テンの糞を用いた大規模工事の影響評価

九州歯科大学歯学部総合教育学分野　特任教授　**荒井　秋晴**
いであ株式会社国土環境研究所　副所長　**田悟　和巳**
応用生態技術研究所　所長　**足立　高行**

1．はじめに

イタチ科に属するテン *Martes melampus*（**図1**）は，本州，四国，九州および対馬（亜種ツシマテン *M. m. tsuensis* とされる）に自然分布し，佐渡島と北海道には後に導入され（阿部ほか，1994；Masuda，2009），日本中に広く分布している．北海道の中部，北部および東部には近縁種のクロテン *M. zibellina* が生息している (Hosoda *et al.*, 1999). テンは哺乳綱食肉目だが，動物質ばかりでなく多くの植物質とくに果実類を食することが以前から知られている（朝日・奥浜，1971；大津，1972；白附ほか，1973；鈴木ほか，1977；近藤，1980；鑪・土肥，1991；Tatara and Doi，1994；荒井ほか，2003）．また，イタチ科はその主な生息環境から，ニホンイタチ *Mustela itatsi* やチョウセンイタチ *M. sibirica* のように地表面を主な活動の場とするもの，アナグマ *Meles anakuma* のように地中に適応したもの，カワウソ *Lutra lutra* のように水中に適応したもの，およびテンのように樹上空間に適応したものに分けられる．つまり，テンは森林に適応した中型の哺乳類で，森林生態系の食物連鎖の中で上位に位置する種である．海外のテン属のヨーロッパマツテン *M. martes*，アメリカテン *M. americana*，フィッシャー *M. pennanti* およびクロテンなどでは調査研究が比較的進んでいる（Powell, 1993; Buskirk, *et al.*, 1994; Proulx *et al.*, 1997）．日本のテンについては食性以外に行動圏（鑪・土肥，1991），交尾時期（河内ほか，2003），種子散布（Otani，2002），毛色の季節変化（永里・船越，2010）および糞の DNA 分析による個体数推定（田悟ほか，2013）などの報告がみられる．これらの知見から，テンの生息状況（とくに生息密度や分布状況）は，その生息の場である森林環境をある程度反影していることが予想される．森林環境を総合的に評価することは非常に困難だが，テンのように森林を主な生息の場とし，食物連鎖の上位に位置する種の生態を基に環境を評価することは，有効な方法の一つと考えられる．

図1　樹上生活に適応し，森林を主なすみかとしているテン．（写真：岡田　徹）

そこで，実際に大規模工事が行われている地域におけるテンの生息状況を調査することにより，工事が森林生態系に及ぼす影響の評価を試みた．哺乳類の生態調査は一般に捕獲はもとより目視することさえ困難で，必要なデータが得られにくい．ところが，イタチ科の動物は路上や川原の石の上など，比較的目立つ場所に糞をする習性がある．テンも例外ではない．この習性に着目し，糞の数や分布，内容分析および DNA 分析による個体識別などの結果を用いてテンの生態を予測することにより，大規模工事が森林環境に及ぼす影響の把握を試みた．

2．調査地，調査期間および調査方法の概要

今回の主な調査地は，以下の 4 カ所（**図2**）であった．

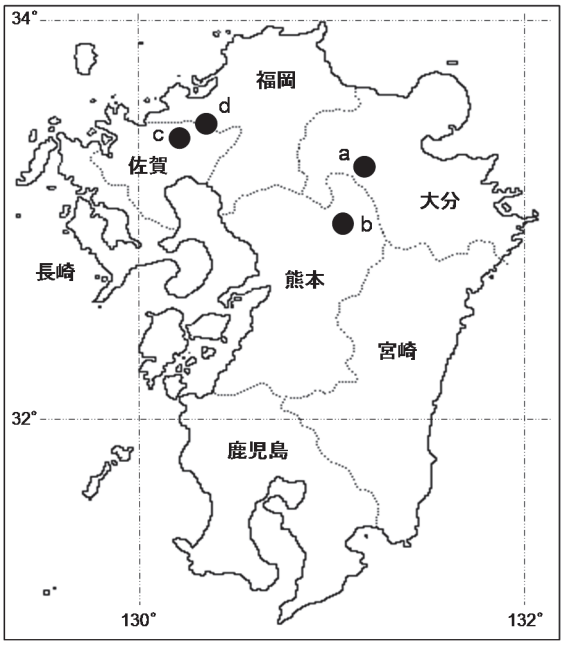

図２　主な調査地，久住（a），阿蘇（b），佐賀（c）および脊振（d）．

大分県竹田市久住町の調査地（以下，久住）は，久住山（標高 1,788m）の南側山麓の標高 700～1,000m の高原で，標高 900m 以上には自然林と人工林がモザイク状に混在する森林が，標高 700m 以下には集落が存在している．その間は広大な草原で，その中に設定した東西約 3,200m，南北約 2,200m の調査地には数条の川が流れ，それらによって浸食された谷沿いには，幅の狭いところで 20～30m, 広いところで 100～150m の落葉広葉樹林が発達している（荒井ほか，2003）．本調査地では，調査ルートでの糞の採取を 1997 年 4 月～2003 年 11 月には 2 カ月毎に, 2004 年 3 月～2006 年 3 月には毎月行った. また，ラジオテレメトリによる行動調査を 1999 年 11 月～2000 年 1 月, 2000 年 12 月～2001 年 1 月および 2001 年 3 月～6 月に行った．首輪式発信器（周波数 145Mhz 帯，約 3 カ月有効，重さ約 16 g）の電波追跡には，無指向性アンテナを備えた車載用受信機および正確な位置確認のための指向性のある携帯用受信機を用いた．

熊本県阿蘇郡の調査地（以下，阿蘇）は，東から西に流れる川沿いの標高 200～500m の河畔林で，東西約 4,000m，南北約 500m であった．北側は水田地帯で，南側はそのまま森林が幅約 1km 存在している．森林は，人工林と落葉広葉樹がほぼ同程度に混在している．本調査地では，テン糞の DNA 分析による個体識別を利用し，個体数推定を試みた． 2005 年 11 月～2008 年 1 月に，12 回の分析を行った．各調査期間は 5～7 日間で，初日に調査ルート上の全ての糞を取り除き，2 日目から連続して DNA 分析用の新鮮な糞を毎早朝に採取した. 糞毎に新しい割箸を使って採取したサンプルを 99.5%エタノールで固定し, 研究室へ冷凍状態で持ち帰り, -25℃で保存した. その後，糞の DNA 抽出およびマイクロサテライト多型解析法による個体識別を，中村ほか（2012）に従って行った．この方法によれば，別個体でありながら同じ遺伝子をもつ個体の出現確率は，非血縁集団で 1/6,435,006, 血縁集団で 1/437 であり，個体識別結果は十分な精度を有した. なお, 検体がテン以外の糞の可能性があるため, 個体識別を行う前にミトコンドリア DNA のチトクロム b 遺伝子領域による種判別を行った．また，個体識別できた検体については，Y 染色体上の遺伝子座 DBY7 と X 染色体上の遺伝子座 DBX5（Hellborg and Ellegren, 2003a, b）を用いて性判別した．

佐賀県佐賀市富士町の調査地（以下，佐賀）は，標高 240～440m の里山の景観で, 東西約 800m, 南北約 1,700m であった．山腹斜面の自然林や棚田の多くが人工林に転換され約半分を占めているが，その中に常緑広葉樹林と落葉広葉樹林が約 30％点在した．ここでは，嘉瀬川ダム工事の進捗状況と平行して，テンの糞数や分布・内容分析等の調査を行った．それらの結果を元に，工事がテンの生息や森林環境へ及ぼす影響について検討した．嘉瀬川ダムは，2003 年に仮排水路トンネル工事に着手し，2007 年ダム本体のコンクリート打設工事がはじまり，2010 年～2012 年に試験湛水が行われた（**表１**）．工事現場とその周辺に設置したルートにおいて，2004 年 2 月～2014 年 3 月に毎月 1 回の糞採取を行った．また，ラジオテレメトリ調査を，久住と同様の方法で 2005 年 4 月～7 月に行った．さらに，個体識別のための糞の DNA 分析を, 阿蘇と同様の方法で 2006 年 1 月～2008 年 12 月に 10 回行った．

脊振山（標高 1,055m）の中腹で，佐賀県と福岡県の県境に設定した調査地（以下，脊振）は，標高 900～980m で，佐賀の比較対照地として人為的影響のなるべく少ない場所に設置された．ここでは，佐賀と同様の方法で

表１　嘉瀬川ダムにおける主な事業とテンの糞調査の経緯.

年	月	日	経　　緯
2003	7		仮排水路トンネル工事に着手
	11		テン糞採取の予備調査開始
2004	2		テン糞採取の本格調査開始
2007	10		嘉瀬川ダム本体コンクリート打設開始
2009	12		ダム本体コンクリート打設完了
2010	10	19	試験湛水開始
2011	8	31	常時満水位（標高292.5m）到達（水位上昇）
	11	19	洪水時最高水位（サーチャージ水位：標高300.0m）到達
2012	2	13	常時満水位到達（水位降下），試験湛水完了
	3	20	嘉瀬川ダム竣工
	4	1	管理開始
	12		テン糞採取調査の終了

（事業経緯は嘉瀬川ダム工事事務所提供より抜粋）

2004年2月～2014年3月に原則として毎月1回の糞採取を行ったが,積雪や豪雨などで調査できない月もあった.

なお，有為差検定には Wilcoxon 符号化順位検定，および一般科線形混合モデル（GLMM：データが従う確率分布はポアソン分布と仮定）を用いた.

３．食性

テンは，森林での様々な動植物を餌とし，食物連鎖の上位に位置していることを確かめるため，久住で9年間に2,334個，佐賀で3年間に3,288個，計5,622個の糞内容分析を行った．なお，採取した糞がテンのものである確率は，調査月により若干異なるが，佐賀における糞のDNA 分析（種判別）結果から 85～93％であった（未発表）.

表２　久住と佐賀における糞中の動物質と植物質の月別平均出現頻度.

調査月	久住（総糞数2,334個）			佐賀（総糞数3,288個）		
	糞サンプル数	動物質（%）	植物質（%）	糞サンプル数	動物質（%）	植物質（%）
1月	162	54.9	76.5	469	32.2	94.2
2月	114	90.4	50.0	259	45.6	83.4
3月	74	87.8	31.1	140	62.1	49.3
4月	167	98.2	5.4	119	94.1	21.8
5月	77	88.3	29.9	57	93.0	5.3
6月	216	54.6	81.9	604	32.8	73.0
7月	42	97.6	19.0	132	66.7	47.7
8月	99	84.8	31.3	572	44.4	72.2
9月	129	65.1	94.6	131	22.9	97.7
10月	431	65.7	88.2	365	32.3	72.1
11月	305	53.1	84.3	273	24.2	93.4
12月	518	58.3	85.5	167	31.7	93.4
±SD	194.5±149.7	74.9±17.8	56.5±31.9	274.0±187.2	48.5±25.1	67.0±30.1

月別の出現頻度は季節により異なるが（**表２**），年間平均においては,久住では動物質が74.9%で植物質の56.5%より高かったが，佐賀では逆に植物質が67.0％で動物質の 48.5%より高かった，両調査地とも動物質と植物質の間で有意差は認められなかったが（久住 p=0.0999，佐賀 p=0.0885），久住で動物質に偏る傾向が強かったのは，標高の低い佐賀に比べ高い久住では餌となる植物の種数や量が少ないためと考えられる．**表３**に，久住と佐賀における糞中の月別出現頻度の上位5位までを示した．餌動物としては，哺乳類（ネズミ科，モグラ科，ウサギ科，イノシシ科，イヌ科など），鳥類，爬虫類，両生類，昆虫類（甲虫類，バッタ類，コオロギ類，カマキリ類，セミ類など），魚類，カニ類（主にサワガニ *Geothelphusa dehaani*），陸産貝類および小動物類（クモ類，ムカデ類など）が確認された．テンの仲間は，餌に食虫類を忌避するという報告もあるが（Buskirk *et al.*, 1996），久住や佐

表３　久住と佐賀における糞中の月別平均出現頻度（%）が上位5位までの餌内容.

調査月	調査地	1位		2位		3位		4位		5位	
1月	久　住	哺乳類	37.0	キカラスウリ	30.2	昆虫類・小動物類	27.2	カキノキ	17.9	サルナシ	16.0
	佐　賀	カキノキ	40.1	ムベ	35.8	フユイチゴ	21.3	昆虫類・小動物類	19.0	哺乳類	13.4
2月	久　住	哺乳類	50.0	昆虫類・小動物類	43.9	鳥類	34.2	キカラスウリ	23.7	カキノキ	9.6
	佐　賀	カキノキ	54.8	昆虫類・小動物類	28.2	フユイチゴ	18.5	哺乳類	17.8	ムベ	11.6
3月	久　住	哺乳類	59.5	昆虫類・小動物類	39.2	鳥類	24.3	ケンポナシ	12.2	キカラスウリ	5.4
	佐　賀	哺乳類	48.6	カキノキ	30.7	昆虫類・小動物類	20.0	鳥類	5.0	サルナシ	5.0
4月	久　住	哺乳類	68.9	昆虫類・小動物類	40.7	魚・カニ・陸産貝	21.0	鳥類	18.6	ツチアケビ	1.8
	佐　賀	哺乳類	72.3	ツバキ	15.1	両生・爬虫類	14.3	昆虫類・小動物類	13.4	鳥類	5.9
5月	久　住	哺乳類	53.2	昆虫類・小動物類	44.2	クサイチゴ	22.1	鳥類	20.8	サクラ類	5.2
	佐　賀	哺乳類	68.4	昆虫類・小動物類	24.6	両生・爬虫類	12.3	魚・カニ・陸産貝	10.5	不明動物	3.5
6月	久　住	サクラ類	35.6	クマイチゴ	35.2	昆虫類・小動物類	34.7	オオシマザクラ	32.9	哺乳類	23.6
	佐　賀	クサイチゴ	33.3	ヤマザクラ	25.3	哺乳類	17.7	昆虫類・小動物類	16.4	ビロードイチゴ	8.1
7月	久　住	昆虫類・小動物類	83.3	魚・カニ・陸産貝	23.8	哺乳類	19.0	オオシマザクラ	4.8	ウワミズザクラ	4.8
	佐　賀	昆虫類・小動物類	56.1	コウゾ	25.0	哺乳類	13.6	タブノキ	12.1	ヤマグワ	9.8
8月	久　住	昆虫類・小動物類	69.7	魚・カニ・陸産貝	44.4	哺乳類	29.3	サルナシ	15.2	ウワミズザクラ	13.1
	佐　賀	ウワミズザクラ	54.7	昆虫類・小動物類	40.4	エノキ	9.4	イヌビワ	8.4	哺乳類	8.0
9月	久　住	アケビ	55.8	昆虫類・小動物類	41.1	サルナシ	38.0	魚・カニ・陸産貝	23.3	哺乳類	12.4
	佐　賀	イヌビワ	59.5	カキノキ	38.9	昆虫類・小動物類	20.6	ヤマボウシ	10.7	サルナシ	9.9
10月	久　住	サルナシ	56.1	昆虫類・小動物類	48.3	アケビ	29.2	魚・カニ・陸産貝	23.2	哺乳類	22.0
	佐　賀	アケビ	25.8	カキノキ	25.2	昆虫類・小動物類	21.6	エノキ	17.3	サルナシ	10.4
11月	久　住	サルナシ	54.8	昆虫類・小動物類	32.8	哺乳類	25.9	魚・カニ・陸産貝	10.5	キカラスウリ	8.9
	佐　賀	ムベ	26.0	カキノキ	22.0	サルナシ	16.5	アケビ	16.5	昆虫類・小動物類	13.9
12月	久　住	哺乳類	31.9	アキグミ	22.6	キカラスウリ	19.3	カキノキ	16.0	サルナシ	15.1
	佐　賀	フユイチゴ	56.3	カキノキ	28.1	昆虫類・小動物類	21.0	ヒサカキ	18.0	イヌホオズキ	12.0

賀ではモグラ科の毛が確認され，食虫類を含む多くの動物が餌対象となっていた（荒井ほか，2003）．一方，餌植物のほとんどがサルナシ *Actinidia arguta*，アケビ *Akebia quinata* およびカキノキ *Disopyros kaki* などの果実類であった．糞中で確認された植物の種数は，久住で 34 種と佐賀で 43 種であった．北部九州 20 カ所における出現種数は 21 種～48 種で，全調査地では 79 種に達した．多くの調査地に共通する種もあるが，調査地により種数には幅があり，地域，季節および調査年（豊凶）によっても少しずつ異なった（未発表）．また，晩春から初夏と秋には果実類を，夏には昆虫類を冬から春には哺乳類，鳥類，爬虫類と季節により主体となる餌が変化し（**表３**），これらの変化は仔の誕生から独り立ちまでの成育過程（Tatara,1994）とも密接に関連していると考えられる（荒井ほか，2014b）．さらに，餌対象種の多くが，森林から林縁部に生息・生育していることも分かっている（荒井ほか，2003）．これらのことから，地域や季節により餌対象種に違いがあるものの，テンは森林生態系において多くの動植物を餌とし，食物連鎖の上位に位置することは確かである．

４．行動圏と生息環境

久住（3 個体）と佐賀（2 個体）について，ラジオテレメトリによるテンの行動を調査した．基本的な 1 日の行動は，日没頃に目覚め，しばらく（1 時間程度）は塒（ねぐら）の周囲に留まった．その後活動を開始し，短時間（10～20 分程度）同じ場所に留まる行動を繰り返しながら深夜まで動き回り続けた．日付が変わる頃から午前 3 時頃にかけて，休息のためか，活動をほとんど停止した．早朝に活動を再開し，日の出後に塒に落ち着いた．この時の塒は，必ずしも前日と同じとは限らなかった．その他，昼夜逆転して昼間に活動する場合，昼夜とも全く活動しない場合，時々1 時間程度の休息を取りながらほぼ 1 昼夜活動し続ける場合等も観察された．活動パターンを決める要因が何かは分からないが，少なくとも天候には左右されるようで，雨や冬の低温日には活動を休むことが多かった．しかし，曇天の昼夜あるいは降雪や積雪の昼間には，比較的活発に動き回る傾向もみられた．

また，1 日の活動開始後，最初から一定の広い範囲をゆっくりと動き回るケースと，まず目的地まで素早く移動し，到着後その周囲の狭い範囲をしばらく活動し，再び次の目的地まで素早く移動するというパターンを 1 晩に数回繰り返すケースが観察された．多くが前者で，この時の行動範囲はテンが日頃集中的に活動する地域（コアエリア）と考えられる．後者は，コアエリアより広い範囲で，基本的に行動圏の最も広い範囲（活動エリア）と考えられる．活動エリアの端までは稀にしか訪れなかったが，それはテンの行動圏（home range）が緩やかだからと考えられる．このことは，定着個体と非定着個体から構成される（後述）中で，定着個体の行動圏内を非定着個体が頻繁に移動していると思われること，あるいはウワミズザクラ *Padus grayana* やカキノキのように果実をつける植物が散在する場合，それらを多数個体が同時に利用していること（未発表）からも示唆される．

久住と佐賀における受信ポイントから，最外郭法により求めたコアエリアと活動エリア，および行動圏の解析に用いられるカーネル法（佐伯ほか，2006）により求めた 50％行動圏と 95％行動圏を**表４**に示した．それぞれの行動範囲において，久住と佐賀の調査地間での有意差は

表４　久住と佐賀におけるテンの行動圏．

調査地	個体名（性・齢）	最外郭法			カーネル法		
		コアエリア（長径m）		活動エリア（長径m）	50%行動圏（長径m）		95%行動圏（長径m）
久住	ヒサコ（雌・成獣）	830	－	2,600	861	417	2,556
	ヒサオ（雄・成獣）	580	－	2,300	600	－	2,360
	スミオ（雄・亜成獣）	850	－	2,600	960	380	2,640
	平均　Mean±SD	753.3±150.4		2,500±73.2	643.6±259.9		2,519±143.7
佐賀	ハタセ（雄・成獣）	600	－	750	488	－	756
	カセ（雌・成獣）	600	300	1,100	212	206	1,125
	平均　Mean±SD	500.0±173.2		925.0±247.5	302.0±161.1		940.5±260.9
両地平均	Mean±SD	626.7±200.8		1,870±880.1	515,5±278.0		1,887±880.1

表５　久住と佐賀における活動時および塒（休息場）における環境別の滞在時間と頻度.

調査地	個体	総受信時間（分）	活動時間					塒（休息場）時間			
			総時間（分）	環境別の滞在時間（分）と頻度（%）				総時間（分）	環境別の滞在時間（分）と頻度（%）		
				自然林	人工林	草地（久住）耕作・伐採跡地（佐賀）	人工施設		自然林	人工林	人工施設（久住）丘陵伐採跡地（佐賀）
久住	ヒサコ	3,799	1,433	784(54.7)	219(15.3)	132(9.2)	298(20.8)	2,366	1,497(63.3)	290(12.3)	579(24.5)
	ヒサオ	2,312	1.317	296(22.5)	156(11.8)	295(22.4)	570(43.3)	995	575(57.8)	0(0)	420(42.2)
	スミオ	8,372	5,916	4,894(82.7)	710(12.0)	312(5.3)	0(0)	2,456	2,246(91.4)	210(8.6)	0(0)
	Total	14,483	8,666	5,974(68.9)	1,085(12.5)	739(8.5)	868(10.0)	5,817	4,318(74.2)	500(8.6)	999(17.2)
佐賀	ハタセ	4,536	3,264	2,299(70.4)	713(21.8)	252(7.7)	-	1,272	1068(84.0)	72(5.7)	132(10.4)
	カセ	3,518	2,534	1,244(49.1)	826(32.6)	464(18.3)	-	984	764(77.6)	106(10.8)	114(11.6)
	Total	8,054	5,798	3543(61.1)	1539(26.5)	716(12.3)	-	2,256	1832(81.2)	178(7.9)	246(10.9)

認められなかった．そこで，平均値で比較すると，コアエリア（626.7±200.8m）は 50%行動圏（515.5±278.0m）に近似し，両者間に有意差は認められなかった（p 値=0.4757）．同様に，活動エリア（1,870±880.1m）は 95%行動圏（1,887±880.1m）に近似し，両者間にも有意差は認められなかった（p 値=0.8340）．また，これらはツシマテンの行動圏 0.44～1.24 ㎢（鑪・土肥，1991；Tatara and Doi，1991）を含む結果でもあった．

草原の一部である谷筋に森林が存在する久住において，ラジオテレメトリで追跡していると，テンは草原や人工施設も利用するが，多くの時間を自然林で過ごしているように思われた．そこで，久住と佐賀において，全受信ポイントを活動時間と塒（休息場）時間に分け，それぞれ自然林，人工林，草地および人工施設や丘陵伐採跡地に環境区分し，それらの環境に明らかに滞在したと思われる時間と頻度を求めた（**表５**）．調査地や個体によって差があるが，塒ではいずれの個体も自然林の利用率が 57%～91%と高かった．活動時の自然林の利用には大きな個体差がみられるが，Total では両調査地とも自然林の利用が 60%以上で，人工林も併せた森林全体では 80%以上に達した．改めて，テンの森林への高い依存性が示唆された．

５．テン糞の DNA 分析による個体識別

阿蘇（12 回の調査）では，591 検体から DNA が検出され，95 個体の個体識別ができた．佐賀（10 回の調査）では，360 検体から DNA が検出され，50 個体の識別ができた．その結果，両調査地域の多くの個体が初確認であったが，一部の個体が調査期間を通して複数回確認できた．そこで，同一個体が 6 カ月以上にわたって確認された場合その個体を定着個体とし，それ以外の個体を非定着個体とした（田悟ほか，2013）．ただし，1 回確認された後，半年以上経過して再度 1 回だけ確認された個体は非定着個体とした．従って，一定地域におけるテンの個体群は，定着個体と非定着個体から構成されていることになる．阿蘇と佐賀における定着個体の確認期間，および非定着個体の調査月別の平均個体数を**表６**に示した．阿蘇の定着個体は 13 個体（13.7%）で，6 カ月～27 カ月間確認された．非定着個体は 82 個体（86.3%）で，9 月

表６　阿蘇と佐賀における定着個体の確認期間および非定着個体の月別の平均確認個体数.

調査地			確認期間（上）と定着個体数（下）										確認個体数
	阿蘇	定着個体	27カ月	24カ月	20カ月	18カ月	17カ月	16カ月	14カ月	12カ月	7カ月	6カ月	
			3	1	2	1	1	1	1	1	1	1	13
		非定着個体	調査月別の平均の非定着個体数										確認個体数
			Jan.	Feb.	May.	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec	
			0	1	5	4	5	6	13	21	4	9	82
	佐賀	定着個体	確認期間（上）と定着個体数（下）										確認個体数
			36カ月	29カ月	27カ月	24カ月	15カ月	10カ月	－	－	－	－	
			2	1	4	1	1	1	－	－	－	－	10
		非定着個体	調査月別の平均の非定着個体数										確認個体数
			Jan.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Nov.	Dec.	－	－	
			5	0	0	11	5	7	1	4	－	－	40

～10 月に多かった．一方，佐賀の定着個体は 10 個体（20.0%）で，10 カ月～36 カ月間確認された．非定着個体は 40 個体（80.0%）で，6 月に多かった．今回の定着個体の定住期間は個体識別調査の期間に左右されており，もっと長期間の継続調査を行えば，より長い定住期間が得られた可能性は高い．また，大多数を占める非定着個体の数は，移動の頻度に比例していると考えられる．移動を誘引する要因には様々なことが考えられるが，田悟ほか（2013）は阿蘇で 9～10 月に非定着個体数が増加したことについて仔の分散が 1 つの要因としながら，全てを説明できないとしている．そこで，その他の要因として，佐賀の 6 月は晩春から初夏の果実の季節であり，阿蘇は秋の果実の季節であることから，餌の果実を求めての移動が考えられる．6 月は仔育て（授乳）中で（Tatara,1994，細田・鑪，1996），9～10 月は冬を控えた体脂肪の蓄積のため，より多くの果実を必要としていると思われる．さらに，定着個体が緩い行動圏をもつことが，多くの個体の移動を可能にしていると考えられる．ただし，佐賀の秋と阿蘇の春に非定着個体数の明らかな増加が認められなかったことについては，恐らく調査地ごとの餌植物の分布や量の違いが関係していると考えられるが，今後の課題である．

5-1　糞の個体識別を利用した個体数推定

田悟ほか（2013）は，阿蘇と佐賀において，DNA による識別個体数と糞 DNA 解析法による推定個体数を比較している．糞 DNA 解析法とは，除去法を基本とし，調査地での毎日の初確認個体数の代わりに，DNA 分析により新しく確認された個体数を用いて算出したものである．調査毎の識別個体数は，阿蘇で平均 14.0 個体（6～30 個体），佐賀で平均 8.7 個体（1～17 個体）であった．また，糞 DNA 解析法による推定個体数は阿蘇で−5.0～54.3 個体，佐賀で−8.8～26.0 個体であった．しかし，これにはマイナスの個体数など除去法の前提条件を満足しないデータが含まれる．従って，これらのデータを除いた（阿蘇 2 データ，佐賀 2 データ）推定個体数は，阿蘇で平均 20.0 個体（7.4～54.3 個体），佐賀で平均 13.0 個体（1.0～26.0 個体）であった．調査地内で実際にテンが利用している面積は，阿蘇で 103ha，佐賀で 93ha であった．よって，実際に確認された識別個体数の平均より求めた個体群密度は，阿蘇で 0.14 個体/ha，佐賀で 0.09 個体/ha であった．一方，糞 DNA 解析法より求めた平均密度は，阿蘇で 0.19 個体/ha，佐賀で 0.13 個体/ha であった．これらの数値の妥当性について，これまでテンの個体群密度に関する報告がないため検討できないが，海外の同じテン属（マツテン，フィッシャー，アメリカテンで 0.0014～0.0076 個体/ha）と比較した場合，テンがはるかに高かった．これについて，田悟ほか（2013）は調査方法の違いを指摘している．

糞 DNA 解析法にはまだ多くの課題が残され，調査方法の工夫や様々な調査地での検証などが今後必要である．しかし，今回得られた実際の識別個体数と糞 DNA 解析法により求めた個体群密度に大きな差が認められなかったことから，糞を用いた個体数の推定に一定の有効性が示唆された．つまり，糞採取の条件などにもよるが，サンプリングされた糞数は周辺の生息数をある程度反影していると考えられる．

5-2　受信ポイントと識別個体の糞分布の比較

佐賀において，ラジオテレメトリで得られた受信ポイントと，実際に糞の DNA 分析により個体識別できた個体の糞分布を比較することにより，糞の分布から行動範囲を推定することの可能性について検討した．**図３**は，ラジオテレメトリで 2005 年 4 月～7 月に追跡できた雌雄各 1 個体の受信ポイント（**図３上**），および DNA 分析により個体識別できた No.1 個体（最も長期間確認できた定着個体）の 2006 年 1 月～2007 年 4 月における糞の分布状況（**図３下**）を示した．その結果，両者の分布域が大きく異なることはなく，糞の分布からおおよその行動範囲を予測できることの可能性が示唆された．しかし，この方法は糞採取ルートの設定や採取方法などの条件の違いによって，結果が大きく左右される可能性が高い．また，今回わずか 1 例と少なかった．今後，調査例数を増やすとともに，調査や解析の方法を確立していく必要がある．

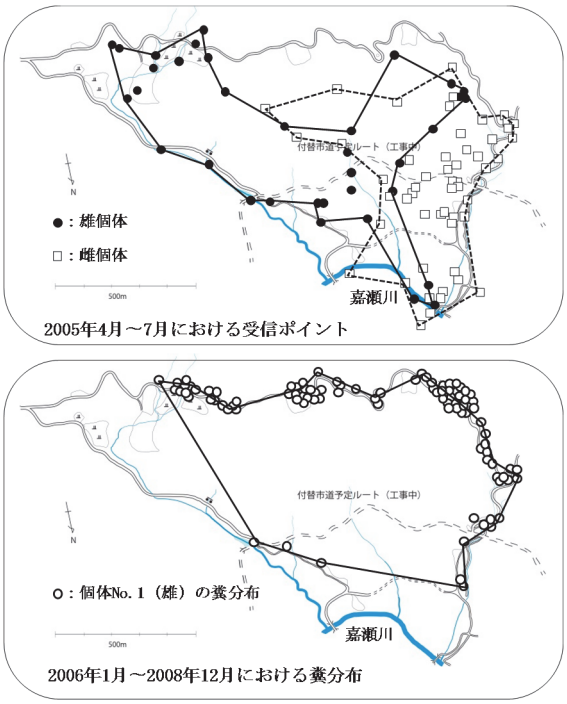

図３　佐賀においてラジオテレメトリにより得られた受信ポイント（上）と，DNA 分析による識別個体 No.1 の糞分布状況（下）．

６．糞サンプル数の変動からみたダム工事の影響

テンの糞サンプル数や分布は，ある程度その生息状況を反影していることが示唆されたことから，佐賀において 2004 年 2 月～2014 年 3 月の長期間にわたり，糞数の変動と実際の嘉瀬川ダム工事との関連を検討した．なお，比較対照として脊振での調査を行った．**図４**に，両調査地における糞数の変動と，嘉瀬川ダムの主な工事の進捗状況を示した．

両調査地とも糞数は時間の経過とともに減少傾向にあったが，とくに佐賀では原石山・土捨場工事が本格化した 2006 年秋頃からその傾向が顕著になった．そこで，ダム本体工事の開始前を前期（2004 年～2006 年），工事の最盛期を後期（2007 年～2009 年）とし，前・後期の間で糞数に違いがあるか調査地別に検証した．その結果，脊振では有為差が認められなかったが（p 値=0.0873），佐賀では前期に比べ後期は明らかに少なかった（p 値=0.0003）．GLMM 解析の結果でも，糞数が 2007 年以降に両調査地とも減少しているが，その減り方は脊振より佐賀が明らかに大きかった（荒井ほか，2014b）．ダム本体の打設工事が終了した 2010 年以降も，佐賀では糞数の少数傾向が続いた（**図４**）．

佐賀での糞数の減少について，工事以外の要因として，テンの生息の場である森林とその林縁部における餌条件の変化が考えられた．そこで，両調査地で採取した 13,739 個の糞内容分析を基に，主な動物質 7 グループ（ネズミ類，ウサギ類，モグラ類，鳥類，両生・爬虫類，昆虫類，魚類）と植物質 7 種（ヤマザクラ，ヤマグワ，サルナシ，ウラジロノキ，アケビ，フユイチゴ，ヒサカキ）について GLMM 解析を行なった．その結果，前期と後期で糞内容物に違いは認められず，餌の質や対象の変化による減少ではないことが分かった．つまり，佐賀での糞数の減少は，工事の進捗状況とある程度一致していることから，ダム工事の何らかの影響を受けたためと考えられる．

工事による影響として，まず騒音，振動，人・車・重機の頻繁な往来および夜間照明等の直接的な要因が考えられる．今回，これら各要因がテンの生態にどの程度の影響を及ぼしたかは不明である．しかし，識別個体 No.1 の糞分布（**図３下**）にみられるように，定着個体はダム工事の最盛期（2006 年 1 月～2008 年 12 月）であっても工事現場（「付替市道予定ルート」より嘉瀬川側）からたびたび糞が確認された．また，糞数の減少が緩やかであったことなどから，これら直接要因の影響は小さいと考えられる．その一方で，圧倒的多数を占める非定着個体（**表６**）の糞は，最盛期に工事現場でほとんど確認されなかった．つまり，定着個体は工事が本格化しても生息地に固執するが，本来移動しながら生活している非定着個体は，本格工事の進行に伴い工事現場およびその周辺から次第に遠ざかっていったと考えられる．従って，佐賀における個体数の減少は非定着個体の減少にはじまり，次第に定着個体に及んだと推察される．さらに，次第にゆっくりと影響を及ぼした要因に，工事の進行に伴う森林，とくに自然林の減少が考えられる．実際に，ダムの本格工事開始前の 2005 年から試験湛水でサーチャージ水位到達した 2011 年の間に，伐採や水没により自然林がかなり広範囲（主に**図３**の「付替市道予定ルート」より嘉瀬川側）に消失している（荒井ほか，2014a）．上述し

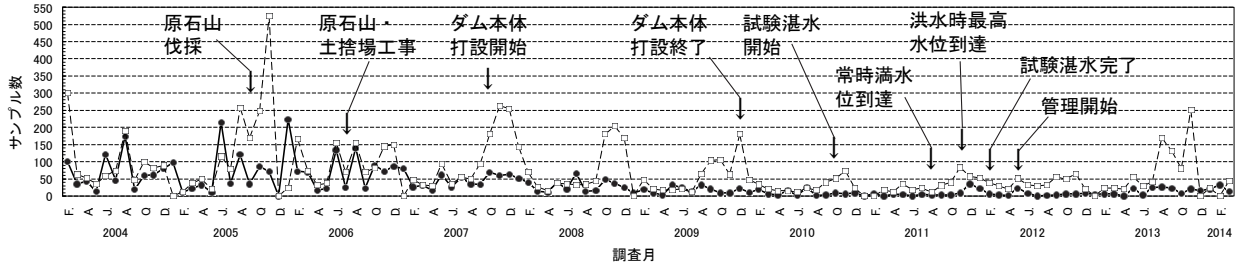

図４　ダム建設工事が行われた佐賀（●）と人為的影響が少ない脊振（□）における 2004 年 2 月～2014 年 3 月の糞サンプル数の変動.

たように，餌の質や対象の変化は考えられない事から，工事の進行に伴う自然林の消失拡大が，テンの餌量や生息場の減少および劣化を次第にもたらし，糞数つまり生息数減少の要因になったと考えられる.

試験湛水開始の 2010 年 10 月以降，佐賀における糞数の回復状況を検証するため，脊振とともに GLMM 解析を行なった．その結果，脊振ではやや増加が確認されたが，佐賀では認められなかった（**図４**）．そこで，試験湛水開始後に完成した付替市道（**図３**）をメインに新たな採取ルート（佐賀新）を設定し，糞のサンプリングを行った. **図５**に, 佐賀新と脊振における 2010 年 10 月～2014 年 3 月の糞数の変化を示した．その結果，ダム本体のコンクリート打設完了から約2年が経過した2011年末頃から，佐賀での緩やかな回復傾向がみられた。2013 年には脊振とほぼ同程度となり，糞数の回復が認められた．この回復をもたらした要因が何なのか，残された自然林の環境と何らかの関係があるのかなど，さらに追跡調査を行い，今後検討を重ねていくことが重要である.

７．最後に

以上述べてきたように，食肉目イタチ科のテンは森林とくに自然林を主な生息の場とし，食物連鎖の上位に位置することから，森林環境を評価する 1 指標種となり得ることが明確となった．その調査方法として，困難なテンの捕獲や直接観察によるのではなく，その糞を用いて生息状況を把握することの可能性が示唆された. 実際に，ダム工事現場における長期にわたる糞数の推移から，工事の進捗状況に伴うテンの生態を把握し，工事が周辺の森林に与える影響をある程度予測できた．糞を用いた方法はまだ緒に就いたばかりで，多くの課題が残されている．今後も事例を増やし，調査および影響評価の方法を確立していく必要がある．確立できれば，工事などが周囲の環境に与える影響を，短期間に比較的容易に把握できるようになると思われる.

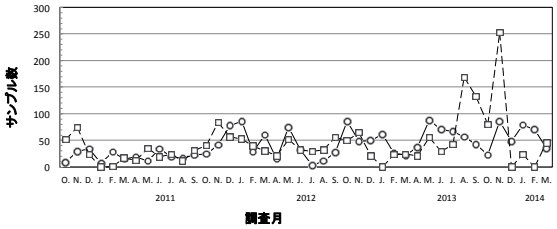

図５　佐賀新（○）と脊振（□）における 2010 年 10 月～2014 年 3 月の糞サンプル数の変動.

８．謝辞

久住と佐賀において，糞のサンプリングと内容分析をお手伝いいただいた応用生態技術研究所の桑原佳子氏，阿蘇の糞採取とラジオテレメトリ調査にご協力いただいた、いであ株式会社の松村 弘氏，糞の DNA 分析を一手に引き受けて下さった同じくいであ株式会社の中村匡聡氏，およびデータの統計処理にアドバイスいただいた一般財団法人水源地環境センターの一柳英隆氏に心から御礼申し上げる．また，本研究の一部は一般財団法人水源地環境センターの水源地研究会の一員として行われた．佐賀の調査では，国土交通省嘉瀬川ダム工事事務所（現嘉瀬川ダム管理支所）に全面的なご協力をいただいた．深謝申し上げる.

参考文献

1）阿部　永・石井信夫・金子之史・前田喜四雄・三浦慎悟・米田政明. 1994. 日本の哺乳類. 東海大学出版会, 東京，195pp.

2）荒井秋晴・足立高行・桑原佳子．2003．久住高原におけるテン *Martes melampus* の食性．哺乳類科学　43：9-28.

3）荒井秋晴・足立高行・桑原佳子・一柳英隆．2014a．ダム建設工事におよび試験湛水が森林性哺乳類テン *Martes melampus* の生息に与える影響．水源地生態研究会報告書（平成 20～24 年度）：303-313.

4）荒井秋晴・浅見和弘・一柳英隆．2014b．ダム湖沿岸の哺乳類による利用.「ダムと環境の科学　Ⅲエコトーンと環境創出」（谷田一三・江崎保男・一柳英隆編著），pp.213-232．京都大学学術出版会，京都.

5）朝日　稔・奥浜明子．1971．糞内容より見たツシマテンの食性．武庫川女子大学紀要食物学編　19：1-9.

6）Buskirk, S. W., Ma, Y., Xu, L. and Jiang, Z. 1996. Diets of, and prey selection by, sables (*Martes zibellina*) in Northern China. J. Mamm. 77：725-730.

7）Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. G. and Powell, R. A. 1994．Martens, sables, and fishers: biology and conservation. Cornell University Press, Ithaca, 484pp.

8）Hellborg, L. and Ellegren, H. 2003a. Y chromosome conserved anchored tagged sequences (YCATS) for the analysis of mammalian male-specific DNA. Molecular Ecology 12：283-291.

9）Hellborg, L. and Ellegren, H. 2003b. Low levels of nucleotide diversity in mammalian Y chromosomes. Molecular Biology and Evolution. 21：158-163.

10）Hosoda, T., Suzuki, H., Iwasa, M. A., Hayashida, M., Watanabe, S., Tatara, M. and Tsuchiya, K. 1999．Genetic relationships within and between the Japanese marten *Martes melampus* and the sable *M. zibellina,* based on variation of mitochondrial DNA and nuclear ribosomal DNA. Mammal Study 24：25-33.

11）細田徹治・鑪　雅哉．1996．テンとエゾクロテン．「日本動物大百科Ⅰ　哺乳類Ⅰ」（日高敏隆監修），pp. 136-139．平凡社，東京.

12）河内紀浩・山本祐治・今井　清．2003．野生雄ホンドテンにおける精巣サイズ，血漿テストステロン濃度ならびに行動の周年変化．哺乳類科学　43：93-98.

13）近藤高貴．1980．芦生演習林におけるホンドキツネ（*Vulpes vulpes japonica*）とホンドテン（*Martes melampus melampus*）の食性．大阪教育大学紀要　29：19-23.

14）Masuda, R. 2009. Carniora, Mustelidae, *Martes melampus* (Wagner, 1840).「The Wild Mammals of Japan」Ohdachi, S. D., Ishibashi, Y., Iwasa, M. A., Saitoh, T., eds. SHOUKADOH, Kyoto：pp.250-251.

15）永里歩美・船越公威．2010．九州南部におけるニホンテン *Martes melampus* の季節的な毛色変化．哺乳類科学　50： 181-186.

16）中村匡聡・松村　弘・田悟和巳・荒井秋晴．2012．マイクロサテライト DNA 多型解析によるテン *Martes melampus* の個体識別．DNA 多型　20：334-339.

17）大津正英．1972．テンの冬期の食性．応動昆　16：75-78.

18）Otani, T. 2002. Seed dispersal by Japanese marten *Martes melampus* in the subalpine shrubland of northern Japan. Ecological Research 17：29-38.

19）Powell, R. A.　1993．The fisher: life history, ecology, and behavior. The University of Minnesota Press, London, 237pp.

20）Proulx, G., Bryant, H. N. and Woodard, P. M. 1997. Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, 474pp.

21）佐伯 緑・早稲田宏一．2006．ラジオテレメトリを用いた個体追跡技術とデータ解析法．哺乳類科学　46：193-210.

22）白附憲之・朝日　稔・吉田久子．1973．ホンドテンの食性．武庫川女子大紀要教育学編　20・21：45-56.

23）鈴木茂忠・宮尾巌雄・西沢寿晃・高田靖司．1977．木曾駒ヶ岳の哺乳類に関する研究第Ⅲ報　木曾駒ヶ岳東斜面低山帯上部および亜高山帯におけるホンドテンの食性．信州大学農学部紀要　14：147-177.

24）田悟和巳・荒井秋晴・松村　弘・中村匡聡・足立高

行・桑原佳子．2013．糞から抽出された DNA を用いたテン *Martes melampus* の個体数推定．哺乳類科学 53：311-320.

25）鑪　雅哉・土肥昭夫．1991．ツシマテン．（長崎県教育委員会編），長崎県文化財調査報告書第 102 集　対馬天然記念物緊急調査報告書, pp.105-126，長崎県，長崎.

26）Tatara, M.　1994．Notes on the breeding ecology and behavior of Japanese martens on Tsushima Islands, Japan. J. Mamm. Soc.Japan　19：67-74.

27）Tatara, M. and Doi, T. 1991．The present ecological status of the Tsushima marten. *In* (Maruyama, N., Bobek, B., Ono, Y., Regelin, W., Bartos, L. and Ratcliffe, P. R. eds.) Wildlife Conservation. pp.144-147, Japan Wildlife Research Center, Tokyo.

28）Tatara, M. and Doi, T. 1994. Comparative analyses on food habits of Japanese marten, Siberian weasel and leopard cat in the Tsushima islands, Japan. Ecol. Res. 9：99-107.