

ツキノワグマによる飼料作物の加害実態 — 2頭の個体追跡事例 —

瀧井暁子*・中下留美子**・泉山茂之*

*信州大学山岳科学研究拠点

**国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所 茨城県つくば市, 305-8687

要 約

ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) によるトウモロコシ畑の利用実態を明らかにするため、中央アルプス山麓部において GPS テレメトリーおよび体毛の炭素安定同位体比分析による食性履歴の推定を行い、行動圏の経年変化および飼料用トウモロコシ畑の利用について分析した。成獣メス (個体 AF) は7年間、成獣オス (個体 RM) は12年間 GPS テレメトリーによる個体追跡を行った。炭素安定同位体比を明らかにした2008～2017年 (個体 AF) と2011～2018年 (個体 RM) において、どちらの個体もトウモロコシは摂取していなかった。個体追跡から、個体 AF は16歳だった2018年に、個体 RM は14歳だった2019年に初めて飼料用トウモロコシ畑を利用していた。飼料用トウモロコシ畑は8月中旬から9月初旬から利用を始め、9月下旬から10月初旬まで利用していた。どちらの個体も、飼料用トウモロコシ畑を利用するより前の季節行動圏には耕作地や市街地は含まれていなかった。飼料用トウモロコシ畑を利用開始した1年目は、どちらの個体も1ヶ所の圃場のみを利用していたが、2年目に個体 RM は9ヶ所の圃場を利用していた。どちらの個体も、1年目よりも2年目の方が飼料用トウモロコシ畑の利用頻度が高かったが、個体 RM の利用日数や1日の畑滞在時間は1年目の約1.5倍に増加した。これらの結果から、ツキノワグマは高齢になってこれまで利用のみられなかった耕作地に出没し、トウモロコシ畑を利用するように行動が変化すること、個体により急激にトウモロコシに餌付くことがあることが明らかになった。

キーワード：飼料作物、炭素安定同位体比、ツキノワグマ、トウモロコシ、被害

はじめに

農作物被害、人身被害をはじめとする野生動物と人の軋轢は日本各地で社会問題となっており、増加傾向にある。なかでも、ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*, 以下、クマ) は、四国を除いた東北から中国地方において2000年代に入ってから分布域が拡大しており¹⁾、秋季に人里への出没が著しく増える大量出没が2004年以降数年おきに確認されている。また、GPS テレメトリーによるクマの生息地選択解析から、人里近くまでクマの生息適地となっている現状が報告されている²⁾。この背景には、里山が人に利用されなくなったことにより森林化が進行していることがあげられるが³⁾、クマは人身事故を引き起こす可能性があるため、クマの生息域と人の生活圏が重複することで、人身事故のリスクが高まることが懸念される。

クマの目撃件数は通常年では夏に最大となり⁴⁾、

人里に最も近づくのもこの季節である^{2,5)}。クマは植物食に偏った雑食性であるが、単胃動物であるため植物の消化率は低く⁶⁾、これを補うために大量に採食する必要がある。夏季にクマは、アリ類やハチ類などの社会性昆虫を含む多様な食物を採食するが、とりわけ、サクラ類 (*Prunus* spp.) の結実時期が終わる夏後半はクマの食物資源量が最も少ない時期となり⁷⁾、オニグルミ (*Juglans mandshurica*) やクリ (*Castanea crenata*) の生育する人里近くを利用する個体が増える⁵⁾。長野県中央アルプス北部においても、夏季にクマがカラマツ (*Larix kaempferi*) 植林地を回避し、人里周辺のアカマツ (*Pinus densiflora*) 林縁部を選択することが示されている²⁾。

一方、人里近くに出没したクマは農作物被害を出すことがある。長野県ではトウモロコシ、モモ、リンゴ等の他、養蜂、養鶏、家畜飼料などの被害が主として夏に報告されている⁴⁾。捕殺個体の体毛を用いた安定同位体比分析からは、長野県塩尻市宗賀・洗馬地区周辺において長期にわたって人由来の食物

受付日 2021年1月4日

受理日 2021年2月5日

に依存する個体⁸⁾や大町市において養魚場に依存する個体の存在が明らかとなった⁹⁾。また、養魚場を利用した特定の個体が、年間を通してニジマス (*Oncorhynchus mykiss*) に強く依存することも示された¹⁰⁾。これらの事例からは、人由来の食物をクマが採食するようになると、長期にわたってこれらの食物に依存した状況が続くことがわかる。

クマによる農作物被害は本州各地で報告されており、被害作物の多くは果樹と飼料作物である¹¹⁾。また、全国のクマによる農作物被害金額の約3割を岩手県や山形県をはじめとする東北地方が占めており、その中でも飼料用トウモロコシの被害は深刻である¹²⁾。飼料用トウモロコシは乳熟期以降、草丈3m以上となり植栽密度が高いために¹³⁾圃場内の見通しが悪くなる。クマに加害された圃場では、トウモロコシの株が重なるように倒され子実が採食されることが多い¹⁴⁾。飼料用トウモロコシ畑は、クマにとって身を隠すことのできる長時間滞在可能な餌場であるため被害が甚大になると考えられる。岩手県においてはセンサーカメラによる飼料用トウモロコシ畑の加害実態¹⁴⁾や食痕によるDNA解析から複数個体が同じ圃場で採食すること¹⁵⁾が報告されているが、クマによる飼料作物の加害実態についての研究事例は少ない。長野県上伊那地域では、飼料用トウモロコシ畑に執着したクマが日中の滞在場所として利用していた樹林の刈払いをすることで昼夜の利用パターンを変化させた事例¹⁶⁾や通学路に隣接する飼料用トウモロコシ畑に出没するクマ対策として電気柵が有効である事例が報告されている¹⁷⁾。また、複数年トウモロコシ畑に執着した個体については電気柵を設置してもトウモロコシに依存した行動自体に変

化はなかった¹⁷⁾。このように、農作物被害を引き起こすクマは繰り返し農地に出没する可能性があるが、クマが農作物加害個体となった時期や年齢、加害前後の行動圏の変化に関する知見はこれまで報告されていない。ヒグマ (*Ursus arctos*) では体毛分析によりトウモロコシ畑の近くを利用する個体ほど相対的なトウモロコシ摂取量が高いことが示唆されており¹⁸⁾、クマの行動圏近くに耕作地があることで被害のリスクが高まる可能性がある。飼料用トウモロコシは住宅地からやや離れた山間部で栽培されることが多いが、クマの生息地では圃場とクマの行動圏が比較的近い状況にある。これら飼料作物の圃場におけるクマによる加害実態を明らかにすることは、クマと人との軋轢回避のためにも必要不可欠である。

そこで本研究では、耕作地に近い山間部を利用する2個体によるトウモロコシ畑の利用実態を明らかにするため、長期間におけるGPSテレメトリーによる個体追跡および体毛の炭素安定同位体比分析による食性履歴の推定を行い、飼料用トウモロコシ畑の依存度について検討した。

調査地および方法

1. 調査地

調査地は長野県伊那市の中央アルプスの将基頭山 (標高2,730 m) の東に位置する権現山 (35° 48' 46" N, 137° 53' 21" E, 標高1,749.5 m) 山麓である (図1)。山麓部は、中央アルプスより天竜川に向かって流れる小黒川などの下流に広がる扇状地となっており、比較的傾斜の緩やかな地形となっている。一方で、小黒川の下流域には急斜面の段丘崖が発達し、中央アルプスから続く段丘林が天竜川付近

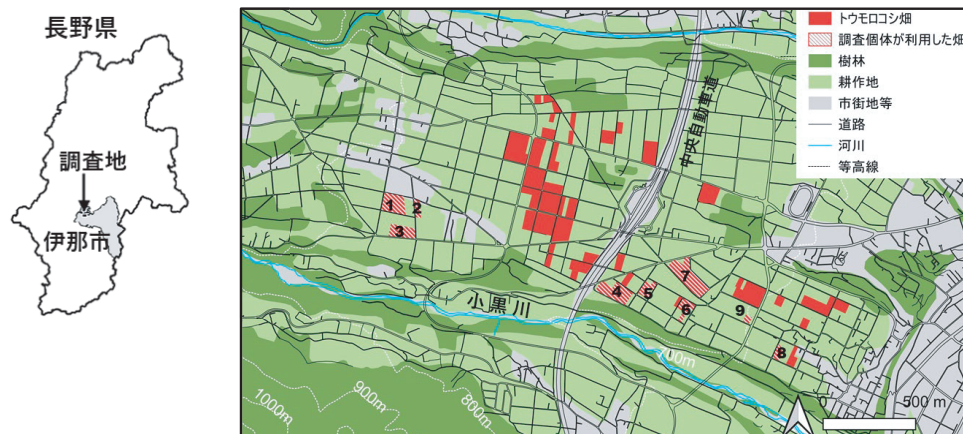


図1. 調査地における飼料用トウモロコシ畑の分布および個体 AF (メス) または個体 RM (オス) が2018~2020年に利用していた畑 (畑番号1~8)。2018~2020年のいずれかの年で飼料用トウモロコシが栽培されていた畑について表示した。

まで連続している。段丘崖上には主に耕作地が広がり、住宅が散在する。小黒川の北側の耕作地は主に飼料用トウモロコシ畑、牧草地、水田等となっている。段丘林や山麓部は主にアカマツ林となっており、クリやコナラ (*Quercus serrata*) などの落葉広葉樹が混在する。主に標高1,000 m 以上の山地帯ではカラマツ植林やミズナラ (*Quercus crispula*) を主とする落葉広葉樹林となっている。

伊那市においてクマは、イノシシ (*Sus scrofa*)、ニホンザル (*Macaca fuscata*)、ニホンジカ (*Cervus nippon*) を対象とした捕獲檻・くくり罠による錯誤捕獲、または学習放獣を目的としたクマ捕獲檻等によって捕獲され、2007~2020年の各年における捕獲数は22~75頭、捕殺数は0~6頭となっている(長野県上伊那地域振興局 2020年度捕獲報告書からの整理情報)。

2. 調査対象個体

調査対象個体は、個体 AF (メス) と個体 RM (オス) の2頭である。2頭は伊那市西春近の山麓部において2007~2019年に錯誤捕獲(イノシシ捕獲檻またはくくり罠)または学習放獣を目的としたクマ捕獲檻で捕獲された(表1)。合計捕獲回数は個体 AF で15回、個体 RM で20回であった。捕獲檻に成獣個体が複数頭捕獲されることは極めてまれだが、2016年7月には2個体が同一捕獲檻で捕獲されたことが1回あった。捕獲後は、ケタミン塩酸塩とキシラジン塩酸塩の混合液を用いて不動化した後、体重等を計測して、GPS首輪を装着して捕獲場所から数 km 離れた山中に放獣した。捕獲に際しては日本哺乳学会のガイドライン¹⁹⁾に従った。最初の捕獲年に抜歯した上顎の第1小臼歯による年齢査定から、個体 AF は2007年に5歳、個体 RM は2009年に4歳と推定された。

表1. 調査対象個体の捕獲回数、捕獲時の体重およびデータ解析期間

年	個体 AF (メス) *			個体 RM (オス)		
	捕獲回数**	体重 (kg)	測位データ解析期間	捕獲回数**	体重 (kg)	測位データ解析期間
2007	1	40	-	-	-	-
2008	-	-	-	-	-	-
2009	1	43	-	1	42	7~10月
2010	1	43	8~11月	1	49	8~11月
2011	3	34	4~11月	1	45	4~9月
2012	1	51	4~9月	1	56	6~11月
2013	-	-	-	1	56	4~6月 8~11月
2014	-	-	-	2	61~65	4~6月 8~9月
2015	-	-	-	1	65	5~11月
2016	4	44~53	7~11月	6	62~80	4~10月
2017	1	36	8~11月	4	80	6~11月
2018	3	42~44	4~11月	1	85	4~5月
2019	-	-	4~10月	1	95	6~11月
2020	-	-	-	-	-	4~10月

*2017年捕獲時に仔1頭確認

**錯誤捕獲と学習放獣を合わせた捕獲回数

表2. 炭素安定同位体比分析に用いた体毛とその成長期間

調査個体	体毛採取日	体毛の成長時期 (p: 前年に成長, t: 採取年に成長中)	体毛による 食性記録期間
個体 AF	2009. 8 .20	p, t *	2008年, 2009年 6~8月
	2010. 8 .10	p	2009年
	2012. 9 .15	t	2012年 6~9月
	2016. 7 .11	p	2015年
	2017. 8 .3	p	2016年
	2018. 6 .5	p	2017年
個体 RM	2012. 6 .23	p	2011年
	2014. 6 .25	p	2013年
	2015. 6 .5	p	2014年
	2016. 6 .20	p	2015年
	2017. 6 .6	p	2016年
	2018. 5 .26	p	2017年
	2019. 6 .11	p	2018年

*2009年は採取年に成長中の体毛も採取できたが、2010年に採取した体毛が2009年に成長した体毛であったため、用いなかった。

3. 安定同位体比による食性分析

動物組織の生元素安定同位体比は摂取した食物の値を反映することが知られている²⁰⁻²²⁾。植物の炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$ 値) は、C3 植物 (-27‰前後) と C4 植物 (-11‰前後) とで大きく異なる²³⁾。調査対象地である長野県中央アルプス周辺の自然植生はそのほとんどが C3 植物だが、飼料作物であるトウモロコシ (*Zea mays*) は C4 植物である。そのため、クマが飼料作物に依存するようになると、その体組織の $\delta^{13}\text{C}$ 値は上昇する²⁴⁾ ことから、炭素安定同位体比分析によりトウモロコシ依存個体の検出が可能となる。体組織の中でも体毛は、試料の収集、保存、分析の前処理が容易であり、体毛の成長期間に記録された食性を推定することが可能である。ツキノワグマの体毛は6月から10月末まで比較的コンスタントに成長し、冬眠期間中は成長しない²⁴⁾。そのため成長が完了した体毛の場合、毛先付近は晩春～初夏の食性を、毛根付近は秋の食性を反映する。換毛期 (8月前後) より前や換毛期に採取すれば、採取前年に成長した体毛が採取されやすく、換毛後では採取年に成長中の体毛が採取される。そのため、時期によっては採取年の成長中の体毛と、その前年に成長した体毛の両方が採取できることもある。

調査対象個体が捕獲された際に体毛を採取し、紙封筒に入れて常温で保存した。体毛は採取時期と毛根の状態から、採取前年に成長したものなのか、採取年に成長したものなのかを判断した。採取年と体毛の成長した年を示したのが表2である。

採取した体毛は蒸留水と Folch 液 (メタノール: クロロホルム = 1 : 2) で洗浄、乾燥後、十数本を束にして生え際から毛先に向かって 5 mm ずつに細断し各細断区分ずつ 0.5 mg 程度錫カップに量りとったものを試料とした。

試料は元素分析計 (FlashEA1112, ThermoFisher Scientific) を接続した質量分析計 (Thermo Scientific Delta V Advantage, ThermoFisher Scientific) にて炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) を測定した。安定同位体比は、標準物質の安定同位体比からの差異を千分率で示す δ (デルタ) 値で定義され、以下の式で表現する。

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{R_{\text{試料}}}{R_{\text{標準物質}}} - 1 \right) \times 1000$$

$$R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$$

炭素安定同位体比は海水中の HCO_3^- とほぼ同じ同位体組成をもつ炭酸カルシウム (VPDB) を標準物質としている。測定誤差は $\pm 0.1\%$ (SD) であった。

4. 個体追跡およびデータ解析

調査対象個体は GPS テレメトリーにより個体追跡を行った。GPS 首輪は Tellus, Followit AB, Lindsberg, Sweden (2009~2011年), GPS PLUS または VERTEX Lite, VECTRONIC Aerospace, Berlin, Germany (2012~2020年) を用いた。GPS 首輪の測位間隔は10分~2時間とし、専用機器またはイリジウム衛星通信 (2019年以降) を用いて適宜データダウンロードをした。首輪は1~2年後に脱落するよう設定した。

調査対象個体の行動圏の経年変化について検討するため、春・夏季と秋季における季節行動圏を算出した。クマ類は食物資源の多寡に起因して秋季に一時的に通常の行動圏から大きく季節移動することがあるため²⁵⁾、2季節に区分した。同一調査地域における先行研究²⁾に基づき春・夏季を冬眠明け~9月14日、秋季を9月15日~11月30日とした。行動圏は2時間間隔の測位点のみを用いて、100%最外郭法 (Minimum Convex Polygon: MCP)²⁶⁾により算出した。

飼料用トウモロコシ畑の利用実態を検討するにあたり、調査地におけるトウモロコシ畑の分布を調査した。Google Earth による衛星画像を出力した地図を参考にしながら現地踏査し、飼料用トウモロコシ (以下、デントコーン) とスイートコーンを区別して5,000~10,000分の1の地形図に畑の場所を記録した。調査範囲は主として小黒川から小沢川周辺とし、2012~2014年、2016~2020年に実施した。これらの畑に含まれた調査対象個体の季節ごとの測位点割合を算出し、追跡年ごとのトウモロコシ畑の利用について検討した。

対象個体がデントコーン畑を利用した年については、外れ値を除いたすべての測位データを用いてクマが利用した圃場ごとに、利用時刻、滞在時間を記録した。この際、連続して1時間以上測位データが畑にあった場合、クマがトウモロコシ畑を利用したと判断した。連続する測位データのうち1点のみが畑にあった場合は、移動中と判断し、畑利用とはしなかった。年ごとに、デントコーン畑の利用開始日、利用終了日、利用日数、1日当たりの滞在時間、圃場当たりの滞在時間、デントコーン畑の出入り時刻および昼夜別の滞在時間、について集計した。昼夜の滞在時間を算出するにあたっては、国立天文台発表の長野県の日の出、日の入り時刻 (<https://eco.mtk.nao.ac.jp/koyomi/dni/2020/dni21.html>, 2020年12月18日確認) を参照にし、滞在時間を30分単位で

記録した。さらに、2019年については、2個体が同一の圃場を利用した期間と同時滞在時間について記録した。

結 果

1. 安定同位体比による食性履歴

個体 AF および個体 RM の体毛の炭素安定同位体比の変動を図2に示した。個体 AF は2008～2009年、2012年6～9月、2015～2017年の食性を記録した体毛があり、その期間を通じて低い $\delta^{13}\text{C}$ 値を示した(図2a)。個体 RM は2011年、2013～2018年の食性を記録した体毛があり、その期間を通じて $\delta^{13}\text{C}$ 値は大きな変動がなく、低い $\delta^{13}\text{C}$ 値であった(図2b)。比較のため、トウモロコシに依存した2個体を引用すると(図2c)、これら2個体は共にトウモロコシの実る夏に急激に $\delta^{13}\text{C}$ 値が上昇しており、夏季のトウモロコシに依存していたことが分かる。翻って、個体 AF および RM は体毛が記録した期間を通じて低い $\delta^{13}\text{C}$ 値であったことから、個体 AF は少なくとも2017年時点まで、個体 RM は2018年時点までは、トウモロコシに依存していなかったことが示された。

2. 行動圏の経年変化

個体 AF が捕獲された8年間において、仔は2017年にのみ1頭を確認した。個体 AF が8歳から17歳までの7年間の季節行動圏を図3に示した。著しく大きかった2016年を除くと、2010～2012年、2017～2019年の春・夏季行動圏は狭い範囲で大きく重複し

ていた。春・夏季行動圏の面積は仔連れだった2017年に 2.8 km^2 と最も小さく、2010年に 10.0 km^2 、2011～2012年と2018～2019年は $5.8\sim 7.6\text{ km}^2$ であった。一方、春・夏季行動圏の東端は、2017年まで中央自動車道の西側だったが、2018～2019年は中央自動車道を挟んだ東の地域まで広がった。

個体 AF の秋季行動圏は、重複範囲が年により異なった。2010年と2016年はその他の年と比べて広い範囲を利用していた(2010年： 60.4 km^2 、2016年： 53.9 km^2)。仔連れだった2017年(5.4 km^2)と追跡期間の短かった2019年を除くと、2018年の行動圏面積が最も小さかった(11.1 km^2)。秋季行動圏の東端は、春・夏季と同様に、2018～2019年に中央自動車道を挟んだ東の地域まで広がった。

個体 RM が4歳から15歳までの12年間の季節行動圏を図4に示した。個体 RM の春・夏季行動圏は2014年を除き、毎年大きく重複していた。2014年と追跡期間の短かった2010年を除くと、春・夏季行動圏の面積は $6.8\sim 18.8\text{ km}^2$ であったが、2017年前後で行動圏の範囲が変化していた。2016年以前の春・夏季行動圏の南端は、権現山付近にあったが、2017年以降はさらに約 1.5 km 南の地域まで広がった。行動圏面積についてみると、2017年以降の方がそれ以前よりも有意に大きかった(Mann-Whitney U test: $Z = -2.558$, $P = 0.0105$)。一方、春・夏季行動圏の東端は、2018年以前は中央自動車道の西側だったが、2019～2020年は中央自動車道を挟んだ東の地域まで広がった。

個体 RM の秋季行動圏は、2010年を除くと、毎

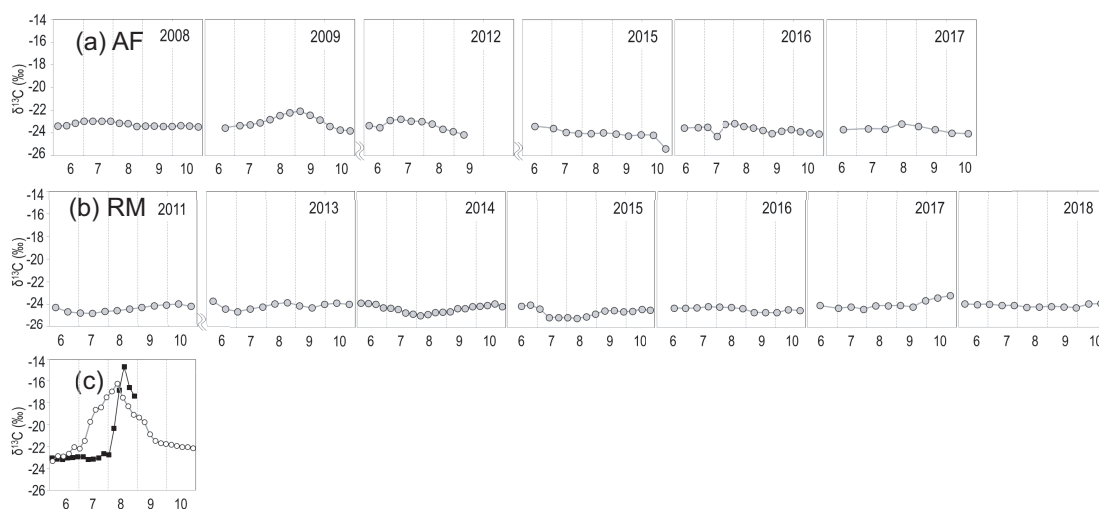


図2. (a)個体 AF (メス) および(b)個体 RM (オス) における体毛の炭素同位体比の変動。体毛の成長期間を通じて、低い $\delta^{13}\text{C}$ 値を示した。参考として、(c)トウモロコシ依存の2個体(■, ○)の炭素同位体比の変動を示した(Nakashita 2006²⁴⁾より Fig. 7-22, Fig. 7-36を改変して引用)。夏に $\delta^{13}\text{C}$ 値が上昇している。

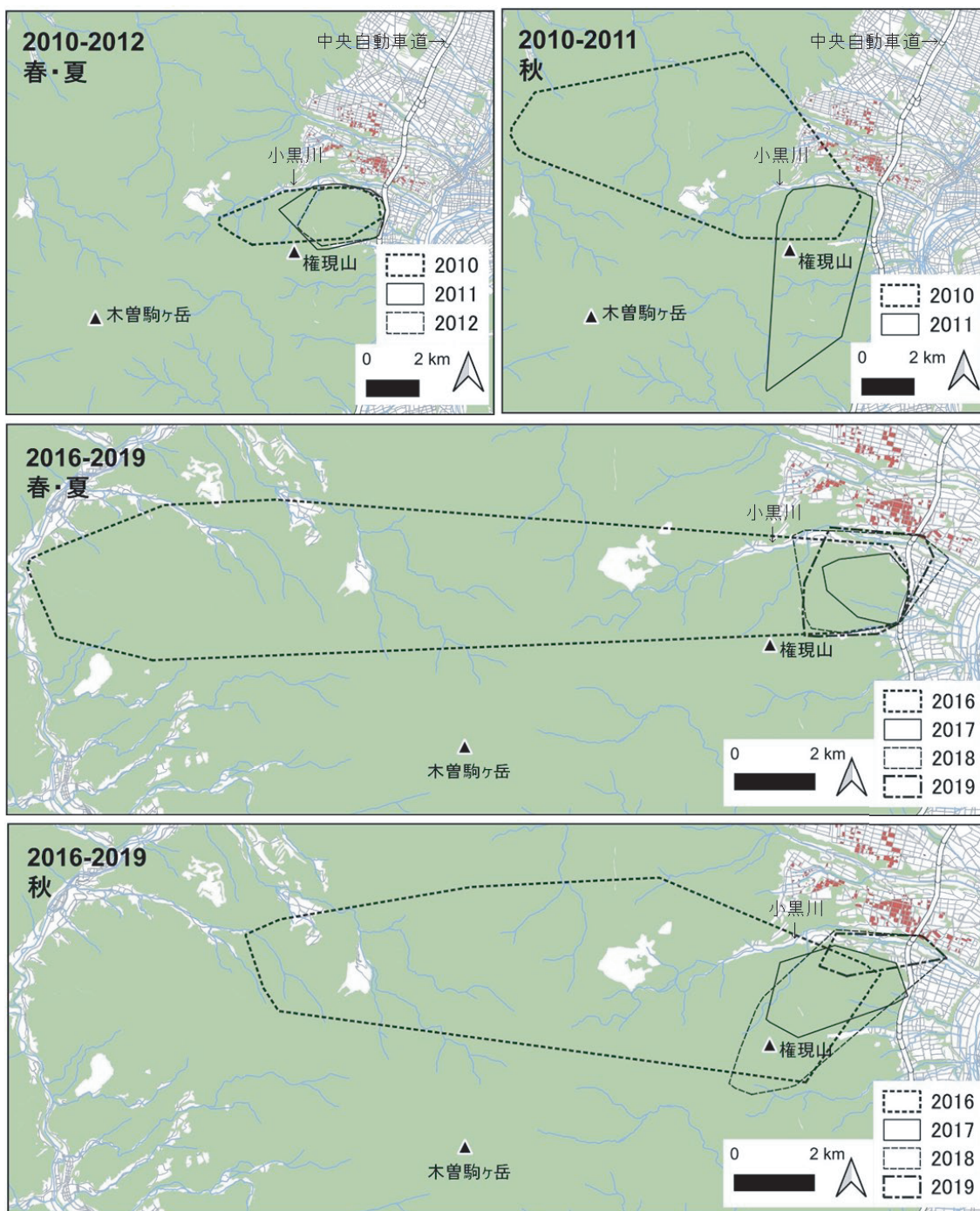


図3. 個体 AF (メス) の2010~2012年、2016~2019年の春・夏季および秋季の100%最外郭法による行動圏. 地図中の緑色は森林, 赤色はトウモロコシ畑を示す.

年大きく重複していた. 2010年 (109.6 km^2)はその他の年 ($9.6 \sim 38.8 \text{ km}^2$)と比べて行動圏面積が著しく大きかった. 秋季行動圏の東端は, 春・夏季と同様に2019~2020年に中央自動車道を挟んだ東の地域まで広がった.

3. 飼料用トウモロコシ畑の利用

2個体の季節ごとの測位データに占めるデントコーン畑の測位データ割合を表3に示した. 個体

AFは2018~2019年, 個体RMは2019~2020年にデントコーン畑を利用していた. 利用年ごとのデントコーン畑の利用期間, 滞在時間は個体により大きく異なった(表4). 利用開始1年目の利用開始日はいずれも8月下旬だったが, 2年目の利用開始日は, 個体AFが前年より3日遅かったのに対し, 個体RMは前年より2週間早かった. デントコーン畑の利用終了日は9月下旬~10月初旬であり, どちらの個体も2年目の利用終了日が前年よりも4日早かっ

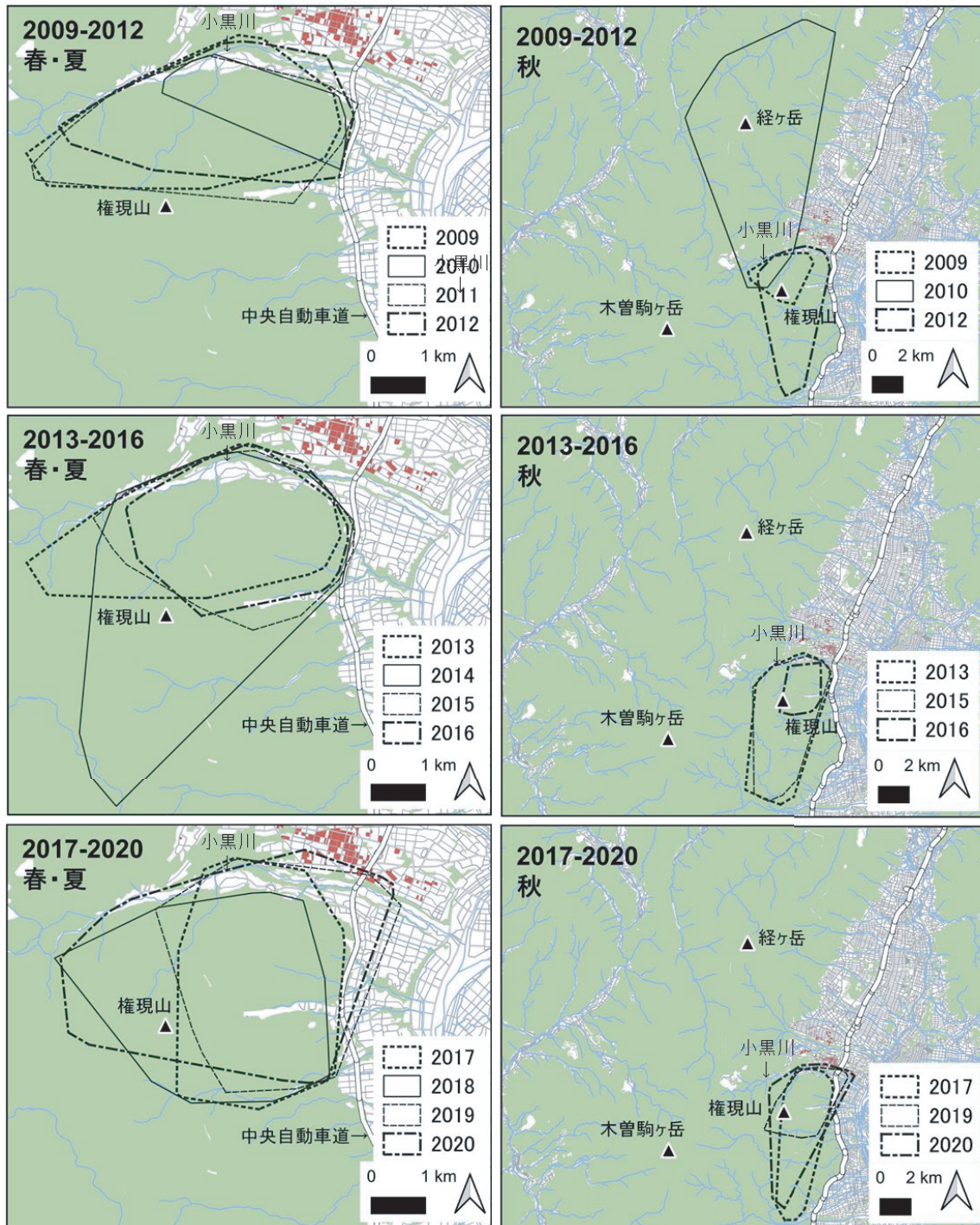


図4. 個体RM（オス）の2009～2020年の春・夏季および秋季の100%最外郭法による行動圏。地図中の緑色は森林、赤色はトウモロコシ畑を示す。

た、デントコーン畑を利用した日数は、個体AFが両年ともほぼ同じ日数だったのに対し、個体RMは2年目の方が1年目よりも約1.5倍長かった。どちらの個体も、利用開始から利用終了日の間にデントコーン畑を利用した日数の割合は、1年目よりも2年目の方が高かった。1日の滞在時間は、個体AFで年による有意差はみられなかったが ($Z = -0.434, P = 0.6646$)、個体RMで2年目の方が

有意に長く ($Z = -3.270, P = 0.0011$) 前年の約1.5倍長い約11時間であった。利用圃場数は、2個体とも1年目は1ヶ所 (図1, 畑番号4) だった。2年目では、個体AFは前年と同じ1ヶ所のみを利用したのに対し、個体RMは2年目に前年と同一の圃場を含む9ヶ所を利用し、利用した圃場数が著しく増えた (図1, 畑番号1～9)。さらに、圃場あたりの最大滞在時間は、個体AFで9～11時間と

表3. 季節行動圏の全GPS測位データにおけるトウモロコシ畑の割合の経年変化

年	個体AF (メス)				個体RM (オス)			
	春・夏		秋		春・夏		秋	
	測位 点数	%	測位 点数	%	測位 点数	%	測位 点数	%
2009	-	-	-	-	376	0.0	203	0.0
2010	358	0.0	550	0.0	205	0.0	568	0.0
2011	2,002	0.0	739	0.0	1,440	0.0	-	-
2012	938	0.0	714	0.0	853	0.0	658	0.0
2013	-	-	-	-	830	0.0	889	0.0
2014	-	-	-	-	855	0.0	-	-
2015	-	-	-	-	1,359	0.0	710	0.0
2016	733	0.0	714	0.0	696	0.0	271	0.0
2017	485	0.0	793	0.0	755	0.0	898	0.0
2018	1,135	2.4	924	5.4	656	0.0	-	-
2019	1,839	2.1	296*	10.9	1,112	3.3	920	7.8
2020	-	-	-	-	1,993	9.1	359**	24.2

* 追跡期間は2019年10月9日まで

** 追跡期間は2020年10月20日まで

表4. 個体AF (メス) と個体RM (オス) による年ごとの飼料用トウモロコシ畑の利用状況

	個体AF (メス)		個体RM (オス)	
	利用開始1年目	利用開始2年目	利用開始1年目	利用開始2年目
利用開始日	8月29日	9月1日	8月27日	8月13日
利用終了日	10月1日	9月27日	10月9日	10月5日
利用日数(日)	28	27	34	52
利用日数割合*	85%	100%	79%	98%
日平均滞在時間(時間)**	4.29±2.99	4.37±2.24	6.97±5.39	10.73±6.36
圃場あたりの最大滞在時間	11時間	9時間	37時間	75時間
利用圃場数	1	1	1	9

* 利用期間に対する利用日数割合

** 平均値±標準偏差

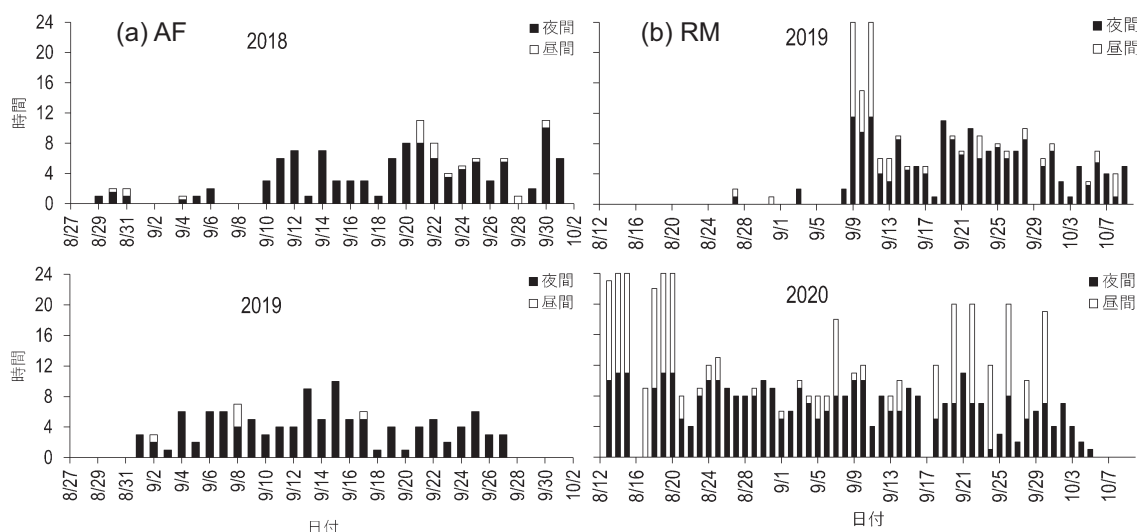


図5. (a)個体AF (メス) および(b)個体RM (オス) が飼料用トウモロコシ畑を利用していた年における昼夜別の1日あたりの畑滞在時間。

年による変化は小さかったが、個体RMでは2年目の方が約2倍長い75時間であった。デントコーン畑に出入りした時間帯は、2個体とも夜間が40%

を占め、昼間であっても畑に出入りしていた。

各個体の昼夜の畑における滞在時間を図5に示した。利用時間帯は個体により大きく異なり、個体

AFでは兩年とも夜間の滞在が多かったのに対し、個体RMは利用開始1年目から日中も高頻度で畑に滞在した。個体RMが日中12時間以上畑を利用した日数は1年目に2日、2年目に10日と著しく増加した。

2個体は2019年に同一の圃場（畑番号4）を利用していた。個体AFがこの圃場を利用した27日間のうち、17日間は個体RMと同じ時間帯に畑に滞在し、重複時間は1～6時間であった。また、4日間は個体RMと同じ日に畑を利用していたが、利用時間帯が異なった。

考 察

1. 行動圏の経年変化

個体AFの春・夏季行動圏は、2016年を除き2019年まで大きく重複していた。これまで、遺伝子解析と行動追跡データにより、クマのメスでは秋以外の季節について母系に由来する地域へ高い定住性を示すことが明らかとなっている²⁷⁾。したがって、成獣メスである個体AFも定住している個体といえた。

2016年の春・夏季行動圏は他の年と比べて著しく大きく、9月6日から10月18日まで通常の行動圏から約14 km西の木曾町に滞在していた。この移動は、秋季の堅果類不作年にみられる季節移動と類似していたが、2016年の上伊那地域は堅果類不作年ではなく（長野県林務部 2016年度資料）、長距離移動の理由については推測の域を出ない。

個体AFの秋季行動圏は年により異なったが、特に2010年に最大となった。この理由としては、2010年が長野県における堅果類不作のクマの大量出沒年だったため⁴⁾、堅果類を求めて広く移動したことで著しく行動圏が大きかったと考えられる。個体AFの2017年の行動圏面積は2季節とも他の年と比べて小さかった。通常クマは隔年出産することが知られるが²⁸⁾、個体AFに仔がいたのは2017年のみであった。クマ類では、仔連れのメスがオスを避けて行動することもあるとの報告²⁹⁾もあるため、仔連れだった2017年に行動圏が狭まったと考えられる。

個体RMは、個体追跡を開始した4歳以降、個体AFと同一地域を春～夏にかけて利用していた。クマはオスに偏った分散傾向が報告されており^{30,31)}、遺伝子解析からは個体AFと個体RMに血縁関係はないと考えられる（山本俊昭 未発表）。クマの分散開始年齢について報告は少ないもののアメリカクロクマ（*Ursus americanus*）では2～4歳³²⁾との報告がある。個体RMは、他地域から分散してき

た可能性が高く、4歳以降は調査地域で定住したといえた。このような定住個体について長期間の個体追跡によるクマの行動圏変化を明らかにした事例はこれまでにない。

一方、2014年を除くと個体RMの春・夏季行動圏は2017年以降に南方向へ拡大した。春から夏はクマの交尾期であり²⁸⁾、アメリカクロクマ³³⁾やヒグマ³⁴⁾では交尾期にオスがメスを求めて移動することや、オスがメスと共に数日間共に行動することが報告されている。個体RMは2017年に12歳になり、前年から体重が大きく増加して80 kgとなった。クマ類のオスは、体重、年齢、経験などにより社会的な優劣関係が決定されることが報告されており³⁵⁾、アメリカクロクマでは体重の大きいオスほどメスの出会いが増えること³⁶⁾、ヒグマにおいても年齢や体重と繁殖成功率には正の相関があること³⁷⁾が報告されている。個体RMについては、体格が大きくなったことや長期間同じ地域で生活し、経験年数が充実した12歳以降に交尾期における行動範囲が広がったと考えられる。

個体RMの秋季行動圏は、2010年のみ100 km²を超え著しく広がった。これは、個体AFと同様の理由で、2010年が堅果類不作の大量出沒年⁴⁾であったために大きく季節移動した可能性が高い。2012年以降は秋季に北へ移動することはなく、主として南の宮田村方面へ移動することが多かった。

個体AFは2018～2019年、個体RMは2019～2020年に2季節の行動圏がいずれも東方向に広がっていた。調査地の中央自動車道よりも東側の地域は、耕作地や住宅地が多く市街地と接している（図1）。2個体はいずれも東に行動圏を広げる以前は山間部で生活しており、樹林の少ない耕作地や市街地を避けて生活していた可能性が考えられる。

2. 飼料作物への依存

体毛による炭素同位体比分析から、個体AFと個体RMは体毛分析を行った期間においてトウモロコシは摂取していなかった。C4植物であるトウモロコシをクマが摂取すると、炭素安定同位体比が上昇するが²⁴⁾、2個体とも炭素安定同位体比の季節変動は小さく、山間部で生活していたことを意味していた。個体AFは炭素同位体比分析を行った2008～2017年のうち6年間について飼料作物を摂取していなかったが、この結果はGPS首輪による個体追跡結果とも一致していた。個体RMは2011～2018年のうち7年間について飼料作物を摂取していなかっ

た。2018年6月から約1年間については個体追跡できなかったものの、炭素同位体分析からは2018年まで個体RMは飼料作物を摂取していないことが示された。したがって、個体AFは2018年(16歳)、個体RMは2019年(14歳)に初めてトウモロコシ畑の利用を開始したといえた。長野県における2001~2004年に捕殺されたクマの平均年齢は約6歳と報告されており³⁸⁾、2個体とも高齢個体であると考えられる。山間部を主に利用していた個体が、高齢になってからトウモロコシを利用する個体へと変化した報告事例はこれまでになく、今回が初めてである。このようなクマの行動変化は7~12年間の個体追跡を続けてきたからこそ得られたデータであり、山間部で生活するクマであっても、農作物加害個体に急変する可能性があるということを示している。このことは、畑にクマが出没する際に電気柵といったクマにとっての障壁となるものがなければ、クマはいつ出没してもおかしくない、という状況を意味している。

個体AFの方が個体RMよりも1年早くデントコーン畑を利用したが、いずれも同一の畑を最初に利用した。この畑は、小黒川の段丘林上の市道に隣接する比較的大面積の畑(外周:530m;面積:13,062m²)で、小黒川沿いのデントコーン畑のうち、段丘林からの距離が最も近かった(図1)。また、畑付近の段丘林上における樹林の林縁部は市道に隣接するが、低木やササ類が繁茂する藪となっていた。中央アルプス北部地域における生息地選択解析では、夏にクマがアカマツ林、林縁、林道および河川に近い場所を選択する確率の高いこと²⁾が示されており、アカマツの多い段丘林はクマをひきつけやすい。また、河畔林や段丘林は、山間部から里地のデントコーン畑へ向かう移動経路としてクマが利用する¹⁶⁾。クマは最初から農作物を採食することを目的としてこれらの樹林を利用しているのではなく、食物資源量の乏しい季節に社会性昆虫やサクラ類の種実等を求めて³⁹⁾これらの場所を利用していると考えられる。

2017年以前に個体AFは小黒川の河畔林や段丘林を一度も利用したことがなく、2018年8月23日に初めて小黒川の河畔林を利用し、その6日後にデントコーン畑を利用開始した。個体RMは2012年から小黒川の河畔林を利用していたが、少なくとも2017年までは中央自動車道から直線距離で約700m以内の河畔林は利用していなかった。2個体がトウモロコシ畑を利用した8月下旬はクマにとって最も食物資源の乏しい時期にあたる⁷⁾ため、食物資源を求

めて河畔林沿いに移動した際に何らかの理由で緑地沿いにさらに下流へ移動したのと考えられる。林縁から100m以内にクマの好む農作物のある畑はクマの被害にあう確率が高い⁴⁰⁾ことから、段丘林沿いを移動中のクマが、偶然、林縁に隣接するデントコーン畑を発見して採食場所として認識した可能性が考えられる。個体AFが2018年にデントコーン畑を利用していた期間の滞在場所ではオニグルミやミズキ(*Cornus controversa*)を含むクマ糞が採取されており⁴¹⁾、デントコーン以外にも段丘林にクマの採食物があることを示していた。

2個体のデントコーン畑の利用期間は8月中旬から10月初旬までであった。調査地においてデントコーンは、5月下旬頃に播種され8月上旬以降に子実が熟して9月下旬~10月中旬に刈取が行われる。伊那市ますみヶ丘においてデントコーン畑に強度に餌付いていた個体は7月下旬~9月下旬頃までトウモロコシ畑を利用していたが¹⁷⁾、本研究の2個体の利用開始日はこれより1ヶ月遅かった。個体RMは、利用開始2年目は前年よりも2週間早くデントコーン畑に滞在していたが、これは、畑を採食場所として認識した結果と考えられる。2020年は調査地のデントコーンが全て刈取られた10月13日以前に個体RMは山間部へ戻ったため、デントコーン畑の利用終了はそれまでに摂取したエネルギー量や秋の飽食期の始まりと関係すると考えられる。

調査対象個体はいずれも1年目よりも2年目における畑の利用日数割合が高く、ほぼ毎日畑を利用するようになった。このことから、トウモロコシを採食し始めると、翌年もトウモロコシに依存した個体となることがうかがえる。一方で、畑の利用実態は個体により異なっていた。利用した圃場数、利用期間、日滞在時間が2年間でほぼ同じだった個体AFに対して、個体RMは2年目になるとこれらが大きく増加し、日中も高頻度で畑に滞在し、最大3日間同一圃場に連続して滞在した。これらの結果は、成獣オスである個体RMが利用開始2年目に急速にトウモロコシに餌付いた状況を示していた。Saito et al.¹⁵⁾は食痕から回収したDNAを用いて遺伝子分析を行い、デントコーン畑における加害個体の性比がオスに偏ることを報告しており、社会的に優位なオスの方が、トウモロコシに強く依存する可能性が考えられる。

調査対象個体は、一日を通して畑に出入りしていた。この結果は、センサーカメラ調査によるデントコーン畑におけるクマの侵入時間帯は夜間に偏ると

いう報告¹⁴⁾と異なっていた。通常クマは人里や耕作地に出没する際に、人を避けて行動するために夜行性になる傾向がある⁴²⁾。本研究では圃場が樹林と隣接し、日中の市道における車や人の往来がほとんどないために、クマが日中も畑に出入りしていたと考えられる。

個体RMの利用圃場数は2年目に9ヶ所と著しく増えた。この要因の一つには、デントコーン畑周辺で実施した被害防除対策の影響が考えられる。筆者は個体RMが日中も頻繁に畑を利用していたことや3ヶ所の圃場を利用したことを確認し、行政担当者と相談してクマによる人身事故回避のために8月27日に畑と隣接する市道沿いで林縁の下草刈りを行った。その後1週間近くは個体RMの日中の畑利用が減少傾向にあったが、利用圃場数がさらに増えたため、9月15～16日に行政職員や大学生とともに市道沿いに簡易電気柵を設置した。毎日電圧チェックを行い6.0 kV以上を維持したにもかかわらず、個体RMは10月5日まで畑に毎日出没し、新たに5ヶ所の圃場を利用した。センサーカメラ調査からも個体RMが電気柵の東端で度々撮影され（瀧井 未発表）、電気柵を避けて行動していたことがうかがえた。個体RMが電気柵を回避したことで、それまで利用しなかった畑を利用するに至った可能性がある。新たに利用した圃場には林縁から約190 m離れたデントコーン畑もあり、行動がさらに大胆になっていたといえる。一方で、センサーカメラ調査から2個体が同時に利用した圃場（畑番号4）近くでは雌雄を含む複数頭のクマを確認した（瀧井 未発表）。クマは単独性であるが、なわばりをもたないため、食物資源の豊富な場所に複数頭のクマが集まることがあり、デントコーン畑では圃場ごとに1～6頭のクマが加害することがある¹⁵⁾。個体AFとRMは同時に圃場を利用することがあったが、個体RMが他のオスと競合したために2年目の利用圃場数が増えた可能性もあった。

以上から、2個体について高齢になってから急速にトウモロコシ畑に餌付いた状況が明らかとなった。また、成獣オスである個体RMの方がより強くトウモロコシに依存し、行動が急激に大胆になっていた。トウモロコシに依存した後のクマの行動は、山間部で人里を避けて生活していた頃と全く異なり、クマの行動が人由来の食物を採食することで劇的に変化する可能性があることを示していた。

3. 今後の被害対策

本研究における市街地近くの耕作地におけるクマの出没は、GPS首輪による個体追跡を行っていたことで初めて確認された。人の生活圏にクマが生息することで、人身事故のリスクが高まるため、クマと人との軋轢軽減に向けて広域的、長期的視点に立った生息環境管理を実施する必要がある。

2020年における個体RMの行動データは長野県上伊那地域振興局林務課や伊那市役所と情報共有し、人身事故のリスク回避のための対処療法的な対策を8～9月にかけて行った。具体的には、回覧板等による住民への注意喚起のほか、クマと人とが至近距離で遭遇しないことを目的とした林縁部の緩衝帯整備（下草刈り）および電気柵の設置を行った。しかし、個体RMのトウモロコシに依存した行動は変わらなかった。電気柵は圃場を完全に囲うことで強度に餌付いた個体にも効果があるが^{17,43)}、市道脇にライン状に電気柵を設置したため、結果的に個体RMは電気柵の東端から圃場へ出入りしていた。また、クマが利用したデントコーン畑直下の段丘林周辺では8月下旬から9月にかけて複数のクマの目撃情報があったが、場所と日時からこれらのクマは個体RMとは異なった。個体RMは人を避けて慎重に行動しながらトウモロコシ畑を利用していたと考えられる。

農作物がクマに荒らされた場合には、捕獲檻が設置されることが多い。調査地では9月5日に地元猟友会により捕獲檻が設置されたが、クマは捕獲されず、畑に依存している個体の捕獲は困難といえた。アメリカクロクマでは、トウモロコシ畑における被害対策として被害発生初期からクマを捕獲して遠隔放獣することで再捕獲率が低下すること⁴⁴⁾が示されている。被害が甚大になってからではなく、早期に檻を設置することも今後検討すべきかもしれない。

調査地において、大面積で栽培されるデントコーン畑すべてにおいて簡易電気柵を設置することは、電気柵維持にかかる労力を考慮するとほぼ不可能である。本研究からは、山間部から連続的にのびる河畔林や段丘林といった樹林がクマを里地に引き寄せた一因であることが示唆された。また、強度に餌付いた状態が続くと、クマの行動が大胆になる恐れがあり、トウモロコシ畑にクマを寄せ付けないことがきわめて重要と考える。そのため、今後は長期的視点に立ち、樹林から耕作地へのクマの侵入防止を目的とした電気柵タイプの恒久的な広域侵入防止柵の設置を検討し、人とクマの生活圏が重複しないよう

な生息環境管理を行う必要がある。

謝 辞

クマの捕獲作業にあたっては、長野県上伊那地域振興局林務課、伊那市役所耕地林務課および地元猟友会の方々にご協力いただいた。長野県職員の竹松清志氏には、捕獲時の体毛採取にご協力をいただいた。2015年以前のクマの個体追跡は、木戸きらら氏、河合亜矢子氏、細川勇記氏、日吉晶子氏、中田早紀氏、高畠千尋氏をはじめとする信州大学農学部動物生態学研究室の学生諸氏の協力がなければなしえなかった。クマの年齢査定は長野県環境保全研究所の岸元良輔氏（現：NPO 法人信州ツキノワグマ研究会）にご協力いただいた。以上の方々に、この場を借りて心よりお礼申し上げます。本研究の一部はJSPS 科研費 JP23310030および17 K07563の助成を受けて行われた。

引用文献

- 1) 日本クマネットワーク. 2014. 「ツキノワグマおよびヒグマの分布域拡張の現況把握と軋轢抑止 および危機個体群回復のための支援事業」報告書. 日本クマネットワーク, 茨城, 172 pp.
- 2) Takahata, C., Takii, A. and Izumiyama, S. 2017. Season-specific habitat restriction in Asiatic black bears, Japan. *The Journal of Wildlife Management* 81: 1254-1265.
- 3) 太田猛彦. 2012. 森林飽和. NHK 出版, 東京, 254 pp.
- 4) 長野県. 2017. 長野県第二種特定鳥獣管理計画（第4期ツキノワグマ保護管理）. 長野県, 17 pp.
- 5) 有本勲・岡村寛・小池伸介・山崎晃司・梶光一. 2014. 集落周辺に生息するツキノワグマの行動と利用環境. *哺乳類科学*54: 19-31.
- 6) Bunnell, F. L., Hamilton, T. 1983. Forage digestibility and fitness in grizzly bears. *Bears: Their Biology and Management*, 5, 179-185.
- 7) 羽澄俊裕・小山克己・長縄今日子・釣賀一二三. 1997. ツキノワグマ. 丹沢大山自然環境総合調査報告. 神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, 神奈川県環境部, 神奈川, pp.453-469.
- 8) 中下留美子・岸元良輔・瀧井暁子・橋本操・鈴木彌生子・林秀剛・泉山茂之. 2015. 長野県塩尻市における過去10年間のツキノワグマ捕獲状況と捕獲個体の人里依存度. 信州大学農学部 AFC 報告 13: 89-98.
- 9) 中下留美子・岸元良輔・瀧井暁子・橋本操・鈴木彌生子・林秀剛・泉山茂之. 2016. 2014年長野県大町市におけるツキノワグマの捕獲状況と捕獲個体の人里依存度. 信州大学農学部 AFC 報告14: 51-62.
- 10) 中下留美子・後藤光章・泉山茂之・林秀剛・楊宗興. 2007. 窒素・炭素安定同位体によるツキノワグマ捕獲個体の養魚場ニジマス加害履歴の推定. *哺乳類科学*47: 19-23.
- 11) 山崎晃司. 2017. ツキノワグマ すぐそこにいる野生動物. 東京大学出版会, 東京, 258 pp.
- 12) 出口善隆. 2019. ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) による飼料作物被害—東北地方の事例—. *日本草地学会誌*65: 44-50.
- 13) 名久井忠・箭原信男・高井慎二. 1984. 東北地域におけるトウモロコシの収穫時期, 栽植密度がサイレージの飼料価値と収量に及ぼす影響. *東北農業試験場研究報告*70: 85-103.
- 14) 出口善隆・佐藤衆介・菅原和夫. 2003. 飼料用トウモロコシ圃場におけるツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の行動および被害の実態. *日本畜産学会報*74: 383-388.
- 15) Saito, M., Yamauchi, K. and Aoi, T. 2008. Individual identification of Asiatic black bears using extracted DNA from damaged crops. *Ursus* 19: 162-167.
- 16) 木戸きらら・西野自然・泉山茂之. 2011. 里山・里山に生息するツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) の耕作地への移動経路と利用パターン. 信州大学農学部 AFC 報告 9: 27-32.
- 17) 瀧井暁子・泉山茂之・日吉晶子・細川勇記・小平廣幸・奥原由孝. 2014. 電気柵設置によるツキノワグマの行動変化. 信州大学農学部 AFC 報告12: 25-32.
- 18) Hata, A., Takada, M., Nakashita, R., Fukasawa, K., Oshida, T., Ishibashi Y. and Sato, Y. 2017. Stable isotope and DNA analyses reveal the spatial distribution of crop-foraging brown bears. *Journal of Zoology*, 303: 207-217.
- 19) 日本哺乳類学会種名・標本検討委員会. 2009. 哺乳類標本の取り扱いに関するガイドライン (2009年度改訂版). *哺乳類科学*49: 303-319.
- 20) DeNiro, M.J. and Epstein, S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42: 495-506.
- 21) DeNiro, M.J. and Epstein, S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 341-351.
- 22) Minagawa, M. and Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48: 1135-1140.

- 23) 和田英太郎. 1997. 安定同位体比精密測定法による陸上生態系の解析. 日本生態学会誌47: 333-336.
- 24) Nakashita, R. 2006. Reconstruction of the feeding history of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) by carbon and nitrogen stable isotopes. Ph.D. dissertation. Tokyo University of Agriculture and Technology, Tokyo, Japan. 100 pp.
- 25) Noyce, K. V. and Garshelis, D.L. 2011. Seasonal migrations of black bears (*Ursus americanus*): causes and consequences. Behavioral Ecology and Sociobiology 65: 823-835.
- 26) Worton, B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. Ecological Modelling 38: 277-298.
- 27) Kozakai, C., Nemoto, Y., Nakajima, A., Koike, S. and Ohnishi, N. 2017. Influence of food availability on matrilineal site fidelity of female Asian black bears. Mammal Study 42: 219-230.
- 28) 坪田敏男. 2011. クマの生物学. In: 日本のクマヒグマとツキノワグマの生物学- (坪田敏男・山崎晃司, 編) 東京大学出版会, 東京. pp.1-28.
- 29) Dahle, B. and Swenson, J.E. 2003. Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears *Ursus arctos*. Journal of Animal Ecology 72: 660-667.
- 30) Ishibashi, Y. and Saitoh, T. 2004. Phylogenetic relationships among fragmented Asian black bear (*Ursus thibetanus*) populations in western Japan. Conservation Genetics 5: 311-323.
- 31) Ohnishi, N., and Osawa, T. 2014. A difference in the genetic distribution pattern between the sexes in the Asian black bear. Mammal Study 39: 11-16.
- 32) Rogers, L. L. 1987. Factors influencing dispersal in the Black bear. In (B. D. Chepko-Sade and Z. T. Halpin, eds.) Mammalian dispersal patterns, The University of Chicago Press, Chicago. pp.75-84
- 33) Barber, K.R. and Lindzey, F.G. 1986. Breeding behavior of black bears. Bears: Their Biology and Management 6: 129-136.
- 34) Stenhouse, G., Boulanger, J., Lee, J., Graham, K., Duval, J. and Cranston, J. 2005. Grizzly bear associations along the eastern slopes of Alberta. Ursus 16:31-40.
- 35) Steyaert, S.M.J.G., Endrestøl, A., Hackländer, K., Swenson, J.E. and Zedrosser, A. 2012. The mating system of the brown bear *Ursus arctos*. Mammal Review 42: 12-34.
- 36) Kovach, A.I. and Powell, R.A.2003. Effects of body size on male mating tactics and paternity in black bears, *Ursus americanus*. Canadian Journal of Zoology 81: 1257-1268.
- 37) Zedrosser, A., Bellemain, E., Taberlet, P. and Swenson, J.E. 2007. Genetic estimates of annual reproductive success in male brown bears: the effects of body size, age, internal relatedness and population density. The Journal of Animal Ecology 76: 368-375.
- 38) 泉山茂之・望月敬史・岸元良輔・後藤光章・林秀剛. 2008. 長野県におけるツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の里地への出没時期と年齢査定による大量出没要因の解明. 信州大学農学部 AFC 報告 6: 19-24.
- 39) Koike, S. 2010. Long-term trends in food habits of Asiatic black bears in the Misaka Mountains on the Pacific coast of central Japan. Mammalian Biology 75: 17-28.
- 40) Takahata, C., Nielsen, S. E., Takii, A. and Izumiyama, S. 2014. Habitat selection of a large carnivore along human-wildlife boundaries in a highly modified landscape. PLoS ONE 9: e86181.
- 41) 森智基. 2020. ツキノワグマの食性の種内変異に関する研究. 信州大学大学院総合工学系研究科博士論文, 長野, 90 pp.
- 42) Beckmann, J.P. and Berger, J. 2003. Rapid ecological and behavioural changes in carnivores: the responses of black bears (*Ursus americanus*) to altered food. Journal of Zoology 261: 207-212.
- 43) Hyugens, O.C. and Hayashi, H. 1999. Using electric fences to reduce Asiatic black bear depredation in Nagano prefecture, central Japan. Wildlife Society Bulletin, 27: 959-964.
- 44) Shivik, J.A., Ruid, D., Willging, R.C. and Mock, K.E. 2011. Are the same bears repeatedly translocated from corn crops in Wisconsin?. Ursus 22: 114-119.

Home range dynamics and utilization of agricultural crops in the first two years by Asian black bear: case studies from two individuals

Akiko TAKII*, Rumiko NAKASHITA** and Shigeyuki IZUMIYAMA*

*Shinshu University Institute of Mountain Science

**Forestry and Forest Products Research Institute, Tsukuba

Summary

To demonstrate the initiation of maize (*Zea mays*) consumption by Asian black bear (*Ursus thibetanus*), we analyzed the seasonal home range and utilization of maize crop fields in the foothills of the Central Japan Alps, using Global Positioning System (GPS) telemetry and carbon stable isotope analysis of *U. thibetanus* hair samples. We tracked one female (AF) and one male (RM) black bear for 7 and 12 years, respectively. Stable isotope analysis indicated neither AF nor RM consumed maize during the 2008–2017 and 2011–2018 periods, respectively. The spring and summer home range of these bears was in relatively the same area throughout the survey period, and agricultural crop fields were not utilized during these years. GPS telemetry revealed that AF and RM started to use agricultural crop fields in 2018 (16-year-old) and 2019 (14-year-old), respectively. Both bears started to use crop fields from late August, and the use terminated during early October. Both bears used only one crop field during the first year of maize consumption, but RM used nine crop fields during the second year. Although both bears used crop fields more frequently in the second year, the utilization period and daily duration time in the corn fields of RM significantly increased during the second year. Our study revealed that bears change their food habits at an older age, and such behavior may persist for years.

Key Words: agricultural crop, carbon stable isotope, conflict, *Ursus thibetanus*, *Zea mays*