

持続的な熱帯林管理のための 哺乳類多様性調査手法の開発

鯨 島 弘 光

ボルネオ熱帯雨林の現状

東南アジアのボルネオ島は世界で最も生物多様性の高い地域の一つである。低地に優占するフタバガキ混交林に設置された 50 ha プロットでは胸高直径 1 cm 以上の樹木種数が 1000 種を越え³⁾、高さ 70 m 近くに達する林冠の下ではオランウータンやウンピョウをはじめ多くの動物が生息している。

ボルネオ島はインドネシア、マレーシア、ブルネイに分かれており、3 国とも天然林の大部分は国有である。インドネシアとマレーシアの天然林は、原生状態のものは国立公園などの保護区以外はほとんど残っておらず、多くは伐採コンセッションに分割され、択伐施業が行われている。択伐施業は伐採権をリースした伐採会社によって行われ、直径 45–60 cm 以上の大径木が合板などの原料として切り出される。伐採時にはブルドーザーの進入によって伐採対象木以外の多くの木も巻き添えになって枯死し、地表のおよそ 50% がオープンになり、林床が乾燥化する⁸⁾。河川には土砂が流出して淡水魚のすみ礫間の空隙、瀬淵構造が失われる。また伐採道路によって森へのアクセスが良くなり、哺乳類などへの狩猟圧も高まる。

ボルネオにおける択伐施業は 1960 年代頃から本格化し、本来は 20–30 年の周期で持続的に施業を行うシステムだったが、日本などからの需要が増大し、チェーンソーやブルドーザーの導入など技術革

新が進むにつれて、政府による伐採権の乱発、伐採周期の短縮化、伐採後のミティゲーション義務の無視、伐採権を持ってない会社による盗伐などにより、森林の荒廃が進んでいった。その結果 1980–90 年代には商業伐採は東南アジア熱帯林破壊の主要な要因であるとして非難されていた。

しかし最近では、択伐施業は、持続的に行われるのであれば、熱帯林生態系を維持する効果的な土地利用方法として、むしろ肯定的に評価されるようになってきた^{2,4)}。近年ボルネオ低地の荒廃した天然林は皆伐され、より土地生産性の高いアカシアやオイルパームのプランテーションに転換されつつあり、ボルネオ島の森林率は 2010 年現在で 49.8% にまで減少している¹¹⁾。これらのプランテーションの造成によって深刻な生物多様性の消失がおこっており⁶⁾、それに比べれば択伐施業林には遙かに多くの原生林生息種が生息し続けていることが明らかになってきたためである⁵⁾。

択伐施業を行いながら、持続的に森林を維持する手法は 1980–90 年代に研究が進み、伐採前の全木調査やブルドーザー道路の設計などを含む低インパクト伐採手法や、樹木の成長モデルを元にした毎年の許容伐採量の計算方法などが確立された。さらにこのような持続的森林管理を促進する資金的メカニズムとして、FSC (森林管理協議会) や MTCC (マレーシア森林認証協議会) などの森林認証制度が始まった。またインドネシア政府やサバ州政府も、伐採権

Hiromitsu Samejima : Development of Inventory and Monitoring Method for Mammal Diversity toward Sustainable Management of Tropical Forests

京都大学東南アジア研究所

のリース期間の長期化や、詳細な管理計画作成の義務化など持続可能な森林管理を促進するための法的な整備を進めてきた。

伐採コンセッションにおける広域多様性調査

択伐施業は完全な保護区とは異なり、森林に一定のインパクトを与える。択伐施業を行いつつも生態系の維持が達成されているかは、モニタリングシステムを構築し、その結果を施業計画にフィードバックしていく仕組み（適応的森林管理）を構築する必要がある。択伐コンセッションは数万から十数万ヘクタールと広大であり、モニタリングのために投下できる資金は限定的である。このためこのような広い空間スケールの生態系・生物多様性の状況を客観的に評価できる調査手法の開発を進める必要がある。客観的な定量的モニタリングをすることができるようになれば、保全への投資がより効率的・効果的に使われ、さらなる資金調達が容易になるであろう。

生物多様性のうち、樹木のバイオマスや種多様性については地上プロットとリモートセンシングを組み合わせた広域評価手法などが開発されつつある^{7,10,16)}。インドネシアではIHMB (Inventarisasi Hutan Menyeluruh dan Berkala : 森林全体目録調査) として定式化され、全ての伐採コンセッションが10年毎に実施することが義務化されている。

一方哺乳類も社会的関心が高く、その保全のための投資について合意が得られやすいため、持続的森林管理の中での多様性調査対象分類群としてふさわしい。しかし、ヘリコプターによるオランウータン (*Pongo pygmaeus*) の広域密度調査¹⁾ 以外にはほとんど広域調査手法が開発されてこなかった。そこで筆者は2008年以来、自動撮影カメラを用いた地上性哺乳類・鳥類の広域多様性調査手法の開発を行ってきた。

広域カメラトラップ調査

自動撮影カメラは1990年代頃から哺乳類の調査に多用されるようになってきたが、近年急速に技術

革新が進み、リチウム単3電池4本だけで半年以上稼働し続ける製品が2万円近くで入手できるようになった。

調査プロットは直径1kmの円状で、伐採コンセッション全域に設定し、各プロット内にランダムな点を10点程度発生させ、各点にカメラを設置している(写真1)。撮影種数、種構成、各種の撮影頻度をプロット間で比較することによって、各プロットの生物多様性の状況の評価を行う。カメラトラップで撮影される種の構成や撮影頻度は、そのプロット内の生息種構成や生息密度だけではなく、カメラの前の地形や微環境にも強く影響を受ける可能性が高い。このため各プロット内に多数のカメラをランダムに設置し、設置点単位ではなくプロット単位で評価することによって、設置環境によるバイアスの影響を抑制した。設置期間はプロットあたり2000-4000カメラ日程度、約1-2年必要で、この程度の努力量で各プロットの生息種をおおよそ全て撮影することができる(図1)。

筆者はこれまでこのような調査を、ボルネオのDeramakot/Tangkulap, Anap-Muput, SBK, Ratah



写真1 中央カリマンタンSBKでのあるカメラ設置点(上)とそこで撮影されたジャワマメジカ(下)

表 1 調査を行った択伐コンセッション (Deramakot と Tangkulap は隣接したコンセッション)
CL : 従来型伐採, RIL : 低インパクト伐採

コンセッション名	行政区域	面積	伐採履歴	森林認証
Deramakot Forest Reserve	サバ (マレーシア)	551 km ²	1956-1985 CL 1995- RIL	FSC 1997-
Tangkulap Forest Reserve		276 km ²	1970's & 90's CL	FSC 2011-
Anap-Muput Forest Management Unit	サラワク (マレーシア)	1,068 km ²	1977-2004 CL 2005- RIL	MTCC 2008-
Sari Bumi Kusuma (SBK)	中央カリマンタン (インドネシア)	1,476 km ²	1978-1998 CL 1995- RIL+line planting	FSC 2006-
Ratah Timber	東カリマンタン (インドネシア)	930 km ²	1972- CL 2012- RIL	FSC 2012-

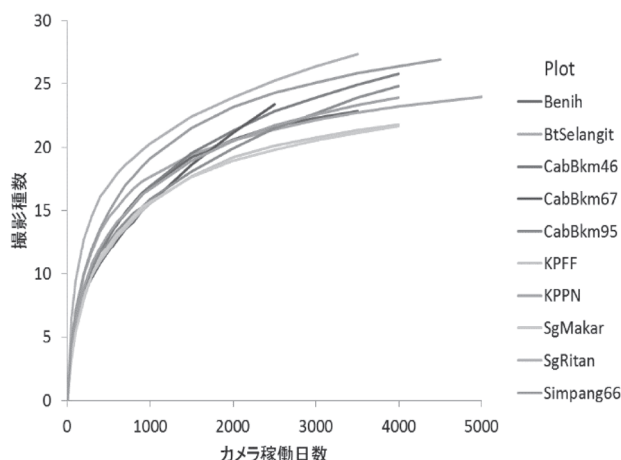


図 1 SBK の 10 プロットに設置したカメラの総稼働日数と撮影された種数の関係
各プロットには 10 台のカメラを設置した。

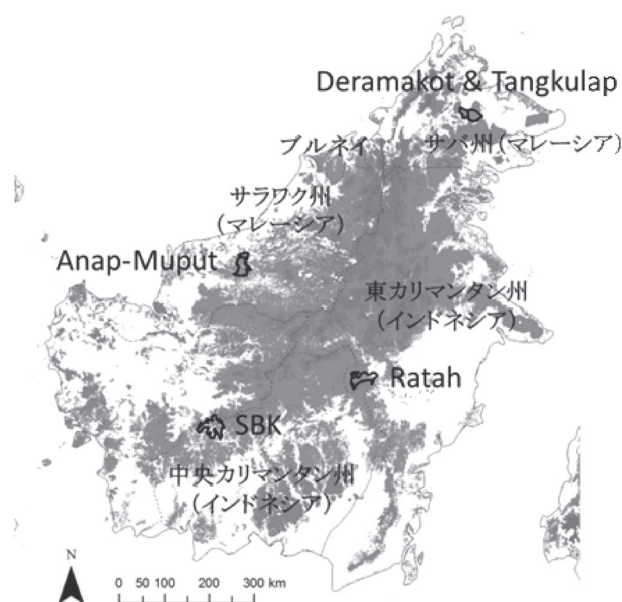


図 2 調査地域の場所
植生図は (Miettinen *et al.* 2011b) のデータから作成。グレー : 天然林 (ほとんど択伐を受けている)。薄グレー : 焼畑や森林火災後の二次林。

という 4 地域の択伐コンセッションで行ってきた (表 1, 図 2)。これらのコンセッションは全て低インパクト伐採など持続的森林管理を実施し、森林認証を獲得している。しかし管理の詳細や履歴は様々である。

広域カメラトラップ調査で明らかになること

- 1) 各コンセッションの生息種の把握
各コンセッションではそれぞれ 30-40 種程度の生

息を確認できた。これにはボルネオヤマネコ (*Catopuma badia*), キノガーレ (*Cynogale bennettii*) など多くの絶滅危惧種も含まれる。各コンセッションの種構成はほとんど同じだが, スカンクアナグマ (*Mydaus javanensis*) は Deramakot/Tangkulap で

頻繁に撮影されるが、他のコンセッションでは撮影されず、一方他のコンセッションで頻繁に撮影されたインドキョン (*Muntiacus muntjak*) やハクビシン (*Paguma larvata*) は Deramakot/Tangkulap では撮影されないなど、若干の地域特性があった。

2) 現行の森林管理が哺乳類の多様性に与えている影響の評価

Anap-Muput では伐採直後から約 30 年後の森林に 8 プロットを設置した (図 3)。このコンセッションの伐採も低インパクト伐採法を用いているが、それでも伐採前に比べれば伐採直後は地上立木量で半分以下に減少するほどのインパクトを森林に与える (写真 2)。しかし、C12、C11 など伐採を受けたばかりのプロットで撮影される動物種の数や構成、各種の撮影頻度は、伐採からの経過年数が長い森林のプロットに比べて大きく減少していたり、構成が変化していたりすることはなかった。このことから、このコンセッションで行っている伐採施業は哺乳類群集やその生息密度に大きな影響は与えていないと評価できた。

同様の結果は Deramakot でも見られ、Deramakot/Tangkulap の 29 プロットの群集構造の類似関係を、非計量多次元尺度構成法 (NMDS) で序列化すると、Deramakot では、30 年近く伐採されていないプロットと 1995 年から現在までの間に再度伐採 (低インパクト伐採) を行ったプロットでほとんど種構成が変わらなかった (図 4)。

このため Deramakot での森林管理も哺乳類群集に大きな負の影響を与えていないと評価できた。一方 1970~90 年代の間に従来型伐採が繰り返された Tangkulap では種構成が大きく異なり、ホエジカやシベット類の撮影頻度が低かった^{13,14)}。このことから、かつての Tangkulap の施業は哺乳類の生息密度に現在までも残る影響を与えたと評価された。

一方 SBK では、伐採直後のプロットで種数や各種の撮影頻度が低かった。このコンセッションでは 1998 年から、択伐後に全面をライン状に伐開し、フタバガキなどの稚樹を列状植栽している。この植

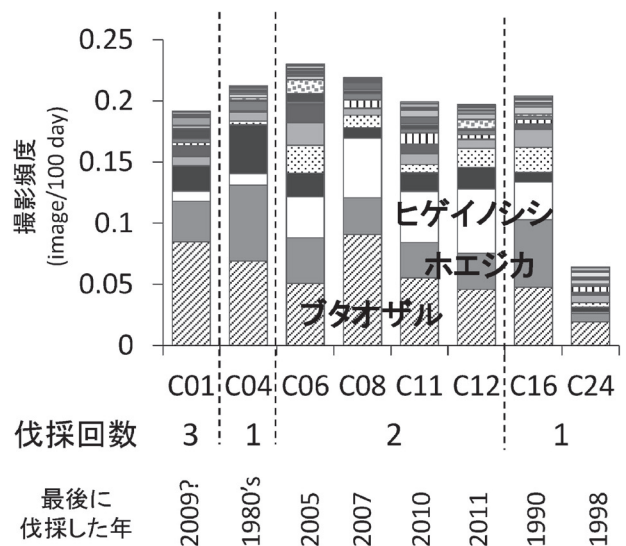
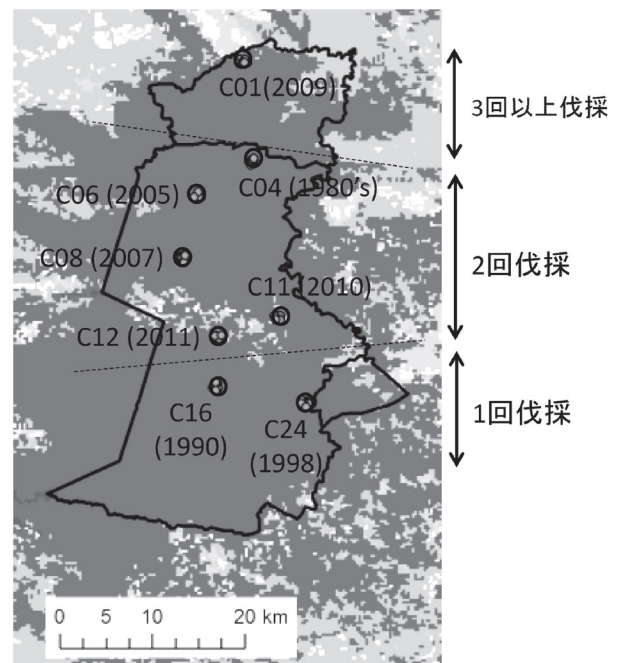


図 3 Anap-Muput における 8 プロットの位置 (上) と各プロットの種ごとの撮影頻度 (下) 調査は 2011 年から 2013 年に行った。撮影頻度の低かった C24 は土壌が貧栄養なケランガス林。

栽作業の際に作業員による狩猟が行われており、哺乳類の生息密度に負の影響を及ぼしてしまっていると考えられた。



写真 2 Anap-Muput の伐採直後の森林 (C12)
伐採によって森林がオープンになっているが、狩猟者が入れないように伐採道路は封鎖されている。センザンコウ (*Manis javanica*), マレーグマ (*Helarctos malayanus*) など多くの絶滅危惧種が撮影された。

3) コンセSSION内の生態系タイプの分類, 保全価値の高い地域の特定

調査前には予想していなかったが, Deramakot/Tangkulap では伐採の影響以上に, 河川沿いの淡水湿地林と, コンセSSIONの大部分を占める低地フタバガキ混交林での種構成の違いが大きく (図4), 淡水湿地林ではバンテン (*Bos javanicus*), ジャワマメジカ (*Tragulus kanchil*), コシアカキジ (*Lophura ignita*) などが多かった。この結果, 淡水湿地林は低地林とは異なった生態系タイプとして管理すべきことが示唆された。

SBK では設置した 10 プロットのうち, ある 1 プロット (プロット B) の種構成が特徴的で, オランウータンやホースシベット (*Diplogale hosei*) はこのプロットだけで複数回撮影された (図5, 写真3)。特にホースシベットはこれまでマレーシアサバ州とサラワク州北部でしか見つかっておらず, インドネシア初記録となった¹⁵⁾。この結果から, このプロット B の周辺は SBK の中でも保全価値の高い地域であると考えられた。プロット B は隣接する国立公園からも遠く, 過去に択伐も行われており, 他のプ

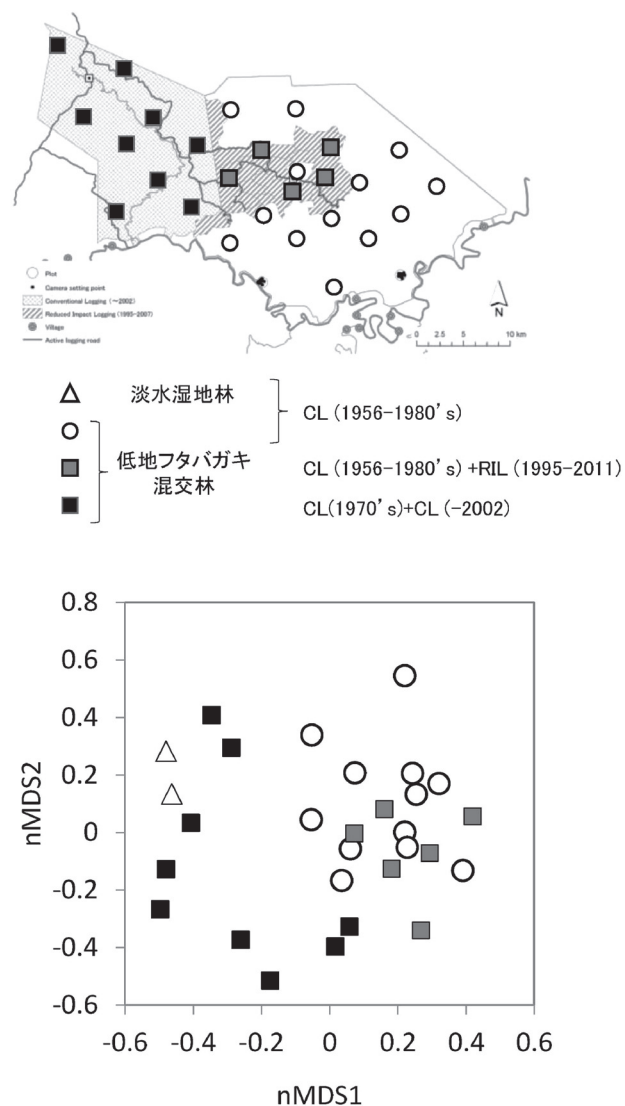


図 4 Deramakot/Tangkulap に設置した 29 プロットの位置と, その種構成の類似関係 (NMSD で序列化)

Deramakot 内の斜線の部分は低インパクト伐採が行われた範囲。CL: 従来型伐採, RIL: 低インパクト伐採。調査は 2008 年から 2011 年に行った。

ロットとそれほど異なる林相ではない。このためこの地域の保全価値の高さはリモートセンシングなどでは分からず, 地上での広域カメラトラップ調査によって初めて明らかになった。

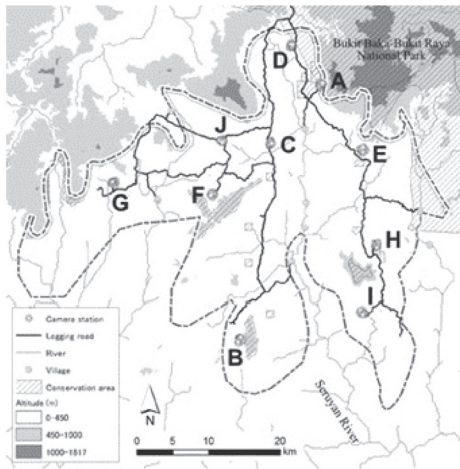


図 5 SBK 内の 10 プロットの位置
オランウータン、ホースシベットなどはプロット B でのみ撮影され、その周辺が保全上重要な地域であることが明らかになった。



写真 3 SBK で撮影されたオランウータン (左) とホースシベット (右)。2010 年から 2013 年の調査期間中、プロット B でそれぞれ 6 回ずつ撮影された。

今後の課題

インドネシアの択伐コンセッションでは 10 年ごとに、次の 10 年間でどのエリアを伐採するかを含めた森林管理計画が決定され、政府の承認を受ける。この森林計画の策定の前に本手法による広域調査が行われ、森林計画に結果を反映させる仕組みが作られれば、効果的な生物多様性保全が実現されと考えられる。本手法の実施には多数のカメラを購入するための大きな初期投資を必要とするため、カメラは NGO やコンサルタント企業が所有し、複数

の伐採会社のコンセッションを順番に調査するのが現実的かもしれない。今回、東カリマンタンでは WWF インドネシアのスタッフの協力を得て調査を行ったが、彼らは安田雅俊氏（森林総研）などのカメラトラップ調査のアシスタントをしていたこともあり、このような業務を行うポテンシャルを十分持っているとの印象を受けた。

筆者は本手法などの広域生物多様性評価手法の導入によって、持続的森林管理による生物多様性保全が実質化することを願っている。また一方で、持続的森林管理の成果が可視化されることによって、持続的森林管理に対するインセンティブの向上に寄与することも願っている。東南アジア熱帯雨林で商業的に持続的森林管理を行うコンセッションが最初にでき、森林認証を取るようになってから 20 年近くになる。しかし合板の主要な輸出先である日本を含め、持続的森林管理を行うコンセッションからの認証材に対し、通常価格よりも高い価格を支払うような流れにはほとんどなっていない。このためボルネオで森林認証を獲得したコンセッションは現在でも 20 以下に過ぎない。持続的森林管理を行ってきた伐採会社の中にはその多大なコストのために経営状態が悪化し、最終的に持続的森林管理を断念してしまった会社もある。森林のどのような情報を可視化すれば、持続的森林管理を行っているコンセッションからの木材の市場競争力が向上し、持続的森林管理の普及に貢献できるかは、今後も検討が必要である。

日本においてはレッドデータベースの構築が進み、生物多様性が高く、優先的に保全すべき地域が明らかになりつつある（例えば <http://www.biodic.go.jp/biodiversity/activity/policy/map/index.html>）。ボルネオにおいても全島スケールでの生息地モデリングの開発が進められているが、特に西・中央・南カリマンタンの情報が非常に少なく、どの地域が保全上重要なのか十分に分かっていない⁹⁾。本稿で紹介したような手法によるインベントリーとモニタリングが択伐コンセッション管理の中で標準化され、各コンセッションでのデータが集約されれば、ボル

ネオ島全域スケールでの生物多様性ホットスポットが客観的に明らかになるだろう。その結果、さらに効果的で効率的な生態系・生物多様性保全が可能になるものと考えられる。

謝 辞

本稿で取り上げた研究は北山兼弘氏、神崎護氏（ともに京都大学）、またサバ森林局、サラワク森林公社、インドネシア科学技術院生物学研究センター、WWF インドネシア、WWF ジャパン、Zedtee 社、SBK 社、Ratah Timber 社などの協力を得て実施することができた。方法論については中島啓祐氏（京都大学）との長期に渡る議論が有益だった。本原稿は祖田亮次氏（大阪市立大学）にコメントを頂いて改善することができた。研究の実施に当たっては日本学術振興会科研費（22251004, 22221010）、環境省環境研究総合推進費（F-071, D-1006）の助成を受けた。以上の方々に深く感謝いたします。

〔引用文献〕 1) Ancrenaz, M., O. *et al.* 2005. PLoS Biology 3 : 1-8. 2) Berry, N.J. *et al.* 2010. Biodiversity

Conservation 19 : 985-997. 3) Condit, R. *et al.* 2010. Science 288 : 1414-1418. 4) Edwards, D.P. *et al.* 2010. Proceedings of the Royal Society B. 278 : 82-90. 5) Fisher, B. *et al.* 2011. Conservation Letters 4 : 443-450. 6) Fitzherbert, E.B. *et al.* 2008. Trends in Ecology and Evolution 23 : 538-545. 7) Foody, G.M. and M.E.J. Cutler. 2003. Journal of Biogeography 30 : 1053-1066. 8) Johns, A.D. 1988. Biotropica 20 : 31-37. 9) Kramer-Schadt, S. *et al.* 2013. Diversity and Distributions 19 : 1366-1379. 10) Langner, A. *et al.* 2012. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 18 : 305-312. 11) Miettinen, J. *et al.* 2011a. Global Change Biology 17 : 2261-2270. 12) Miettinen, J. *et al.* 2011b. Remote Sensing Letters 3 : 11-20. 13) Samejima, H. *et al.* 2012a. Pages 89-111 in K. Kitayama, editor. Co-benefits of sustainable forestry -Ecological studies of a certified Bornean rain forest. Springer. 14) Samejima, H. *et al.* 2012b. Forest Ecology and Management 270 : 248-256. 15) Samejima, H. and G. Semiadi. 2012. Small Carnivore Conservation 46 : 1-7. 16) Tangki, H. and N. A. Chappell. 2008. Forest Ecology and Management 256 : 1960-1970.