

第2章 生態系サービスの長期的変化の解明

ア 研究目的

生物多様性低下の問題は生物学的な側面から論じられることが多い。同様に、LPI を算出する際にも生物群は通常、分類群、生態、生息場所など、生物学的な特徴をもとにグループ分けされている (Buckland et al., 2005; De Heer et al., 2005; Collen et al., 2008; Yamaura et al., 2009)。一方、社会との関わりという視点から生物多様性を見るとすれば、生態系サービスの概念を適用することが实际的であると考えられる。本研究では後者の立場から、従来の一般的な分け方とは異なる、生態系サービス（基盤、希少価値、供給、調整）という基準で生物群のグループ分けを行った。そして、長期間にわたるモニタリングデータをもとに、以下の目的でLPIについて解析した。まず、このような基準で分類したグループの間に違いが認められるかどうか。違いが見られた場合、社会との関わりという点からどのように解釈できるか。これらについて、情報が比較的良好に蓄積されている小地域で傾向を把握し、LPI の有用性について考察した。さらに、同様のアプローチを全国規模のデータに適用した場合、類似した結果が得られるかを確認し、生態系サービスの視点から見た指標としてLPI が有用であるかどうか、検証を試みた。

イ 研究方法

LPI を算出するためにはある程度長期的に、生息数の変動についての情報が得られなければならない。本研究では奄美大島中部に生息する鳥獣種を対象に、25 年間にわたって断続的に行われてきたモニタリングデータを用いた。また、繁殖鳥類の分布に関するデータベースを用いて全国的な傾向を把握した。

奄美大島は総面積 812km²、約 80% が森林、その大半が天然林で被われ、南西諸島に固有の動物種が多く生息していることで知られている。1950 年代半ばまでは択伐が主であったが、それ以降から 1990 年代初めにかけて、天然林の皆伐が広い面積にわたって行われたため、大半が 60 年生以下の森林となっている (杉村, 2002)。また、1990 年代からは移入種マングースが分布域を急速に広げた影響を受け、多くの種の生息数が減少したことが指摘されている (Yamada and Sugimura, 2004; Watari, et al., 2008)。森林伐採については 1990 年代半ば以降、大面積皆伐はほぼ終息したが、近年は伐採量が再び増加傾向にある。マングースについては駆除の成果により、生息数が大幅に減少したが、ほかにも数種の有害鳥獣に関する報告が上がっている。

対象とした種は哺乳類 5 種、鳥類 20 種である。これらを、生態系サービスの 4 つの視点から、全種 (A、基盤)、希少種 (R、文化)、有害鳥獣 (P、負の供給)、昆虫食鳥類 (I、調整) に分け (表 2-1)、グループごとに変化を追った。昆虫食鳥類は森林生態系の安定に寄与するという視点 (たとえば、Dickson, 1979; Marquis & Whelan, 1994; Sipura, 1999; Sekercioglu et al., 2002; Sekercioglu, 2006) から、一つのグループとした。また、それぞれの種について、1985、1993、2001、2009 年を基準年として、生息頻度の指標を算出した。これらの指標として、アマミクロウサギは沢や林道などのルート沿いで観察された糞粒数 (Sugimura & Yamada, 2004 ; 環境省奄美野生生物保護センター資料)、トゲネズミとクマネズミはかごワナ当たりの捕獲数 (Sugimura, 1987 ; 環境省奄美野生生物保護センター資料 ; 石田, 未発表)、リュウキュウイノシシはハンターの報告による狩猟数 (鹿児島県大島支庁「奄美群島の概況」)、フイリマングースは筒状のワナ当たりの捕獲数 (環境省奄美野生生物保護センター資料)、オオトラツグミとアマミヤマガキは林道沿いの観察数 (奄美野鳥の会資料 ; 石田ほか, 2003)、その他の鳥

類は定点ごとの観察数（杉村, 2002 ; 杉村, 未発表）を用いた。基準年に該当する情報が得られない場合は、基準年に最も近い2つの数値を用いて補間補正を行った。そして以下の計算式を用いて、LPI を算出した。

表 2-1 調査対象の鳥獣種

種	グループ	指標
哺乳類		
アマミノクロウサギ (<i>Pentalagus furnessi</i>)	R	糞粒数/km
アマミトゲネズミ (<i>Tokudaia osimensis</i>)	R	捕獲数/trap
リュウキュウイノシシ (<i>Sus scrofa riukiuanus</i>)	P	狩猟数/年
クマネズミ (<i>Rattus rattus</i>)	P	捕獲数/trap
ファイリマングース (<i>Herpestes auropunctatus</i>)	P	捕獲数/trap
鳥類		
ルリカケス (<i>Garrulus lidthi</i>)	R	観察数/plot
アマミヤマシギ (<i>Scolopax mira</i>)	R	観察数/km
アカヒゲ (<i>Erithacus komadori</i>)	R	観察数/plot
オオトラツグミ (<i>Zoothera dauma amami</i>)	R	観察数/km
オーストンオオアカゲラ (<i>Dendrocopos leucotos owstoni</i>)	R; I	観察数/plot
サシバ (<i>Butastur indicus</i>)	R	観察数/plot
カラスバト (<i>Columba janthina</i>)	R	観察数/plot
サンショウクイ (<i>Pericrocotus divaricatus</i>)	R; I	観察数/plot
コゲラ (<i>Dendrocopos kizuki</i>)	I	観察数/plot
シジュウカラ (<i>Parus major</i>)	I	観察数/plot
ヤマガラ (<i>Parus varius</i>)	I	観察数/plot
キビタキ (<i>Muscicapa narcissina</i>)	I	観察数/plot
ウグイス (<i>Cettia diphone</i>)	I	観察数/plot
ヒヨドリ (<i>Hypsipetes amaurotis</i>)	P	観察数/plot
ハシブトガラス (<i>Corvus macrorhynchos</i>)	P	観察数/plot
キジバト (<i>Streptopelia orientalis</i>)	P	観察数/plot
シロハラ (<i>Turdus pallidus</i>)		観察数/plot
ズアカアオバト (<i>Treron formosae</i>)		観察数/plot
メジロ (<i>Zosterops palpebrosa</i>)		観察数/plot
ホオジロ属 (<i>Emberiza spp.</i>)		観察数/plot

R：希少種はレッドリスト記載種または天然記念物指定種を含む。P：有害鳥獣は鹿児島県大島支庁での聞き取り、I：昆虫食鳥類は清棲（1978）及び中村・中村（1995）、狩猟数/年は奄美群島の概況（鹿児島県）、にもとづく。

捕獲数/trap は 100 trap-nights 当たりの数である。

$$d_t = \log(N_t/N_{t-8}) \dots (1);$$

$$\overline{d_t} = \frac{1}{n_t} \sum_{i=1}^{n_t} d_{it}$$

$$\overline{I_t}^{(3)} = I_{t-8} 10^{\overline{d_t}}$$

これらの式は、(1) t 年まで8年間の生息数の変化率、(2)各グループ内での変化率の平均、(3)LPIを表す。

さらに、1978年と1998～2002年の2時期にわたる繁殖期鳥類（森林性の112種）の生息分布状況に関するデータベース（環境省生物多様性センター資料）を用い、全国的な傾向を見た。このデータベースでは全国が二次メッシュ（約10×10km）で分けられ、繁殖の可能性が高いと判断されたメッシュが示されている。それぞれの種について、そのメッシュ数の変化を生息数の変化に置き換えてLPIを算出した。グループ分けについては、分布域の大きさを示す奄美大島と同様に生態系サービスの視点から、鳥類種を全種、希少種、害鳥、昆虫食鳥類、狩猟鳥、広域分布種に分けた。森林性鳥類の抽出については東条（2007）、希少種、害鳥、昆虫食鳥類のグループ分けについては、それぞれ環境省生物多様性センター（2008）、農林水産省（2008）、清棲（1978）及び中村・中村（1995）を参照した。狩猟鳥は「鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律」が定める種である。広域分布種については1978年時点で繁殖の可能性が高いメッシュが740以上という基準で選択した。

ウ 結果

最初の基準年、1985年を1とし、その後の3つの時期について1985年に対する相対的なLPIを算出した。その結果、グループAは漸減、Rは2001年までにLPIが急速に低下した後、上昇に転じたのに対して、Iは上昇後に緩やかな低下、Pは急激な上昇の後にほぼ元のレベルにまで低下という傾向を示した（図2-1）。生態系サービスの視点からは、グループA、IのLPIが安定または上昇、Rについては上昇すること、Pについては低下することが望ましいと言える。しかし、2001年まではAとRは低下、Pが急激な上昇というように、望ましくない傾向を示した。とくにグループPとRは全く逆の傾向を示している。

それぞれのグループを構成する種の変動を個別に見ると、グループRは2つに分かれた。1つはマングースの変動と逆の傾向を示し、もう1つは伐採後の森林の回復と連動するような傾向を示した。前者の変動が大きかったため、全体としてグループPと逆の傾向を示したと推察される。グループPを構成する種のなかではマングースの増減がとくに大きく、全体的に減少傾向を示した同グループ内の鳥類種の変動を打ち消していた。そこで、マ

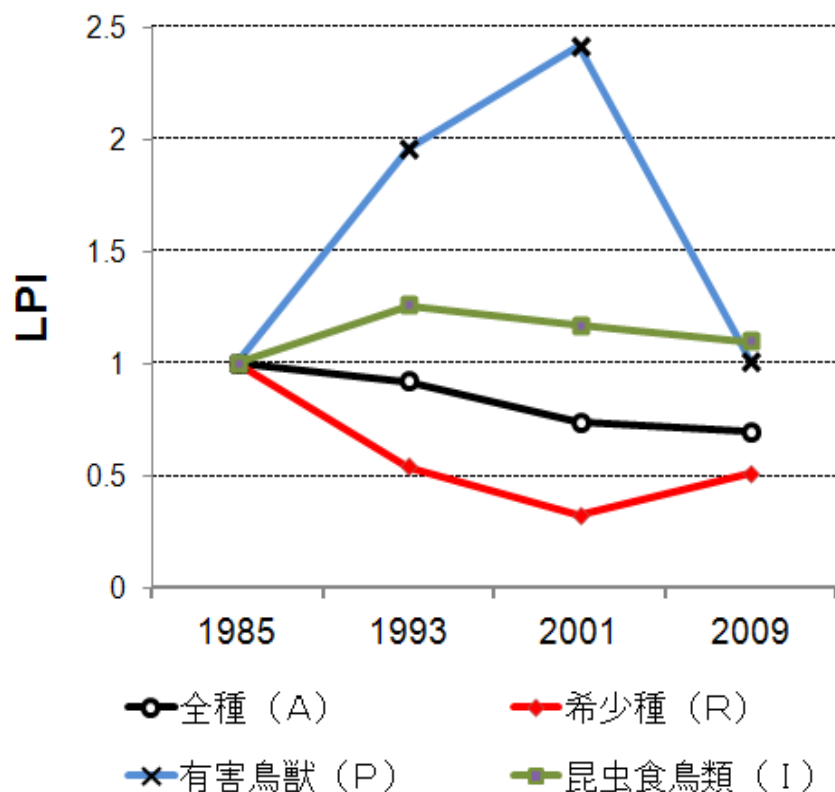


図2-1 生態系サービスの視点から見たLPI

ングースからマイナスの影響を受けてきた可能性が高い種のグループを作り、LPIを算出すると、その変化は図2-2に示すように、グループPと逆の傾向がさらにはっきりしたが、マングースの生息数がかなり減少した2009年時点でも生息数は低いレベルにとどまっている。また、グループIには皆伐の影響をより大きく受けたとみなされる種(杉村,2002)が多く含まれていたが、森林の回復とLPIは必ずしも対応していないという結果が得られた。

全国規模で見た鳥類のLPIについては、すべてのグループについて低下傾向が見られた。とくに全種、希少種、昆虫食、狩猟鳥のように、プラスのサービスを持つと見なせるグループのLPIが小さかった(分布域の減少が大きかった)のに対し、害鳥のグループと1978年時点で分布域が大きかった種のグループが他のグループに比べてLPIが大きかった(表2-2)。

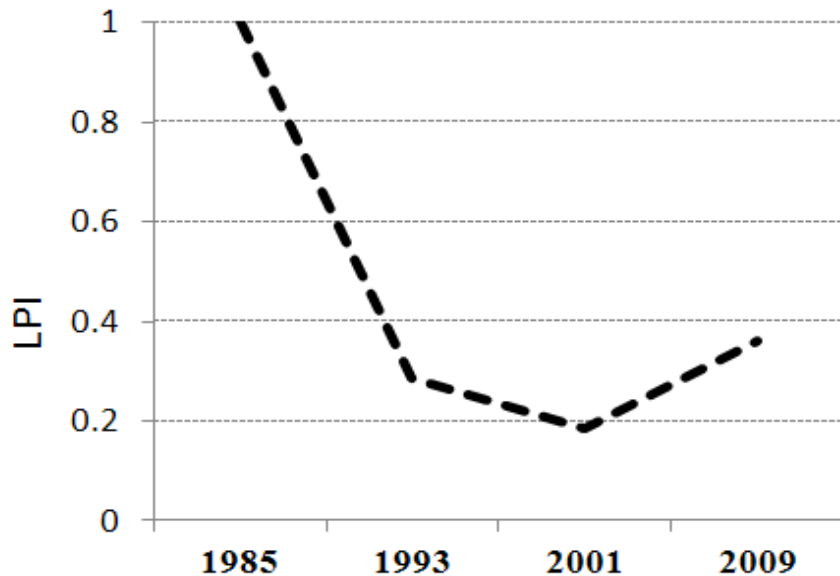


図2-2 マングースの影響を受けてきた可能性が高いグループのLPI

エ 考察

生物多様性は単なる生物学的な存在価値にとどまらず、生態系サービスを介して社会とのつながりを持っているため、生態系サービスの観点から生物多様性の保全を見る意義はあると言える。本研究はこのような視点から生物多様性を多面的にとらえたうえでLPIを算出した。その結果、奄美大島では2001年までは、増加または安定していることが望ましいグループのLPIが低下し、コントロールされるべきグループのLPIが大幅に上昇するという傾向が見られた。ただし、2009年にはこれらのグループのLPIは望ましい方向へ反転している。また、全国的にも類似した傾向が見られた。これらの要因については、奄美大島のように環境の変化と生息数の変動の関係、とくにマングースのように分布や個体数の動態とその影響がはっきりとしている場合は明確であるが、全国のように広域になると要因はおそらく多様であろう。

表2-2 全国規模で見た鳥類のLPI

	LPI	種数
全種	0.595	112
希少種	0.590	23
害鳥	0.874	13
昆虫食	0.556	59
狩猟鳥	0.519	11
広域分布種	0.819	37

このように、生態系サービスの視点から生物群をグループ分けし、LPIを算出することによって生物多様性と社会との関係に関する動向をおおまかに把握することができた。これは、一つ一つの種を対象にチェックする代わりに、総体的に見てどのような方向性が求められているのか、確認するための指標として有用であることを示唆している。また、奄美大島ではマングースの駆除に大きな努力がなされてきたが、その個体数の減少という指

標の代わりに、LPI がその効果を総合的に検証するための指標となりうることが示唆された。さらに、LPI は広域で多くの種を対象にした変動傾向を把握するために用いられることが多いが、Jones et al. (2010) が指摘するように、より小さな地域でも有用な指標となりうることを本研究は示している。

オ 今後の問題点

生態系サービスを生物群に置き換えた場合は LPI が利用できることがわかったが、サービス量の変化を示すものとして LPI が適当かどうかは、より多くのサービスおよび地域で検討する必要がある。

カ 要約

生態系サービス変化の長期トレンドを可視化するために、生物多様性で用いられている LPI の利用を試みた。奄美地方の生物群をサービスごとに分類し LPI を算出することにより、変化を可視化できることがわかった。

キ 引用文献

- Buckland, S.T., Magurran, A.E., Green, R.E. & Fewster, R.M. (2005) Monitoring change in biodiversity through composite indices, *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B*, 360, 243–254.
- Collen, B., Loh, J., Whitmee, S., McRae, L., Amin, R. & Baillie, J.E.M. (2008) Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index, *Conserv. Biol.*, 23, 317–327.
- De Heer, M., Kapos, V. & ten Brink, B.J. (2005) Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target, *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B*, 360, 297–308.
- Dickson, J.G., Connor, R.N., Fleet, R.R., Jackson, J.A. & Kroll, J.C. (eds) (1979) *The role of insectivorous birds in forest ecosystems*, Academic Press, New York, USA.
- Freudenberger, D. & Brooker, L. (2004) Development of the focal species approach for biodiversity conservation in the temperate agricultural zones of Australia, *Biodiversity Conserv.*, 13, 253–274.
- 石田健・高美喜男・斉藤武馬・宇佐美依里 (2003) アマミヤマシギの相対生息密度の推移, *Strix*, 21, 99–109.
- Jones, J.G., Collen, B., Atkinson, G., Baxter, P.W.J., Bubb, P., Ilian, J.B., Katzner, T.E., Keane, A., Loh, J., McDonald-Madden, E., Nicholson, E., Pereira, H.M., Possingham, H., Pullin, A., Rodrigues, A.S.L., Ruiz-Gutierrez, V., Sommerville, M. & Milner-Gulland, E.J. (2010) The why, what, and how of global biodiversity indicators beyond the 2010 target, *Conservation Biology*, 25, 450–457.
- 環境省生物多様性センター (2008) 動物レッドリスト及びレッドデータブック, http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html. [Accessed 12 December 2011].
- Marquis R.J. & Whelan, C.J. (1994) Insectivorous birds increase growth of white oak through consumption of leaf-chewing insects, *Ecology*, 75, 2007–2014.
- 農林水産省 (2008) 野生鳥獣被害防止マニュアル鳥類編, 農林水産省生産局農産振興課環境保全型農業対策室.
- Sekercioglu, C.H., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., Aygen, D., Goehring, D. & Sandi, R.F. (2002) Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments, *Proc. Nat. Academy Sci. U.S.A.*, 99, 263–267.
- Sekercioglu, C.H. (2006) Increasing awareness of avian ecological function, *Trends Ecol. Evol.*, 21, 464–471.
- Sipura, M. (1999) Tritrophic interactions: willows, herbivorous insects and insectivorous birds, *Oecologia*, 121, 537–545.

Sugimura, K. (1987) Forestry and Wildlife Conservation on Amami Oshima – an integrated study of wildlife and human society, Ph.D. Diss., Univ. Hawaii.

杉村乾 (2002) 奄美大島における鳥類とアマミノクロウサギの生息数の変動傾向と環境変化について, 環境情報科学論文集, 16, 121–126.

Sugimura, K. & Yamada, F. (2004) Estimating population size of the Amami rabbit *Pentalagus fumessi* based on fecal pellet counts on Amami Island, Japan, *Acta Zool. Sinica*, 50, 519–526.

東条一史 (2007) 日本産森林依存性鳥類種数の推定, 森林総研報告, 6, 9–36.

Watari, Y., Takatsuki, S. and Miyashita, T. (2008) Effects of exotic mongoose (*Herpestes javanicus*) on the native fauna of Amami-Oshima Island, southern Japan, estimated by distribution patterns along the historical gradient of mongoose invasion, *Biol. Invasions*, 10, 7–17.

Yamada, F. and Sugimura, K. (2004) Negative impact of an invasive small Indian mongoose *Herpestes javanicus* on native wildlife species and evaluation of a control project in Amami-Oshima and Okinawa Islands, Japan, *Global Env. Res.*, 8, 117–124.

Yamaura, Y., Amano, T., Koizumi, T., Mitsuda, Y., Taki, H. & Okabe, K. (2009) Does land-use change affect biodiversity dynamics at a macroecological scale? A case study of birds over the past 20 years in Japan, *Animal Conserv.*, 12, 110–119.

(杉村乾)