

行動圏サイズに基づく東京都におけるニホンアナグマの生息の検討

白濱 秀至¹, 斎藤 昌幸^{2,3,4}, 金子 弥生²

¹ 東京農工大学農学部食肉目動物保護学研究室

² 東京農工大学大学院農学研究院食肉目動物保護学研究室

³ 日本学術振興会

⁴ 現所属: 山形大学農学部

摘 要

既存研究による行動圏サイズを用いて、東京都におけるニホンアナグマ *Meles anakuma* の生息可能性を検討した。2000～2011年の時点における植生図から作成した連続した緑地のまとまり（連続緑地）を生息地の候補とし、その連続緑地がアナグマの行動圏サイズ以上の面積を有している場合、生息地としての可能性を有すると判断した。このとき、行動圏サイズに基づく面積条件として、5.2 ha, 30 ha, 72.1 ha, 407.1 ha の4つを使用した。解析の結果、東京都は、西部から東部地域にかけて連続緑地の平均面積が小さくなる傾向がみられ、緑地面積全体の88.9%は西部地域が占めていた。西部地域および中部地域では、407.1 ha を上回る連続緑地がそれぞれ2個ずつ確認された。また、72.1–407.1 ha の連続緑地が東部地域には1個、中部地域には17個存在した。一方で、東部地域には407.1 ha 以上の緑地は存在せず、72.1–407.1 ha の連続緑地も2個のみであった。西部地域と中部地域ではアナグマの分布が確認されており、西部地域の大規模な連続緑地が東京都におけるアナグマ個体群のソースになっている可能性がある。今後は、本研究で抽出した連続緑地の分布を参考にしながら、アナグマの実際の分布状況の把握や土地利用条件、人間活動を考慮して生息適地評価をおこなうことが必要である。

はじめに

都市部に生息する野生哺乳類は、都市住民にとって身近な環境に生息する野生動物であり、地域生態系の維持・保全や生物との共存を図るための環境教育やその普及啓発において、象徴種としての役割が期待されている（藤原ほか2001；土屋ほか2013）。例えば、アメリカに

おける事例では、都市に生息するキツネ *Vulpes macrotis mutica* を観察することによって、近隣住民が保全活動全般に対して積極的になることが指摘されており（Bjurlin and Cypher 2005）、都市部に生息する野生哺乳類は、都市住民による都市外部も含めた生態系保全に対する重要性の認識向上に寄与すると考えられる。そのため、限られた都市緑地に生息する野生哺乳類の生息地を保全・管理することは重要であろう。

日本在来の食肉目動物であるニホンアナグマ *Meles anakuma* は、イタチ科に属し、本州、四国、九州のほぼ全域と瀬戸内諸島の一部に分布する（環境省自然環境局生物多様性センター2004）。アナグマは、イタチ科の中では穴掘りに特化して進化しており、移動能力が低く、また、東京では冬の数ヶ月は穴ごもりする（金子2008）。そのため、道路や工場、住宅密集地のような人間活動が高い場所を避けて（金子2002）、奥山や里山地域に生息している（例えば、山本1995；金子2002；Tanaka et al. 2002；Saito and Koike 2013）。

しかし、2000年代に入り、東京都における森林が分断化された地域においてもアナグマの生息が確認され始めた。例えば、2014年には東京都府中市の東京農工大学府中キャンパス（長光・金子2017）と、2004年には三鷹市の国際基督教大学（Zhou et al. 2017）においてアナグマの生息が確認された。また、八王子市や町田市、神奈川県川崎市の緑地においてもアナグマの生息が報告されている（園田・倉本2008；Saito and Koike 2015）。イギリスでは本種と近縁のヨーロッパアナグマ *Meles meles* が1960年代から都市部に生息することが知られている（Roper 2010）。近年の分布情報と近縁種の分布を踏まえると、森林性と考えられてきたニホンアナグマは、都市部にも生息できる可能性がある。そのため、都市におけるアナグマの生息状況について把握することが必要

である。しかし、広範囲に渡って存在するすべての緑地を調査することは困難であることから、まずは広域的な評価手法を用いてアナグマが生息できる可能性のある緑地を抽出することが有効だと考えられる。

野生生物の生息地適性を評価する手法として、HSI (Habitat Suitability Index) モデルがしばしば用いられる。HSI は、繁殖条件、餌条件、カバー条件 (巣穴や隠れ場所としての適性)、水場条件といった、対象種が存続するのに不可欠な条件から生息地としての適性を 0 (不適) から 1 (最適) で表した指標である (日本生態系協会 2004)。東京都日の出町の里山的環境の生態調査をもとに作成されたニホンアナグマの HSI モデル (金子・(財)日本生態系協会ハビタット評価グループ 2008) では、斜面方位、地形、主要道からの距離、樹林割合、採食ハビタットタイプ、最小ハビタット面積を環境要因としてハビタット変数に用いてモデル化している。本研究では、この中の最も基盤の環境要因だと考えられる最小ハビタット面積に着目した。このモデルにおける最小ハビタット面積 (30 ha) は、アナグマの行動圏サイズに基づいて設定されている。行動圏とは、個体が採餌、繁殖、子育て等の通常の行動に用いる場所のことであり (Burt 1943)、生息するために必要な様々な要素が含まれている。そのため、行動圏サイズは生息地を検討する上で有益な指標になると考えられる。ただし、行動圏は、餌資源の配置や社会構造の特徴、生息地の連続性、季節変動、

性別によって、そのサイズに幅がある。上記 HSI モデルでは 30 ha 以上であれば最小ハビタット面積は満たすという条件で作成されているが、行動圏サイズの幅を考慮した評価も実施することが望ましい。そのためには、様々な条件下の先行研究で得られているアナグマの行動圏サイズの値を用いて生息地の評価を検討する必要がある。

本研究では、複数の既存研究の行動圏サイズに基づき、東京都においてアナグマの生息地となりうる緑地を抽出することを試みた。広域的な生息地の検討をおこなうことで、今後の当該地域におけるアナグマの分布状況の把握や生息適地の評価手法確立のための基礎資料とすることを目的とする。

方 法

1. 調査地

調査地は、島嶼部を除く東京都とした (図 1)。東京都東部には 23 区が存在しており、世界でもっとも都市化が進行した地域のひとつである。一方で、西部には関東の西側に位置する関東山地があり、広域に渡って森林地域が存在している。また、南部には神奈川県にまたがる多摩丘陵、北部には埼玉県とまたがる狭山丘陵が分布し、二次林を主体とした残存林も存在している (環境庁 1988)。

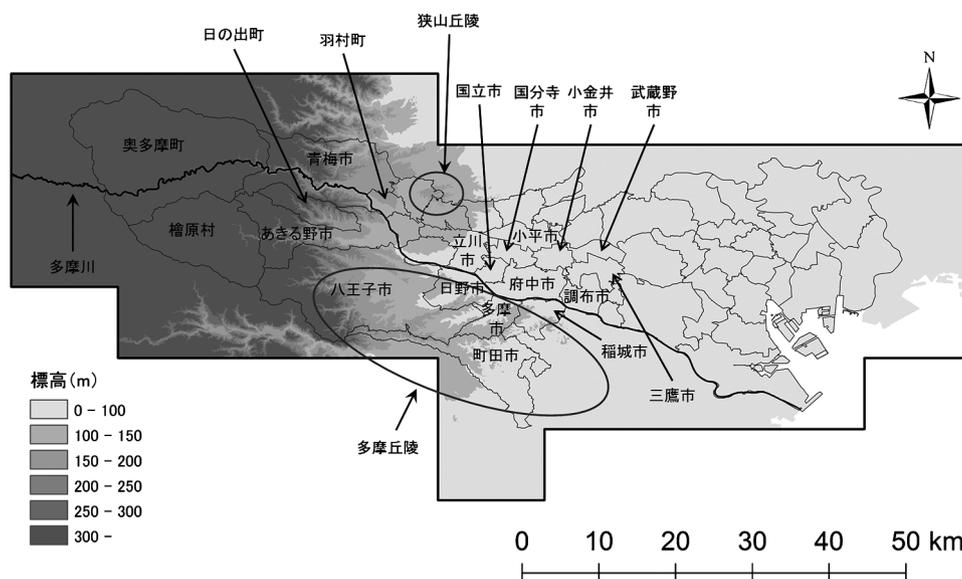


図 1. 東京都における市町村界 (島嶼部を除く) と標高、狭山丘陵、多摩丘陵、多摩川の分布。市町村名は本稿に登場する名前のみを記載した。外側の枠線は解析に使用した植生図の範囲を示す。

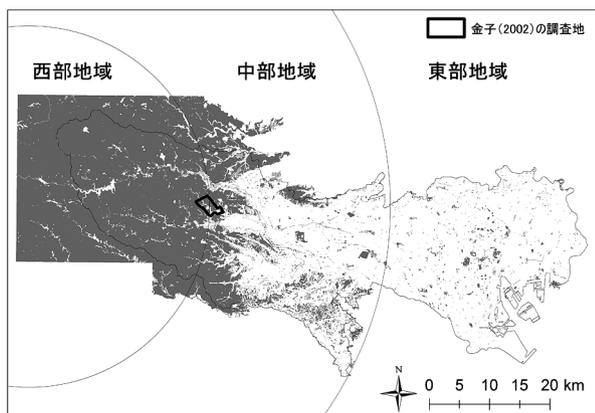


図2. 東京都における連続緑地の分布. 連続緑地は2000～2011年に実施された環境省生物多様性センターの自然環境保全基礎調査植生調査結果にもとづく1/25,000植生図を用いて作成した. 金子(2002)におけるアナグマの調査地(太線)は地域分類のためのバッファ作成のために用いた.

2. 連続緑地の定義

東京都における緑地の生息地としての可能性を検討するために、アナグマのHSIモデル(金子・(財)日本生態系協会ハビタット評価グループ2008)をもとに連続緑地を定義した. ここで連続緑地とは、土地利用タイプが自然林、人工林、上層のある農地・草地のいずれかであり、さらに道路や高密度な住宅地による分断がない地域(連続した緑地のまとまり)を指す. 連続緑地マップを作成するために、本研究では、2000～2011年に実施された環境省生物多様性センターの自然環境保全基礎調査植生調査の東京都周辺における34個の2次メッシュの1/25,000植生図(URL: <http://www.vegetation.biodic.go.jp>; 2015年6月16日確認)を用いた. この植生図は植生群落ごとのポリゴンで構成されており、それぞれの群落は10個の植生に区分されている. 各植生区分は場所に応じて大区分、中区分、細区分にまで分けられており、それを基にポリゴンの凡例を再分類することで植生図から土地利用図を作成することができる. 本研究では、各ポリゴンのもっとも詳細な植生区分の名前が記載されている統一凡例名を再分類することで連続緑地マップを作成した. マップ作成にあたっては、まず統一凡例名に基づいて各ポリゴンを、先に定義した連続緑地に該当する緑地、該当しない非緑地に区分した(付表1). そして、再分類した地図から緑地に該当するポリゴンのみを抽出し、隣接するポリゴン同士をマージすることによって東京都周辺における連続緑地マップを作成した(図2). これらの作業には、ArcGIS 10.2(ESRI社)を使用した.

3. 東京都の地域分類

東京都の都市化は西側から東側に向かうほど進行していることから、生息地の検討は東京都を西部地域、中部地域、東部地域の3地域に分類しておこなった(図2). アナグマと同等の体重が7kgの哺乳類が個体群サイズ5,000頭を収容するのに必要な保護区面積は約300,000haと推定されており(手嶋・丸山1997)、この面積は半径30kmの円の面積(282,600ha)と近似する. そこで、本研究では地域の分類の基準を30kmとした. まず、金子(2002)におけるアナグマの調査地(東京都日の出町)を東端とする半径30kmのバッファを作成し、さらにこの端部から30km東側に半径60kmのバッファを作成した. 次に、半径30kmのバッファの西側を西部地域、半径30kmバッファと半径60kmバッファに挟まれた地域を中部地域、半径60kmバッファより東側を東部地域とした. 半径30kmバッファに重なる緑地は西部地域の連続緑地、半径60kmバッファに重なる緑地は中部地域の連続緑地とした. なお、緑地の連続性の観点から、東京都内の緑地だけでなく、取得した植生図の範囲内(図1)において東京都と他県の境界に位置する連続緑地も評価対象とした.

4. 行動圏サイズに基づく面積条件

複数の行動圏サイズを考慮するために、アナグマの行動圏に関する研究(山本1995;金子2002)とHSIモデル(金子・(財)日本生態系協会ハビタット評価グループ2008)をもとに面積条件を設定した(付表2). アナグマの行動圏サイズは、里山的環境である東京都日の出町(餌資源が豊富でアナグマの行動圏が狭くても十分な食物が得られる地域)(金子2002)の最小値:5.2ha(既存研究における子育てメスの最小行動圏サイズ)、最大値:72ha(アナグマの繁殖期の交尾行動が生息地の分断により制約されない面積)、長野県入笠山(高山帯で餌資源が少ないためアナグマの広域移動が起こっている地域)(山本1995)の最大値:407.1ha(既存研究における最大行動圏サイズ)が報告されている. さらに、HSIモデルでは、日の出町の非餌付け個体の平均行動圏面積が27haであることから(金子2002)、連続したハビタット面積が30ha未満である区域は、アナグマにとっての適性がないとして、最小ハビタット面積を30haと提唱している. これらを踏まえ本研究では、連続緑地の面積条件として、5.2ha、30ha、72.1ha、407.1haの4つを使用した.

5. データ解析

東京都における連続緑地がどのような特徴をもっているのか把握するために、各地域の連続緑地の数と面積を計算した。次に、前述の面積条件を満たす連続緑地を図示することによって、東京都において空間的にどのように分布しているのか地域ごとに比較した。このとき、面積条件を上回る連続緑地の数を算出し、各地域で面積条件によってどのような変化があるのかを調べた。

結 果

1. 東京都における連続緑地の特徴

東京都における連続緑地の総数は3,143個で、そのうち西部地域が最も少ない84個、中部地域が最も多い2,079個であった(表1)。東京都における連続緑地の総面積1,141 km²のうち88.9%を西部地域の連続緑地が占めている一方で、中部地域と東部地域の連続緑地が占める割合はそれぞれ9.1%と2.0%だった。平均面積の比較では、最大値は西部地域で1,210.5±1,418.8 ha (SD) (n=84)を示し、一方で東部地域と中部地域の平均面積はそれぞれ2.3±35.0 ha (SD) (n=980), 4.9±35.0 ha (SD) (n=2,079)と極端に小さかった。西部地域は他の地域に比べて特に大きな連続緑地を2つ有しており、それぞれ53,810.8 ha, 47,551.6 haであった。一方、中部地域における大きな連続緑地は1,368.0 haと1,203.0 haであったが、東部地域における最大の連続緑地は104.6 haであり3つの地域の中で最も小さかった。

2. 面積条件を満たした連続緑地の特徴

西部地域には、407.1 haを上回る連続緑地が2個存在した(図2, 表2)。この2つの連続緑地を地図上で確認すると、多摩川、青梅線、青梅街道、市街地が障壁となって隔てられていた。これらの連続緑地のひとつは、山梨県と神奈川県、奥多摩町、檜原村、青梅市、日の出町、あきる野市、八王子市、羽村市、町田市にまたがって存在し、もう一方の連続緑地は、埼玉県と山梨県、奥多摩町、青梅市にまたがって位置していた。2つの大面積連続緑地とそれらに囲まれた1つの中規模の連続緑地を除くと、8つの5.2-30 haの連続緑地は奥多摩町と青梅市にすべて存在していた。

中部地域には、407.1 ha以上の連続緑地が2つ存在した(図2, 表2)。これらの連続緑地はそれぞれ埼玉県と青梅市に位置し、いずれも狭山丘陵に該当した。中部地域には、72.1-407.1 haの連続緑地は17個、30-72.1 haの連続緑地は27個存在しており、中規模の連続緑地が他の地域に比べて多かった。また、5.2-30 haの連続緑地も163個存在し、西部地域と東部地域より多く存在した。面積条件が下がるにつれて、町田市や八王子市、稲城市、多摩市、日野市など中部地域の南側、すなわち多摩丘陵で連続緑地が集中的に分布していることが確認できた。一方、立川市や国分寺市、国立市、府中市、調布市、国分寺市、小金井市、小平市、三鷹市、武蔵野市などの中部地域の中部付近は、南側に比べて連続緑地が少なく、散在している傾向がみられた(図2)。

東部地域には、407.1 ha以上の連続緑地は存在せず、

表1. 東京都における連続緑地の数と面積

	n	総面積 (ha)	平均面積±SD (ha)	レンジ (ha)
全体	3,143	114,099.7	36.3±1,281.0	1.6×10 ⁻⁸ ~ 53,810.8
西部地域	84	101,464.4	1,210.5±1,418.8	2.4×10 ⁻⁴ ~ 53,810.8
中部地域	2,079	10,346.9	4.9±35.0	2.9×10 ⁻⁸ ~ 1,368.0
東部地域	980	2,285.7	2.3±35.0	1.6×10 ⁻⁸ ~ 104.6

連続緑地は2000~2011年に実施された環境省生物多様性センターの自然環境保全基礎調査植生調査結果にもとづく1/25,000植生図を用いて算出した。

表2. 東京都における各面積条件にもとづく連続緑地の数

	面積条件 (ha) を満たさない					面積条件 (ha) を満たす				
	面積 < 5.2	5.2 ≤ 面積 < 30	30 < 面積 ≤ 72.1	72.1 ≤ 面積 < 407.1	407.1 ≤ 面積	面積 < 5.2	5.2 ≤ 面積 < 30	30 < 面積 ≤ 72.1	72.1 ≤ 面積 < 407.1	407.1 ≤ 面積
全体	2,837	248	34	20	4					
西部地域	73	8	0	1	2					
中部地域	1,870	163	27	17	2					
東部地域	894	77	7	2	0					

連続緑地は2000~2011年に実施された環境省生物多様性センターの自然環境保全基礎調査植生調査結果にもとづく1/25,000植生図を用いて算出した。

72.1 ha 以上の連続緑地が 2 個、30–72.1 ha の連続緑地が 7 個のみ存在した (表 2)。一方で、5.2–30 ha の小面積連続緑地は 77 個確認できた。また、東部地域は全体的に連続緑地が散在している傾向がみられた (図 2)。

考 察

東京都における連続緑地の面積は、西部地域、中部地域、東部地域の順に小さくなっていった。全体的な傾向として、西部地域には特に大きな連続緑地が確認でき、中部地域にも 407.1 ha 以上の面積を有する連続緑地が見られた。一方で、東部地域には 407.1 ha 以上の連続緑地は存在せず、小規模な連続緑地が多くを占めた。これらの傾向は、東京都が西部から東部に向かうほど都市化が進行しており、それに伴い緑地が消失・分断されているということを反映している。

アナグマが個体群を維持するためには、より広い連続緑地が存在していることは重要だと考えられる。都市化による森林の減少とアナグマの分布の関係を調べた先行研究でも、アナグマは山地林や連続林に生息していることが示されている (園田・倉本 2008 ; Saito and Koike 2013)。西部地域には 53,810.8 ha と 47,551.6 ha の 2 つの広い連続緑地が存在しており (図 3)、障壁となる道幅の広い道路や市街地、大規模河川が中部や東部地域に比べて少ない奥山・里山地域であるといえる。実際に、西部地域では広範囲でアナグマの生息が報告されている (環境省自然環境局生物多様性センター 2004)。このような広い連続緑地を有する西部地域は、繁殖のための行動に支障がなく、餌の少ない年変動にも耐えられる地域であると判断される。そのため、アナグマの広域にわたって連続的に分布可能な地域であり、東側の地域への分布拡大におけるソースになっていることが示唆される。また、中部地域にも 1,368.0 ha と 1,203.0 ha という 2 つの広い連続緑地が狭山丘陵に存在していた (図 3)。狭山丘陵では、2003 年にアナグマの死体が発見された (重昆 2011)。中部地域の北側に位置する狭山丘陵は、西部地域と同様に広い連続緑地であり、より都市部への分布拡大に向けたソースになりうる緑地かもしれない。

一般的に、アナグマは移動能力が低く (金子 2008)、結節性の高い丘陵地の森林に分布する (園田・倉本 2008)。そのため、分布拡大したアナグマが生息地として利用可能な都市部の連続緑地は、一定以上の面積や連続性を持つことが必要と考えられる。中部地域の南側に位置する多摩丘陵では、面積条件が下がるほどそれを満

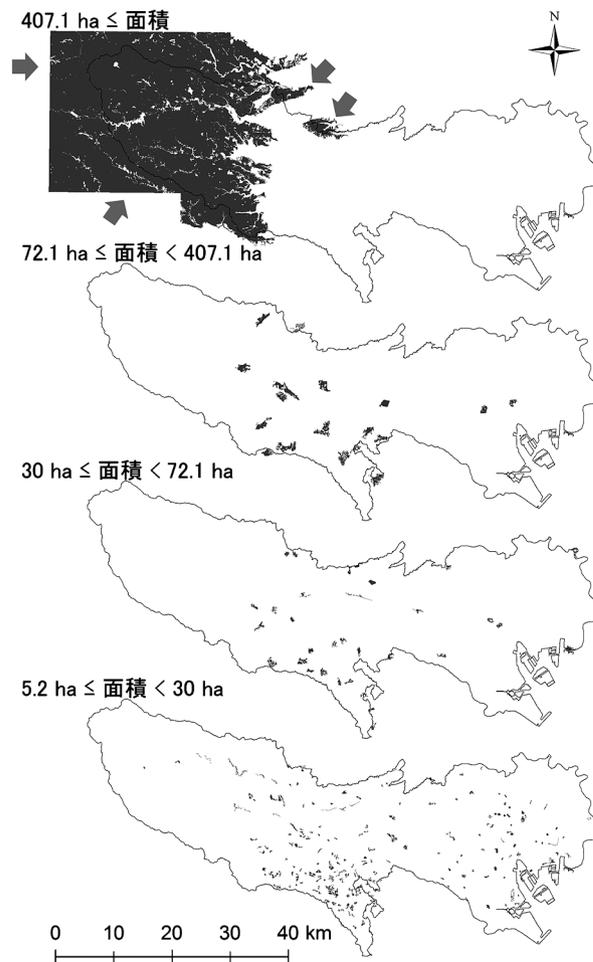


図 3. 東京都における各面積条件を満たした連続緑地の分布。連続緑地は 2000～2011 年に実施された環境省生物多様性センターの自然環境保全基礎調査植生調査結果にもとづく 1/25,000 植生図を用いて作成した。≥407.1 ha の緑地については、該当する緑地を矢印で示した。

たず連続緑地が増加しており、単独で大きな連続緑地は存在しなかったものの断片的な連続緑地が集中して存在していた。多摩丘陵では、アナグマの生息が報告されており (園田・倉本 2008 ; Saito and Koike 2015)、このような景観もアナグマの生息地として機能していると考えられる。一方、中部地域の中央部付近は平地で市街地が広がっており、狭山丘陵や多摩丘陵に比べて緑地が孤立している。しかし、それでも、府中市 (長光・金子 2017) と三鷹市 (Zhou et al. 2017) の緑地でアナグマの分布が確認された。中部地域では、5.2–30 ha の連続緑地が 163 個、30–72.1 ha の連続緑地が 27 個、72.1–407.1 ha の連続緑地が 17 個確認されたように、多数の小規模な連続緑地と一定数の中規模な連続緑地が存在する。そのため、中部地域ではアナグマが都市部に進出し、定着する

ために必要な連続緑地が一部で確保されていると考えられる。

東部地域は23区全域と一部の市部に該当し、住宅街や都心の高層ビル群など市街地が広がっていることから、407.1 haを満たす連続緑地は存在しなかった。東部地域は、緑地が中部地域以上に分断されており、生息地としての連続性も十分ではないと考えられる。先行研究においても、東部地域に該当する地域での近年のアナグマの生息の報告はなく、中部地域が分布の前線となっている(長光・金子2017; Zhou et al. 2017)。ただし、アナグマにとって必要最小規模である5.2–30 haの連続緑地は77個存在し、30–72.1 haの連続緑地は7個存在した。市街地や高速道路、幹線道路などによる障壁が多く、都心部への進出は容易ではないと推察されるが、アナグマが移動してきた場合一部の緑地では一時的に生息を確認できるかもしれないが、個体群として維持されることは難しいと考えられる。

本研究は、行動圏サイズのみに基づいて東京都の緑地におけるアナグマの生息地としての適性を試験的に検討した。アナグマが緑地間を移動することを考慮すると、緑地間の連続性や空間配置、移動障壁に関する詳細な検討も必要であろう。本研究で用いた植生図は1/25,000スケールであることから、細い道路などによる緑地の分断は考慮できていない。より詳細な検討のためには、より精度の高い土地利用図の作成が必要である。緑地の詳細な検討と同時に、東京都周辺部も対象とした広域での評価も重要だと考えられる。他地域をみると、兵庫県では近年アナグマが山地や丘陵部から市街地近くの里山環境まで分布拡大していることも指摘されており(栗山ほか2018)、このような分布変化は東京都でも今後生じていくかもしれない。アナグマの分布変化は東京都のみで生じるわけではないことから、周辺部の状況も把握することで今後のより良い評価につながる可能性が考えられる。また、東京都やその周辺部におけるアナグマの繁殖状況や餌資源の把握、人為的な移入の有無の確認も必要である。特に、狭山丘陵のアナグマは2003年に分布が確認されるようになったが自然分布なのか精査が必要であると指摘されており(重昆2011)、定着している場合はその由来を確認することが必要である。これらの点を踏まえて、今後は、アナグマの環境要求性や生活環、個体群の存続可能性を考慮した総合的な生息適地評価が求められる。このような評価をおこなう際に、本研究で抽出した行動圏サイズに基づく連続緑地の分布情報が有益な資料になることが期待される。

謝 辞

Dr. Chris Newman (Wildlife Conservation Research Unit, Department of Zoology, University of Oxford) および久野真純氏 (Faculty of Natural Resources Management, Lakehead University) には、英文要旨に対して有益なコメントを頂いた。本研究はJSPS 科研費 16H02996, 17H03960の助成を受けた。ここに記して厚くお礼申し上げる。

引用文献

- Bjurlin, C. D. and Cypher, B. L., 2005. Encounter frequency with the urbanized San Joaquin kit fox correlates with public beliefs and attitudes toward the species. *Endangered Species UPDATE* 22: 107–115.
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24: 346–352.
- 藤原宣夫・金子弥生・飯塚康雄. 2001. 野生中・小型哺乳類のための生態的回廊の整備手法に関する研究. 国土技術政策総合研究所資料 147: 55–70.
- 重昆達也. 2011. 狭山丘陵の哺乳類. トトロのふるさと財団自然環境調査報告書 8: 20–72.
- 金子弥生. 2002. 日の出町のアナグマの行動圏の内部構造. *日本生態学会誌* 52: 243–252.
- 金子弥生. 2008. 生活史と生態 ニホンアナグマ. 日本の哺乳類学②(高槻成紀・山極寿一, 編), pp. 76–99. 東京大学出版社. 東京.
- 金子弥生・(財)日本生態系協会ハビタット評価グループ. 2008. ニホンアナグマのHSIモデルver.1.0. (財)日本生態系協会, 東京, 13 pp.
- 環境庁. 1988. 第3回自然環境保全基礎調査植生調査報告書(東京都). 環境庁, 東京, 202 pp.
- 環境省自然環境局生物多様性センター. 2004. 第6回自然環境保全基礎調査一種の多様性調査—哺乳類分布調査報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨, 213 pp.
- 栗山武夫・山端直人・高木 俊. 2018. 兵庫県の野生動物の生息と被害の動向(2006–2016年度). *兵庫ワイルドライフモノグラフ* 10: 9–31.
- 長光郁実・金子弥生. 2017. 東京都府中市の微小緑地における食肉目動物の生息状況. *哺乳類科学* 57: 85–89.
- 日本生態系協会. 2004. 環境アセスメントはヘップ(HEP)でいきる—その考え方と具体例. ぎょうせい, 東京, 206 pp.
- Roper, T. J. 2010. *Badger*. Harper Collins Publishers, London, 386 pp.
- Saito, M. and Koike, F. 2013. Distribution of wild mammal assemblages along an urban-rural-forest landscape gradient in warm-temperate East Asia. *PLoS ONE* 8: e65464.
- Saito, M. U. and Koike, F. 2015. Trait-dependent changes in assemblages of mid-sized and large mammals along an Asian urban gradient. *Acta Oecologica* 67: 34–39.
- 園田陽一・倉本 宣. 2008. 多摩丘陵および関東山地における非飛翔性哺乳類の種組成に対する森林の孤立化の影響. *応用生態工学* 11: 41–49.

Tanaka, H., Yamanaka, A. and Endo, K. 2002. Spatial distribution and sett use by the Japanese badger, *Meles meles anakuma*. *Mammal Study* 27: 15–22.

手嶋洋子・丸山直樹. 1997. 関東地方の鳥獣保護区の高度分布と面積. *ワイルドライフ・フォーラム* 2: 143–151.

土屋一彬・斎藤昌幸・弘中 豊. 2013. 都市生態学序説:「まち」の社会生態プロセスを理解する. *日本生態学会誌* 63: 179–192.

山本祐治. 1995. 長野県入笠山におけるニホンアナグマ *Meles*

meles anakuma の行動圏と環境選択. *自然環境科学研究* 8: 51–65.

Zhou, Y., Newman, C., Kaneko, Y., Buesching, C. D., Chen, W., Zhou, Z. M., Xie, Z. and Macdonald, D. W. 2017. Asian badgers—the same, only different: how diversity among badger societies informs socio-ecological theory and challenges conservation. In (D. W. Macdonald, C. Newman and L. A. Harrington, eds.) *Biology and Conservation of Musteloids*, pp. 304–325. Oxford University Press, Oxford.

ABSTRACT

Using Japanese badger home range size to estimate occupancy in Tokyo

Shuji Shirahama¹, Masayuki U. Saito^{2,3,4,*} and Yayoi Kaneko²

¹ Carnivore Ecology and Conservation Research Group, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, 3-5-8 Saiwaicho, Fuchu-shi, Tokyo 183-8509, Japan

² Carnivore Ecology and Conservation Research Group, Institute of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, 3-5-8 Saiwaicho, Fuchu-shi, Tokyo 183-8509, Japan

³ Japan Society for the Promotion of Science, 5-3-1 Kojimachi, Chiyoda-ku, Tokyo 102-8472, Japan

⁴ Present address: Faculty of Agriculture, Yamagata University, 1-23 Wakabamachi, Tsuruoka-shi, Yamagata 997-8555, Japan

*E-mail: saito.ume@gmail.com

We evaluated the green areas in Tokyo as potential habitats for Japanese badgers (*Meles anakuma*) based on previously reported home range size. We identified green areas from a vegetation map (2000–2011) and used them as candidates for potential habitat availability. We then determined the proportion of these continuous green areas that exceeded the viable minimum home range size required by Japanese badgers. From previous studies, the minimum size required by females was 5.2 ha. We also used 30.0 ha according to a habitat suitability index. For males, the maximum size in suburban Tokyo's Satoyama landscape is 72.1 ha, and up to 407.1 ha in the mountainous Nagano area. Our analysis showed that the mean size of Tokyo's green areas decreased from west (natural/suburban habitat) to east (urban habitat); indeed, 88.9% of the entire green areas in Tokyo were in the western region. We found 17 continuous green areas covering 72.1 to 407.1 ha in the western and central region, i.e., the range likely to be large enough to support Japanese badgers, and only two green areas exceeded 407.1 ha. In the eastern region, there were only two green areas covering 72.1 to 407.1 ha, and no green areas ≥ 407.1 ha. Our study suggests that the reason why badgers are known to occur in western and central, but not eastern Tokyo, is likely due to a lack of available continuous habitat in this eastern region.

Key words: green area, habitat, home range, *Meles anakuma*, urbanization

受付日: 2019年2月5日, 受理日: 2020年4月6日 (責任編集者: 村上隆広)

著者: 白濱秀至, 〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8 東京農工大学農学部食肉目動物保護学研究室

斎藤昌幸, 〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8 東京農工大学大学院農学研究院食肉目動物保護学研究室 (現所属: 〒997-8555 山形県鶴岡市若葉町1-23 山形大学農学部) ✉ saito.ume@gmail.com

金子弥生, 〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8 東京農工大学大学院農学研究院食肉目動物保護学研究室

付表1. 植生図の統一凡例名（群落名）に基づく緑地の区分

植生図における統一凡例名（群落名）	区分
アカシデーイヌシデ群落 (V), アカシデーイヌシデ群落 (VII), アカマツ群落 (IV), アカマツ群落 (V), アカマツ群落 (VII), アカマツ植林, アカメガシワーカラスザンショウ群落, アラカシ群落, イヌブナ群落, イノデータブノキ群落, イロハモミジ-ケヤキ群落, イワボタン-シオジ群落, ウラジログシ群落, ウラジロモミ群落, オオモミジ-ケヤキ群落, オニグルミ群落 (V), オニシバリ-コナラ群落, カラマツ植林, クスノキ植林, クスギ-コナラ群落, クスギ群落 (VI), クリーコナラ群落, クリーミズナラ群落, クロマツ植林, ケヤキ-シラカシ群落, ケヤキ群落 (VII), コカンスゲ-ツグ群落, コクサギ-ケヤキ群落, コナラ群落 (VII), シイ・カシ二次林, シキミーモミ群落, シノブカグマーヒノキ群落, シラカシ屋敷林, シラカシ群落, シラビソ-オオシラビソ群落, スギ・ヒノキ・サワラ植林, その他植林 (常緑針葉樹), その他植林 (落葉広葉樹), ダケカンバ群落 (III), ダケカンバ群落 (V), タチヤナギ群落, タマアジサイ-フサザクラ群落, テーダマツ植林, ニシキウツギーノリウツギ群落, ニセアカシア群落, ハンノキ群落 (VI), フクオウソウ-ミズナラ群落, マイヅルソウ-コメツガ群落, ミズキ群落, ミヤマクマワラビーシオジ群落, ムクノキ-エノキ群落, モウソウチク林, ヤナギ高木群落 (VI), ヤナギ低木群落 (VI), ヤブコウジ-スダジイ群落, ヤマタイミンガサーサワグルミ群落, ヤマツツジ-アカマツ群落, ヤマハンノキ群落, ヤマボウシ-ブナ群落, 岩角地・風衝地低木群落, 残存・植栽樹群をもった公園, 墓地, 残存・植栽樹群をもった公園, 墓地等, 残存・植栽樹群地, 竹林, 低木群落, 落葉広葉樹二次林	緑地
上記以外	非緑地

付表2. 面積条件に設定したアナグマの行動圏サイズと生態学的特徴

行動圏サイズ (ha)	生態学的特徴
5.2	里山的環境 (餌資源が豊富でアナグマの行動圏が狭くても十分な食物が得られる) の東京都日の出町で報告された最小行動圏サイズ (金子 2002). 既存研究における子育てメスの最小行動圏サイズの中で最小サイズ.
30	HSI モデルで提唱されている最小ハビタット面積. 日の出町の非餌付け個体の平均行動圏面積が 27 ha であることから (金子 2002), 連続したハビタット面積が 30 ha 未満である区域をアナグマにとっての適性がない区域として設定した.
72.1	里山的環境の日の出町 (金子 2002) で報告されたオスの最大行動圏サイズ. アナグマの繁殖期の交尾行動が生息地の分断により制約されない.
407.1	高山帯で餌資源が少ないためアナグマの広域移動が起こっている長野県入笠山 (山本 1995) で報告されたオスの最大行動圏サイズ. 既存研究における最大行動圏サイズ.