

石川県白山自然保護センター研究報告

第39集

石川県白山自然保護センター

2012

石川県白山自然保護センター研究報告

第 39 集 2012

目 次

論 説

- 白山室堂における外来植物除去作業で採集したアカミタンポポ (*Taraxacum laevigatum*) の染色体
.....三浦憲人・野上達也・吉本敦子..... 1
- 石川県に生育する県指定希少野生植物種オキナグサ *Pulsatilla cernua* (Ranunculaceae) の現状
.....吉本敦子・野上達也..... 5
- 石川県のブナ科樹木3種の結実予測とクマの出没状況, 2012
.....野上達也・中村こすも・小谷二郎・野崎英吉・吉本敦子..... 13
- 白山公園線(石川県)におけるセイタカアワダチソウ (*Solidago altissima*) の分布と除去
.....野上達也・吉本敦子..... 31
- 石川県におけるニホンザル捕獲個体の個体サイズと年齢の関係
.....江崎功二郎・有本 勲・野崎亮次..... 37
- 「白山自然保護調査研究会」平成23年度委託研究成果要約 41

白山室堂における外来植物除去作業で採集したアカミタンポポ (*Taraxacum laevigatum*) の染色体

三 浦 憲 人 ホシザキグリーン財団
野 上 達 也 石川県白山自然保護センター
吉 本 敦 子 石川県白山自然保護センター

CHROMOSOMAL STUDY OF *TARAXACUM LAEVIGATUM* COLLECTED FROM MURODO, MT. HAKUSAN

Norihito MIURA, *Hoshizaki Green Foundation*
Tatsuya NOGAMI, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*
Atsuko YOSHIMOTO, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*

はじめに

白山高山帯・亜高山帯における低地性植物の侵入についての調査は、1993年から1994年にかけて行われた白山高等植物インベントリー調査（石川県白山自然保護センター、1995）に始まり、それからいくつかの報告がされている。その中で、室堂に移入しているアカミタンポポ (*Taraxacum laevigatum* (Willd.) DC.) は2006年9月26日にミヤマタンポポ (*T. alpicola* Kitam.) と同所的に生育しているセイヨウタンポポ (*T. officinale* Weber ex F. H. Wigg.) として確認され（中山ほか、2006）、その後アカミタンポポと同定された（中山ほか、2008）。アカミタンポポは、高山帯の岩礫地である白山室堂のミヤマタンポポの生育地を奪う可能性がある（中山ほか、2008）。

2009年に白山室堂で行われた移入植物除去作業においてアカミタンポポの除去が行われ、除去された3個体について今回染色体の観察を行った。日本に移入されたアカミタンポポは染色体数 $2n=24$ の三倍体のみが知られている（岡部、1951；Takemoto, 1961；Sato et al., 2012）。Takemoto (1961) はアカミタンポポには二次狭窄を持つ3本の染色体があり、異質三倍体であると考えた。また、Sato et al. (2012) は日本で採集した低地性のアカミタンポポの核型に2種類の型が存在することを示している。タンポポ属はRaunkiaer (1903) がセイヨウタン

ポポの柱頭切除実験を行い、発芽能力がある種子ができることを確かめて以来、無融合生殖を行う植物の代表的なものとされてきた（森田、1997）。また、無融合生殖を行うのは三倍体以上であり、これまで国内において三倍体のみが報告されているアカミタンポポは、無融合生殖によって種子形成を行っていると考えられる。そして、無融合生殖によって生じた種子は、母親の遺伝子と同じクローンであり、適応した環境の中では急速に個体数を増やすことができると考えられる。

アカミタンポポに関する染色体の報告は、これまですべて低地帯に分布するものであった（岡部、1951；Takemoto, 1961；Sato et al., 2012）。白山室堂で確認されたアカミタンポポは日本の高山帯において初めての報告である（中山ほか、2008）。高山帯に侵入したアカミタンポポについて染色体数を明らかにするとともに、除去作業で採取した3個体の頭花に瘦果が結実していたため、実験圃場にて発芽させ、親株と同様に染色体数および核型の分析を行い、その関係を調査した。そして、一部の個体に関しては、減数分裂・花粉の観察を行い、生殖能力についても調査した。

材料と方法

染色体観察のため白山室堂で採集した3個体のアカミタンポポは、富山大学実験圃場において栽培用ポットに植え替え栽培した。また、頭花より採取し

た瘦果は栽培用ポットに播種し、発芽したところで個体ごとに栽培用ポットに植え替え栽培した。そして、生長した123個体を染色体観察に用いた。体細胞分裂の観察を発根させた根を用いて行った。根端の1cm程度を切り取り2mM 8-hydroxyquinoline溶液に常温で1時間置いた後、5℃に設定したインキュベータに約15時間入れた。その後1:3に調整した酢酸エタノールで室温1時間固定した。そして、根端を1規定塩酸に入れ替え室温1時間、60℃10分間解離した。その後、根端を水道水で洗浄した。減数分裂の観察を一部の個体の花粉母細胞(PMC)を用いて行った。栽培個体に生じた蕾をニューカマー液に入れ固定した。固定した蕾は1規定塩酸に入れ室温2時間、60℃10分間解離を行った後、水道水で洗浄した。処理を行った根端および蕾から取り出した薬をスライドガラス上に置き、2%ラクトプロピオニックオルセインで染色し、通常の押しつぶし法によってプレパラートを作製した。そして、光学顕微鏡下で観察を行った。花粉はラクトプロピオニックオルセインで染色後、光学顕微鏡下で観察を行った。核型の表記はLaven et al. (1964) に従った。



図1 白山室堂で採集したアカミタンポポの染色体写真

スケールバーは5μm

結果と考察

観察を行った126個体は、すべて染色体数 $2n=24$ であった(図1)。染色体数は国内における過去の報告(岡部, 1951; Takemoto, 1961; Sato et al., 2012)と一致した。また核型はすべて $2n=24=19m+5sm$ であった(図2, 表1)。この核型はTakemoto (1961)の報告と一致しており、同様に二次狭窄を持つ染色体が3本存在し、異質三倍体であると考えられた。また、Sato et al. (2012)が報告した低地性アカミタンポポの2種類の核型のうちの1つと一致していた。瘦果から発芽させた123個体については、親と同じ染色体数および核型であった。

次にPMCを用いた減数分裂の観察について、第一分裂前中期(図3A)において1価および多価染

表1 アカミタンポポの細胞分裂中期像の染色体長, 腕比および核型

No	長さ(μm)	腕比	核型
1	1.0+1.8=2.8	1.8	sm
2	1.0+1.8=2.8	1.8	sm
3	0.8+1.0+1.0=2.8	2.5	sm
4	1.2+1.6=2.8	1.3	m
5	0.9+1.6=2.5	1.8	sm
6	1.0+1.4=2.4	1.4	m
7	0.9+1.5=2.4	1.7	m
8	0.8+1.5=2.3	1.9	sm
9	0.9+1.3=2.2	1.4	m
10	0.9+1.3=2.2	1.4	m
11	0.9+1.3=2.2	1.4	m
12	0.9+1.1=2.0	1.2	m
13	0.9+1.1=2.0	1.2	m
14	0.9+1.0=1.9	1.1	m
15	0.9+1.0=1.9	1.1	m
16	0.9+1.0=1.9	1.1	m
17	0.8+1.0=1.8	1.3	m
18	0.8+1.0=1.8	1.3	m
19	0.8+1.0=1.8	1.3	m
20	0.8+1.0=1.8	1.3	m
21	0.8+1.0=1.8	1.3	m
22	0.8+0.9=1.7	1.1	m
23	0.7+1.0=1.7	1.4	m
24	0.6+1.0=1.6	1.7	m



図2 白山室堂で採集されたアカミタンポポの核型

スケールバーは5μm

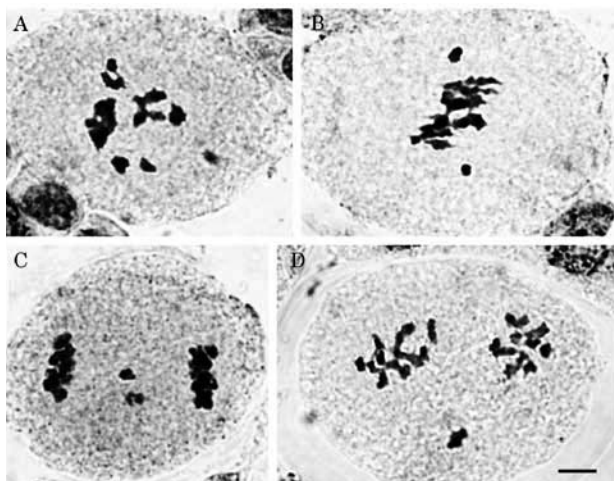


図3 白山室堂で採集したアカミタンポポの花粉母細胞における減数分裂の写真

- A 第一分裂前中期
 - B 第一分裂中期
 - C 第二分裂後期
 - D 第二分裂後期
- スケールバーは5 μ m

染色体が観察された。また、第1分裂中期(図3B)においては赤道面から離れたところにある染色体が観察された。同様に第二分裂中期から後期(図3C, D)を観察したところ、遅延染色体が観察され、正常な減数分裂が行なわれておらず、正常な花粉の形成は行われないと推察された。しかし、正常な減数分裂が行われておらず、まして三倍体であるにもかかわらず四分子期(図4)が観察され、花粉も観察することができた(図5)。観察された花粉には極端に小さなサイズのものが見つかることから、均等な減数分裂は行われていないと推測された。

ところで、外来タンポポであるセイヨウタンポポおよびアカミタンポポの三倍体は、正常な交配を行わず、無融合生殖により多数の種子を生産する(森田, 1997)。今回の観察結果から、白山室堂に侵入したアカミタンポポは、染色体数 $2n=24$ の三倍体であること、減数分裂が正常に行われていないことから、無融合生殖によって種子を生産していると考えられる。そして、無融合生殖を行っているため、同一形質を持つ多量の種子を散布すると考えられる。

また、在来タンポポと外来タンポポの間では、外来タンポポの花粉が在来タンポポの柱頭に受粉することによって、雑種を生じる(Morita et al., 1990a, b)。さらに、外来タンポポの花粉からもたらされる雄核によって細胞内の核が駆逐される雄核単為生殖



図4 白山室堂で採集されたアカミタンポポで観察された減数分裂四分子期
スケールバーは50 μ m

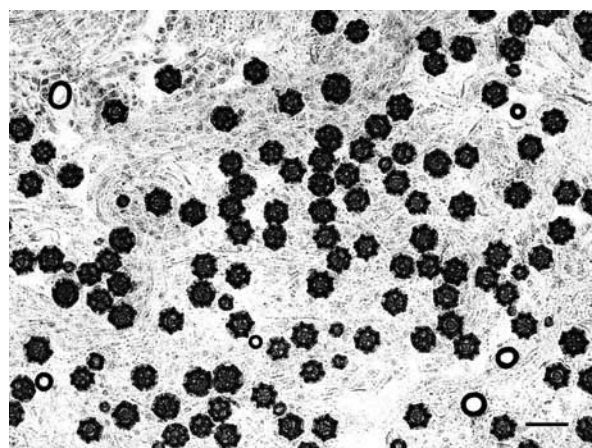


図5 白山室堂で採集されたアカミタンポポの花粉
スケールバーは100 μ m

として雑種が形成されていることが示唆されている(芝池・森田, 2002)。白山室堂のアカミタンポポはミヤマタンポポと同一場所に生育しているため、アカミタンポポの花粉がミヤマタンポポの柱頭に受粉する可能性も考えられる。この場合、ミヤマタンポポの細胞がアカミタンポポの雄核に置き換わってしまうということになる。

ミヤマタンポポは染色体数 $2n=24$ の三倍体であり(宮地, 1932; Takemoto, 1961; Yamaguchi, 1976; 山口, 1978), 核型分析によってTakemoto(1961)は妙高高原産の個体について6本の二次狭窄を持つ染色体があり、3組のゲノムのうち1組は他の2組とは異なる異質三倍体と考えている。一方、山口(1978)は白山産の個体について付随体を持つ染色体が6本存在するHomo型の三倍体であると報告している。

アカミタンポポでは付随体を観察することはできず、二次狭窄は3本の染色体で見られ、1本は狭窄の部分と離れていた。室堂の同一場所に生育してい

るアカミタンポポとミヤマタンポポは、核型が大きく異なっている。アカミタンポポがミヤマタンポポとの交配によって、雑種を形成しているとするならば、核型に違いによって、見分けることができるのかもしれない。

文 献

- 石川県白山自然保護センター (1995) 白山高等植物インベントリー調査報告書. 石川県白山自然保護センター, 200pp.
- Levan, A., Fredga, K. and Sandberg, A. A. (1964) Nomenclature for centromeric position on chromosomes. *Hereditas*, **52**, 201–220.
- 宮地數千木 (1932) たんぽぽ属ノ染色体數ニ就イテ. 植物学雑誌, **46**, 406–408.
- 森田竜義 (1997) 世界に分布を拡げる盗賊種セイヨウタンポポ. 山口聰編. 雑草の自然史192–208. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- Morita, T., Menken, S. B. J. and Stek, A. A. (1990a) The significance of angiospermous triploid pollen donors in the sexual relationships between diploids and triploids in *Taraxacum* (Compositae). *Plant Spec. Biol.*, **5**, 167–176.
- Morita, T., Stek, A. A. and Den Nijs, J. C. M. (1990b) Hybridization between European and Asian dandelions (*Taraxacum* section *Ruderalia* and section *Mongolica*) I. Crossability and breakdown of self-incompatibility. *New Phytol.*, **114**, 519–529.
- 中山祐一郎・野上達也・柳生敦志 (2006) 白山高山帯・亜高山帯における低地性植物の分布について (5) 南竜ヶ馬場および室堂における雑草性植物の侵入状況. 石川県白山自然保護センター研究報告, **33**, 15–23.
- 中山祐一郎・野上達也・柳生敦志 (2008) 白山高山帯・亜高山帯における低地性植物の分布について (6) ‘雑種オオバコ’ と ‘外来タンポポ’ の分布. 石川県白山自然保護センター研究報告, **35**, 17–22.
- 岡部作一 (1951) タンポ、屬の染色体數について. 遺傳の綜合研究, (2), 3–6.
- Raunkiaer, C. (1903) Kimdannelse uden Befrugtning hos Maelkebtte (*Taraxacum*). *Bot. Tidssk.*, **25**, 109–139.
- Sato, K., Yamazaki, T. and Iwatsubo, Y. (2012) Karyotypes of *Taraxacum laevigatum* (Asteraceae) in Japan. *Cytologia*, **77**, 122–125.
- 芝池博幸・森田竜義 (2002) 生き物のふしぎ (2) 拡がる雑種タンポポ. 遺伝, **58** (2), 16–18.
- Takemoto, T. (1961) Cytological studies on *Taraxacum* and *Ixeris* I. Some Japanese species of *Taraxacum*. *Bull. Sch. Educ. Okayama Univ.* (11), 77–94.
- Yamaguchi, S. (1976) Chromosome numbers of Japanese *Taraxacum* species. *J. Jpn. Bot.*, **51**, 52–58.
- 山口聰 (1978) 日本産倍数性タンポポの問題. 種生物学研究 II : 35–43.

石川県に生育する県指定希少野生植物種オキナグサ *Pulsatilla cernua* (Ranunculaceae) の現状

吉本 敦子 石川県白山自然保護センター
野上 達也 石川県白山自然保護センター

THE CURRENT STATES OF ENDANGERED SPECIES, *PULSATILLA CERNUA* (RANUNCULACEAE), IN ISHIKAWA PREFECTURE

Atsuko YOSHIMOTO, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*
Tatsuya NOGAMI, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*

はじめに

オキナグサ *Pulsatilla cernua* (Thunb.) Bercht. et J. Preslは石川県ではわずか1か所にのみ生育する植物であり、2006年には「ふるさと石川の環境を守り育てる条例」で県指定希少野生動植物種の一つにも指定されている。石川県レッドデータブック(2010)では、絶滅危惧I類としても記載されている絶滅危惧植物である。オキナグサの自生地は多くは火入れや採草等人為的干渉の下で維持されてきた日当たりのよい二次草原とされている(内藤・高橋, 1998)。しかし、本県に残存する集団は河川敷の岩場に生育している。本県の自生地は、大雨による増水で、生育する植物が流されやすく、ススキ等のオキナグサを被陰する植物が生育しにくい環境である。本種は他の植物と異なり、地下部(根茎と根を含む)が岩の割れ目に食い込んでいるため、増水により一旦地上部が流されても地上部が再生することが多く、他の植物が生育できない環境で生存を続けると考えられる。個体群が局限されているという状況にも関わらず2009年、2010年、2012年には盗掘による繁殖個体の減少が確認されており、自生地における個体群の維持がますます困難になりつつある。しかし、石川県の個体群において有効な保全策を講じるために必要な自生個体の詳細な生育状況に関する報告はほとんどない。そこで、本研究は、オキナグサの自生個体群の効果的な保全策の立案のために、オキナグサの現存個体数および生活史特性、繁殖特性に関わる基礎情報を明らかにすることを目

的とし、現存個体数や開花・結実フェノロジー、交配様式、果実生産の現状について調査を行った。

調査種と調査方法

調査種

オキナグサは、本州～九州、中国北東部、朝鮮半島、シベリアなどに分布するキンポウゲ科の多年生草本である(北村・村田, 1977; 佐竹ら編, 1982)。短い根茎を持ち、複数の根出葉を付ける。花茎を1～10本ほど出し、花茎の先端に1個の両性花を付ける。雄蕊は多数で開花期の初め(葯が裂開はじめ)は明るい黄色であるが、葯の裂開が進み花粉が少なくなると白っぽくなっていく。円錐形の花床に多数の離生心皮が配列し、1心皮1胚珠で成熟すると瘦果となる。花後は花柱が伸長し、3cm～4cmになり、瘦果が成熟するころには白毛が密生する(北村・村田, 1977; 佐竹ら編, 1982)。また、キンポウゲ科の特徴でもある雌性先熟となっている。

自生個体の開花・結実フェノロジー

自生個体の生育状況及び開花状況、結実状況、それらのフェノロジーを明らかにするために、開花個体数、非開花個体数、個体ごとの花数を調査した。調査は、2010年3月31日～6月12日、9月9日～10日、2011年4月6日～6月7日、10月20日～21日、2012年4月5日～5月31日に実施し、個体が確認された6地点ごとに開花個体数、非開花個体数、個体ごとの花数を記録した。また、比較的開花個体数の多かった2地点(AM, C)で花ごとの開花・結実

(開花初日, 開花持続日数, 瘦果成熟日数(開花終了後から, 瘦果が成熟するまでに要した日数)を記録した。

授粉処理実験による交配様式の推定

交配様式の推定のために栽培個体を用いて授粉処理実験を行った。栽培個体は, 自生地から採取した瘦果を白山高山植物研究会において栽培した個体を用いた。開花前に袋がけを行い, 授粉処理を行う際に一旦袋をはずし, 処理後即座に袋をかけた。その後開花終了が確認されたのちに袋を外した。処理内容は以下の通りである。: ①強制他家授粉処理(cross); 他個体2~3個体の花粉を付加 ②強制自家授粉処理(self); 自個体の同個花の花粉を付加 ③花粉付加なしの袋がけ(bagging); 袋がけしたまま花粉の付加は行わない ④放置(open); 袋掛けせずそのまま放置, 花粉の付加も行わない。統計的な処理はSPSS ver.18を用いた。

発芽実験

発芽率と瘦果の形態との関係を明らかにするために, 瘦果の形態を計測したうえで, 発芽実験を行った。栽培個体からの瘦果を成熟時に採取し, 瘦果長(花柱を含む)を測定した。瘦果から花柱の部分を切り取り, 瘦果重を測定した(成熟瘦果率=1花あたりの成熟瘦果数/1花あたりの心皮数)。1花ごとに全瘦果を播種(採取後, 当日~2日後)し, 約2週間後, 発芽数を数えた。その後, 発芽可能瘦果率=1花あたりの発芽数/1花あたりの心皮数として算出した。

自生地における発芽可能瘦果数を推定するために, 自生個体の心皮数と発芽率を計測した。2011年, 2012年の5月に, 自生地個体の花床に残っている全瘦果数(登熟瘦果及び未熟瘦果)を数え1花あたりの心皮数を推定した。採取瘦果の一部を播種し, 発芽数測定後, 発芽可能瘦果数を推定した。

自生地の地表面温度, 土壌水分の測定

生育地の環境条件を明らかにするために, 地表面温度と土壌水分を測定した。AM地点において2011年4月7日~12月14日にHOBO Water Temp Proを用い, 地表面温度を, 同年6月7日~12月14日にTDR土壌水分測定器を用い, 土壌水分を測定した。

結 果

自生地の生育個体数および開花花数

自生地は大きく分けて6集団(6地点)に分かれて生育していた(図1)。6集団の合計個体数は, もっとも少なかった2011年で125個体, もっとも多かった2010年で199個体が確認された(表1)。地上部が確認できた個体数は年ごとに異なっていた。開花, 非開花に分けた増減幅は, 開花個体数より非開花個体数の方が大きい傾向があった。2011年は, 開花~結実期間中の5月10日の大雨による増水のため, 個体の地上部が流されてしまった。また, 3年間で実生はほとんど見られなかった。6地点ごとに

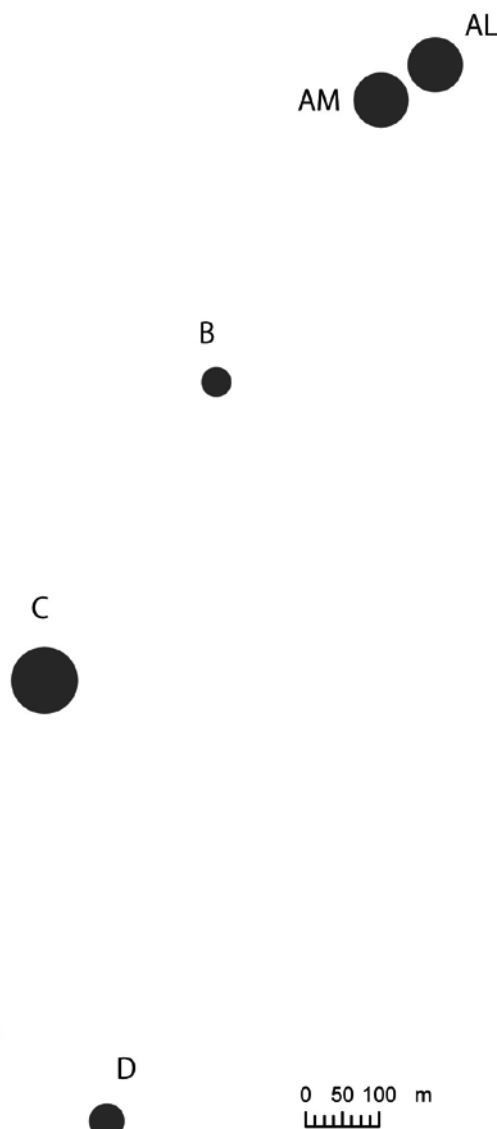


図1 6地点分布図

●の大きさは集団の概ねの大きさを表す

表1 自生地での開花個体数, 非開花個体数 (2010～2012)

地点	2010			2011			2012		
	開花個体数 (結実個体数*)	非開花個体数	秋発見 非開花個体数	開花個体数 (結実個体数*)	非開花個体数	秋発見 非開花個体数	開花個体数 (結実個体数*)	非開花個体数	秋発見 非開花個体数
AL	16 (11)	3	16	—	—	—	15 (1)	21	—
AM	18 (10)	11	4	17 (11)	9	—	17 (7)	15	—
B	5 (2)	11	30	11 (2)	8	—	5 (1)	18	—
C	27 (15)	11	5	27 (13)	24	3	26 (15)	26	—
D	7 (3)	16	10	5 (3)	18	—	6 (1)	9	—
E	3 (1)	1	5	3 (1)	1	—	1 (1)	4	—
計	76 (42)	53	70	63 (30)	59	3	70 (36)	93	—
全個体数	199			125			163		

*：1花でも成熟瘦果をつけた個体数
 -：2011増水による個体の地上部流出のため、調査不可
 2012調査未実施

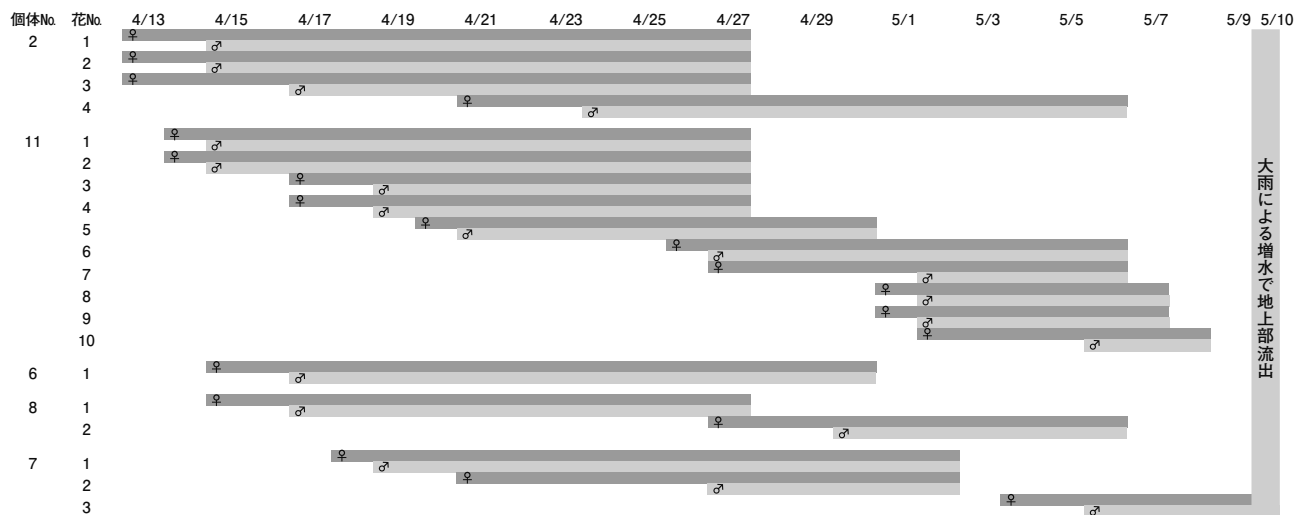


図2 2011年AM地点における開花状況 (数個体抜粋)

♀ 雌性が成熟 ♂ 雄蕊が成熟 (花粉が裂開開始以降)

開花花数を3年間記録し、結果、B, D, E地点では、2011年から2012年にかけて、C地点では2010年から2011年ならびに2011年から2012年にかけて、開花花数の減少が顕著であった(表4)。

自生個体の開花・結実フェノロジー

2011年AM地点において開花フェノロジーを観察したうちの5個体は、もっとも早い個体は4月13日から開花が始まり、遅い個体は5月10日の大雨で流されるまで開花が続いていた(図2)。どの個体の各花も(2010年, 2011年, 2012年)雌蕊の成熟が先で、1～2日遅れて葯が裂開していた。開花個体1

個体あたりで、1個～17個の花をつけた。1つの個体の各花は順々に開花し、開花期が開始から終了まで全く重なる花もあれば、遅くに開花する花は、開花期が多少ずれている場合もあった。

AM地点, C地点の開花初日及び開花ピークは3年間で両地点とも2010年が早く、次いで2012年, 2011年の順であった(表2, 図3)。開花持続日数は、両地点とも長い順に2010年, 2011年, 2012年であり(表2), 年間, 地点間で有意な差があった(表3)。AM地点における開花ピーク時の開花花数は2010年が2011年, 2012年より多かった(図3)。C地点では、開花ピーク時の開花花数は2010年が最

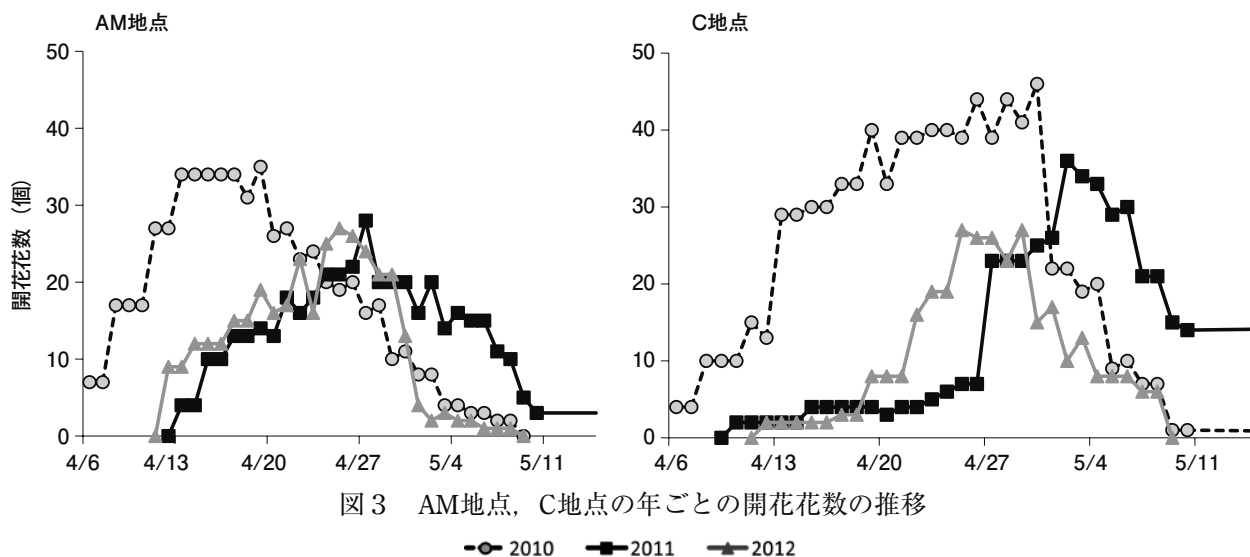


図3 AM地点, C地点の年ごとの開花花数の推移

表2 AM地点, C地点での個花の開花初日, 開花持続日数, 瘦果成熟日数

地点	年	平均開花初日	平均開花持続日数***	平均瘦果成熟日数**NS
AM	2010	4月13日	13.4 ± 3.8	24.2 ± 6.0
	2011	4月23日	10.4 ± 3.4	19.0 ± 9.9*
	2012	4月19日	8.3 ± 1.9	27.2 ± 3.7
C	2010	4月18日	12.7 ± 5.0	26.1 ± 7.2
	2011	4月28日	9.2 ± 1.9*	23.3 ± 5.1*
	2012	4月23日	7.6 ± 2.1	25.4 ± 6.1

* : 流されずに残った花

** : 開花終了から瘦果が成熟するまでに要した日数

*** : 平均開花持続日数における2-way ANOVAの結果は表3に示す通り

表3 平均開花持続日数における2-way ANOVA

ソース	SS	df	F	P
年	1331.4	2	57.830	0.000
地点	86.9	1	7.546	0.006
年*地点	30.4	2	1.320	0.269
誤差	3223.2	280		

も多く, 次いで2011年, 2012年の順であった。

開花終了日から, 瘦果が成熟するまでに要した日数は, 地上部が流された2011年を除けば, およそ25日間で, 年間, 地点間で差がなかった(表2)。

授粉処理実験による交配様式の推定

全瘦果を播種したところ, 発芽したものの98%が, 花柱の長さを含む瘦果長が30mm以上, もしく

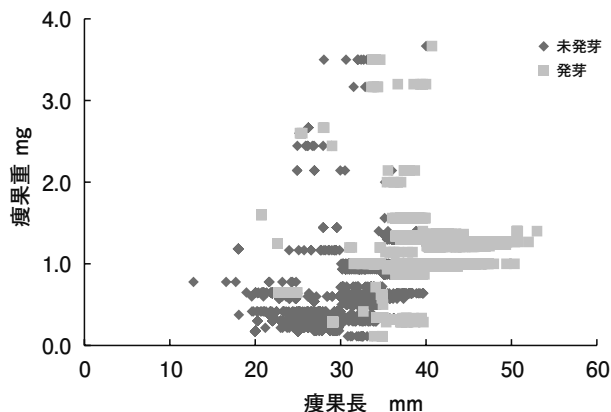


図4 瘦果長と瘦果重

は花柱の部分を除く1瘦果0.5mg以上の瘦果であった(図4)。したがって, 授粉実験では, 瘦果長が30mm以上, もしくは1瘦果0.5mg以上の瘦果を成熟瘦果とした。

授粉処理実験の結果, 4処理の成熟瘦果率は多重比較の結果, 強制自家授粉処理selfと花粉付加なしの袋がけbaggingの値に有意差が見られた(Games-Howell: $P=0.035$) (図5)。発芽可能瘦果率は, 4処理間で差がなかった(ANOVA: $F=2.443$, $P=0.078$) (図6)。

開花数及び花単位での瘦果生産

2011年と2012年でAM, B, C, D地点の平均発芽可能瘦果率は, 年間, 地点間ともに差がなかった(表4)。平均心皮数は年間では有意差がなかったが, 地点間では有意差があった(表5)。発芽可能

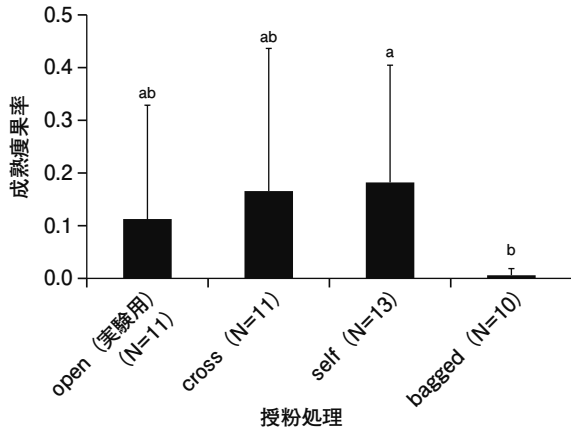


図5 授粉処理ごとの成熟瘦果率

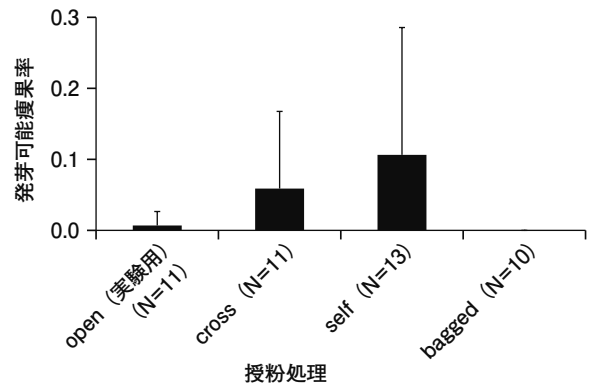


図6 授粉処理ごとの発芽可能瘦果率

表4 地点別, 年ごとの開花花数, 成熟瘦果ができた花数, 心皮数, 発芽可能瘦果率, 発芽可能瘦果数

地点	年	開花花数	成熟瘦果ができた花数	平均心皮数 (N)**	平均発芽可能瘦果率 (N) ^{NS}	発芽可能瘦果数
AL	2010	32	18	—	—	—
	2011	—	—	—	—	—
	2012	36	22	152.6 ± 58.4 (12)	0.18 ± 0.25 (12)	751
AM	2010	47	17	—	—	—
	2011	42 (2*)	2	138.5 ± 16.3 (2)	0.02 ± 0.03 (2)	5
	2012	46	16	122.8 ± 55.4 (8)	0.12 ± 0.17 (8)	544
B	2010	10	2	—	—	—
	2011	14 (3*)	0	105.7 ± 17.6 (3)	0.00 ± 0.00 (3)	0
	2012	7	2	102.0 ± 33.4 (4)	0.10 ± 0.17 (4)	37
C	2010	74	34	248.2 ± 68.6 (11)***	0.33 ± 0.09 (7)	—
	2011	53 (20*)	16	163.3 ± 30.6 (18)	0.17 ± 0.29 (18)	511
	2012	46	25	144.2 ± 42.6 (16)	0.15 ± 0.20 (16)	1,030
D	2010	13	10	—	—	—
	2011	19 (4*)	2	151.0 ± 32.8 (4)	0.07 ± 0.11 (4)	35
	2012	11	1	114.3 ± 29.2 (6)	0.09 ± 0.13 (6)	27
E	2010	10	4	—	—	—
	2011	8 (4*)	0	—	—	—
	2012	3	3	146 (1)	0.61 (1)	221

* : 流されずに残った花

** : 2011, 2012 地点AM, B, C, Dにおける2-wayANOVAの結果は表5に示す通り

*** : 盗掘後に残されていた3個体の瘦果の平均数

表5 平均心皮数の2011, 2012 地点AM, B, C, Dにおける2-way ANOVA

ソース	SS	df	F	P
年	3242.0	1	22.32	0.134
地点	16304.7	3	3.89	0.014
年*地点	1159.5	3	0.28	0.842
誤差	74094.0	53		

瘦果数の6地点の合計は2012年で2,610個であった(表4)。

自生地の地表面温度, 土壌水分

AM地点において地表面温度が高くなる6月中旬ごろから8月中旬ごろにかけて, 土壌水分が低くなっていた(図7)。

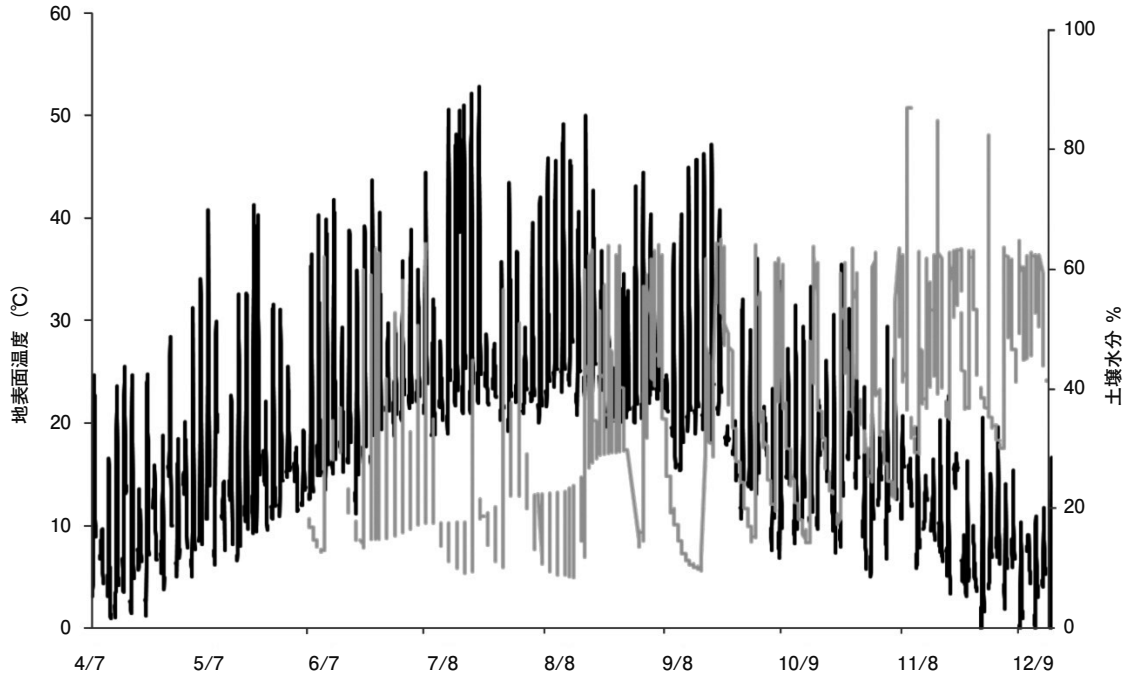


図7 2011年A地点における地表面温度と土壌水分の変化

— 地表面温度 — 土壌水分

考 察

自生地の生育個体数及び花数の推移

地点ごとの生育個体数は年間で異なっており、集団の存続には地上部と同時に地下部の存続が重要であることが示唆された。ほとんどの個体は毎年、生育が確認できるが、中には昨年まであった個体がなくなっていたり、昨年までみあたらなかった個体が、発見できたりという場合もあった。自生地は、大雨による増水が起これば地上部がながされてしまう自然攪乱が起これやすい場所である。このような場所に生育する植物のあるものは、攪乱が起き地上部が消失すると地下部が1～数年間休眠することが経験上知られている。オキナグサの個体数（＝地上部をだしている個体）が年ごとに変化する原因の一つは、攪乱後に地下部が休眠することである可能性が高い。2011年から2012年にかけて花数の減少が起これていたが、個体数の減少数は地点Bを除きほとんど変わらなかった。2011年の大雨による増水で、地点AMでは、1個体を除きすべて地上部が流出したにもかかわらず、2012年には、すべての個体で葉が再生した。したがって地下部が残っていればその個体は生存を続けることが可能な場合が多いことを示唆している。

今回の調査は、オキナグサの生育にとっては、継続的な地上部の攪乱が必要であることも示唆している。花数や地上部の減少は、個体サイズの減少を示しているが、個体の死亡を意味しない。より大規模な増水による岩盤の破壊と地下部の流出が起これば、集団ごとなくなってしまう危険性がある。しかし地下部が残る程度の増水による自然攪乱であれば、競合する他の植物が失われ、オキナグサが相対的に有利となる環境が維持されてきたと考えられる。これは、他県のオキナグサ生育地が火入れ等の人為攪乱の下で維持されてきた野草地に多いことと同様である。他県の生育地では、人為的攪乱により他の植物が生育できない状況が作られた結果、オキナグサだけが生き残ることができたといえる。逆に、過去には生育が確認されていた場所でも、ダムによる出水調整により川岸の遷移が進んだ結果、現在はオキナグサが確認できない場所も知られている。今後個体群の拡大を目指すのであれば、生育地において適度な攪乱を起こす方法を合わせて検討する必要がある。

現在危惧されるのは人間の手による盗掘が起これた場合である。C地点2010年から2011年にかけての花数の減少は、花を多くつける大きなサイズの個体の損傷による。盗掘があった個体のうち地下部が残

されていた数個体は、翌年かろうじて小さな葉が出てきていた。同個体が再び多くの花茎をつけるには損傷程度により数年要する可能性があるが幸いにして死亡にはいたらなかった。しかし、盗掘された個体の中には、地下部の損傷により、翌年、翌々年になっても葉が出ない個体があり、その個体は死亡したと思われる。盗掘による根こそぎの採取は、オキナグサにとって自然攪乱とは質の異なる多大な損傷を与えることになる。

自生個体の開花・結実フェノロジーと交配様式

本種の開花は早春にはじまることから、春先の雪解け状況や気温に大きく左右され、結実は花粉媒介者となる訪花昆虫の動向に左右されると考えられる。交配及び発芽実験の結果、並びに先行研究の結果から、本種は自家和合性であり、他殖と自殖の両方を行っていると考えられる (Huang et al., 2002; 高橋ら, 2003)。袋掛け実験の結果や交配実験の際に除雄を行い、その後袋掛けを行った結果 (1個体のみ実験)、成熟瘦果を一つもつけなかったということからも、本種は自家和合性であるが、自動自家受粉は行われず、訪花昆虫等の授粉媒介者が必要である。1個体中で数個の花をつける場合、各花の開花期が重なっていることから、同じ個体の異なる花で隣家授粉が行われている可能性がある。他殖が促進されるためには、周辺にある程度の開花数が必要となるであろう。

瘦果生産と瘦果の定着、及び自生地の保全

今回の一連の調査結果は、増水による攪乱があっても、現在生育している個体が比較的安定的に生存する可能性が高いことが示された一方で、新規参入個体がほとんどなく、個体数の増加が極めて難しい状況にあることも示している。発芽可能瘦果が、6地点で数千個あるにもかかわらず、実生はほとんど見あたらなかった。これは、本集団が河川敷の岩場に生育しており、実生の定着サイトが岩の割れ目やコケのある場所等きわめて限定的であることが原因と考えられる。長い花柱をつける瘦果の形状から、瘦果自体は風による長距離散布が可能であり (佐竹ら編, 1982; Kalliovirta et al., 2006; Roder and Kiehl, 2006) 定着可能場所があれば、容易に生育できる。しかし、生育地が主に岩場であることにより、土壌が限られた場所にしかないこと、運よく定着し発芽できたとしても、実生の発生時期が、7月～8月の

暑い時期の高温や乾燥にさらされることにより、成長ができず、死亡に至ると考えられる (図7)。

その一方で、岩場から離れた内陸側の個体については、土壌の豊かな定着サイトがある。しかし、ススキ等の他の植物との競争に負け、成長できない状況にあると考えられる。そこで、生育地を増やす1つの方法として、内陸側の個体近くの他の植物の刈り取りを行い、植生高の低い草地を作ることが考えられる。近隣の住民の話によれば、数十年前には現在の集団よりも広範囲に個体が広がっていたということがたびたび聞かれる。上流にダムができる以前は、増水が頻繁におこっていたはずである。つまり、オキナグサにとって増水という自然発生的攪乱がおこることで、他の植物との競争を免れ、生育しやすい状況になっていたと考えられる。増水という自然発生的攪乱が少なくなっている現在、オキナグサの自生地を少しでも増やすには、実生が定着できるような場所を人為的に増やすことが必要であると考える。

摘 要

石川県に生育するオキナグサについて2010年から3年間、自生地集団の開花結実調査および栽培個体による交配実験を行い、果実繁殖に関する基礎的データを記録した。個体数に大きな変動はなかったが、花数は減少していた。この原因の一つとしてたびたびおこる盗掘が考えられる。2011年河川増水による地上部流出があったが、地下部が残り個体数は維持されていた。同様の自然発生的攪乱が数年に一度起こることで、他の植物との生存競争を回避し、集団を維持しながら、現在に至ったと考えられる。絶滅を回避するためには、人間の手による盗掘をなくすことが急務であり、草刈り等の植生管理によって果実繁殖ができるような場所を確保することが必要である。

文 献

- Daniela Roder, Kathrin Kiehl (2006) Population structure and population dynamic of *Pulsatilla patens* (L.) Mill. In relation to vegetation characteristics : Flora 201 : 499–507.
- 石川県自然環境課 (2010) : 石川県レッドデータブック植物編 CD-ROM
- 北村四郎, 村田源 (1977) 原色日本植物図鑑 草本編 (II) : 52, 229.
- Mika Kalliovirta, Terhi Rytteri and Risto K.Heikknen (2006)

- Population structure of a threatened plant, *Pulsatilla patens*, in boreal forests : modeling relationships to overgrowth and site closure : Biodiversity and Conservation **15** : 3095–3108.
- 内藤和明, 高橋佳孝 (1998) 三瓶山牧野における絶滅危惧種オキナグサの動態 : Japanese Society Grand Science **44** : 48–49.
- 佐竹義輔, 大井次三郎, 北村四郎, 亘俊次, 富成忠夫編 (1982) 日本の野生植物 草本Ⅱ. 平凡社, PL68, 70.
- Shuang-Quan Huang, Yoshitaka Takahashi and Amots Dafni (2002) Why does the flower stalk of *Pulsatilla Cernua* (Ranunculaceae) bend during anthesis ? : American Journal of Botany. **89 (10)**: 1599–1603.
- 高橋佳孝, 黄双全, 内藤和明, 井出保行, 小林英和, 佐藤節郎 (2003) オキナグサの種子生産は天候に左右されやすい? : Japanese Society Grand Science **49** : 46–47.

石川県のブナ科樹木 3 種の結実予測とクマの出没状況, 2012

野 上 達 也 石川県白山自然保護センター
中 村 こすも 石川県自然解説員研究会
小 谷 二 郎 石川県農林総合研究センター林業試験場
野 崎 英 吉 石川県環境部自然環境課
吉 本 敦 子 石川県白山自然保護センター

PREDICTION OF FRUITING IN THREE FAGACEAE SPECIES AND HAUNTING SITUATION OF JAPANESE BLACK BEAR (*URSUS THIBETANUS JAPONICUS*) AT ISHIKAWA PREFECTURE, 2012

Tatsuya NOGAMI, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*

Kosumo NAKAMURA, *Ishikawa Nature Guide Association*

Jiro KODANI, *Ishikawa Agricultural and Forestry Research Center, Forest Experiment Station*

Eikichi NOZAKI, *Nature and Environment Division, Environment Department, Ishikawa*

Atsuko YOSHIMOTO, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*

はじめに

石川県では2006年からブナ、ミズナラ、コナラの秋季の作柄について事前に豊凶を予測し、その結果からツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) (以下クマとする) の出没予測を行い、状況に応じて大量出没注意情報や警報を出すようになった。具体的には、石川県のホームページ上で、「ツキノワグマによる人身被害防止のために」(<http://www.pref.ishikawa.lg.jp/sizen/kuma/navi01.html>) に掲載するほか、新聞等により一般に広報している。本報告では、2012年の石川県加賀地方を中心とした石川県のブナ科樹木 3 種、ブナ、ミズナラ、コナラの結実状況を予測するための現地調査を、石川県が石川県自然解説員研究会に委託し実施した結果を集計、まとめたので報告する。本報告をする上で、また、クマの出没予測のために貴重なデータを取っていただいた石川県自然解説員研究会の方々に御礼申し上げます。

調査地と方法

調査地

調査は、これまでの野上ら (2007) と同様、クマが主に生息している石川県の加賀地方を中心に実施した。ブナ、ミズナラ、コナラの樹種の調査地点が、これらの範囲でほぼ均等に広がるようにそれぞれ約20か所を選定した。そのほか、2007年からは津幡町や宝達志水町など金沢市以北でもクマの出没が相次ぎ、調査範囲を拡大する必要性が指摘されていることから (野上ら, 2008)、これまでの加賀地方に加え、2009年は宝達山 (宝達東間県有林) に、更に2010年からは津幡森林公園周辺におけるブナ、ミズナラについての調査を実施している (野上ら, 2010, 2011)。

調査地点の選定にあたっては、対象樹種が優占し、ある程度の面積を持つ林分で、なるべく胸高直径20cm以上のものがある場所とした。

方法

調査は2007年から実施している方法 (野上ら, 2007) と同様に雄花序落下量調査と着果度調査を実

表1 雄花序落下量による豊凶判定基準

樹種	個/m ²				
	大凶作	凶作	並作	豊作	大豊作
コナラ	0~49	50~199	200~999	1,000~1,899	1,900以上
ミズナラ	0~49	50~199	200~299	300~499	500以上
ブナ	0~29	30~199	200~899	900~1,699	1,700以上

表2 着果度調査の評価基準

着果度	これまでの着果度	状 況
0	0	着果なし
1	1	一部の枝に粗に着果
2	2	一部の枝に密に着果
3	3	樹冠全体に粗に着果
4	4	樹冠全体に密に着果
5		非常に密に着果

表3 着果度による豊凶判定基準

樹種	大凶作	凶作	並作	豊作	大豊作
コナラ ミズナラ ブナ	0.1未満	0.1~1.0	1.1~2.0	2.1~3.0	3.1~4.0

施した。2012年の雄花序落下量調査は、コナラは5月中旬から6月上旬にかけて、ミズナラは5月中旬から6月中旬にかけて、ブナは5月下旬から6月中旬にかけて実施した。雄花序落下量調査の調査地点数はそれぞれ、コナラ26地点、ミズナラ22地点、ブナ22地点である。これまでミズナラの調査を行っていた岩間温泉は、調査地へ向かう車道が冬期閉鎖中であったため調査ができなかった。また、ブナの調査地である犀川ダムも林道が進入禁止のため調査ができなかった。調査地の林縁から林内で約5mの間隔をあげ、1調査地につき、50×50cmの枠を5か所以上地面に設け、その中に落ちている花序の数を数えた。それらの平均値を4倍し、1m²あたりの数に換算した数値をその調査地の雄花序落下数として、小谷(2008)を参考に作成した判定基準(表1)に従って豊凶を判断した。

また、着果度調査についても、例年通りの8月中旬から下旬にかけて実施した。調査地点数はコナラが26地点、ミズナラが23地点で、ブナは22地点となった。ブナの調査地である犀川ダムでは、雄花序落

下量調査時と同様に林道が進入禁止であったため調査できなかった。1調査地について10~20本を対象に、10倍程度の双眼鏡や肉眼などにより樹上の堅果のつき具合について観察し、表2の判定基準にしたがって着果度として6段階で評価した。2010年まで着果度は0~4の5段階で評価していたが、2011年の調査から着果度4を2つのカテゴリー、すなわち着果度4と着果度5に細分して調査を実施している。2010年までの調査と比較するため、後の解析では、着果度5は着果度4に読み替え、平均値をその調査地の着果度として、紙谷(1986)を参考に作成した判定基準(表3)に従って豊凶を判断した。

雄花序落下量調査、着果度調査のそれぞれの調査は、石川県が石川県自然解説員研究会に委託して行った。着果度調査については、2012年もこれまで同様、調査開始前に調査担当者に調査手法について説明するとともに実際の調査手法について実習し、精度が統一されるように配慮した。

統計解析には統計解析パッケージR var.2.15.2 (R Development Core Team, 2012)を使用し、Kruskal-Wallis検定には青木(2009)のクラスカル・ウォリス検定(plus多重比較)のプログラムを利用した。

結 果

雄花序落下量調査の結果

雄花序落下量調査の結果は表4及び図1~3、付表1のとおりである。

樹種ごとの豊凶別頻度は表4のとおりで、樹種間で、その割合について異なっているといえた(Fisher's exact test, $\chi^2=91.77$, $df=8$, $P<0.001$)。

コナラについての26か所の調査地点の豊凶は、豊凶基準判定表により大豊作1か所、豊作9か所、並作16か所、凶作0か所、大凶作0か所と判定され、全体としては並作と判断された(表4、付表1、図1)。各調査地の値は調査地点間で有意に異なった(Kruskal-Wallis検定, $\chi^2=83.4491$, $df=25$, $P<0.001$)。なお、大平沢そら山線沿いの調査地は、コナラとミズナラが混在しており、2012年の調査で

表4 雄花序落下量による樹種ごとの豊凶別頻度(2012)

樹種	大凶作	凶作	並作	豊作	大豊作	計	全体
コナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	16 (61.5%)	9 (34.6%)	1 (3.8%)	26	並作
ミズナラ	0 (0.0%)	8 (36.4%)	4 (18.2%)	5 (22.7%)	5 (22.7%)	22	豊作
ブナ	21 (95.5%)	1 (4.5%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	22	大凶作

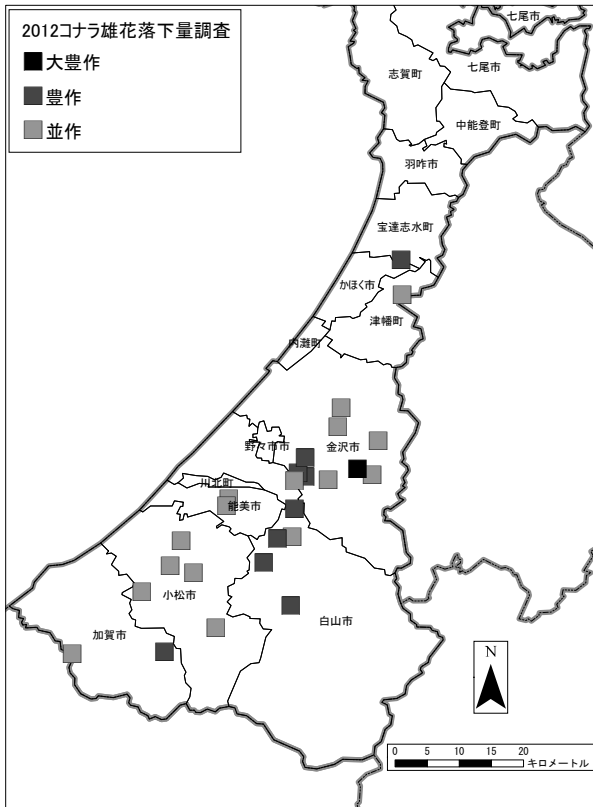


図1 コナラの雄花序落下量調査の結果 (2012年)

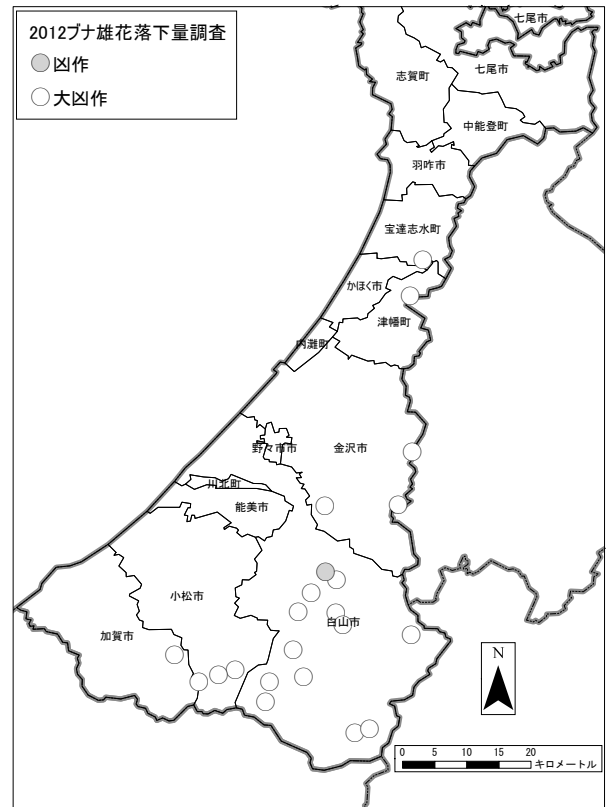


図3 ブナの雄花序落下量調査の結果 (2012年)

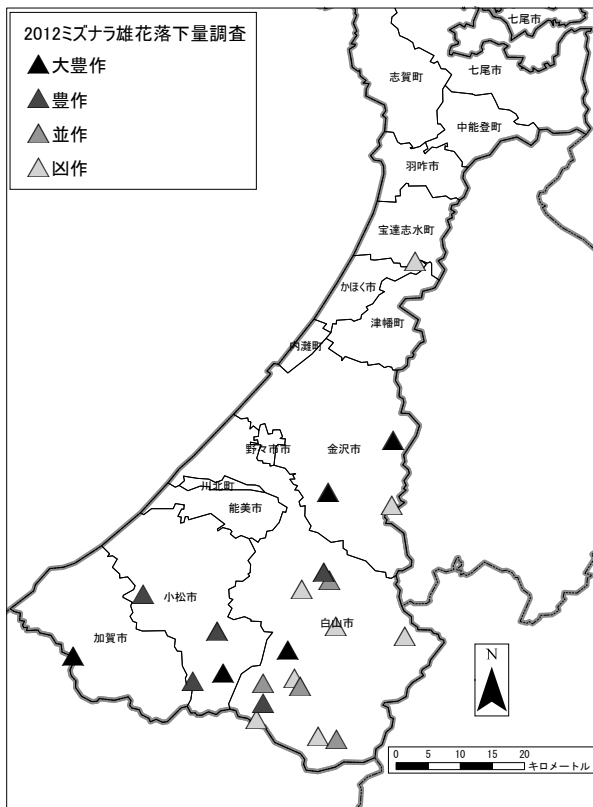


図2 ミズナラの雄花序落下量調査の結果 (2012年)

は、コナラのほうの割合が高いと判断されたため、コナラ調査地として取り扱った。

ミズナラについての22か所の調査地点の豊凶は、大豊作5か所、豊作5か所、並作4か所、凶作8か所、大凶作0か所と判定され(表4、付表1、図2)、雄花落花数から推定される2012年の石川県のミズナラは、豊作と判定された。しかし、各調査地の値は調査地点までは有意な差が見られ(Kruskal-Wallis検定, $\chi^2=64.7213$, $df=21$, $P<0.001$)、調査地点毎の作柄は凶作から大豊作まで大きなばらつきが見られた(表4)。

ブナについての22か所の調査地点の豊凶は、大豊作、豊作、並作はいずれも0か所で、凶作8か所、大凶作14か所と判定された(表4、付表1、図3)。雄花落花数から推定される2012年の石川県のブナは全体では大凶作と判断された。各調査地の値は調査地点間で有意に異なったが(Kruskal-Wallis検定, $\chi^2=77.1928$, $df=21$, $P<0.001$)、各調査地のブナの作柄は同調性が見られ、22調査地中21調査地(95.5%)で大凶作であった(付表1、表4)。

着果度調査の結果

着果度調査の結果は表5及び図4～6、付表2の

表5 着果度による樹種ごとの豊凶別頻度 (2012)

樹種	大凶作	凶作	並作	豊作	大豊作	計	全体
コナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	6 (23.1%)	13 (50.0%)	7 (26.9%)	26	豊作
ミズナラ	0 (0.0%)	2 (8.7%)	7 (30.4%)	10 (43.5%)	4 (17.4%)	23	豊作
ブナ	14 (63.6%)	8 (36.4%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	22	凶作

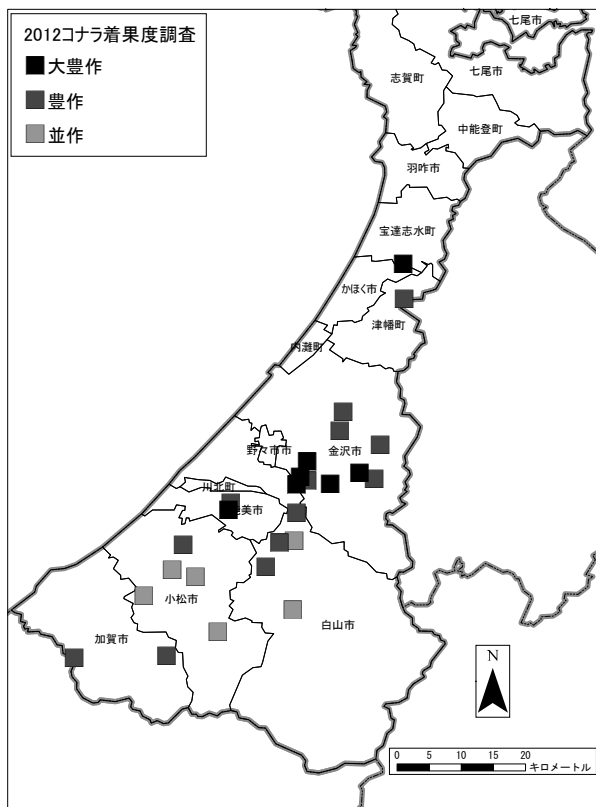


図4 コナラの着果度調査の結果 (2012年)

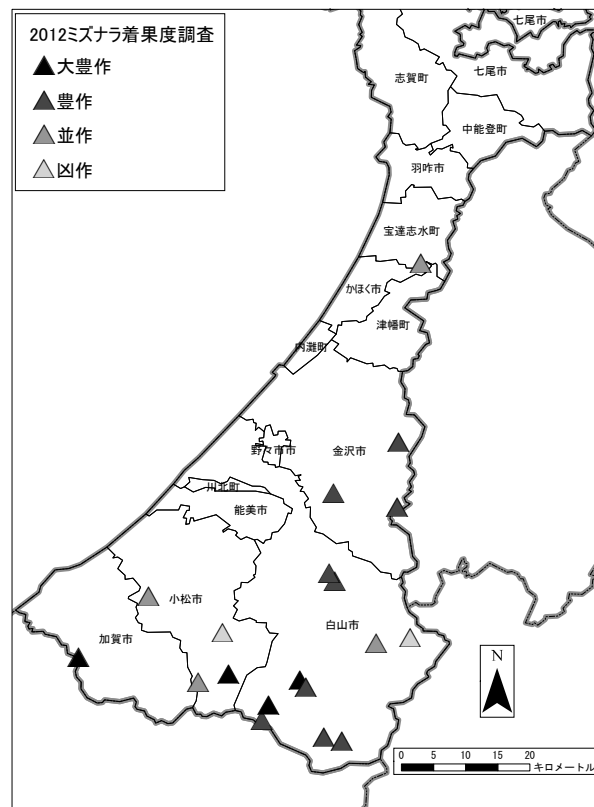


図5 ミズナラの着果度調査の結果 (2012年)

とおりである。樹種ごとの豊凶別頻度は表5のとおりで、樹種間で、その割合について異なっていた (Fisher's exact test, $\chi^2=65.4099$, $df=8$, $P<0.001$)。

コナラについての26か所の調査地点の豊凶は、大豊作7か所、豊作13か所、並作6か所、凶作0か所、大凶作0か所 (表5, 付表2, 図4) と判定され、着果度から推定される2012年の石川県のコナラは全体では豊作と判断された。各調査地の平均値は調査地点間で有意な差が見られた (Kruskal-Wallis検定, $\chi^2=131.1244$, $df=23$, $P<0.001$)。豊凶判定でも場所によって並作~大豊作まで異なっていたが、大凶作や凶作の地点はなかった (表5)。なお、着果度調査でも大平沢そら山線沿いの調査地は、コナラとミズナラが混在していたが、コナラのほうが割合が高いと判断されたため、コナラ調査地として取り扱っている。

ミズナラについての23か所の調査地点の豊凶は、大豊作4か所、豊作10か所、並作7か所、凶作2か所、大凶作0か所 (表5, 付表2, 図5) と判定され、着果度から推定される2012年の石川県のミズナラは全体の平均では豊作であった。各調査地の平均値は調査地点間で有意な差が見られた (Kruskal-Wallis検定, $\chi^2=152.6479$, $df=22$, $P<0.001$)。豊凶判定でも場所によって凶作~大豊作まで異なっており、各調査地の作柄には同調性はなかった (表5)。

ブナについての22か所の調査地点の豊凶は、大豊作、豊作、並作が、いずれも0か所、凶作が8か所、大凶作が14か所 (表5, 付表2, 図6) と判定された。着果度から推定される2012年の石川県のブナは全体の平均では凶作と判断された。各調査地の平均値は調査地点間で有意に異なっていたが (Kruskal-Wallis検定, $\chi^2=95.1788$, $df=21$, $P<$

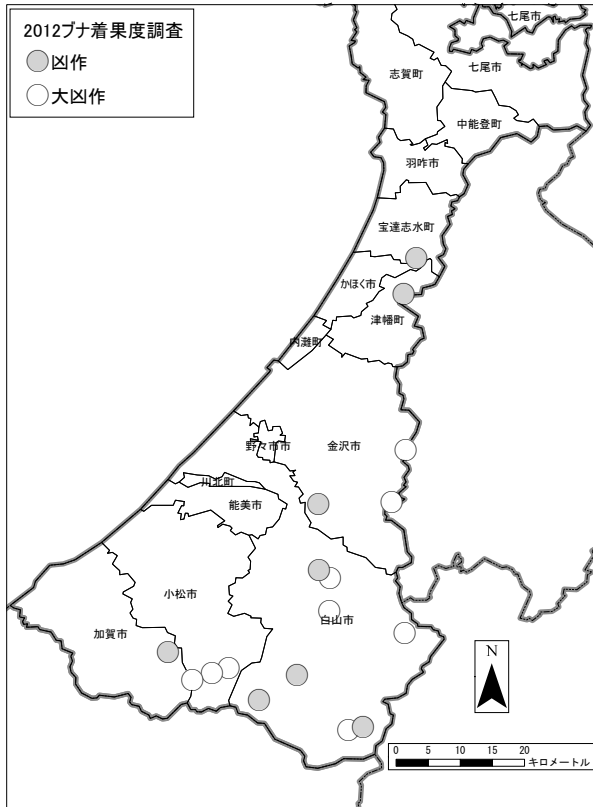


図6 ブナの着果度調査の結果（2012年）

0.001), 豊凶判定では21調査地中14調査地 (63.6%) が大凶作, そのほかの8調査地 (36.4%) が凶作で, その作柄は, ほぼ同調していた (表5)。

雄花序落下量調査と着果度調査の結果の違い

2012年のコナラは雄花序落下量調査による判定結果は並作で, 着果度調査では豊作となっており, 統計的にも有意に異なっていた (符号検定, $P < 0.001$)。個々の調査地点別に見てみると, 豊凶判定が1ランク下がった調査地は26調査地中1調査地 (3.8%) のみで, 12調査地 (46.2%) では変化はなく, 10調査地 (38.5%) では+1, 3調査地 (11.5%) で+2と作柄が良くなっていた (表6, 付表3)。

2012年のミズナラは雄花序落下量調査, 着果度調

査, 共に全体では並作で, 統計的にも有意差はなかった (符号検定, $P = 0.2379$)。雄花序落下量調査と着果度調査を両方実施した22調査地についての豊作判定結果を, 個々の調査地点別に比較してみると, 判定結果が2ランク下がった調査地が2か所, 1ランク下がった調査地が4か所, 変化なしが4か所, 1ランク上がった調査地が8か所, 2ランク上がった調査地が3か所, 3ランク上がった調査地が1か所とばらつきが見られた (表6, 付表3)。

また, ブナは雄花序落下量調査による判定結果は大凶作で, 着果度調査では凶作となっており, 統計的にも有意に異なっていた (符号検定, $P < 0.05$)。個々の調査地点別に見てみても, 22調査地中14調査地 (66.7%) で雄花序落下量調査と着果度調査で変化がなく, 残りの7調査地 (33.3%) で1ランク上昇していた。(表6, 付表3)。

これまでの調査でも雄花序落下量調査の結果よりも着果度調査の結果のほうが良いという結果が多く見られているが, 雄花序落下量調査は地面に落ちた雄花の量を計数するため, 雄花の落下後時間がたつと雨などで流されたり, 分解されてしまうなど, シードトラップなどを用いて調査を行う場合とは異なり, 過小評価になりやすいと考えられる。

結実状況の年次変動と同調性

コナラは, 結実状況が, 個体間, 地点間で異なることが知られている (福本, 2000; 水谷・多田, 2006など)。2007年から今回までの調査の経年変化をみると, コナラはミズナラに比べると, 豊凶の変動の幅が狭いだけで, 特に同調しているわけではないと考えられた。特に雄花序落下量では, 調査地点間での違いはあるが, 同じ調査地では年次変動は少ないことがより明らかになってきた (図7)。また, 着果度調査の結果からも, 年次変動に地点間で同調性は見られない (図8)。福井県でもコナラには地点ごとの着果状況の年次変動に同調性はみられず, 同一地点内でも着果状況は個体間でばらついていた

表6 2012年のコナラ・ミズナラ・ブナの調査結果 雄花序落下量調査と着果度調査の比較

樹種	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	計
コナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (3.8%)	12 (46.2%)	10 (38.5%)	3 (11.5%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	26
ミズナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	2 (9.1%)	4 (18.2%)	4 (18.2%)	8 (36.4%)	3 (13.6%)	1 (4.5%)	0 (0.0%)	22
ブナ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	14 (66.7%)	7 (33.3%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	21

2012年の雄花序落下量による豊凶判定基準と着果度による豊凶判定基準を比較して, 着果度による豊凶判定基準が1ランク上がれば+1, 変わりなければ0, 1ランク下がれば-1などとした。

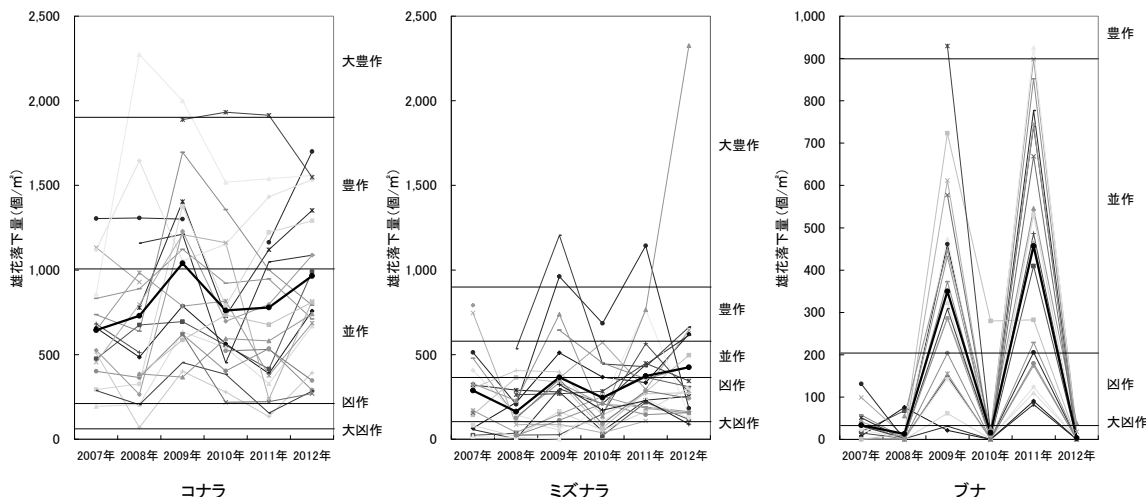


図7 コナラ，ミズナラ，ブナ，3つの樹種の地点別2007年～2012年の雄花落下量の変化
各細線が地点ごとの変化。太線は全体平均の変化。

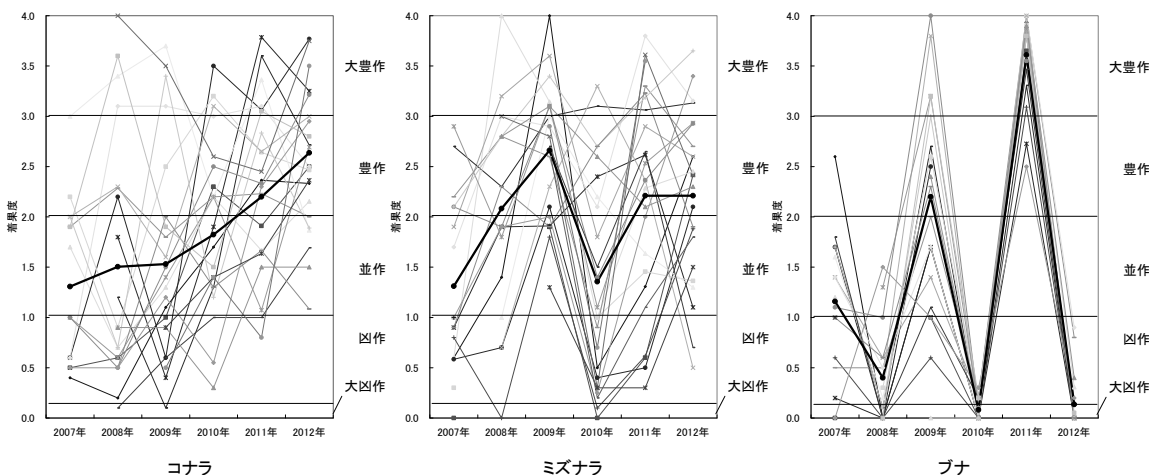


図8 コナラ，ミズナラ，ブナ，3つの樹種の地点別2007年～2012年の着果度の変化
各細線が地点ごとの変化。太線は全体平均の変化。

ことが報告されている（水谷・多田，2006，2007，2010，2011，2012；水谷ら，2008，2009）。また，富山県でもコナラの着果状況の年次変動に同調性は認められなかったと報告されている（中島，2008，2009，2010，2011，2012）。よって，北陸三県のコナラについては着果状況の年次変動に同調性は認められないといえる。

本調査の結果では，ミズナラは2007年～2011年の調査結果（野上ら，2007，2008，2009，2010，2011）と同様，雄花序落下量調査，着果度調査どちらも変異が大きく，地点間で大凶作から大豊作までばらついてきた（ただし，2011年の調査では大凶作の調査地はなかった）。しかしながら，年次変動をみても，雄花序落下量調査，着果度調査ともに全体的に同調しているといえる（図7，図8）。同

様な事例は，富山県（中島，2009，2011，2012）や福井県（水谷ら，2009；水谷・多田，2010）における着果度調査からも報告されている。福井県，富山県の2012年のデータにおいてもミズナラの豊凶は石川県と同じような変動の傾向を示し，2012年は，2011年に引き続き着果が良い結果であった（水谷，未発表；中島，未発表）。ミズナラはブナほど明瞭ではなく，一部例外はあるものの比較的同調する要因として，水谷ら（2009）は，ミズナラは個体や個体群レベルで隔年結実の傾向に加え，広域的に同調してその豊凶に影響を及ぼす気象要因などが作用した結果でないかと推測している。

ブナは林分レベルで広域的に同調すると言われている（Homma et al., 1999）。石川県でも2007年や2008年，2010年の調査結果では比較的同調していた

が（野上ら，2007，2008，2010），本調査でも雄花序落下量調査，着果度調査どちらの結果も，全ての調査地で大凶作～凶作で，同調的であった。また，全体的な年次変動をみても，隔年ごとに豊凶を繰り返している。（図7，図8）。小谷（2011）は，ブナの豊凶について，豊作の年には調査地点によってある程度はばらつくが，凶作の年は非常に良く同調し，ほとんどの地域で凶作になると指摘している。2012年の石川県のブナは凶作の年で非常に良く同調している結果となった。福井県，富山県の2005年から2012年のデータでも，どちらの県においてもブナの豊凶は石川県と同じ傾向を示し，隔年ごとに豊凶を繰り返しており（水谷ら，2008，2009；水谷・多田，2010，2011，2012；水谷，未発表；中島，2008，2009，2010，2011，2012；富山県，2012），ブナの豊凶は北陸地区（富山，石川，福井の三県）の広がりで見ると同調しているといえる。

クマ出没注意情報の発令とクマ出没数，捕獲数について

2011年，石川県環境部自然環境課では，ブナ，ミズナラ，コナラの着果度調査の豊凶判定結果を受け，これらの実りが2011年は2009年よりも良くなると予想されたことから，2011年は2004年及び2006年，2010年に発生したような平野部への大量出没の可能性は低いとし，ツキノワグマの出没注意情報の発令は行わなかった。ただし，近年は里山でのクマの活動が見られており，8月以降には金沢市内でもクマとの遭遇による人身被害や出没情報の増加が見られていることから，キノコ採りなどで山に入る場合やクマの出没が見られている地域で人身被害発生防止のため，注意喚起を行った。結局予想されたとおり，2011年は2004年及び2006年，2010年に発生したような大量出没は発生しなかった。一方，2012年は，ブナ，ミズナラ，コナラの着果度調査の豊凶判定結果を受け，ブナが不作と予想されたことのほか，金沢市街地に近い野田山墓地内で人身事故が発生したことや春から人身事故が発生し，出没件数も前年2011年に比べると増加していることなど大量出没の可能性も否定できないことから石川県環境部自然環境課では，2012年9月6日にツキノワグマの出没注意情報の発令を行った（石川県，2012）。しかしながら9月以降，出没件数は増加せず，最終的なクマの出没状況件数は，2012年は126件であった。これは，2011年の60件，2009年の58件，2005年

表7 年別石川県内のクマ出没状況件数と個体数調整数

	出没状況件数	個体数調整	備考
2002年	-	6	
2003年	66	13	
2004年	1,006	166	大量出没
2005年	57	5	
2006年	333	68	大量出没
2007年	110	10	
2008年	128	21	
2009年	58	7	
2010年	353	57	大量出没
2011年	60	9	
2012年	126	14	

2012年12月13日現在 石川県自然環境課取りまとめ
個体数調整数は5月1日～11月14日までの捕殺数と試験放獣数を加えた数。

の57件に比べると約2倍であったが，2007年の110件，2008年の128件とほぼ同数，また，大量出没した2004年の1,006件，2006年の333件，2010年の353件に比べると大幅に少なかった（表7）。個体数調整（これまでの有害鳥獣捕獲を含む）による捕獲数（5月1日～11月14日）も2012年は14頭で，2011年の9頭，2009年の7頭，2007年の10頭，2005年の5頭に比べると多かったものの，大量出没した2004年の179頭，2006年の83頭，2010年の53頭に比べると，大幅に少なかった（表7）。ただし，石川県が2011年，2012年に金沢市郊外の里山地域で行っている自動撮影カメラによる調査では，クマの撮影頻度は2012年の秋は，2011年に比べ明らかに増加しており，ブナの凶作年には大量出没に至らないまでも，クリやコナラなど代替植物の多い里山地域に移動することが示唆されている（有本ら，未発表）。

富山県ではブナ・ミズナラ・コナラの実の豊凶調査（結実状況結果）を実施した結果，2012年のブナは凶作，ミズナラは凶作～不作，コナラは不作～並作という状況で，標高の高い所に生育するブナが凶作で，クマは食べ物を求めて標高の低い所で活動する可能性があることから，2012年9月5日に富山県ツキノワグマ出没注意情報を出し，注意を促した（富山県，2012）。しかしながら，富山県の2012年のクマの出没状況は石川県と同様，少なかった（中島，私信），また，福井県でも同様であった（水谷，私信）。

ブナ科樹木3種の結実とクマ大量出没

クマの大量出没は2004年，2006年，2010年と偶数年に起こっており，いずれもブナの凶作または凶作～大凶作に当たる年であった。しかしながら，同じ偶

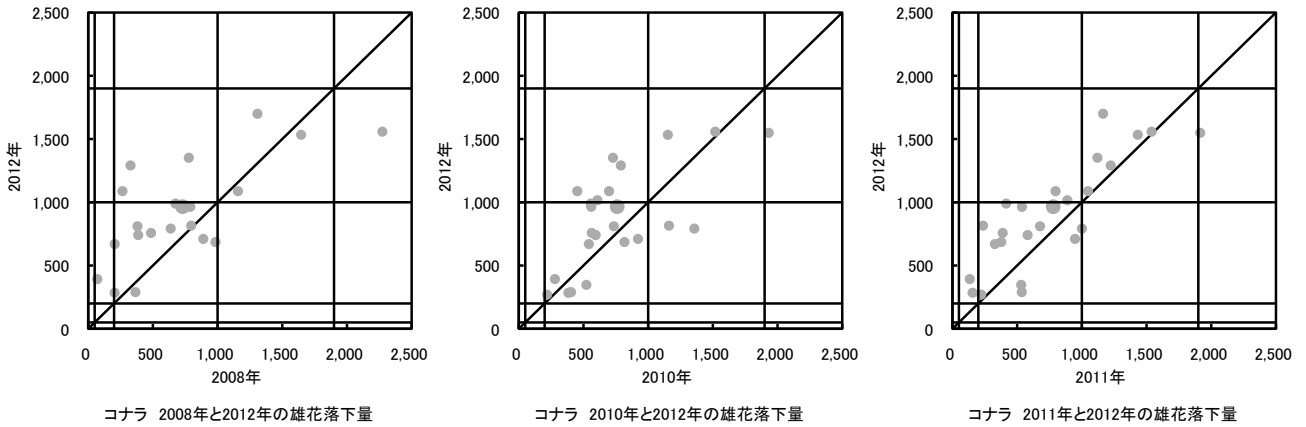


図9 コナラの雄花落下量（2012年）と2008年，2010年，2011年との比較

各調査地の値について横軸に2008年，2010年，2011年の値，縦軸に2012年の値をプロットした。大きい●は平均値

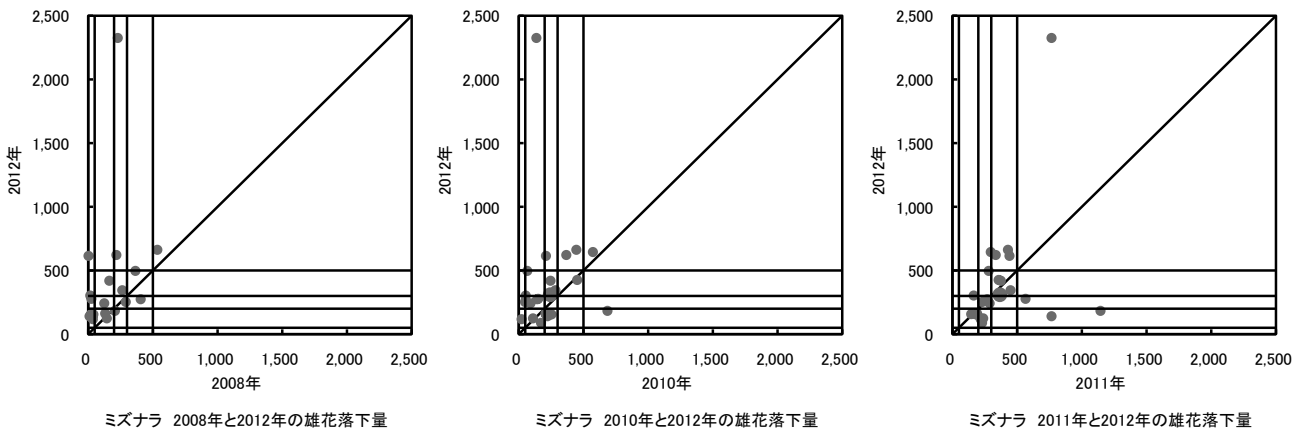


図10 ミズナラの雄花落下量（2012年）と2008年，2010年，2011年との比較

各調査地の値について横軸に2008年，2010年，2011年の値，縦軸に2012年の値をプロットした。大きい●は平均値

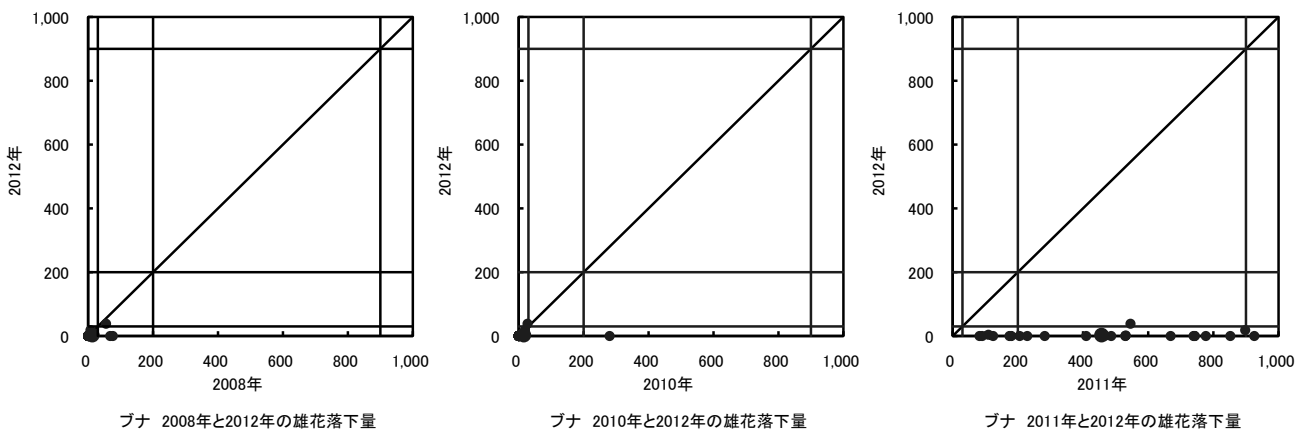


図11 ブナの雄花落下量（2012年）と2008年，2010年，2011年との比較

各調査地の値について横軸に2008年，2010年，2011年の値，縦軸に2012年の値をプロットした。大きい●は平均値

表8 コナラ・ミズナラ・ブナの雄花序落下量調査結果 2012年と2011年，調査地ごとの変化

樹種	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	計
コナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	2 (8.3%)	18 (75.0%)	4 (16.7%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	24
ミズナラ	0 (0.0%)	2 (9.1%)	1 (4.5%)	3 (13.6%)	10 (45.5%)	4 (18.2%)	2 (9.1%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	22
ブナ	0 (0.0%)	1 (4.5%)	14 (63.6%)	7 (31.8%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	22

2012年と2011年の雄花序落下量による豊凶判定基準を比較して，2012年の判定基準が1ランク上がれば+1，変わりなければ0，1ランク下がれば-1などとした。

表9 コナラ・ミズナラ・ブナの雄花序落下量調査結果 2012年と2010年，調査地ごとの変化

樹種	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	計
コナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	3 (13.6%)	15 (68.2%)	4 (18.2%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	22
ミズナラ	0 (0.0%)	1 (4.5%)	0 (0.0%)	4 (18.2%)	4 (18.2%)	8 (36.4%)	4 (18.2%)	1 (4.5%)	0 (0.0%)	22
ブナ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (4.5%)	0 (0.0%)	20 (90.9%)	1 (4.5%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	22

2012年と2010年の雄花序落下量による豊凶判定基準を比較して，2012年の判定基準が1ランク上がれば+1，変わりなければ0，1ランク下がれば-1などとした。

表10 コナラ・ミズナラ・ブナの雄花序落下量調査結果 2012年と2008年，調査地ごとの変化

樹種	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	計
コナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (5.0%)	15 (75.0%)	4 (20.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	20
ミズナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	2 (11.1%)	5 (27.8%)	6 (33.3%)	3 (16.7%)	1 (5.6%)	1 (5.6%)	18
ブナ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	2 (10.0%)	17 (85.0%)	1 (5.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	20

2012年と2008年の雄花序落下量による豊凶判定基準を比較して，2012年の判定基準が1ランク上がれば+1，変わりなければ0，1ランク下がれば-1などとした。

数年の今年と同様に2008年は，ブナは凶作であったが，クマの大量出没は起こらなかった。

2012年のコナラ，ミズナラ，ブナの雄花落下量調査及び着果度調査の結果を，2011年，2010年，2008年とのデータをそれぞれの調査地ごとに比較した（図8～13，表8～13）。その結果，ブナの作柄が良くクマの大量出没のなかった2011年と2012年を比べると，2012年はブナが大きく悪くなっていたが（図11，図14，表10，表13），ミズナラは2011年とあまり違いがなかった（図10，図13，表9，表12）。一方，ブナの作柄が悪く，ミズナラが並作でクマの大量出没があった2010年と2012年を比べると，2012年はブナはあまり変わらなかったが（図11，図14，表10，表13），2012年のミズナラは良くなっていた（図10，図13，表9，表12）。また，クマの大量出没が起らなかった2008年と2012年を比べてみると，ブナの作柄はいずれも悪く，あまり変わらない（図11，図14，表10，表13）。一方，ミズナラでは着果度調査のほうではあまり変わらないが（図13，表12），雄花落下量では良くなっていた（図10，表9）。よってクマの大量出没は起こらなかった2012

年や2008年はブナの実なりは悪かったもののミズナラの実なりが良く，クマにとっての餌は山に十分にあったと考えられる。

コナラは場所ごとに豊凶の差はあるが，2007年～2012年の調査では決まった作柄の年次変動は確認されず，クマの大量出没との関連は薄いように思われる（図7，図8，図9，図12，表8，表11）。富山県でも同様で，中島（2009）はコナラの豊凶が大量出没に密接に関わっている可能性は低いとしている。

Oka et al.（2004）はブナが優占している東北地方ではブナの凶作年にクマの出没が多くなると報告しているが，谷口・尾崎（2003）は，ブナの優占度が低い兵庫県の氷ノ山ではブナとミズナラの両方の結実が不良の年にクマの出没が多くなる傾向があるとしている。石川県も兵庫県の氷ノ山と同様で，ブナ科以外の餌資源によってもクマの出没状況は変化する可能性もあるが，今後も特にブナとミズナラが凶作の年は，クマの大量出没の可能性が高くなると考えられる。水谷・多田（2011）は，福井県ではクマ大量出没の鍵植物としてブナとミズナラが該当する

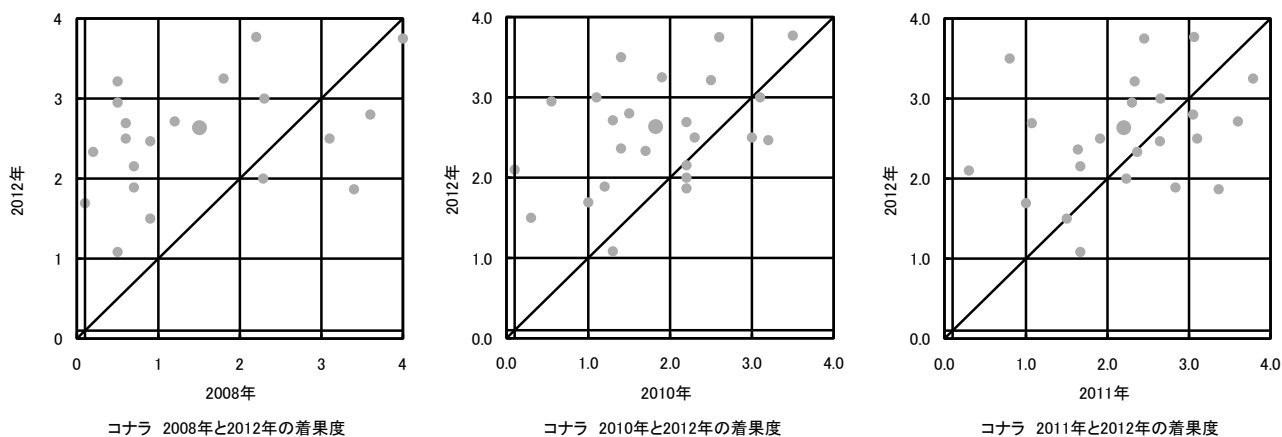


図12 コナラの着果度 (2012年) と2008年, 2010年, 2011年との比較

各調査地の値について横軸に2008年, 2010年, 2011年の値, 縦軸に2012年の値をプロットした。大きい●は平均値

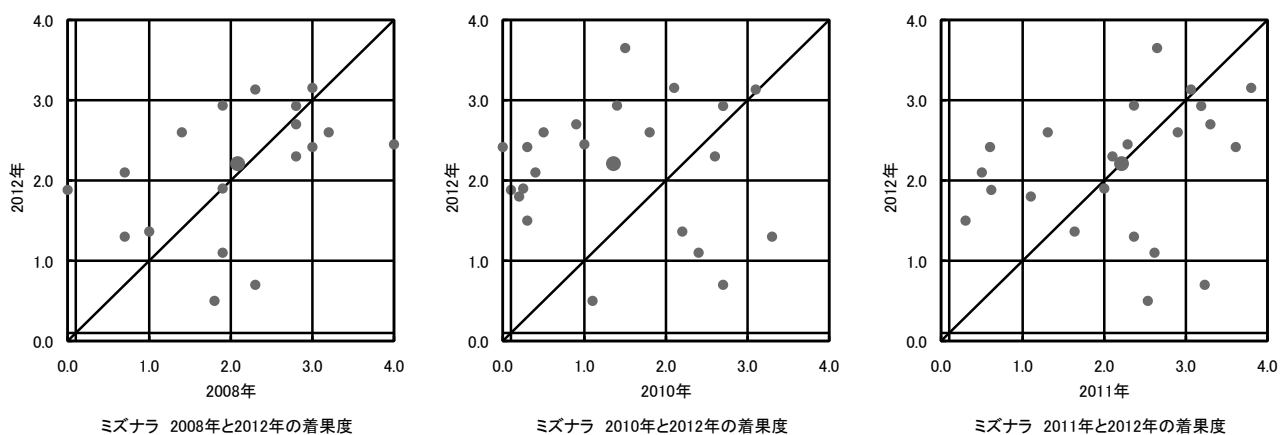


図13 ミズナラの着果度 (2012年) と2008年, 2010年, 2011年との比較

各調査地の値について横軸に2008年, 2010年, 2011年の値, 縦軸に2012年の値をプロットした。大きい●は平均値

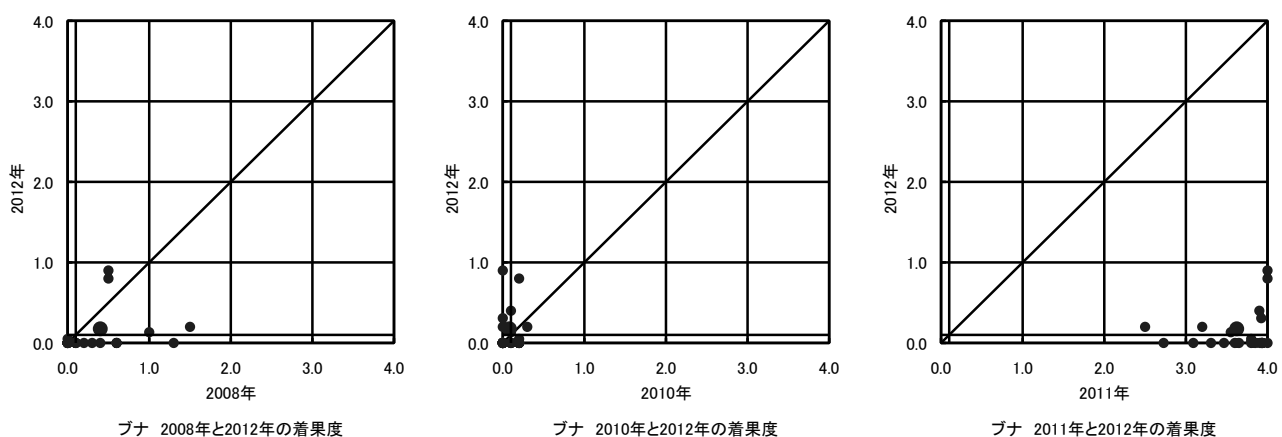


図14 ブナの着果度 (2012年) と2008年, 2010年, 2011年との比較

各調査地の値について横軸に2008年, 2010年, 2011年の値, 縦軸に2012年の値をプロットした。大きい●は平均値

表11 コナラ・ミズナラ・ブナの着果度調査結果 2012年と2011年，調査地ごとの変化

樹種	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	計
コナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (4.3%)	5 (21.7%)	8 (34.8%)	7 (30.4%)	1 (4.3%)	1 (4.3%)	0 (0.0%)	23
ミズナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	3 (13.0%)	3 (13.0%)	11 (47.8%)	3 (13.0%)	3 (13.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	23
ブナ	12 (57.1%)	8 (38.1%)	1 (4.8%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	21

2012年と2011年の着果度による豊凶判定基準を比較して，2012年の判定基準が1ランク上がれば+1，変わりなければ0，1ランク下がれば-1などとした。

表12 コナラ・ミズナラ・ブナの着果度調査結果 2012年と2010年，調査地ごとの変化

樹種	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	計
コナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	4 (16.7%)	7 (29.2%)	9 (37.5%)	4 (16.7%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	24
ミズナラ	0 (0.0%)	1 (4.3%)	0 (0.0%)	4 (17.4%)	2 (8.7%)	9 (39.1%)	5 (21.7%)	2 (8.7%)	0 (0.0%)	23
ブナ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	5 (23.8%)	13 (61.9%)	3 (14.3%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	21

2012年と2010年の着果度による豊凶判定基準を比較して，2012年の判定基準が1ランク上がれば+1，変わりなければ0，1ランク下がれば-1などとした。

表13 コナラ・ミズナラ・ブナの着果度調査結果 2012年と2008年，調査地ごとの変化

樹種	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	計
コナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (5.0%)	3 (15.0%)	2 (10.0%)	6 (30.0%)	7 (35.0%)	1 (5.0%)	0 (0.0%)	20
ミズナラ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	4 (20.0%)	5 (25.0%)	7 (35.0%)	3 (15.0%)	0 (0.0%)	1 (5.0%)	20
ブナ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (5.9%)	8 (47.1%)	7 (41.2%)	1 (5.9%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	17

2012年と2008年の着果度による豊凶判定基準を比較して，2012年の判定基準が1ランク上がれば+1，変わりなければ0，1ランク下がれば-1などとした。

のではないかと推察しており，石川県も同様であると考えられる。

おわりに

ブナ科樹木の結実状況については，クマの出没地点に合わせ，加賀地区ばかりではなく能登地区でも調査を実施することにし，2009年度から宝達山（宝達東間県有林）で，更に2010年からは津幡森林公園周辺でも調査を開始したが調査地点はそれほど多くない。出没数のそれほど多くなかった2012年でも金沢市以北の津幡町やかほく市，宝達志水町，羽咋市，七尾市でもクマの出没が相次いでおり（表14），これらの地域でブナやミズナラについての結実状況を把握するため，更に金沢市以北での調査地点を増やすことも考えたい。また，2009年度からはオニグルミ (*Juglans mandshurica* var. *sieboldiana*) やヤマブドウ (*Vitis coignetiae*) などブナ科以外の餌資源の状況についての調査を開始しており，それらの豊凶状況とクマの出没との関連についても検討していきたいと考えている。

2004年秋の北陸地域を中心としてツキノワグマの

大量出没が発生したことを受けて，北陸3県ではそれぞれ，ブナ，ミズナラ，コナラを対象とした豊凶モニタリング調査を2005年から実施している。2008年からは北陸3県でブナ科樹木の結実状況の調査を実施している石川県農林総合研究センター林業試験場，石川県白山自然保護センター，福井県自然保護センター，富山県農林水産総合技術センター/森林研究所の担当者同士での情報交換会を実施しており，2012年度も2012年8月10日に石川県白山自然保護センター本庁舎において，各県の2011年の結果と2012年の状況等について意見交換を行った。豊凶モニタリング調査の調査担当者や評価手法は各県によって異なっているが，水谷・野上ら（2009）は，調査結果の相互比較を試み，水谷・中島ら（2011）では福井，石川，富山の各県の豊凶モニタリング調査（2005年～2010年）の結果をもとに北陸地域における広域的なブナ科樹木の豊凶とクマ大量出没との関係について検討し，北陸地域ではブナ，ミズナラの豊凶には大きな年変動があり，クマが大量出没した2006年，2010年は極端な凶作であったことを報告している。石川県の調査は石川県自然解説員研究会

表14 2012年の石川県の市町村, 月別クマ出没状況件数

市町名	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	計
加賀市	0	0	0	0	2	0	1	2	2	7	0	0	14
小松市	0	0	0	1	4	5	9	2	3	5	0	0	29
能美市	0	0	0	3	1	1	1	1	0	1	0	0	8
川北町	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
白山市	0	0	0	0	2	2	5	0	4	1	0	0	14
金沢市	0	0	0	0	5	6	11	6	6	6	3	0	43
津幡町	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	3
かほく市	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
宝達志水町	0	0	0	1	0	0	2	0	0	3	0	0	6
羽咋市	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	3
中能登町	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
七尾市	0	0	0	0	0	0	2	2	0	1	0	0	5
計 (県全体)	0	0	0	5	15	17	32	14	15	24	4	0	126

2012年12月13日現在 各農林総合事務所等より県に報告があった情報
石川県自然環境課取りまとめ

に調査を委託して実施しているが、2011年までに調査手法について一部変更を行い、福井、富山と比較可能な方法に変更した。一方、水谷(2011)は、非熟練調査者でもナラ類の豊凶を簡便に行う方法を考案、試行している。現在、福井県自然保護センターが中心となり、北陸3県だけではなく、岐阜県、滋賀県、愛知県、三重県など周囲の県でも、各県がそれぞれ比較可能な方法で調査を実施し、それらの調査結果を持ち寄り、より広域的範囲でのブナ科樹木の豊凶モニタリングしていくこととしている(水谷、私信)。それらの結果を分析することにより、クマ大量出没とブナ科樹木の豊凶の関係が、より明確になることが期待される。いずれにしても今後もブナ科樹木等の豊凶状況のモニタリング調査を継続し、データを蓄積していくことが重要である。

文 献

- 青木繁伸(2009) クラスカル・ウォリス検定 (plus 多重比較).
Homepage (<http://aoki2.si.gunma-u.ac.jp/R/kruskal-wallis.html>) (2012年12月20日現在)
- 福本浩士(2000) コナラ属における種子食昆虫の資源利用様式とその食害が寄主植物の種子生産と発芽に及ぼす影響. 名古屋大学森林科学研究, **19**, 101-144.
- Homma, K., Akashi, N., Abe, T., Hasegawa, M., Harada, K., Hirabuki, Y., Irie, K., Kaji, M., Miguchi, H., Mizoguchi, N., Mizunaga, H., Nakashizuka, T., Natume, S., Niiyama, K., Ohkubo, T., Sawada, S., Sugita, H., Takatsuki, S., Yamanaka, N. (1999) Geographical variation in the early regeneration process of Siebold's Beech (*Fagus crenata* BLUME) in Japan.

- Plant Ecology, **140**, 129-138.
- 石川県(2012) ツキノワグマの出没注意情報発令と今後の対応. 2012年9月6日発表 石川県Homepage (<http://www.pref.ishikawa.lg.jp/sizen/kuma/documents/h24tyuuijouhou.pdf>) (2012年12月20日現在)
- 紙谷智彦(1986) 豪雪地帯におけるブナ二次林の再生過程に関する研究(Ⅲ) 平均胸高直径の異なるブナ二次林6林分における種子生産. 日本林学会誌, **68**, 447-453.
- 小谷二郎(2008) ブナ科3種の堅果の豊凶予測-雄花序落下数および着果度と堅果生産数の関係-. 石川県林業試験場研究報告, **40**, 22-26.
- 小谷二郎(2011) ブナ堅果の豊凶の地域間および個体間での違い. 中部森林研究, **59**, 27-28.
- 水谷瑞希(2011) コナラの簡便な豊凶評価手法の開発. 第1回中部森林学会研究発表会 研究発表会講演要旨集, 28.
- 水谷瑞希・平山亜希子・西垣正男・多田雅充(2008) 2007年の福井県におけるブナ科樹木4種の結実状況. Ciconia(福井県自然保護センター研究報告), **13**, 33-44.
- 水谷瑞希・平山亜希子・西垣正男・多田雅充(2009) 2008年の福井県におけるブナ科樹木4種の結実状況. Ciconia(福井県自然保護センター研究報告), **14**, 35-48.
- 水谷瑞希・中島春樹・小谷二郎・野上達也・多田雅充(2011) 北陸地域におけるブナ科樹木の豊凶とクマ大量出没の関係. 第1回中部森林学会研究発表会 研究発表会講演要旨集, 29.
- 水谷瑞希・野上達也・中島春樹・多田雅充・小谷二郎(2009) 北陸3県におけるクマ大量出没予測を目的としたブナ科堅果の豊凶モニタリングの取り組み. 第56回日本生態学会講演要旨集, 329.
- 水谷瑞希・多田雅充(2006) 2005年の福井県におけるブナ科樹木4種の結実状況. Ciconia(福井県自然保護センター研究報告), **11**, 64-73.

- 水谷瑞希・多田雅充（2007）2006年の福井県におけるブナ科樹木4種の結実状況. *Ciconia*（福井県自然保護センター研究報告），**12**，43-52.
- 水谷瑞希・多田雅充（2010）2009年の福井県におけるブナ科樹木4種の結実状況. *Ciconia*（福井県自然保護センター研究報告），**15**，43-55.
- 水谷瑞希・多田雅充（2011）2010年の福井県におけるブナ科樹木4種の結実状況. *Ciconia*（福井県自然保護センター研究報告），**16**，33-44.
- 水谷瑞希・多田雅充（2012）2011年の福井県におけるブナ科樹木4種の結実状況（予報）. 福井県自然保護センター年報（平成23年度），34-37.
- 中島春樹（2008）平成19年度富山県ツキノワグマ生息環境調査報告書－ブナ，ミズナラ，コナラ堅果の豊凶調査－，28pp. 富山県.
- 中島春樹（2009）平成20年度富山県ツキノワグマ生息環境調査報告書－ブナ，ミズナラ，コナラ堅果の豊凶調査－，27pp. 富山県.
- 中島春樹（2010）ブナ，ミズナラ，コナラ堅果の豊凶調査－着果状況調査－. 富山県農林水産総合技術センター森林研究所平成21年度業務報告，13.
- 中島春樹（2011）平成22年度富山県ツキノワグマ生息環境調査報告書－ブナ，ミズナラ，コナラ堅果の豊凶調査－，4pp. 富山県.
- 中島春樹（2012）平成23年度富山県ツキノワグマ生息環境調査報告書－ブナ，ミズナラ，コナラ堅果の豊凶調査－，9pp. 富山県.
- 野上達也・中村こすも・小谷二郎・野崎英吉（2007）2007年の石川県加賀地方のブナ科樹木3種の結実状況. 石川県白山自然保護センター研究報告，**34**，11-17.
- 野上達也・中村こすも・小谷二郎・野崎英吉（2008）2008年の石川県加賀地方のブナ科樹木3種の結実状況. 石川県白山自然保護センター研究報告，**35**，71-83.
- 野上達也・中村こすも・小谷二郎・野崎英吉・吉本敦子（2009）2009年の石川県加賀地方のブナ科樹木3種の結実状況. 石川県白山自然保護センター研究報告，**36**，35-49.
- 野上達也・中村こすも・小谷二郎・野崎英吉・吉本敦子（2010）石川県のブナ科樹木3種の結実状況とクマの出没状況，2010. 石川県白山自然保護センター研究報告，**37**，23-40.
- 野上達也・中村こすも・小谷二郎・野崎英吉・吉本敦子（2011）石川県のブナ科樹木3種の結実状況とクマの出没状況，2011. 石川県白山自然保護センター研究報告，**38**，27-46.
- Oka, T., Miura, S., Masaki, T., Suzuki, W., Osumi, K., Saitoh, S. (2004) Relationship between changes in beechnut production and Asiatic black bears in northern Japan. *Journal of Wildlife Management*, **68** (4), 979-986.
- R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- 谷口真吾・尾崎真也（2003）兵庫県氷ノ山山系におけるブナ・ミズナラの結実とツキノワグマの目撃頭数の関係. 森林立地，**45**，1-6
- 富山県（2012）富山県ツキノワグマ出没注意情報（第1報）2012年9月5日発表 富山県Homepage (<http://www.pref.toyama.jp/branches/1633/tyoujuu/kuma%20info/2012%20bear%20caution.pdf>)（2012年12月20日現在）

付表1 2012年の石川県加賀地方のブナ科樹木3種の結実状況(雄花序下落量調査)

Table with columns: 調査地番号 (Survey Site No.), 調査地 (Survey Area), 緯度 (Latitude), 経度 (Longitude), 標高 (m) (Elevation), 調査日 (Survey Date), 調査者 (Surveyor), 調査種1 (Survey Species 1), 調査種2 (Survey Species 2), 調査種3 (Survey Species 3), 雄花序下落量 (雄花序下落量) (Male Flower序 Fall Quantity), 雄花序下落量調査種5 (Survey Species 5), 雄花序下落量調査種5 (Survey Species 5), 雌凶凶断 (Gender/Status)

付表3 2012年の石川県加賀地方のブナ科樹木3種の結実状況
(雄花序落下量調査結果と着果度調査結果の比較)

樹種	調査地 番号	調査地	1/2.5万地図	雄花序落下量		着果度調査		比較	
				豊凶判断	豊凶判断	豊凶判断	豊凶判断		
コナラ	101	金沢・見上峠	福光	並作	豊作			+1	
	102	金沢・角間	金沢	並作	豊作			+1	
	103	金沢・湯涌	湯涌	並作	豊作			+1	
	104	菊水の里	鶴来	豊作	豊作			0	
	105	金沢坪野	鶴来	豊作	大豊作			+1	
	106	金沢平栗	金沢	豊作	大豊作			+1	
	108	林業試験場裏山	鶴来	豊作	豊作			0	
	109	河内口直海	口直海	並作	並作			0	
	110	河内福岡	別宮 (口直海)	豊作	豊作			0	
	111	二曲城跡	別宮	豊作	豊作			0	
	112	白嶺小学校裏	市原	豊作	並作			-1	
	113	小松憩いの森	小松	並作	豊作			+1	
	114	辰口庁舎裏	粟生	並作	豊作			+1	
	115	辰口丘陵公園	粟生	並作	大豊作			+2	
	116	小松五百峠付近	尾小屋	並作	並作			0	
	117	小松長谷	小松	並作	並作			0	
	118	小松布橋 ミズバショウ	別宮	並作	並作			0	
	119	加賀市刈安山山頂	越前中川	並作	豊作			+1	
	120	山中県民の森	山中	豊作	豊作			0	
	121	小松那谷町NTTアンテナ	動橋	並作	並作			0	
	123	倉が岳	鶴来	並作	大豊作			+2	
	124	金沢・夕日寺	金沢	並作	豊作			+1	
	125	宝達東間県有林	宝達山	豊作	大豊作			+1	
	126	津幡森林公園周辺 (三国山)	石動	並作	豊作			+1	
	127	金沢市 甥杉少年の森	鶴来						
	128	大平沢そら山線沿い	鶴来	並作	大豊作			+2	
	129	金沢市下谷町	鶴来	大豊作	大豊作			0	
	ミズナラ	201	金沢順尾山	湯涌	凶作	豊作			+2
		202	医王山登山道沿い	福光	大豊作	豊作			-1
203		倉が岳	鶴来						
204		犀鶴林道沿い	鶴来	大豊作	豊作			-1	
205		白山市河内セイモアスキー場キャンプ場	口直海	並作	豊作			+1	
206		吉野谷佐良	市原	凶作	並作			+1	
207		赤谷	加賀丸山	並作	豊作			+1	
208		鴫ヶ谷県有林	白峰	大豊作	並作			-2	
209		白峰大嵐山	白峰	凶作	大豊作			+3	
210		白峰谷峠	北谷	凶作	豊作			+2	
211		白木峠林道沿い	北谷	豊作	大豊作			+1	
212		尾口尾添大林	市原	凶作	並作			+1	
213		尾口岩間温泉	新岩間		並作				
214		白山スーパー林道 親谷の湯付近	中宮	凶作	凶作			0	
215		市ノ瀬根倉谷	加賀市ノ瀬	凶作	豊作			+2	
216		市ノ瀬岩屋俣中腹	加賀市ノ瀬	並作	豊作			+1	
217		花立越え	加賀丸山	大豊作	大豊作			0	
218		小松五百峠付近	尾小屋	豊作	凶作			-2	
219		小松鈴ヶ岳	山中	豊作	並作			-1	
220		加賀市刈安山山頂	越前中川	大豊作	大豊作			0	
222		セイモアスキー場下部	口直海	豊作	豊作			0	
223		白峰砂御前山入り口	白峰	並作	豊作			+1	
224		宝達山山頂付近	宝達山	凶作	並作			+1	
225		大平沢そら山線沿い	鶴来						
226		小松那谷寺町NTTアンテナ山	動橋	豊作	並作			-1	
ブナ		301	金沢順尾山	湯涌	大凶作	大凶作			0
		302	医王山夕霧峠	福光	大凶作	大凶作			0
		303	金沢菊水	鶴来	大凶作	凶作			+1
		305	白山市河内セイモアスキー場頂上	市原	大凶作	大凶作			0
	306	吉野谷瀬波	市原	大凶作	大凶作			0	
	307	鳥越仏師ヶ野	市原	大凶作	大凶作			0	
	308	赤谷	加賀丸山	大凶作	大凶作			0	
	309	鴫ヶ谷県有林	白峰	大凶作	大凶作			0	
	310	白峰大嵐山	白峰	大凶作	凶作			+1	
	311	白木峠林道沿い	北谷	大凶作	凶作			+1	
	312	中宮スキー場林道沿い	市原	大凶作	大凶作			0	
	313	尾口尾添大林	市原	大凶作	大凶作			0	
	314	白山スーパー林道 親谷の湯付近	中宮	大凶作	大凶作			0	
	315	六万山南側	加賀市ノ瀬	大凶作	大凶作			0	
	316	別当出合付近	加賀市ノ瀬	大凶作	大凶作			+1	
	317	花立越え	加賀丸山	大凶作	大凶作			0	
	318	新保神社裏	加賀丸山	大凶作	大凶作			0	
	319	小松鈴ヶ岳	山中	大凶作	大凶作			0	
	320	大土・斧いらすの森	山中	大凶作	凶作			+1	
	321	白山市河内内尾	口直海	凶作	凶作			0	
	322	宝達山山頂付近	宝達山	大凶作	凶作			+1	
	323	犀川ダム	湯涌・西赤尾						
	324	津幡森林公園周辺 (三国山)	石動	大凶作	凶作			+1	
	325	瀬女高原	市原		大凶作				
					大凶作	凶作			+1

比較は、雄花序落下量の豊凶判断と着果度調査を比較し、着果度調査が1ランク上があれば+1、変わりなければ0、1ランク下があれば-1などとした。

野上・中村・小谷・野崎・吉本：石川県のブナ科樹木3種の結実予測とクマの出没状況，2012

付表4 コナラ・ミズナラ・ブナの雄花序落下量調査結果 2007年～2012年の比較

樹種	調査地番号	調査地	2007		2008		2009		2010		2011		2012		2012と2007	2012と2008	2012と2009	2012と2010	2012と2011		
			lm ² あたり	豊凶判断	lm ² あたり	豊凶判断	lm ² あたり	豊凶判断	lm ² あたり	豊凶判断	lm ² あたり	豊凶判断	lm ² あたり	豊凶判断	比較	比較	比較	比較	比較		
コナラ	101	金沢・見上峠	475.2	並作	674.4	並作	695.2	並作	556.0	並作	415.2	並作	989.6	豊作	0	0	0	0	0		
	102		658.4	並作	485.6	並作	787.2	並作	564.0	並作	388.0	並作	757.6	豊作	0	0	0	0	0		
	103		194.4	凶作	204.8	並作	635.2	並作	541.6	並作	328.0	並作	669.6	豊作	+1	0	0	0	0		
	104		菊水の里	1,132.8	豊作	928.0	並作	1,326.4	豊作	608.0	並作	888.0	並作	1,016.0	豊作			0	+1	+1	
			金沢住吉																		
			金沢坪野			777.6	並作	1,404.0	豊作	728.0	並作	1,120.0	豊作	1,352.0	豊作		+1	0	+1	0	
	106		金沢平栗	1,304.0	豊作	1,308.0	豊作	1,300.8	豊作			1,164.0	豊作	1,700.0	豊作	0	0	0	0	0	
	107		犀鶴林道沿い	681.6	並作	512.0	並作														
	108		林業試験場裏山			1,157.6	豊作	1,212.0	豊作	452.0	並作	1,048.0	豊作	1,088.0	豊作		0	0	+1	0	
	109		河内口直海	832.0	並作	889.6	並作	1,122.4	豊作	921.6	並作	947.2	並作	710.4	豊作	0	0	-1	0	0	
	110		河内福岡	1,119.2	豊作	1,645.6	豊作	1,053.6	豊作	1,152.0	豊作	1,432.0	豊作	1,533.6	豊作	0	0	0	0	0	
	111		二曲城跡	293.6	並作	327.2	並作	1,376.8	豊作	788.8	並作	1,223.2	豊作	1,291.2	豊作	+1	+1	0	+1	0	
	112		白嶺小学校裏	857.6	並作	2,273.6	大豊作	2,000.0	大豊作	1,518.4	豊作	1,539.2	豊作	1,558.4	豊作	+1	-1	-1	0	0	
	113		小松憩いの森	455.2	並作	796.0	並作	1,209.6	豊作	1,160.8	豊作	236.0	並作	815.2	豊作	0	0	-1	-1	0	
	114		辰口庁舎裏	486.4	並作	788.8	並作	1,150.4	豊作	560.0	並作	536.8	並作	964.0	豊作	0	0	-1	0	0	
	115		辰口丘陵公園	644.8	並作	984.0	並作	786.4	並作	816.8	並作	377.6	並作	685.6	豊作	0	0	0	0	0	
	116		小松五百峠付近	401.6	並作	364.8	並作	620.8	並作	404.0	並作	536.0	並作	289.6	豊作	0	0	0	0	0	
	117		小松長谷	509.6	並作	69.6	豊作	401.6	並作	279.2	並作	133.6	豊作	392.8	豊作	0	+1	0	0	+1	
	118		小松布橋ミズパショウ	288.0	並作	204.0	並作	452.8	並作	383.2	並作	155.2	凶作	284.8	並作	0	0	0	0	+1	
	119		加賀市刈安山山頂	736.8	並作	637.6	並作	1,695.6	豊作	1,356.8	豊作	1,000.8	豊作	792.0	豊作	0	0	-1	-1	-1	
	120		山中県民の森	525.2	並作	264.8	並作	1,229.6	豊作	697.6	並作	796.8	並作	1,088.0	豊作	+1	+1	0	+1	+1	
	121		小松那谷町NTTアンテナ			380.8	並作	586.4	並作	734.4	並作	676.8	並作	810.4	並作	0	0	0	0	0	
	123		倉が岳			386.4	並作	367.2	並作	594.4	並作	580.8	並作	740.8	並作	0	0	0	0	0	
	124		金沢・夕日寺					620.8	並作	218.4	並作	222.4	並作	269.6	豊作	0	0	0	0	0	
	125		宝達東間県有林					1,888.8	豊作	1,932.0	大豊作	1,914.4	大豊作	1,548.8	豊作			0	-1	-1	
	126		津幡森林公園周辺(三国山)							522.4	並作	531.2	並作	347.2	並作				0	0	
	127		金沢市 甥杉少年の森									1,272.0	豊作								
	128		大平沢そら山線沿い											953.6	並作						
	129		金沢市下谷町											2,447.2	大豊作						
			644.2	並作	730.0	並作	1,040.2	豊作	760.5	並作	778.5	並作	965.2	並作	0	0	-1	0	0		
ミズナラ	201	金沢順尾山	232	大凶作	36.0	大凶作			21.6	大凶作	218.4	並作	117.6	凶作	+1	+1	+2	+1	-1		
	202		65.6	凶作	217.6	並作	511.2	大豊作	367.2	豊作	334.4	豊作	621.6	大豊作	+3	+2	0	+1	+1		
	203		倉が岳			113.6	凶作	55.2	凶作												
	204		犀鶴林道沿い					361.6	豊作	572.8	大豊作	296.0	並作	644.8	大豊作			+1	0	+2	
	205		白山市河内セイモアスキー場キャンプ場	321.6	豊作	290.4	並作	279.2	並作	48.0	大凶作	230.4	並作	252.8	並作	-1	0	0	+2	0	
	206		吉野谷佐良	513.6	大豊作	206.4	並作	961.6	大豊作	685.3	大豊作	1,144.0	大豊作	183.0	凶作	-3	-1	-3	-3	-3	
	207		赤谷			24.8	大凶作	26.4	大凶作	149.6	凶作	564.8	大豊作	277.3	豊作	+2	+2	+1	+2	-2	
	208		鴉ヶ谷県有林	56.8	凶作	2.4	大凶作	297.6	並作	210.0	並作	440.8	豊作	614.7	大豊作	+3	+4	+2	+2	+1	
	209		白峰大嵐山	478.4	豊作	131.2	凶作	333.6	豊作	206.4	並作	190.4	凶作	162.4	凶作	-2	0	-2	-1	0	
	210		白峰谷峠	407.2	豊作	144.0	凶作	68.8	凶作	109.6	凶作	237.6	並作	124.0	凶作	-2	0	0	0	-1	
	211		白木峠林道沿い	81.6	凶作	16.0	大凶作	164.0	凶作	53.6	凶作	164.0	凶作	303.2	豊作	+2	+3	+2	+2	+2	
	212		尾口尾添大林	17.6	大凶作	10.3	大凶作	0.8	大凶作	221.6	並作	765.6	大豊作	140.8	凶作	+1	+1	+1	-1	-3	
	213		尾口岩間温泉	746.4	大豊作	85.6	豊作	88.0	凶作	38.4	大凶作	108.0	凶作								
	214		白山スーパー林道 親谷の湯付近	169.6	凶作	40.0	大凶作	147.2	凶作	252.8	並作	182.4	凶作	155.2	凶作	0	+1	0	-1	0	
	215		市ノ瀬根倉谷			22.4	大凶作	112.8	凶作	210.4	並作	144.8	凶作	157.6	豊作	+1	0	0	-1	0	
	216		市ノ瀬岩屋俣中腹	302.0	豊作	405.6	並作	398.4	豊作	142.4	並作	268.8	並作	274.4	豊作	-1	-1	-1	+1	0	
	217		花立越え			534.4	大豊作	1,204.8	大豊作	444.8	豊作	428.8	豊作	662.4	大豊作	0	0	0	+1	+1	
	218		小松五百峠付近					644.8	大豊作	451.2	豊作	356.8	豊作	425.6	豊作			-1	0	0	
			小松市尾小屋町			792.0	大豊作														
	219		小松鈴ヶ岳	144.0	凶作	364.8	豊作	336.8	豊作	65.6	凶作	280.0	並作	496.8	豊作	+2	0	0	+2	+1	
	220		加賀市刈安山山頂	328.0	豊作	228.4	並作	738.4	大豊作	136.0	凶作	765.6	大豊作	2,325.6	大豊作	+1	+2	0	+3	0	
	221		山中県民の森	156.0	凶作																
	222		セイモアスキー場下部			263.2	並作	268.8	並作	283.2	並作	448.8	豊作	344.8	豊作		+1	+1	+1	0	
	223		白峰砂御前山入り口			124.0	凶作			90.4	並作	287.2	並作	242.4	並作		+1	-1	+1	0	
	224		宝達山山頂付近					323.2	豊作	172.0	凶作	228.8	並作	88.8	凶作			-2	0	-1	
	225		大平沢そら山線沿い					733.6	大豊作	702.4	大豊作	520.8	大豊作								
226	小松那谷寺町NTTアンテナ山							243.2	並作	366.4	豊作	309.6	豊作				+1	0			
			287.7	並作	163.1	凶作	365.7	豊作	244.9	並作	373.9	並作	419.4	豊作	+1	+2	0	+1	0		
ブナ	301	金沢順尾山	18.4	大凶作	68.0	凶作			0.0	大凶作	409.6	並作	0.0	大凶作	0	-1	+1	0	-2		
	302		8.0	大凶作	76.0	凶作	21.6	大凶作	0.0	大凶作	90.4	凶作	0.0	大凶作	0	-1	0	0	-1		
	303		28.8	大凶作			323.2	並作	4.8	大凶作	109.6	凶作	4.0	大凶作	0	+1	-2	0	-1		
	305		99.2	凶作	7.2	大凶作	287.2	並作	19.2	大凶作	897.6	並作	18.4	大凶作	-1	0	-2	0	-2		
	306		吉野谷瀬波	51.2	凶作	0.0	大凶作			0.0	大凶作	82.4	凶作	0.0	大凶作	-1	0	+1	0	-1	
	307		鳥越仏師ヶ野	131.2	凶作	0.0	大凶作	461.6	並作	0.8	大凶作	205.6	並作	0.0	大凶作	-1	0	-2	0	-2	
	308		赤谷	15.2	大凶作	2.4	大凶作	149.6	凶作	2.4	大凶作	486.4	並作	0.0	大凶作	0	0	-1	0	-2	
	309		鴉ヶ谷県有林	35.2	凶作	1.6	大凶作	31.2	凶作	0.0	大凶作	776.8	並作	0.0	大凶作	-1	0	-1	0	-2	
	310		白峰大嵐山	0.0	大凶作	1.6	大凶作	432.0	並作	0.8	大凶作	228.8	並作	0.0	大凶作	0	0	-2	0	-2	
	311		白木峠林道沿い	22.4	大凶作	2.4	大凶作	143.2	凶作	1.6	大凶作	124.0	凶作	0.0	大凶作	0	0	-1	0	-1	
	312		中宮スキー場林道沿い	32.8	凶作	0.0	大凶作	61.6	凶作	0.8	大凶作	531.2	並作	1.6	大凶作	-1	0	-1	0	-2	
	313		尾口尾添大林	29.6	大凶作	4.4	大凶作	473.6	並作	0.0	大凶作	925.6	豊作	0.0	大凶作	0	0	-2	0	-3	
	314		白山スーパー林道 親谷の湯付近	36.0	凶作	0.0	大凶作	612.0	並作	0.0	大凶作	467.2	並作	0.8	大凶作	-1	0	-2	0	-2	
	315		六万山南側			0.0	大凶作	155.2	凶作	0.0											

石川県白山自然保護センター研究報告 第39集 (2012)

付表5 コナラ・ミズナラ・ブナの着果度調査結果 2007年～2012年の比較

樹種	調査地 番号	調 査 地	2007		2008		2009		2010		2011		2012		2012と2007	2012と2008	2012と2009	2012と2010	2012と2011	
			着果度	豊凶判断	着果度	豊凶判断	着果度	豊凶判断	着果度	豊凶判断	着果度	豊凶判断	着果度	豊凶判断	比較	比較	比較	比較	比較	
コナラ	101	金沢・見上峠	0.5	凶作	0.6	凶作	1.0	凶作	2.3	豊作	1.9	並作	2.5	豊作	+2	+2	+2	0	+1	
	102	金沢・角間	0.4	凶作	0.2	凶作	1.1	並作	1.7	並作	2.4	豊作	2.3	豊作	+2	+2	+1	+1	0	
	103	金沢・湯涌	1.7	並作	0.7	凶作	1.3	並作	2.2	豊作	1.7	並作	2.2	豊作	+1	+2	+1	0	+1	
	104	菊水の里 金沢住吉	0.6	凶作					0.2	凶作	1.1	並作	3.0	豊作			+2	+1		
	105	金沢坪野			1.8	並作	0.4	凶作	1.9	並作	3.8	大豊作	3.3	大豊作		+2	+3	+2	0	
	106	金沢平栗	0.6	凶作	2.2	豊作	0.6	凶作	3.5	大豊作	3.1	大豊作	3.8	大豊作	+3	+1	+3	0	0	
	107	犀鶴林道沿い	1.0	凶作																
	108	林業試験場裏山			1.2	並作	0.1	凶作	1.3	並作	3.6	大豊作	2.7	豊作		+1	+2	+1	-1	
	109	河内口直海	1.9	並作	2.3	豊作	1.8	並作	2.2	豊作	2.0	並作	2.0	並作	0	-1	0	-1	-1	
	110	河内福岡	0.6	凶作	3.1	大豊作	3.1	大豊作	3.0	豊作	3.1	大豊作	2.5	豊作	+2	-1	-1	0	-1	
	111	二曲城跡	2.2	豊作	0.9	凶作	2.5	豊作	3.2	大豊作	2.6	豊作	2.5	豊作	0	+2	0	-1	0	
	112	白嶺小学校裏	3.0	豊作	3.4	大豊作	3.7	大豊作	2.2	豊作	3.4	大豊作	1.9	並作	-1	-2	-2	-1	-2	
	113	小松憩いの森	2.0	並作	2.3	豊作	1.6	並作	3.1	大豊作	2.7	豊作	3.0	豊作	+1	0	+1	-1	0	
	114	辰口庁舎裏	1.0	凶作	0.6	凶作	1.4	並作	2.2	豊作	1.1	並作	2.7	豊作	+2	+2	+1	0	+1	
	115	辰口丘陵公園	1.0	凶作	0.5	凶作	1.5	並作	2.5	豊作	2.3	豊作	3.2	大豊作	+3	+3	+2	+1	+1	
	116	小松五百峠付近	2.0	並作	0.7	凶作	3.4	大豊作	1.2	並作	2.8	豊作	1.9	並作	0	+1	-2	0	-1	
	117	小松長谷			0.1	凶作	0.6	凶作	1.0	凶作	1.0	凶作	1.7	並作	+1	+1	+1	+1	+1	
	118	小松布橋ミズパショウ			0.5	凶作	2.0	並作	1.3	並作	1.7	並作	1.1	並作	+1	0	0	0	0	
	119	加賀市刈安山山頂	0.5	凶作	0.5	凶作	1.2	並作	0.6	凶作	2.3	豊作	3.0	豊作	+2	+2	+1	+2	0	
	120	山中県民の森	1.9	並作	3.6	大豊作	1.9	並作	1.5	並作	3.1	大豊作	2.8	豊作	+1	-1	+1	+1	-1	
	121	小松那谷町NTTアンテナ			0.9	凶作	0.9	凶作	0.3	凶作	1.5	並作	1.5	並作	+1	+1	+1	+1	0	
	123	倉が岳			4.0	大豊作	3.5	大豊作	2.6	豊作	2.5	豊作	3.8	大豊作	0	0	0	+1	+1	
	124	金沢・夕日寺					0.9	凶作	1.4	並作	1.6	並作	2.4	豊作			+2	+1	+1	
	125	宝達東間県有林					0.5	凶作	1.4	並作	0.8	凶作	3.5	大豊作			+3	+2	+3	
	126	津幡森林公園周辺 (三国山)							0.1	凶作	0.3	凶作	2.1	豊作				+2	+2	
	127	金沢市 朝杉少年の森									1.5	並作								
	128	大平沢そら山線沿い											3.7	大豊作						
	129	金沢市下谷町											3.8	大豊作						
ミズナラ	201	金沢順尾山	0.0	大凶作	1.5	並作	1.5	並作	1.8	並作	2.2	豊作	2.6	豊作	+1	+1	+1	+1	0	
	202	医王山登山道沿い	0.6	凶作	1.4	並作	4.0	大豊作	0.5	凶作	1.3	並作	2.6	豊作	+2	+1	-1	+2	+1	
	204	犀鶴林道沿い	0.6	凶作	4.0	大豊作	3.1	大豊作	1.0	凶作	2.3	豊作	2.5	豊作	+2	-1	-1	+2	0	
	205	白山市河内セイモアスキー場キャンプ場	1.9	並作	3.2	大豊作	3.6	大豊作	1.8	並作	2.9	豊作	2.6	豊作	+1	-1	-1	+1	0	
	206	吉野谷佐良	0.9	凶作	1.9	並作	1.9	並作	2.4	豊作	2.6	豊作	1.1	並作	+1	0	0	-1	-1	
	207	赤谷	0.6	凶作	0.7	凶作	2.1	豊作	0.4	凶作	0.5	凶作	2.1	豊作	+2	+2	0	+2	+2	
	208	錦ヶ谷県有林	0.8	凶作	0.0	大凶作	1.8	並作	0.1	凶作	0.6	凶作	1.9	並作	+1	+2	0	+1	+1	
	209	白峰大嵐山	2.7	豊作	2.3	豊作	3.0	豊作	3.1	大豊作	3.1	大豊作	3.1	大豊作	+1	+1	+1	0	0	
	210	白峰谷峠	2.2	豊作	2.8	豊作	2.6	豊作	0.9	凶作	3.3	大豊作	2.7	豊作	0	0	0	+2	-1	
	211	白木峠林道沿い	1.7	並作	3.0	豊作	2.9	豊作	2.1	豊作	3.8	大豊作	3.2	大豊作	+2	+1	+1	+1	0	
	212	尾口尾添大林	0.3	凶作					1.0	凶作	1.5	並作	1.4	並作	+1			+1	0	
	213	尾口岩間温泉			1.0	凶作	3.0	豊作	2.2	豊作	1.6	並作	1.3	並作		+1	-1	-1	0	
	214	白山スーパー林道 親谷の湯付近			0.7	凶作	2.3	豊作	3.3	大豊作	2.4	豊作	0.5	凶作	0	-2	-3	-2	-2	
	215	市ノ瀬根倉谷	2.9	豊作	1.8	並作	3.1	大豊作	1.1	並作	2.5	豊作	2.9	豊作	0	+1	-1	+1	0	
	216	市ノ瀬岩屋俣中腹	2.1	豊作	1.9	並作	3.1	大豊作	1.4	並作	2.4	豊作	2.9	豊作	0	+1	-1	+1	0	
	217	花立越え	2.1	豊作	2.8	豊作	3.4	大豊作	2.7	豊作	3.2	大豊作	3.7	大豊作	+1	+1	0	+1	0	
	218	小松五百峠付近					2.7	豊作	1.5	並作	2.6	豊作	0.7	豊作	-2	-2	-1	-2	-2	
	219	鈴ヶ岳	0.9	凶作	2.3	豊作	1.9	並作	2.7	豊作	3.2	大豊作	1.9	並作	+1	-1	0	-1	-2	
	220	加賀市刈安山山頂	1.0	凶作	1.9	並作	2.0	並作	0.3	凶作	2.0	並作	3.4	大豊作	+3	+2	2	+3	+2	
	221	山中県民の森	1.0	凶作																
	222	セイモアスキー場下部			2.8	豊作	3.1	大豊作	2.6	豊作	2.1	豊作	2.3	豊作		0	-1	0	0	
	223	白峰砂御前山入り口			3.0	豊作	2.8	豊作	0.3	凶作	3.6	大豊作	2.4	豊作	0	0	+2	-1	-1	
	224	宝達山山頂付近					1.3	並作	0.3	凶作	0.3	凶作	1.5	並作			0	+1	+1	
	225	大平沢そら山線沿い					2.9	豊作	0.7	凶作	3.6	大豊作								
226	小松那谷寺町NTTアンテナ山	1.3	並作	2.1	豊作	2.7	豊作	0.2	凶作	1.1	並作	1.8	並作	0	-1	-1	+1	0		
ブナ			1.3	並作	2.1	豊作	2.7	豊作	1.4	並作	2.2	豊作	2.2	豊作	+1	0	0	+1	0	
	301	金沢順尾山	0.0	大凶作			1.0	凶作	0.0	大凶作	3.7	大豊作	0.0	大凶作	0		-1	0	-4	
	302	医王山夕霧峠	2.6	豊作	0.0	大凶作	1.7	並作	0.0	大凶作	3.9	大豊作	0.0	大凶作	-3	0	-2	0	-4	
	303	金沢菊水	1.2	並作			0.0	大凶作	0.0	大凶作	3.9	大豊作	0.3	凶作	-1		+1	+1	-3	
	305	セイモアスキー場頂上	1.4	並作	0.6	凶作	1.4	並作	0.2	凶作	3.9	大豊作	0.0	大凶作	-2	-1	-2	-1	-4	
	306	吉野谷瀬波	0.2	凶作	0.0	大凶作	1.7	並作	0.0	大凶作	2.7	豊作	0.0	大凶作	-1	0	-2	0	-3	
	307	鳥越仏師ヶ野	1.7	並作	0.0	大凶作	2.5	豊作												
	308	赤谷	0.6	凶作	0.0	大凶作	0.6	凶作	0.0	大凶作	3.1	大豊作	0.0	大凶作	-1	0	-1	0	-4	
	309	錦ヶ谷県有林	1.7	並作	0.1	凶作	2.7	豊作	0.0	大凶作	3.3	大豊作	0.0	大凶作	-2	-1	-3	0	-4	
	310	白峰大嵐山	0.5	凶作	0.5	凶作	2.0	並作	0.2	凶作	4.0	大豊作	0.8	凶作	0	0	-1	0	-3	
	311	白木峠林道沿い	1.4	並作	0.5	凶作	1.7	並作	0.0	大凶作	4.0	大豊作	0.9	凶作	-1	0	-1	+1	-3	
	312	中宮スキー場林道沿い			0.3	凶作	2.6	豊作	0.2	凶作	3.6	大豊作	0.0	大凶作		-1	-3	-1	-4	
	313	尾口尾添大林	1.6	並作	0.2	凶作	2.2	豊作	0.0	大凶作	3.9	大豊作	0.0	大凶作	-2	-1	-3	0	-4	
	314	白山スーパー林道 親谷の湯付近			0.4	凶作	3.8	大豊作	0.0	大凶作	4.0	大豊作	0.0	大凶作		-1	-4	0	-4	
	315	六万山南側			1.3	並作	3.2	大豊作	0.1	凶作	3.8	大豊作	0.0	大凶作		-2	-4	-1	-4	
	316	別当出合付近	1.1	並作	1.0	凶作	4.0	大豊作	0.1	凶作	3.6	大豊作	0.1	凶作	-1	0	-3	0	-3	
	317	花立越え	1.7	並作	0.1	凶作	3.0	豊作	0.0	大凶作	3.9	大豊作	0.0	大凶作	-2	-1	-3	0	-4	
	318	新保神社裏	1.8	並作	0.0	大凶作	1.1	並作	0.2	凶作	3.5	大豊作	0.0	大凶作	-2	0	-2	-1	-4	
	319	鈴ヶ岳	1.0	凶作	0.6	凶作	2.3	豊作	0.1	凶作	3.9	大豊作	0.0	大凶作	-1	-1	-3	-1	-4	
	320	大土・斧いらすの森	0.0	大凶作	1.5	並作	1.0	凶作	0.3	凶作	2.5	豊作	0.2	凶作	+1	-1	0	0	-2	
	321	河内内尾			0.0	大凶作	3.2	大豊作	0.2	凶作	3.8	大豊作	0.1	凶作		+1	-3	0	-3	
	322	宝達山山頂付近					2.4	豊作	0.1	凶作	3.9	大豊作	0.4	凶作			-2	0	-3	
	323	犀川ダム																		
	324	津幡森林公園周辺 (三国山)							0.0	大凶作	3.2	大豊作	0.2	凶作				+1	-3	
	325	瀬女高原 市ノ瀬 岩屋俣 上部	1.2	並作									0.0	大凶作	-2					
				1.2	並作	0.4	凶作	2.2	豊作	0.1	凶作	3.6	大豊作	0.1	凶作	-1	0	-2	0	-3

2012と2011の比較, 2012と2010の比較, 2012と2009の比較, 2012と2008の比較, 2012と2007の比較は, それぞれ2012年と2011年, 2012年と2010年, 2012年と2009年, 2012年と2008年, 2012年と2007年の着果度調査による豊凶判定基準を比較して, 1ランク上がれば+1, 変わりなければ0, 1ランク下がれば-1とした。2011年, 2011年の着果度は従来の5段階区分に換算して出した値。

白山公園線（石川県）におけるセイタカアワダチソウ (*Solidago altissima*) の分布と除去

野上 達也 石川県白山自然保護センター
吉本 敦子 石川県白山自然保護センター

DISTRIBUTION AND REMOVAL OF TALL GOLDENROD (*SOLIDAGO ALTISSIMA*) AT HAKUSAN PARK LINE (ISHIKAWA)

Tatsuya NOGAMI, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*
Atsuko YOSHIMOTO, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*

はじめに

セイタカアワダチソウ (*Solidago altissima* L.) は、キク科アキノキリンソウ属に属する植物で、道路、空き地、河川敷などに生える多年草である。北アメリカ原産で、明治時代に観賞用として移入されたものが逸出、大正末期には帰化が進んでいたと思われる、戦後急速に分布拡大したとされている（清水, 2003）。現在では、北海道から沖縄まで広く分布している（環境庁自然保護局計画課自然環境調査室, 1994）。セイタカアワダチソウはその2～3mという高茎によって先住者を駆逐し、完全な優占群落を形成する（服部, 2002）。また、非常に繁殖力が強く、種子だけでなく地下茎でも繁殖する。行永ら（1975）は、1株当たり21,000粒の稔実種子が形成されていると推定しているほか、地下茎の平均的な分布は地表下4～8cmであること、地下茎を埋没させた場合、地下10cmの深さまででは埋没後ほぼ30日以内に80%以上の出芽率を示すことを明らかにしている。

このような侵略的な生態的特性からセイタカアワダチソウは、日本生態学会（2002）がリストアップした「日本の侵略的外来種ワースト100」に選定されているほか、村中ら（2005）が選定した、生物多様性を脅かすため対策緊急度が最も高い16種として、ハリエンジュ (*Robinia pseudoacacia* L.) や外来タンポポ種群 (*Taraxacum* spp.), ヒメジョオン (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) などとともに選定されている。また、外来生物法（特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律）では、法

に基づいて飼養等の規制が課される特定外来生物ではないが、被害に係る一定の知見はあり、引き続き特定外来生物等への指定の適否について検討する要注外来生物として選定されている。

外来植物の分布について、白山国立公園ではこれまで主要な登山道、施設周辺や園地での調査は行われているが国立公園一帯での調査は行われていない。登山道や施設周辺での分布調査では、福井県大野市上打波の上小池でセイタカアワダチソウが確認されている（環境科学株式会社, 2011）ほか、2010年10月に市ノ瀬発電所付近及び岩間の噴泉塔付近で分布が確認されている（市ノ瀬発電所付近及び岩間の噴泉塔付近のセイタカアワダチソウは、2010年に抜き取りにより除去済）（野上, 未発表）。

今回、2012年1月、白山室堂を管理する財団法人白山観光協会から白山公園線の白山国立公園入口の風嵐地区ほか、国立公園内にセイタカアワダチソウ



図1 調査地

国土地理院発行5万分の1地形図「白峰」「白川村」「越前勝山」「白山」を使用。

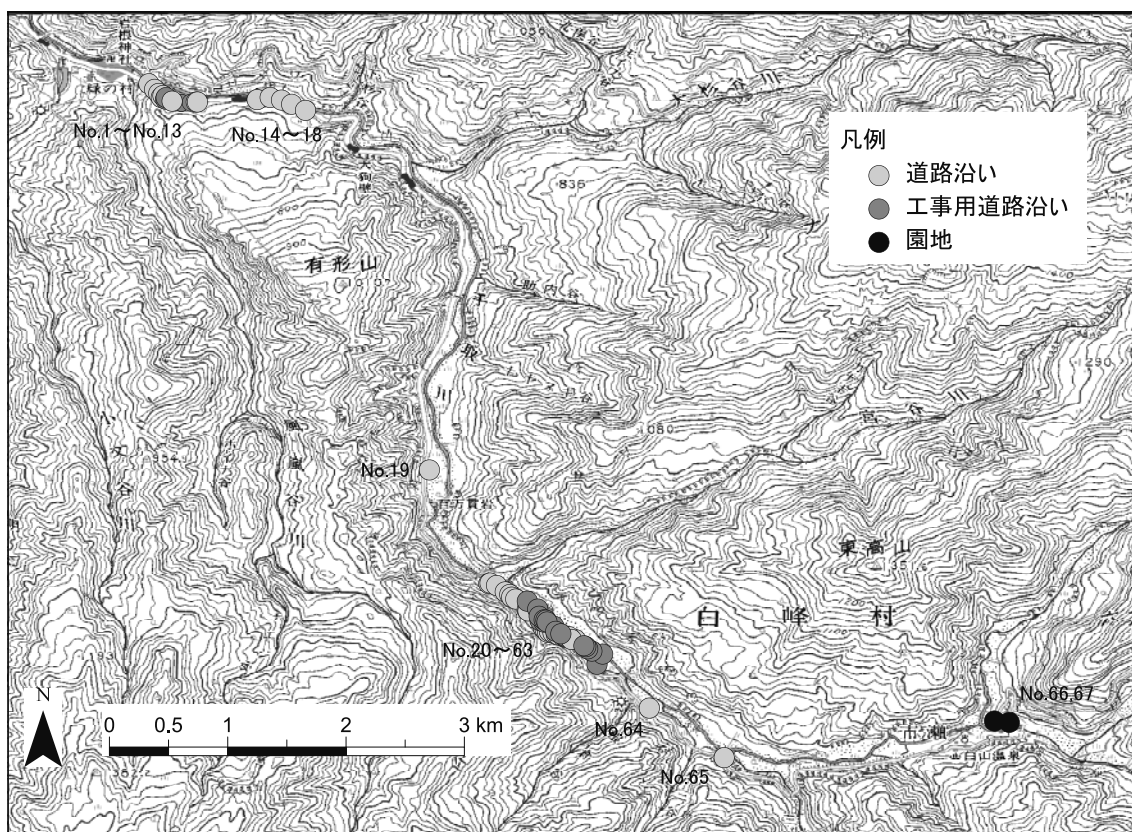


図2 白山公園線におけるセイトカアワダチソウの分布
数値地図25000 (地図画像) KANAZAWAのデータを加工し、背景の地図に使用。

が分布していることが報告されたことから、その分布状況について調査するとともに除去作業を行ったので、その結果を報告する。

分布調査と除去作業

分布調査

白山公園線のセイトカアワダチソウの分布調査は2012年10月15日および10月25日に実施した。白山公園線の白山国立公園の境界となる風嵐から市ノ瀬までの約10.6km (図1) を徒歩で歩きながらセイトカアワダチソウを探索し、セイトカアワダチソウを確認した位置を記録した。また、白山公園線に沿って道路から枝分かれする工事用道路 (一般車は進入禁止) 及び市ノ瀬園地でも徒歩での探索を行い、分布調査を行った。セイトカアワダチソウの位置の記録にはハンドヘルドGPS/GIS端末であるマゼランナビゲーション社製のMobileMapper TM 6を用いて記録した。現地で記録したデータをMobileMapper Office 2.0.1.4を用いた後処理を行うことで位置精度は1~2mとなっている。

調査結果は図2及び表1のとおりで、セイトカアワダチソウは白山公園線の道路沿い39地点、工事用道路28地点及び市ノ瀬園地2地点の計69地点で確

認され、道路際だけでなく (写真1)、工事用道路脇にも分布し (写真2)、園地にも分布することが明らかになった。分布は一様ではなく、分布が集中するところ、全く分布が見られないところがあった (図2)。特に分布が集中した箇所は3か所で、道路整備の際に大規模に土盛りされたようなところであった (写真1, 3)。

除去作業

白山公園線での分布が明らかになったことから除去作業を実施することとした。事前にセイトカアワダチソウの除去方法について、その侵入規模に応じた対策を考えており (表2)、今回はそれぞれの分布地の生育規模が小さかったことから全草を抜き取りによって除去することにした。除去作業は10月17日~19日に石川土木総合事務所から委託を受けた土木業者が実施した。また、10月25日には筆者らが現地を再確認し、17日~19日に除去しきれなかったものを除去した。除去作業は生育場所ごとに行い、除去したセイトカアワダチソウは全て白山自然保護センターに運び、計量した。また、生育場所ごとに花をつけた地上茎 (開花茎) の数および花をつけていない地上茎 (非開花茎) の数をそれぞれ数え

表1 白山公園線 セイタカアワダチソウ除去作業結果

No.	草刈り	開花茎数	高さ(m)	非開花茎数	高さ(m)	全茎数	開花茎の割合	湿重量(kg)	備考
1	道路沿い	あり	8	1.12		8	1.00	0.59	
2	道路沿い	あり	14	1.41	1	未計測	15	0.93	1.95
3	道路沿い	あり	13	1.16	2	0.6	15	0.87	0.58
4	道路沿い	あり	42	1.15	29	0.76	71	0.59	3.52
5	道路沿い		11	2.62		11	1.00	1.82	
6	工事用道路沿い		9	2.29		9	1.00	0.80	
7	工事用道路沿い		15	1.8	3	0.91	18	0.83	1.55
8	道路沿い	あり	15	2.54	4	1.16	19	0.79	2.55
9	工事用道路沿い		14	2.19	7	0.97	21	0.67	0.81
10-1	工事用道路沿い		2	1.9	1	0.9	3	0.67	0.15
10-2	工事用道路沿い		7	2.2	2	0.5	9	0.78	0.42
11	工事用道路沿い		6	1.45	13	0.98	19	0.32	0.50
12	道路沿い	あり	36	1.09		36	1.00	0.85	
13	道路沿い	あり	73	1.2	10	0.42	83	0.88	2.69
14	道路沿い		18	2.62	1	0.7	19	0.95	2.62
15	道路沿い	あり	1	0.69	1		2	0.50	0.02
16	道路沿い		313	1.33	1,228	1.01	1,541	0.20	52.85
17	道路沿い		92	1.43	80	0.92	172	0.53	8.65
18	道路沿い		23	1.04	73	0.47	96	0.24	1.49
19	道路沿い		26	2.03		26	1.00	2.80	
20	道路沿い		2	1.13		2	1.00	0.05	
21	道路沿い		2	1.38		2	1.00	0.10	
22	道路沿い	あり	14	1.73	6	0.98	20	0.70	0.90
23	道路沿い	あり	5	1.4	2	0.94	7	0.71	0.36
24	道路沿い	あり	4	1.84	2	0.78	6	0.67	0.60
25	道路沿い		120	1.94	101	1.12	221	0.54	7.31
26	道路沿い		12	1.25	5	0.64	17	0.71	0.86
27	道路沿い		17	2.29		17	1.00	1.32	
28	道路沿い		4	1.53	2	0.68	6	0.67	0.15
29	道路沿い	あり	17	1.94	7	1.1	24	0.71	1.89
30	道路沿い	あり	126	2.23	14	1.07	140	0.90	8.63
31	道路沿い	あり	2	0.85	3	0.53	5	0.40	0.20
32	道路沿い	あり	31	1.41	10	0.87	41	0.76	1.10
33	道路沿い	あり	477	2.15	300	1.09	777	0.61	33.65
34	道路沿い	あり	20	1.97	1	0.81	21	0.95	1.30
35	道路沿い		6	1.71		6	1.00	0.35	
36	道路沿い	あり	188	1.91	36	1.17	224	0.84	19.40
37	道路沿い		102	1.89	12	1.07	114	0.89	8.55
38	道路沿い		9	2.2	3	1.12	12	0.75	0.72
39	工事用道路沿い		29	2.18	18	1.16	47	0.62	1.71
40	工事用道路沿い		9	1.93	4	1.09	13	0.69	0.72
41	道路沿い		25	1.88	1	1.22	26	0.96	1.74
42	道路沿い		20	1.93		20	1.00	1.70	
43	道路沿い	あり	4	0.91	29	0.69	33	0.12	0.43
44	工事用道路沿い		133	2.42	35	1.53	168	0.79	10.65
45	道路沿い		1	0.67	3	0.38	4	0.25	0.08
46	工事用道路沿い		1	0.88	3	0.73	4	0.25	0.25
47	工事用道路沿い		2	1.44		2	1.00	0.10	
48	工事用道路沿い		12	1.29	11	0.68	23	0.52	0.55
49	工事用道路沿い		15	1.7	5	0.84	20	0.75	0.66
50	工事用道路沿い		1	1.1	1	1	2	0.50	0.10
51	工事用道路沿い		2	1.54	2	0.57	4	0.50	0.04
52	工事用道路沿い		1	1.51	11	1.51	12	0.08	0.20
53	工事用道路沿い		5	1.9	2	1.1	7	0.71	0.23
54	工事用道路沿い		9	1.32	3	0.76	12	0.75	0.35
55	工事用道路沿い		11	1.07	18	0.72	29	0.38	0.45
56	工事用道路沿い		2	1.63	1	0.79	3	0.67	0.31
57-1	工事用道路沿い		3	0.9		3	1.00	0.07	
57-2	工事用道路沿い		2	1.26		2	1.00	0.10	
58	工事用道路沿い		19	1.51		19	1.00	0.60	
59	工事用道路沿い		10	1.59	5	0.64	15	0.67	0.60
60	工事用道路沿い		1	0.91	2	1.03	3	0.33	0.17
61	工事用道路沿い				3	0.77	3	0.00	0.10
62	工事用道路沿い		1	1.67	3	1.01	4	0.25	0.10
63	工事用道路沿い		19	1.46	7	0.86	26	0.73	1.10
64	道路沿い	あり	2	1.37	1	0.54	3	0.67	0.08
65	道路沿い		21	1.9	19	1.53	40	0.53	1.91
66	園地		12	1.7		12	1.00		除去作業前に刈り取り済み
67	園地		2	1.7	70	未計測	72	0.03	0.90
その他								0.65	追加除去分 (No.1, 3, 5, 12)
		2,270	1.61±0.47	2,216	0.89±0.27	4,486	0.51	201.30	高さは平均±標準偏差
		2,018		1,940		3,958		183.19	石川土木総合事務所で除去
		240		276		516		18.11	白山自然保護センターで除去
		12				12			地域振興公社で草刈り



写真1 白山公園線の道路際で確認されたセイタカアワダチソウ



写真2 工事用道路脇で確認されたセイタカアワダチソウ



写真3 道路整備の際に大規模に土盛りされたところで確認されたセイタカアワダチソウ

た。また、生育場所ごとに開花茎、非開花茎別に最も大きな茎の地上高を計測した。なお、地上茎の扱いについては、中島ら(2000)と同様、ラメットの単位で扱っている。除去したセイタカアワダチソウは計量、計測後に全て処分した。

除去の結果は表1のとおりで、全部で201.3kgのセイタカアワダチソウを除去した。ただし、市ノ瀬園地2か所のセイタカアワダチソウは、除去作業前に園地の管理者が草刈りにより地上部を切除したので計量することができなかった。

また、開花茎数は2,270本、非開花茎は2,216本で、全部で4,486本であった。茎数は生育場所ごとに異なっており、最も少ないところは2本、最も多いところで1,541本と大きく差があった。また、ほとんどの生育場所で開花茎が見られ、開花茎が全く見られない生育場所は工事用道路脇の1か所のみであった(表1)。

生育地ごとの最も大きな茎の地上高を道路沿いで道路管理のための草刈りが行われた場所と草刈りが行われなかった場所および工事用道路、計3つの区分のそれぞれで開花の有無で区分し、比較したところ有意差が認められた(Kruskal-Wallis検定, $\chi^2 = 55.9259$, $df = 5$, $p < 0.001$)。統計解析には統計解析パッケージR var.2.15.2 (R Development Core Team, 2012)を使用した。また、青木(2004)のプログラムを利用し、スティール・ドゥワス(Steel-Dwass)の方法による多重比較を行った結果、草刈りが行われた道路沿い、草刈りが行われなかった道路沿い、工事用道路の全てで開花茎と非開花茎に有意差があった。一方、開花茎では3つの区分で有意差は認められず、非開花でも3つの区分で有意差は認められなかった(図3)。白山公園線では6月に草刈りが行われており、道路脇の個体は切除されたものの、その後、新たに地上茎を伸ばし、道路脇ではあるものの草刈りが行われていないところや草刈りが行われない工事用道路のものと同変ならない大きさまで成長したと考えられる。

おわりに

セイタカアワダチソウの除去作業が日本各地で行われている(小池ら, 2010)。外来種影響・対策研究会(2011)では、セイタカアワダチソウの対策手法の実例として、抜き取り及び刈り取りによる除去を紹介している。草薙ら(1994)では、大阪の調査で7月下旬~8月中旬頃に刈り取ると、再生しても草丈が小さい状態で花を付けるか、開花結実せずに冬季の枯死を迎えるため、見苦しさを軽減できるだけでなく、繁殖源となる種子の形成量を著しく少なくしたり、種子を作らせないことも可能になることを紹介している。服部ら(1993)は、大阪府淀川で

表2 セイタカアワダチソウの除去方法

	方法	概要	時期	対応規模	メリット	デメリット
1	抜き取り	地下茎も含めて全草を引き抜く（根絶）	8月～結実前	本数が少ない場合	・他植物への影響 小	・地下茎の取り残しにより、再生の可能性
2	地上部刈り取り（年3回）	地上部の刈り取り作業を年3回程度行う（生育の制限）	8月, 9月, 10月	[機械による場合] 大面積で生育密度が高い場合 [手作業による場合] 小面積	・セイタカアワダチソウの群集の場合、他の植物への影響 小	・時間、労力、コスト大・刈り取り作業の年3回程度の実施で、個体の成長や開花・種子生産を抑制可能だが、根絶は不可
3	地上部刈り取り+農薬塗布	地上部を刈り取った後、切口に農薬塗布する（根絶）	8月～結実前	小面積	・農薬散布によるよりも他の植物への影響 小 ・地下茎の除去も可能 ・地上部の刈り取り1回	・大規模面積の除去は手間
4	農薬散布	生育地に農薬を散布する（根絶）	いつでも（個体が確認でき次第）	大面積でも可能	・除去効果は大きい ・地下茎の除去も可能 ・短期間で大規模面積を除去可能。	・他の植物も根絶 ・生態系への影響 大

・侵入面積が広大で農薬による除草が必要と判断された場合でも、外来種のセイタカアワダチソウの除去とはいえ、国立公園内での農薬の使用は慎重に行うべきであり、農薬の使用制限の確認のほか、使用の是非も含め環境省や白山市と協議、協力していくことが必要。

刈り取り回数と駆除効果を調べ、年2回の刈り取りで他種の生育が可能となり、年3回以上で優占度を大きく減少させ、多様性の高い草地群落へ移行することを明らかにした。また、山口（1997）では、草地の刈り取り管理として、セイタカアワダチソウの繁茂を抑制しようとするれば、6月に1度刈り取り、その後の地上部の再生によって地下部の蓄積養分を消費させ、さらに地下部への養分の蓄積が始まる9月ごろの再度の刈り取りが効果的であるとしている。白山公園線では、道路管理の一環として道路脇の草刈りを6月に実施しており、道路脇の個体は、その際に主軸は切除されたものの地上茎の途中から側生枝を伸ばし、切除されていないものと同じぐらいのサイズまで地上茎の高さを回復し、その先に花をつけていた。よって6月の1回のみ刈り取りだけの対策ではセイタカアワダチソウの防除対策としては不十分だといえる。景観的なことと予算的なことで、道路脇の草刈りは6月の1回のみしか施工できないことから、刈り取りによってセイタカアワダチソウの生育を押し戻すのは難しい。よって今回のような全草を引き抜くことで対応していかざるをえないと思われる。しかしながら前述したようにセイタカアワダチソウは地下茎でも繁殖することから、今回引き抜きの際に取りきれなかった地下茎から来春、再び芽を出すことが考えられる。セイタカアワダチソウの除去作業は今回1回のみで終わらせることなく、継続して実施していくことが必要である。また、新たな侵入箇所がないのかも含め、継続的なモニタリングを実施していくことが必要である。

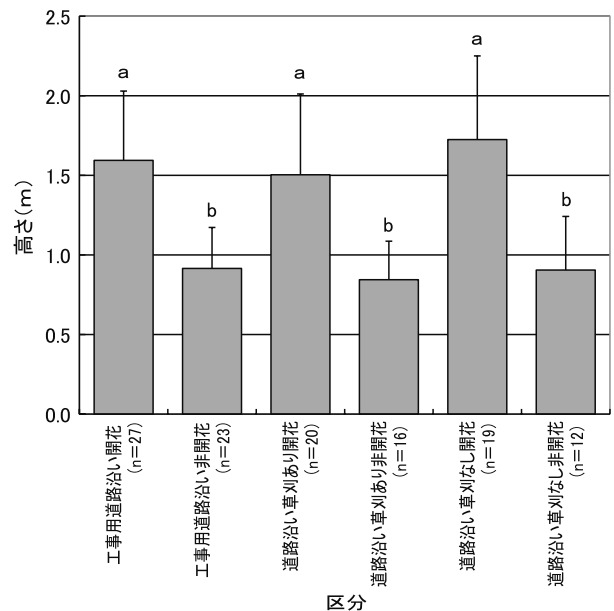


図3 最も高い茎の高さの生育地・開花非開花別比較

異なるアルファベット間にはスティーラー・ドゥワス（Steel-Dwass）の方法による多重比較で有意水準5%で有意な差があることを示す。

今回は石川県側の白山公園線での分布状況の確認および除去作業であったが、今後、国立公園全域で一般の車道等を含めての分布状況の確認及び除去作業が必要になってくる。環境省では、他地域から侵入した植物による在来植物の生育への影響、シカによる高山植物への食害など、既存の管理手法では生態系の維持が困難な事例が見られることから、2010年4月1日に自然公園法を改正し、「生態系維持回復事業」制度を新たに設置しており、白山国立公園では2011年から農林水産省・国土交通省・環境省が白山国立公園白山生態系維持回復事業計画を策定

し、外来植物への対策を実施している。また、石川県及び環白山保護利用管理協会は全国で初めて確認・認定を受け、白山国立公園において白山生態系維持回復事業を行っている。セイタカアワダチソウもこの白山生態系維持回復事業計画で対策を実施する種としてあげられており、これらの機関ほか道路管理者を含めた多くの関係する機関が連携し、情報の共有や対策を行っていくことが重要と考える。

文 献

- 青木繁伸 (2004) スティール・ドウラス (Steel-Dwass) の方法による多重比較. Homepage (<http://http://aoki2.si.gunma-u.ac.jp/R/Steel-Dwass.html>) (2012年12月20日 現在)
- 外来種影響・対策研究会 監修 (2011) 河川における外来種対策の考え方とその事例【改訂版】 - 主な侵略的外来種の影響と対策 - . 財団法人リバーフロント整備センター. 325pp.
- 服部 保 (2002) セイタカアワダチソウ. 外来種ハンドブック, 地人書館, 東京, 196.
- 服部保・赤松弘治・浅見佳世・武田義明 (1993) 河川草地群落の生態学的研究 I. セイタカアワダチソウ群落の発達および種類組成に及ぼす刈り取りの影響. 人と自然, 2, 105-118.
- 環境庁自然保護局計画課自然環境調査室 (1994) セイタカアワダチソウ. 1990年身近な生きもの調査 自然環境保全基礎調査 - 環境指標種調査 - 調査結果報告書, 66.
- 環境科学株式会社 (2011) 平成22年度 白山国立公園外来植物分布把握業務報告書. 48pp + 資料編214pp.
- 小池文人・小出可能・西田智子・川道美枝子 (2010) 外来生物の脅威から在来植物の多様性を保全する対策の現状と課題2010. 36pp.
- 草薙得一・近内誠登・芝山秀次郎 (1994) 雑草管理ハンドブック. 朝倉書店, 東京, 597pp.
- 村中孝司・石井 潤・宮脇成生・鷺谷いづみ (2005) 特定外来生物に指定すべき外来植物種とその優先度に関する保全生態学的視点からの検討. 保全生態学研究, 10, 19-33.
- 中島克己・根平邦人・中越信和 (2000) セイタカアワダチソウ個体群に対する刈り取りの影響. 広島大学総合科学部紀要IV理系編, 26, 81-94.
- 日本生態学会 (2002) 外来種ハンドブック. 地人書館, 東京, 390pp.
- R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- 清水建美 (2003) 日本の帰化植物. 平凡社, 東京, 337pp.
- 山口裕文 編著 (1997) 雑草の自然史【たくましさの生態学】. 北海道大学図書刊行会, 北海道, 236pp.
- 行永寿二郎・井出欽也・伊藤幹二・嶋田資久 (1975) セイタカアワダチソウの生態に関する 2, 3 の観察とasulamによる防除. 雑草研究, 19, 46-50.

石川県におけるニホンザル捕獲個体の体サイズと年齢の関係

江 崎 功二郎 石川県白山自然保護センター
有 本 勲 石川県白山自然保護センター
野 崎 亮 次 石川県白山自然保護センター

THE RELATION BETWEEN BODY SIZE AND AGE OF THE JAPANESE MACAQUE IN ISHIKAWA PREFECTURE

Kojiro ESAKI, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*
Isao ARIMOTO, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*
Ryoji NOZAKI, *Hakusan Nature Conservation Center, Ishikawa*

はじめに

石川県では白山麓を中心にニホンザル（以下、サルとする）の個体数調整捕獲を実施してきた（石川県，2012）。近年は県内に生息するサルの個体数は増加傾向にあり，それに伴い捕獲個体も増加することが推測される。捕獲された個体は捕獲調書に個体の特徴が記録され，一部の個体については歯による年齢査定分析が行われている。

サルの年齢推定には外見的な観察，歯の萌出順序及び年輪による3つの方法が知られ，このうち歯の年輪による年齢査定はほぼ正確な絶対年齢を推定することが可能である（羽山，1995）。今回の研究では，比較的簡単に計測可能な個体の体重や頭胴長と，歯の年輪によって査定された年齢（以下，査定年齢）との関係について解析を行い，体サイズの測定値から年齢推定が可能かどうかについて考察を行った。体重や頭胴長は査定年齢と相関関係を示し，小さいサイズの個体では年齢推定が可能であることを示した。

方 法

2000～2008年にかけて主に白山麓から個体数調整捕獲によって収集された231個体を解析に用いた（表1）。オス，メス及び不明の個体数は，それぞれ119，95及び17であった。これらの個体は石川県白山自然保護センター（白山市木滑）で，雌雄の別や個体のサイズ（体重，頭胴長，前掌長および後掌

長）が測定され，捕獲調書に記録された。体重は生重，頭胴長は尾の付け根から背中を通して額上部までを整形しないで測定した。

年齢査定には基本的に各個体の第1切歯を解析に用い，（株）野生動物保護管理事務所に依頼した。一部の個体の分析結果は年齢幅で示されており，今回の解析にはその中央値を用いた（例えば，査定年齢0～1才の際は0.5才）。

体重と査定年齢の関係は雌雄の別に体重が記録されている206個体（オス115個体，メス91個体），頭胴長と査定年齢の関係は雌雄の別に頭胴長が記録されている190個体（オス110個体，メス80個体）について解析を行った。

表1 年齢査定を行った個体の捕獲期間と個体数

年	捕獲期間	個体数
2000	7月17日～12月11日	4
2001	1月22日～12月27日	12
2002	3月20日～11月21日	12
2003	2月22日～12月2日	12
2004	7月6日～12月17日	86
2005	3月27日～9月22日	2
2006	2月19日～12月5日	76
2007	7月21日～12月5日	7
2008	2月29日～9月9日	20
計		231

結果と考察

体重と査定年齢の分布はオスメスともに正の相関関係を示した(単回帰, オス: $R^2=0.532$, $p<0.001$, メス: $R^2=0.368$, $p<0.001$)。オスの体重階ごとの査定年齢をみると, 体重12kg未満では6kg以上7kg未満及び8kg以上9kg未満の個体で年齢幅が大きくなる傾向があり, 12kg以上ではすべての体重階で年齢幅が大きくなる傾向があった(図1)。メスでは8kg以上の体重階で年齢幅が大きくなる傾向があった。年齢幅が大きくなった体重階では, 体重の測定値による年齢推定が困難であるが, 体重12kg未満のオス及び8kg未満のメスでは体重と年齢が比例して大きくなる傾向があるため, これらの体重階では5才に達するまでは体重による年齢推定が可能であると考えられる。

さらに, 頭胴長と査定年齢の分布はオスメスともに正の相関関係を示した(単回帰, オス: $R^2=0.321$, $p<0.001$, メス: $R^2=0.194$, $p<0.001$)。オスの頭胴長階ごとの査定年齢をみると, 頭胴長55cm以上の個体で年齢幅が大きくなり, メスでは頭胴長50cm以上の個体で年齢幅が大きくなる傾向があった(図2)。年齢幅が大きくなった頭胴長階では, 頭胴長の測定値による年齢推定が困難であるが, 頭胴長55cm未満のオスおよび50cm未満のメスでは頭胴長と年齢が比例して大きくなる傾向があるため, これらの頭胴長階では4才に達するまでは頭胴長による年齢推定が可能であると考えられる。

また, 雌雄の別を不明として記録された17個体の査定年齢の分布をみると, 82.4%が0~1才に査定されていた(図3)。この結果は雌雄の別が判断できない未熟な個体は, 0~1才のアカンボウの特徴を示していることを明らかにしている。

これらの結果は, 体重や頭胴長の測定値による年齢推定は, 体サイズの小さい個体では一定の精度で推定可能であるが, 体サイズが大きい個体では年齢推定が難しく, 年齢を明らかにするためには年齢査定分析が必要になることを示している。体重は季節変化が大きい(Mori, 1979)ため, 捕獲季節ごとのデータの蓄積と解析により精度の高い年齢推定が可能になろう。

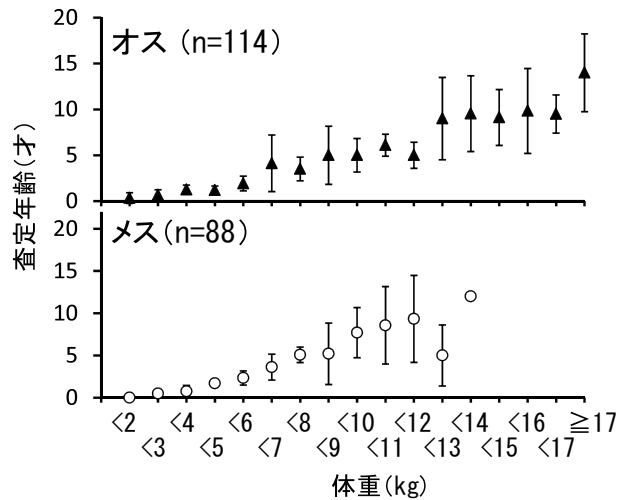


図1 捕獲個体の体重と査定年齢の関係
図中の▲および○は平均値, バーは標準偏差を示す。

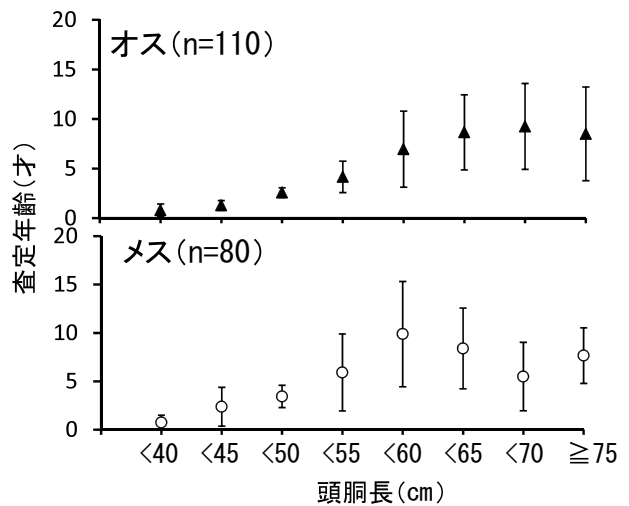


図2 捕獲個体の頭胴長と査定年齢の関係
図中の▲および○は平均値, バーは標準偏差を示す。

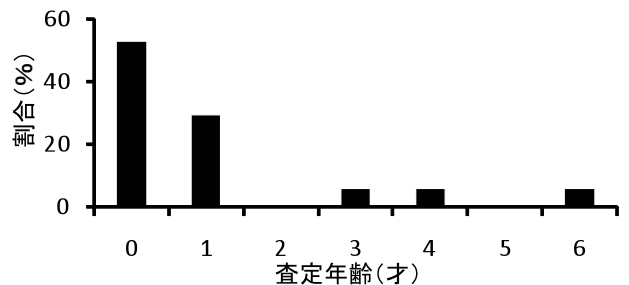


図3 雌雄が不明として記録された個体の査定年齢分布

文 献

- 羽山伸一・和 秀雄 (1995) ニホンザル有害駆除個体の分析法. 霊長類研究, **11**, 93-101.
- 石川県 (2012) 石川県ニホンザル保護管理計画 (第3期). 石川県環境部.
- Mori A. (1979) Analysis of population changes by measurement of body weight in Koshima troop of Japanese monkeys. *Primates*, **20**, 371-397.

「白山自然保護調査研究会」平成23年度委託研究成果要約

1. 白山火山の年代学的研究

代表者 長谷部徳子

協力者 中野靖幸・稲垣亜矢子・伊藤一充

熱ルミネッセンス年代測定法は、電磁波や放射線などによって電子が励起され準安定状態になったものが、熱により活性化して再び基底状態に戻る際にエネルギー準位の差に相当するエネルギーを光（ルミネッセンス）として発するのを利用した年代測定法である。光の量は受けた放射線量に比例するので年代の関数となる。白山火山から石英を分離して熱ルミネッセンス年代測定を試みた。放射線のうちアルファ線の影響の及ぶ範囲をフッ酸で溶解し、アルファ線の効果を無視する。石英の溶融特性は実験時の温度によって異なることが予想されるためその調査を行った。

また古白山試料および新白山火山で年代測定を試みた結果、新白山火山の試料の安山岩質溶岩はTLシグナルが小さいため、年代測定が出来なかった。そのため、あらたに新白山火山のうち噴出時期が古いものを採取し鉱物分離を実施した。

2. 白山亜高山帯・高山帯の植生地理と

その長期変動

12 白山亜高山帯におけるササ群落の

拡大速度の精密測定

代表者 古池 博

協力者 白井伸和・中野真理子

白山高山帯におけるササ群落の拡大速度を精密に測定するため、2011年度に弥陀ヶ原ほか3か所に基準線を設け、1年後にシュート先端部の位置を測定した。この基準線はササ群落の拡大方向に垂直に設けたが、測定の結果新しいシュートへの伸長方向は様々であることが判明した。ササ群落の拡大方向への新しいシュートの成長は間歇的突発的で、これを数年間を通じて平均すれば、約10cm/年程度の値になると推定される。

3. 白山の高山植物の生態学的研究

—高山帯と樹林帯の送粉系相互作用の比較—

代表者 笠木哲也

参加者 中村浩二

白山地域の樹林帯から高山帯にかけて標高差1,800m（標高790mから2,590m）の範囲でハナバチ相を調べた。樹林帯ではコハナバチ科32種、ヒメハナバチ科18種、マルハナバチ属6種、その他を合わせて計81種のハナバチ類の訪花を確認した。亜高山帯から高山帯ではコハナバチ科36種、ヒメハナバチ科10種、マルハナバチ属6種、その他を合わせて58種を確認した。樹林帯で確認した個体数上位5種はニジイロコハナバチ、クロツヤハナバチ、トラマルハナバチ、キバナヒメハナバチ、ヤマトツヤハナバチであった。上位4種は亜高山帯以上の調査地でも比較的多く確認されており、白山の亜高山帯より標高の高い場所におけるハナバチ相の維持に樹林帯からの種の供給が機能していることを示唆している。亜高山帯から高山帯における個体数上位5種はヌブリコハナバチ、ヒメマルハナバチ、ニッポンコハナバチ、ヒラシマアオコハナバチ、ホソナガアオコハナバチであり、これらはいずれも樹林帯では個体数が少なく、亜高山あるいは高山生態系に依存した種であることが示唆された。

4. 石川県内に生息する野生ニホンザル個体群の動態について

代表者 滝澤 均

参加者 伊沢絃生

協力者 志鷹敬三 他9名

(1) 2011年度冬に観察された群れの動向

今冬（2011～2012年冬）は蛇谷や中ノ川、尾添川、雄谷、目附谷、手取川本流などで観察できた16群から検討を加えた。今冬の調査では、多くの群れで現状維持傾向を示していた。しかし、今冬50頭を超える群れが観察されたのは2例のみで、他は20～30頭ほどの個体数であった。昨冬と比べ、90頭を超える群れも観察されず、大きな群れはサブグループを形成し、小グループで遊動していると推測された群れもあった。カムリD群とカムリA2群で、カ

ムリD群は個体数増加による影響が、カムリA2群は人間の影響が引き起こしているのではないかと推測された。カムリD群のサブグループが2つ目附谷を利用していることもあって、本来利用していたタイコA3群が谷の奥に押し込まれた形になっており、以前に比べ個体数が少なくなっていて、群れ自体が縮小している可能性が推測された。

(2) ニホンザルの保護・管理について

石川県内でも徐々に野生ニホンザル個体群の分布域拡大が顕著になってきている。また、白山地域では、個体数や群れの増加が確実で、特に冬期間、非常に密度の高い状況に陥っており、今後更なる分布域の拡大が発生する恐れがあることが指摘でき、今後の保護管理計画にも影響してくるものと推測される。

5. 透過型堰堤の水理環境と生態影響の評価

代表者 谷田一三

参加者 高橋剛一郎

協力者 毛利淳志

白山蛇谷川において、昨年(2010年)に引き続いて底生動物群集の動態と水理環境の調査を実施した。底生動物については、昨年資料の解析とともに分析が継続中である。従来型砂防堰堤の上流域では河床勾配の平坦化が観測されたが、透過型堰堤の上下流では平坦化は見られなかった。また、湯谷川合流上手の砂防堰堤の上流部では、顕著な堆積土砂の粗粒化傾向が見られた。

石川県白山自然保護センター研究報告
第 39 集

平成24年12月28日 発行

編 集 石川県白山自然保護センター
発 行
〒920-2326 石川県白山市木滑ヌ4
TEL.076-255-5321 FAX.076-255-5323
URL <http://www.pref.ishikawa.lg.jp/hakusan/>
E-mail hakusan@pref.ishikawa.lg.jp

印刷所 株式会社 大和印刷社
〒921-8043 石川県金沢市西泉5丁目91番地

Annual Report
of
the Hakusan Nature Conservation Center

Volume 39 2012

Contents

Articles

Chromosomal study of <i>Taraxacum laevigatum</i> collected from Murodo, Mt.HakusanNorihito MIURA, Tatsuya NOGAMI and Atsuko YOSHIMOTO.....	1
The current states of endangered species, <i>Pulsatilla cernua</i> (Ranunculaceae), in Ishikawa prefectureAtsuko YOSHIMOTO and Tatsuya NOGAMI.....	5
Prediction of fruiting in three Fagaceae species and haunting situation of Japanese Black Bear (<i>Ursus thibetanus japonicus</i>) at Ishikawa prefecture, 2012Tatsuya NOGAMI, Kosumo NAKAMURA, Jiro KODANI, Eikichi NOZAKI and Atsuko YOSHIMOTO.....	13
Distribution and removal of Tall goldenrod (<i>Solidago altissima</i>) at Hakusan park line (Ishikawa)Tatsuya NOGAMI and Atsuko YOSHIMOTO.....	31
The relation between body size and age of the Japanese Macaque in Ishikawa prefectureKojiro ESAKI, Isao ARIMOTO and Ryoji NOZAKI.....	37
Summary of Fiscal research for 2011 by Hakusan Scientific Research group	41
