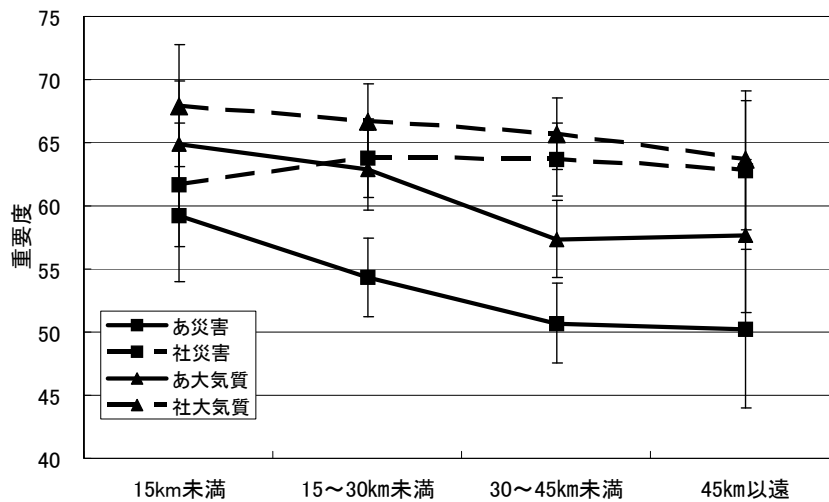


図 8-4 距離と重要度の関係（災害・大気質）

64%であった。各主成分の固有値は 1.0 以上であった。プロットした生態系サービスをクラスター分析の結果に基づき群に分け示した（豊田市あなたの重要度：図 8-5）。全ての結果で第 2 主成分負荷量の正負が最上位のクラスター（図 8-5 太線）を二分する際の基準となった。この最上位のクラスターは、文化サービスと供給サービスの提示群 2 の群と、調節サービスと供給サービスの提示群 1 の群であった。豊田市の社会の重要度のみ若干結果が異なり、文化サービスとそれ以外の全生態系サービスで最上位のクラスターが 2 つに分割された。

### 8.5. 考察

本章では、既存の生物多様性オフセットバンキング制度でも行われる再生計画の提示により変化する生態系とそこから供給される生態系サービスを網羅的に対象として重要度調査を実施した。森林の再生計画では、日本の多くの生物多様性保全の観点で問題を抱える森林の現状を反映するよう、現状の放置された人工林から生物多様性が高く豊かな生態系サービスを提供する森林への再生を提示した。また、「重要度」という主観的価値を表現する用語を用いることで、

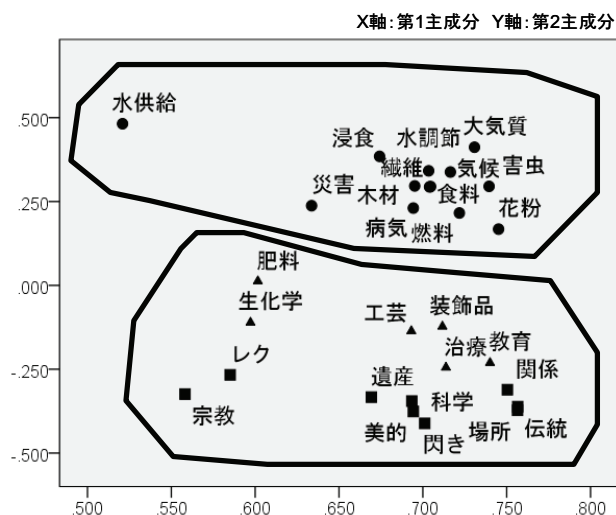


図 8-5 豊田市のあなたにとっての重要度に基づく生態系サービスの分類認識パターン

様々な生態系サービスの価値を相互に比較することが可能となった。

実施した多くの検定で効果量が低から中程度であった。効果量の程度と実質的な平均値差の関係については、類似の研究事例での効果量の報告がないため検討することができない。居住行政区の2群間（豊田市以外の愛知県民－豊田市民）の、あなたにとっての災害の重要度についてのマンホイットニーのU検定では、効果量  $r$  は 0.1、検出力  $1-\beta$  は 0.2 で、有意差の確認できた全検定を通して、低い値であり、実質的な差も低いことが予測される。しかし、この2群間の重要度の平均値差は7であり、0から100の範囲を考慮すると必ずしも小さい値ではないと判断できる。その他の全ての有意な結果の得られた検定では、効果量が0.1の場合でも重要度の差は5以上あった。本研究では、効果量は低い、この差を実質的な差として解釈した。また、多くの有意差が確認された検定でも検出力が低かった。このため、得られた結果は当該サンプルセットでの解釈であり、さらに多くの有意なペアが存在する可能性があることに留意する必要がある。ただし、有意な結果が得られなかった比較群においても、効果量と実質的な差は小さかったことは確認した。検定力が低かった理由として、ノンパラメトリック検定であることと、効果量が低くサンプル数が少ないことが挙げられる。

今後の重要度調査において、今回の結果で効果量が0.1から0.2と総じて比較的低い結果となったため、比較的高い検出力（ $1-\beta = 0.7$ ,  $\alpha = 0.1$ ）を確保するために、2群のサンプル数を均等とした場合1,974人（ $r = 0.1$ ）から496人（ $r = 0.2$ ）程度のサンプル数が必要となる。

重要度の平均値を比べると、あなたの重要度、社会の重要度ともに、水関連の生態系サービス（水供給、水調節、水循環）で高かった。また水関連の生態系サービスは異なる大分類群にも関わらず高い相関を示した。この傾向は、他国での生態系サービスの社会的価値評価でも同様に示されている（Raymond et al. 2009）。また、大気質、気候、浸食、災害等の調節サービスも高い重要度となったが、これらは身近で理解しやすく、自分自身や社会の生活の安全にとって直接的な影響を及ぼすためと考えられる。この結果も他国での広範な生態系タイプを対

象にした社会的選好度評価の研究結果と一致している (Martín-López et al. 2012)。

これに対して、文化サービスは、4 大分類の中で最も低い重要度となった。調節サービスに対する文化サービスの重要性の低さは、平成 17 年度に対象地域と同じ市で実施された豊田市民意識調査 (4,600 人対象) で把握された「あなたが期待する森林の役割 (7 つから 2 つを選択)」の結果ともほぼ一致しており妥当性がある。また、宗教の重要度は他の生態系サービスと比して大幅に低く、相関も低かった。語感による影響を抑えるために生態系サービスの説明や例の表現に配慮したが効果はなかった。この結果は、日本人が宗教を意識よりも感覚で捉えており、言葉で表現された宗教を理解できない、もしくは忌避する傾向 (山折 1996) が予想より強かったためと考えられる。今後は宗教という言葉ではなく、神聖や荘厳といった感覚を表現する言葉を用いることを検討していく必要がある。宗教以外の文化サービスに対する重要度も総じて低かった理由としては、対象森林の近距離に居住している人々の回答が得られなかった点が考えられる。例えば、日本での既存研究でも、都市住民に比べて地域住民の方が森林の美しさや身近さを高く評価する結果が得られている (深町・奥 2002)。今後は無作為確率抽出にもとづく郵送調査等を用いて山間部住民の重要度を把握する必要がある。

ほぼ全ての生態系サービスで社会の重要度が、あなたの重要度より有意に大きくなった。一方、豊田市では一部で (例えば、水関連のサービス) 有意な差が確認されない生態系サービスもあった。以上の結果より、多くの人々は、自分自身にとっての価値が低くても、社会全体にとってほぼ全ての生態系サービスは重要であるというイメージを持つものと考えられる。

次に、基礎属性による重要度の差異について細かく考察を加える。基礎属性の年齢、性別、職業、収入の違いが特定の生態系サービスの重要度に対して影響を与える傾向が見られた。本研究では高年齢 (ただし、50 代まで) で供給サービスの重要度がより低い値となったが、既存の他国での研究によると、高年齢の方が高い選好を示しているため異なる結果となった (Martín-López et al. 2012)。この理由は定かではないが、60 代以上の回答者を増やすことで傾向が変化する可能性も考えられる。性別については、女性の方が総じて高い重要度を付ける結果が既存の研究と一致しており、女性の男性に比した環境配慮行動の優位性が原因の一部と想定される (Martín-López et al. 2012)。職業に関しては、3 次産業従事者 (海外での White-color と同意とする) が文化サービスにおいて高い重要度を付けた。既存の研究では、職業は場所の感覚や景観美に対する選好度を規定する属性として見出されているが (Soini et al. 2012)、本研究でも美的で有意な差が見られた。世帯収入ではいくつかの文化サービスで有意な差が確認され、あなたと社会の重要度で共通であったのは、レクと美的であった。既存研究では、収入が高い方が復元された落葉樹林また混交林の景観美に高い選好を示す結果が得られており (Sklenicka and Molnarova 2010)、本結果と一致した。今後の重要度調査では、以上のような人口動態調査でも把握されうる基礎的な個人属性は可能な限り母集団に合わせて回答者を抽出する必要がある。

これらの基礎的な個人属性に加えて、地理的な基礎属性の違いにより重要度が異なる生態系

サービスが確認された。豊田市が豊田市民を除く愛知県民に比べて、水関連生態系サービスの重要度が高い理由は、市が実施している水道使用量1トンあたり1円を水道水源保全基金に積み立てる制度や、矢作川の水質改善に対する長年の取り組み（豊田市産業部森林課 2005）等を通じ、市民の水環境への意識が高いためと考えられる。また、居住行政区の違いでは重要度に差が生じたが、流域では見られなかった理由としては、多くの回答者が属する流域を認識していないことと、様々な水関連生態系サービスが流域を単位として供給される事実を認識していない可能性が考えられる。米国の生物多様性オフセットバンキングでは、あるバンクのクレジット販売可能範囲（サービスエリア）は特定の基準に従い限定されており、湿地の生態系機能が対象となる場合は流域が範囲となることが多い（Womble and Doyle 2010）。本研究の結果は、科学的に設定された基準に基づく範囲と価値を感じる人々の分布が必ずしも合致しない例といえる。しかし、回答者が流域と生態系サービスの供給範囲を正確に認識すれば、重要度が変化する可能性もあり、今後の検討課題である。

一方、対象森林から直線距離が離れるほど生態系サービスのあなたの重要度が低くなる傾向が確認できたが、生態系サービスによって距離に伴う減衰度合いと大きく減衰する地点が異なる結果となった。重要度の決定に受益度が影響を与えていると仮定すると、肥料は対象森林のより近くの居住者の受益度が高いことを示唆している。供給サービスの受益地は流通により遠方まで及ぶ可能性もあるが、本研究ではその傾向が表れていないと考えられる。一方、対象森林のレクは、近隣の居住者が特に大きな便益を受けているわけではないことが示唆された。遠方の居住者も比較的多くの便益を受けていることが推測される。また、社会の重要度はあなたの重要度に比して距離による減衰が小さく、対象森林との位置関係に関わらず個人が捉える社会の価値感覚は共通していると考えられる。生態系サービスの経済的価値の距離減衰については複数の既存研究があるが（Bateman et al. 2006, Kozak et al. 2011）、対象生態系サービスの数は限定的であり、金銭単位を用いず定量的に表現された主観的価値とは異なる傾向を示す可能性がある。今後は山間部等も含めより地理的に均一なサンプリングを行い、生態系サービスの種類により距離による重要度の変化のパターンを特定する必要がある。

次に、重要度に基づく生態系サービスの分類認識パターンについてであるが、最上位のクラスターで文化サービスと供給サービスの中でも文化的な要素を含む装飾品と工芸が分類されたことで、分類や提示群が異なっても重要度の認識パターンには共通性があることが明らかとなった。しかし、生化学と肥料が距離を置きながらも同じクラスターに含まれる理由は、供給サービスの同じ提示群であり相関が高かったことが考えられるが、明確な理由は定かではない。今後は同じ提示群の重要度に対する影響がどの程度あるのかを検証する必要がある。

他国では人々の生態系サービスに対する相対的な重要度を基に冗長性分析の結果をクラスター分析した事例があるが、本研究とは異なる結果を示した（Martín-López et al. 2012）。どのような目的で情報を分類するかによって採用すべき手法とそれによる分類結果が異なるため、検討する必要がある。



最後に、本研究で得られた結果が、生物多様性オフセットバンキング政策でどのような意味を持つのかについて考察する。まず、水関連と調節サービス（特に大気質・気候）の重要度が他の生態系サービスの重要度に比べて高いことから、生態系サービスの重要度調査を実施するのであれば、これらを優先的に把握するべきである。実際に既存の米国の生物多様性オフセットバンキングでは、湿地生態系の機能としての水調節の価値が考慮され始めている（Hruby 2012）。また、これらの生態系サービスに対して重要度を高く感じる傾向にあるのは、豊田市民と対象森林から居住地までの直線距離が短い人々であった。さらに、あなたの重要度が大きく減衰する距離帯の存在も示唆された。これらの知見から、生物多様性オフセットバンキングで再生される森林生態系からの水関連や調節サービスを対象とした重要度評価を実施する場合には、重点的な調査が必要な距離範囲が存在するといえる。今後はこれらの生態系サービス以外も含めて、重要度を高く感じている人々が多い、優先的に調査の必要のある地理的範囲を特定していく必要がある。

一方、文化サービスの重要度は他の生態系サービスに比して低かったため、重要度調査を行うとしても、考慮の優先度は低いといえる。ここでは、文化サービス内での優先度や重要度調査の際に考慮すべき人々の特徴について考察する。文化サービス内では、レク、治療、教育の重要度が高く、第3次産業従事者や高収入世帯員がより高く感じる傾向があった。米国の生物多様性オフセットバンキングでは、管理目標の中で教育の機会を設けることを掲げているバンクも存在する（North County Habitat Bank 2006）。生物多様性オフセットバンキングの再生計画で教育の機会の提供を明記するならば、上記と逆の属性を有する人々（第1・2次産業従事者と低収入世帯員）の重要度の変化をモニタリングすることで、生態系サービスの価値の再生の効果を判断するための一つの情報源を得られる。

本研究では、あなたの重要度と社会の重要度を区別して尋ねることで、社会の重要度が高いことと、これらの間の差異の有無が確認された。この差が大きかったものとして、文化サービスがある（特に、教育、研究、遺産）。このような差異は、公共事業の影響に対して行政機関がオフセット行為を実施するために、個人の了解を得る必要がある場合等に重要な意味を持つと考えられる。多くの個人は生態系サービスは、社会にとっての重要度が高いと認識しているため、その再生が特定の生態系サービスの社会的な価値を高めることが示されれば、その生態系サービスに重要性を感じていない人々であっても、一定の理解を得られる可能性があることを示唆している。今後は、行政機関が実施するオフセット行為のシナリオを用いて重要度評価を行い、あなたと社会の重要度の差がどのような傾向を示すか確認する必要がある。

また、重要度に基づいて認識されるグループを明らかにすることは、より効率的な重要度調査の可能性を広げると考えられる。同じグループ内の生態系サービスの重要度は同様の推移を示すと考えられるため、少なくともそれぞれのグループから生態系サービスを抽出して重要度を把握すれば、全体の生態系サービスの重要度の傾向を推測することが可能になると考えられる。ただし、このような推測を行うためには、生物多様性オフセットバンキングでも異なる場

所や生態系タイプを対象とした重要度調査の結果を蓄積していく必要がある。

最後に、今後の課題について述べる。以上の再生計画を想定した場合での考察は、生態系や生態系サービスが消失する開発サイトでの重要度把握調査により得られる情報と対応させることが必要である。さらに、現状と再生計画提示時の重要度評価にあわせて、自然再生が実際に行われた後の生態系サービスに対する重要度の変化を把握することも必要である。特に、再生計画に基づいた、より具体的な生態系サービスの供給量や供給範囲の変化を予測し、これらに関する定量的な情報を提示することで、より評価者の前提知識を揃えた形での重要度評価が実施可能となると考えられる。主観的価値は社会状況や評価の文脈によって動的に変化するものであるため、バンクの設立契約締結後であっても適応的に重要度評価を実施し、価値の変化に対応したサービスエリアの変更や、開発の禁止区域の設定などを行う必要がある。

また、サンプリングにおいても、取得された有効回答に割当法を用いる場合でも、ブートストラップ法により再抽出を繰り返す等のより頑健な方法での抽出が求められる。本章の結果では、有効回答数からの抽出は無作為に行ったが、結果で示した有意な差は、当該解析用セットのみの結果であるため、政策決定等の扱いには注意を要する。今後さらにインターネット利用者は増加が予想され、母集団の構成に近づくものと考えられるが、インターネットアンケート会社の登録者の偏りは取り除けない場合もある。そのため、生態系サービスに対する価値調査を前提として、インターネットアンケート調査会社の登録者が主に想定される母集団（例えば各自治体）を代表するかどうかについて、無作為抽出法を用いてサンプリングした郵送法等との比較を通じて確認する必要がある。

## 参考資料

青柳みどり(1991) 林地の生活環境保全機能に関する住民評価の比較分析. 農村計画学会誌, 10(3), 22-33.

Bateman, I. J., Day, B. H., Georgiou, S., and Lake, I. (2006) The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP, *Ecological Economics*, Vol. 60, No. 2, pp.450-460

Castro, A. J., B. Martín-López, M. García-Llorente, P. A. Aguilera, E. López and J. Cabello (2011) Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. *Journal of Arid Environments*, 75(11), 1201-1208.

Cohen, J. (1988) *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. 2nd edition, Lawrence Erlbaum

Faul, F., Erdfelder, E., Lang, A.-G., and Buchner, A. (2007) G\*Power 3: A flexible statistical power analysis program for the social, behavioral, and biomedical sciences. *Behavior Research Methods*, Vol. 39, pp.175-191

Field, A. (2009): *Discovering statistics using SPSS*. 3rd edition, SAGE

藤井聡 (2004) 土木計画に社会心理学を役立てる, 竹村和久編, 社会心理学の新しいかたちー心理学の新しいかたち第8巻ー, pp.125-148, 誠信書房.

深町加津枝・奥敬一 (2002) 里山ブナ林に対する地域住民と都市住民の景観評価および継承意識の比較, ランドスケープ研究, Vol. 65, No. 5, pp.647-652.

Hruby, T. (2012) *Calculating Credits and Debits for Compensatory Mitigation in Wetlands of Western Washington*, Final Report, Washington State Department of Ecology publication

Iftekhar, M. and T. Takama (2008) Perceptions of biodiversity, environmental services, and conservation of planted mangroves: a case study on Nijhum Dwip Island, Bangladesh. *Wetlands Ecology and Management*, 16(2), 119-137.

君山由良 (2008) データ分析入門2ー多変量解析法・MDSの応用, データ分析研究所

Kozak, J., Lant, C., Shaikh, S., and Wang, G. (2011) The geography of ecosystem service value: The case of the Des Plaines and Cache River wetlands, Illinois, *Applied Geography*, Vol. 31, No. 1, pp.303-311

Lamarque, P., U. Tappeiner, C. Turner, M. Steinbacher, R. Bardgett, U. Szukics, M. Schermer and S. Lavorel (2011) Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Regional Environmental Change*, 11(4), 791-804.

Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., Amo, D. G. D., Gómez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios-Agundez, I., Willaarts, B., González, J. A., Santos-Martín, F., Onaindia, M., López-Santiago, C., and Montes, C. (2012): Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences, *PLoS ONE*, Vol. 7, No. 6, e38970

水本篤・竹内理 (2010) 効果量と検定力分析入門ー統計的検定を正しく使うためにー, 外国語教育メディア学会関西支部メソドロジー研究部会 2010 年度報告論集, pp.47-73.

North County Habitat Bank (2006) Bank Enabling Instrument, Exhibit D-2, Long-term Management Plan, 9.6 PUBLIC AWARENESS.

織田揮準 (1970) 日本語の程度量表現用語に関する研究, 教育心理学研究, Vol. 18, No. 3, pp.166-176.

Peter, H. (2011) Landscape aesthetics: Assessing the general publics' preferences towards rural landscapes. *Ecological Economics*, 72(0), 161-169.

Raymond, C. M., Bryan, B. A., Donald, D. H., Cast, A., Strathearn, S., Grandgirard, A., and Kalivas, T. (2009) Mapping community values for natural capital and ecosystem services, *Ecological Economics*, Vol. 68, No. 5, pp.1301-1315

Sklenicka, P. and Molnarova, K.(2010) Visual Perception of Habitats Adopted for Post-Mining Landscape Rehabilitation, *Environmental Management*, Vol. 46, No. 3, pp.424-435

祖田修・太田猛彦・谷口旭・佐藤晃一・隆島史夫 (2006) 森林の多面的機能, 祖田修・太田猛彦・谷口旭・佐藤晃一・隆島史夫編, 農林水産業の多面的機能, pp.55-95, 農林統計協会.

Sodhi, N., T. Lee, C. Sekercioglu, E. Webb, D. Prawiradilaga, D. Lohman, N. Pierce, A. Diesmos, M. Rao and P. Ehrlich (2010) Local people value environmental services provided by forested parks. *Biodiversity and Conservation*, 19(4), 1175-1188.

Soini, K., Vaarala, H., and Pouta, E. (2012) Residents' sense of place and landscape perceptions at the rural-urban interface, *Landscape and Urban Planning*, Vol. 104, No. 1, pp.124-134

Suckall, N., E. D. G. Fraser, T. Cooper and C. Quinn (2009) Visitor perceptions of rural landscapes: A case study in the Peak District National Park, England. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1195-1203.

竹末就一・杉本正美・包清博之 (1998) 都市における樹林地の保全・活用に向けた価値評価に関する研究(平成 10 年度 日本造園学会研究発表論文集(16)). *ランドスケープ研究：日本造園学会誌*, 61(5), 711-714.

豊田秀樹 (2012) 検定力分析入門—R で学ぶ最新データ解析— (第 2 刷) , 東京図書.

豊田市 (2007) 100 年の森づくり構想, 豊田市.

豊田市産業部森林課 (2005) 矢作川流域の概要と流域保全の取組, とよた森づくり委員会第 2 回委員会資料 2, <http://www.city.toyota.aichi.jp/shingikai/ag/39/02siryou02.pdf>. 2012/12/18.

Womble, P. and Doyle, M. (2010) Setting Geographic Service Areas for Compensatory Mitigation Banking, *National Wetlands Newsletter*, Sept-Oct 2010

山折哲雄 (1996) 近代日本人の宗教意識, 岩波書店.

Yamaura, Y., H. Oka, H. Taki, K. Ozaki and H. Tanaka (2012) Sustainable management of planted landscapes: lessons from Japan. *Biodiversity and Conservation*, 21(12), 3107-3129.

湯本裕之・倉本宣 (2005) 都市部ニュータウンにおける竹林の環境保全機能に対する住民の意識(平成 17 年度日本造園学会全国大会研究発表論文集(23)). *ランドスケープ研究：日本造園学会誌*, 68(5), 773-778.

## 9. 重要度の決定要因の把握<sup>55</sup>

### 9.1. 概説

ここまでの章で、重要度評価の具体的な事例への適用結果について述べた。これらの二つの事例では、評価者に対して生物多様性オフセットバンキングやそれに伴う再生により変化し保全される生態系と生物多様性を説明し、そこから供給される生態系サービスを網羅的に対象として重要度評価を実施した。この結果、異なる生態系サービス間の主観的価値の比較を重要度という統一的な単位で比較可能となった。また、重要度評価によって価値を定量的に把握することで、生物多様性オフセットバンキングで生じていた開発サイトとバンクサイトの間で生じる人々の社会－経済的差異をより具体的に把握することが可能となる。生態学的な要素のみを考慮したオフセットで生じうる個人もしくは社会全体の不利益や不均衡を考慮し、公正さと公平さを担保可能な政策に改善することは意義がある。

Chan et al. (2012) は、環境に関する財やサービスの価値を決定する際に前提となる様々な価値軸 (Dimensions of Values) の存在を指摘している。生態系サービスの定量的な価値評価でしばしば用いられる新古典派経済学に基づく金銭単位での価値評価は、価値の決定は選好 (Preference) に基づいたり、受益の有無という結果 (Consequence) に基づく一部の価値基軸のみを前提としている。

表明選好法により推定される支払意思額 (WTP : Willingness to pay) が一般の人々の選好を反映するためのものであるならば、評価対象の環境財に対する態度 (attitudes) や、保全の方法やサポートの仕組みに対する態度と強い関係を有しているはずである。しかし、既存研究は、これらは関係しておらず、むしろ態度は抵抗回答と強く関係していることが明らかにしている (Sauer and Fischer 2010)。さらにこの研究で特定された構造方程式モデルからは、態度は価値と強く結びついており、WTP は価値と直接の関係を持たない結果となっている。このため、Sauer and Fischer は、一般の人々の選好をよりの確に把握するためには、WTP だけでなく態度も把握すべきであると結論している。しかし、Sauer and Fischer (2010) では、Schwartz (1992) の価値体系の中から universalism と conformity のみを評価対象に対する態度や WTP の表明という行動の最も基本となる価値として捉えている。これは、ミレニアム生態系評価の文化サービスを含む幅広い生態系サービスを対象とする場合では不十分な可能性があり、より広範囲な価値が前提となっていると仮定する必要があると考えられる。本論文で表明価値の定量化に用いている「重要である」という表現も、選好に基づいた選択から得られる結果 (受益や便益) に大きく影響されると考えられる。しかし、金銭単位を用いる経済学的評価手法が原理や美德を含まない帰結主義を前提としていることや、既存研究で明らかのように WTP が一部の価値を反映していないことを考慮すると、より多様な価値軸を反映している可能性が高い

<sup>55</sup> 本章は、太田貴大・林希一郎・伊東英幸 (2012) 生態系サービスの文化サービスに対する主観的価値の決定要因－愛知県一色干潟における精神的療養と環境教育利用に着目して。環境情報科学学術研究論文集 26:307-312. に基づいている。

重要度は、既存手法を補完する有効な単位の一つといえる。

本章では、生物多様性オフセットバンキングや生物多様性オフセットでしばしば用いられる、現状の維持と管理を続けて保全するという手法を対象とし、これにより保全される干潟生態系の生態系サービスの重要度評価を行った。また上記の点を踏まえて、評価者が重要度を定量的に決定する際にどのような要素を考えているのかを自由記述より網羅的に明らかにすることで、重要度の表明がどの程度多様な価値軸を前提としているかを把握することを目的とする<sup>56</sup>。

重要度の決定要因が具体的に把握されない場合、例えば提示した再生計画で特定の生態系サービスの価値をさらに上昇させたいといった具体的な施策を実行するための情報が存在しないこととなる。重要度の決定要因の多様さを把握しておくことで、価値に基づいて実施したはずの政策が想定外の不均衡を生み出した場合にも、よりきめ細かい対応が可能となる。また、重要度の決定要因を様々な社会や生態系タイプ、再生手法等で蓄積していくと、各生態系サービスの価値を表す指標を抽出することが可能となる（第5章のワシントン州の手法を参照）。これにより、実際に重要度評価を実施するよりも低コストで、簡易的な重要度の把握を行うことが可能となる。

## 9.2. 導入

生態系サービスに対する主観的価値を決定する際に考慮される要因は、事前の学習やアンケート時の説明で得た知識やその知識によって形成される選好や価値軸における位置、また、アンケート以前から既に決定されている回答者の社会・経済的立場や価値観まで、非常に多様であると考えられる。既存の生態系サービスの主観的価値評価手法では、決定要因を把握していないもの（Martín-López et al. 2012）、主に自然科学的な情報に関するものを決定要因として把握しているもの（青柳・内藤 1989）、対象の管理や保全に対する意向あるいは希望という形で決定要因を把握しているもの（Bryan et al. 2010）があり、必ずしも直接的な主観的価値決定要因を網羅的に把握しているとはいえない。また、青柳・内藤（1989）のように、アンケート設計者が選択肢をあらかじめ用意するプリコード式のアンケートでは、決定要因の多様さは基本的には明らかにならない。ただし、これらの選択肢の設定の理由がプレテストによる詳細で多様な決定要因の把握に基づいたものであるならば問題はない。しかし、既存の研究でそのようなプレテスト時の詳細な情報は提示されず、実際に決定要因が多様かどうかは明らかではない。

決定要因を部分的にしか把握しない際に生じる問題は既に述べた。特に、生態系の構成要素や構造（Potential (Hruby 2012) や Features (King and Herbert 1997)）だけで生態系サービスの供給量や価値が定まるとは限らない多くの文化サービス（Cardinale et al. 2012）を対象とする場合に、これらの問題は生じやすいと想定され、生態系の特徴といった自然科学的な情報だけを決定要因として把握することは不十分であると考えられる。さらに、根本的な

<sup>56</sup> このため重要度の平均値や簡易な検定の結果は付録に示した。

問題として、供給や調節といった大分類の生態系サービスは、重要度の決定に際し、評価者が前提として考える決定要因が文化サービスに比して明瞭である。例えば、供給サービスでは、決定要因として食物の摂取量や頻度といった受益度が大きな部分を占めると考えられる。対して、文化サービスには精神的な変化や向上といった受益度であっても抽象的な項目しか想定できず、具体的な重要度の決定要因は、より多様であると考えられる。またミレニアム生態系評価 (MA: Millennium Ecosystem Assessment) では、文化サービスの状態は人々の価値観や行動等に強く結びついているとされ (MA 2003: 59)、主観的価値決定要因を把握する必要性が最も高いと考えられる。このため、本章では文化サービスを対象に重要度評価の決定要因把握を目的とする。

文化サービスに対する主観的価値を明らかにしている既存研究は、特に面接やワークショップ形式を用いることが多く、決定要因や理由を尋ねているものも存在する (例えば Klain and Chan 2012)。しかし、調査法の特徴から回答者数が少数に限定され、決定要因は網羅的には把握されていない。そこで本章での重要度評価の目的は、重要度を決定するときの要因を可能な限り網羅的に明らかにすることである。

### 9.3. 方法

#### 9.3.1. 対象生態系

重要度評価の対象とする生態系は干潟である。環境省 (2007a) によると、日本の干潟生態系は、1945 年には約 82,600ha、1978 年には約 53,900ha、1996 年には約 49,400ha と減少してきた。これと同時に多くの人工干潟創出の試みも実施されてきた。このように干潟は開発の圧力を受けると同時に、創出や再生といった生物多様性オフセットバンキングにおける保全活動と親和性が高い生態系といえる。

対象としたのは、愛知県西尾市にある一色干潟である。この干潟は三河湾中央部の北岸にあり、矢作古川によって作られた前浜干潟で、三河湾で最大の面積を誇る (環境省 2007b) (図 9-1)。シギ・チドリといった渡り鳥の重要な中継地もしくは越冬地であり、絶滅危惧種も訪れる。また、干潟に生息するエビやカニの仲間、ハゼの仲間、巻貝や二枚貝も豊富に生息する。また、ワタリガニやクルマエビ、セイゴ等の魚介類の稚魚の生息場としても重要である。アサリの養殖や潮干狩りも行われ、アサリについては干潟と沖も含めると全国の 40% の漁獲量がある。以上のように多様な生物種が生息する希少な干潟環境である。

生物に関する情報以外では、平成 17 年度に水産庁が選ぶ「未来に残したい漁業漁村の歴史文化財産百選」にも認定されている。また、地元の小中学校の環境教育の場としても利用されている。このように、様々な特徴を持つが、愛知県内での一般的な知名度は名古屋市にある藤前干潟に比べると小さいと考えられる。

生態系サービスの供給される生態系の状態は、現在の状態とした。生物多様性オフセットバンキングで、現状の生態系の生態系サービスの価値を評価する設定としては 2 つがある。1 つ

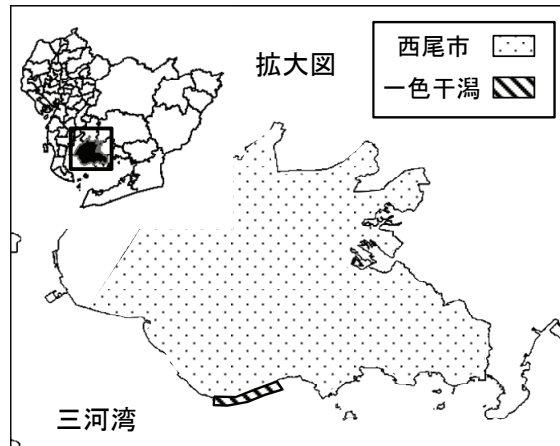


図 9-1 愛知県一色干潟と西尾市の位置

は、開発サイトにおける評価であり、もう一つはアメリカのコンサベーションバンキングでしばしば用いられるオフセットの手法としての保全を想定した場合である。今回の調査ではどちらの場合でも適用できることが考えられるが、現状の価値を測定する場合には、将来開発される可能性がある、または保全されて開発される可能性がないといったことを提示すると、対象生態系サービスに対する認識が大きく変化してしまう可能性があるため、具体的な施策を提示せずに重要度評価を行った。ただし、重要度評価の後では、コンサベーションバンキングを想定した別の設定での質問を行っているが、この部分は重要度評価には一切影響を与えていない。

### 9.3.2. 対象生態系サービス

対象とした一色干潟の生態系サービスは、MA の湿地と水に関連する部分の報告書に基づいた (MA 2005)。また、一色町の行政職員や現地で活動している団体に対してヒアリングを実施し、各生態系サービスが供給されているかどうかについての情報を収集した。その結果、合計で 17 の生態系サービスと、生物多様性に関する 4 項目を加え、合計 21 項目を評価対象とした。詳細な生態系サービスの説明と例は、付録のアンケート票を参照されたい。

### 9.3.3. インターネットアンケート内容

対象とした母集団は、18 歳以上の愛知県在住者である。アンケートは、2012 年 3 月 21 日から 28 日の期間に実施した。取得数 (納品数) は、西尾市民を除く愛知県民を 2,382 人、西尾市民を 210 人とし、愛知県全体を対象としつつ、地域性を考慮し、一色干潟に面する西尾市内の回答者数を増やす配慮を行った (調査会社：楽天アンケート)。一部の文化サービスでは、特に対象生態系の近くに居住する人々が高い重要度を示すことが明らかになっており (深町・奥 2002)、西尾市民と愛知県のその他の居住者で重要度の決定要因が異なることが想定される。サンプリングについては、インターネットアンケートの欠点である代表性の欠如を可能な限り補うため、まず初めに居住地と性別によるスクリーニング設問を設置してサンプルを取得



した（約 2 万人）。この 2 万人の中から、愛知県の市郡の人口比率に基づく均等な割当てを考慮しながら（母集団の人数は平成 23 年 10 月 1 日推計値）、ランダムにサンプルを抽出し、アンケート全てに回答させた。また、回答者に回答後に与えられる報酬（WEB で利用可能なポイント）も普段のアンケートに比して多く設定し、比較的長時間に及ぶアンケートに回答する動機づけを強くした。本章では、重要度の決定要因の把握を記述するため、重要度の平均値と簡易な検定結果については、付録を参照されたい。

解析に用いたサンプルは、代表性を考慮しながらも可能な限り網羅的に決定要因の把握を行うため、文化サービスの決定要因を回答した全ての回答者（866 人）とした。そのうち西尾市在住者は 70 人であった。

アンケートの構成は、愛知県一色干潟の現状の生態系サービスに対する重要度評価と、それに続く干潟の現状を維持するための支払意思額算出の部分とに分かれている。後者については、前者に対する影響がないため解析等の対象としない。重要度評価では、はじめに MA に基づく生態系サービスの基本的な考え方と大分類（供給、調節、文化、基盤）を説明した。次に、上記で説明した一色干潟の特徴を説明した。そして、重要度評価の前提として、一色干潟の面積 1km<sup>2</sup> の設定とあなたと社会の違いについて説明した。本章での重要度評価では、あなたと社会の想定に時間軸を含めたため、評価者自身にとっての各生態系サービスの重要度では、評価者自身を「現時点のあなた」とし、社会にとっての生態系サービスの重要度では、社会を「愛知県民全体や将来世代」とした。これにより、以前の重要度評価での設定よりも、より想定範囲が限定的となったため回答者間による回答のばらつきが小さくなると考えられる。

続いて各大分類ごとに含まれる生態系サービスの説明と重要度評価を実施した。各回答者には、生態系サービスの大分類のうちランダムに割当てた 1 つの大分類に対してのみ決定要因を尋ねた。この章ではその中でも文化サービスについて決定要因を回答したサンプルのみを解析対象とした。アンケートにおいては、文化サービスを「一色干潟で遊んだり、美しさを感じたり、文化などを育む働き」と説明した。また、提示した文化サービスは合計 4 つである（表 9-1）。4 つの文化サービスの提示順は変化させなかった。提示した文化サービスのうち、順序による影響のない最初に提示した「療養」と、自由回答において他の 3 つとは明らかに異なるものが

表 9-1 対象の文化サービスとアンケートでの説明

精神的療養	一般的に、干潟を見たり触れたりすることにより、精神的なやすらぎを得たり、リラックスすることができると考えられています。
レクリエーション	一色干潟では、毎年 3 月から 6 月頃までの潮干狩りシーズンには、大勢の観光客で賑わいます。年間 150～170 種類の野鳥が飛来し、さまざまな鳥やめずらしい鳥が飛来するため、他県からも愛好家が多く訪れるほどバードウォッチングも活発に行われています。
美的価値	一般に、自然の美しい景色や美しい環境による芸術的な価値や、精神的な満足などが感じられます。
環境教育	一色干潟は周辺の小学生や中学生が訪れ、干潟の生き物の観察や調査などの環境学習に活用されています。

多く見られた最後に提示した「教育」を解析の対象とした。

文化サービスの主観的価値決定要因を尋ねる設問は、各生態系サービスに対する重要度を尋ねる部分で行った。本研究で用いたサンプルの回答者は、4種類の文化サービスそれぞれについて以下の4点を順番に読解し回答している (i).各文化サービスの説明 ii).主観的価値の定量的な決定 (0~10の整数値選択) iii).決定要因の自由記述回答 iv).文化サービスの説明の理解度についての選択式設問回答)。本研究では4種類の文化サービスを対象としており、回答者は上記4点を1セットとして4回繰り返していることとなる。そのため、自由記述回答は合計4題となる。また、決定要因を尋ねる設問は次のようにした(「重要度を評価したときに、どのようなこと(条件や要因、決め手になったポイントなど)を考えて重要度を決めたのか、具体的にお書きください)。主観的価値を決定した直後に設問を設置することは、漠然と決定要因を尋ねるのに比べて、時間的に直前の自らの決定という事実に基づいた回答を得られる可能性が高く、より回答者の意識を正確に反映できると考えられる。また、文化サービスの説明部分では、本研究の目的を鑑み、可能な限り特定の定量的な情報を提示することを避けた。ここでは、「療養」と「教育」という日常的にも馴染みがあり、理解のために特殊な知識を必要としない種類の文化サービスを対象としており、詳しい説明をせずとも理解には影響がないと仮定した。また、数値で提示できるような情報の多くが、便益や利益といった結果(Consequence)となる場合が多く、回答者がそれら以外の多様な重要度決定要因を有しているかどうかを調査する目的にはそぐわないと考えられる。アンケート票は付録に添付した。

#### 9.3.4. 解析

本章では主観的価値決定要因の網羅的な把握を目的としているため、少数の回答者からしか得られなかった情報も可能な限り排除しないよう提示することを目指した。ただし、全ての自由回答記述をそのまま提示することは紙面が限られるため困難であるので、上記と同時に可能な限り情報を集約することを目指した。

まず初めに、全ての自由回答の記述(866人分)を読み、意味をなさないものや、全く要因としての情報が得られないものは排除した(例:記号の羅列、特になし、なんとなく等)。その該当数は、療養で87人、教育で156人であった。

次に、各回答が表す意図を複数(1つの場合もあり)のキーワードで表現した。ここでは、このキーワードを主観的価値決定要因を表現するものとみなした。本来、本研究の目的に従えば、可能な限り多くのキーワードを用いるべきである。しかし、キーワードの数を適度に抑え決定要因の全体像の把握を容易にし、また、各キーワードの違いを認識しながら割り当てる作業の妥当性と信頼性を高める意図のもと、最終的に50程度に収まるように意識してキーワードを統合した。ここでは、特定のキーワードが他のキーワードが表現する内容を含む場合(前者を上位、後者を下位と呼ぶ)もあり、必ずしも相互に独立ではないものもある。しかし、各回答が表す意図として上位のキーワードを当てるにはあまりにも情報の損失が大きいと感じた

場合、また、多数の回答が下位のキーワードを回答している場合は積極的に下位のキーワードを残した。表 9-2、表 9-3 において、各キーワードの表現する内容と、キーワードが付された回数、キーワードを付した回答の主な記述例を示した。このような、幅広い意識を抽出することを目的とした調査の場合、調査を実施する者の主観により適切な分類を実施する場合がある。例えば、Klain and Chan (2012) は、海洋の文化サービスを対象とした面接インタビュー形式の回答からの多様な価値や脅威の分類に、本研究と同様の手法を用いている。

また、対象となる一色干潟に面した西尾市に住む回答者の主観的価値決定要因とそれ以外の地域に住む回答者のそれとをキーワードの数で比較した。

#### 9.4. 結果

対象とした療養と教育という 2 つの文化サービスの主観的価値決定要因として、それぞれ 40 と 28 のキーワードを付した (表 9-2, 表 9-3)。一色干潟の文化サービスに対する主観的価値決定要因は非常に多様であることが明らかとなった。他方で、1 つのキーワードしか付されなかった回答数は、療養で 385 と教育で 440 であった。

療養と教育の双方で共通して見られた決定要因は、文化サービスにより得られる「効果」や、「行ったことがある」といった「経験」、「居住地からの距離が近い」といった物理的または精神的「距離」であった。また「経済」「知名度」「安全」は決定要因としては少数であったが共通に見られた。教育では、「内容」やそれにより期待される「効果」、教授方法である「体験」、教育を受ける「対象」が多く回答された。療養では、どのような精神的「効果」があるか、また、何によって効果が得られるか (例えば「自然」「景観」等)、どのような手段でそれを認知するか (例えば「音」「臭い」等) が挙げられた。

表 9-2 療養の主観的価値決定要因の一覧

キーワード	総数	内容
効果	225	ストレスを解き放つ効果、安らぎを覚える、癒される、精神的に癒される、リラックス効果、気分転換になった気がする、効果が得られるか、いい影響を与える、心の健康につながる、心を和ませる力、落ち着く、元気をもらえそう、リフレッシュできる、明日からの仕事の活力になる、心の安定に通じる、平和さ、息抜きになるか
経験	214	直接行く、自然に触れ合う、触れる、実際に触れて、干潟に行った時のこと、見たり触ったり、これまでの経験、泥遊びをする、直接的に見る、行きたいと思う、行ったことがある、自然を体感する
生物	79	生物の生息、いる生き物、住む生き物、多様さ、たくさんの生き物、色々な生き物、生態系、具体的な生物(魚、野鳥等)
機会	62	触れる機会、見る機会、行く機会、縁がない、ほとんど行かない、行けない
自然	53	人工物に対する自然、漠然とした自然、自然のまま、街中でなくなった自然、自然の豊かさ、自然の大切さ
景観	52	景色、風景、情景、景観を見る、想像する、昔からの景観、きれいな景色、自然が織りなす風景、干潟の景色、景観の大きさ、開かれた自然の空間、美しい自然の景観、太陽や月明かり、見慣れた景色
他人	51	自分ではなく、県民一般、行く機会のある人、身近に住む人、多くの人、県民全体、将来世代、幅広い年齢層の方々、精神的につかわれている人、人によっては、個人によって違う、海が好きなのは
距離	42	市街地からの距離、自宅からの距離、名古屋から近い、近くに住んでいない、簡単に行ける距離ではない
視覚	35	海を見る、海の色、視覚、目に映る自然、波を見る、海を眺める、生物を見る
臭い	32	臭い、潮の匂い、海の香り、磯の匂い、海特有の臭いが強い、嗅覚
身近	32	精神的な距離が近い、地域の生活、周囲で生活を営んでいる、地元の昔からある、地元の風景、一色住民なので干潟があるのが当たり前、身近に触れることのできる干潟、身近に感じる、生活の一部、地域住民、日常
子供	31	小さい子供がいれば、子供を連れて遊びに行く、子供にとって、子供のころから、子供と遊ぶ
理解	27	リラックス効果についての話を聞いたことがない、リラックスできるかわからない、精神的安らぎを得たことがない

音	26	波の音、自然の音、静けさ、人工音がしない、動物の声、聴覚
潮干狩り	24	潮干狩りができる憩いの場、潮干狩りがいい事例、潮干狩りに行った、潮干狩りでリフレッシュ、潮干狩りが楽しみ
代替	22	他の海へ行く、近くに他のリラックスできる場所がある、一色干潟にだけ限定すると、他のリフレッシュ方法がある、干潟よりも海自体が効果的、一色干潟でなければならぬかどうか、無くなったら困る
非日常	22	非日常的なことを体験、普段できない、普通では見れない、触れる機会がない、都会生活、日常の都市生活、非日常的な景色の中で、生活から離れる、日常生活では味わえない
ストレス	21	現代人はストレスが多い、ストレス解消、ストレスフルな日常生活を送っている人が多い、ストレス社会
きれいさ	20	ゴミがない、ゴミの量、海がきれいか、きれいな環境だと見ていてすがすがしい、水のきれいさ
面積	19	広々とした、広い干潟、規模の大きさ、広大な海、面積、精神的な開放感
風	17	風当り、潮風、浜風にあたる、風の強さ、強風
頻度	15	あまり行っていない、あまり見る機会がない、行く頻度を考えて、訪問回数、今後の利用度
家族	15	家族と共に安らぎを得られるか、家族サービス、家族で楽しめる、家族の触れ合いを想像
食	14	魚介類、食事、自然の恵みをいただく、美味しいもの、食する食材、あさが捕れるとうれしい
希少	14	訪れる機会が非常に少なくなっている、機会の減少、干潟の減少、生育場所の希少さ
機能	11	環境をきれいにする、海水の浄化、汚した環境を元に戻す
知識	10	干潟の存在を知らなかった、初めて知った
保全	10	生態系を守る、貴重な自然そのものが保持されている、環境保全の必要性、干潟を残すことに意義がある
存在	9	生命発祥の地である、生物の起源、存在そのもの、干潟が存在していること、自然があるといったことが必要
将来	9	将来的に意義がある、将来世代のために、これからの世代にも、これからの暮らしに必要
アクセス	9	そこへ行くことが難しい、行きやすさ、交通アクセスが良くない、距離とアクセス方法
記憶	9	なつかしい、50年前に体験した、子供のころに体験した、童心に返って、過去の経験を踏まえて
教育	8	体感教育に良い、情操教育に良い、教育的意義、子供たちの学習に役立つ
関係	7	生活の中でのかかわり、ほとんどかかわりがない、関係がない
周囲	6	近くに施設がある、周辺環境を含めた全体として、周囲の離島
趣味	5	釣り、写真をとりにいく
経済	4	観光として重要、経済的な観点、買い物したりできる、漁業に携わっている人たちの生活の糧
安全	2	貝殻や岩でけがをする、干潟であればそこまで大きな事故に巻き込まれることもない
天気	1	天気による
知名度	1	知名度

表 9-3 教育の主観的価値決定要因の一覧

キーワード	総数	内容
内容	165	干潟が供する様々なものを学ぶ、自然環境、色々な生物、自然のサイクル、人と自然との関係、自然の環境、干潟の特殊性、共存の在り方、何を教えようとしているのか、自分たちの土地のことを知る、命の大切さ、環境保全の大切さ、固有の文化を理解する、利用方法、素晴らしい教材、地球環境を考える、希望をもたせる、季節感、思いやる心、潮干狩り、ゴミ拾い
体験	153	直接触れ合える、目で見て手で触れる、観察する、実体験が基になった、文字で見るよりも、実地訓練、身をもって体験する
対象	103	地元住民の子供たちにとっては、未来を担う子供たちには、日本を背負う子供たち、子供のうちから、県民、行く人にとっては、周辺の学校に限られる、小中学生、一色の学生だけ、少しでも多くの人に、私自身、親戚の子供
主観	69	興味がある、やらないよりはやった方がよい、自分には関係ない、子供がいない
身近	78	地域学習、周辺住民、身の回りにあること、暮らしている土地、地域の環境、地元の誇れる自然、地元の住民、身近にある、知人がそこで生活している、身近な土地、住んでいる地域に干潟がある、近隣の小中学生、もっと干潟を身近に思っている
効果	58	意識の高まり、気づかせること、人間形成、豊かな気持ちが醸成される、自然を大切にすることを育まれる、生き物を大事にする、役立つ、知識向上、他への説得力、子供がとても楽しそうだった、一色の干潟の重要性を世に広める
自然	48	干潟自体の素晴らしさ、干潟という自然環境、様々な生き物が生息していること、干潟でなければ学べない、自然の良い環境、素晴らしい自然そのものが教材、環境
機会	45	行く機会、学ぶ機会、触れる機会、行かない、時間的な余裕から利用できない
将来	40	これから先も必要、今後利用するかもしれない、将来の世代、将来的に利用するかどうか、次世代にむけて、将来の人生に大いに影響を与える、後世に伝える
距離	38	利用するには遠方、名古屋から近い、自宅から遠い、現場までの距離、かなり離れている、近くにある
保全	32	自然保護の意識づけ、自然を残す、自然環境を守っていく、干潟を守る意味、今後守っていく
利用	29	学校教育で利用、個人的な利用、社会見学、遠足、活用すべき、校外学習の場

経験	29	行ったことがある、訪れたことがない、そのような教育を受けたことがない
生物	20	様々な生き物が生息している、生物の数、多くの生物が生息していること、生物の多様性
価値	19	教育は必要である、教育は重要である、環境教育は良い、教育に環境問題は大切、生きていくうえで不可欠
希少	19	愛知県内には少ない、数少ない場所、どこにでもあるものではない、ここでしか見れない、数少ない機会
代替	19	他にない、近くに良好な場所がある、他にも干潟はある、あえて一色干潟である必要はない
適切	13	観察するのに適している、最適な場である、学習には良い、教育というためにおいては良い場所
記憶	8	思い出がある、記憶している、自分も小学生の時したことを覚えている
アクセス	7	交通の便、アクセスの良さ、行きやすい場所
きれい	6	海のきれいさ、きれいな水と空気
知識	5	一色干潟を知らなかった、教育に利用されていることを知らなかった
知名度	5	話題にしたことがない、頭に思い浮かばない
周囲	4	周囲の環境、施設がある、駐車場
頻度	4	訪問頻度、利用度
影響	3	生物に影響を与えている、汚れる
目的	2	教育の目的、知識として知ることが大切かどうか
安全	1	干潟は比較的安全

対象となる一色干潟に地理的に近い西尾市在住者とそれ以外の地域の回答を比較した結果を表 9-4 に示す。療養における上位 2 つの決定要因は同じであった。特徴的なのは、西尾市民の回答では「景観」や「生物」といった直接現地ではしか受容できない種類の決定要因が、その他の回答者に比べて多く回答された点である。また、精神的な距離の近さを表現する「身近」を決定要因として挙げている回答も多かった。教育ではこの傾向が顕著であり、「身近」を決定要因としている回答者が多数を占めた。また、「将来」のような将来に対する期待や懸念を決定要因として挙げていた。

### 9.5. 考察

本章では重要度評価における重要度の決定要因の網羅的な把握を行った。これにより特に金銭価値単位での評価になじまないといわれてきた精神的な変化を受益と考える文化サービスの

表 9-4 西尾市と西尾市以外の主観的価値決定要因の違い

	西尾市		西尾市以外			西尾市		西尾市以外	
	効果	15	効果	18		身近	18	内容	16
療 養	経験	12	経験	17	教 育	内容	15	体験	15
	景観	9	生物	6		体験	13	対象	10
	生物	8	機会	5		対象	12	主観	7
	子供	7	他人	4		将来	6	身近	7
	身近	6	自然	4		生物	6	効果	6
	視覚	6	景観	4		効果	5	機会	5
	面積	4	距離	4		自然	5	自然	5
	潮干狩り	4	臭い	3		保全	4	距離	4
	非日常	3	理解	2		経験	4	将来	4

数値(%) : 全キーワードの総数を 100 とした際の各キーワードの割合

重要度において、多様な決定要因が明らかとなった。しかし、自由回答形式上の制限やインターネット形式の問題とも考えられるが、多くの回答者は主として1つの決定要因を基に価値を決定していると推測される。

また、療養と教育とで共通してみられるキーワードも見られた。これらは、どのような文化サービスを対象とする場合でも普遍的に挙げられる決定要因の可能性が高い。また、生態系の特徴のような自然科学的な情報よりも、主観的価値を評価する人々に関する情報が考慮されていることが確認できた。

教育では、体験が決定要因として多く挙げられているのは注目される。座学等との対比でこの決定要因を挙げている回答もあり、単純に知識としてではなく実際に現地で体験しているかどうか、この文化サービスの価値決定にとって重要なことが理解できる。重要度を決定する際にこのような視点での情報が提示されることで、評価者はより重要度を決定しやすくなると考えられる。

療養では、精神的な効果や何によって効果が得られるか、またどのような手段でそれを認知するかが挙げられた。これらの特徴は、生態系の管理や保全による生物種あるいは景観の物理的な変化といった対象となる生態系に関する情報と、それらを認知する人間に関する情報と捉えられ、双方を考慮する必要があるといえる。また、今後は重要度評価を実施するために、干潟での療養による精神的な効果を表現するよう努める必要がある。

また、2つの文化サービスについて大きくキーワードの数が異なったのは、各文化サービスに対する捉え方の違いを表しており、特に療養の方が教育よりもキーワードの数が多いため、幅広い概念として捉えられていると推定できる。

また、西尾市民とそれ以外の愛知県民の間で、決定要因の違いが見られた。このような、対象の生態系の近くに居住している人々とそれ以外の人々の主観的価値決定要因の違いを認識し、生物多様性オフセットバンキングの再生計画や維持管理方針に主観的価値を反映させていく必要がある。

今後の課題として、本章で明らかとなった一色干潟の文化サービスの重要度の決定要因が他の干潟でも同様に挙げられるのか、また、森林や草原等の異なる生態系のタイプによっては決定要因が異なるのかを検証していき、どこまでの一般化が可能なのかを明らかにする必要がある。それにより、一色干潟等の個々の対象となる生態系の文化サービスに特徴的な決定要因も明らかになると考えられる。

また、生物多様性オフセットバンキングでの手法への応用としては、再生計画やクレジット計算において生態系サービスの価値を評価に取り込むための客観的な指標の特定が挙げられる。例えばワシントン州の評価手法(Hruby 2012)では、対象の調節サービスの供給が必要であることが客観的に自明な地理的範囲に関連した指標や、法や条例で定められた基準や条件自体を指標として用い、社会の価値を表現している。しかし、文化サービスのように、そのような前提が必ずしも置けないような場合には、この手法は重要である。重要度決定要因に関する知

見をさらに積み重ねることで、重要度評価ごとの決定要因把握を実施する必要がなくなり評価コストも低減することが見込まれる。

## 参考資料

青柳みどり・内藤正明 (1989) 森林の持つ生活環境保全機能の評価に関する研究—住民意識にもとづく評価指標の作成—, 農村計画学会誌, 8(2), 22~35.

Bryan, B. A., C. M. Raymond, N. D. Crossman and D. H. Macdonald (2010) Targeting the management of ecosystem services based on social values: Where, what, and how? *Landscape and Urban Planning*, 97(2), 111~122.

Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava and S. Naeem (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59~67.

Chan, K. M. A., T. Satterfield and J. Goldstein (2012) Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74(0), 8-18.

深町加津枝・奥敬一 (2002) 里山ブナ林に対する地域住民と都市住民の景観評価および継承意識の比較, ランドスケープ研究, Vol. 65, No. 5, pp.647-652

Hruby, T. 2012. Calculating Credits and Debits for Compensatory Mitigation in Wetlands of Western Washington, Final Report, March 2012. Washington State Department of Ecology publication #10-06-11.

環境省 (2007a) 第2回国立・国定公園に係る海域の保全及び利用に関する懇談会資料3 : 藻場・干潟・サンゴ礁等の分布, [http://www.env.go.jp/nature/koen\\_umi/](http://www.env.go.jp/nature/koen_umi/). 2012/12/19.

環境省 (2007b) 第7回自然環境保全基礎調査:浅海域生態系調査(干潟調査)業務報告書, 環境省自然環境局生物多様性センター, [http://www.biodic.go.jp/reports2/6th/6\\_higata19/index.html](http://www.biodic.go.jp/reports2/6th/6_higata19/index.html). 2012/12/19.

King, D. and L. Herbert (1997) The fungibility of wetlands. *National Wetland Newsletter*, 19(5), 10-13.

Klain, S. C. and K. M. A. Chan (2012) Navigating coastal values: Participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecological Economics*, 82, 104~113.

MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2003) Ecosystem and Human Well-being: A Framework for Assessment, <http://www.maweb.org/documents/document.300.aspx.pdf>. 2012/11/28.

MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) Ecosystem and Human Well-being: Wetlands and Water Synthesis, <http://www.maweb.org/documents/document.358.aspx.pdf>. 2012/12/19.

Martín-López, B., I. Iniesta-Arandia, M. García-Llorente, I. Palomo, I. Casado-Arzuaga, D. G. D. Amo, E. Gómez-Baggethun, E. Oteros-Rozas, I. Palacios-Agundez, B. Willaarts, J. A. González, F. Santos-Martín, M. Onaindia, C. López-Santiago and C. Montes (2012) Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE*, 7(6), e38970.

Sauer, U. and A. Fischer (2010) Willingness to pay, attitudes and fundamental values — On the cognitive context of public preferences for diversity in agricultural landscapes. *Ecological Economics*, 70(1), 1-9.



Schwartz, S. H. (1992) Universals in the Content and Structure of Values: Theoretical Advances and Empirical Tests in 20 Countries. *Advances in Experimental Social Psychology*, Volume 25, 1-65.

## 10. 結論

### 10.1. 各章の研究成果

本論文は生物多様性保全政策である生物多様性オフセットバンキングにおいて、生態系サービスの価値が考慮されていない現状を踏まえ、これらを重要度という単位で評価することを試みた。本論文を取りまとめるにあたり、各章で得られた成果を以下に示す。

第1章では、地球環境問題である生物多様性の減少を取り上げ、その保全政策としての生物多様性オフセットバンキングを提示した。その上で、生物多様性減少の人間への影響を議論する上で生態系サービスを提示し、環境保全政策一般の視点で評価の現状を概観した。

第2章では、各国の既存の生物多様性オフセットバンキング制度を概観し、各制度の根拠法、制度の開始年度や初のバンク等の簡単な歴史的発展、現状の市場規模等を確認した。バンクの数や市場規模の点では、アメリカが最大であるが、オーストラリアも市場を拡大している。また、ドイツは、現状を表す統計がないものの、主に行政機関が保有するバンクは相当数あるものと考えられる。フランスでは現在、制度を構築中である。日本は、制度の導入を検討中であった。

第3章では、まずアメリカの制度に注目し、バンク設立の詳細なプロセスを明らかにした。続いて、保全を効果的に実施するために重要な、サイトの長期管理コストの拠出と法的な保全の担保の仕組みを解説し、ドイツのそれと比較した。最後に、アメリカとオーストラリアの制度を、リスク回避とコスト負担の視点で比較した。

第4章では、アメリカのコンサーベーションバンキング制度を対象に、バンクがクレジットを販売することが可能な範囲であるサービスエリアの境界の決定要因を明らかにした。サービスエリアは、保全と経済の接点としてバランスがとれているかどうかを確認するには適しており、現状は、連邦のガイダンスに沿った一定の広大なサービスエリア面積に対し、多様なバンクの面積が存在した。

第3章と第4章により、生物多様性オフセットバンキング制度の仕組みが詳細に明らかとなり、次章にむけての基礎的な情報が整った。

第5章では、生物多様性オフセットバンキングの中で生態系サービスがどの程度考慮されているかが明らかとなった。先進的な制度では、簡易的な定量化手法で生態系サービスの中でも特に調節サービスや基盤サービスを考慮していた。アメリカワシントン州の事例では、実際に創出や再生の定量値の算出に組み込まれていた。しかし、考慮されている生態系サービスは一部であった。これを受けて、特に生物多様性オフセットバンキングで生態系サービスを考慮しない場合に生じる問題点を明らかにした。バンキングが前提とするオフサイトのオフセットでは、生態系の移動と共に、生態系サービスの供給やそれに対して価値を感じる人々にも変化が及ぶことが問題であることが指摘されていた。

第6章では、現状の生物多様性オフセットバンキングではほとんど考慮されていない生態系

サービスに対する価値を具体的に評価するために、重要度という価値の単位を設定した。特に、新古典派経済学に基づく金銭単位での主観的価値評価の問題点を認識した上で、急速に発展しつつあるインターネットアンケート手法で生態系サービスの価値を把握する手法の全体像を提示した。そして、以降の章で具体的な事例に重要度評価を適用する際に検討した問題を設定した。

第7章では、前章で提示した重要度評価を生物多様性オフセットバンキングの長い歴史を持つアメリカで適用した。特に、カリフォルニア州で盛んなコンサベーションバンキングを想定し、開発圧力が高い季節性湿地の保全型バンクを例とした。ここでは可能な限り現実的な設定を心掛けた。その結果、異なる生態系サービスの価値を重要度という単位を用いることで比較可能となった。保全型バンクでは、生物多様性の項目や調節サービスの一部が高い重要度となり、既存の政策の妥当性が示された。

第8章では、豊田市足助町の放置人工林の再生を事例として、基礎的な個人属性の違いによる生態系サービス重要度の差異を確認した。多くの個人属性が再生森林から供給される生態系サービスの重要度に影響を与えることが明らかとなった。またこれらの個人属性の影響の傾向は過去の研究と概ね一致したものであった。特に、対象森林から評価者の居住地までの距離という属性において、個人にとっての重要度は距離が離れるほど低減し、社会の重要度は低減しないこと、また生態系サービスによっては距離に伴って一様に減少せず、ある一定の距離で大きく減少するパターンを示すものがあつたことが明らかとなった。

第9章では、西尾市一色干潟の現状の重要度評価を基礎に、重要度を決定する際に考慮される要因を特に文化サービスを対象として網羅的に明らかにした。生態系サービスの重要度を決定する際に考慮される要因の多様さが明らかとなり、また特に対象生態系の近くに居住する人々（西尾市民）と他の愛知県民とでは、高い割合で依拠している決定要因が異なることも明らかとなった。

次節では、これらの知見を踏まえて、生物多様性オフセットバンキングにおいて生態系サービスの価値を考慮することで、この制度はどのように変化しうるのかについて考察する。

## 10.2. 重要度評価手法の政策的インプリケーション

本論文では、生物多様性オフセットバンキングの既存制度を踏まえて、バンクから供給される生態系サービスを網羅的に対象とし、それらに対する主観的価値を考慮する一つの手法を提案した。生態系サービスに対する価値の考慮は、生態系サービスの潜在性として把握される要素と純粋な生物学的要素との可能な限り十全な考慮を前提として成り立つものである。価値の前提となる政策本来の目的である生物多様性の保全を十分に達成するためには、生態系や生態系サービスに対する生物-物理学的な視点は欠かせない。例えば、生物多様性や生態系サービスの適当な指標の選定や、生態系再生や創出の手法の精緻化は、今後も追究される必要がある。この点を考慮すると、今後は重要度を把握するためのアンケートにおいて、生態系や生態

系サービスの生物-物理的な情報を過不足なく提示し、評価者の最低限の知識を一定にそろえる必要がある。評価者の回答の負担を考慮しながら、生態系サービスの重要度評価の前提となる知識を確認するために、設問などを別途設置するといった対策も可能であろう。

このような価値の考慮により、アメリカで指摘されてきた問題点である、バンキングが前提とするオフサイトのオフセットによる生態系サービスの受益量や受益者分布の変化によるマイナスの影響に対応可能となると考えられる。バンクサイトと想定される周囲の場所で重要度評価を実施することで、バンクの出現による人々への影響がある程度推定可能となる。この生態系サービスに対する価値を感じる人々の地理的な分布に基づいて、サービスエリアの決定も実施することが可能となる。実際には対象生態系から居住地の距離によって生態系サービスに対する重要度が変化する可能性が指摘されたため、重要度が大きく減衰する距離帯をサービスエリア境界の一つの候補として設定する提案も可能となる。サービスエリアは、クレジットタイプ、つまり開発の影響を考慮する対象の同質性を担保する範囲と捉えられる。この視点では、既存の生態系サービスの潜在性のみでの同質性の定義から、価値まで含めたより包括的な同質性の定義となる。既存の制度では、生態系サービスに対する価値については純損失（No-net-loss）となっていた可能性も考えられた。価値を考慮することは、生物多様性保全政策を支える人々の意識を取り込んだ形で同質性を定義することでもあり、より包括的で完全なオフセットの実現に近づくことに貢献するといえる。

一方で、既存の制度で生態系サービスの一部や潜在性のみが限定的に考慮されてきた理由としては、価値の定量的な把握が困難であったことが大きな要因であることは既に述べた。価値を考慮することで、生物-物理的数値のような信頼性の高い客観的な情報による評価に基づく安定的な制度から、主観的価値のような時空間的に変化が大きく、普遍性を推定しにくい不安定な情報をも考慮した振れ幅の大きな制度へと変化しうると考えられる。ワシントン州の評価手法では価値を指標で把握し、長期間にわたりオフセット要件を担保すべきクレジットの算出にも用いている。しかし、この手法では、選択されている指標は極めて単純で幅広く適用可能なものであり（“quite simple and broad reaching”）、回答も Yes/No で決定される<sup>57</sup>ため、この指標が時空間的に容易に変化するとは想定されておらず<sup>58</sup>、クレジットのオフセット要件を長期間担保しうるものと考えられる。このように、時空間的に抽象的なレベルで価値を代弁しうる指標を適切に選択することは、生物多様性オフセットバンキングにおいて価値を考慮する際の一つの手法といえる。今後は、精神的な便益ともいえる文化サービスの考慮のために、このような普遍的な価値の指標が選定可能かどうかを議論していく必要がある。

さらに、ワシントン州の評価手法では、潜在性と価値はそれぞれ最終的に3段階のレベルで表現され、これらの間の重みは等しくしている。ここでの価値の重みを小さくすることで、既存の制度の信頼性を一定程度保つことも可能と考えられる。また、ワシントン州の手法では、

---

<sup>57</sup> Hruby 氏 (Washington State Department of Ecology) 私信. 2013年1月.

<sup>58</sup> Ibid.

考慮している3種類（水質浄化、水調節、生息地提供）の生態系サービスの重みは等しくなっている。これはこの手法が州内全域で適用可能なものとする必要があったためである。地方政府は、正当化することを前提として、この生態系サービス間の重みを変更することができる<sup>59</sup>。

これらを踏まえた上でも、時空間的により妥当性と信頼性の高い指標の選定や指標の適応的な見直し、そして生態系サービス間の重みづけにおいて、本論文で扱ったような重要度の直接的な把握手法は有用なものと考えられる。また、別の視点として、将来の社会や個人々の価値観の変化を推定し、それを織り込んだ形で現状の価値を特定する試みも行い、時空間的により具体的な価値の直接的考慮の手法を発展させる方向性も考えられる。また、限られた資源の中では定量化された価値の高低を基に優先度を決定する必要があるが、それと共に、可能な限り評価者の多様さも考慮する必要があると考える。例えば、専門家や対象生態系のごく近隣に住む人々のみが価値を感じている生態系サービスの消失により生じ得る問題点を考慮するといったことである。文化サービスにおける伝統等はこれに含まれると考えられる。

これらを踏まえて最終節では、今後の課題を考察する。

### 10.3. 今後の課題

まず、重要度評価の手法としての妥当性と信頼性の確認である。この手法は、特に新古典派経済学に基づく金銭単位を用いた生態系サービスの主観的価値評価の問題点を可能な限り克服すべく提示したものである。しかし、重要度の尺度としての扱い方と重要度の把握手法の双方に課題がある。尺度としては、間隔尺度として評価者間での均一な尺度間隔を想定しているが、個人々で重要度の「1」の間隔は大きく異なる可能性もある。また、同一評価者内でも全く異なる種類の生態系サービスを相対的に価値づけたとしても依然として異なる生態系サービスに対する重要度の間隔の一定性がどこまで正確に担保できるかは不明である。今後は、評価者間、同一評価者内での重要度の間隔を的確に把握し、異なる尺度間隔を有する人を排除することや、尺度間隔を一致させる事前設問を設置するなどの工夫が求められる。また、本論文では、コストの低減と共に、広範囲から多くのサンプルが取得可能なインターネット形式の調査手法で重要度を把握した。以前から多くの問題ができてきたが、政策科学において最も大きな欠点は代表性の欠如である。このため、郵送法などの確率抽出が可能な手法を用い、インターネット形式で得られた重要度評価の結果と比較をする必要がある。一色干潟のアンケートでは、2段階のサンプリングを行ったが、今後はそのような可能な限りランダム抽出に近いサンプリング手法を工夫する必要がある。

さらに、重要度評価手法は、既存の様々な価値評価手法を補完するものであって代替するものと考えていない。このため、例えば、最も頻繁に用いられる金銭単位を用いた表明選好法で得られる結果と比較して重要度がどのような特徴を有するかを確認する必要がある。実際に、本論文で実施した多重要度評価では、CVMによる支払意思額を把握している。しかし、これは

---

<sup>59</sup> Ibid.

森林の再生や干潟の破壊を防ぐための保全施策により得られる全体での支払意思額である。このため、個々の生態系サービスの重要度と、この支払意思額は単純には比較できない。今後は、再生等の保全施策による状態の変化が明示可能な生態系サービスに関しては、CVM を個別に実施することも検討する必要がある。

二つ目は、解析手法の高度化と多角化である。本論文では、基礎的な個人属性による重要度の変化や重要度の決定要因の提示を行った。例えば前者では、高度な回帰分析による重要度の説明を試みる必要がある。実施したアンケートで把握した属性では、十分に重要度を説明することはできなかった。解析手法の高度化とともに、重要度を規定する客観的に把握可能な要因も特定する必要がある。また後者では、アンケートの自由回答の解析としてテキストマイニング等の客観的で再現性の可能な手法も試みる必要がある。重要度の決定要因の統合化あるいは抽象化には、自由回答から同義語を区別して分類していく仕組みが必要であるが、現状のテキストマイニングでは、共起やネットワーク等の構造的解釈が主眼であるため、適切な手法が導き出せなかった。手法の発展とともにさらなる調査が必要である。

また、個人属性として地理的な要素を考慮することも試みたが、比較的大きな距離によるグループ化を行ったため、マクロな視点でえの解析となった。しかし、例えば文化サービスの一部では、よりマイクロな地形の変化やアクセス方法などが価値に大きな影響を与える可能性がある。このような情報を得るためのサンプリングは、特に地方部の生態系を対象とする場合には、インターネットでは困難な場合が多い。そのため、郵送や個別訪問等の他の手法を併用して実施する必要がある。また、GIS で面的に広範囲で使用可能なデータと重要度の関連性を明らかにしていくことは汎用性の高い価値の推定に不可欠とも考えられる。

三つ目は、生物多様性オフセットバンキングの設定により忠実な形での重要度評価の適用と検討である。本論文ではアメリカでの重要度評価や、日本での再生が必要な生態系での重要度評価等、可能な限り生物多様性オフセットバンキングの設定に近づけるように工夫をした。しかし、本来の生物多様性オフセットバンキングでは開発サイトとオフセットサイトとの間での損失と創出の相殺が基本である。そのため、多様な生態系サービスや生態系サービスの価値についても、開発サイトからオフセットサイトへの生態系の地理的な移転という視点で、重要度評価の有効性を確認する必要がある。また、バンクの契約書を結ぶ際や、サービスエリアの設定、再生計画作成や効果の予測のための重要度評価に加えて、実際の再生後の生態系やそれ以降の継続的な生態系サービスの重要度の評価が必要である。このような生物多様性オフセットバンキング政策では必要不可欠な時系列の視点で重要度評価の蓄積を増やすことで、より一般的な傾向と場所に特有な傾向が確認できる可能性がある。

生物多様性保全に加えて、そこから人々が得ている実際の便益と共に、社会—文化的な価値も配慮可能な生物多様性オフセットバンキング制度を構築することで、社会を形成する個人の間での保全に対するコンセンサスの得られる政策を構築することが可能となる。本論文の成果が、これらの仕組みを構築するための一助となることを祈念して、本論文の結びとする。



## 謝辞

本論文は、私が大学院博士後期課程に入学して以来、後期課程修了に至るまでの3年間の研究成果をまとめたものです。

入学以来、今日に至るまで、終始変わらぬご指導をいただいた、林希一郎教授に衷心から感謝の意を表します。生物多様性保全の中でも新しい政策的手法を大局的な立場で考察し、私自身の研究の方向性も適切に指導いただきました。また、様々な分野の方々と出会う数多くの機会を与えていただいたことなど、感謝の念は計り知れません。今後は、この3年間で学びえたことを礎として、さらなる精進を重ねて参りたいと存じます。

名古屋大学エコトピア科学研究所・片山新太教授、名古屋大学環境学研究科・谷川寛樹教授、上智大学経済学研究科・日引聡教授には、副査として本論文の草稿原稿に目を通していただき、重要なお指摘を賜りました。ここに深謝の意を表します。

日本大学交通社会工学科・伊東英幸助教と名古屋大学エコトピア科学研究所・大場真特任助教には、アンケートの設計や解析等について懇切丁寧に御指導いただきました。また、現地調査等でも様々な形で協力をいただきました。研究室生活における日頃の議論が大きな励みとなっただけでなく、本論文にも大きな貢献となりました。また、研究室メンバーの方々の御協力や御支援なくして本論文は成り立ち得ないものでした。ここに記して深く御礼申し上げます。

本研究では、各国の制度担当行政機関のスタッフの方々、アメリカやフランスで実際にバンクを運営しているバンクスポンサーの方々、アンケート調査の対象地に関する行政機関や現地で活動する皆様から、多くの貴重な情報をいただきました。これらの情報は、本論文の基礎となる重要な情報です。特に、アメリカ・カリフォルニア州漁業狩猟局の、Katrina Valerio 氏、Junko Hoshi 氏、Brenda Johnson 氏、Cara Roderick 氏には、2010年の2か月にわたる現地での長期滞在において多大な協力を賜りました。心より感謝の意を表します。

また、研究を進める過程で、学会や研究会等様々な場面にて、御支援、御協力を賜りながら、ここにお名前を記すことが出来なかった多くの方々に感謝申し上げます。

本論文に含まれる研究成果は、環境省「環境経済の政策研究」、日本学術振興会「先端研究助成基金助成金（最先端・次世代研究開発支援プログラム）」および、文部科学省「特別経費（東海地域における生物系未利用資源のカスケード型利用システムの構築）」を一部活用して実施したものです。

最後になりましたが、如何なる時も常に応援し、励まし、支えてくれた家族、そして友人たちに心より感謝申し上げます。



## *Questionnaire about wetlands conservation*

Thank you very much for your cooperation.

Our research team composed of Nagoya and Nagasaki university members in Japan aims to assess the value of wetlands including vernal pools while considering various ecosystem services and biodiversity in the California State, USA. The purpose of our research is to contribute for biodiversity conservation. The results of this questionnaire will be utilized for academic research purpose only.

Thank you for your understanding and assistance in this matter.

**Please read the following explanations and answer the questions.**

### **Description about wetlands in the California State**

A wetland is an area where is permanently (or seasonally) flooded by fresh water or saltwater, and which is covered partially or completely by shallow pools of water. A lot of animals and plants depend on wetlands, and wetlands filter and clean water, prevent soil erosion, and provide flood control among numerous other benefits. <sup>\*1</sup>.

<sup>\*1</sup>:U.S. Environmental Protection Agency: <http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/definitions.cfm>

### **Q.1 Are there wetlands close to your house?**

1.Yes      2.No      [      ]

In the California State, vernal pools wetlands (Photo1) are especially unique among other wetlands types and highly threatened wetlands of California's landscape. Vernal pools are seasonal depressional wetlands. They are covered by shallow water for variable periods from winter to spring, however they may be completely dry for most of the summer and fall. <sup>\*2</sup>.

<sup>2</sup>: Environmental Protection Agency, Vernal Pools, <http://water.epa.gov/type/wetlands/vernal.cfm>

**Photo1: Wetlands including Vernal Pools<sup>\*2</sup>**

EPA permitted to use following photos.





## Questions

**Q.5** Which area do you live in the following Map1?

→North area, go to **A**

→Central area, go to **B**

→South area, go to **C**

→other “screening out”



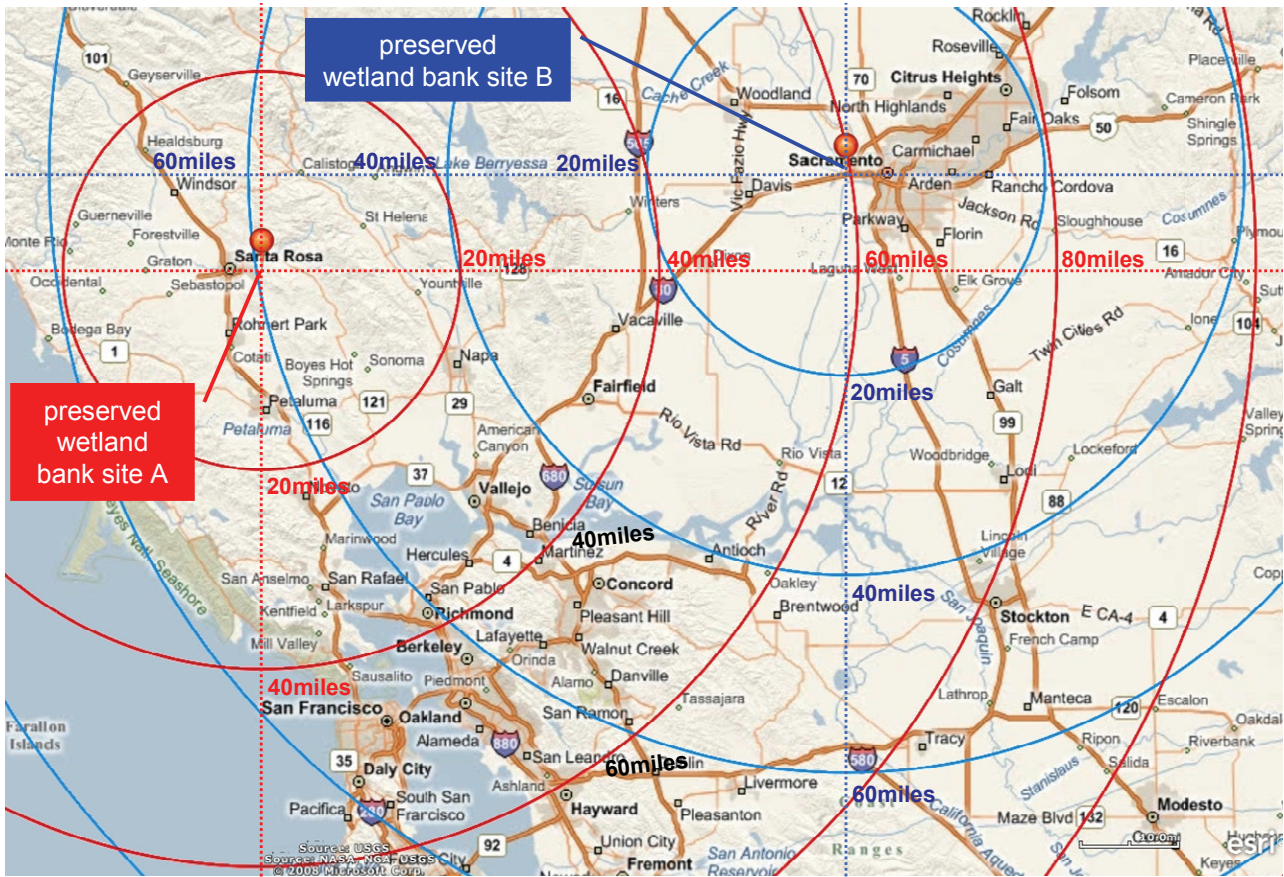
**Map1: California State and each Area**

## A Please read the following explanations

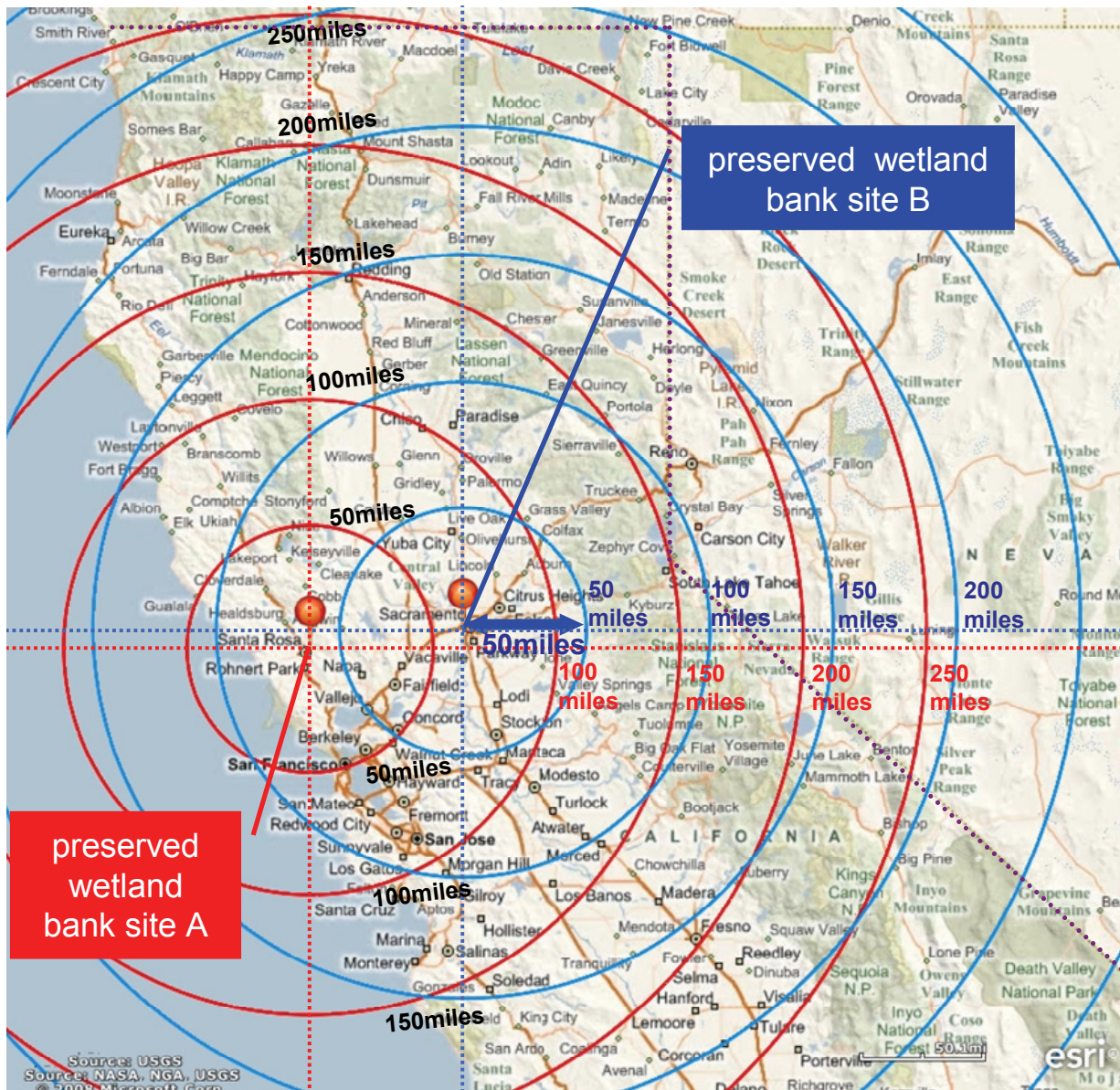
We assume that a hypothetical non-profit third-party organization “preserve” and manage permanently two existing wetlands (500 acres) including endangered species habitat and vernal pools (50 acres) respectively as wetlands bank. We also have an assumption that, if the wetlands didn’t become wetland bank, they will be destroyed by development projects in the future.

This bank sites will be established by establishing a fund in North area of California State. Each wetland bank site (500 acres) consists of mainly vernal pools (50 acres).

One (preserved wetland bank site A) is near Santa Rosa city, the other one (preserved wetland bank site B) is near Sacramento city (Map2 and Map3). The distance of each concentric circle is 20miles and 50miles respectively. Please try to check the position of your house in those maps.



Map2: Map around preserved wetland bank sites (at intervals of 20miles)



**Map3: Map around preserved wetland bank sites (at intervals of 50miles)**

**Q.6** Please fill in your City and/or County and your ZIP code?

City and/or County: \_\_\_\_\_ Zip-code: \_\_\_\_\_

**Q.7** How far is it from the selected preserved wetland bank site to your home?

Approximately \_\_\_\_\_ miles

**End of A**

## B Please read the following explanations

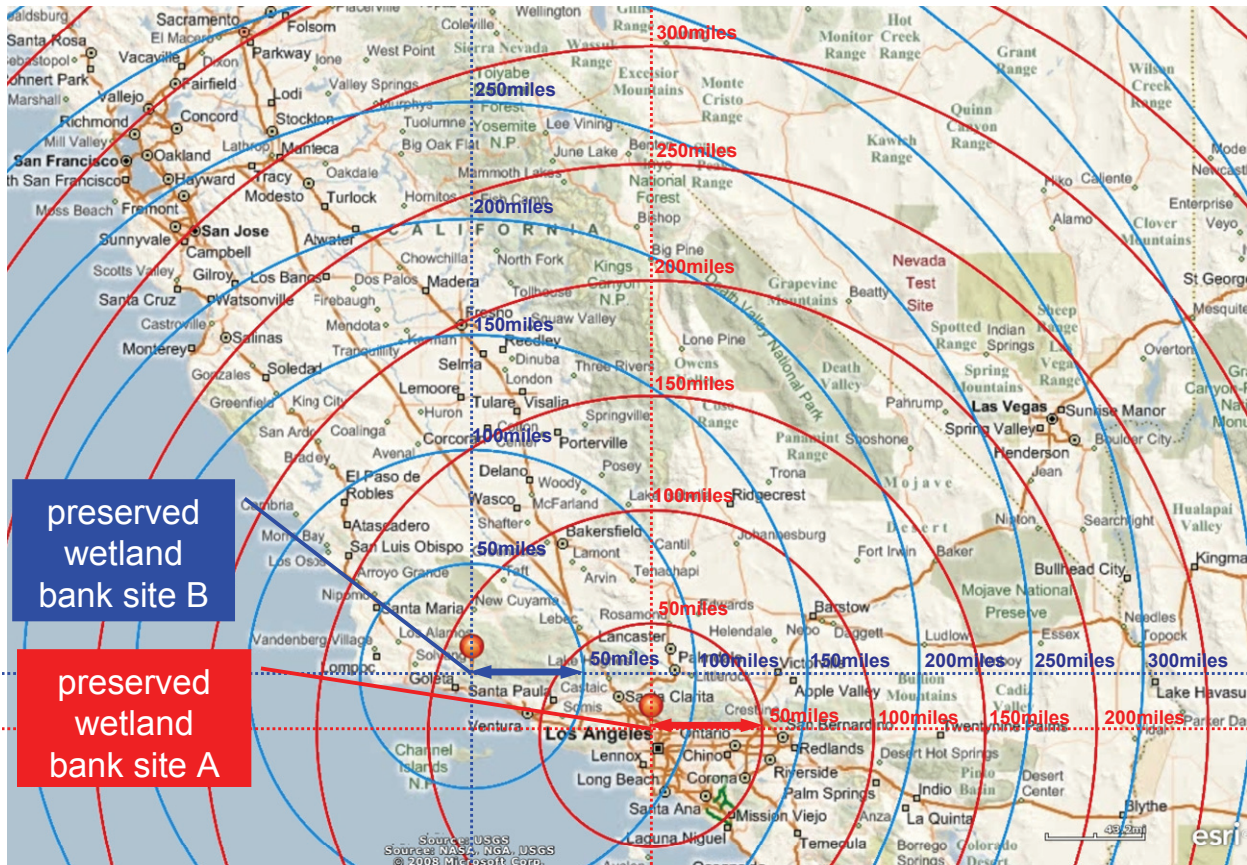
We assume that a hypothetical non-profit third-party organization “preserve” and manage permanently two existing wetlands (500 acres) including endangered species habitat and vernal pools (50 acres) respectively as wetlands bank. We also have an assumption that, if the wetlands didn’t become wetland bank, they will be destroyed by development projects in the future.

This bank sites will be established by establishing a fund in Central area of California State. Each wetland bank site (500 acres) consists of mainly vernal pools (50 acres).

One (preserved wetland bank site A) is near the City of Los Angeles, the other one (preserved wetland bank site B) is near the City of Santa Barbara (Map2 and Map3). The distance of each concentric circle is 20miles and 50miles respectively. Please try to check the position of your house in those maps.



Map2: Map around preserved wetland bank sites (at intervals of 20miles)



**Map3: Map around preserved wetland bank sites (at intervals of 50miles)**

**Questions**

**Q.6** Please fill in your City and/or County and your ZIP code?

City and/or County: \_\_\_\_\_ Zip-code: \_\_\_\_\_

**Q.7** How far is it from the selected preserved wetland bank site to your home?

Approximately \_\_\_\_\_ miles

**End of B**

## C Please read the following explanations

We assume that a hypothetical non-profit third-party organization **“preserve” and manage permanently two existing wetlands (500 acres) including endangered species habitat and vernal pools (50 acres) respectively** as wetlands bank. We also have an assumption that, **if the wetlands didn’t become wetland bank, they will be destroyed by development projects** in the future.

This bank sites will be established by establishing a **fund** in South area of California State. Each wetland bank site (**500 acres**) consists of mainly **vernal pools (50 acres)**.

One (**preserved wetland bank site A**) is near the City of Irvine in Orange County, the other one (**preserved wetland bank site B**) is near the City of San Diego (Map2 and Map3). The distance of each concentric circle is 20miles and 50miles respectively. Please try to check the position of your house in those maps.



**Map2: Map around preserved wetland bank sites (at intervals of 20miles)**





**Map3: Map around preserved wetland bank sites (at intervals of 50miles)**

**Questions**

**Q.6** Please fill in your City and/or County and your ZIP code?

City and/or County: \_\_\_\_\_ Zip-code: \_\_\_\_\_

**Q.7** How far is it from the selected preserved wetland bank site to your home?

Approximately \_\_\_\_\_ miles

**End of C**

## Please read following the explanations

In general, wetlands provide various goods and ecosystem services to us. The ecosystem services are classified in four groups which are “**Provisioning services**”, “**Regulating services**”, “**Cultural services**” and “**Supporting services**”.

We inquire about the “weight” of each ecosystem service on the selected “**preserved wetland bank site (500 acres) including vernal pools (50 acres)**” that the hypothetical non-profit third-party organization established by preserving existing wetlands including vernal pools and endangered species habitat. Please read the following explanation of each “Ecosystem Service” and “Biodiversity & its Habitat”, and answer the following questions.

### Q.8 Provisioning services

“Provisioning services” include “Wetland products”, “Genetic materials” and “Hunting birds”.

- **Wetland products:** The grassland of preserved wetland bank site (500 acres) will produce milk of 1,340,640 pounds<sup>\*4</sup> by 60 cows<sup>\*5</sup> It is equivalent to the amount<sup>\*6</sup> that approximately 24,000 persons can consume for a year.
- **Genetic materials:** Wetland organisms could be utilized as “genetic materials” that could provide natural pharmaceutical compounds and commercially important genetic materials<sup>\*7</sup>.
- **Hunting birds:** Since various birds use wetlands including vernal pools, it is possible to enjoy hunting birds under regulation.

Please indicate the importance you place on each of the following ecosystem service by giving an appropriate “weighting” below. (Your percentages should total 100 %.)

\*4: CALIFORNIA AGRICULTURAL PRODUCTION STATISTICS 2009–2010, <http://www.cdfa.ca.gov/statistics/>

\*5 How to Calculate the Carrying Capacity of Native Pasture, <http://yourland.ducks.ca/manage/pdf/carrycap.pdf>

\*6: University of Wisconsin Dairy Marketing and Risk Management Program, [http://future.aae.wisc.edu/data/annual\\_values/by\\_area/2151?tab=sales](http://future.aae.wisc.edu/data/annual_values/by_area/2151?tab=sales)

\*7: SEED - Students for Environmental Education at Davis <http://seed.ucdavis.edu/files/seed/S2,4.pdf>

### ● Example of description

Ecosystem Services		Your weight of each ecosystem service	
Provisioning services	Wetland products	30	%
	Genetic materials	10	%
	Hunting birds	60	%
		Total (100%)	

Please fill in “weighting” using percentages in this way. Your percentages should total 100 %.

Ecosystem Services		Your weight of each ecosystem service	
Provisioning services	Wetland products		%
	Genetic materials		%
	Hunting birds		%
		Total (100%)	

### Q.9 Regulating services

“Regulating services” include “Flood control / Storm protections”, “Water purification” and “Climate change mitigation and adaptation”.

- **Flood control / Storm protections:** The roots of wetland plants assist in controlling erosion by wind and waves, and provide a physical barrier that slows down storm surges.
- **Water purification:** Wetlands including vernal pools play an important role in purifying water including agricultural and urban runoff.
- **Climate change mitigation and adaptation:** Wetlands can help reduce the adverse effects of global warming. The preserved wetlands of 500 acres have a function to stock around 20,000kg-CO<sub>2</sub>, which is equivalent to CO<sub>2</sub> emissions you drive a car by using about 2,298.3 gallons gasoline<sup>\*8\*9</sup>.

Please indicate the “weighting” below. (Your percentages should total 100 %.)

Ecosystem Services		Your weight of each ecosystem service	
Regulating services	Flood control / Storm protections		%
	Water purification		%
	Climate change mitigation and adaptation		%
		Total (100%)	

\*8:Greenhouse gas mitigation in agriculture, [http://www.eoearth.org/article/Greenhouse\\_gas\\_mitigation\\_in\\_agriculture](http://www.eoearth.org/article/Greenhouse_gas_mitigation_in_agriculture)

\*9: What is a carbon footprint – definition, <http://timeforchange.org/what-is-a-carbon-footprint-definition>

### Q.10 Cultural services

The “Cultural services” include “Recreation” and “Cultural values”.

- **Recreation:** The natural beauty as well as the diversity of animal and plant life in many wetlands makes them ideal locations for recreational activities. Moreover, wetlands are sometimes used for environment education.
- **Cultural values:** California ranchers and wetlands have coexisted both utilizing and appreciating the beauty and values of wetlands in landscape. In the past, wetlands also used for girl’s initiation ceremonies by Native American.<sup>\*10</sup>

In addition, “Cultural values” include the “bequest value” that means the value of satisfaction from preserving a natural environment for future generations.

Please indicate the “weighting” below. (Your percentages should total 100 %.)

\*10: SEED - Students for Environmental Education at Davis <http://seed.ucdavis.edu/files/seed/S2.4.pdf>

Ecosystem Services		Your weight of each ecosystem service	
Cultural services	Recreation/ Ecological education		%
	Cultural values		%
		Total (100%)	

**Q.11 Supporting services**

The “Supporting services” include “Groundwater replenishment” and “Sediment & nutrient retention and export”. Those are the basic functions of ecosystem services of wetlands, and supporting services support all other ecosystem services.

- **Groundwater replenishment:** Groundwater and aquifer are all used in describing the water held in soil and rocks below ground level. Inundation occurs during the fall/winter rainy season, and vernal pools dry out during the spring/summer drought. <sup>\*11</sup>.
- **Sediment & nutrient retention and export:** Wetlands play a crucial role in the natural cycling of sediments and nutrients in the environment.

Please indicate the “weighting” below. (Your percentages should total 100 %.)

\*11: Hydrology of Vernal Pools at Three sites, Southern Sacramento Valley, <http://www.vernalpools.org/documents/Hydrology%20Three%20Sites%202005%20Williamson.pdf>

Ecosystem Services		Your weight of each ecosystem service	
Supporting services	Groundwater replenishment		%
	Sediment & nutrient retention and export		%
		Total (100%)	

**Q.12 Biodiversity and its Habitat**

“Biodiversity and its habitat” include “Endangered Species & its Habitat” and “Species other than Endangered Species & its Habitat”. Biodiversity comprises of species diversity and genetic diversity. Genetic diversity means the total number of genetic characteristics.

In addition, “Biodiversity and its Habitat” also includes the “existence value”, that is the value reflecting the benefit people receive from knowing a particular environmental resource such as the endangered species.

- **Endangered Species & Habitat:** Many endangered species such as Fairy Shrimp, Tadpole Shrimp and California Tiger Salamander and so on inhabit wetlands including vernal pools.
- **Species other than Endangered Species & Habitat:** Many species of plants and animals (small mammals, birds, amphibians, and reptiles) highly depend on

wetlands including vernal pools.

Please indicate the “weighting” below. (Your percentages should total 100 %.)

Biodiversity and its Habitat		Your weight of each ecosystem service	
Biodiversity & its Habitat	Endangered species & its habitat		%
	Species other than endangered species & its habitat		%
		Total (100%)	

**Q.13** Please consider the weight on each wetlands ecosystem service and indicate the importance you place on each of the following ecosystem service and biodiversity by “weighting” using percentages. (Your percentages should total 100 %.)

No.	“Ecosystem Services” & “Biodiversity and its Habitat”		Your weight of each ecosystem service and biodiversity	
1	Provisioning services	Wetland products		%
		Genetic materials		
		Hunting birds		
2	Regulating services	Flood control / Storm protections		%
		Water purification		
		Climate change mitigation and adaptation		
3	Cultural services	Recreation/ Ecological education		%
		Cultural values		
4	Supporting services	Groundwater replenishment		%
		Sediment & nutrient retention and export		
5	Biodiversity and its Habitat	Endangered species & its habitat		%
		Species other than endangered species & its habitat		
			<b>Total Weight (100%)</b>	

**Q.14~Q.26** 省略

## 第8章 付録

### 愛知県の森がはぐくむ自然の恵みについての意識アンケート

本アンケートは、愛知県にお住まいの皆様が、愛知県にある森から受けている様々な自然の恵みについてのお考えをお聞きするものです。このアンケートは、名古屋大学エコトピア科学研究所林研究室が学術研究目的で実施しています。なお、本アンケートでの設定は、全て仮想的なものです。

森の恵みとは何だろう？

私達は知らず知らずのうちに、森から様々な恵みを受けて生活しています。この森の「恵み」を、生態系サービスと呼ぶことにします。

私たちが、森から得ている生態系サービスには、大きく分けると 4種類あります。これらは、森の 豊かで多様な生物がいることで生み出されます。多くの種類の生物がいるほど、豊かで多様な生態系サービスが提供されます。

4種類の生態系サービスと、森の生態系サービスの例

供給サービス：森が生み出す、様々な物

- 木材
- きのこと
- 飲み水 など

調節サービス：森の働きが生み出す、住み良い環境を維持する働き

- 二酸化炭素 (CO<sub>2</sub>) の吸収
- 土砂くずれを防ぐ働き
- 水をきれいにする働き など

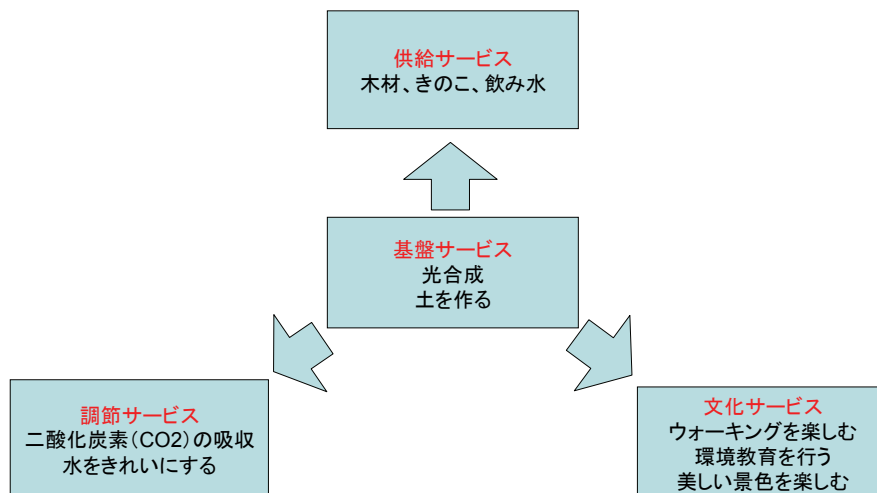
文化サービス：森が生み出す、物以外の恵み

- ウォーキングやバードウォッチングのための場所
- 子供たちに自然環境について教えるための場所
- 美しい景色を見るための場所 など

基盤サービス：他の3つのサービスを生み出すために必要なもので、これが無ければ他のサービスは生まれない。

- 光合成
- 水を循環させる働き
- 土を作る働き など

## 4つの生態系サービス



Q1 あなたが最も依存している森の生態系サービスはどれですか？

- 1 供給サービス (森が生み出す、様々な物)
- 2 調節サービス (森の働きが生み出す、住み良い環境を維持する働き)
- 3 文化サービス (森が生み出す、物以外の恵み)
- 4 基盤サービス (他の3つのサービスを生み出すために必要なもの)
- 5 どれにも依存していない

足助地域の森を想定

このアンケートでは、豊田市足助地域の森が生み出す生態系サービスについてお聞きします。下は、愛知県全体の地図と、足助地域の森の位置を示しています。

愛知県全体の地図上で、小さな赤い四角が足助地域の森のおおよその位置を示しています。森の位置及び説明は仮想

的に設定したものです。

この森は、**香嵐渓の近く**にあります。この森は、町から離れたところにあり、一般の人はほとんど入りません。周囲は深い山や森に囲まれています。また、この森の周囲には、人工的な建設物はありません。



<http://www.freemap.jp/> より引用

なお、当該サイトでは、「この地図の作成に当たっては、国土地理院長の承認を得て、同院発行の数値地図 200000（地図画像）を使用したものである。（承認番号 平成 19 総使、第 82 号）」とされている。

足助地域の森は、**NPO 法人が管理・所有**しているものと想定してください。この森の広さは、**1 km<sup>2</sup> (1 キロメートル×1 キロメートルの面積：ナゴヤドーム 20 個分の広さ)**です。この NPO 法人は、この森の豊かで多様な**生物**とそれらにより生み出される豊かで多様な**生態系サービス**を**確保し、維持する**ことと、**林産物から収入を得て継続的にこの森の生態系サービスを提供する**こととの両立を目指しています。

#### ➤ **現在の状態（想定）**

1960 年代、日本が急速に豊かになっていったとき、多くの家を建てるために多くの木材が必要となりました。この要求にこたえるため、政府はたくさんのヒノキやスギを積極的に植えることを進めました。しかし、当初の予想と異なり、外国産の安い木材に押され、国産の木材は売れなくなりました。また、過疎化・高齢化が進み、林業を行う人も少なくなってきました。そのため、森は**ヒノキやスギだけで占められた人工林**が多くなり、健全な森を維持するために**必要な手入れが行われないまま放置**されているところが増えています。本アンケートの対象である**足助地域の森も同様の現状**です。

この森には、樹齢 30～40 年の伐採適齢期のヒノキとスギが多くを占めています。森は長い間放置されており、木の間引きが行われていないため**過密な状態で、森の中は暗い**です。光が森の中まで届かないため、その他の植物はほとんどありません。また動物もほとんど見られません。

このような足助地域の森では、動植物の種類が豊富な自然な状態を保っている森に比べて、**生態系サービスの質と量が減少**しています。

#### 減少している生態系サービスの例

- ・食料 → 様々なキノコや木の実、山菜等が採れない
- ・土壌浸食の抑制 → 地面に植物がないため、土が流れやすい
- ・レクリエーションの場所 → 鳥や花の種類が少なく、観察には不向き

実際のところ、上記のような森の現在の状態であっても、調節サービスの一部は提供されていますが、放置され手入れが行われていないため、きちんと手入れが行われているヒノキとスギの人工林に比べ、**生態系サービスの質と量が低**

いと言わざるをえません。

➤ **改善策**

この足助地域の森を管理・所有している NPO 法人は、豊かで多様な生物とそれらにより生み出される豊かで多様な生態系サービスを取り戻すために、この森の現在の状態を改善することを目指しています。

具体的に行う改善策は、以下の3つがあります。

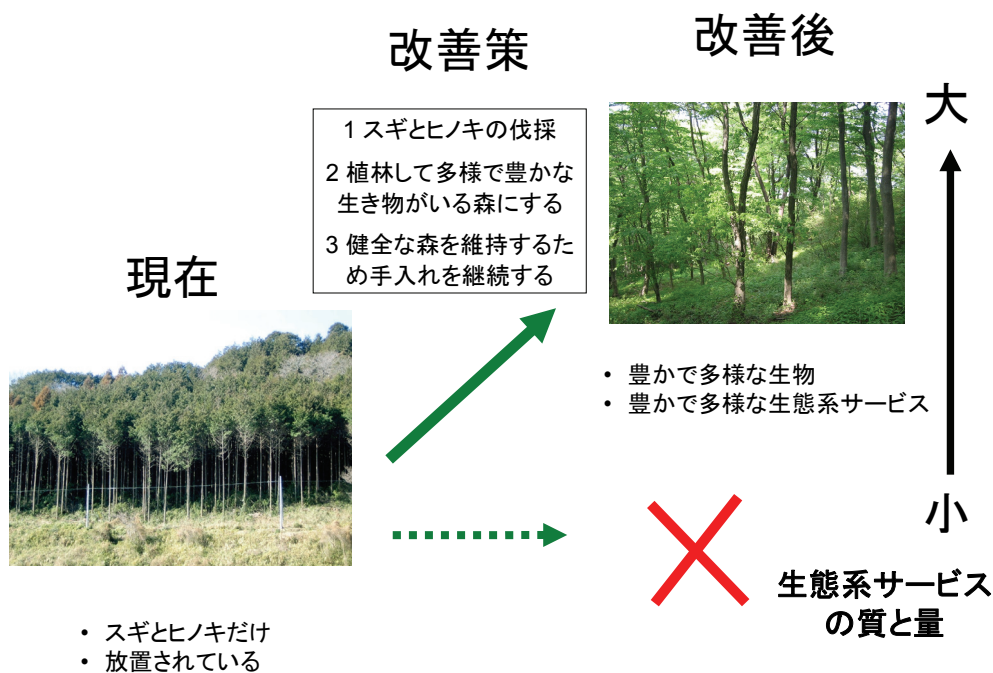
1. スギとヒノキを適度に伐採し、森を明るくする
  - 一度に大量の木を伐採することはありません。また、伐採する際も、一ヶ所に集中せず、伐採する場所を分散させます。これらの条件に従ってヒノキとスギを伐採していくと、最終的に目指す森の姿に到達するまでに何十年という長い期間がかかります。
2. スギとヒノキの伐採後は、足助地域に本来ある木を植える
  - 植える木の種類、密度、配置は、なるべく近くにある他の自然状態の森を参考にします。植える木は、足助地域で調達し、他の地域の種や苗木は用いません。
3. 植えた木や他の森から自然に入ってきた木が、元気に育つよう手入れを行う
  - 成長が速く他の植物の住みかを奪う植物（タケやササ等）を刈り取って、その数をコントロールしたり、植えた木で元気がない木を伐採したり、販売を考えている木に巻きつくツルを切ったりします。

以上をまとめると、

足助地域の森は、

- ほぼスギとヒノキしか生えていない人工林である
- スギとヒノキは伐採されずに放置されており、手入れもされていない
- 豊かで多様な生物が住んでおらず、豊かで多様な生態系サービスが提供されていない

## 足助地域の森（香嵐渓周辺）



[http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/5/56/Cryptomeria\\_japonica.jpg](http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/5/56/Cryptomeria_japonica.jpg)

<http://upload.wikimedia.org/wikipedia/ja/4/49/Konkourin.JPG>

Q2

この足助地域の森を現在の状態、つまりスギとヒノキの森で手入れせずに放置しておくと、あなたの生活はどのようなになると思いますか？

- 1 非常に悪くなる
- 2 わずかに悪くなる
- 3 変化はない
- 4 わずかに良くなる
- 5 非常に良くなる

足助地域の森の恵み基金

ここでは、以下の基金を想定します。



足助地域の森を管理・所有している NPO 法人は、この森の現在の状態を改善するために、主に 3 つの改善策を行います（スギとヒノキの伐採、足助地域の木を植林、手入れの継続）。木材や他の林産物を販売しながら、その収入で手入れを継続できるという NPO 法人が目指す状態に達するまでには、多くのお金が必要です。

例えば、ヒノキやスギを伐採し運搬する費用、植林するための木を購入する費用、手入れをするための必要な費用（全てに人件費を含む）等が考えられます。

そこで、「足助地域の森の恵み基金」は、この NPO 法人が、他からの資金援助なしに、この森の豊かで多様な生態系サービス（森の恵み）を確保し維持していくことができる状態になるまでの必要な費用を提供することを目的とします。この状態になるまでには、何十年という長い時間が必要となります。

この基金には愛知県内在住の人しか出資できず、基金は上で示した足助地域の森のためにだけ使用され、他の森には使いません。

この足助地域の森を所有・管理する NPO 法人は、国・県・市等の補助金といった他の資金援助は受けず、森の恵み基金からの援助のみを受けます。また、この基金のお金をどのように使ったかは、NPO 法人によって全て公表されるものとします。

### Q3 省略

#### 森の生態系サービスと私達の社会

足助地域の森が上記の基金の援助を受けて、現在の状態を改善すれば、多様な生態系サービスを最大限に生み出すことができます。注意していただきたいのは、何十年という長い時間がたった後、初めて、この森が最大限の生態系サービスを生み出すことができますということです。

また、この生態系サービスを受ける人として、「あなた」と愛知県民全体（ここでは、これを「社会（愛知県民）」と呼びます。）との 2 つを想定します。

「あなた」が、直接足助地域の森から生態系サービスを受けるということと、「社会（愛知県民）」が受けるということは、異なっています。

「あなた」が受ける例：

「あなた」は、この森で作られる木材で家を作る

「社会（愛知県民）」が受ける例：

「社会（愛知県民）」は、この森があるおかげで、おいしい水を飲むことができる

ここからは、この足助地域の森の現在の状態を「改善した後」の森が提供するであろう生態系サービス（供給、調節、文化、基盤）について、さらに詳しく説明していきます。「あなた」と「社会（愛知県民）」の違いに注意して説明をお読みください。

#### 1 供給サービス（森が生み出す様々な物）

##### 足助地域の森

NPO 法人が所有・管理する 1 km<sup>2</sup>の森（香嵐溪の近く）

**木材：**ヒノキやスギだけでなく、ケヤキやナラ類等、様々な種類の木が販売可能で、その用途も多様です。

例：建築用材（柱材、板材、合板）、木製品（家具、楽器、樽）、キノコの栽培木

**食料：**キノコのように販売されるものから、市場に出ず現地できれ取れないものまで、様々な食べ物が生み出されます。

例：キノコ、木の実、果物、花蜜、たけのこ、野生生物（イノシシやシカの肉）、山菜（ワラビ）、根菜（山芋）、川の魚

**水：**森に降った雨は、一部は地表を流れ、他は地中を通して、川に流れ出る水となります。

例：飲料水、農業用水、工業用水

**繊維：**紙の原料となるパルプを生み出します。

例：製紙用のパルプ

**燃料：**主に、質の悪い木材や、木を切るときや加工の際に生じる捨てられる部分をチップにして燃やすことで熱源として利用します。

例：発電用木材チップ、家庭の発熱用木材チップ、薪、木炭、燻製用木材チップ

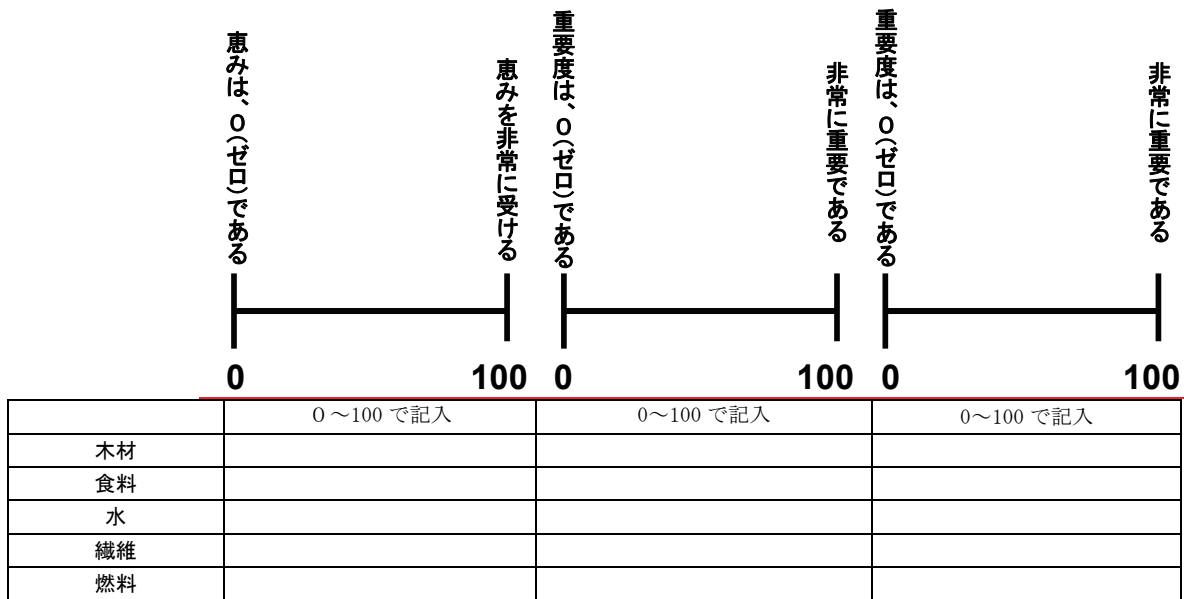
### Q4

「あなた」は、それぞれの供給サービスの恵みをどのくらい直接受けると思いますか？ 100「非常に受ける」から 0「恵みは 0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。恵みを直接受けないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

また、「あなた」にとって、もしくは、「社会（愛知県民）」にとって、それぞれのサービスは、どのくらい重要だと思いますか？ 100「非常に重要である」から 0「重要度は 0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。重要でないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

本アンケートの回答全てにおいて、最高の値 100については、同じレベルでの受容度や重要度を想定して、お答えください。

足助地域の森の供給サービス	「あなた」は直接恵みを受けますか？	「あなた」にとっての重要度	「社会（愛知県民）」にとっての重要度
---------------	-------------------	---------------	--------------------



>注意

一般的な森の供給サービスを想定して答えるのではなく、**地図で示した足助地域の森を想定してください**。また、もし**重要度が低いと思ったら、思ったとおりに記述してください**。低い値が出て問題はありません。

本アンケートの回答全てにおいて、**最高の値 100**については、**同じレベルでの受容度や重要度を想定して**、お答えください。

#### 1 供給サービス の続き

**肥料**：主に、落ち葉や刈られた草からできる腐葉土を生み出しています

例：腐葉土

**生化学物質**：採取してそのまま使用可能な自然薬品や、植物から抽出されるエキス等は、様々な分野で利用されます

例：防虫剤・殺虫剤・消臭剤の原料、薬用植物、医薬品の原料、食品添加物の原料、樹脂（<sup>うるし</sup>漆、松やに等）、染料、香料、化粧品の原料

**装飾品の素材**：森にある多様な植物は、日々の生活、造園や園芸等の目的で使われます

例：ヒイラギ、ササの葉、サカキ、ガーデニングや街路樹のための木や野草、土留め用等侵食防止用の木

**工芸材料**：森の植物は、伝統工芸の材料になります

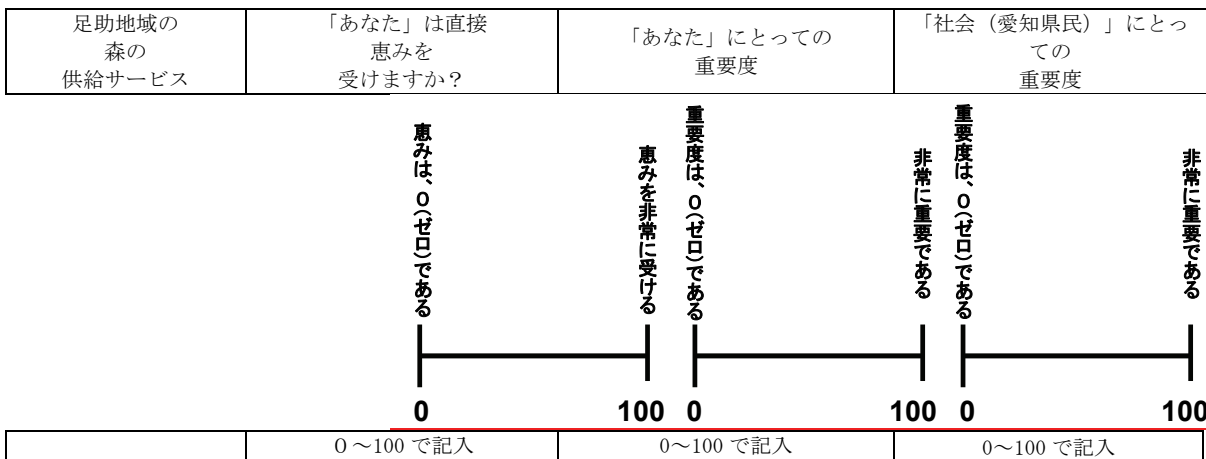
例：竹材、藤、樹皮

#### Q5

「あなた」は、それぞれの供給サービスの恵みを**どのくらい直接受ける**と思いますか？ 100「**非常に受ける**」から 0「**恵みは0（ゼロ）である**」までの整数値でお答えください。恵みを直接**受けないと思う場合は、0（ゼロ）**を回答欄に入力してください。

また、「あなた」にとって、もしくは、「社会（愛知県民）」にとって、それぞれのサービスは、**どのくらい重要**だと思いますか？ 100「**非常に重要である**」から 0「**重要度は0（ゼロ）である**」までの整数値でお答えください。**重要でないと思う場合は、0（ゼロ）**を回答欄に入力してください。

本アンケートの回答全てにおいて、**最高の値 100**については、**同じレベルでの受容度や重要度を想定して**、お答えください。



肥料			
生化学物質			
装飾品の素材			
工芸材料			

>注意

一般的な森の供給サービスを想定して答えるのではなく、地図で示した足助地域の森を想定してください。また、もし重要度が低いと思ったら、思ったとおりに記述してください。低い値が出て問題はありません。

本アンケートの回答全てにおいて、最高の値 100については、同じレベルでの受容度や重要度を想定して、お答えください。

足助地域の森の現在の状態を「改善した後」の森が提供するであろう調節サービスについて、さらに詳しく説明していきます

2 **調節サービス**（森の働きが生み出す、住み良い環境を維持する働き）

**足助地域の森**

NPO 法人が所有・管理する 1 km<sup>2</sup>の森（香風溪の近く）

**大気質の調節**：大気をきれいにする働き

ちり ほこり

例：葉による塵や埃の吸着、排気ガスなどに含まれる汚染物質の吸着

**気候の調節**：森の中と周辺の気温や湿度を安定させる働き

より大きなスケールで気温や湿度を安定させる働き

例：夏の気温低下、冬の気温上昇、温暖化の緩和

**水の調節**：雨水を地中に貯める働き

地中に貯めた水を川や湖等に適度に出し水量を調節する働き

地面を通過した水の水質を浄化する働き

**土壌浸食の抑制**：地面の表面の侵食を防止する働き

地面の表面が崩れることを抑制する働き

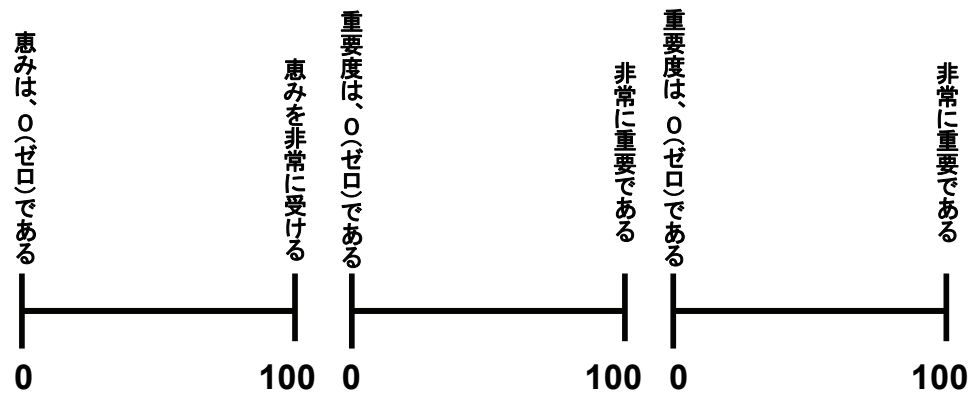
Q6

「あなた」は、それぞれの調節サービスの恵みをどのくらい直接受けると思いますか？ 100「非常に受ける」から 0「恵みは0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。恵みを直接受けないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

また、「あなた」にとって、もしくは、「社会（愛知県民）」にとって、それぞれのサービスは、どのくらい重要だと思いますか？ 100「非常に重要である」から 0「重要度は0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。重要でないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

本アンケートの回答全てにおいて、最高の値 100については、同じレベルでの受容度や重要度を想定して、お答えください。

足助地域の森の調節サービス	「あなた」は直接恵みを受けますか？	「あなた」にとっての重要度	「社会（愛知県民）」にとっての重要度
---------------	-------------------	---------------	--------------------



	0～100 で記入	0～100 で記入	0～100 で記入
大気質の調節			
気候の調節			
水の調節			
土壌浸食の調節			

>注意

一般的な森の調節サービスを想定して答えるのではなく、地図で示した足助地域の森を想定してください。また、もし重要度が低いと思ったら、思ったとおりに記述してください。低い値が出て問題はありません。

本アンケートの回答全てにおいて、最高の値 100については、同じレベルでの受容度や重要度を想定して、お答えください。

2 調節サービス の続き

**自然災害からの防護**：地すべりや土石流の緩和、落石防止  
防風、防音、飛砂防止、日射防止、延焼防止  
洪水や氾濫の緩和

**病気の予防**：病気を媒介する生き物をコントロールする働き

例：森が哺乳類の生活の場を生み出すことで、人と哺乳類とを離し、ダニ等により広まる病気を防ぐ、蚊の大量発生を防ぐ

**害虫の抑制**：多様な種類の生物が生息する森が、木の害虫や病気の大発生を抑制する働き

**花粉媒介**：多様な環境を作り、花粉を運ぶ動物（ミツバチや鳥等）をコントロールする働き

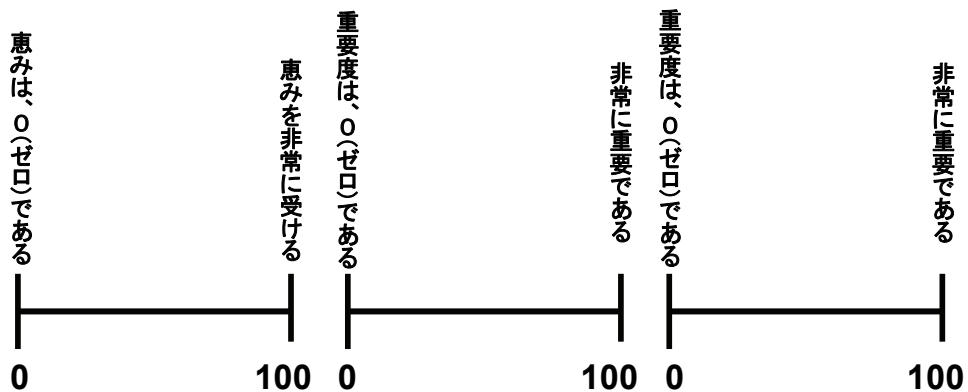
Q7

「あなた」は、それぞれの調節サービスの恵みをどのくらい直接受けると思いますか？ 100「非常に受ける」から0「恵みは0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。恵みを直接受けないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

また、「あなた」にとって、もしくは、「社会（愛知県民）」にとって、それぞれのサービスは、どのくらい重要だと思いますか？ 100「非常に重要である」から0「重要度は0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。重要でないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

本アンケートの回答全てにおいて、最高の値 100については、同じレベルでの受容度や重要度を想定して、お答えください。

足助地域の森の調節サービス	「あなた」は直接恵みを受けますか？	「あなた」にとっての重要度	「社会（愛知県民）」にとっての重要度
---------------	-------------------	---------------	--------------------



	0～100 で記入	0～100 で記入	0～100 で記入
自然災害からの防護			
病気の予防			
害虫の抑制			
花粉媒介			

>注意

一般的な森の調節サービスを想定して答えるのではなく、地図で示した足助地域の森を想定してください。また、もし重要度が低いと思ったら、思ったとおりに記述してください。低い値が出て問題はありません。

本アンケートの回答全てにおいて、最高の値 100については、同じレベルでの受容度や重要度を想定して、お答えください。

足助地域の森の現在の状態を「改善した後」の森が提供するであろう文化サービスについて、さらに詳しく説明していきます

3 文化サービス 森が生み出す、物以外の恵み

**足助地域の森**

NPO 法人が所有・管理する 1 km<sup>2</sup>の森（香嵐溪の近く）

**レクリエーションの場所**：余暇や観光のために楽しむ場所を提供する

例：ハイキング（山歩き）、狩猟、エコツーリズム（林業体験）、キャンプ、山菜・キノコ狩り、バードウォッチング

**治療・保養・療養の場所**：いやしの効果やリフレッシュ効果、リハビリテーションのための場所を提供する

例：森林浴

**環境教育の場所**：子供から大人まで、森の環境や森に住む生物についての知識や重要さ、森の環境や生物を守り管理するための技術や態度を学ぶ場所を提供する

例：小中学校の総合学習、NPO 等のボランティア活動

**宗教的な場所**：神がやどる神聖な場所や物を提供する

例：祭り、御神木

**科学研究の場所**：他の分野で応用される、様々な知識や事実を提供する

例：大学や研究施設の研究、企業の商品化のための調査・研究

**歴史・文化遺産の場所**：歴史的に重要な景観、文化的に重要な生物種を維持し、将来の世代に残すための場所を提供する

例：日本の天然記念物に指定されている動植物がいる森、文化遺産に指定されている文化を育む森

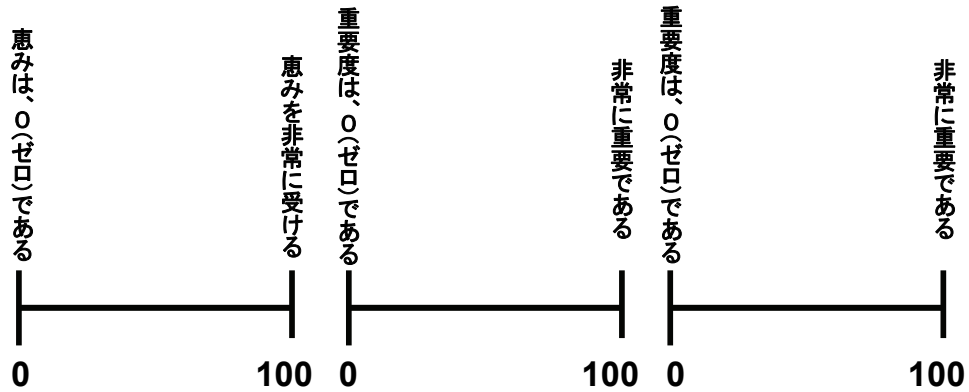
Q8

「あなた」は、それぞれの文化サービスの恵みをどのくらい直接受けると思いますか？ 100「非常に受ける」から0「恵みは0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。恵みを直接受けないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

また、「あなた」にとって、もしくは、「社会（愛知県民）」にとって、それぞれのサービスは、どのくらい重要だと思いますか？ 100「非常に重要である」から0「重要度は0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。重要でないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

本アンケートの回答全てにおいて、最高の値 100については、同じレベルでの受容度や重要度を想定して、お答えください。

足助地域の森の文化サービス	「あなた」は直接恵みを受けますか？	「あなた」にとっての重要度	「社会（愛知県民）」にとっての重要度
---------------	-------------------	---------------	--------------------



	0～100 で記入	0～100 で記入	0～100 で記入
レクリエーションの場所			
治療・保養・療養の場所			
環境教育の場所			
宗教的な場所			
科学研究の場所			
歴史・文化遺産の場所			

>注意

一般的な森の文化サービスを想定して答えるのではなく、地図で示した足助地域の森を想定してください。また、もし重要度が低いと思ったら、思ったとおりに記述してください。低い値が出て問題はありません。

本アンケートの回答全てにおいて、最高の値 100については、同じレベルでの受容度や重要度を想定して、お答えください。

### 3 文化サービスの続き

**伝統的な生活の知恵や知識を作る**：森を生活の場としたり、森に深く関わっている人達の生活の知恵や知識を形作る

例：天候に基づく林業の作業のカレンダー、足助地域で受け継がれている林産物の様々な有効活用方法

**美的価値を作る**：美しい景色や美しい環境を形作る

例：自然の景観や景色、美しい鳥や蝶

**社会的関係を作る**：林業や森を中心とした社会というものを作る

例：足助地域の住民が森を復元させる活動や住民と行政の協働、足助地域の住民と都市住民との交流

**場所の感覚を作る**：森という場所についての価値を作る

例：三河材や足助の漆等のブランド

**インスピレーションの源**：芸術や、民話など様々な文化にひらめきの源を提供している

例：足助地域にしかない昔話

Q9

「あなた」は、それぞれの供給サービスの恵みをどのくらい直接受けると思いますか？ 100「非常に受ける」から0「恵みは0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。恵みを直接受けないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

また、「あなた」にとって、もしくは、「社会（愛知県民）」にとって、それぞれのサービスは、どのくらい重要だと思いますか？ 100「非常に重要である」から0「重要度は0（ゼロ）である」までの整数値でお答えください。重要でないと思う場合は、0（ゼロ）を回答欄に入力してください。

本アンケートの回答全てにおいて、**最高の値 100**については、**同じレベルでの受容度や重要度を想定して**、お答えください。

足助地域の森の文化サービス	「あなた」は直接恵みを受けますか？	「あなた」にとっての重要度	「社会（愛知県民）」にとっての重要度
	恵みは、0(ゼロ)である 0 ————— 100	重要度は、0(ゼロ)である 0 ————— 100	重要度は、0(ゼロ)である 0 ————— 100
	恵みを非常に受ける	非常に重要である	非常に重要である
伝統的な生活の知恵や知識を作る	0～100 で記入	0～100 で記入	0～100 で記入
美的価値を作る			
社会的関係を作る			
場所の感覚を作る			
インスピレーションの源			

>注意

一般的な森の文化サービスを想定して答えるのではなく、**地図で示した足助地域の森を想定してください**。また、もし**重要度が低いと思ったら、思ったとおりに記述してください**。低い値が出て問題はありません。

本アンケートの回答全てにおいて、**最高の値 100**については、**同じレベルでの受容度や重要度を想定して**、お答えください。

足助地域の森の現在の状態を「**改善した後**」の**森が提供するであろう基盤サービス**について、さらに詳しく説明していきます

#### 4 基盤サービス 他の3つのサービスを生み出すために必要なもの

##### 足助地域の森

NPO 法人が所有・管理する 1 km<sup>2</sup>の森（香嵐溪の近く）

**光合成**：植物が行う二酸化炭素を有機物と酸素に変える働き。植物自身の成長のためだが、食物連鎖を支え、人を含む他の生物の活動のエネルギーを作る。

**栄養塩サイクル**：人が普通の生活を送るのに必要な、カルシウムやマグネシウム等が、食物連鎖や、水の移動とともに、循環する。

**土を作る**：土に住む微生物により、枯れ葉、枯れ枝、死体などが分解され、森の土が作られる。土はほぼ全ての供給サービスを作るために必要である。

**水循環**：森林に降る雨は、葉や幹、地面から蒸発し、また雨となって降る。地面にしみこんだ雨水は、川や湖に流れ出して、循環する。

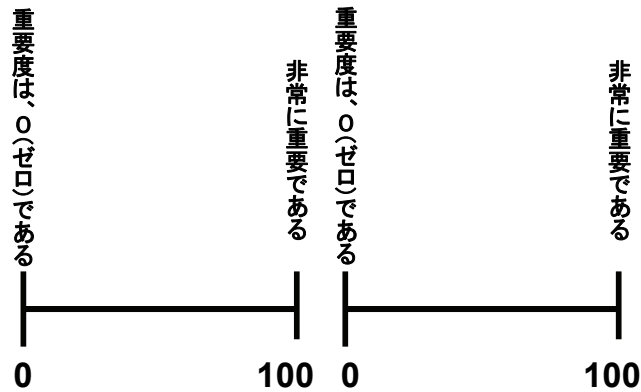
Q10

「あなた」は、それぞれの供給サービスの恵みを**どのくらい直接受ける**と思いますか？ 100「**非常に受ける**」から 0「**恵みは0（ゼロ）である**」までの整数値でお答えください。恵みを直接**受けないと思う場合は、0（ゼロ）**を回答欄に入力してください。

また、「あなた」にとって、もしくは、「社会（愛知県民）」にとって、それぞれのサービスは、**どのくらい重要**だと思いますか？ 100「**非常に重要である**」から 0「**重要度は0（ゼロ）である**」までの整数値でお答えください。**重要でないと思う場合は、0（ゼロ）**を回答欄に入力してください。

本アンケートの回答全てにおいて、**最高の値 100**については、**同じレベルでの受容度や重要度を想定して**、お答えください。

足助地域の森の基盤サービス	「あなた」にとっての重要度	「社会（愛知県民）」にとっての重要度



	0～100 で記入	0～100 で記入
光合成		
土を作る		
栄養塩 サイクル		
水循環		

>注意

一般的な森の基盤サービスを想定して答えるのではなく、**地図で示した足助地域の森を想定して**ください。また、もし**重要度が低いと思ったら、思ったとおりに記述してください。低い値が出て問題はありません。**

本アンケートの回答全てにおいて、**最高の値 100**については、**同じレベルでの受容度や重要度を想定して**、お答えください。

足助地域に住むであろう生き物について

ここまでで説明してきた様々な生態系サービスは、足助地域の森を改善し、**様々な生き物**が住むようになり、初めて生み出されるものです。

このように、森に様々な生き物が住んでいる状態は、**生物多様性が高い**と言われます。改善後の足助地域の森は、スギやヒノキだけしかなかった以前の森に比べ、**生物多様性が格段に高くなりました**。様々な生き物が住んでいるという意味の「生物多様性」という考え方には、生物種の違い（種の多様性）と遺伝子（DNA）の違い（遺伝子の多様性）の2つの違いから成り立っています。生物多様性が高い森ほど、質と量の両方で、高い生態系サービスが提供されると考えられます。

この他に、この足助地域の森を改善し今後も継続的に自然に近い状態を維持することで、森の生き物のための**高い質と量の環境を提供する**機能と、木を大量に伐採するような開発を行わずに、**絶滅危惧種を確実に保護できる**という機能があります。

**足助地域の森**

NPO 法人が所有・管理する 1 km<sup>2</sup>の森（香嵐溪の近く）

**生物種の違い（種の多様性）**

ツキノワグマ、イノシシ、スギ、シイタケは異なる種で、これらが増えるほど種の多様性は高くなります。

**遺伝子（DNA）の違い（遺伝子の多様性）**

スギという種の中にも、個々の木の遺伝子の違いによって、病弱なものや健強なもの、木材として堅いものや柔らかいものが生まれます。これらの遺伝子の違いが増えるほど、遺伝子の多様性は高くなります。

**生き物の生息環境**

種や遺伝子の多様性が高くなるほど、それらの**生き物を支えるために必要な生息環境も多様**になります。改善後の足助地域の森は、この生息環境についても質と量の両方で高いものを提供することができます。

**絶滅危惧種の保護**

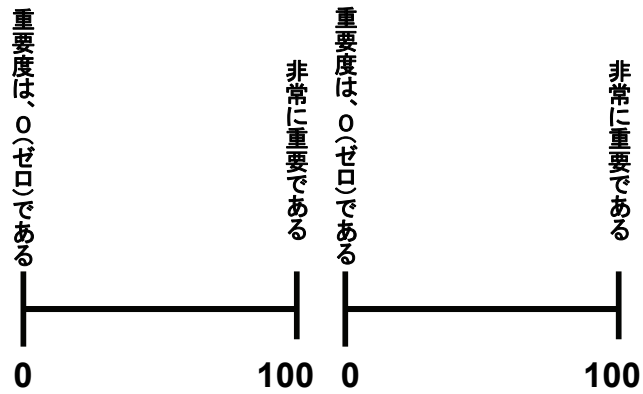
改善後の足助地域の森には、絶滅の危機に瀕している動植物が住むようになることが期待できます。この森では、今後大規模な木の伐採は行わないため、絶滅危惧種を確実に保護することができます。

Q10

「あなた」にとって、もしくは、「社会（愛知県民）」にとって、足助地域の森が育む生き物に関するそれぞれの要素は、**どのくらい重要**だと思いますか？100「**非常に重要である**」から0「**重要度は0（ゼロ）である**」までの整数値でお答えください。**重要でないと思う場合は、0（ゼロ）**を回答欄に入力してください。

本アンケートの回答全てにおいて、**最高の値 100**については、**同じレベルでの受容度や重要度を想定して**、お答えください。

足助町の森の 生き物と 生息環境	「あなた」にとっての 重要度	「社会（愛知県民）」にとっての 重要度
------------------------	-------------------	------------------------



	0～100 で記入	0～100 で記入
種の多様性		
遺伝子の多様性		
生物の生息環境		
絶滅危惧種の保護		

>注意

一般的な森の生き物の多様さを想定するのではなく、**地図で示した足助地域の森を想定してください。**また、もし**重要度が低いと思ったら、思ったとおりに記述してください。低い値が出て問題はありません。**

本アンケートの回答全てにおいて、**最高の値 100**については、**同じレベルでの受容度や重要度を想定して**、お答えください。

Q12～16 省略

Q17

あなたの職業をお答えください。

学生
パート・アルバイト
派遣・契約社員
会社員
公務員・団体職員
専門家（医師・弁護士・会計士等）
自営業
自由業（フリーランス）
その他有職
専業主婦・主夫
家事手伝い
現在働いていない

Q18

あなたの職種をお答えください。

農業
林業
漁業
鉱業
建設業
製造業
電気・ガス・熱供給・水道業
情報通信業
運輸業
卸売・小売業
金融・保険業
不動産業
飲食店、宿泊業
医療・福祉



教育・学習支援業
複合サービス事業
サービス業（他に分類されないもの）
環境コンサルタント
環境や生物系の学者
環境や自然保護関係のNPO等団体職員
公務（他に分類されないもの）
その他上記で分類不能の産業

Q19

あなたの所属機関での職種は何ですか？一つ選択してください。

- (1) 営業、(2) 事務・企画、(3) 販売・サービス  
 (4) 技術系・研究系、(5) 専門職、(6) その他 ( )

Q20

あなたの家庭には、何人が一緒に住んでいますか？

( )

Q21

年間の家計収入はいくらですか？

収入なし～125万円未満
125万円～300万円未満
300～500万円未満
500～700万円未満
700～1,000万円未満
1,000～1,500万円未満
1,500～3,000万円未満
3,000万円～1億円未満
1億円以上

Q22

あなたがお住まいの場所の郵便番号をお答えください。正確にお書きください。

7桁

(この情報は、個人を特定したり、特定できる形で公表したりすることはありません。)

ありがとうございました。

## 第9章 付録

アンケートの概要は既に本文内で述べた。解析に用いたサンプルは全体から、アンケート冒頭での説明とシナリオを理解していないサンプルと、各生態系サービスの重要度評価直後の理解度設問（「この恵みの説明の分かりやすさはどれくらいですか？」0（全く意味がわからない）～10（非常に意味がわかりやすい）までの11枝より整数値を選択）において、0～2を選択したサンプルを除いたものとした。各生態系サービスで解析サンプル数は異なるため、表1で示した。

大分類	各生態系サービス	西尾市民(人)	西尾市除く愛知県民(人)
	全体	210	2382
供給	食料	163	1901
	水	141	1719
	燃料	132	1653
	生化学	124	1609
	遺伝資源	126	1604
調節	気候	153	1801
	生物	150	1808
	水	145	1790
	災害	148	1775
	土壌	149	1786
	浄化	159	1869
文化	療養	153	1772
	レク	153	1818
	景観	152	1799
	教育	153	1812
基盤	形成	153	1800
	栄養塩	159	1868
生物多様性	種多様性	164	1922
	遺伝的多様性	158	1845
	生息地	166	1924
	絶滅危惧種	166	1920

各生態系サービスにおいてサンプル数が異なるため、性別と年齢別のサンプル特性は供給サービスの食料についてのみ表2において提示する（母集団の人数は平成24年4月1日推計値）。

表2 愛知県と西尾市の母集団と解析セット(食料)のサンプル数(性年代別)

供給サービス食料の解析セット (西尾市を除く愛知県)					西尾市を除く愛知県(2012年4月1日時点)				
	全体	男	女	男/女		全体	男	女	男/女
全体	1901	1179	722	1.6	全体	6132514	3102172	3030342	1.0
10代	1	1	0	n/a	10代	709725	363981	345744	1.1
20代	160	74	86	0.9	20代	826515	431630	394885	1.1
30代	517	294	223	1.3	30代	1060823	548718	512105	1.1
40代	658	407	251	1.6	40代	1038126	536059	502067	1.1
50代	369	253	116	2.2	50代	819218	413785	405433	1.0
60代	170	132	38	3.5	60代	983737	482304	501433	1.0
70代	26	18	8	2.3	70代	694370	325695	368675	0.9

供給サービス食料の解析セット  
(西尾市)

西尾市(2012年4月1日時点)

	全体	男	女	男/女		全体	男	女	男/女
全体	163	103	60	1.7	全体	139308	71295	68013	1.0
10代	0	0	0	n/a	10代	17264	8879	8385	1.1
20代	17	6	11	0.5	20代	18451	9905	8546	1.2
30代	43	27	16	1.7	30代	23104	12280	10824	1.1
40代	58	37	21	1.8	40代	21993	11361	10632	1.1
50代	31	20	11	1.8	50代	20057	10136	9921	1.0
60代	13	12	1	12.0	60代	22848	11573	11275	1.0
70代	1	1	0	n/a	70代	15591	7161	8430	0.8

調査会社登録者数は入手できなかったが、同じ調査会社の2011年3月時点での登録者数は、愛知県で約21,000人である。

次に解析の方法を説明する。まず各生態系サービスの「あなたにとっての重要度」と「社会にとっての重要度」(0(重要度はゼロである)~5(どちらでもない)~10(非常に重要である)の11枝から整数値を一つ選択)の平均値を示した。次に、各生態系サービスについて、あなたにとっての重要度と社会にとっての重要度の差をウィルコクソンの符号付順位検定で検定した。さらに、西尾市民と西尾市民を除く愛知県民とで、各生態系サービスのあなたにとっての重要度と社会にとっての重要度それぞれについて、マンホイットニーU検定を実施した。結果は表3において示す。検定においては、 $\alpha = 0.05$ もしくは0.1とした。

表3 各生態系サービスの平均値と愛知県と西尾市の重要度検定結果

大分類	生態系サービス	西尾市を除く 愛知県		西尾市		愛知県-西尾市 検定結果	
		あなた	社会	あなた	社会	あなた	社会
供給	食料	5.9	7.1	7.2	7.7	西**	西*
	水	4.4	6.1	5.6	6.1	西**	西
	燃料	4.2	5.6	5.1	5.6	西**	愛
	生化学	4.1	5.4	4.7	5.2	西**	愛
	遺伝資源	4.4	5.6	4.7	5.4	西	愛
調節	気候	5.7	6.7	6.7	7.0	西**	西
	生物	5.5	6.6	6.5	6.7	西**	西
	水	5.3	6.6	6.2	6.8	西**	西
	災害	5.2	6.8	6.6	7.0	西**	西
	土壌	4.9	6.5	6.0	6.6	西**	西
	浄化	5.8	7.2	7.1	7.5	西**	西*
文化	療養	4.7	6.1	5.7	6.1	西**	西
	レク	4.3	6.1	5.4	6.3	西**	西
	景観	4.6	6.3	5.7	6.4	西**	西
	教育	4.0	6.6	5.2	6.9	西**	西
基盤	形成	4.8	6.2	6.1	6.6	西**	西*
	栄養塩	5.7	6.9	6.8	7.2	西**	西
生物多様性	種多様性	6.1	7.2	7.2	7.7	西**	西*
	遺伝的多様性	5.8	6.8	6.8	7.2	西**	西*
	生息地	6.1	7.3	7.2	7.7	西**	西*
	絶滅危惧種	6.3	7.4	7.2	7.8	西**	西*

検定結果：平均ランクの高い群(西：西尾市・愛：愛知県)

\*\* ( $p \leq 0.05$ ) \* ( $p \leq 0.1$ )

一色干潟に面している西尾市では、生物多様性の項目と食料、浄化機能が低い重要度であった。文化と供給の中で実際に受益しているかどうか分からない生態系サービスは重要度は低かった。一方、西尾市を除く愛知県でもほぼ同様の結果となった。愛知県と西尾市双方で、全ての生態系サービスにおいて、あなたにとっての重要度よりも社会にとっての重要度の方が有意に高かった ( $p \leq 0.05$ ) (そのため表 3 中では明示していない)。また、愛知県と西尾市の比較では、遺伝資源を除くすべての生態系サービスのあなたにとっての重要度で、西尾市が有意に高いことが明らかとなった ( $p \leq 0.05$ )。一方社会にとっての重要度では、食料と生物多様性の項目 ( $p \leq 0.05$ ) と、浄化機能と干潟形成において ( $p \leq 0.1$ )、西尾市の方が有意に高かった。一部の供給サービスを除くその他の生態系サービスでも、西尾市の方が高い平均ランクとなっていたが、愛知県との間で有意な差は確認できなかった。

このように、対象生態系の近くに居住している人々の方が、自分自身にとっての重要度を高く感じていることが明らかとなった。その中でも特に、食料と生物多様性の項目は、社会にとっての重要度についてもその他の愛知県民より高くなっており、他の生態系サービスとは異なる特徴を示している。これは、これらの生態系サービスに関しては、対象生態系の近くに居住している方がより強く重要だと感じていることを示唆している。

(文化サービスの決定要因回答者用のアンケート票。重要度評価の画面で同様の部分は省略し、生態系サービスの説明のみ掲載。)

## 干潟からの自然の恵み（生態系サービス）に関する意識調査

本アンケートの目的は、愛知県西尾市一色町および吉良町周辺にある一色干潟のさまざまな自然の恵み（生態系サービス）に関する意識調査として、名古屋大学エコトピア科学研究所林研究室が学術的な研究調査を目的として実施するものです。調査結果は学術研究のためだけに利用します。また本アンケートでの設定は全て仮想的なものです。

### 一般的な干潟からのさまざまな自然の恵み（生態系サービス）について

このアンケートは、「干潟からのさまざまな自然の恵み（生態系サービス）」に関してお伺いします。干潟とは、潮が引いたときに現れる砂や泥の平坦な場所（海岸の浅瀬）を言います。



干潮時の干潟（潮干狩り）



満潮時の干潟

西尾市役所環境部環境保全課提供

私達は知らず知らずのうちに、干潟からのさまざまな自然の恵み（生態系サービス）を直接的もしくは間接的に受けて生活しています。「直接的」に恵みを受けるといのは、実際に食べ物や材料などの恵みを消費することであり、「間接的」に恵みを受けるといのは、直接的に消費することはできませんが、ハイキングなどのレクリエーションなどのように間接的に利用することなどを意味します。ここで、干潟からのさまざまな自然の恵み（生態系サービス）は以下の4つに分けることができます。

#### ①「干潟が食べ物などを与えてくれる働き（供給サービス）」

例：アサリや魚などの魚介類や海苔などを供給してくれる働き

#### ②「干潟が空気や水などをきれいにする働き（調節サービス）」

例：水や空気をきれいにする働き、天気や温度などの気候を調整する働き

#### ③「干潟で遊んだり、美しさを感じたり、文化などを育む働き（文化サービス）」

例：潮干狩り、渡り鳥などの観察、美しい景色、子供たちなどに干潟や生き物について教育する

#### ④「干潟からのさまざまな恵みや働きを支えるための土や水などの基本的な環境の働き（基盤サービス）」

例：干潟を形成している働き、海苔やワカメなどの海藻の生育に必要な栄養素が循環する働き

の4種類があります。これら干潟からのさまざまな自然の恵み（生態系サービス）は、豊かな自然や多様な生物がいることで生み出されます。

Q1 次の中で干潟が空気や水などをきれいにする働き（調節サービス）でないものを選んでください。

1. 水をきれいにする働き
2. 空気をきれいにする働き
3. 天気や温度などの気候を調整する働き
4. アサリや魚などの魚介類や海苔などを供給してくれる働き

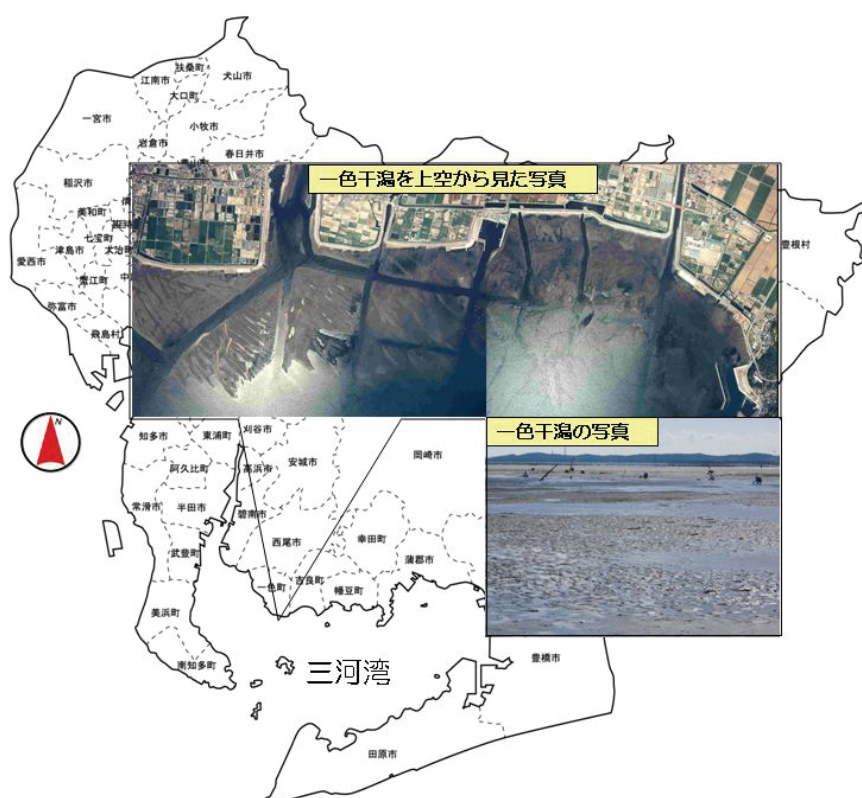
次に愛知県西尾市幡豆郡一色町（三河湾北部に位置する）にある一色干潟について説明します。

### 愛知県西尾市一色町および吉良町周辺の一色干潟の概要と主な特徴①

下図は愛知県全体の地図と、一色干潟の位置を示しています。一色干潟は、一級河川である矢作古川(旧矢作川)河口にある干潟です。干潟の総面積は、干上がった時の面積が約4km<sup>2</sup>（名古屋ドーム約80個分）と、海面下2～3mを含めた面積の合計の**10km<sup>2</sup>（名古屋ドーム200個分）**となります。

一色干潟は三河湾最大の干潟であり、2006年2月に水産庁主催の「未来に残したい漁業漁村の歴史文化財産百選」に認定され、漁村に残る歴史的・文化的に価値の高い干潟となっています<sup>※1</sup>。

※1：全国漁港漁場協会ホームページ <http://www.gyokou.or.jp/100sen/100kekka.htm>



### 愛知県の一色干潟の位置（愛知県幡豆郡一色町の付近）

・愛知県の白地図は <http://www.freemap.jp/>より引用。なお、当該サイトでは、「この地図の作成に当たっては、国土地理院長の承認を得て、同院発行の数値地図 200000（地図画像）を使用したものである。（承認番号 平成 19 総使、第 82 号）」とされている。

- ・一色干潟を上から見た写真（航空写真）は、一色町役場環境推進室より許可を得て掲載
- ・一色干潟の写真は林研究室で撮影したものを掲載

## 一色干潟周辺の主な特徴②

一色干潟周辺の臨海部は、農地として使用されておらず、かつ、今後も農地として使われる見込みのない「遊休農地」と、住宅地が主に広がっています。また、一色干潟の周辺はうなぎの養殖が盛んで、**矢作古川の水を利用した**養殖うなぎの繁殖池がいくつかあります。

一色町の人口密度は、約 1,000人/km<sup>2</sup>で、愛知県全体の人口密度約 1,400人/km<sup>2</sup>や、名古屋市約 7,000人/km<sup>2</sup>と比べて若干低い人口密度となっています。



一色干潟周辺の空中写真と周辺の写真

### 一色干潟の概要と主な特徴③

一色干潟には野鳥の餌となるカニやアサリなどが生息しており、さまざまな野鳥が飛来し、**渡り鳥が休んだり、冬を過ごす場所として利用**されています。一色ふれあい広報（平成18年5月1日）によると、**年間150~170種類の野鳥が飛来**し、全国各地から野鳥愛好家が大勢訪れ、バードウォッチングが行われています。

また、一色干潟には野鳥だけでなく、「**一色干潟の生き物マップ**」で示されているとおり、さまざまな魚やエビ、カニ類、貝類、海藻などの生き物が生息しています。



一色干潟の生き物マップ（西尾市役所環境部環境保全課提供）

一色干潟は潮の満ち引きによって**海水を浄化する機能**や、ワタリガニやクルマエビ、ボラやセイゴなどの**魚介類のこどもが生きていく場所として非常に重要**です。また、一色干潟の周辺は、漁業でも利用されており、干潟内外で海苔やアサリの養殖が行われています。特にアサリの養殖に関しては、**干潟と沖において全国の約40%の漁獲量**があります。

その他に、一色干潟では**アサリの潮干狩り**が活発に行われ、一色町の小中学校では一色干潟を活用した生き物調査や環境学習などにも利用されています。

Q2 あなたは本アンケートをする前に、一色干潟について、どの程度知っていましたか？

- 1 全く知らなかった
- 2 あまり知らなかった
- 3 どちらともいえない
- 4 少し知っていた
- 5 とてもよく知っていた



## 一色干潟の主な特徴のまとめ

これまでの説明をまとめると以下ようになります。

### ○干潟からの自然の恵みのまとめ

- ・私達は干潟からさまざまな自然の恵み（生態系サービス）を直接的もしくは間接的に受けている。

### ○一色干潟の特徴のまとめ

- ・一色干潟の総面積は 10 km<sup>2</sup>（名古屋ドーム200個分）。
- ・一色干潟は、歴史的・文化的に価値の高い干潟。

### ○一色干潟の生き物のまとめ

- ・ 多くの種類の野鳥が飛来。
- ・ 魚やエビ、カニ類、貝類、海藻など さまざまな生き物が生息。
- ・ アサリは全国の約40%の漁獲量。
- ・ アサリの潮干狩りや小中学生の環境学習などにも利用。

Q3 以下の一色干潟に関する説明の中で、正しいものを選んでください。

- 1 一色干潟は、歴史的・文化的な価値が低い干潟である
- 2 一色干潟には、あまり多くの野鳥は飛来してこない
- 3 一色干潟の総面積は、5 km<sup>2</sup>（名古屋ドーム100個分）である
- 4 一色干潟には、さまざまな生き物が生息している
- 5 一色干潟は、環境学習などで利用されていない

## 一色干潟の生態系サービスについて

はじめに、一色干潟からのさまざまな自然の恵み（生態系サービス）と生き物について、さらに詳しく説明します。対象とする干潟の面積は、下の写真で示すとおり、一色干潟の総面積10km<sup>2</sup>のうち、1km<sup>2</sup>（名古屋ドーム20個分の広さ）で、この面積からの自然の恵みについて最初に説明します。



次に、「現時点のあなた（同居家族も含む）」が、一色干潟からそれぞれの自然の恵みを直接的もしくは間接的に現在受けているか、0（ゼロ）「恵みはゼロである」～10「非常に受ける」で尋ねます。「現時点のあなた（同居家族も含む）」は、現時点のあなた中心で考えつつ同居家族も含めて考えてください。

最後に、一色干潟からのそれぞれの自然の恵みに対する「現時点のあなた（同居家族も含む）」と「社会（愛知県民全体や将来世代）」にとっての重要度を、0（ゼロ）「重要度はゼロである」～10「非常に重要である」で尋ねます。「社会（愛知県民全体や将来世代）」は、愛知県民や将来世代も含めて重要度を考えてください。

質問では、「現時点のあなた（同居家族も含む）」と「社会（愛知県民全体や将来世代）」の違いに注意して説明を読んでください。

①「一色干潟が食べ物などを与えてくれる働き（供給サービス）」

Q4 一色干潟（評価対象面積  $1\text{ km}^2$ ：名古屋ドーム20個分の広さ）には、①「一色干潟が食べ物などを与えてくれる働き（供給サービス）」として、以下に示すようなさまざまな働きがあります。

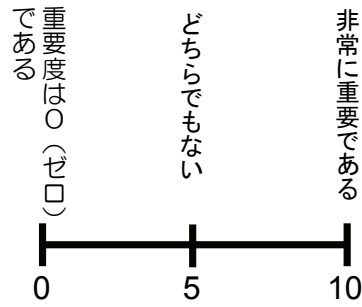
「現時点のあなた（同居家族も含む）」は、①「一色干潟が食べ物などを与えてくれる働き（供給サービス）」を、どのくらい直接的もしくは間接的に受けていると思いますか？0（ゼロ）「恵みはゼロである」～10「非常に受ける」までの整数値でお答えください。

また、「現時点のあなた（同居家族も含む）」、もしくは「社会（愛知県民全体や将来世代）」にとって、それぞれの働きや恵みが、どのくらい重要だと思えますか？0（ゼロ）「重要度はゼロである」～10「非常に重要である」までの整数値でお答え下さい。

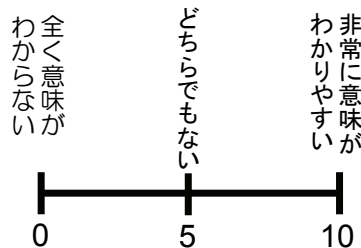
<注>

・一般的な干潟ではなく、一色干潟を想定してお答えください。また、もし重要度が低いと思ったら、低い値で回答してもかまいません。

①「一色干潟が食べ物などを与えてくれる働き（供給サービス）」の項目	0～10で記入
<p style="text-align: center;"><b>食べ物の供給</b></p> <p>アサリ、クルマエビ、イシガニ、カレイ、タイ、メバル、ハゼなどの魚介類や海苔などの食べ物の恵みがあります。一色干潟の面積 <math>1\text{ km}^2</math>ではアサリが年間約400トン採れ、約35万人分の年間消費量に相当し、これは名古屋市の総人口の15%に相当します。また、海苔は2.2億枚が生産され、約278万人分が採れ、これは名古屋市の総人口の1.2倍分に相当します。</p> <p>これらの恵みをどのくらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？</p>	<p>Q. 「現時点のあなた（同居家族も含む）」は、一色干潟でとれる魚介類（アサリ、クルマエビ、イシガニ、カレイ、タイ、メバル、ハゼなど）や海苔などの食べ物をどれくらい食べていますか？</p> <div style="text-align: center;"> <p>全く食べない                      どちらでもない                      非常によく食べる</p> <p>0                      5                      10</p> </div> <p>Q. 「現時点のあなた（同居家族も含む）」にとって、一色干潟からの食べ物の供給の重要度はどれくらいですか？</p> <div style="text-align: center;"> <p>重要度は0（ゼロ）                      どちらでもない                      非常に重要である</p> <p>0                      5                      10</p> </div> <p>Q. 「社会（愛知県民全体や将来世代）」にとって、一色干潟からの食べ物の供給の重要度はどれくらいですか？</p>



Q. この恵みの説明の分かりやすさはどれぐらいですか？



(受益度に関する設問の用語以外は同様のため、以降は省略する)

**まみず（淡水）や海水を供給する機能**

一色干潟は、矢作川や矢作古川から流れる水や地下水などを溜めて、農地への水の供給や、魚の養殖のための海水の利用などの機能があります。ただし、一色干潟ではこれらの利用は確認されていません。

これらの恵みをどれぐらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

**燃料などの供給**

枯れた植物が長い間、あまり分解が進まずにたまったものは泥のような炭となり、一部燃料や園芸用の土に使えます。なお、一色干潟ではこれらの利用は確認されていませんが、将来的に利用される可能性はあります。これらの恵みをどれぐらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

**自然由来の医薬品などの恵み（生化学製品）**

一色干潟から自然由来の医薬品や化粧品、食品添加剤などが開発できる可能性があります。なお、一色干潟ではこれらの利用は確認されていませんが、将来的に利用される可能性はあります。これらの恵みをどれぐらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

**干潟の生き物の遺伝物質の活用**

一色干潟から採取した生き物の遺伝物質を活用した薬の開発や、病原菌に対抗するための遺伝子の活用、観賞用植物の開発などができる可能性があります。なお、一色干潟ではこれらの利用は確認されていませんが、将来的に利用される可能性はあります。これらの恵みをどれぐらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

②「一色干潟が空気や水などをきれいにする働き（調節サービス）」

Q8 一色干潟（評価対象面積 1 km<sup>2</sup>：名古屋ドーム 20 個分の広さ）には、②「一色干潟が空気や水などをきれいにする働き（調節サービス）」として、以下に示すようなさまざまな働きがあります。

「現時点のあなた（同居家族も含む）」は、②「一色干潟が空気や水などをきれいにする働き（調節サービス）」をどのくらい直接的もしくは間接的に受けていると思いますか？ 0（ゼロ）「恵みはゼロである」～10「非常に受ける」までの整数値でお答えください。

また、「現時点のあなた（同居家族も含む）」、もしくは「社会（愛知県民全体や将来世代）」にとって、それぞれの働きや恵みが、どのくらい重要だと思えますか？

<注>

・一般的な干潟ではなく、一色干潟を想定してお答えください。また、もし重要度が低いと思ったら、低い値で回答してもかまいません。

②「一色干潟が空気や水などをきれいにする働き（調節サービス）」の項目	0～10 で記入
<p><b>気温や湿度などの気候を調節する働き</b></p> <p>一色干潟が気温や湿度を安定させる働きや地球温暖化をやわらげる働き。これらの恵みをどれくらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？</p>	<p>Q. 「現時点のあなた（同居家族も含む）」は、一色干潟から<b>気温や湿度などの気候を調節する働き</b>の恵みを受けていますか？</p> <div style="text-align: center;"> <p>0                      5                      10</p> </div> <p>Q. 「現時点のあなた（同居家族も含む）」にとって、一色干潟の<b>気温や湿度などの気候を調節する働き</b>の重要度はどれくらいですか？</p> <p>Q. 「社会（愛知県民全体や将来世代）」にとって、一色干潟の<b>気温や湿度などの気候を調節する働き</b>の重要度はどれくらいですか？</p> <p>Q. この恵みの説明の分かりやすさはどれくらいですか？ （受益度に関する設問も含めて同様のため、以降は省略する）</p>
<p style="text-align: center;"><b>生物学的な調節機能</b></p> <p>植物プランクトンや海藻の栄養となる栄養塩などが川から運ばれて豊かな湿地となります。また他の地域から人為的に持ち込まれた生き物（外来種）などに抵抗する働きなどがあります。これらの恵みをどれくらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？</p>	

**地下水をたくわえたり、水を循環させる働き**

地表から水が浸透して地下水で満たされている地層を作る働きや、水を循環させる働き。これらの恵みをどれくらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

**自然災害を防ぐ働き**

台風や大きな波を打ち消したり、弱めたりする働き。これらの恵みをどれくらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

**干潟の土や砂などを保持する働き**

干潟の土や砂、砂利などを保持して干潟の状態を維持する働き。これらの恵みをどれくらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

**汚染物質を取り除く働き**

一色干潟 **1km<sup>2</sup>** に生息する生物や海草藻類が持つ水をきれいにする機能は、人口規模 1 万人程度の下水処理施設に相当すると評価されています。これらの恵みをどれくらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

③「一色干潟で遊んだり、美しさを感じたり、文化などを育む働き（文化サービス）」

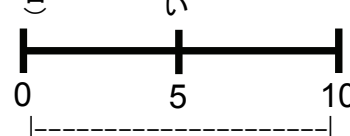
Q11 一色干潟（**評価対象面積 1km<sup>2</sup>：名古屋ドーム 20 個分の広さ**）には、③「一色干潟で遊んだり、美しさを感じたり、文化などを育む働き（文化サービス）」として、以下に示すようなさまざまな働きがあります。

「現時点のあなた（同居家族も含む）」は、③「一色干潟で遊んだり、美しさを感じたり、文化などを育む働き（文化サービス）」をどのくらい直接的もしくは間接的に受けていると思いますか？**0（ゼロ）**「恵みはゼロである」～**10**「非常に受ける」までの整数値でお答えください。

また、「現時点のあなた（同居家族も含む）」、もしくは「**社会（愛知県民全体）**」にとって、それぞれの働きや恵みが、どのくらい重要だと思いますか？

<注>

・一般的な干潟ではなく、一色干潟を想定してお答えください。また、もし重要度が低いと思ったら、低い値で回答してもかまいません。

<p>③「一色干潟で遊んだり、美しさを感じたり、文化などを育む働き（文化サービス）」の項目</p>	<p>0～10 で記入</p>
<p><b>精神的なやすらぎやリラックスする働き</b></p> <p>一色干潟を見たり触れたりすることにより、精神的なやすらぎやリラックスができる。これらの恵みをどれくらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？</p>	<p>Q. 「現時点のあなた（同居家族も含む）」は、一色干潟から<b>精神的なやすらぎやリラックスする働き</b>の恵みを受けていますか？</p> <div style="display: flex; justify-content: space-around; align-items: center;"> <div style="text-align: center;"> <p>恵みは 0（ゼロ） である</p> </div> <div style="text-align: center;"> <p>どちら でもない</p> </div> <div style="text-align: center;"> <p>恵みを 非常に 受けている</p> </div> </div> 

	<p>Q. 「現時点のあなた（同居家族も含む）」にとって、一色干潟の精神的なやすらぎやリラックスする働きの重要度はどれぐらいですか？</p> <p>Q. 「社会（愛知県民全体や将来世代）」にとって、一色干潟の精神的なやすらぎやリラックスする働きの重要度はどれぐらいですか？</p> <p>Q. 重要度を評価したときに、どのようなこと（条件や要因、決め手になったポイントなど）を考えて重要度を決めたのか、具体的にお書きください。</p> <p>Q. この恵みの説明の分かりやすさはどれぐらいですか？</p> <p>（同様の部分は省略する）</p>
--	--

**潮干狩りやバードウォッチングなどのレクリエーション**

毎年3月から6月頃までの潮干狩りシーズンには、大勢の観光客で賑わいます。また、年間150～170種類の野鳥が飛来し、さまざまな鳥やめずらしい鳥が飛来するため、他県からも愛好家が多く訪れるほどバードウォッチングも活発に行われています。これらの恵みをどれぐらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

**美しい景色などの恵み**

一色干潟の美しい景色や美しい環境による芸術的な価値や、精神的な満足などが感じられます。これらの恵みをどれぐらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？

<p style="text-align: center;"><b>環境教育としての利用</b></p> <p>一色干潟は周辺の小学生や中学生が訪れ、干潟の生き物の観察や調査などの環境学習に活用されています。これらの恵みをどれぐらい受けていると思いますか？また、重要度の評価で特に影響を与えたものは何ですか？</p>	<p>Q. 「現時点のあなた（同居家族も含む）」は、環境教育のために一色干潟を利用していますか？</p> <div style="text-align: center;"> <p>い 全く利用していない      5      いる 非常に利用している</p> </div> <p>Q. 「現時点のあなた（同居家族も含む）」にとって、一色干潟の環境教育としての利用の重要度はどれぐらいですか？</p> <p>Q. 「社会（愛知県民全体や将来世代）」にとって、一色干潟の環境教育としての利用の重要度はどれぐらいですか？</p> <p>Q. 重要度を評価したときに、どのようなこと（条件や要因、</p>
--	---

決め手になったポイントなど) を考えて重要度を決めたのか、具体的にお書きください。

Q. この恵みの説明の分かりやすさはどれくらいですか？

### 一色干潟の④「干潟からのさまざまな恵みや働きを支えるための土や水などの基本的な環境の働き（基盤サービス）」

Q16 一色干潟（評価対象面積 1 km<sup>2</sup>：名古屋ドーム 20 個分の広さ）には、④「一色干潟からのさまざまな恵みや働きを支えるための土や水などの基本的な環境の働き（基盤サービス）」として、以下に示すようなさまざまな働きがあります。

「現時点のあなた（同居家族も含む）」は、④「一色干潟からのさまざまな恵みや働きを支えるための土や水などの基本的な環境の働き（基盤サービス）」が、どのくらい重要だと思いますか？ 〇（ゼロ）「重要度はゼロである」～10「非常に重要である」までの整数値でお答えください。

また、「社会（愛知県民全体や将来世代）」にとって、それぞれのサービスは、どのくらい重要だと思いますか？

④「一色干潟からのさまざまな恵みや働きを支えるための土や水などの基本的な環境の働き（基盤サービス）」の項目	0～10 で記入
<b>土や砂がたまって干潟を形成する働き</b> 河川からの土や砂、砂利がたまって沈殿し干潟を形成	
<b>海の生き物が必要となる栄養が循環する働き</b> 植物プランクトンや海藻が必要とする栄養（栄養塩）が循環	

### 一色干潟に生息するさまざまな生き物について

Q19 ここまで説明してきた生態系サービスは、一色干潟に**さまざまな生き物が生息することで生み出される**ものです。このように干潟にさまざまな生き物が住んでいる状態は、**生物多様性が高い**と言われます。

生物多様性は、さまざまな種類の生物が生息しているという「**種の多様性**」と、同じ種類の中でも、一生物ごとにそれぞれ異なった遺伝子をもっており、全体として多様な遺伝子（DNA）があるという「**遺伝子の多様性**」の2つから成り立っています。生物多様性が高い干潟ほど、質と量の両方で高い自然からの恵み（生態系サービス）が提供されると考えられます。

この場合、一色干潟（評価対象面積 1 km<sup>2</sup>）に対して、「現時点のあなた（同居家族も含む）」、もしくは「社会（愛知県民全体や将来世代）」にとって、どのくらい重要だと思いますか？

表中の説明を読んだ後、〇（ゼロ）「恵みはゼロである」～10「非常に受ける」までの整数値でお答えください。

<注>

・一般的な干潟ではなく、一色干潟を想定してお答えください。また、もし重要度が低いと思ったら、低い値で回答してもかまいません。



⑤一色干潟のさまざまな生き物の項目	0～10で記入
<p style="text-align: center;"><b>さまざまな生き物がいること（種の多様性）</b></p> <p>一色干潟周辺で魚類 175 種類が確認され、平成 16 年 4 月の調査では鳥類が 24 種類確認されました。また、アサリ、ヤドカリ、チゴガニ、ハマシギも一色干潟に生息していますが、これらは異なる種で、これらが増えるほど種の豊富さ（多様性）は高くなります。</p> <p style="text-align: center;"><b>さまざまな遺伝子（DNA）があること（遺伝子の多様性）</b></p> <p>同じ種類の生き物にも、個々の遺伝子の違いによって、病気に強いものなどがあります。また、ある場所に生息する生き物のまとまりの中でも異なる遺伝子を持っている場合もあります。これらの遺伝子の種類が増えるほど、遺伝子の多様性は高くなります。</p>	
<p style="text-align: center;"><b>さまざまな生き物が生息できる環境があること</b></p> <p>さまざまな生き物の種類や遺伝子があるほど、干潟の生き物を支えるために必要な生息環境もさまざまになります。一色干潟には数多くの生き物が生息しており、渡り鳥の餌場や休む場所としても利用されています。周辺の浅いところでは、餌が多く、多くの稚魚（子どもの魚）が成長する場所としても利用されています。</p>	
<p style="text-align: center;"><b>絶滅のおそれのある生き物を保護する動き</b></p> <p>一色干潟には、貴重な動植物や、絶滅の危機に瀕している動植物（たとえば、エドハゼ、カジカ、スナメリや、13 種類の絶滅危惧種である昆虫類など）を保護する動きもあります</p>	

以降は省略。