

## 総 説 (Review)

# 生物多様性オフセットによるノーネットロス達成の生態学的課題

小山 明日香<sup>1)\*</sup>、岡部 貴美子<sup>2)</sup>

### 要旨

生物多様性オフセットは、開発事業等による生物多様性や生態系への負の影響を回避、最小化、修復した後、なお残る残存影響に対し代償措置を行う制度である。既に多くの諸外国で法制度化されており、国内でも愛知目標を達成する生物多様性保全の具体策として期待される。生物多様性オフセットは開発行為により失われる生物多様性損失とオフセット行為による獲得を同等にする「ノーネットロス」の達成を原則としている。しかしながら生物多様性オフセットによるノーネットロスの達成には様々な理論、技術、実践上の課題がある。本総説は、生態学的観点から生物多様性ノーネットロスを達成する上での要点、特に 1) 生物多様性の計測および生態学的同等性の評価、2) 保全効果の追加性、3) オフセット実施における不確実性および失敗リスク、および 4) オフセットの限界とミティゲーション・ヒエラルキーの順守、について整理して概説した。さらに、本制度を日本の生物多様性保全策として導入することを想定し、国内の二次的生態系の特徴を考慮した具体的課題として、オフセット地選定における地域的枠組み、および開発・オフセット地として期待される劣化した里山生態系の活用可能性を検討した。

**キーワード：**生態系評価、生態学的同等性、ミティゲーション・ヒエラルキー、ノーネットロス、生態系修復、里山生態系、タイムラグ

### 1. はじめに

全球規模での生物多様性損失が依然進行する中、2010 年に開催された生物多様性条約第 10 回締約国会議 (CBD COP10) では、生物多様性の損失を止めるための効果的かつ緊急の行動を実施するための世界目標「愛知目標 (Aichi Target)」が採択された。この中で、2020 年までに「森林を含む自然生息地の損失速度が少なくとも半減し、劣化・分断化が顕著に減少する (目標 5)」ことや「劣化した生態系の 15% 以上を回復する (目標 15)」ことが合意された。またそのために「生物多様性に有害な補助金を含む奨励措置が廃止、又は改革され、正の奨励措置が策定・適用される (目標 3)」べきであることが認識された (生物多様性センター 2016)。

生物多様性オフセット (Biodiversity Offsets) は、避けられない開発等による生物・生態系への影響を代償する一制度である。開発により失われる生物多様性損失 (ロス) をオフセット行為による同等以上の生物多様性の獲得 (ゲイン) によるノーネットロス (No net loss) の達成を原則とし、さらにはネットゲイン (Net gain) を目指すことで、生物多様性および関連する生態系機能や文化的価値を保全するものである (BBOP 2012a)。本制度あるいは類似の制度は、オーストラリア、アメリカ合衆国、ドイツなどの EU

諸国のほか、ブラジルや南アフリカ等の発展途上国を含む 70 カ国以上で既に法制度化されており (ICMM and IUCN 2012)、環境保全に加え経済活動の面からも活用が期待されている (ten Kate et al. 2004, Madsen et al. 2010)。たとえば生物多様性と生態系サービスの経済学 (The Economics of Ecosystems and Biodiversity: TEEB) の報告書は、生物多様性オフセットについて生物多様性保全に関わる新しいビジネスを創出する具体例として言及している (TEEB 2010)。2012 年には、企業や政府機関、NGO 等の様々なステークホルダーを含む国際的パートナーシップ BBOP (The Business and Biodiversity Offsets Programme) により、生物多様性オフセットの適切な実施および優良事例の普及を促進するための BBOP スタンダード (BBOP 2012d) が作成され、生物多様性オフセットの 10 原則が示された (Table 1)。一方で生物多様性オフセットにおいては、方法論的、技術的、経済的、政策的観点等から様々な問題点や課題が指摘されている (Walker et al. 2009, Maron et al. 2012, Bull et al. 2013a, Gardner et al. 2013)。生態学分野からの懸念の指摘は多いが、たとえば生物多様性オフセットの計画および実施における不確実性が高く、ノーネットロスの達成は実現困難であるなどの批判がある (Gibbons and Lindenmayer 2007, Bull et al. 2013a)。

原稿受付：平成 28 年 10 月 13 日 原稿受理：平成 29 年 2 月 15 日

1) 元森林総合研究所生物多様性研究拠点

2) 森林総合研究所生物多様性研究拠点

\* 東京大学大学院農学生命科学研究科附属生態調和農学機構 〒188-0002 東京都西東京市緑町 1-1-1

Table 1. BBOPスタンダードの生物多様性オフセット 10原則(BBOP(2012d) を改変)

原則	概 要
1 ミティゲーション・ヒエラルキーの順守	回避、最小化、修復の順に適切な措置を行なってもなお残る生物多様性への重大な負の影響を代償するために実施する。
2 オフセットの限界	代替不可能性・脆弱性が高い生物多様性が影響を受ける場合、残存影響を完全に代償できないことがある。
3 景観要素	生物学的・社会的・文化的な生物多様性価値を考慮し、生態系アプローチを満たすように景観要素の視点をもって設計・実施すべきである。
4 ノーネットロス	生物多様性のノーネットロス、望ましくはネットゲインとなる保全成果が達成されるように設計・実施すべきである。
5 追加的な保全の成果	生物多様性オフセットを行わない場合に生じない保全成果が得られるべきであり、生物多様性に負の影響を及ぼす事業を他地域に移すことのないように設計・実施すべきである。
6 ステークホルダーの参加	開発事業・生物多様性オフセットの影響を受ける地域では、評価、選択、設計、実施、モニタリングにおいて、利害関係者が効果的に参加することが望ましい。
7 公平性	利害関係者間で開発事業・オフセットに関する権利、責任、リスク、報酬が公正になるよう設計・実施すべきである。
8 長期の成果	少なくとも事業の影響が継続する期間、望ましくは永久に継続する成果を達成するために、モニタリングおよび評価を含む順応的管理アプローチを基礎とするべきである。
9 透明性	生物多様性オフセットの設計・実施とその結果の公衆への伝達は、適切な時期に分かり易く実施するべきである。
10 科学と伝統的知識	生物多様性オフセットの設計・実施は、伝統的知識を適切に考慮し、科学的知識に基づき文書化しなければならない。

日本では生物多様性を広く認識し、また関連する政策決定の判断材料とするため生物多様性総合評価(Japan Biodiversity Outlook: JBO)が実施され、過去50年の生物多様性損失の状態と傾向が報告された(環境省生物多様性総合評価検討委員会 2010, 2016)。2012年には愛知目標達成に向けた日本のロードマップ「生物多様性国家戦略 2012-2020」が閣議決定されており、2020年を前に今後目標達成のための期限を定めた定量的目標の設定や目標達成の具体策が求められる(宮崎 2011)。そのような中、様々なビジネスに起因する負の影響を最小化又は回避する、あるいは生息地の損失をゼロに近づけるために有効な手法として、国内でも生物多様性オフセットの法制度화에期待が高まりつつある(宮崎 2010, 田中 2011)。2014年には環境省により「日本の環境影響評価における生物多様性オフセットの実施に向けて(案)」として、実施を仮定した課題や対応のとりまとめが報告された(環境省 2014)。国内での生物多様性オフセットに関するこれまでの議論は、諸外国の制度整備状況の整理(宮崎 2010, 田中 2011)や日本への制度導入に向けた政策的・社会経済的課題の検討(宮崎 2010, 小林ら 2015)、新たなバンキング制度導入の提案(宮崎 2011)がある。一方で生態学分野では、BBOPスタンダードの日本語訳の作成や一部の研究動向の整理が行われているものの(東北大学グローバル COE 2013, 太田 2014)、国際的議論の整理はほとんどなされていない。さらには日本が今後取り組むべき生態学的観点からの課題の提案が不足している。た

例えば国内への制度導入を視野に入れ、既に制度を導入している大陸国(アメリカ合衆国、オーストラリア、ヨーロッパ諸国など)とは異なる日本の生態系の特徴を考慮した評価手法の開発や実施についての検討が必要である。

本稿では、生物多様性オフセットの日本導入を視野に入れた生態学分野の研究、分析および議論の端緒として、生態学的観点からの課題を整理し、日本での生物多様性オフセットのあり方について議論することを目的とした。まず生物多様性オフセットによりノーネットロスを達成する要件について、国際誌における議論を整理し概説する。次いで本制度の日本導入を想定し、事前に取り組むべき課題として、二次的生態系の実情に即した具体的課題を挙げて検討する。

## 2. 生物多様性オフセットの目的と要件

### 2.1 環境影響評価制度と生物多様性オフセットの関係

生物多様性オフセットは、「開発事業により引き起こされる生物多様性に対する負の影響をなくすまたはできる限り低減するのに必要な措置を実施した後、それでもなお残存する影響を対象とした代償行為により得られる定量可能な保全の効果」と定義される(ten Kate et al. 2004, BBOP 2012d)。国内では環境保全措置として1972年に公共事業での環境アセスメントが導入され、1993年に制定された環境基本法において環境アセスメントの推進が位置付けられたことをきっかけとして、1997年に環境影響評価法が成立した(環境省

2011)。さらに2013年に改正された環境影響評価法の完全施行が実現した。この環境影響評価法に基づく環境影響評価制度の基本的事項（環境庁告示第八十七号）第三・二（1）では、「環境保全措置の検討に当たっては、環境への影響を回避し、又は低減することを優先するものとし、これらの検討結果を踏まえ、必要に応じ当該事業の実施により損なわれる環境要素と同種の環境要素を創出すること等により損なわれる環境要素の持つ環境の保全の観点からの価値を代償するための措置の検討が行われるものとする」とが明示されている。このことから、生物多様性オフセットに係る基本的な要件は、日本の環境影響評価制度に内包されていると理解できる。

諸外国では通常生物多様性オフセット実施において、開発事業計画の発生または公開後に開発による影響評価を行い、影響回避や低減計画を作成して評価した後、それでもなお残る生物多様性や生態系への影響に対してオフセット事業の計画立案を行う（BBOP 2012a）。このことから日本の環境影響評価制度は既に生物多様性オフセットを含むとも考えられるが、大きな違いは生物多様性オフセットではミティゲーション・ヒエラルキー（mitigation hierarchy; 影響低減の手順または順位付け）の順守（Table 1の原則1）およびノーネットロスの達成（Table 1の原則4）を明確に実施または目標とすることである（田中 2014）。ミティゲーション・ヒエラルキーは、生物多様性に対する負の事業影響を回避（avoidance）、最小化（minimization）、修復（rehabilitation）の順に適切な措置を行った上で、なお残存する影響に対して代償行為（オフセット）を実施することを求めるものである（BBOP 2012a）。すなわち影響への対策実施の要件を実施の順序としてまたは優先順位として明確にしている点から、日本の環境影響評価制度よりもさらに踏み込んだものといえる。ま

たノーネットロスは、生物多様性を計測可能な保全効果としてオフセットを計画および実施し、その結果として開発前後において生物多様性の減少や劣化がオフセットによって相殺されることを意味するものだが、多くの国はノーネットロスのみならずネットゲイン（Fig. 1）を達成することを目指している。これらミティゲーション・ヒエラルキーの順守およびノーネットロスの達成という2つの厳格な要件により、生物多様性オフセットは開発に対して一定の抑止力となることが期待される。また日本の現状の環境影響評価制度と比較して、評価と努力のみにとどまらないより定量的で厳密な成果を求める制度ともいえる。

## 2.2 生物多様性ノーネットロス達成の要件

生物多様性オフセットに関する生態学的課題は、主に生物多様性ノーネットロスが適切に達成されていないことにある（Gardner et al. 2013）。BBOP（2012c）で指摘されている生物多様性ノーネットロスを達成するための主な生態学的要件を要約すると、オフセットが1）生物多様性のロスとゲインが明確な計測に基づき（Fig. 2）、かつ生態学的同等性が担保されており、2）オフセットによるゲインが追加的でなければならず、3）オフセット実施における不確実性およびリスクは特定されており、4）オフセットの生態学的・科学的限界が認識されていること、とされている。たとえば1）は生物多様性ロスに対し代替可能なゲインの生物多様性・生態系を量的・質的に評価することを求めている。2）の追加性とは、オフセットでは実施サイトにおける生物多様性の自然増加を許容するのではなく、オフセット行為を実施することによって発生する増加を求めていることを意味する。既に各国で実施されている制度では、これら要件に対するガイドラインが必ずしも明確でないため、実際は生物多様性のネットロスが生じ

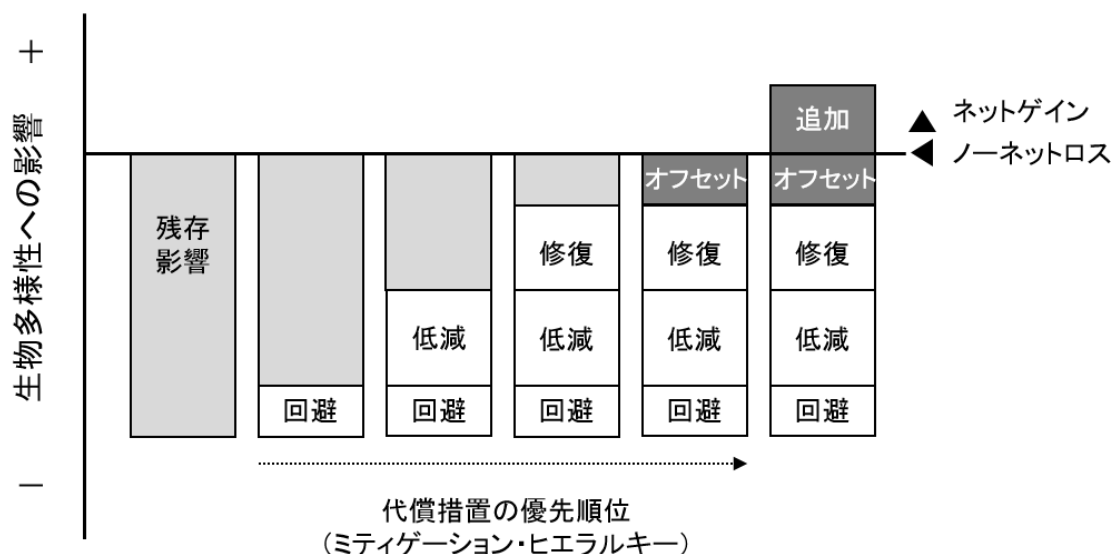


Fig. 1 ミティゲーション・ヒエラルキーの概念図（BBOP（2012a）を改変）

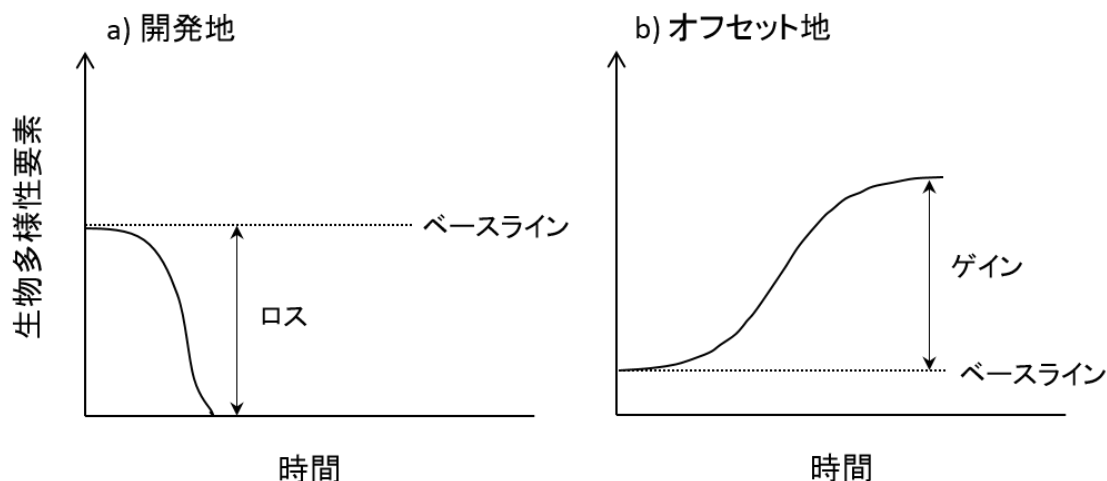


Fig. 2 生物多様性要素の a) 開発地におけるロスおよび、b) オフセット地におけるゲインの概念図  
ベースラインはそれぞれ開発・オフセット行為が行われる前の値を示す。

ているおそれがある (McKenney and Kiesecker 2010)。次章では、これらの要件に沿って生物多様性ノーネットロスの達成にかかる近年の議論を概説し、解決のアプローチを検討する。

### 3. 生物多様性ノーネットロスの達成における生態学的課題

#### 3.1 生物多様性をどのように計測するか

生物多様性は、生物多様性条約の条文において、種内、種間および生態系における多様性、すなわち遺伝的、種、生態系の多様性を含む、と定義されている。生物多様性条約事務局は国際的な生物多様性の概況を報告する地球規模生物多様性概況 (Global Biodiversity Outlook: GBO) を4、5年おきに刊行しており、2006年に刊行されたGBO2では生物多様性条約2010年目標 (2010年までに全球、地域、国レベルで現在の生物多様性減少速度を顕著に低減させるという目標) 達成を評価するために、定量化の指標や指数 (例: 生きている地球指数: Living Planet Index (Loh et al. 1998)) が開発された (Secretariat of CBD 2006, 2010)。さらに生物多様性が支える生態系機能、その持続性や安定性の定量的評価も試みられている (TEEB 2010, Cadotte et al. 2011)。これらの指標や定量化によって、たとえば環境省生物多様性総合評価検討委員会 (2016) によるJBO2のように、ある生態系や生物多様性の変化が生物のみならず、生態系機能やサービスの変化としても視覚的に評価されるようになってきた。

生物多様性オフセットでの生態系評価の目的は上述のような広域のトレンドの変化を確認することではなく、開発地での生物多様性要素のロスとオフセットを行う場所すなわちオフセット地で得られるゲインを計測し (Fig. 2)、ノーネットロスの達成を定量評価することにある (Gardner et al. 2013)。このような生態系

評価の課題として、まず生物多様性を構成する様々な要素 (生物多様性要素; biodiversity components) には組成的 (たとえば種や種群)、構造的 (たとえば林分構造) および機能的 (たとえば栄養塩循環速度) 要素が含まれるため (Hagan and Whitman 2006, Magurran and McGill 2011)、生物多様性を多面的に評価するメトリクス (計測法; measure/metrics/currency) の選択が求められる。また開発地とオフセット地間でこれら要素の量、質、状態、時間および空間的位置が全て同等となることは不可能であり、厳密な生態学的同等性 (ecological equivalency) の達成は困難であることから (Walker et al. 2008, Bull et al. 2013a)、代替可能な同等性の許容範囲の検討が必要となる。さらに生物多様性オフセットでは、生態系評価の計測を専門家ではなくオフセット実施者や評価者が実施する。そのため、オフセット実施者および評価者のためには計測が比較的容易であることが求められる (Gibbons and Freudenberger 2006)。

#### 3.1.1 生物多様性を計測するメトリクスの選択

生物多様性オフセットで用いられるメトリクスは、種ベースのアプローチとハビタット (生物の生息地) ベースのアプローチに大別される (Quétier and Lavorel 2011, Bull et al. 2014)。種ベースのアプローチは、開発により失われる生物種 (群) とオフセットにより得られる生物種 (群) の同等性を評価する方法である。しかしながら開発地・オフセット候補地に生息する生物種をすべて把握することは不可能であるため、実際には特定の生物群や指標種に着目したメトリクスが用いられる (Bekessy et al. 2010, Bull et al. 2014)。たとえばEUでは、自然保護区ネットワーク「Natura 2000事業」の指定区内での開発行為に対し種群の同等性 (species equality) を原則とした代償を定めているが、実際にフランスで行われた開発プロジェクトでは多く

の場合絶滅危惧種が適用されており、危惧レベルの低い種の適用は3割以下であった (Regnery et al. 2013)。またアメリカ合衆国のコンサーベーションバンキング (US conservation banking) では、絶滅のおそれのある生物の生息域保全地のクレジットを購入することを代償行為として認めている (McKenney and Kiesecker 2010)。このように絶滅危惧種をはじめとする保全優先度の高い種は、生物多様性の代替指標としての指標種 (indicator species) として用いられる傾向にある (岡部・小川 2011)。一方で、生物多様性の空間分布は必ずしも生息環境の限られた種の分布によって代替されず、広域に分布する普通種 (common species) の種多様性に規定されることが報告されている (Pearman and Weber 2007, Rodríguez et al. 2015)。また絶滅危惧種を指標とした場合でも、該当種個体群の維持を左右する密度等は必ずしも指標に含まれない。これらのことから、多様な生物のノーネットロスを目指す生物多様性オフセットでは、絶滅危惧種・希少種や指標種に着目した種ベースのメトリクスによる評価だけでは不十分であると考えられる。

ハビタットベースのアプローチは、特定あるいは複数生物種の生息地、ハビタット (habitat) を評価する手法であり、ハビタットの量 (面積) および質 (タイプ) により計測される。最も単純な場合には、開発地と同じ生態系タイプで同面積あるいはそれ以上の土地であれば代償可能であるとされる。また特定の種、特に絶滅危惧種・希少種を対象として用いられることが多い評価手法として、ハビタット評価手続き (Habitat Evaluation Procedure: HEP) がある (ten Kate et al. 2004, BBOP 2012a)。より発展的な手法としてはオーストラリア・ヴィクトリア州で開発されたハビタットヘクタール (Habitat Hectare) 法がある。この手法の特徴は、生物全体のハビタットを総合的に評価するために植生状態を計測すること、およびハビタットの定性的な“状態”を定量的に評価するために比較対象となる参照状態 (reference state) を設定することにある (Parkes et al. 2003, DSE 2004)。具体的には、まず生態系群 (同一とみなされるバイオーム) ごとにベンチマーク (benchmark) と呼ばれる参照状態を決めるが、一般的に長期的に攪乱を受けていない自然度の高いサイトが選択される (Dunford et al. 2004, Stoddard et al. 2006)。次に開発およびオフセット候補地の植物群落 (サイト) を対象に、サイトの状態および景観構造に関わる複数項目 (たとえば大径木の個体数や在来植生パッチからの距離) を測定し、各項目に対し参照状態との差異を基準に配点をきめる。最終的に各配点の総合点によって、現時点 (開発およびオフセット行為前) での開発地およびオフセット候補地の生態系が定量化される (詳細事例は DSE 2004 参照)。オーストラリアでは、気候、植生構造、地形等を基に細分化さ

れた地域区分 (エコリージョン; Bailey (1996)) のそれぞれに対し、ヨーロッパ人入植以前の相対的に人為攪乱の少ない植生状態がベンチマークとして設定されている (Gibbons et al. 2008)。ハビタットベースのアプローチは、複数生物群のハビタットを考慮して評価できること、また同一の基準や手法で測定できることから、生物多様性オフセットのメトリクスとして効果的であるといえる。その反面、面積のみや総合点による評価など簡略化された計測では、生態系の質の低下が見過ごされるおそれがあること (BBOP 2012c, Bull et al. 2013a)、ベンチマークのガイドラインの設定が困難であること (Nielsen et al. 2007) などの課題もある。たとえば生物多様性オフセットにおけるベンチマークは、現時点の生態系状態の評価基準とオフセット達成後の評価基準の2つの役割を持つ。しかしながら同一エコリージョンにおいても、たとえば原生林と二次林のように、遷移過程では生態系の状態が全く異なる。もし単一のベンチマークで評価を行えば、定期的な攪乱によって遷移途中段階で維持される二次的生態系の保全が困難になることが懸念される (McCarthy et al. 2004)。

生物多様性オフセットでは様々なメトリクスが適用されているが (McKenney and Kiesecker 2010, Quétier and Lavorel 2011)、用いるメトリクスによって生物多様性価値は大きくばらつくため、異なるメトリクス間では比較することはできない (Bull et al. 2014)。一方で、生物多様性要素を総合的に定量化するためには複数のメトリクスによる評価が必要である (Gardner 2010, Gonçalves et al. 2015)。これらを踏まえ、生物多様性オフセットの生態系評価では、まず普通種群集の生息環境のノーネットロスを目指すためにハビタットベースのメトリクスを適用し、総合点の比較でなく測定項目ごとにスコア比較・評価を行うことが重要だろう。次いで種ベースのメトリクスを適用し、生息地特異性の高い特定種の生息状況確認に用いることが有効であると考えられる。

### 3.1.2 生態学的同等性を担保する

開発による生物多様性ロスとオフセット行為によるゲイン間での生態学的同等性の担保は、生態系評価におけるもう一つの課題である。Habib et al. (2013) は経済的・生物学的観点からの検討として、異なる生物多様性ターゲット間でオフセットに要するコストおよび面積を比較した。カナダの北方林での油砂開発に対し、オフセットの対象として「生態学的に同等な植生」と「地域的な保全優先度の高い生息域」を比較した結果、前者の生態学的同等性の要求に応えるためには後者の2~17倍のコストを要することが示された。従って対応不可能なコストの創出を避けるため、生態系評価では代替可能な同等性の許容範囲 (exchange rule) をあらかじめ検討しておく必要がある (BBOP 2012c)

と考える。

オフセットでは生態系の同等性を生態系タイプ（カインド；kind）によって表し、損失する生態系と同じ生態系タイプをインカインド（in-kindあるいはlike-for-like）、異なる生態系タイプをアウトオブカインド（out-of-kind）とよぶ。既存制度の多くでは、オフセット候補地をインカインドに限定することで生物多様性の同等性を担保している（McKenney and Kiesecker 2010, Quétier and Lavorel 2011）。また生態系の空間的位置について、オフセット地が開発区域内あるいは隣接地である場合をオンサイト（on-site）、区域外および隣接地外である場合をオフサイト（off-site）とよぶ。オフセット候補地の選定をオンサイトに限定することで、オフセットゲインの生物群集における地域的な類似性、すなわちインカインドをある程度担保できる。このような地域的制限は開発により失われた生態系機能やサービスを当該地域に補う上でも有効であるが（Gonçalves et al. 2015）、開発区域の面積が小さい場合や区域外で付加的な価値を得られやすい場合にはオフサイトの活用が有効な場合もあり得る（Kiesecker et al. 2009）。これらを踏まえ、生態学的同等性を担保できるサイト選定のためには、まず国や地方レベルの気候、植生、地史情報等に基づき地域区分（すなわちオン/オフサイト）を検討すること、また景観レベルでの定量的空間選択ツール（たとえば Marxan (Ball et al. 2009)）を活用したサイト選択手法を確立すること等が有効である（Kiesecker et al. 2009）と考えられる。

### 3.2 追加的な保全効果

追加性（additionality）は、オフセットゲインが新たに付加される追加的な保全効果であることを要求するものであり、BBOP スタンドアードの原則の一つになっている（McKenney and Kiesecker 2010, BBOP 2012a）（Table 1 の原則 5）。オフセットゲインにおける追加性は、以下に述べる 1) オフセットゲインの算出法および、2) オフセットの実施手法、において必須の概念である。

#### 3.2.1 オフセットゲインの算出

保全行為等によって将来的に得られる保全効果の算出には、目的に応じて様々な推定法がある（Maron et al. 2013, 2015）。オフセット行為により得られる追加的な生物多様性価値、オフセットゲイン（ $V_{\text{gain}}$ ）は、オフセット行為からの時間経過後（ $t_1$ ）の価値（ $V_{\text{future}}$ ）とオフセット行為がない場合（すなわちベースライン<sub>0</sub>）の価値（ $V_{\text{current}}$ ）のシナリオの差分（ $V_{\text{gain}} = V_{\text{future}} - V_{\text{current}}$ ）により表される（Fig. 3）。しかしながら、既存制度ではしばしばオフセットゲインとして  $V_{\text{future}}$  が適用されており、オフセット行為前に既に存在していた  $V_{\text{current}}$  を含むことから過大評価となることが指摘されている（Bekessy et al. 2010）。

また、ベースラインは時間に対して一定値として扱

われる場合が多いが、実際にはオフセット行為の有無に関わらず変化しうる（Bull et al. 2013b）。保全生態学分野では、保全行為の有無に関わらず将来的に損失が生じえる場合（すなわちベースライン<sub>1</sub>）に、回避された損失分（averted loss;  $V_{\text{averted}}$ ）を保全効果として考慮する必要性が指摘されている（Maron et al. 2015）（Fig. 3）。対して生物多様性オフセットでは、あくまでオフセット行為により新たに得られる価値を計測する必要があるため、 $V_{\text{averted}}$  をオフセットゲインに含めることは過大評価となる。保全効果の追加性は、開発行為による生物多様性ロスを代償するうえで必須の要件であり、ゲイン算出のベースラインを明確化することが必要である。

#### 3.2.2 オフセットの実施手法

オフセットの実際の実施手法もまたオフセットゲインの追加性に関連する。オフセット行為は主に保護（protection）、創出（recreation）、修復（restoration）に区分される（ten Kate et al. 2004, BBOP 2012a）。保護によるオフセットは、既に存在している開発のおそれのある生態系等を保護区に設定することなどを指す。オフセットの経済的メカニズムである生物多様性バンキング（biodiversity banking）では、企業などの第三者が設立した生物多様性バンクから開発業者がクレジットを購入することで代償する制度であり、保護がない時点から保護後の生物多様性価値をクレジットとして登録することができる。このような保護によるオフセットでは生物多様性価値が既に存在していることから、ロスーゲイン間の生態学的同等性を確保しや

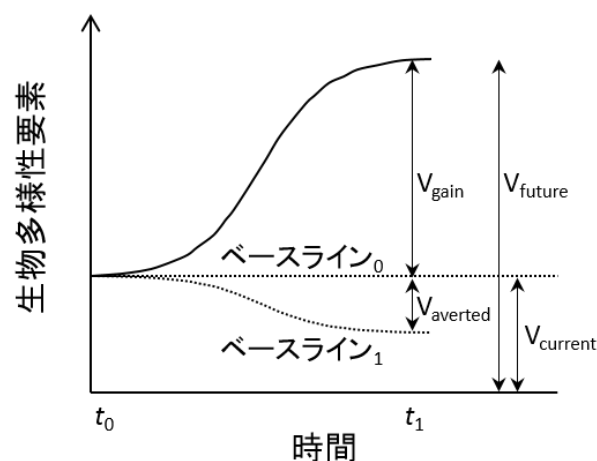


Fig. 3 オフセット地における生物多様性要素の時間に伴う変化（オフセット行為前後（ $t_0$ から  $t_1$ ）のゲインの算出およびベースラインの設定）（Maron et al. (2013) を改変）

$V_{\text{gain}}$ : オフセットにより得られた価値、 $V_{\text{current}}$ :  $t_0$ 時点での価値、 $V_{\text{future}}$ :  $t_1$ 時点での価値、 $V_{\text{averted}}$ :  $t_1$ 時点で生じた損失分の価値、ベースライン 0: オフセット行為がない場合、ベースライン 1: 行為の有無に関わらず将来的に損失が生じえる場合。

すく、ゲインを速やかに獲得できるといった利点がある一方 (McKenney and Kiesecker 2010, Bekessy et al. 2010)、厳密には保全効果の追加性に反することが指摘されている (Bekessy et al. 2010, Maron et al. 2013)。

創出は、目的とする生態系を新たに人為的に作り出す手法である (Bekessy et al. 2010, McKenney and Kiesecker 2010)。アメリカの生物多様性バンキングでは 1980 年代からこの制度に基づいて湿原生態系の創出が盛んに行われてきた。創出によるオフセットでは追加的な保全効果が得られる一方、実際に自然度の高い生態系の群集構造や生態系機能を内包する系を作り出すことは技術的に困難であることが生態学者から批判されているほか、オフセット地 (創出地) の確保が困難であることが保全の実施者から指摘されている (Zedler 1996, Bekessy et al. 2010, Kiesecker et al. 2010)。たとえば Pickett et al. (2013) はオーストラリア南東部のため池において、開発が絶滅危惧種であるカエルの個体群維持に与える影響を新たなハビタットの創出により代償するには、開発地の 19 倍のオフセット地が必要であることを示している。

修復は、攪乱を受けて劣化した生態系を望ましい状態の生物群集、ハビタットおよび生態系機能を復元・再生する手法である (Montoya et al. 2012)。修復により追加的な保全効果を得る上では、適切な修復技術の欠如や修復行為による生態系回復の不確実性が課題であり (Bullock et al. 2011, Gardner et al. 2013)、オフセット制度により実施された修復においてもいくつかの失敗事例が報告されている (Maron et al. 2012)。たとえば湿原生態系の修復はすでに多くの事業例があるものの、水文環境の複雑さや生物相の希少性から現在の修復技術による生態系構造や機能の回復は困難であると考えられている (Moreno-Mateos et al. 2012, González et al. 2014)。また二次林の生態系修復では天然林の生物多様性には到達しないことが長期観測データのメタ解析により示されている (Curran et al. 2014)。しかしながら、過剰な土地利用や管理放棄により劣化した生態系は全球規模で急増しており (Cramer et al. 2008, Suding 2011)、これら劣化生態系の修復は目標を明確に設定することができれば、量的にも技術的にも最も追加的な保全効果を期待できると考えられる。中でも劣化した森林および草原は湿地などの (陸) 水域生態系と比較してコスト・ベネフィットの面から修復行為によりゲインが得られやすく (De Groot et al. 2013)、たとえば欧州では生物多様性回復を目的とした農地の森林化が活発に取り組まれている (Rey Benayas et al. 2008, 2009, Rey Benayas and Bullock 2012)。

既存のオフセット事例では修復行為後のモニタリングや事後評価が行なわれていない場合が多いが (González et al. 2014)、今後これまで保全生物学、復元生態学等の分野で蓄積されてきた生態系修復の失敗・

成功事例を生物多様性オフセットによる追加的な保全効果の達成に活用していくことが期待される。特に、放棄人工林や耕作放棄をはじめとする劣化した生態系の修復技術を確立し、回復の不確実性を低減させることが有効だろう。

### 3.3 オフセットの不確実性とリスク

ここまでにも述べてきたように、将来的に得られるオフセットゲインによるノーネットロスの達成においては、様々な段階で不確実性 (uncertainty) や失敗リスクが生じうる (Moilanen et al. 2009)。このような不確実性や失敗リスクを考慮した公正な代償を行うための予防的措置として、オフセット率 (multipliers/offset ratio/compensation ratio) の適用が推奨されている (Moilanen et al. 2009, Laitila et al. 2014)。オフセット率はオフセットゲインの不確実性や失敗リスク (Fig. 4)、保全上の重要性に応じてオフセットサイズ、すなわちオフセット地の面積を増やすことを意味し、[オフセット地の面積] / [開発地の面積] と表される (Dunford et al. 2004, Moilanen et al. 2009, Laitila et al. 2014)。

オフセット率によって考慮される不確実性として、まず生態系修復や創出などのオフセット行為が実施手法の違い等によって失敗するリスク、気候や周辺の土地利用を含む外部要因およびそれらの長期変動の不確実性によるゲインの伸び悩みに由来するものがある (Fig. 4 の a2)。たとえば生態系修復のために植林した面積のうち 50% でしか成林しなかった場合、期待されるオフセットゲインを獲得するためには 2 倍のオフセット地が必要となる。第二に、ゲインが得られるま

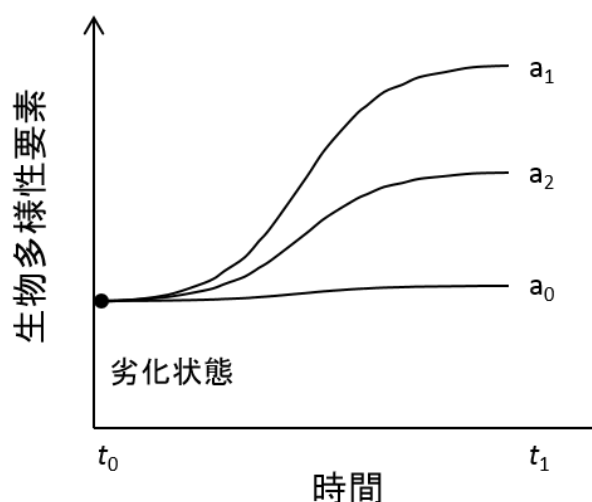


Fig. 4 オフセットゲインの不確実性(オフセット行為前後 ( $t_0$  から  $t_1$ ) のゲインの変化) (Quétier and Lavorel (2011) を改変)

$a_0$ : オフセット行為がない場合、 $a_1$  および  $a_2$ : オフセット行為がある場合。 $a_1$  および  $a_2$  はオフセットの実施手法の違いや外部要因の影響によって生じるオフセットゲインの不確実性を示す。



での時間的遅延（タイムラグ；time lag）のリスクに由来するものがある。たとえば農地開発により減少している絶滅危惧種のオウムに対し、餌資源環境であるモクマオウ科の大木を創出するには、100年でも達成できないことがシナリオ比較により示されている（Maron et al. 2010）。このようなゲイン獲得の時間的遅延により開発によるロスの代償が遅れることで、脆弱な種の存続に影響したり生物個体群のボトルネックとなるおそれが生じる（Walker et al. 2009, Gardner et al. 2013）。オフセット率では時間的遅延のリスクを時間割引（time discounting）として考慮する。時間割引は経済学分野で一般的に用いられている概念であり、オフセット率では時間経過に伴い価値が低下するとして扱う。Moilanen et al. (2009) は単純な理論モデルにより不確実性および時間割引を考慮したオフセット率を推定し、開発地に対しそれぞれ2倍および数十～数百倍のオフセット地面積が必要であることを示した。また Laitila et al. (2014) は単純な数理モデルにより時間割引の最小値を推定し、オフセット率が時間に伴い指数関数的に増加することを示している。

しかしながら既存制度（たとえばアメリカの湿原ミティゲーションやコンサーベーションバンキング）では、これらオフセット率は未だ適用されておらず、オフセットが達成されるべき期限が設定されていないもの（たとえばEUの「Natura2000事業」）もある（McKenney and Kiesecker 2010）。たとえばカナダでは、魚類の生息環境を対象にしたオフセット事業において、ノーネットロスの達成に必要なオフセット率が平均6.8:1（オフセット地の面積：開発地の面積）であったが、実際の達成程度は1.5:1にとどまっていた（Quigley and Harper 2006a, b）。適切なオフセット率や時間割引の設定の検討は、将来的な環境変動や生態系応答の予測が困難であることから未だ単純な理論・数理モデル検証の段階にあるが、今後実施事例を活用したモデル精度の向上やオフセット技術の確立による不確実性の低減が期待される。また社会的観点から、ノーネットロス達成のための理論上のオフセット率と事業者にとって実施可能な現実的なオフセット率間の合意形成も重要な課題になるだろう。

### 3.4 オフセットの限界を認識する

オフセットの限界はBBOPスタンダードの原則（Table 1の原則2）に明記されており、ミティゲーション・ヒエラルキー（Table 1の原則1）の回避において、代替不可能または脆弱な生物多様性への影響・リスクを回避するための方法も含めることとされている（BBOP 2012d）。代替不可能性（irreplaceability）とは、ある保全対象に対してこれ以上失うと保全が達成できないと考えられる面積の上限を指す（Pressey et al. 1993, 1994）。脆弱性（vulnerability）は、ある

場所の生物多様性損失の切迫度を示す（Wilson et al. 2005）。オフセットの実現可能性（オフセッタビリティ；offsetability/offset feasibility）は、事業計画の段階で残存影響、オフセットの条件、実行可能性および成功の見込みに基づき定量化し、オフセッタビリティが低い場合には回避対象とすることが求められる（BBOP 2012b, Pilgrim et al. 2013）。たとえば Pilgrim et al. (2013) はオフセッタビリティを評価する方法として、生物多様性の代替不可能性・脆弱性を表す保全危惧度（たとえばIUCNレッドリストカテゴリーに基づく脆弱性のランク）とオフセットの成功可能性（技術的、財政的、時間的条件等）の2軸から検討する方法を提案している。

既存制度では、生物多様性価値の過小評価や技術の過信によりオフセットの限界を考慮した回避は軽視されており、ノーネットロス・ネットゲインは形骸化しているといえる（Walker et al. 2009, Clare et al. 2011）。そのためオフセットの限界を認識し、オフセット可能な閾値（offsetable threshold）を明確に設定することで、オフセットの失敗を低減することが重要である。たとえば老齢天然林の生態系修復はオフセットゲインの不確実性が高く、長期の時間的遅延が生じて生物多様性がネットロスとなることが予想されるため、回避対象とすべきだろう（Curran et al. 2014）。また泥炭地をはじめとする湿原生態系は、生物群集の希少性や固有性、生態系機能の特異性から生態系修復や創出が困難であり（Fischer et al. 2006, Curran et al. 2014, González et al. 2014）、当面回避対象とすべきであろう。

## 4. 生物多様性オフセットの日本導入を見据えた検討課題

ここまで既存のオフセット制度における生物多様性ノーネットロスの達成にかかる生態学的観点からの課題を整理し、解決のためのアプローチを示した。特に諸外国の既存制度では、評価、選択、設計、実施、モニタリングの各段階において生じる不確実性等により生物多様性ノーネットロスが達成されているといえず（Walker et al. 2008）、これらの課題を認識した上で、日本への制度導入を見据えた事前の検討が必要である。これらに加えて、日本の生態系の特異性を考慮して今後国内で取り組むべき検討課題もある。たとえば、日本の生態系は国土面積が小さい一方で南北に細長い島嶼国であるため、地域によって気候や植生が大きく異なり、種の地域的な固有性が高い。このような特徴は、生物多様性オフセットにおけるサイトやカインドを考える際に配慮しなければならない。また、日本には原生的な生態系はほとんど残されておらず、大部分が人間の持続的利用下で維持されてきた二次的生態系である。このことは、生物多様性オフセットにおける生態系評価手法やオフセット行為の実施手法を開発する上



で十分考慮すべき点である。本章では、日本が今後取り組むべき課題の具体例として、以下に述べる 1) オフセット地選定における地域的制限、および 2) 放棄された里山生態系をはじめとする劣化生態系の活用可能性、について検討し、今後の研究蓄積の端緒とした。

#### 4.1 オフセット地選定における地域区分

オフセット候補地の選定においては、3.1.2 節で述べたように開発地の生物多様性ロスとオフセット地のゲイン間の生態学的同等性を高めるために、地域的制限を設けることが重要である (Kiesecker et al. 2009, Gordon et al. 2011)。たとえば欧米では、エコリージョンの研究蓄積があり、政策にも適用されている。日本での生物多様性の地域区分としては、陸域自然植生における生物学的特性に基づいた「生物多様性保全における国土区分 (試案)」(環境省 1997) が作成されている。ここでは植物群集を主な指標とし、生物分布の境界線、積算温度、年間降水量を用いた 10 地域区分が提案された。生物多様性オフセットの地域的枠組みでは、生物多様性の中でも普通種群集を対象とし、その生物学的特性に加え、制度の観点からのさらなる検討が必要である。

制度の観点から、オフセット事業を計画、実施しやすい主体として、行政上の地域区分である都道府県単位でのオフセット実施が現実的であると考えられる。一方で生物保全のために新たに動物の生息地を創出・修復しても、十分な移動経路が確保されなければ動物をそこに移動・定住させることは、必ずしも容易ではないと予想される。もしオフセットを実施する範囲内に検討すべき種の既存の分布地があれば、その分布地を生息源 (ソース) としてオフセット地と連結することで、その種の存続がより期待できるだろう。そこで、1) 都道府県単位と 2) より広い地域ブロックでオフセットをした場合、開発地以外に既存の分布地がなく、オフセットを技術的に困難とさせる生物種がどの程度あるかを、最も情報量の多い森林性の動物について解析した。解析には哺乳類、鳥類、昆虫について、日本の動物分布図集 (環境省 2010) および図鑑等の情報を用いた。なお、生物多様性オフセットではレッドリスト種と普通種を区別して評価する可能性があることから、文献に掲載された種のうち、環境省レッドリストカテゴリー (環境省 2010) に含まれる種は除いた。1) は都道府県単位でオフセットを実施するが、開発地の隣接地 (使用した分布図における同一二次メッシュ (10km メッシュ) 内) では行わないという状況を想定した。2) では都道府県単位でオフセットを実施した場合、地域ブロックでの連携が現実的と推測したが、ここではより生物の分布に配慮して、気候区分に基づき亜寒帯、冷温帯、暖温帯、亜熱帯 (Sasse 1998) の同一気候帯

単位でオフセットを実施することを想定した。この場合、1) と同じ理由で、隣接地や県内でのオフセットは行わないことを前提とする。

最も制度化の単位として可能性が高いと考えられる 1) の都道府県単位でのオフセットでは、もし開発域内や隣接地でオフセットが実施されれば問題が生じにくい、開発地から距離的に離れば離れるほど、同質の生物群集が得られにくくなるのが懸念される。この得られにくさは地域的にも異なると考えられるが、オフセットのフレームを検討するために、概観することは有意義である。もし県内の開発地内および隣接地を除く場所 (本解析では日本の動物分布図集の同一メッシュ内ではない地点) でオフセットを実施すると、哺乳類では全 48 種中 29 種、鳥では 126 種中 59 種、昆虫では 226 種中 151 種が、47 都道府県内のいずれかにおいて、(その都道府県内に 1 点しか分布がないため) これらの種をオフセット地内に誘導するために必要な既存の生息地がない状況が発生すると予想された (Fig. 5 で 1) を付した棒グラフ)。すなわち生物の分布に配慮せず、開発地と同じ行政単位で安易にオフセット候補地を選出することは、普通種であっても保全が困難になる可能性が示唆された。一方、オフセット候補域を同一気候帯内に広げた場合は、いずれの生物群においても、既にその種が生息している保全に適切なサイトを選出できる可能性が高まった (Fig. 5 で 2) を付した棒グラフ)。しかし候補域を拡大しても、島嶼部や北海道、沖縄県では、オフセット地の選定が困難な種が多かった。これらのことから、厳密なオンサイトである開発地内または隣接地域よりも広い範囲でオフセットを検討する場合は、連続した生息地 (例: 同一の山塊) を共有する、類似の気候帯にある複数の隣接行政単位で連携することが重要といえる。また広域のオフセットで特に注意すべきは、島嶼部に顕著に見られる地理的隔離であった。本結果から、特に日本のように山塊や島嶼部の生物群集が顕著な国では、オフセットの地域性の検討においては、行政界ではなく地形などの地理条件に十分配慮すべきであると考えられる。

今後国内においても、生態学的同等性を担保できる生態系タイプ (カインド) の検討や、開発およびオフセットの回避対象地および候補地の検討・整備が必要である。たとえば前者については、近年研究が蓄積されつつある全国スケールでの生物多様性評価 (たとえば Katayama et al. 2014) やモニタリングサイト 1000 (重要生態系監視地域モニタリング推進事業) をはじめとする生物多様性計測データが活用できるだろう (岡部・小川 2011)。後者については、生物多様性地域戦略に基づき都道府県単位で作成が進められている生物多様性マップを活用して、保全すべき地域の優先順位づけ (Pressey et al. 1994, Kujala et al. 2015) や生態系修復の候補地を選出することが有効だろう。

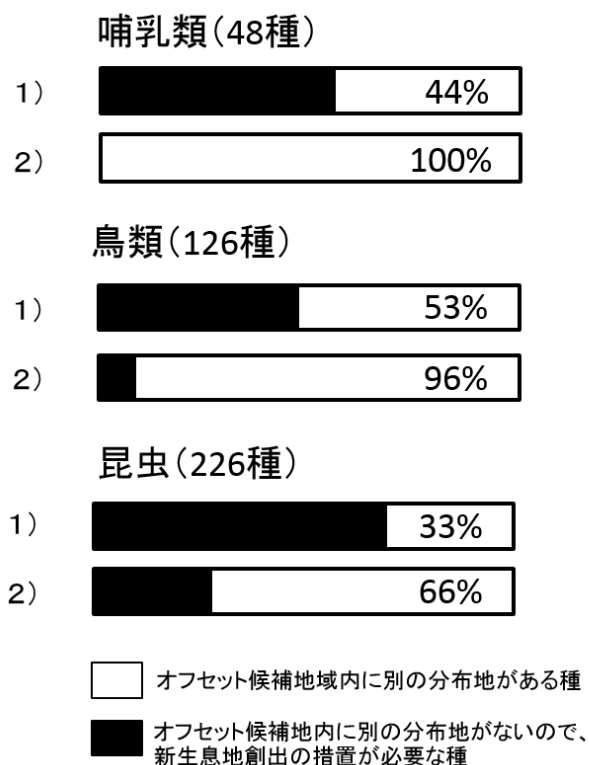


Fig. 5 森林性生物の生物多様性オフセットにおける地域性

開発によって生息地が失われても別の地で生息しているといえる種がどれほどあるかを明らかにするため、日本の動物分布図集(環境省 2010)の陸生哺乳類、森林性鳥類(東條(2007)の分類による)、森林性昆虫(セミ、クワガタムシ、カミキリムシ)の情報をを用いて検討した。これらのうち、生物多様性オフセットではレッドリスト種と普通種を区別して評価する可能性があることから、文献に掲載された種のうち、環境省レッドリストカテゴリーに含まれる種は除いた。なお本文には、二次メッシュ(10kmメッシュ)における在、不在が示されている。行政単位のオフサイトにおけるオフセット(図中 1、番号は本文に同じ)では、各種について、同一県内に分布地が 2か所以上ある種、1か所しかない種に分類した。さらに、種ごとにすべての県において県内に 2か所以上の分布が記録されているかを確認し、1県でも県内の分布が 1か所しかない種があれば、その種は「ほかに分布地のない種」に分類した。同一気候帯内のオフセット(図中 2、番号は本文に同じ)では、隣接地でも県内でもオフセットしないことを前提とし、上述の行政単位内を同一気候帯内と置き換え、同様の分析を行った。

#### 4.2 劣化した里山生態系の活用可能性

日本での生物多様性損失の要因として、開発・改変等の行為による危機に次いで里山等の利用・管理の縮小による危機が挙げられている(環境省生物多様性総合評価検討委員会 2010, 2016)。里山生態系の管理放棄は今後より増加することが予想されており(農林水産省 2011)、生物多様性および生態系機能の回復を目的とした放棄農地の森林化、人工林の広葉樹林化(新山ら 2010)、半自然草原の管理再開(高橋 2004, Koyama et al. 2017)等が試みられている。生物多様性オフセットにおいても、劣化した里山生態系は開発地としてだけでなく生態系修復や再生ポテンシャルの高いオフセット候補地としての有効活用策を積極的に検討するべきである。ここでは里山生態系を対象に、生物多様性オフセットを実施する際に生じる課題について、カインドの考え方、生態系評価手法、オフセットによる修復の順に具体例を検討する。

##### 4.2.1 里山生態系でのカインドの設定

里山生態系では、植林、薪炭利用や季節的な火入れなどの施業により、森林(人工林、二次林)と草地(農耕地、採草地、放牧地など)が時空間的に変遷しながらモザイク状に存在してきた(小椋 2010)。このように人為影響下で変遷してきた生態系を開発地あるいはオフセット地とする場合、生態系タイプ(カインド)をどのように定義すべきだろうか。ここでは例として、放棄人工林および耕作放棄地を開発地・オフセット候補地とする場合に想定されるインカインドのパターンを検討した(Table 2)。放棄人工林を開発する場合(Table 2の1)、森林を創出・修復することがインカインドのオフセットである。具体的には、放棄人工林を広葉樹二次林化して生物多様性の増強を図ることに加え、周囲が森林地帯の耕作放棄地を二次林化することも有効だろう。一方、既に森林化が始まった耕作放棄地を開発する場合(Table 2の2, 3)、森林あるいは草地のどちらを創出・修復することがインカインドのオフセットに位置づけられるだろうか。カインドの検討においては、さらにオフセット候補地の修復技術の有無が要点となる。森林を創出・修復する場合(Table 2の2)、放棄人工林や耕作放棄地の再森林化(Rey Benayas et al. 2008, 2009, Rey Benayas and Bullock 2012)が有効な修復手法として期待される。たとえば長期間放棄された日本の耕作放棄地では、クズやアズ

Table 2. 劣化した里山生態系を対象としたインカインドのオフセットパターンの例

	開発地 [カインド]	オフセット候補地	オフセット行為地 [カインド]
1	放棄人工林 [森林]	放棄人工林/耕作放棄地	二次林 [森林]
2	耕作放棄地 [森林]	放棄人工林/耕作放棄地	二次林 [森林]
3	耕作放棄地 [草地]	放棄二次草地	二次草地 [草地]

マネザサの単一優占群集となり木本実生の定着が阻害されるため、下草刈りによるギャップ形成が有効な修復手法かもしれない (Tokuoka et al. 2011, Tokuoka and Hashigoe 2015)。一方草地を創出・修復する場合 (Table 2 の 3)、耕作放棄地の草原化は耕起や施肥等の土地改変履歴の影響により成功例がなく、放棄された半自然草原 (二次草地) での管理再開による再草原化 (Koyama et al. 2017) が数少ない修復手法であると考えられる。このように日本の里山生態系の現状と特性に適したカインドの考え方を整理するとともに、劣化した生態系を修復する実証研究の蓄積が求められる。その際は生態学的同等性だけでなく生態系の持続性に配慮して、各生態系の国や地方レベルでの空間配置や比率についての生態学的情報も必要だろう。

#### 4.2.2 景観構造や外来種を考慮した生態系評価手法

里山における景観のモザイク構造は、景観構造の考慮が BBOP スタンドアードの原則の一つになっているように (Table 1 の原則 3)、生態系評価においても重要な検討項目である (Lindenmayer et al. 2008, Gibbons et al. 2009)。景観生態学分野では、1960 年代から景観構造が生物分布や生物間相互作用に与える影響に関する研究蓄積があり (Lovett et al. 2005)、オーストラリア・ヴィクトリア州のハビタットヘクタール法では在来植生パッチの空間配置や連結性が評価項目となっている (Parkes et al. 2003)。景観のモザイク構造が時空間的に変遷する里山では、これらに加え、過去の土地利用履歴 (Koyanagi et al. 2012) や境界 (エッジ) 効果 (Murcia 1995) も生物群集構造に強く影響すると考えられる。特に日本のように各生態系タイプが小面積である場合、ハビタットの面積に対してエッジ効果の及ぶ範囲は大きくなるだろう (Ries et al. 2004)。従って、アメリカやオーストラリアのような大陸国で作られた生態系評価法をそのまま日本に適用することは適切でなく、測定項目の付加や配点の重みづけ等の工夫が必要である。

生態系評価における外来種の扱いもまた、劣化した生態系において重要な課題である。日本の耕作放棄地にはセイタカアワダチソウ、アレチウリ、オオブタクサ等の外来草本が侵入定着し単一優占していることから、生物多様性オフセットの議論において日本に適した外来種評価が必要である。たとえばハビタットヘクタール法では、外来種を主とする雑草種 (weed species) の定着情報が、林冠構成樹種の更新阻害要因として評価項目に含まれている。日本における外来種を更新阻害要因 (多種との様々な競合が含まれる) としてのみ評価するのか、外来種がもたらう生態系機能 (表層流失防止機能にあたる植被率等) においては在来種と同等に評価すべきかなど、従来の生態学では見過ごされがちな観点からも検討する必要がある。

#### 4.2.3 里山管理による生態系修復

最後にオフセットの実施に要するコストについて述

べる。里山の生態系修復では、間伐や下草刈り、火入れや採草といった管理の (再) 導入およびその継続が有効な手段であることから、継続的な人手の確保を含むコストへの対応が必要となる (Naidoo et al. 2006, Klimkowska et al. 2010)。いくつかの既存制度では、オフセットによって自立的な生態系の成立を目指すことで生物多様性ゲインの永続性 (permanency) を担保することを要求している (McKenney and Kiesecker 2010)。一方里山の継続管理は、本来農林業と密接に関連して行われてきたものであり、これらの生産活動と切り離して継続することはコストの面から困難である。すなわち長期的な生物多様性ゲインを目的とする場合には、コストおよび管理を行う人材の確保が大きな制限要因と予想されることから、特に生態系の持続性において社会・経済学的な包括的検討が求められる。

## 5. 今後の展望

本稿では、新たな生物多様性保全策として期待される生物多様性オフセットについて、国内の生態学分野からの議論への参入および研究蓄積の推進を目的として、国際的な議論の整理および日本の生態系の特徴に基づく検討課題について論述した。これまでの国内の自然環境保全政策は、国立公園制度の制定や環境影響評価制度をはじめ希少な生態系や特定の生物種の保全に注力してきたため (武内・渡辺 2014)、普通種を主とする生物多様性の開発等による損失は見過ごされてきたといえる。加えて、近年の国内の生物多様性劣化は自然資源のオーバーユース (過剰利用) よりアンダーユース (管理縮小) により引き起こされている点が特徴的である。2020 年の愛知目標達成に向け、生物多様性とそれらに関わる生態系機能およびサービスの安定化をすすめるためには、小規模開発を含むあらゆる開発行為による生物多様性への影響の抑止力となり、かつ劣化した生態系の修復により生物多様性損失に対処できるメカニズムとして、生物多様性オフセットの導入を想定した積極的な議論も必要となるだろう。本稿では取り上げなかった課題として、生態系サービスの評価とそのオフセットの関係解明 (ten Kate et al. 2004, Naidoo et al. 2008)、生物多様性保全における炭素保全の考慮 (山下ら 2013, Gilroy et al. 2014)、気候変動をはじめとする将来的な環境変動の影響、土地所有者や地域住民との合意形成など、科学的、技術的、政策的、経済的側面から検討すべき問題が存在する (BBOP 2012b, Pilgrim et al. 2013)。生態学分野では、これまでの保全生物学、修復生態学、景観生態学等による研究蓄積を、今後は生物多様性オフセットにかかる評価、選択、設計、実施、モニタリング等、実施を見据えた具体的な議論に活用させていくことが期待される。

## 謝 辞

本稿の執筆にあたり、東京学芸大学の小柳知代博士には初期の原稿構成に関して貴重なご意見を頂いた。深く感謝する。本研究は環境省・環境研究総合推進費(1-1401)によって行なわれた。

## 引用文献

- Bailey, R. G. (1996) *Ecosystem geography*. Springer-Verlag, New York, 204pp.
- Ball, I. R., Possingham, H. P. and Watts, M. (2009) Chapter 14: Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. In Moilanen, A., Wilson, K. A. and Possingham, H. P. (eds.) "Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools". Oxford University Press, Oxford, 185-195.
- BBOP (2012a) Biodiversity offset design handbook. BBOP, Washington D.C., 101pp.
- BBOP (2012b) Resource paper: Limits to what can be offset. BBOP, Washington D.C., 29pp.
- BBOP (2012c) Resource paper: No net loss and loss-gain calculations in biodiversity offsets. BBOP, Washington D.C., 27pp.
- BBOP (2012d) Standard on biodiversity offsets. BBOP, Washington D.C., 22pp.
- Bekessy, S. A., Wintle, B. A., Lindenmayer, D. B., McCarthy, M. A., Colyvan, M., Burgman, M. A. and Possingham, H. P. (2010) The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conserv. Lett.*, 3, 151-158.
- Bull, J. W., Suttle, K. B., Gordon, A., Singh, N. J. and Milner-Gulland, E. J. (2013a) Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47, 369-380.
- Bull, J. W., Suttle, K. B., Singh, N. J. and Milner-Gulland, E. J. (2013b) Conservation when nothing stands still: Moving targets and biodiversity offsets. *Front. Ecol. Environ.*, 11, 203-210.
- Bull, J. W., Milner-Gulland, E. J., Suttle, K. B. and Singh, N. J. (2014) Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biol. Conserv.*, 178, 2-10.
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F. and Rey Benayas, J. M. (2011) Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. *Trends Ecol. Evol.*, 26, 541-549.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K. and Mirotchnick, N. (2011) Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J. Appl. Ecol.*, 48, 1079-1087.
- Clare, S., Krogman, N., Foote, L. and Lemphers, N. (2011) Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? *Wetl. Ecol. Manag.*, 19, 165-182.
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J. and Standish, R. J. (2008) What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends Ecol. Evol.*, 23, 104-112.
- Curran, M., Hellweg, S. and Beck, J. (2014) Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecol. Appl.*, 24, 617-632.
- De Groot, R. S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T. and Farley, J. (2013) Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conserv. Biol.*, 27, 1286-1293.
- DSE (2004) *Vegetation Quality Assessment Manual—Guidelines for applying the habitat hectares scoring method*. Version 1.3. Victorian Government Department of Sustainability and Environment, Melbourne, 68pp.
- Dunford, R. W., Ginn, T. C. and Desvousges, W. H. (2004) The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecol. Econ.*, 48, 49-70.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B. and Manning, A. D. (2006) Biodiversity, ecosystem function, and resilience: Ten guiding principles for commodity production landscapes. *Front. Ecol. Environ.*, 4, 80-86.
- Gardner, T. A. (2010) *Monitoring forest biodiversity: Improving conservation through ecologically responsible management*. Earthscan, London, 360pp.
- Gardner, T. A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Pilgrim, J. D., Savy, C. E., Stephens, R. T. T., Treweek, J. O., Ussher, G. T., Ward, G. and ten Kate, K. (2013) Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conserv. Biol.*, 27, 1254-1264.
- Gibbons, P. and Freudenberger, D. (2006) An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecol. Manage. Restor.*, 7, S10-S17.
- Gibbons, P. and Lindenmayer, D. B. (2007) Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? *Ecol. Manage. Restor.*, 8, 26-31.
- Gibbons, P., Briggs, S. V., Ayers, D. A., Doyle, S., Seddon, J., McElhinny, C., Jones, N., Sims, R. and Doody, J. S. (2008) Rapidly quantifying reference conditions in modified landscapes. *Biol. Conserv.*, 141, 2483-2493.
- Gibbons, P., Briggs, S. V., Ayers, D., Seddon, J., Doyle, S., Cosier, P., McElhinny, C., Pelly, V. and Roberts, K. (2009) An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. *Ecol. Indic.*, 9, 26-40.
- Gilroy, J. J., Woodcock, P., Edwards, F. A., Wheeler, C., Baptiste, B. L. G., Medina Uribe, C. A., Haugaasen, T. and Edwards, D. P. (2014) Cheap carbon and biodiversity co-benefits from forest regeneration in a hotspot of endemism. *Nat. Clim. Chang.*, 4, 503-507.
- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A. M. V. D. M. and Pereira, H. M. (2015) Biodiversity offsets: From current challenges to harmonized metrics. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 14, 61-67.

- González, E., Rochefort, L., Boudreau, S. and Poulin, M. (2014) Combining indicator species and key environmental and management factors to predict restoration success of degraded ecosystems. *Ecol. Indic.*, 46, 156-166.
- Gordon, A., Langford, W. T., Todd, J. A., White, M. D., Mullerworth, D. W. and Bekessy, S. A. (2011) Assessing the impacts of biodiversity offset policies. *Environ. Model. Softw.*, 26, 1481-1488.
- Habib, T. J., Farr, D. R., Schneider, R. R. and Boutin, S. (2013) Economic and ecological outcomes of flexible biodiversity offset systems. *Conserv. Biol.*, 27, 1313-1323.
- Hagan, J. M. and Whitman, A. A. (2006) Biodiversity Indicators for sustainable forestry: Simplifying complexity. *J. For.*, 104, 203-210.
- ICMM and IUCN (2012) "Independent report on biodiversity offsets", 59pp, [www.icmm.com/biodiversity-offsets](http://www.icmm.com/biodiversity-offsets), (参照 2016-04-01).
- 環境省 (1997) "平成9年12月25日 生物多様性保全のための国土区分(試案)及び区域ごとの重要地域情報(試案)について", <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=2356>, (参照 2016-04-01).
- 環境省 (2010) "日本の動物分布図集", 1070pp, [http://www.biodic.go.jp/kiso/atlas/pdf/animal\\_distribution\\_atlas\\_of\\_japan.pdf](http://www.biodic.go.jp/kiso/atlas/pdf/animal_distribution_atlas_of_japan.pdf), (参照 2015-04-17).
- 環境省 (2011) "第6回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 資料4-3: 生物多様性オフセットについて", 12pp, [https://www.env.go.jp/policy/assess/5-4basic/basic\\_h23\\_6/mat\\_6\\_4\\_3.pdf](https://www.env.go.jp/policy/assess/5-4basic/basic_h23_6/mat_6_4_3.pdf) (参照 2016-04-01).
- 環境省 (2014) "日本の環境影響評価における生物多様性オフセットの実施に向けて(案)", 12pp, [https://www.env.go.jp/policy/assess/4-1report/file/h26\\_01-09.pdf](https://www.env.go.jp/policy/assess/4-1report/file/h26_01-09.pdf), (参照 2016-04-01).
- 環境省生物多様性総合評価検討委員会 (2010) 生物多様性総合評価報告書 (JBO). 環境省, 東京, 238pp.
- 環境省生物多様性総合評価検討委員会 (2016) 生物多様性及び生態系サービスの総合評価報告書 (JBO2). 環境省, 東京, 157pp.
- Katayama, N., Amano, T., Naoe, S., Yamakita, T., Komatsu, I., Takagawa, S., Sato, N., Ueta, M. and Miyashita, T. (2014) Landscape heterogeneity-biodiversity relationship: Effect of range size. *PLoS ONE*, 9, e93359.
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Porewicz, A., Nibbelink, N., McKenney, B., Dahlke, J., Holloran, M. and Stroud, D. (2009) A framework for implementing biodiversity offsets: Selecting sites and determining scale. *Bioscience*, 59, 77-84.
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Porewicz, A. and McKenney, B. (2010) Development by design: Blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Front. Ecol. Environ.*, 8, 261-266.
- Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Grootjans, A. P. and Kotowski, W. (2010) Prospects for fen meadow restoration on severely degraded fens. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.*, 12, 245-255.
- 小林 聡・富田 基史・阿部 聖哉 (2015) 生物多様性条約に関わる国際動向調査: 電気事業の事業活動や環境経営の視点から. 電力中央研究所報告, 14016, 1-24+ 巻頭 1-3.
- Koyama, A., Koyanagi, T. F., Akasaka, M., Takada, M. and Okabe, K. (2017) Combined burning and mowing for restoration of abandoned semi-natural grasslands. *Appl. Veg. Sci.*, 20, 40-49.
- Koyanagi, T., Kusumoto, Y., Yamamoto, S., Okubo, S., Iwasaki, N. and Takeuchi, K. (2012) Grassland plant functional groups exhibit distinct time-lags in response to historical landscape change. *Plant Ecol.*, 213, 327-338.
- Kujala, H., Whitehead, A. L., Morris, W. K. and Wintle, B. A. (2015) Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools: A case study on mining impacts in Australia. *Biol. Conserv.*, 192, 513-521.
- Laitila, J., Moilanen, A. and Pouzols, F. M. (2014) A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods Ecol. Evol.*, 5, 1247-1254.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague-Drake, R. and the other 34 authors (2008) A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecol. Lett.*, 11, 78-91.
- Loh, J., Randers, J., MacGillivray, A., Kapos, V., Jenkins, M., Groombridge, B. and Cox, N. (1998) Living Planet Report 1998. Gland, Switzerland: WWF, 37pp.
- Lovett, G. M., Jones, C. G., Turner, M. G. and Weathers, K. C. (2005) Ecosystem function in heterogeneous landscapes. Springer-Verlag, New York, 489pp.
- Madsen, B., Carroll, N. and Moore Brands, K. (2010) State of biodiversity markets report: Offset and compensation programs worldwide. Forest Trends, Washington D. C., 73pp.
- Magurran, A. E. and McGill, B. (2011) Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment. Oxford University press, New York, 368pp.
- Maron, M., Dunn, P. K., McAlpine, C. A. and Apan, A. (2010) Can offsets really compensate for habitat removal? The case of the endangered red-tailed black-cockatoo. *J. Appl. Ecol.*, 47, 348-355.
- Maron, M., Hobbs, R. J., Moilanen, A., Matthews, J. W., Christie, K., Gardner, T. A., Keith, D. A., Lindenmayer, D. B. and McAlpine, C. A. (2012) Faustian bargains?

- Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biol. Conserv.*, 155, 141-148.
- Maron, M., Rhodes, J. R. and Gibbons, P. (2013) Calculating the benefit of conservation actions. *Conserv. Lett.*, 6, 359-367.
- Maron, M., Bull, J. W., Evans, M. C. and Gordon, A. (2015) Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biol. Conserv.*, 192, 504-512.
- McCarthy, M. A., Parris, K. M., van der Ree, R., McDonnell, M. J., Burgman, M. A., Williams, N. S. G., McLean, N., Harper, M. J., Meyer, R., Hahs, A. and Coates, T. (2004) The habitat hectares approach to vegetation assessment: An evaluation and suggestions for improvement. *Ecol. Manage. Restor.*, 5, 24-27.
- McKenney, B. and Kiesecker, J. (2010) Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks. *Environ. Manage.*, 45, 165-176.
- 宮崎 正浩 (2010) 生物多様性のノーネットロス政策—日本における導入の実現性に関する考察—。跡見学園女子大学マネジメント学部紀要, 9, 63-81.
- 宮崎 正浩 (2011) 生物多様性条約の愛知目標を達成するための日本の政策課題—EU と日本の相違点からの考察—。跡見学園女子大学マネジメント学部紀要, 12, 67-82.
- Moilanen, A., van Teeffelen, A. J. A., Ben-Haim, Y. and Ferrier, S. (2009) How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restor. Ecol.*, 17, 470-478.
- Montoya, D., Rogers, L. and Memmott, J. (2012) Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends Ecol. Evol.*, 27, 666-672.
- Moreno-Mateos, D., Power, M. E., Comin, F. A. and Yockteng, R. (2012) Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *Plos Biol.*, 10, 8.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.*, 10, 58-62.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P. J., Polasky, S., Ricketts, T. H. and Rouget, M. (2006) Integrating economic costs into conservation planning. *Trends Ecol. Evol.*, 21, 681-687.
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R. E., Lehner, B., Malcolm, T. R. and Ricketts, T. H. (2008) Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 105, 9495-9500.
- Nielsen, S. E., Bayne, E. M., Schieck, J., Herbers, J., and Boutin, S. (2007) A new method to estimate species and biodiversity intactness using empirically derived reference conditions. *Biol. Conserv.*, 137, 403-414.
- 新山 馨・小川 みふゆ・九島 宏道・高橋 和規・佐藤 保・酒井 武・田内 裕之 (2010) 人工林の広葉樹林化に向けた広葉樹の更新に関する文献の収集と評価。日林誌, 92, 292-296.
- 農林水産省 (2011) “耕作放棄地の現状についてと課題”, 6pp, <http://www.maff.go.jp/j/nousin/tikei/houkiti/pdf/genjou1103.pdf> (参照 2016-09-09).
- 太田 貴大 (2014) 生態系サービス保全のための生物多様性オフセット研究の動向。 “特集 生物多様性と生態系サービスのかかわり：里地、森、海からの恩恵とその保全”。環境情報科学, 43, 47-54.
- 小椋 純一 (2010) 日本の草地の歴史を語る。 “特集：生物多様性と半自然草地。成立と維持に向けた戦略”。日草誌, 56, 216-219.
- 岡部 貴美子・小川 みふゆ (2011) 森林の生物多様性モニタリングの歴史と生態学的視点からの将来展望。森林総研報, 10, 231-250.
- Parkes, D., Newell, G. and Cheal, D. (2003) Assessing the quality of native vegetation: The ‘habitat hectares’ approach. *Ecol. Manage. Restor.*, 4, S29-S38.
- Pearman, P. B. and Weber, D. (2007) Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. *Biol. Conserv.*, 138, 109-119.
- Pickett, E. J., Stockwell, M. P., Bower, D. S., Garnham, J. I., Pollard, C. J., Clulow J. and Mahony, M. J. (2013) Achieving no net loss in habitat offset of a threatened frog required high offset ratio and intensive monitoring. *Biol. Conserv.*, 157, 156-162.
- Pilgrim, J. D., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Gardner, T. A., von Hase, A., ten Kate, K., Savy, C. E., Stephens, R. T. T., Temple, H. J., Treweek, J., Ussher, G. T. and Ward, G. (2013) A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conserv. Lett.*, 6, 376-384.
- Pressey, R. L., Humphries, C. J., Margules, C. R., Vane-Wright, R. I. and Williams, P. H. (1993) Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.*, 8, 124-128.
- Pressey, R. L., Johnson, I. R. and Wilson, P. D. (1994) Shades of irreplaceability: Towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodivers. Conserv.*, 3, 242-262.
- Quétier, F. and Lavorel, S. (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biol. Conserv.*, 144, 2991-2999.
- Quigley, J. and Harper, D. (2006a) Compliance with Canada’s Fisheries Act: A field audit of habitat compensation projects. *Environ. Manage.*, 37, 336-350.
- Quigley, J. and Harper, D. (2006b). Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in achieving no net loss. *Environ. Manage.*, 37, 351-366.
- Regnery, B., Couvet, D. and Kerbiriou, C. (2013) Offsets and

- conservation of the species of the EU habitats and birds directives. *Conserv. Biol.*, 27, 1335-1343.
- Rey Benayas, J. M. and Bullock, J. M. (2012) Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems*, 15, 883-899.
- Rey Benayas, J. M., Bullock, J. M. and Newton, A. C. (2008) Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Front. Ecol. Environ.*, 6, 329-336.
- Rey Benayas, J. M., Newton, A. C., Diaz, A. and Bullock, J. M. (2009) Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science*, 325, 1121-1124.
- Ries, L., Fletcher, R. J., Battin, J. and Sisk, T. D. (2004) Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 491-522.
- Rodríguez, J. P., Keith, D. A., Rodríguez-Clark, K. M., Murray, N. J., Nicholson, E., Regan, T. J., Miller, R. M., Barrow, E. G., Bland, L. M., Boe, K., Brooks, T. M., Oliveira-Miranda, M. A., Spalding, M. and Wit, P. (2015) A practical guide to the application of the IUCN Red List of ecosystems criteria. *Philos. Trans. R. Soc. B*, 370, 9.
- Sasse J. (1998) The forests of Japan. Japan Forest Technical Association, Tokyo, 75pp.
- 生物多様性センター (2016) “愛知目標”, <http://www.biodic.go.jp/biodiversity/about/> (参照 2016-04-01).
- Secretariat of CBD (2006) Global Biodiversity Outlook 3. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, 30pp.
- Secretariat of CBD (2010) Global Biodiversity Outlook 3. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, 54pp.
- Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K. and Norris, R. H. (2006) Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecol. Appl.*, 16, 1267-1276.
- Suding, K. N. (2011) Toward an era of restoration in ecology: Successes, failures, and opportunities ahead. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 42, 465-487.
- 高橋 佳孝 (2004) 半自然草地の植生持続をはかる修復・管理法. 日草誌. 50, 99-106.
- 武内 和彦・渡辺 綱男 (2014) 日本の自然環境政策 自然共生社会をつくる. 東京大学出版会, 東京, 246pp.
- 田中 章 (2011) 生物多様性オフセット制度化の国際的広がり と今後の課題: CBD COP10 での動向を含めて. “特集: 生物多様性問題”. 東京都市大学環境情報学部紀要, 12, 27-32.
- 田中 章 (2014) 環境アセスメントにおける生物多様性オフセットの論点. 日本環境共生学会第17回 (2014年度) 学術大会発表論文集, 252-259.
- ten Kate, K., Bishop, J. and Bayon, R. (2004) Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, and Insight Investment, London, 95pp.
- TEEB (2010) “Report for business. Chapter 3”, [www.teebweb.org](http://www.teebweb.org) (参照 2016-04-01).
- 東北大学グローバル COE 生物多様性オフセット研究会 実証試験ワーキンググループ (2013) 環境影響評価データを活用した生物多様性オフセットの実施可能性検討のための実証的研究報告書, 69pp.
- 東條 一史 (2007) 日本産森林依存性鳥類種数の推定. 森林総研報, 6, 9-26.
- Tokuoka, Y. and Hashigoe, K. (2015) Effects of stone-walled terracing and historical forest disturbances on revegetation processes after the abandonment of mountain slope uses on the Yura Peninsula, southwestern Japan. *J. Forest. Res.*, 20, 24-34.
- Tokuoka, Y., Ohigashi, K. and Nakagoshi, N. (2011) Limitations on tree seedling establishment across ecotones between abandoned fields and adjacent broad-leaved forests in eastern Japan. *Plant Ecol.*, 212, 923-944.
- Walker, S., Price, R. and Theo Stephens, R. T. (2008) An index of risk as a measure of biodiversity conservation achieved through land reform. *Conserv. Biol.*, 22, 48-59.
- Walker, S., Brower, A. L., Theo Stephens, R. T. and Lee, W. G. (2009) Why bartering biodiversity fails. *Conserv. Lett.*, 2, 149-157.
- Wilson, K., Pressey, R., Newton, A., Burgman, M., Possingham, H. and Weston, C. (2005) Measuring and Incorporating Vulnerability into Conservation Planning. *Environ. Manage.*, 35, 527-543.
- 山下 聡・岡部 貴美子・佐藤 保 (2013) 森林生態系における生物多様性と炭素蓄積. 森林総研報, 12, 1-21.
- Zedler, J. B. (1996) Ecological issues in wetland mitigation: An introduction to the forum. *Ecol. Appl.*, 6, 33-37.



## Ecological issues in achieving no net loss of biodiversity offsets

Asuka KOYAMA<sup>1)\*</sup> and Kimiko OKABE<sup>2)</sup>

### Abstract

Biodiversity offsets are a mechanism that compensates for the residual negative effects of project development after avoidance, minimization, and restoration of environmental impacts have been implemented. Offset policies have been developed in a growing number of countries as biodiversity conservation and restoration strategies, and are also expected to be an effective approach in Japan toward achieving Aichi Targets. Achieving no net-loss, which means that biodiversity gains from targeted conservation activities match the losses of biodiversity due to the impacts of a specific development project, is a principle of biodiversity offsets. However, the no net-loss concept of biodiversity offsets leaves various unsolved ecological problems pertaining to theory, technology, and practice. This review summarizes the key components of no net loss of biodiversity from ecological perspectives, focusing particularly on 1) explicit measures of biodiversity and ecological equivalence, 2) additional conservation benefits, 3) uncertainty and the risk of failure, and 4) limits to what can be offset and the mandatory mitigation hierarchy. We also discussed challenges to introducing the biodiversity-offset concept in Japan, which is characterized by species-rich secondary ecosystems. We particularly considered a number of specific issues concerning the regional framework in selecting offset-site locations and restoring degraded *Satoyama* ecosystems as potential impact- and offset-sites in Japan.

**Key words:** ecosystem evaluation, equivalency, mitigation hierarchy, no net loss, restoration, *Satoyama* ecosystem, time lag

---

Received 13 October 2016, Accepted 15 February 2017

1) Center for Biodiversity, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Center for Biodiversity, FFPRI

\* Institute for Agro-ecosystem Services, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, 1-1-1, Midori-cho, Nishi-Tokyo, Tokyo, 188-0002, Japan; e-mail: asukoyama@gmail.com