

表 2-1-5 全国エコロジカル・ネットワーク構想（案）において選定した指標種

指標種	国土区分	主に関係する生態系タイプ
クマ類、イヌワシ、クマタカ	奥山自然地域 里地里山・田園地域	森林
オオタカ、サシバ	里地里山・田園地域	里地里山
ガン類（マガン、ヒシクイ）	河川・湿原地域 里地里山・田園地域	河川・湖沼・湿原、田園地域
ツル類（タンチョウ、ナベヅル、マナヅル）		河川・湿原、田園地域
シギ・チドリ類	河川・湿原地域 沿岸・海洋・島嶼地域	干潟、砂浜、岩礁
ウミガメ類	沿岸・海洋・島嶼地域	砂浜、海域
海棲哺乳類（トド、ジュゴン等）		岩礁・島嶼・浅海域
海鳥		島嶼・海域
アユ・サケ等	河川・湿原地域	河川

収集事例-3

生物多様性総合評価指標（環境省、2009）[参考資料：文献5]

環境省の生物多様性総合評価指標検討委員会は、現在生物多様性条約におけるGBO3での報告に合わせて、国内の生物多様性に関する総合的な評価指標（JBO）を開発中である。

この総合評価指標は、GBO2（2007）でまとめられた生物多様性保全に関する7つのフォーカルポイントに従って整理区分されている。

これらの評価指標の中には下表のように生態系の健全性や連続性に関する評価項目が立地区分（環境タイプ）別に検討されている。

表 2-1-6 JBOにおける健全性・連続性に関する評価指標の例

ア) 健全性の評価指標	森林生態系	○森林面積（天然林・人工林）の推移 ○森林蓄積量（天然林・人工林）の推移
	農地生態系	○耕作放棄地面積の推移 ○里地里山メッシュ割合の推移
	都市生態系	○首都圏の緑地面積の推移
	陸水生態系	○明治大正時代から現在の湿原面積の変化 ○主要湖沼における干拓・埋立面積
	沿岸・海洋生態系	○自然・半自然・人工海岸の延長の推移 ○干潟・藻場面積の推移
イ) 連続性の評価指標	森林生態系	○森林の分断状況 ○森林タイプ別平均パッチ面積
	陸水生態系	○ダム竣工数の推移 ○一級河川及び主な二級河川における魚類の遡上可能範囲 ○河川水際線の状況の推移 ○主な湖沼の湖岸の改変状況

(イ) 評価手法について

(評価手法の分類)

生態系や生物多様性の評価については既往研究によって様々な提案がなされている。これらの評価手法は調査対象とする生物種の観点から、①当該生態系の指標となる特定種を対象とした評価と、②当該生物相全体の俯瞰的評価の2通りの手法に大別することができ、いずれも生態系の物理的構造と関連づけることで、生態系全体の健全性の評価につなげることが可能であると考えられる。

海外を中心とした事例から、①特定種を対象とした評価、②生物相全体の俯瞰的評価に分類し、それぞれの主な評価手法とその特徴を表2-1-7に整理した。

表 2-1-7 評価手法の長所・短所等 (事務局試案)

評価手法		生態系の物理的環境※1			調査コスト	既存データベースの活用のし易さ	空間スケールの適性(解像度)
		規模・広がり	構造の質	連続性・モザイク性			
①特定種を対象とした評価	・特定種の有無※2 (質)	—	△	△ (種による)	小	△ (種による)	小～大縮尺
	・個体数※2 (質×個体数)	—	△	△ (種による)	中	△ (種による)	大縮尺 (主に陸域が対象の場合)
	・HEP解析 ・生息地ヘクタール法 (質×面積×個体数)	○	○	△ (ランドスケープ要素として表現)	大	△ (空間情報は活用可能)	小～大縮尺
②生物相全体を対象とした俯瞰的評価	・Shannon-Wiener 多様性指数※2 (種数×個体数)	—	—	—	中	△ (種による)	大縮尺 (主に生物情報が対象の場合)
	・生物多様性完全度指数 (B I I) (種数×個体数×面積)	○	—	—	小 (データセットがある場合)	○ (空間情報、生物情報は活用可能)	小～中縮尺

※1：生態系の物理的環境

規模・広がり：生態系の空間の大きさ。単位面積で表される。

構造の質：生態系の空間構造の特徴。HEP解析では統計的に0から1の数値に置換して表される。

連続性・モザイク性：他の生態系タイプとの配置関係。定性的に表される

※2：相対的評価をわかりやすくするために、より一般的で平易な評価手法を追加して検討を行った。

表 2-1-7 はあくまで試案としての相対的評価であるが、次のような傾向があるものと考えられる。

特定種を対象とした評価手法の一つである「生息地ヘクター法」(収集事例-3 参照)は、生態系の物理的構造の規模や質を表現しやすく、対象種の選択によって空間スケールの適性(解像度)も幅広いが、調査コストは相対的に大きい。一方、生物相全体を対象とした俯瞰的評価手法の一つである「生物多様性完全度指数(B I I)」(収集事例-4 参照)は、生態系の物理的構造の質は表現できないものの、データセットをあらかじめ設定できれば、土地利用区分をもとにして算定は容易であり、調査コストも小さく抑えられると考えられる。

(留意事項等)

いずれの評価手法においても、基準とすべき生態系を参照することによって、評価対象である生態系やハビタットの質や規模を相対化することが可能となる。特に事業による効果や影響の把握、評価値の上位空間レベルへの合算においては、この基準設定が重要となる。

この基準生態系やハビタットの設定は、他地域における空間的リファレンスを検討するだけでなく、人とかかわりによって形成された生態系が多くみられるわが国においては、当該地域の土地利用等を含めた環境の変遷からリファレンスを検討することも考えられる。時間的なリファレンスについては、地域性や過去の環境情報の把握状況等により、一律に設定することは困難であるが、生物多様性総合評価検討委員会(環境省)において、評価期間をわが国の自然環境への影響が大きかった高度経済成長期を含めた過去 50 年程度とするなど、高度経済成長期前(昭和 30 年代)に時間的リファレンスを設定することが一つの選択肢になると考えられる。

手法選択において、調査コストのかかる詳細な現地調査の実施を全ての取組実施者に義務付けることは現実的ではない。取組実施者が事業による地域生態系への貢献度を平易に把握するためにも、既存のデータベースを活用するなどの簡便な手法の開発が望まれる。

収集事例-4

生息地ヘクター法の改良 (Business and Biodiversity Offsets Programme) 、2009) [参考資料 : 文献 11]

最新知見で紹介した国際研究スキームのBBOPで奨励されている生態系評価の手法は、オーストラリアにおける生息地ヘクター法をベースとしており、まず第一に評価対象空間における生物多様性を構成する主要な要素 (特定種や生息地、生態系等) を選定する。

表 2-1-8 主要生物多様性構成要素 (作業シートの一例)

生物多様性 構成要素	本質的価値						利用 価値 ローカ ル レベル	文化的 価値
	脆弱性/脅威			非代替性				
	世界 レベル	国内 レベル	ローカル レベル	土地 固有	世界 レベル	国内 レベル		
種								
群集・集団 ・生息地								
ランドスケープ ・生態系全体								

- ※「ランドスケープ・生態系全体」の欄には、下記内容を記録する。
- ・事業による影響を受ける可能性があるランドスケープ・生態系、そして脆弱及び (または) 非代替可能なランドスケープ・生態系。
 - ・主要なランドスケープ上の特性 (連続性等)。
 - ・表中の他の部分で扱われる主要な生物多様性構成要素 (component) の存続にとって特に重要な関係をもつ生態系サービス。

次に特定種の生息地を構成する生態系構造や機能を代表するような鍵となる属性 (attribute) を選定する。属性 (attribute) の選択過程では下記に考慮することとしている。

表 2-1-9 属性選定にあたっての配慮事項

- ・確認された主要生物多様性構成要素 (component) の良い代理 (プロキシ) となる属性 (attribute) が十分あるか。
- ・生態系の総合的な健全性を測定するための信頼できる属性 (attribute) が十分あるか。
- ・生態系の進行 (プロセス) ・機能の良い代理 (surrogate) となる属性 (attribute) が十分あるか。

属性の例 : 植生密度、林冠被覆、倒木密度 等

この選定された各属性 (attribute) が、生息地全体の「健全性」に寄与する割合 (％) に応じて重み付け (加重値) を設定する。

生息地ヘクタール量の算定にあたっては、比較の基準となる場所「ベンチマーク」地において、各属性 (attribute) について基準レベル (スコア) を測定する。この基準レベルとの比較をもとに事業の前後の各属性 (attribute) のスコアを算定して、ロスまたはゲインとなる「生息地ヘクタール」の変化量を決定する。ベンチマークの選定にあたっては、影響を受けるコミュニティに対して、攪乱されていない原生的な生態系を見つける。必要な場合はデータを基にした「仮想の」ベンチマークを用いる。

ベンチマークの属性 (attributes) の幾つかは、ランドスケープ的条件 (パッチサイズ、隔離度、断片化など) に関連づけることで、ランドスケープ的接続性の評価手法にも用いることができる。

表 2-1-10 生息地ヘクタールの変化量の算出事例

属性 (Attribute)	(B) ベンチマーク状態・レベル		(C) 属性 (attribute) の加重値	(D) 事業前	(E) 事業後	(F) 事業前の生息地ヘクタール (1ヘクタール当たり) (D/B) × C	(G) 事業後の生息地ヘクタール (1ヘクタール当たり) (E/B) × C	(H) 生息地ヘクタール総補填量 (1ヘクタール当たり) F - G	補われた生息地ヘクタール H × A
	#	単位等							
属性1: 植生密度	10	植物/ha	0.4	5	2	0.08	0.2	0.12	1.2
属性2: 林冠被覆	100%	%	0.3	80%	40%	0.12	0.24	0.12	1.2
属性3: 倒木密度	2	倒木/ha	0.3	1	0	0	0.15	0.15	1.5
	合計:		1			補われた生息地ヘクタールの合計:			2.7

比較の基準となる原生的なベンチマーク地における各要素のスコアを記入する。

生息地全体の「健全性」に寄与する割合(%)に応じて加重値を設定。合計は1にならなくてはならない。

また、B B O Pの推奨方法では、必要に応じて、主要な動植物種について追加的個体数調査を実施する。特に世界的に保全対象となっている種や地元関係者の関心が高い種などは、対象種への影響が生態系の構造や構成と直結していない場合には、生息地プロキシを基にした測定基準では参考にならない場合がある。よって、このような場合には特別に設定された測定基準を用いて定量化を行うことが推奨される。

属性の例：最小存続可能個体数 (PVA)、個体数密度、種占有率 等

表 2-1-11 生物種ごとの定量化事例

種	数値	ベンチマーク個体数	事業地				補填
			事業前の個体数	事業前の個体数 (補正值)	事業後の個体数	事業後の個体数 (補正值)	
コード	A	B	C	D (=100 × C/B)	E	F (=100 × E/B)	G (=F - D)
種X	100年間の個体数維持可能性(PVA)	90	60	67	75	83	16
種Y	個体数密度 (成熟個体数/km ²)	200	50	25	150	75	50
種Z	存在比率 (個体数/トランゼクト)	40	5	13	20	50	37

収集事例-5

B I I (生物多様性完全度指数) (The Multiscale Approach, 2005) [参考資料: 文献8・9]

種の豊かさなど生物多様性を測定する既存の方法は、スケールに依存しているため、異なるスケールの結果を比較することは困難である。SAfMA は異なるスケールにおける種の豊かさの変化を評価するための新たな指標として BII を開発した。この指標には、様々な解像度の種の豊かさのデータ (分布データ) を利用することができる。

現状を植民地化される前の状況と比較 (=現状/植民地化前の状態) し、どれだけの生物多様性が残されているかをパーセントで示すことにより、異なるスケール間での比較が可能となる。

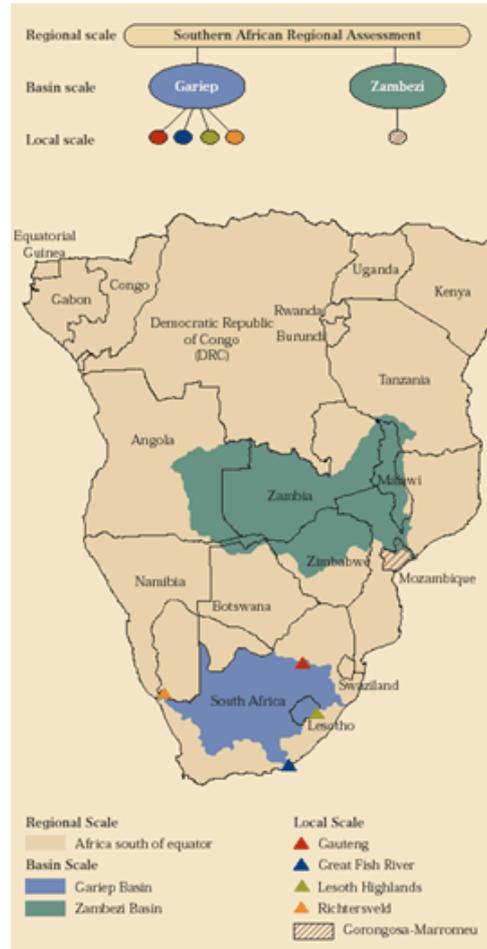


図 2-1-2 空間レベルの階層性

BII の算法

$$BII = (\sum_i \sum_j \sum_k R_{ij} A_{jk} I_{ijk}) / (\sum_i \sum_j \sum_k R_{ij} A_{jk})$$

I_{ijk} = 生態系 j における土地利用 k 内での分類群 i の個体数/生態系 j の保護区内での分類群 i の個体数

R_{ij} = 生態系 j における分類群 i の種の豊かさ (種数)

A_{jk} = 生態系 j における土地利用 k の面積

i -1. 個体数影響 (I_{ijk})

○評価対象: 植物種・脊椎動物種の分類グループ (a. 植物、b. 哺乳類、c. 鳥類、d. 爬虫類、e. 両生類)

※各分類グループは、人為的活動に似た反応をする 5 ~ 10 の機能タイプにさらに分類 (機能タイプは、主に体の大きさ・栄養段階のニッチ・生殖戦略を基に決定。)

○比較対象: 現状 vs 植民地化前の状態 (=保護区内の状態)

○利用データ: 専門家による予測

○土地利用クラス (事前に指定): 保護区・穏健な利用地・劣化地・耕作地・植林地・市街地

※土地被覆及び土地保有権の境界線を基に土地利用クラスを推定。 I_{ijk} 予測の数を管理できる範囲に収めるため、土地利用クラスの数は 10 以下に収めるとよい。

○生態系タイプ: 森林・サバンナ・草地・低木地・フィンボス地 (南アの灌木植生地)・湿地

○データ収集・計算方法：

- 1) 分類グループごとに 3 人以上の専門家を確認。
- 2) 各専門家が専門とする生物種に対して、各土地利用クラスにおける個体数減少を、同じ生態系タイプの保護区内における状況と比較して予測する。
- 3) 算出された I_{ijk} は、各生態系の各機能タイプに含まれる種数にしたがって加重され、分類グループごとに総計。
- 4) 専門家の予測から平均値を算出。

i-2. 種の豊かさ (R_{ij})

利用データ：WWF エコロジーのデータ
 ※各生物種の地理的分布の予測データが存在する場合は、それを用いて BII を算出することも可能。

i-3. 土地利用面積 (A_{jk})

利用データ・手法：土地利用の地図及び生態系の地図を重ねることにより決定
 ※異なるデータにより複数の土地利用クラスが重なる地域については、もっとも影響が強い土地利用クラスを指定。

i-4. 種の豊かさなど生物多様性を測定する既存の方法は、スケールに依存しているため、異なるスケールの結果を比較することは困難である。SAfMA は異なるスケールにおける種の豊かさの変化を評価するための新たな指標として BII を開発した。

以下に示す図は、解像度 1 km メッシュで作成されたベースマップ (d) を基に 3 つの異なるスケールで再計算した結果を示している。この指標には、様々な解像度の種の豊かさのデータ (分布データ) を利用することができる。

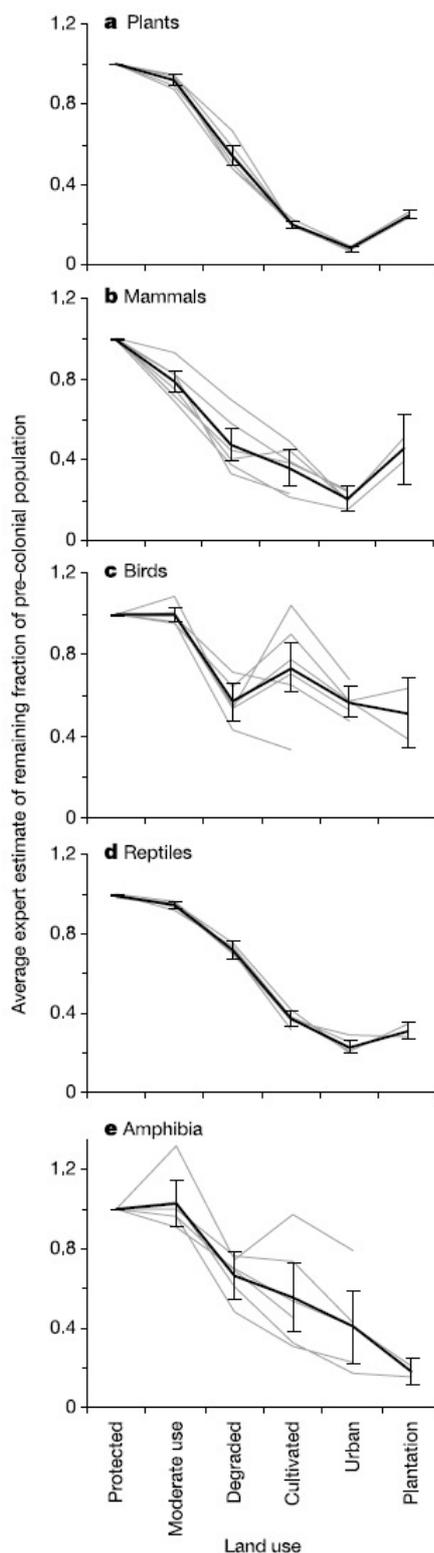


図 2-1-3 空間レベルの統合

※ 左から、a. 国、b. 州、c. 市町村、d. ベースマップ (1 km)

（特定種を対象とした評価手法）

特定種を対象とした評価には、その種の生存情報や個体数による簡易な情報にもとづく評価から、どのような空間に選好して利用しているかといった詳細な情報にもとづく定量的評価まで段階的に手法がある。近年、HEP（生息地評価手続き：HABITAT EVALUATION PROCEDURE）等の実務レベルでの活用が進み、「生息地ヘクター法」のように特定種の生息地（ハビタット）の構造や機能、健全性を評価する手法に関する知見が大きく蓄積されてきている。

特定種もしくは種群の評価であっても、異なる環境タイプを跨って生息する特定種を選定し、また環境タイプの異なる特定種を複数選択して、それらの生息地（ハビタット）の評価結果を合わせることによって、生態系全体を相観する評価が可能になると考えられる。

（生物相全体を俯瞰する評価手法）

対象空間における全種の存在情報をもとに生物相全体を俯瞰的に評価する方法は、全種リストを調査するコストがかかるが、その多寡を比較することによって生物多様性という観点での定量的評価を行い易い。また、異なる環境タイプや土地利用の評価値を上位空間にまとめて統合することも容易であると考えられる。

確認された全生物相を環境タイプ別に類型化し、類型化された生物種群に対する環境タイプ別の収容力や依存度について空間レベル別にデータセットとして設定することによって、時間的消長や事業による損失・付加といった、環境タイプの面積規模の差分から、生態系全体への影響を類推することが可能と考えられるが、実務レベルでは、アフリカ南部地域のミレニアム生態系評価（SAfMA）において、「生物多様性完全度指数（BII）」を開発し生物多様性の定量的評価を試行しているものの、わが国において適用するには、わが国の特徴的な生態系において更なる検証が必要となる。

(ウ) わが国の特性を踏まえた改良点等

(多様な地理・気象条件に対して)

評価対象の事業・取組の内容が同じであっても、わが国の生態系は地域ごとに特徴があることに留意し、特定種・種群の評価を行う場合においては、地域によって生態系に依存する生物群集が異なることから、これらの構成種の地域差に考慮して検討する必要がある。

環境省では、日本の多様な生態系を保全するため、日本列島の地史的成立経緯、生態系の基盤である植生に強く影響する気候要素といった特性に着目して「生物多様性保全のための国土区分（試案）」として、図 2-1-4 のとおり国土を 10 の地域に区分した（以下、「地域区分」という。）。

日本の生物多様性保全に際しては、全国を一律の基準、方法で扱うことは難しく、「生態系の健全性の評価」のみならず、「人間が受ける恩恵の評価」、「施策の実行に係わる評価」を検討する上でも、わが国の全国的な空間レベルの基本として、この「地域区分」が位置づけられる。

また特定種や種群の選定にあたっては、この「地域区分」を参考とすることで、膨大な保全対象種の中から評価に必要な特定種を選別する一助となると考えられる。

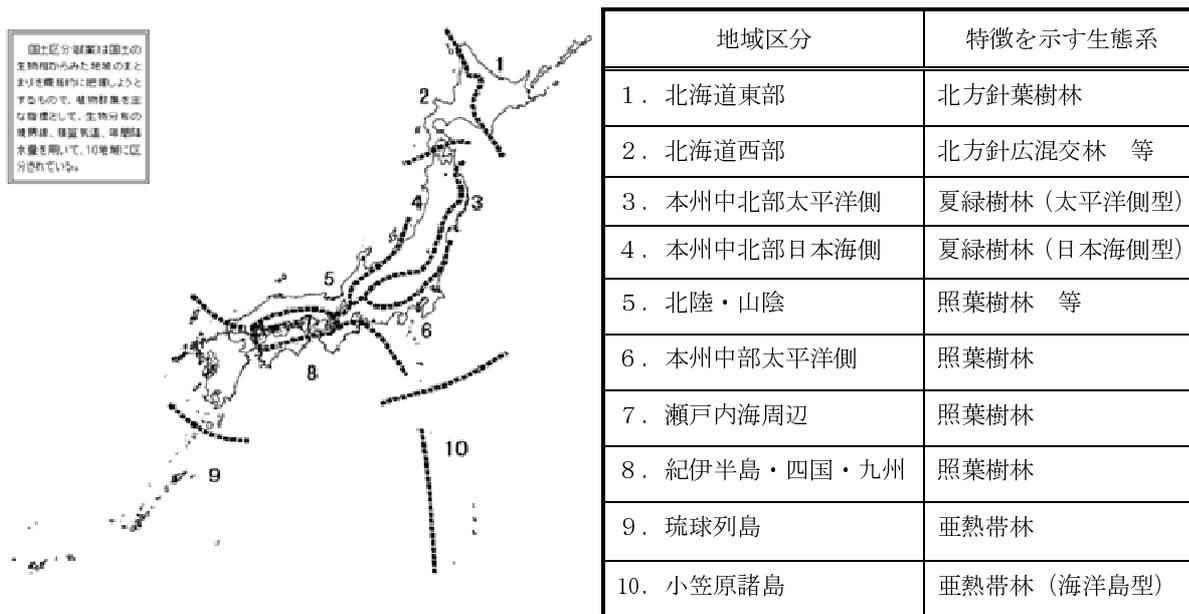


図 2-1-4 生物多様性保全のための国土区分（試案）（環境省、平成 9 年）

(モザイク化している国土に対して)

○特定種・種群の選定について

わが国の生態系の健全性を評価する上では、特定種の選定において、一般的に取り上げられることが多い、移動性の大きい広域種や食物連鎖上の上位種（アンブレラ種）だけでなく、細分化された環境タイプに依存する種を選定することで、モザイク化している日本の環境に対応した評価が補完できるものと考えられる。最近の研究では、里地・里山について、多様な分類群を対象として指標種群候補のリストアップの試行が行われている¹。

また、種の生活史（ライフサイクル）の中で、異質の環境タイプの組み合わせを利用する種を選定することで、空間の連続性やモザイク性の検討に資することができる。例えば、比較的狭い空間において異質な環境タイプを必要とする生物種としては表 2-1-12 をはじめとした生物があげられる。

表 2-1-12 異質な環境タイプの組み合わせを必要とする特定種の例

生物種群		環境タイプ
両生類	アカガエル類 サンショウウオ類	水田（幼体環境）＋樹林（成体環境）
昆虫類	ホタル類 チョウ類	河川（幼虫環境）＋河畔林（成虫環境） 草地（産卵環境）＋樹林（成虫環境）

※ 上記は、比較的狭い空間において異質な環境タイプの組み合わせであり、空間レベルによって様々な生物が考えられる。

特定種・種群の選定にあたっては、生態系の健全性に加えて、社会に影響をもたらす社会性も検討に考慮することで、保全につなげやすくなると考えられる。これらの種は象徴種（flag-ship species）に該当し、兵庫県但馬地域で地域住民が自然環境に優しい農業を展開して保全活動を行っているコウノトリなどが例としてあげられる。

¹ 「森林環境 2009（森林環境研究会編、2009年）」 p. 128

○空間レベル（解像度）の設定について

異質な環境タイプを利用する種においては、アカガエル類を例にすると、産卵環境と成体環境が両方とも良好なハビタットであっても、その距離により利用に影響が出るため、100メートル単位でその関係性をモデル化し HEP 解析を行っている事例²がある。このように異質な環境の連結性や近接性を評価するためには、100メートル単位の大縮尺で空間レベル（解像度）を設定することが要求される場合がある。

特にご意見を伺いたい点：

○全ての地域の生態系評価を大縮尺で行うことは難しいので、小縮尺で検討できる場合の条件分けについて（例えば里地里山地域などの地域区分や特定種の行動圏に対応して検討する空間レベルを分けて設定する。）

○総合評価について

海外事例の評価手法では、対象となる評価区域も全評価項目で同一の評価区域で判読するなど単純化していくプロセスをもとに総合評価を行う場合が多い。しかし、小規模でモザイク化したわが国の生態系を評価する場合には結果が曖昧になってしまうため、図 2-1-5 のように、評価項目別に評価区域を設定し、また評価項目別のそれらを重ね合わせた最少単位の区域を小評価区域として評価を行って対応している事例もみられる。

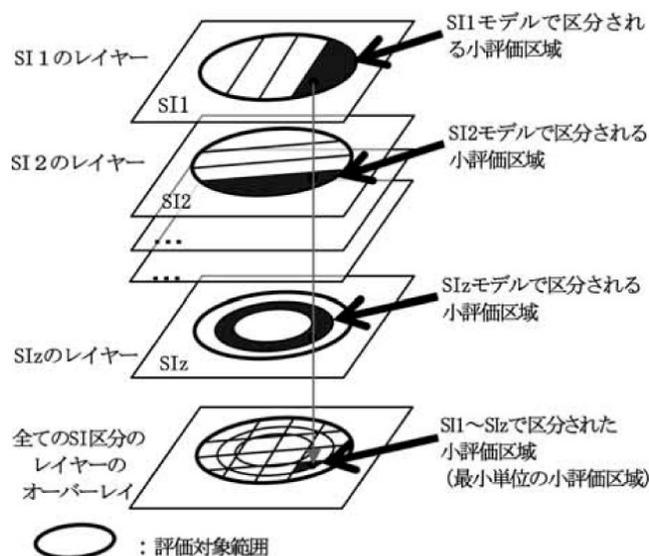


図 2-1-5 異なる小評価区域の概念

(参考：環境アセスメントにおける日本初の HEP 適用事例、田中章ほか、2008)

² 環境アセスメントにおける日本初の HEP 適用事例、田中章ほか、2008

(二次的自然の評価に対して)

わが国には里地里山地域が国土の約4割を占めるほど多く存在しており、人間と自然の営みが調和している状態が健全であるとする評価体系を形成していく必要がある。

これらのハビタットの評価にあたっては、例えば伝統的な水田と二次林が隣接しているエリアなど、自然性の視点からはそれほど評価が高くはないものの生物多様性が豊かな空間があり、そのような生態系を基準にする方法もあり得る。

国土全体をみると、他の地域に比べ大規模な開発がなされ始めてから年月が短い北海道は基準生態系を比較的設計しやすいが、北陸や西南日本については古くから人間の活動の影響を受け、それにより二次的自然が形成されていることもあり、地域によって原生的な自然を参照すべきか、二次的な自然を参照すべきか対応が分かれるものと考えられる。

また、二次的自然を評価し保全する場合、先駆種（パイオニア種）が多くなることで偏向遷移が生じ、保全対象種である固有種や絶滅可能性の高い種のハビタットを被圧することのないよう、本来の生物多様性保全の目的につながっていることを事後評価することも重要となる。

特にご意見を伺いたい点：

- 生息地ヘクター法などの海外の評価事例では、原生的な自然を基準に単純な差分をもとに比較評価を行うが、二次的な自然環境を基準にする場合には、評価項目をどのような属性（生態系の空間構造の質）に設定すればよいか？（例としてマツ枯れ・ナラ枯れ、タケ・ササの侵入、害獣の被害拡大などの負の影響・問題が生じていないかを計ることも考えられる。）
- 二次的環境を基準とする場合、統計的手法を導入するなど、原生的環境を基準とする場合に比べて解析方法の工夫が必要になるか？
- どのような条件で、原生的環境と二次的環境の基準の使い分けをするか？

特にご意見を伺いたい点：

- その他これまでの検討事項の整理の中で、更に整理しておくべき項目はないか？

(2) 人間が受ける恩恵の評価

(ア) 基本的事項

(人間が受ける恩恵)

ミレニアム生態系評価(2005)では、生態系から人間が受ける恩恵すなわち生態系サービスは、①供給サービス、②調整サービス、③文化的サービス、④基盤サービスの4つに大別し、さらに24分野に分類している。また、過去の50年間で、上記の24分野のうち15分野の生態系サービスが劣化してきている一方で、向上したサービスは4分野に過ぎず、そのうちの3分野は供給サービスの食糧生産(穀物生産、畜産、養殖漁業)であるとしている。なお、本検討においては、ミレニアム生態系評価の整理を踏まえ、人間が直接的に受ける恩恵(①供給サービス、②調整サービス、③文化的サービス)について生態系サービスと表現することとした。

生物多様性の変化によって、そこに存在する種に関連した一連の人間が受ける恩恵(生態系サービス)が変化すると考えられ、エコロジカル・ネットワークの形成によって生物多様性が増進すれば、基本的には、関連する人間に与える恩恵も増進するものと考えられる。

また、生態系の多面的機能や生態系サービスの関係性を明らかにできれば、自然環境のポテンシャルを十分活用した国土形成・利用が可能になると考えられる。

ただし、生態系から人間が受ける恩恵については、まだ明らかになっていないものがあること、また、全てを定量的に評価できないことを十分に認識し、さらに生態系そのものの状況を詳細に把握・評価しておくことが、人間が受ける恩恵の評価の前提となることに留意する必要がある。

(人間が受ける恩恵の評価にあたっての重要な観点)

一連のエコロジカル・ネットワーク関連施策・事業・取組を推進するためには、様々な主体の参画が必要であり、生態系を保全することが個々の事業・取組目的に資する機能(生態系サービス)の強化につながることを広く周知していく必要がある。このため、まず個々の立地環境で成立している生態系からどのような恩恵を人間が受けているのか、もしくは受けることが可能なのか、整理・把握することが肝要である。

よって、事業・取組の実施に伴って対象空間に成立する生態系から生じる各種の生態系サービスの関係性を明確にし、これによって各生態系サービス間や生物多様性と生態系サービス間のトレードオフや相乗効果を把握し、評価対象とすべき生態系サービスを特定することが重要である。表2-2-1に「ミレニアム生態系評価(2005)」で整理しているトレードオフの関係を示す。

表 2-2-1 生態系サービスのトレードオフ関係

管理の内容	供給サービス			調整サービス			文化的サービス	基盤サービス	注記
	食糧生産	水の利用可能性と水質	繊維生産	炭素固定	疾病の削減	洪水の制御	エコツーリズムの可能性	窒素調節(富栄養化の回避)	
農業の集約化による食糧増産	管理対象	-	0	-	+/-	0	0	-	農業生態系は、特定の疾病への曝露を削減するが、他の疾病のリスクを増加させる。
農業拡大による食糧増産	管理対象	-	-	-	+/-	-	-	-	
天然魚捕獲の増加	管理対象	NA	NA	NA	NA	NA	+/-	+/-	漁獲量増加は、スポーツフィッシングの増加など、エコツーリズムの機会を増やすことがある。あるいは、捕獲の増加が、持続不可能なレベルの場合や、シャチ、アザラシ、アシカなど、観光客を引きつける捕食者の個体群を減らす場合には、その機会を減らすこともある。
利用可能な水の増加のためのダムの建設	+	管理対象	-	+/-	-	+/-	+/-	-	河川改修は、洪水頻度を削減できるが、壊滅的な洪水のリスクと大きさを増加させる場合もある。貯水池は多少、レクリエーションの機会を供給するが、元の河川に関連したものは失われる。
樹木伐採の増加	-	+/-	管理対象	-	+/-	+/-	-	0	樹木伐採は、一般的に自然の食糧源の利用可能性を削減する。
マラリアのリスク削減のための湿地帯の排水/埋め立て	+	-	0	0	管理対象	-	-	-	埋め立てられた湿地帯は、しばしば農業に利用される。湿地帯の喪失は、水浄化能力の喪失や、洪水制御やエコツーリズムの可能性の喪失に帰着する。
生物多様性維持とレクリエーションのための厳重な保護地域の設置	-	+	-	+	+/-	+	+	+	厳重な保護地域は、地方の食糧供給や繊維生産の喪失になるかもしれない。保護地域の存在は、水供給と水質を守り、生息環境の変化に起因しているかもしれない温室効果ガスの排出を防ぎ、観光の可能性を増加させている。

- : 管理が、サービスにマイナスの影響を及ぼす。
 + : 管理が、サービスにプラスの影響を及ぼす。
 0 : 管理が中立であるか、サービスに対して影響を及ぼさない。
 NA : この区分は適用できない。

参考：生態系サービスの分類と評価（MA：Millennium Ecosystem Assessment 編，横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会 翻訳，2007）

他方、生物多様性の保全等を進める手法としての経済原理の導入の議論が進んでおり、そのための一手法として経済的評価手法の研究が進展している。生態系とそこから受ける恩恵の関係性を明らかにし、かつ経済的評価手法の限界を踏まえたいうで、生態系からの恩恵を定量的に示す一つの手法として用いることも考えられる。

収集事例-6

代替的管理施策の経済的利益 (Ecosystem Conditions and Human Well-being (MA : Millennium Ecosystem Assessment) , 2005) [参考資料 : 文献7]

通常、生態系を持続的に管理することは、農耕や森林の皆伐、あるいは他の集約的利用によって生態系を改変することよりも、もっと高い総経済価値が得られる。異なる二つの利用形態で生態系の総経済価値（生態系サービスの市場的・非市場的価値の両方を含む）を比較した研究はわずかしかないが、生態系を持続的に管理することで生じる利益が、生態系を改変したときの利益より大きいことが分かっている。

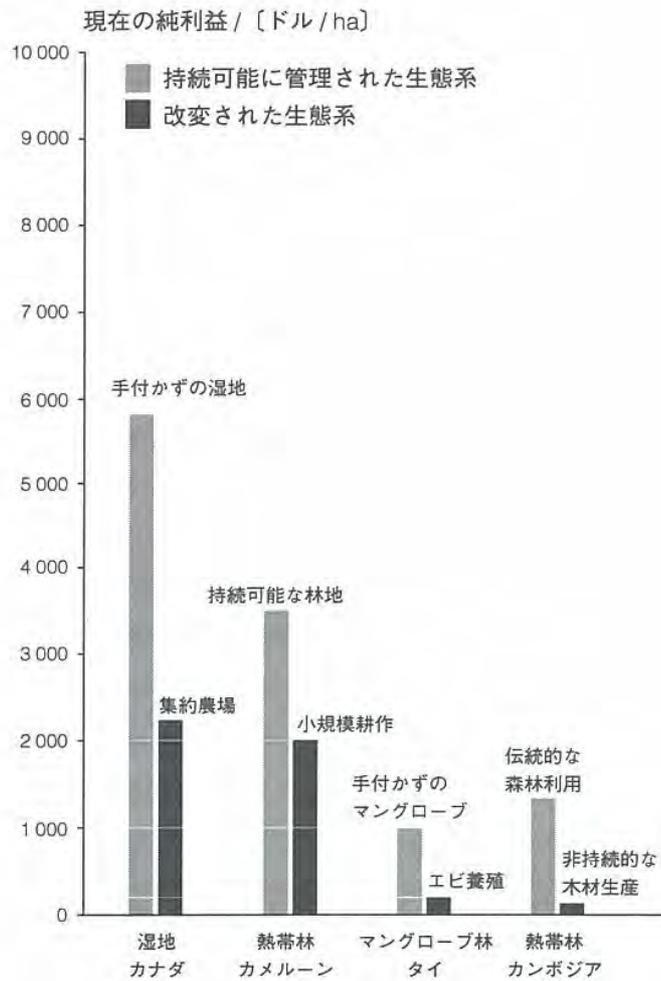


図 2-2-1 代替的管理施策の実施から得られる経済的利益

表 2-2-2 持続可能な手法に基づいて生態系を管理した場合と生態系の改変を伴う利用をした場合の経済的利益

生態系の種類	比較したオプション	総経済価値 (TEV) 計算に含まれるサービス	総経済価値 (TEV)	出展
カメルーン： 熱帯雨林	<ul style="list-style-type: none"> 低影響型林業 小規模農業 油ヤシ及びビゴムの木の植林への転換 	<ul style="list-style-type: none"> 農業または農園、土壌流出防止、洪水防止、炭素貯蔵。オプション価値、遺産価値、存在価値。 割引率 10% (32年間) 	持続可能な林業 = \$ 3,400/ha 小規模農業 = \$ 2,000/ha 油ヤシ植林 = \$ -1,000/ha	Yaron, 2001
タイ： マングローブ	<ul style="list-style-type: none"> 現在のマングローブの利用 (現状) エビ養殖への転換 	<ul style="list-style-type: none"> エビ養殖、木材、炭、非木材林産物、沖合漁業、防風防波。 割引率 10% (20年間) 	マングローブのまま = \$ 1,000~36,000/ha エビ養殖 = \$ 200/ha	Sathirathai and Barbier, 2001
カナダ： 湿地	<ul style="list-style-type: none"> 現状維持 (湿地) 集約的農業への転換 	<ul style="list-style-type: none"> 農業、狩猟、釣り、トラップによる動物の捕獲。 割引率 4% (50年間) 	湿地のまま = \$ 5,800/ha (最大) 農業への転換 = \$ 2,400/ha	Van Vuuren and Roy, 1993
カンボジア： 熱帯雨林	<ul style="list-style-type: none"> 伝統的森林利用 商業的林業 	<ul style="list-style-type: none"> 焼畑農業、非木材林産物 (薪・籐・竹・野生動植物・木の実・薬等)、生態的・環境的機能 (集水域・生物多様性・炭素貯蔵等) からの利益。 割引率 6% (90年間) 	伝統的利用 = \$ 1,300~4,500/ha (環境サービスが \$ 590/ha、非木材林産物が \$ 700~3,900/ha。) 木材生産による私的利益は \$ 400~1,700/ha だが、サービスの損失を計算すると \$ 150~1,100/ha となる。	Bann, 1997

(イ) 評価手法について

人間が受ける恩恵（生態系サービス）の評価は、まず第一に対象空間の生物多様性から享受される個々の生態系サービスにどのようなものがあるかを把握し、抽出された生態系サービス間のトレードオフや相乗効果の関係を把握する。次に、経済的評価が可能なサービスについては、以下の価値やサービスの種類によって最も適した手法を選択し、定量的評価を検討するものとする。

(評価手法の分類)

○生態系サービス間の関係性の把握について

生態系サービスの評価にあたっては、個々の生態系サービスの定性的・定量的評価に加えて、生態系サービス間のトレードオフや相乗効果の関係を把握することが重要である。生態系ミレニアム評価（MA）では、設定された空間レベルの違いによって、同じ対象空間であっても出現する生態系サービスの内容が変わることから、マルチスケール（多段階）解析による事例をとりあげている。

○経済的評価手法について

生態系サービスの経済的評価手法は、①市場価値の評価手法と、②非市場価値の評価手法に大別される。人間が受ける恩恵の評価にあたって、海外を中心とした先進事例から、使用可能と考えられる評価手法を提示する。表 2-2-3 のとおり、自然環境の価値には、市場価値と非市場価値があり、非市場価値の経済的評価手法については、表 2-2-4 の方法等が考えられ、それぞれ適用しうる範囲が限られている。

表 2-2-3 環境価値の分類

利用価値	直接的利用価値	木材生産	市場価値 ↑ ↓
	間接的利用価値	レクリエーション、水源涵養、国土保全	
	オプション価値	将来のレクリエーション利用、遺伝子資源	
非利用価値	遺産価値	将来自然のための原生自然	非市場価値
	存在価値	原生自然、野生動物	

参考：生物多様性・生態系と経済の基礎知識（林希一郎編、栗山浩一ほか、2010）

表 2-2-4 非市場的価値の経済的評価手法

評価手法	顕示選好法			表明選好法	
	代替法	トラベルコスト法	ヘドニック法	CVM	コンジョイント分析
内容	環境材を市場材で置換するときの費用をもとに環境価値を評価	対象地までの旅行費用をもとに環境価値を評価	環境価値の存在が地代や賃金に与える影響をもとに環境価値を評価	環境の変化に対する支払意思額や受入意思額を尋ねることで環境価値を評価	複数の代替案を回答者に示して、その好ましさを訪ねることで環境価値を評価
適用範囲	利用価値 水源保全・国土保全・水質などの限定(主に調整サービス)	利用価値 レクリエーション、景観などに限定(主に文化的サービス)	利用価値 地域アメニティ、大気汚染、騒音などに限定(主に調整サービスと文化的サービス)	利用価値および非利用価値 レクリエーション、景観、野生生物、生物多様性、生態系など非常に幅広い。(主に文化的サービス)	
利点	必要な情報が少ない。 置換する市場材の価格のみ。	必要な情報が少ない。 旅行費用と訪問率などのみ。	情報入手コストが少ない。 地代、賃金などの市場データから得られる。	適用範囲が広い。 存在価値やオプション価値などの非利用価値も評価可能	
問題点	環境材に相当する市場材が存在しない場合は評価できない。	適用範囲がレクリエーションに関するものに限定される。	適用範囲が地域的なものに限られる。 推定時に多重共線性の影響を受けやすい。	アンケート調査の必要があるので情報入手のコストが大きい。バイアスの影響を受けやすい。 最新の手法のため研究蓄積が少なく、信頼性が不明。	

参考：生物多様性・生態系と経済の基礎知識（林希一郎編、栗山浩一ほか、2010）

（市場的価値の評価手法）

消費型の直接的な利用（主に供給サービス）に係る経済的評価手法に適しているが、生物多様性などの非利用的価値は評価ができない。市場調査を必要とする場合はコストがかかるが、生物資源量で代替評価できる場合は貨幣換算化しない、いわゆる「プロキシ（代理）法」による簡便化が可能である。

（非市場的価値の評価手法）

主に調整サービスの経済的評価手法で使用されている「代替法」は、生態系サービスの中で機能が明らかになっているもので、人工物と完全に機能が置き換えることができるものでなければ評価できない手法であり、さらに、希少種など代替不可能なものは評価できないことを認識しておくべきである。また全国を一括して同じ代替材で評価を行った場合は、地域特性は評価できないという課題も有する。

従来から使用されている「トラベルコスト法」や「ヘドニック法」といった、人々の経済行動を観測しそこから環境の価値を評価するアプローチは、評価手法としての信頼性は高いが生物多様性に関しては評価できない。

「CVM」や選択実験の場合、「このような対策で生物多様性を高めるのにいくら払うか？」などとアンケート調査によって行う手法であることから、生物多様性を金銭換算することは可能である。ただし、アンケートを用いるため調査票の設計を適正に行わないと、評価額の信頼性が低下してしまう危険性がある。

(留意事項等)

貨幣換算にあたっては、生態学的な観点から生物多様性の状態が適正に評価されていなければならない。この点からも、「生態系の健全性の評価」を適切に実施する必要がある。

従来、非市場的価値として見落とされてきた調整サービスや文化的サービスなどをいかに適正に貨幣換算化をはじめとした定量的な評価を行うかが、人間に与える恩恵の評価にとって重要となる。

経済的評価にあたっては、時間の経過に伴い社会の価値観等も変化し、市場価格も変化することから、適宜再評価を行うことに留意しておく必要がある。

(ウ) わが国の特性を踏まえた改良点等

(多様な地理・気象条件に対して)

多様な地理・気象条件によって生態系の生物群集が地域によって大きく異なり、これらの構成種から得られる人間が受ける恩恵も大きく地域差が生じる。よって、生態系サービスを評価する場合においても、生態系の健全性の評価と同様に、環境省の示した地域区分 (P17, 図 2-1-4 生物多様性保全のための国土区分 (試案)) が参考になると考えられる。

(モザイク化している国土に対して)

人間が受ける恩恵の評価にあたっては、エコロジカル・ネットワークの形成によって得られる生態系サービスのトレードオフ関係や相乗効果を明らかにする必要があるが、モザイク化した土地利用がされている国土に形成された生態系を有するわが国では生態系サービスの関係も複雑になると考えられる。この複雑な関係性をどのように適確に把握するかが課題である。

(二次的自然から得られる恩恵に対して)

わが国の国土の約 4 割を占める里地里山地域は、古くから自然に働きかけを行うことで恩恵を受けてきた地域であるが、近年は人為圧の低下 (生物多様性保全上の「第 2 の危機」) によって、生態系サービスの利用が十分に行われていない。海外においては、生態系サービスそのものの喪失が評価されるが、日本に特化した状況として、生態系サービスの過少利用をどのように評価するかが課題である。自然資源の持続的利用という、いわゆる「里山イニシアチブ」にも係わるテーマであり、生物多様性条約第 10 回締約国会議 (COP10) に向けて日本が発信すべき重要検討項目といえる。

特にご意見を伺いたい点：

○ミレニアム生態系評価 (MA) において、過剰利用の問題は評価されてきたが、過少利用の問題はこれまでほとんど評価されてこなかった。この過少利用の問題をどのように評価すべきか？

(空間レベルの設定について)

現在、わが国で行われている経済的評価は対象とする範囲が限定的であるが、例えば、流域に着目すると、上流の土砂移動の遮断等による陸域から海域への土砂供給の減少や沿岸での漂砂移動の変化が海岸侵食を助長させるなど、流域単位全体での生態系サービスのトレードオフも発生していると考えられる。さらに生態学的視点からも流域という視点が重要であり、流域の規模で人間に対する恩恵を評価していくことについても今後検討が必要となる。

人間が受ける恩恵の評価手法についての今後の取組の方向性として、図 2-2-2 に示すような小流域との階層構造を明らかにして、下位空間単位での生態系サービスを統合するとともに、流域全体でみた場合のトレードオフや相乗効果の関係を明らかにして、評価する手法も考えられる。

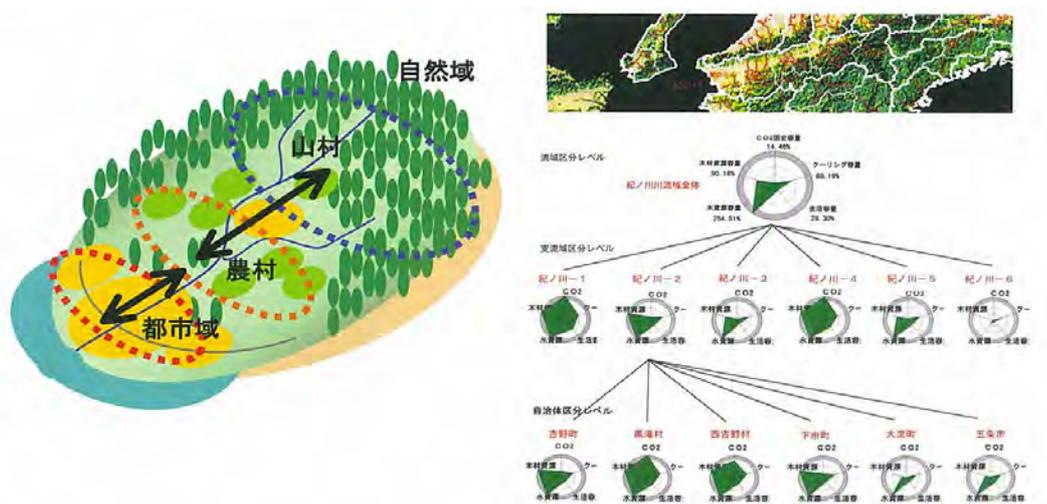


図 2-2-2 流域圏における階層構造

参考：GIS で学ぶ日本のヒト・自然系、大西文秀、2010

特にご意見を伺いたい点：

○流域単位で生態系サービスを評価する上で、上流・下流間のトレードオフや相乗効果の係にどのようなもの考えられるか？

例：「上流の土砂流出防止による下流（沿岸域）への土砂供給の減衰」

「上流の植林による沿岸域への栄養供給（魚付き保安林等）」

特にご意見を伺いたい点：

○その他これまでの検討事項の整理の中で、更に整理しておくべき事項はないか？

(3) 施策の実行に係わる評価

(ア) 基本的事項

(施策の実行に係わる評価にあたっての重要な観点について)

エコロジカル・ネットワーク形成の評価については、地域の生物多様性の向上を目指す目的から「生態系の健全性の評価」に着眼することが基本となる。しかし、自然環境の保全・再生・創出をはじめとしたエコロジカル・ネットワークの形成を進める取組を上記の視点で評価しようとする際、効果の発現に時間がかかる、データの収集が困難である、現時点で評価手法が十分整理されていないこと等により十分に行われていない場合が多い。

このような状況を踏まえ、取組の実行自体を評価することによりエコロジカル・ネットワークの形成を促進すべく、進捗が把握しやすい具体の施策や事業の実行度合い「施策の実行に係わる評価」に着眼した評価方法を併用することが考えられる。さらに「施策の実行に係わる評価」にあたっては、生態系の健全性の向上などエコロジカル・ネットワークの形成により期待される結果に繋がる指標の設定が望まれる。

(イ) 評価手法について

(評価手法の分類)

以上の観点をもとに施策の実行に係わる評価を実行主体によって、表 2-3-1 に示す①施策推進評価、②取組進捗評価の 2 つに大別することが考えられる。①施策推進評価においては、それぞれの取組のインセンティブになるような指標の設定が、②取組進捗評価においては、例えば、単純に実施面積とせず、有識者の意見を取り入れて実施した面積を指標とするなど、取組の質を向上させ、生態系の健全性の向上につながりやすい指標の設定が必要となる。

表 2-3-1 施策の実行に係わる評価の区分（事務局試案）

評価区分	評価主体	評価指標
施策推進評価	主に行政を推進する施策推進者が推進状況を把握するために評価を行う。	・エコネット計画策定数 ・関係条例制定数 ・取組進捗評価のサムアップ など
取組進捗評価	主に即地的な取組の実施・管理を行う構想策定者・取組実施者が環境状況等を把握するために評価を行う。	・関係土地利用指定面積 ・ビオトープ整備面積 ・遡上可能施設の設置数 など

また、施策の実行に係わる評価について、関係すると思われる取組とその評価指標の一例を次表（表 2-3-2）に示す。

表 2-3-2 エコロジカル・ネットワーク形成に関連する土地利用制度・事業・取組と評価指標
の一例（事務局試案）

事業分野	土地利用制度・事業・取組		評価指標例 (取組進捗評価)
自然環境	生態系の健全性・連続性を向上させる土地利用制度 (自然公園制度、自然環境保全地域制度、鳥獣保護区制度等)		関係土地利用指定面積
	生態系の健全性を 向上させる事業・取組	既存樹林の保全 ビオトープの整備	生物多様性保全に資する ビオトープ整備面積
	生態系の健全性の阻害を 抑制させる事業・取組	外来種の除去	駆除個体数・面積
河川・砂防	生態系の健全性を 向上させる事業・取組	生物の生息可能な護岸形式の採用	生物多様性保全に資する ビオトープ整備面積 水辺の再生の割合（河川） （自然水際延長の割合）
		河床の多孔質空間の形成	
		河畔林の整備・保全	
		瀬と淵の再生	
	フンドの整備		
生態系の連続性を 向上させる事業・取組	魚道の設置	遡上可能施設の設置数	
	水路との接続部の段差解消		
	堰堤の改良工 (階段式斜路工など)		
道路	生態系の健全性を 向上させる事業・取組	ビオトープの整備	生物多様性保全に資する ビオトープ整備面積
	生態系の連続性を 向上させる事業・取組	のり面の緑化	のり面緑化距離
		横断施設の設置・改良	横断施設の設置数
都市・公園	生態系の健全性・連続性を向上させる土地利用制度 (「緑の基本計画」制度、緑地保全地域制度等)		関係土地利用指定面積
	生態系の健全性を 向上させる事業・取組	緑地の保全 ビオトープの整備	生物多様性保全に資する ビオトープ整備面積
港湾・海岸	生態系の健全性を 向上させる事業・取組	海浜の保全・整備	海浜・干潟の再生の割合（海 浜・港湾）
		干潟の保全・整備	
		生物の生息可能な護岸形式の採用	
圃場整備	生態系の健全性・連続性を向上させる土地利用制度 (田園環境整備マスタープラン等)		関係土地利用指定面積
	生態系の健全性を 向上させる事業・取組	ビオトープ水田の整備、 冬期湛水など	生物多様性保全に資する ビオトープ整備面積
		生態系保全型水路事業	保全型排水路距離
生態系の連続性を 向上させる事業・取組	水田魚道の設置、 落差工の解消など	遡上可能施設の設置数	
森林整備	生態系の健全性・連続性を向上させる土地利用制度 (保安林制度、保護林制度等)		関係土地利用指定面積
	生態系の健全性を 向上させる事業・取組	多面的機能の持続的発揮のための 森林整備	生物多様性保全に資する ビオトープ整備面積
里山林の保全・整備など			

(ウ) わが国の特性を踏まえた改良点等

(指標設定について)

施策の実行に係わる評価における指標の設定にあたっては、実施された施策・事業・取組が生物多様性に寄与する状況を適正に表していることが望ましく、指標の精度を向上させることが重要である。

上記の指標の精度の向上にあたっては、「生態系の健全性の評価」によって、実際に生物多様性に貢献した事業内容を精査し、指標設定にフィードバックさせる仕組みづくりが必要である。

これらの評価指標は、事業分野や対策内容が異なっても、例えば、ビオトープの整備など生物多様性保全からみた場合に同一の効果をもたらしている場合があるので、指標設定にあたっては、事業分野を横断的に捉えて指標の整合性・統一性を図ることが望ましい。

特にご意見を伺いたい点：

- 施策の実行に係わる評価の指標の精度や信頼性を向上させるには、どのような方策がよいか？
- 横断的な指標のあり方には、どのようなものがあるか？

特にご意見を伺いたい点：

- その他これまでの検討事項の整理の中で、更に整理しておくべき事項はないか？

(4) 共通の留意事項

これまでに課題等を整理した「生態系の健全性の評価」、「人間が受ける恩恵の評価」、「施策の実行に係わる評価」に共通する留意すべき点として、データベースの活用、空間レベル設定とデータセット化等があげられる。ここでは、以下の3点について先進事例等から次のとおり整理した。

(データベースの活用)

生態系の健全性や生態系サービスの評価においては、各種にわたる自然環境や社会環境の情報入手を必要とするため、データベースの拡充とその活用によって、効率的かつ省力的な実施が重要となると考えられる。

エコロジカル・ネットワーク形成の先進地域であるヨーロッパの生態系評価の枠組みでは、日本の生物多様性総合評価指標（JBO）にあたるSEBI（Streamlining European Biodiversity Indicators）や、土地空間データベースのCORINEと連動して、生態系評価（勘定）を行う評価システム「EURECA」の検討がすすめられている（図2-4-1）。

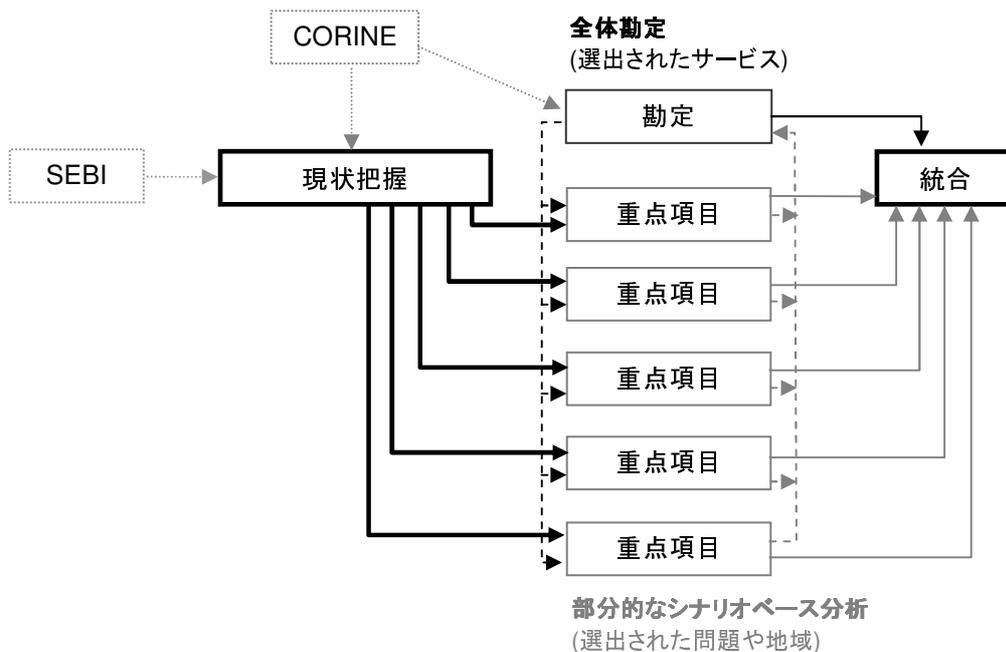


図2-4-1 EURECA の評価システムの手順

日本の生物多様性総合評価指標（JBO）においても、生態系の物理的構造に関わる量・質の指標や連続性の指標（P7、表2-1-1参照）が今後収集・蓄積されることから、これらのデータベースの評価システムへの活用を今後検討すべきである。

また環境省の生物多様性センターでは、我が国の生物多様性や自然環境に関するさまざまな情報を収集した生物多様性情報システム（J-IBIS: Japan Integrated Biodiversity Information System）を運営している。J-IBISでは、自然環境保全基礎調査（緑の国勢調査）の成果や絶滅危惧種に関する情報など、生物多様性や自然環境に関する総合データベースであり、こちらも生物情報としての活用が期待される。

(空間レベル設定とデータセット化)

また国土レベルや広域ブロックレベル等の小縮尺での生態系の健全性や生態系サービスの評価の際には、設定された空間レベルに応じてあらかじめ環境タイプまたは土地利用別のデータセットを予測・算定することによって、現地調査による情報収集を伴う作業を省略し、大幅な効率化が図れる。この際、データセットの予測値が実態と大きく乖離していないことを検証することが必要である。

データセットの作成にあたっては、上記の関連性を明らかにした上で、生物種群と環境タイプのグループ化を行う。グループ化のカテゴリーは、特定事業の影響予測や、時代的変遷の把握など、評価の目的によって大きく変わると考えられるが、一般的傾向としては、設定する空間レベルが大縮尺の検討を要する評価対象ほど、カテゴリーを細分化してグループ化する必要があると考えられる。

表 2-4-1 生物種群および環境タイプ・土地利用区分のグループ化の例

参考文献	生物種群区分	環境タイプ・土地利用区分	空間レベル
ランドスケープの変化が種多様性に及ぼす影響に関する研究 (日置佳之ほか、2000)	<ul style="list-style-type: none"> ・植物 (5 区分: 植栽・樹林・草地・湿地・水生植物) ・鳥類 (6 区分: 樹林・疎林・草地・湿地・開放水面・市街地) ・爬虫類 ・両生類 ・魚類 (3 区分: 止水・流水・湧水) ・トンボ類 (3 区分: 止水・湿地・流水湧水) ・チョウ類 (3 区分: 樹林・林縁林間・草地) 	<ul style="list-style-type: none"> ・樹林地 ・疎林地 ・草地 ・湿地 ・開放水面 ・市街地 	1/2, 500
高速道路予定地選定の一般的指針としてのハビタット影響評価の試み (森本幸裕ほか、2002)	<ul style="list-style-type: none"> ・ジェネラリストおよびエッジ種 ・森林内部種 ・草原種 ・河畔および水系種 	<ul style="list-style-type: none"> ・森林・河畔林 ・低木・草原 ・農地・裸地 ・お花畑・雪原 ・水 ・市街地・道路 	1/10, 000
The Multiscale Approach (MA: Millennium Ecosystem Assessment, 2005)	<ul style="list-style-type: none"> ・植物 ・哺乳類 ・鳥類 ・爬虫類 ・両生類 	<ul style="list-style-type: none"> ・保護区 ・穏健な利用地 ・劣化地 ・耕作地 ・植林地 ・市街地 	1/50, 000 以下

(検証の重要性)

科学的データの不足を補う観点からも、計画・デザインの段階から対象地の生態系に詳しい有識者等の意見（エキスパート・オピニオン）³も取り入れながら評価を進めていくことが重要である。

また、「人間が受ける恩恵の評価」においては専門家の検証に加えて、ステークホルダー（恩恵の利害関係者）の立場として地域住民等が評価・検討プロセスに参画することが望ましいと考えられる。

事業や取組の実施に際しては、事前の想定と異なる状況になることも十分考えられることから、「生態系の健全性の評価」や「施策の実行に係わる評価」において、必要に応じて適宜現地調査を実施して、実際の現地の生物現況が事前の想定どおりか否か、事後検証を行う必要があると考えられる。

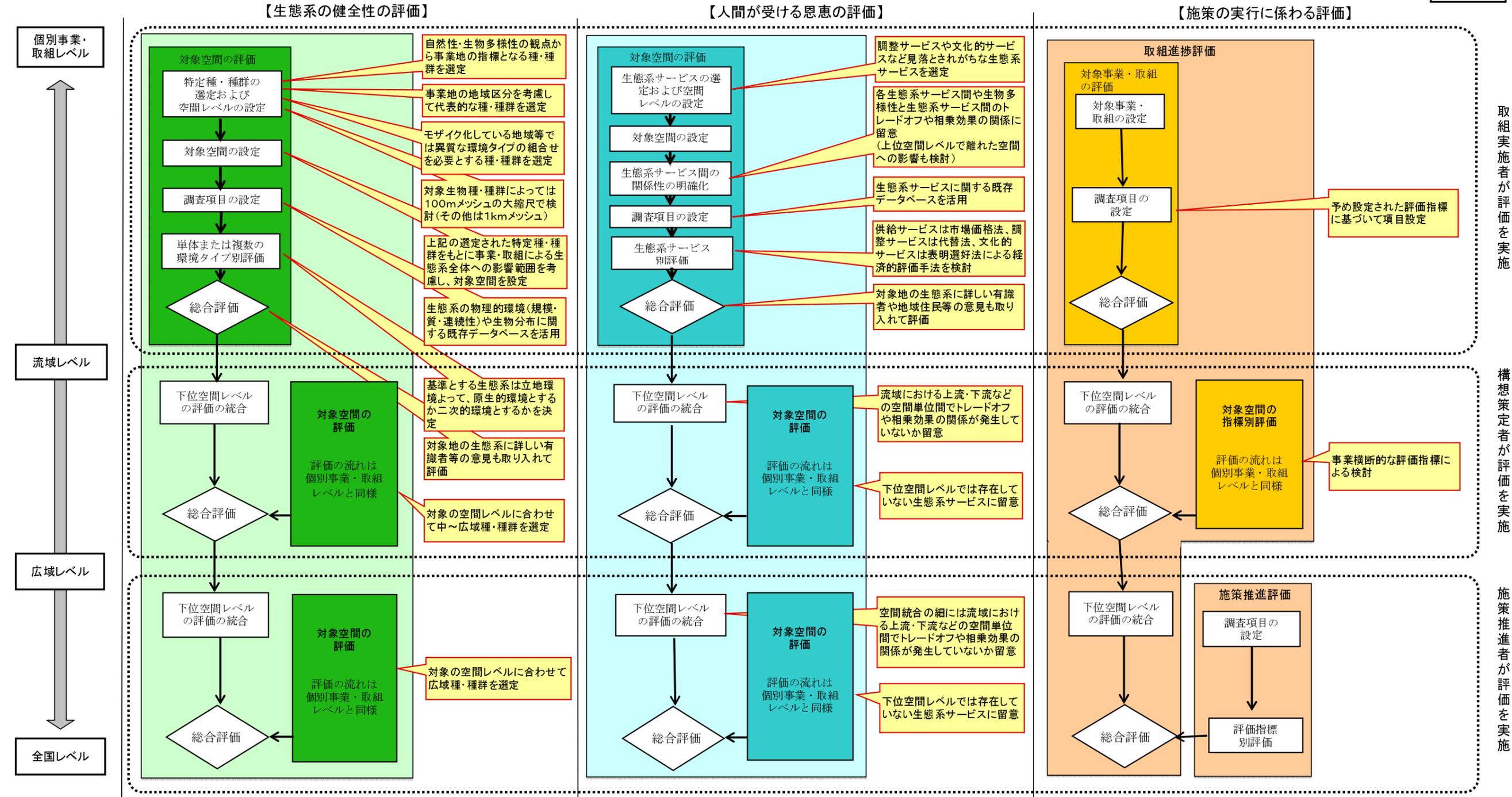
特にご意見を伺いたい点：

○その他これまでの検討事項の整理の中で、更に整理しておくべき事項はないか？

³ 参考：森林環境 2009（森林環境研究会編、2009年） p.128

●評価フローおよび各評価手順での留意事項(事務局試案)

資料-3



□第3回研究会 議事項目

1. 第2回研究会のご指摘事項について（資料-1）
2. 評価手法等の検討について
 - 1) とりまとめの構成等について（資料-2 P1～P5 及び参考資料-1）
 - 2) 施策の実行に係わる評価について（資料-2 P30～P32）
 - 3) 生態系の健全性の評価について（資料-2 P6～P20）
 - 4) 人間が受ける恩恵の評価について（資料-2 P21～P29）
 - 5) 共通の留意点及び評価体系について（資料-2 P33～P35 及び資料-3）
3. その他

□第3回研究会 議事概要

■議題1：第2回研究会のご指摘事項について

○特に質疑なし

■議題2-1：とりまとめの構成等について

【研究会の資料について】

- 第三次国家戦略から引用されていて第2の危機が述べられているが、第1の危機に対する考察をちゃんと検討すべきである。（田中委員）
- 国土の特性からみた時に第一の危機からみて書いておいた方がよいことはあるか？（国土計画局）
- 最後のパラグラフに書いているように、生物多様性の重要性はあまり考えられてこなかったのが日本の特色である。（田中委員）
- 都市的開発は氾濫原などで多かったが、自然保護は奥地でやっていたらよいというパターンであった。（森本座長）
- 公害対策基本法と自然環境保全法の間にある都市域の自然をどうするのかということを取り扱ってこなかった。（田中委員）
- 都市地域の政策の中で、生物多様性を意識したのは、1980年代後半にアーバンエコロジーパークぐらいからで、それまでは意識されておらず、歴史は25年ぐらいである。（日置委員）

■議題2-2：施策の実行に係わる評価について

【研究会の資料について】

- 基本的事項として、既に行われている枠組みが参考になる。一つは政策の実効性を評価するものについては、総務省が行っているように、ある数値目標を政策担当者が決めて、それがどこまでできたか目標達成度をみることで評価する。そもそも目標が正しかったかどうかも需要であり、目標を設定し実行した後にチェックをして、目標を作り直すループが必要である。もう一つは財務省が行っているように、ある事業の費用対効果がどのくらいあるかである。（栗山委員）
- エコロジカル・ネットワークに特有なものとしては、道路や河川などの個々の事業をばらばらにみていくのでは、流域などのネットワーク構造にならないということが重要である。そこをきちんと把握するような指標を工夫する必要がある。（栗山委員）
- 流域だったら山の尾根で囲まれたネットワークがどのくらい劣化したかなどを検討するが、山の尾根を使っている動物にはあまり役に立たない。区域の設定も流域単位のものと同様の尾根を含むような山城を評価して両者を重ねることが必要かもしれない。個別の事業がどれだけネットワークに寄与したかを計る上でも、区域の設定は重要である。（日置委員）

- 生態系の健全性の評価で空間的な評価がされて、政策の実行に係わる評価は法律に対するコンプライアンスのイメージで受け止めているがどうか。(田中委員)
- 基本的に田中委員の指摘のとおりであるが、お金の問題は人間が受ける恩恵の評価と重なる部分がある。流域等の地域の分け方としては施策の実行に係わる評価にも関連しているので、記述しておく必要がある。(国土計画局)
- 各事業の評価指標はすでにあるものなのか？(田中委員)
- 国土交通省の政策チェックアップの指標などを参考にしている。ここでの議論は、例えば遡上可能施設の設置という場合によりエコロジカル・ネットワークを踏まえた時に、海とつながっているなどの必要な注意書きはないか考え方を伺いたい。(国土計画局)
- 評価指標が(ミディゲーション原則での)最小化にとどまっているが、そもそもエコロジカル・ネットワークを分断しているところがないかとか、環境アセスメントの基本的な考え方を事業サイドで明確にするのが根本的なことではないか。(田中委員)
- そうすると事業そのものの目標設定というよりも、保全や再生する自然の目標を立てた上で、それに対して事業がどうあるべきということをやらないといけない。(森本座長)
- ゴールがはっきりしている場合はよいが、生物多様性保全の場合、ゴールがはっきり定まらない場合もある。そもそもゴールが社会の価値観や時代背景でも変わってくるといった目標設定しにくい中で、どのように指標を設定するかが課題である。(栗山委員)
- 各事業分野で指標がばらばらに設定されており、各事業分野のつながりを評価できるような指標にしていく必要がある。例えば、都分断された都市公園をどのようにつなげていくかという観点で、それを河川との関係でつなげていくといった全く異なる事業分野でもネットワークが可能である。そうすると事業分野間のマトリックスでみていった方がよいのではないか。(栗山委員)
- こういうのは全部一度GISに落としてネットワークをみた方がよい。雨水処理のための氾濫原の再生など、河川と都市公園等を一体的に考えて、本当のつながりを評価していくことでみえてくる。(森本座長)
- ネットワークがこうあるべきだという前に、今どんな状態であるのかを把握しなければならないし、問題点が明らかになれば今後どうあるべきか検討できる。(栗山委員)
- 本来は戦略的環境アセスメントの中で、事業を評価していくのがよく、この議論の中でなくてはならない概念である。(田中委員)
- 個々の評価要素の質をどのように評価すればよいか。のり面の緑化の場合、ただ木を植えればよいというわけではない。質が全く評価されないと、評価事態が形骸化する恐れがある。(日置委員)
- シンガポールINDEXで目標設定を扱っているが、その中で環境関連の予算も項目で扱われていた。中間報告がでているので参考になる。(森本座長)
- エコロジカル・ネットワークは元々つながっていたものが分断されてきている。新たな施策によって、分断しないかどうかという評価が重要である。PPPの事業者側の話とBPPの受益者側の話を分ける必要がある。第一の危機に対する対応がまずあって、その後に管理や里山イニシアティブの話があつていいのではないか。(田中委員)
- 逆の視点で従来の政策の中で、エコロジカル・ネットワークに貢献したのものもあると思うので、マイナス・プラスをきちんと判断することが重要となる。(栗山委員)

■議題2-2：生態系の健全性の評価について

【研究会の資料について】

- 環境省が植生自然度をまとめた時は但し書きで価値の順番ではないと書いてあったが、自然の価値の順位みたいな使われ方をしている。二次的自然を評価するには、いろんなマイナスが生じているので、問題が発生しているのかを評価するという考えもある。(森本座長)
- 植生自然度がよく使われた理由として現存植生図を転換すればよいので地図にしやすいというのがあった。事業者があまりお金をかけずに安く情報を集められた。今度は多様性ということで、個々のハビタットタイプにどれくらいの種数があるのかという評価して多様性地図みたいなものを作るとすると高くつくかもしれない。どういう風に作るかという手法も確立されていない問題点がある。外来種や竹林の侵入などの負の要因に関しても地図化は可能である。(日置委員)
- 極端にレッドリスト記載種の数が多い地区としては、海岸の砂浜や湿原、草原が重要地である。これらの面積は大したことはないので、保全の費用対効果が高い。具体的な種をあげるのは難しいが、一般論として整理が可能である。潜在的に重要な空間が残っていることが大切である。(田中委員)
- 面積当たりの種数だけでみってしまうと、上流の森林が下流の湿地や海岸の保全に貢献しているというのを評価できなくなるので、ネットワークの観点を留意事項に書いておく。(栗山委員)
- 生態系の健全性を大きく自然性と生物多様性に分けているが、自然性は人が加わっているかということであり、基本的には生物多様性がより大きな概念で位置づけられる。細かく分けてしまうと種の多さでみるという風に形骸化していく恐れがある。(田中委員)
- 固有性とか絶滅危惧種とかの視点が大切であり、単に緑があればよいということではない。健全性の負の側面で、外来種がはびこっている、異常繁殖しているシカなどの評価がなくてはならないのではないかと。(森本座長)
- 生態系の健全性は大きく自然性と生物多様性の2つの価値に整理されるという表現はやめた方がよい。生物多様性の中に、いろんな評価軸があり、自然性や固有性、再現性、脆弱性、外来種などの歪みなどがある。すべてを精緻に表現するのは難しい。(日置委員)

■議題2-3：人間が受ける恩恵の評価について

【研究会の資料について】

- 特にご意見を伺いたい点にある、二次的自然の過少利用の問題について経済的に評価している事例がある。具体例として宮城県にある蕪栗沼という所で、周辺の水田もラムサール条約に指定されている、地域住民が乾田化している水田の冬期湛水し、沼にやってくるガン・カモ類の保全をボランティアで行っている。今後米作が厳しい中で、農作業が衰退していった時に、その価値がどれほど失ってしまうのかという経済評価が行われている。農業活動の低迷から維持管理作業が行われず、過少利用された時に、生態系が破壊されて飛来数が減った場合を経済評価した事例である。基本的には生物多様性の問題なので、CVMやコンティンジェント法等でないと評価できないのだが、過少利用を評価した事例が日本国内で出てきている。(栗山委員)
- トレードオフの関係とその解消の仕方の事例として、琵琶湖で内湖を干拓してほとんど水田にしているのだが、その分農業生産が増えたが、それと逆のトレンドで水産業が圧倒的に減っている。ここ何十年間、農業と水産のトレードオフ関係ができていく。これに対して「魚のゆりかご水田」が最近始まり、田んぼに魚が上がるようにしたら、その矛盾が解決できるのではないかとということで提案されている。貨幣評価まではしていないが、農産物と漁獲量がどんな関係にあるのかはSGAで評価は行っている。田んぼに内湖の機能を付加しようというものである。(森本座長)

○上流・下流間の生態系サービスを経済的評価した事例がいくつかあり、釧路湿原周辺の森林を整備することで、下流の湿原にどの程度影響を及ぼすのかというのを、森林整備するコストはどれくらいかかり、一方で生態系の価値はどの程度あがるのかというのを調べた事例がある。(栗山委員)

■議題2-4：共通の留意点および評価体系について

【研究会の資料について】

- 流域の連続性の評価を、流域をフルに利用するモクズガニのような流域環境を指標する生物で評価することが可能である。(田中委員)
- 誰がエコロジカル・ネットワーク形成の主体かというのを考えた時に、住民参加型のモニタリングシステムも考えられるとよい。生態系サービスの受益者負担では住民も対象となる。誰がどこまで行うのかというフレームワークを考えていかないといけない。(森本座長)
- それには評価の技術や精度、仕組みが確立されると住民も参加に乗っかりやすい。(日置委員)
- 今の森林税などは一律いくらという形で生態系サービスの評価を反映していないという問題点も指摘されている。評価方法が確立されれば、それに基づいた費用負担の構造を考えることができる。(栗山委員)
- P E Sは受益者がB P Pで負担する話であるが、その前にP P Pの事業者の責務があるはずである。一番のネットワークの分断の原因の話をぬきにはできない。(田中委員)
- エコネットの形成には、国や行政だけでは対応できないところもあるので、住民も人のネットワークがあるので、位置づけていく必要がある。(森本座長)
- 第4次国家戦略が作成されるまでに、どのくらい生態系の評価を検討したのかというのも重要になるので、ぜひ研究会を続けていただきたい。(日置委員)
- 生態系の評価は各地域によって相当事情が異なるので、ケーススタディとしてこの枠組みで実際に評価を行いG I SのMAPに落としてみて、そこでどういう問題点がでてくるかを検証していく必要がある。(栗山委員)
- ケーススタディは重要である。スケールの異なったケーススタディを行うのがよい。(森本座長)

以 上

2. エコロジカル・ネットワークの評価に関する 既往研究・施策

■本調査で収集したエコロジカル・ネットワークの評価に関する既往研究・施策一覧

項目	文献名	文献番号	該当頁
1. 海外のエコロジカル・ネットワークの考え方と評価手法	The Architecture of the Pan-European Ecological Network (IKC-N, 2000)	1	資料編 P89
	The Pan-European Ecological Network: Taking Stock (Nature and Environment) (Council of Europe, 2007)	2	資料編 P96
	CBD Technical Series No. 23 REVIEW OF EXPERIENCE WITH ECOLOGICAL NETWORKS, CORRIDORS AND BUFFER ZONES (the Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2006)	3	資料編 P98
2. 国内のエコロジカル・ネットワークの考え方と評価手法	平成 20 年度 全国エコロジカル・ネットワーク構想検討委員会(環境省) 第 3 回検討会資料(2009)	4	資料編 P105
	モリアオガエルの広域的な生息適地の推定と保全計画への適用(三橋弘宗ほか, 応用生態工学, 2006)	5	資料編 P108
	高速道路予定地の一般的指針としてのハビタット評価の試み(森本幸裕ほか, 日本景観生態学会, 2002)	6	資料編 P117
	環境アセスメントにおける日本発の H E P 事例(田中章ほか, L R J, 2008)	7	資料編 P126
	ランドスケープの変化が種多様性に及ぼす影響に関する研究(日置佳之ほか, 保全生態学研究, 2000)	8	資料編 P132
3. 生物多様性総合評価指標	生物多様性総合評価(JBO: Japan Biodiversity Outlook)(生物多様性総合評価検討委員会(環境省), 2009)	9	資料編 P146
4. ミレニアム生態系評価・S G A における評価手法	生態系サービスと人類の将来 (MA: Millennium Ecosystem Assessment 編, 横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会 翻訳, 2007)	10	資料編 P153
	Ecosystem Conditions and Human Well-being (MA: Millennium Ecosystem Assessment, 2005)	11	資料編 P159
	European Ecosystem Assessment (EURECA, 2008)	12	資料編 P163
	The Multiscale Approach (MA: Millennium Ecosystem Assessment, 2005)	13	資料編 P170
5. B B O P における評価手法	Business, Biodiversity Offsets and BBOP An Overview (BBOP: Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009)	14	資料編 P172
	Biodiversity Offset Design Handbook (BBOP: Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009)	15	資料編 P173
	Biodiversity Offset Cost-Benefit Handbook (BBOP: Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009)	16	資料編 P183
6. アメリカの流域評価手法	The Delaware River Basin Collaborative Environmental Monitoring and Research Initiative: Foundation Document (アメリカ森林局ほか, 1998)	17	資料編 P191
7. 国内の各種取組の経済的評価手法	‘05 魚のゆりかご水田プロジェクト (滋賀県農村振興課資料, 2005)	18	資料編 P192
	環境の価値と評価手法(栗山浩一, 北海道大学図書刊行会 1998)	19	資料編 P195
8. 日本のサンゴ礁価値の評価手法	サンゴ礁価値評価分科会の報告(環境省, 2010)	20	資料編 P204
9. 海外の環境指標	都市の生物多様性シンガポール指標ユーザーマニュアル(2010)	21	資料編 P222
	道路による生息域の分断防止と生態系ネットワークの形成に向けて(オランダのエコロジカル・ネットワーク分断に対する交通施策の計画目標)(1999)	22	資料編 P237