

# 日本版生物多様性オフセットにおける生物多様性定量評価手法の開発 -里山管理の効果に着目して-

田中章研究室

1461028 川村 昂史

## 1. 背景と目的

日本では、環境省が 2017 年 4 月に「環境影響評価における生物多様性保全に関する参考事例集（以下、事例集）」が発行され、国内における生物多様性オフセットの社会実装に向けた動きが活発化している。

今後日本において生物多様性オフセットを行っていくうえで、Tanaka (2017) が提唱したある地域内で生態系の量・質を現状維持するノーネットロス地域連携を目指す“グリーンリージョン”のように、地域連携の中で里山保全活動を行い、それらの効果を定量的に評価する必要が考えられる。

そこで、様々な主体が関与しながら行う里山管理によって生じる野生生物のハビタット保全効果に特化し、質・空間・時間の概念を取り込むことのできる簡易的生物多様性定量評価手法を開発することを目的として研究を行った。

## 2. 研究方法

評価対象地は全国で先駆けて里山バンキングの導入を検討している愛知県瀬戸市海上の森とした。評価対象種は海上の森に生息し、2015 年度版愛知県レッドリストにて絶滅危惧Ⅱ類であるギフチョウ (*Luehdorfia japonica*) とした。

既存文献調査及び専門家へのインタビューを基に、里山保全活動の効果を反映できる生存必須条件を選択した。

SI 値及び HSI 値算出には、生存必須条件に対応する定性的な選択肢から SI 値を算出するカルデ形式の SI モデルを構築し、それらを結合する HSI モデルを構築した。

モデル構築後は海上の森内の試験区(25m×25m グリッド 64 区画、4.0ha)にて、ハビタット評価を試行し、活動前後におけるハビタットの質・空間的に統合された指数 (Total Habitat Unit, THU) を用いて比較、保全効果を評価した。

## 3. 結果

### 3.1 SI モデル及び HSI モデル

既存文献およびインタビュー調査の結果、SI<sub>1</sub> モデルを花期が 3 月から 5 月の植物の有無(表 1)、SI<sub>2</sub> モデルを飛翔空間の状態、SI<sub>3</sub> モデルを食草 (スズカカンアオイまたはヒメカンアオイ)の有無(表 4)とした。なお、構築されたモデルのうち、飛翔空間の状態に関する SI<sub>2</sub> モデル(SI<sub>2</sub> モデル)については、*L.japonica* が林縁性のチョウであり、空間の連続性を考慮した場合としなかった場合での THU の違いを確認する為、SI<sub>2</sub> モデルについては空間の連続性を考慮しなかった SI<sub>2</sub>α モデル(表 2)と、空間の連続性を考慮した SI<sub>2</sub>β モデル(表 3)の 2 種類のモデルを構築した。

HSI モデルは食草の有無が *L.japonica* が生存可能かを大きく左右すると考え、SI<sub>1</sub> と SI<sub>2</sub> の平均を取った上で SI<sub>3</sub> を掛け合わせる式とした(式)。

(1) SI<sub>2</sub>α モデル(空間の連続性を考慮しなかったモデル)を使用した場合

除伐・下草刈り後は藪化している空間が沢沿いに減ったため、SI<sub>1</sub> 値、SI<sub>2</sub>α 値、SI<sub>3</sub> 値が大幅に上昇した。

しかし、SI<sub>3</sub> (林床の状態及びスズカカンアオイまたはヒメカンアオイの有無)については林床の状態は改善されたものの、カンアオイ属植物が生育している状態ではないため、SI<sub>3</sub> 値が 0.5 と評価された箇所が多い(図 2)。

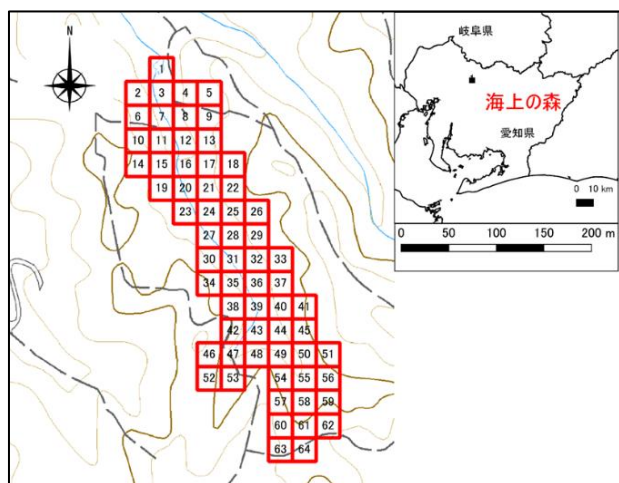


図 1 評価対象地

表 1 SI<sub>1</sub>モデル (林床の状態と吸蜜可能な植物の有無)

ハビタット変数		SI 値
藪化している	紫色系・黄色系の花が咲く植物を 1 年以内に確認したことがない	0.0
	黄色系の花が咲く植物を 1 年以内に確認したことがある	0.2
	紫色系の花が咲く植物を 1 年以内に確認したことがある	0.5
藪化していない	紫色系・黄色系の花が咲く植物を 1 年以内に確認したことがない	0.2
	黄色系の花が咲く植物を 1 年以内に確認したことがある	0.5
	紫色系の花が咲く植物を 1 年以内に確認したことがある	1.0

表 2 SI<sub>2</sub>αモデル（空間の連続性を考慮しなかった場合における飛翔空間の状態）

ハビタット変数	SI 値
タイプ A（樹冠の密度・林内の密度が非常に高い、林床が藪化している）	0.0
タイプ B（林内に適度に陽光が差し込む程度の密度）	0.5
タイプ C（樹冠の密度・林内の密度が非常に低い、林床が藪化していない）	1.0

表 3 SI<sub>2</sub>βモデル（空間の連続性を考慮した場合における飛翔空間の状態）

ハビタット変数		SI 値
評価グリッドが A	周囲をタイプ A に囲まれている	0.0
	周囲に 1 つでも B または C がある	0.5
評価グリッドが B	周囲を B に囲まれている	1.0
	周囲に 1 つでも A または C がある	0.8
評価グリッドが C	周囲を C に囲まれている	0.0
	周囲に 1 つでも A または B がある	0.8

表 4 SI<sub>3</sub>モデルを食草（スズカカンアオイまたはヒメカンアオイ）の有無

ハビタット変数		SI 値
藪化している	スズカカンアオイまたはヒメカンアオイが生育していない	0.0
	スズカカンアオイまたはヒメカンアオイが生育している	0.2
藪化していない	スズカカンアオイまたはヒメカンアオイが生育していない	0.5
	スズカカンアオイまたはヒメカンアオイが生育している	1.0

$$HSI = \frac{SI_1 + SI_2}{2} \times SI_3$$

式 *L. japonica* の HSI モデル

これらを統合した HSI 値に面積を乗算した THU は 531.25 から 9171.88 に上昇した。

(2) SI<sub>3</sub>βモデル（空間の連続性を考慮した）場合

SI<sub>2</sub>αモデルを用いた場合に比べて、除伐・下草刈りを行った範囲のグリッドにおける SI<sub>2</sub>β値が高くなった。

特に除伐・下草刈りを行った範囲ではない評価対象地外縁部の SI<sub>2</sub>β値も上昇した。(図 3)

しかし、HSI 式が SI<sub>3</sub>モデル（林床の状態及びスズカカンアオイまたはヒメカンアオイの有無）の

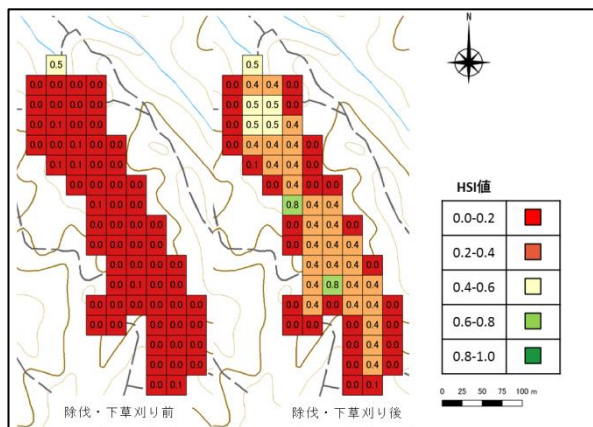


図 2 試験区における HSI 値の分布（空間の連続性を考慮しなかった場合）

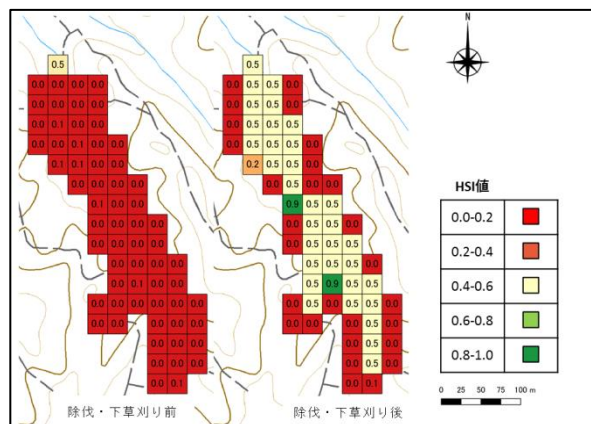


図 3 試験区における HSI 値の分布（空間の連続性を考慮した場合）

値に大きく依存するため、空間の連続性からポテンシャルを引き出しても、その場所自体の林床の状態が悪い（藪化している）と総合的な評価である HSI 値は低く算定された。

HSI 値に面積を乗算した THU は 500 から 10658.58 となった。

#### 4. 考察

本研究で構築した HSI モデルは里山管理により変化するハビタット変数を用いることで、里山管理そのものの成果を定量化することができるモデルとなった。

また、空間の連続性を考慮した場合でも、作業後の THU が上昇したことから、活動場所だけでなく、その周囲のポテンシャルも同時に評価することができたと考えられる。

今後、里山管理に応答するハビタット変数を用いた生物多様性定量評価手法を里山地域だけでなく、空間の連続性を考慮したグリーンリージョンのような流域単位での保全を推進する仕組みに持ち込むことが期待される。

#### 【引用文献】

Akira Tanaka (2017) Can EIA be an Effective Tool for Creating Ecologically Sustainable Society?? From the Aspect of “Green Region”, The 6<sup>th</sup> Korea-China-Japan Tripartite EIA conference proceedings.