

北海道の異なる森林タイプにおける  
オサムシ科甲虫類 (Coleoptera,  
Carabidae) : 群集構造、分布および  
環境要因との関係

2020

岩手大学大学院  
連合農学研究科  
生物環境科学専攻  
(帯広畜産大学)

貝塚 淳

Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in  
several types of forest in Hokkaido, Japan  
: Relationship with carabid assemblages,  
distributions and environmental factors

2020

Jun Kaizuka

Course of Biotic Environment,  
the United Graduate School of Agricultural Sciences,  
Iwate University  
(Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine)

## 目次

緒 言 .....	1
I. 十勝地方の二次林及び植林地におけるオサムシ科甲虫群集 .....	4
第 1 章 植林に用いる樹種（アカエゾマツ、トドマツ、カラマツ）の違いによる影響 .....	4
第 2 章 カラマツ植林地周辺の広葉二次林の位置する地形（尾根・谷）の群集構造への影響 .....	18
第 3 章 トドマツ植林地周辺に位置する異なる森林タイプ（広葉二次林・針広混交二次林）における群集構造の違い .....	32
II. 道央・道東の天然林（広葉樹林・針広混交林）、植林地及び山岳地帯における森林性種の生息と分布—帯広畜産大学昆虫学研究室のオサムシコレクションの調査— .....	44
第 4 章 富良野地方の天然林（広葉樹林・針広混交林）と隣接するトドマツ植林地における代表的な森林性種 6 種（セダカオサムシ、ヒメクロオサムシ、オオルリオサムシ、エゾマイマイカブリ、ツンベルグナガゴミムシ、オオクロツヤヒラタゴミムシ）の生息地選好性 .....	44
第 5 章 道央・道東の山岳地帯の森林における森林スペシャリスト 2 種（アイヌキノオサムシ、オオルリオサムシ）の垂直分布 .....	49
総合考察 .....	55
謝 辞 .....	59
要 約 .....	60
Summary .....	64
引用文献 .....	72

## 緒 言

日本は国土の3分の2が森林におおわれており、世界でも有数の森林大国であるが、森林全体の約40%がスギやヒノキにおおわれた人工林となっている（林野庁, 2015）。北海道では、面積の約70%が森林におおわれているものの、標高の高い位置の天然広葉樹林を除いて、多くが二次的な広葉樹林や針広混交林、針葉樹植林となっている。また、人工林の面積は、約50年（1970～2018）で約3.4倍に増加している（北海道, 2019）。天然林の伐採や植林は、森林の断片化や植生構造の変化を引き起こし、節足動物群集の構成や分布に様々な影響を与えている（Duchesne et al. 1999; Kotze & Samways 1999; Werner & Raffa 2000; Müller et al. 2002; Waltzl & Covington 2004; Koivula & Spence 2006; Cobb et al. 2007）。そのため、森林生態系への影響が懸念されるが、これまでの森林管理では、森林生態系はあまり考慮されてこなかった。

オサムシ科甲虫は、甲虫目オサムシ亜目オサムシ科に属する甲虫類を指し、地表徘徊性甲虫の中でも種数が多く（世界で約 25,000 種、日本で約 1,200 種）、熱帯から寒帯までの幅広い気候帯に分布している。オサムシ科甲虫は、生態学的・形態学的によく知られていることに加えて、ピットフォールトラップを用いて容易に採取可能なことから地域個体群の変化を評価するための環境指標性昆虫として有用であるとされている（Eyre et al. 1996; Lövei & Sunderland 1996; Niemelä et al. 2000; Werner & Raffa 2000）。また、多くの種が非飛翔性であるために移動分散能力が低く、物理条件（土壌水分や pH）や生息条件（植生）の変化に敏感に反応し、その反応は種によって異なることが知られている（Niemelä 1997; Duchesne et al. 1999; Yu et al. 2002, 2006）。そのため、森林管理に関連する地域の生物多様性の状態を評価する際の生物指標として、ヨーロッパ（Humphrey et al. 1999; Magura et al. 2000, 2001a; Koivula 2002a; Rainio & Niemelä 2003; Finch 2005;

Lövei et al. 2006; Karen et al. 2008; Lange et al. 2014; Negro et al. 2014)、  
アフリカ (Rainio & Niemelä 2006)、中央および北アメリカ (Klimaszewski  
et al. 2005; Ulyshen et al. 2006)、中国 (Yu et al. 2002, 2006)、日本 (木  
元・保田 1995; 石谷 1996; 堀 2003, 2012; Osawa et al. 2005; Fujita et al.  
2008) などの様々な地域で使用されている。

森林環境におけるオサムシ科甲虫の研究は、伐採や植林後の経過年数の影  
響 (Baguette & Gerard 1993; Fahy & Gormally 1998; Ings & Hartley  
1999; Baker 2006)、森林の断片化の影響 (Halme & Niemelä 1993; Fujita  
et al. 2008)、森林と草地間のエッジ効果 (Heliölä et al. 2001; Magura et al.  
2001b; Magura 2002)、針葉樹林と広葉樹林における群集構造の比較

(Butterfield et al. 1995; Fuller et al. 2008; Yu et al. 2008) など、様々な  
観点から行われている。また、様々な景観レベルでのオサムシ科甲虫の群集  
構造の違いについては、天然林と熟成マツ林 (Yu et al. 2010)、都市景観 (da  
Silva et al. 2002; Do et al. 2012)、農地の利用状況 (Purtauf et al. 2005;  
Vanbergen et al. 2005) などの報告がある。しかしながら、植林に用いる  
樹種や森林の位置する地形の違いによる、オサムシ科甲虫群集の反応や変化  
及び分布に関する情報は不足し、環境要因とオサムシ科甲虫群集との関係に  
ついては地域によって異なると考えられる。さらに、森林生態系の保全と管  
理を行う上では、様々な森林においてこれらの情報を収集し、森林管理の影  
響を検証する必要がある。また、植林による森林生態系の節足動物群集への  
影響を低減させることは、持続的な森林管理を考えていくうえで重要である。

そこで、本研究では以下の2項目5点について明らかにすることを目的と  
するとともに、あわせて森林管理・施業とオサムシ科甲虫群集に関する有用な  
データを提供することとした。

## I. 十勝地方の二次林及び植林地におけるオサムシ科甲虫群集

### 1. 植林に用いる樹種 (アカエゾマツ・トドマツ・カラマツ) の違いに



## I.十勝地方の二次林及び植林地におけるオサムシ科甲虫群集

### 第1章 植林に用いる樹種（アカエゾマツ、トドマツ、カラマツ）の違いによる影響

#### 1.1 はじめに

天然林の伐採と伐採地への非天然樹種の植林は、オサムシ科甲虫の多様性や個体数、種数の減少と言った好ましくない影響を与えることが示されている (Fahy and Gormally 1998; Magura et al. 2000, 2002; Yu et al. 2006)。また、植林地の多くは1種類の樹種で構成される単相林であることが多く、微小生息地が均質化してしまい、オサムシ科甲虫の多様性の減少等の負の影響があることが報告されている (Magura et al. 2002, 2003)。北海道においても植林地の多くは針葉樹林の単相林で構成され、オサムシ科甲虫への影響が懸念される。そのため、本研究では北海道において植林に多く用いられている樹種であるアカエゾマツ Japanese spruce *Picea glehnii* (F.Schmidt) Masters、トドマツ Sakhalin fir *Abies sachalinensis* (F.Schmidt) Masters、カラマツ Larch *Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière の単相林で調査を実施し、植林に用いる樹種によってオサムシ科甲虫の種数、個体数及び群集構造に与える影響を明らかにすることを目的とした。

#### 1.2. 材料と方法

##### 調査地概要

調査は、北海道帯広市に位置する3タイプの針葉樹の単相植林（天然樹種：アカエゾマツ、トドマツ、非天然樹種：カラマツ）で行った。調査を実施した地域では天然の広葉樹林が伐採され、その後針葉樹が植林されたことにより、広葉樹林に生息していたオサムシ科甲虫群集が変化したものと考えられる。2011年と2012年で合計20地点（アカエゾマツ6地点；トドマツ

7 地点; カラマツ 7 地点) で調査を実施した (表 1-1)。調査地の面積は、アカエゾマツ林が 5—12 ha、トドマツ林が 2—12ha、カラマツ林が 2—14 ha であった (表 1-1)。樹齢はアカエゾマツ林が 23—41 齢、トドマツ林が 35—43 齢、カラマツ林が 35—43 齢であった (表 1-1)。植林後の経過年数が 23—41 年と異なっているが、21—60 齢のマツ林のオサムシ科甲虫群集は一般的に同じ齢段階であると報告されており (Baguette & Gerard 1993; Niemelä et al. 1994; Butterfield 1997)、今回の調査地はすべて同じ齢段階の群集であるとみなした。調査地の林床の優占種はいずれの調査地点もクマイザサであった (図 1-1)。

#### オサムシ類の採集方法と調査期間

オサムシ科甲虫類の採集には、ピットフォールトラップ法を用いた。トラップには理化学実験用のディスプレイカップ (口径 8 cm、高さ 9.5 cm、容量 300 ml) を使用した。カップの中ほどに水抜き用の穴を開け、上端に野生動物による被害を防ぐために標本針を 6 本取り付けた。内部には、誘引剤および保存液として酢酸糖蜜液 (水 : 黒糖 : 酢酸 : エタノール = 6 : 2 : 1 : 1) を約 30 ml 入れ、開口部が地表面と同じ高さになるように埋設した (図 1-2)。トラップは、Magura et al. (2001b) に基づいてエッジ効果を避けるために森林端から少なくとも 50m 離れた森林内部に 1 調査地につき 15 個を互いに 2—3m 離れるようにランダムに設置し、2011 年は 8 調査地で合計 120 個、2012 年は 12 調査地で合計 180 個、2 年間で合計 300 個のトラップを設置した。また、オサムシ科甲虫に影響を与えられられる環境要因として、土壌湿潤度、土壌温度、林冠被度、林床被度の調査も行った。

調査期間は、2011 年 6 月 30 日～10 月 13 日、2012 年 6 月 9 日～10 月 13 日とし、期間中に約 2 週間おきにトラップの回収を行い、計 16 回の調査を行った。しかし、トドマツの調査地 3 において、野生動物による被害



により 2011 年 10 月 13 日の回収が行えなかったため、当該調査地は計 7 回の回収となった。採集された昆虫は、すべて研究室に持ち帰り、種の同定および個体数の記録を行った。種の同定は、原色日本甲虫図鑑（上野ら編 1985）ならびに本学環境昆虫学研究室所蔵の昆虫標本に基づいて行った。

## 環境変数

オサムシ科甲虫の分布に影響を与えると考えられる環境要因として、林冠被度、林床被度、土壌湿潤度、土壌温度を各調査地点で計測した。林冠被度及び林床被度は、2011 年及び 2012 年の 7 月に各調査地点内にランダムに設定した 1 か所（半径 5m の円）で目視により測定した。土壌湿潤度及び土壌温度は各調査月に 1 回の頻度で、土壌水分・温度・電気伝導度測定プローブを取り付けた ProCheck ハンドヘルドリーダー（DECAGON 社製）を用いて測定した。

## データ解析

調査地ごとに得られたデータを解析に用い、同じ調査地で 2 年間連続して採集を行った場合は、年ごとに別のデータとして解析に用いた。また、調査地ごとに回収されたトラップ数に差があるため採集個体数を 1 トラップあたりに補正した値をデータ解析に用いた。調査地点間のオサムシ科甲虫類の種数、1 トラップ当たりの個体数、環境要因の比較には分散分析 (ANOVA) および Bonferroni の多重検定を行った。また、樹種ごとの群集構造の違いと群集構造に対する環境要因の関係性を決定するために冗長性解析 (Redundancy analysis: RDA) を行った。この際、全体の群集構造を把握するために、調査期間を通して全調査地で採集数が極端に少ない種 (5 個体以下) は解析対象から除外した。また、群集構造を説明する環境要因の有意性はパーミュテーションテスト (4,999 permutation) を用いて決定した。

データの等分散性を補うために  $\text{Log}(X+0.1)$  変換を行った。データの解析には、R-2.15.1 (R Development Core Team, 2014) を用いた。

### 1.3. 結果

#### 個体数および種構成

調査の結果、3タイプの植林で合計15属31種16,150個体のオサムシ科甲虫が確認された(表1-2)。各森林タイプの個体数は、トドマツで7,349個体と最も多く、次いでアカエゾマツで6,276個体、カラマツで2,525個体であった。また、各森林タイプの種数は、トドマツで27種と最も多く、次いでアカエゾマツで23種、カラマツで22種であった。最優占種は、ツンベルグナガゴミムシ *Pterostichus thunbergii* Morawitz であり、全個体数の39.4%(6,363個体)を占め、次いでコクロツヤヒラタゴミムシ *Synuchus melantho* (Bates) が15.7%(2,533個体)、ヒメクロオサムシ *Leptocarabus opaculus opaculus* (Putzeys) が12.8%(2,066個体)、エゾクロナガオサムシ *Leptocarabus arboreus arboreus* (Lewis) が10.6%(1,717個体)であった。上記の4種で全個体数の78.5%を占めた。アカエゾマツでは、ツンベルグナガゴミムシが最も優占し、次いでエゾクロナガオサムシ及びヒメクロオサムシが多く採集された。トドマツでもツンベルグナガゴミムシが最も優占し、次いでコクロツヤヒラタゴミムシ及びエゾマルガタナガゴミムシ *Pterostichus adstrictus* (Eschscholtz) が多く採集された。カラマツでは、ヒメクロオサムシ及びコクロツヤヒラタゴミムシが優占し、次いでエゾクロナガオサムシ及びクロツヤヒラタゴミムシ *Synuchus cycloderus* (Batea) が多く採集された。

1トラップ当たりの採集個体数は、アカエゾマツとトドマツに比べてカラマツで有意に少なかった(図1-3;  $p < 0.01$ )。アカエゾマツとトドマツでは個体数に有意な差は見られなかった。種数についてもカラマツではアカエゾ

マツとトドマツに比べて有意に少なかった (図 1-3;  $p < 0.01$ )。

## 環境要因

土壌湿潤度及び林冠被度、林床被度は、植林タイプ間で有意な差がみられた (表 1-3)。土壌湿潤度は、トドマツに比べてカラマツで有意に低かった (表 1-3;  $p < 0.05$ )。林冠被度は、カラマツで最も低く (25.0%)、トドマツで最も高かった (77.9%) (表 1-3;  $p < 0.05$ )。一方で、林床被度は、カラマツで最も高く (92.9%)、トドマツで最も低かった (20.0%) (表 1-3;  $p < 0.05$ )。土壌温度は、植林タイプ間で有意な差は見られなかった。

## オサムシ科甲虫群集と環境要因

植林地間で有意な差が確認された 3 つの環境要因 (土壌湿潤度、林冠被度、林床被度) を用いて実施した冗長性解析 (RDA) の結果、アカエゾマツとカラマツの群集構造は散布図の左側に、カラマツは右側に分布し (図 1-4a)、植林間のオサムシ科甲虫の群集構造は有意に異なることが示された ( $P < 0.001$ )。また、土壌湿潤度と林床被度がオサムシ科甲虫群集に有意に影響を与えていることが明らかになった ( $P < 0.05$ )。ツンベルグナガゴミムシ、マルガタナガゴミムシ *Pterostichus subovatus* (Eschscholtz)、エゾクロナガオサムシ、ヒメクロオサムシは、アカエゾマツとの関連性が強く、オオクロツヤヒラタゴミムシ *Synuchus nitidus* (Motschulsky) は、トドマツとの関連性が強いことが示された (図 1-4b)。一方で、カラマツに関連性が強い種は存在しなかった (図 1-4b)。

## 1.4. 考察

石谷 (1996) と堀 (2003) に基づいて、採取された種を森林性種と非森林性種に分類すると 16種が森林性種、15種が非森林性種であった。優占種

と森林性種の割合は、北海道における孤立林で行われた研究（堀 2003）の割合と同程度あった。日本において、森林破壊と伐採後の植林は、オサムシ科甲虫に影響を及ぼし、多くの絶滅危惧種や希少種を生み出している（環境省 2006）。オオルリオサムシ *Damaster gehinii* (Fairmaire) は、天然広葉樹林に生息する森林スペシャリストであり（木元・保田 1995）、本研究の針葉樹の植林では採集されなかった。天然広葉樹林の伐採と植林の設置は、天然広葉樹林に生息する森林スペシャリストの消失を引き起こすことが報告されている（Niemelä et al. 1993; Niemelä 2001; Koivula et al. 2002; Magura et al. 2002, 2003; Koivula & Niemelä 2003; Yu et al. 2006）。本研究の針葉樹植林は、天然広葉樹林に生息するいくつかの森林スペシャリストに負の影響を与えた可能性がある。

Greenslade (1964) は、極端に高い林床被度はオサムシ科甲虫の移動の構造的な阻害を引き起こすことを報告したが、一方で、オサムシ科甲虫群集に最も影響する環境要因は、土壌湿潤度（Niemelä et al. 1992; Jukes et al. 2001）と林冠被度または林冠の垂直構造に基づく照度（Day et al. 1993; Jukes et al. 2001）であることが報告されている。さらに、針葉樹の葉は、土壌を酸性化し、オサムシ科甲虫群集と分布は、土壌pHに影響されることが報告されている（Paje & Mossakowski 1984; Butterfield & Benitez 1992; Butterfield 1997）。また、オサムシ科甲虫の餌資源となる他の節足動物（甲虫目、トビムシ目、直翅目、ムカデ綱、ヤスデ綱、腹足綱、等脚目）は、土壌pHに敏感であり、それに伴ってオサムシ科甲虫の分布にも影響している可能性がある（Magura et al. 2002）。本研究では、土壌酸性度は計測していないが、落葉針葉樹であるカラマツは、土壌pHに影響を与えていると考えられる。カラマツにおいて、1トラップ当たりの個体数の少なさと森林性種（コブスジアカガネオサムシ *Carabus conciliator hokkaidensis* Lapouge、マルガタナガゴミムシ、ツンベルグナガゴミムシ）の極端な個体

数の少なさは、低い林冠被度に起因する林床被度の高さと土壤湿潤度の低さの影響である可能性があり、土壤pHも関係していることも考えられる。

天然林の伐採と非天然樹種の植林は、オサムシ科甲虫群集の種多様性や個体数に影響を与えることが報告されている (Fahy & Gormally 1998; Magura et al. 2000, 2002; Yu et al. 2006)。一方、Yu et al. (2008) は、カラマツが天然樹種である中国南西部では、カラマツによる植林は、オサムシ科甲虫群集に有意に大きな影響はないと報告した。本研究から、北海道において非天然樹種であるカラマツでは、いくつかの森林性種 (*Carabus* 属、*Pterostichus* 属、*Synuchus* 属) は上述した環境要因の変化により影響を受けることが考えられる。

非飛翔性の *Carabus* 属の種は、人為的かく乱 (伐採等) の影響を受けやすいことが知られている (Halme & Niemelä 1993; Rainio & Niemelä 2003; Magura et al. 2004; Purtauf et al. 2005)。上田ら (2009) は、*Carabus* 属 (*Leptocarabus* 属) の種は、林床被度の低い環境は好まないことを報告した。本研究において、*Carabus* 属 (*Leptocarabus* 属) の種がアカエゾマツにおいて多く採集された結果から、アカエゾマツは、3つの植林の中では *Carabus* 属 (*Leptocarabus* 属) にとって好ましい環境を提供していることが示唆された。また、*Synuchus* 属の種は、森林ジェネラリストであり (Fujita et al. 2008)、本研究において、オオクロツヤヒラタゴミムシは、トドマツと関連性が高く、*Synuchus* 属のほかの2種 (クロツヤヒラタゴミムシ、コクロツヤヒラタゴミムシ) もトドマツにおいて多く確認されたことから、トドマツは森林ジェネラリストの *Synuchus* 属に好ましい環境を提供している可能性がある。しかし、トドマツでは森林ジェネラリストの *Carabus* 属 (*Leptocarabus* 属) の個体数がアカエゾマツに比べて少なく、林床被度の低さが *Carabus* 属 (*Leptocarabus* 属) の分布に影響を与えている可能性がある。また、森林ジェネラリストの *Pterostichus* 属のマルガ

タナガゴミムシとツンベルグナガゴミムシは、カラマツで個体数が少なく、負の関係性が明らかとなった結果から、カラマツ植林は、*Pterostichus* 属等の森林性種にとって好ましくない環境であることが示唆された。

樹林内に様々な環境を創出し、微小生息地の不均質性を上昇させることは、オサムシ科甲虫群集を豊かにするが、単一樹種による植林は、微小環境が均一となってしまい、オサムシ科甲虫群集は、負の影響を受けることが知られている (Magura et al. 2000)。本研究において、アカエゾマツやトドマツは、一部の森林ジェネラリストの生息に適した環境であることが示唆されたが、林床被度の違いが分布するオサムシ科甲虫群集に影響を与えている可能性があり、森林性のオサムシ科甲虫の分布に適した林床被度や林床被度に影響を与える植林密度について、さらなる検証が必要である。

表 1-1. 調査地概要

樹種	地点	面積 (ha)	林齢 (year)	林冠被度 (%)	林床被度 (%)	調査年
アカエゾマツ	1	5.38	39	65	80	2011,2012
	2	10.92	23	55	85	2012
	3	10.92	23	65	70	2011
	4	14.04	41	65	80	2012
トドマツ	1	12.6	35	75	25	2011,2012
	2	12.6	35	75	15	2011,2012
	3	2.36	35	85	10	2011,2012
	4	4.04	38	80	25	2012
カラマツ	1	6.88	35	30	90	2011,2012
	2	5.00	39	25	90	2011
	3	5.00	39	20	95	2011
	4	9.8	39	25	90	2012
	5	2.32	41	25	90	2012
	6	14.40	43	25	95	2012



図 1-1. 調査地の状況

(A) アカエゾマツ、(B) トドマツ、(C) カラマツ

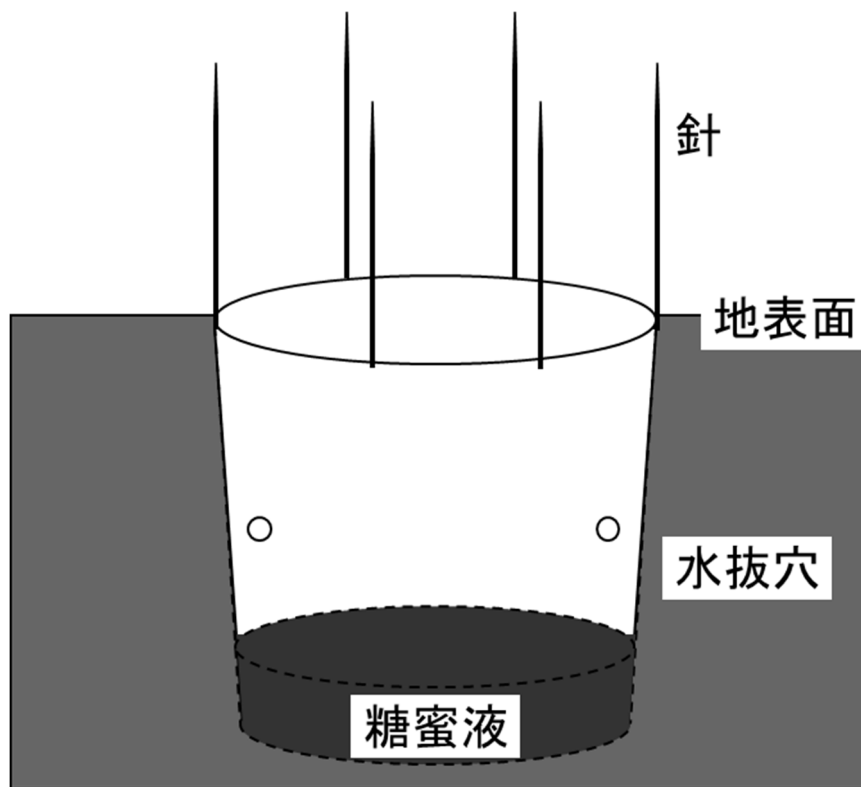


図 1-2. ピットフォールトラップ設置イメージ



表 1-2. 各森林タイプで採集されたオサムシ科甲虫の種数と個体数

和名	学名	森林タイプ			合計
		アカエゾ マツ	トドマツ	カラマツ	
● セダカオサムシ	<i>Cychrus morawitzi</i>	8	5	14	27
● アオカタビロオサムシ	<i>Calasoma unquistor cyanesecens</i>	0	1	0	1
● コブスジアカガネオサムシ	<i>Carabus conciliator hokkaidensis</i>	86	90	6	182
● エゾクロナガオサムシ	<i>Leptocarabus arboreus arboreus</i>	866	463	388	1717
● ヒメクロオサムシ	<i>Leptocarabus opaculus opaculus</i>	969	479	618	2066
● エゾマイマイカブリ	<i>Damaster blaptoides rugipennis</i>	66	58	39	163
● キノカワゴミムシ	<i>Leistus nigar alecto</i>	21	13	16	50
● ツノヒゲゴミムシ	<i>Loricera pilicornis</i>	3	5	5	13
○ キンナガゴミムシ	<i>Pterostichus hoplites</i>	2	8	0	10
● マルガタナガゴミムシ	<i>Pterostichus subovatus</i>	124	176	6	306
● エゾマルガタナガゴミムシ	<i>Pterostichus adstrictus</i>	100	608	48	756
● ツンベルグナガゴミムシ	<i>Pterostichus thunbergii</i>	3209	2918	236	6363
● アトマルナガゴミムシ	<i>Pterostichus orientalis jessoensis</i>	72	159	80	311
○ エゾヒメナガゴミムシ	<i>Pterostichus subgibbus</i>	0	0	2	2
● ダイセツモリヒラタゴミムシ	<i>Colpodes daisentsuzanus</i>	19	43	3	65
○ セアカヒラタゴミムシ	<i>Dolichus halensis</i>	0	1	0	1
● オオクロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus nitidus</i>	19	233	53	305
● クロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus cycloderus</i>	240	562	367	1169
● コクロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus melantho</i>	453	1450	630	2533
● ヒメクロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus congruus</i>	1	16	7	24
○ マルガタツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus arcuaticollis</i>	11	23	3	37
○ キアシツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus callitheres</i>	0	1	0	1
○ ムネナガマルガタゴミムシ	<i>Amara communis</i>	1	27	1	29
○ コマルガタゴミムシ	<i>Amara simplicidens</i>	1	0	1	2
○ マルガタゴミムシの一種	<i>Amara sp.</i>	1	0	0	1
○ ケゴモクムシ	<i>Harpalus vicarius</i>	0	1	1	2
○ ウスアカクロゴモクムシ	<i>Harpalus sinicus</i>	3	2	0	5
○ ヒラタゴモクムシ	<i>Harpalus platynotus</i>	0	1	0	1
○ クビアカツヤゴモクムシ	<i>Trichotichnus vespertinus</i>	1	2	0	3
○ ヒメツヤゴモクムシ	<i>Trichotichnus congruus</i>	0	0	1	1
○ アオゴミムシ	<i>Chlaenius pallipes</i>	0	4	0	4
	種数	23	27	22	31
	森林性種 (●)	16	17	15	17
	非森林性種 (○)	7	10	7	14
	個体数	6276	7349	2525	16150

●,森林性種；○,非森林性種（石谷（1996）と堀（2003）に基づく分類）

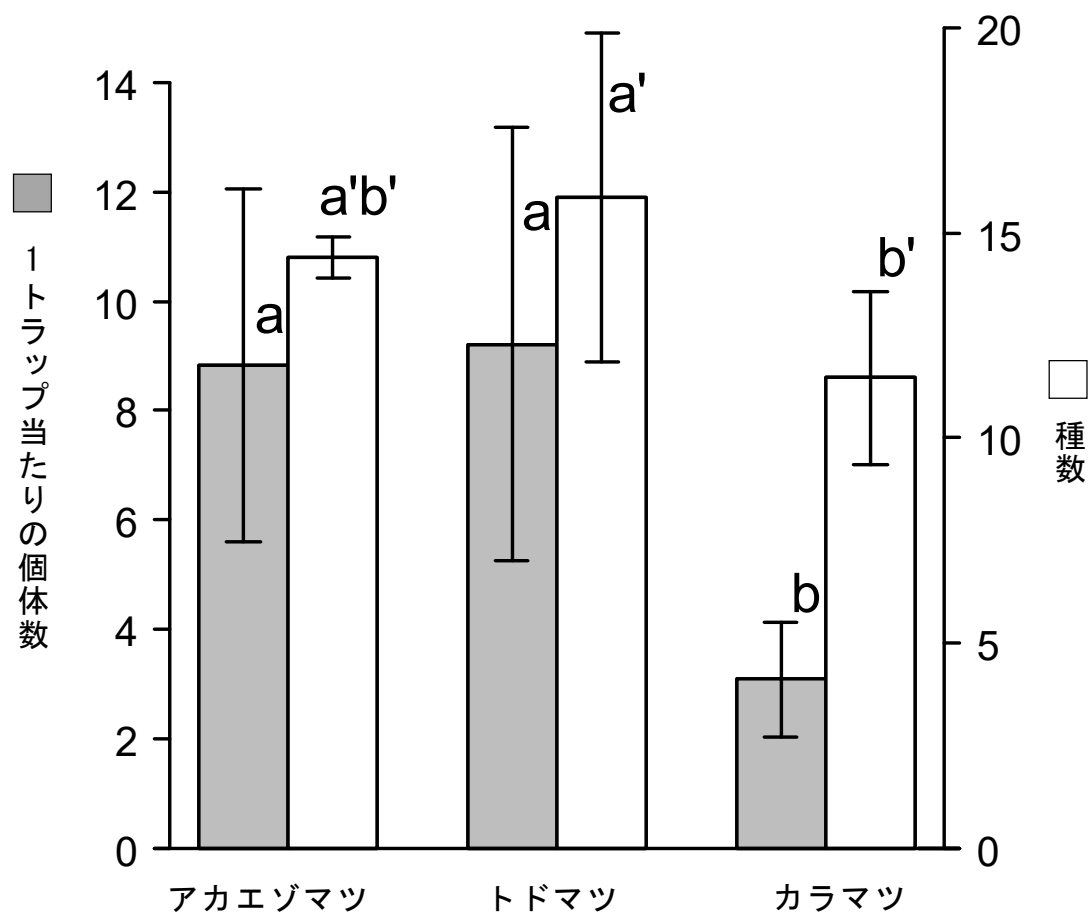


図 1-3. 3つの植林タイプにおける 1トラップ当たりの個体数と種数

※同じアルファベットを持つ森林タイプ間では有意差がないことを示す  
(Bonferroni 法:  $p < 0.05$ )

表 1-3. 3 樹種の植林地の環境要因

樹種	土壌湿潤度 (m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )	土壌温度 (°C)	林冠被度 (%)	林床被度 (%)
アカエゾマツ	0.174±0.01 <sup>ab</sup>	19.9±0.14 <sup>a</sup>	63.3±1.93 <sup>b</sup>	75.0±2.36 <sup>b</sup>
トドマツ	0.199±0.005 <sup>a</sup>	19.3±0.31 <sup>a</sup>	77.9±2.11 <sup>a</sup>	20.0±3.40 <sup>c</sup>
カラマツ	0.149±0.01 <sup>b</sup>	19.1±0.11 <sup>a</sup>	25.0±1.08 <sup>c</sup>	92.9±1.00 <sup>a</sup>

※同じアルファベットを持つ樹種間では有意差がないことを示す (Bonferroni 法:  $p < 0.05$ )

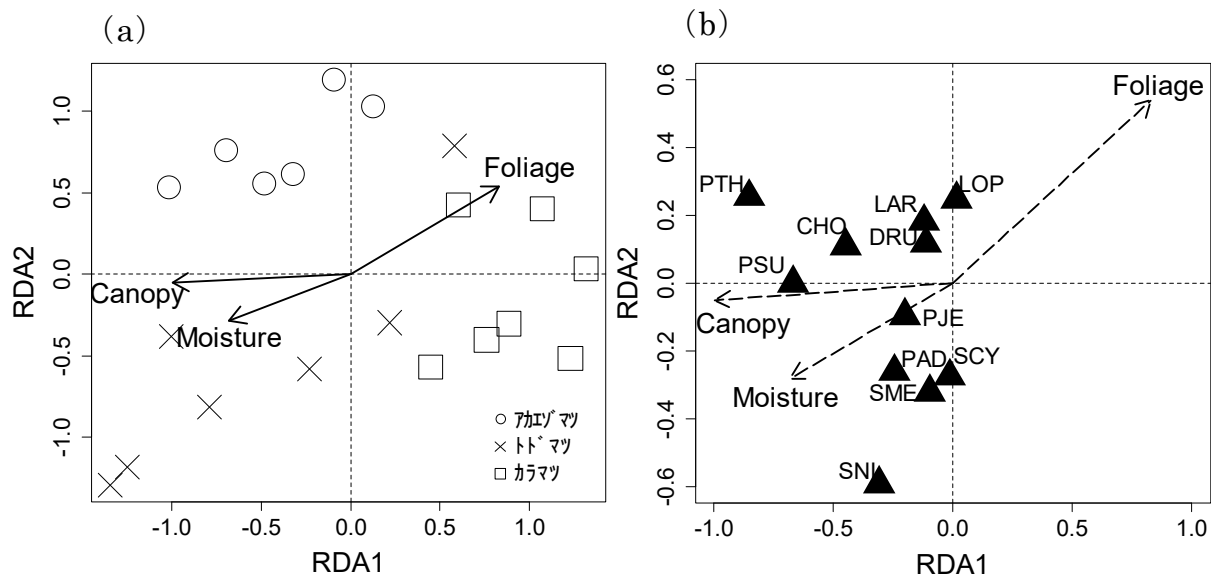


図 1-4. (a)オサムシ科甲虫群集の冗長性解析結果、(b)オサムシ科甲虫と環境要因の関連性

Moisture; 土壌湿潤度、Canopy; 林冠被度、Foliage; 林床被度

オサムシ類各種の略称: LAR; エゾクロナガオサムシ、CHO; コブスジアカガネオサムシ、LOP; ヒメクロオサムシ、DRU; エゾマイマイカブリ、PAD; エゾマルガタナガゴミムシ、PJE; アトマルナガゴミムシ、PSU; マルガタナガゴミムシ、PTH; ツンベルグナガゴミムシ、SCY; クロツヤヒラタゴミムシ、SME; コクロツヤヒラタゴミムシ、SNI; オオクロツヤヒラタゴミムシ

## 第 2 章 カラマツ植林地周辺の広葉二次林の位置する地形（尾根・谷）の群集構造への影響

### 2.1. はじめに

森林環境におけるオサムシ科甲虫群集の研究は数多く実施され、植林の影響が報告されているが (Baguette & Gerard 1993; Halme & Niemelä 1993; Fujita et al. 2008; Magura 2002; Yu et al. 2008)、丘陵地において過去に伐採された二次林と植林における地形に着目した研究はあまりなされていない。植林の影響を理解し、影響を最小限に抑えるためには、森林の位置する地形についても着目し、オサムシ科甲虫の反応を考慮する必要がある。また、北海道の丘陵地は、過去に大規模な伐採が行われ、その後再生した二次林や植林が多いという特徴があり、国内の他の地域で行われた研究とはオサムシ科甲虫の反応が異なり、森林性種が極端に少ない等の可能性がある。そのため、本章では、過去に天然林が伐採された地域の丘陵地において地形に着目し、カラマツ植林地とその周辺の尾根や谷に位置する二次林で調査を実施し、地形の違いによるオサムシ科甲虫の種数、個体数及び群集構造への影響を明らかにすることを目的とした。

### 2.2. 材料と方法

#### 調査地概要

調査は、北海道の東部に位置する 4 タイプの森林で実施した：尾根広葉二次林、沢広葉二次林、大規模な尾根の準自然広葉二次林（準自然二次林）、カラマツ植林。準自然二次林を除いて、各森林タイプは 3 反復となるように調査地点を選定し、準自然二次林は、利用可能な森林が複数存在しなかったため、同一森林内の 100m 以上離れた 3 箇所に調査地点を設定した。調査地点の標高は、284—389m、調査地の面積は、尾根広葉二次林が 1.7—

48.5ha、沢広葉二次林が 1.0—1.4ha、準自然二次林が 130 ha、カラマツ植林が 1.2—15.6 ha であった（表 2-1）。樹齢は、尾根広葉二次林が 70—120 齢、沢広葉二次林が 55—120 齢、準自然二次林が 60 齢、カラマツ植林が 38—42 齢であった（表 2-1）。尾根広葉二次林は、山地の斜面に位置し、沢広葉二次林は小川の周辺の平地に位置していた（図 2-1）。各森林タイプの林冠の優占樹種は、尾根広葉二次林ではミズナラ、沢広葉二次林ではケヤマハンノキ、準自然二次林ではミズナラ、カラマツ植林ではカラマツであった（表 2-1）。林床の優占種は、尾根広葉二次林、準自然二次林、カラマツ植林ではクマイザサ、沢広葉二次林ではフキ、シダ類であった（表 2-1）。

#### オサムシ類の採集方法と調査期間

オサムシ科甲虫類の採集は、ピットフォールトラップ法を用いて第 1 章と同じ方法で行った。12 調査地で合計 180 個のトラップを設置した。調査期間は、2015 年 6 月 20 日～10 月 17 日とし、期間中に約 2 週間おきにトラップの回収を行った。採集された標本の処理、同定、個体数の記録・算出も第 1 章と同様の方法で行った。

#### 環境変数

オサムシ科甲虫の分布に影響を与えると考えられる環境要因として、林冠被度、林床被度、土壌湿潤度、土壌 pH を各調査地点で計測した。林冠被度及び林床被度は、2015 年の 7 月に各調査地点内にランダムに設定した 1 か所（半径 5m の円）で目視により測定した。土壌湿潤度及び土壌 pH は、各調査月に 1 度の頻度で、土壌水分・温度・電気伝導度測定プローブを取り付けた ProCheck ハンドヘルドリーダー（DECAGON 社製）及び LAOUAct（堀場社製）を用いて測定した。

## データ解析

調査地ごとに回収されたトラップ数に差があるため、採集個体数を 1 トラップあたりに補正した値をデータ解析に用いた。調査地ごとに得られたデータを解析に用い、1 トラップ当たりの個体数、種数と環境変数は、Bonferroni の多重比較と Kruskal-Wallis のノンパラメトリック検定を用いて 4 タイプの森林間で比較した。また、調査地間の個体数の違いによる影響を除くために、個体数当たりの種数を標準化した希薄化曲線を作成した。環境要因とオサムシ科甲虫群集の関係性を明らかにするために冗長性解析 (Redundancy analysis: RDA) を行った。この際、全体の群集構成を把握するために、調査期間を通して全調査地での採集数が 5 個体以下の種は解析対象から除外し、23 種を解析に用いた。環境要因と群集構造の関係性を明らかにするために、“ordistep” というコマンドを用いて最適なモデルを選択した。群集構造を説明する環境要因の有意性はパーミュテーションテスト (4,999 permutation) を用いて決定した。データの等分散性を補うために Log(X+0.1)変換を行った。データの解析には、R-4.0.2 (R Development Core Team, 2020) を用いた。

## 2.3. 結果

### 個体数および種構成

全体で 15 属 36 種 14,939 個体のオサムシ科甲虫が採集された (表 2-2)。個体数は、カラマツ植林で最も多く (4,166 個体)、次いで尾根広葉二次林 (4,100 個体)、沢広葉二次林 (3,459 個体)、準自然二次林 (3,214 個体) の順であった。種数は、沢広葉二次林で最も多く (31 種)、次いでカラマツ植林 (23 種)、尾根広葉二次林 (21 種)、準自然二次林 (19 種) の順であった。石谷 (1996) や堀 (2003)、Working Group for Biological Indicator Ground Beetles Database Japan (2015) に従って森林性種と非森林性種

に分類すると、本研究で採集された 36 種中 22 種が森林性種であった。森林性種は、尾根広二次林で 16 種、沢広葉二次林で 18 種、準自然二次林で 17 種、カラマツ植林で 16 種が確認された。非森林性種は、尾根広葉二次林で 5 種、沢広葉二次林で 10 種、準自然二次林で 3 種、カラマツ植林で 5 種が確認された（表 2-2）。種別では、ツンベルグナガゴミムシが最も多く採集され（5,207 個体、全体の 34.9%）、次いでヒメクロオサムシ（2,593 個体、全体の 17.4%）、オオクロツヤヒラタゴミムシ（1,373 個体、全体の 9.2%）の順であった。これらの優占 3 種で全体の 61.5%を占めた。ツンベルグナガゴミムシは、沢広葉二次林を除くすべての森林タイプで最優占種であった。マルガタナガゴミムシは、沢広葉二次林で最も多かった。

種数と 1 トラップ当たりの採集個体数は森林タイプ間で有意な差は見られなかったが、準自然二次林で少なくなる傾向がみられた（図 2-2）。また、希薄化曲線の結果より、種数は沢広葉二次林で多くなる傾向がみられた（図 2-3、表 2-2）。

## 環境要因

土壌湿潤度及び土壌 pH は、沢広葉二次林で準自然二次林とカラマツ植林に比べて有意に高かった（表 2-3;  $p < 0.001$ ）。また、林冠被度は、カラマツ植林で最も低かった（表 2-3;  $p < 0.001$ ）。林床被度は、4 つの森林タイプ間で有意な違いは見られなかったが、準自然二次林で低い傾向が見られた。

## オサムシ科甲虫群集と環境要因

土壌湿潤度、面積、林齢を用いて実施した冗長性解析（RDA）の 2 つの軸によって、オサムシ科甲虫と環境要因の関係性の 54.1%が説明された。各調査地の群集構造は、土壌湿潤度と面積、林齢に関連して 1 軸と 2 軸に沿って配置された（図 2-4）。湿潤土壌で高い林齢の調査地の群集構造は、



図の右側に分布し、大きな面積の調査地の群集構造は、図の左側に分布した（図 2-4）。森林タイプ間のオサムシ科甲虫の群集構造は、有意に異なることが RDA によって示された ( $p < 0.001$ )。また、土壌湿潤度がオサムシ科甲虫群集に有意に影響を与えていることが明らかになった ( $p < 0.01$ )。エゾマルガタナガゴミムシ、カギモンミズギワゴミムシ *Bembidion pohlei* Kirschenhofer、キアシツヤヒラタゴミムシ *Synuchus callitheres* (Bates) は、沢広葉二次林との関連性が強いことが示された（図 2-4）。

#### 2.4. 考察

本研究の種構成は、北海道での広葉樹林での調査（堀 2003）、針葉樹植林での調査（Kaizuka & Iwasa 2015）報告と類似している。特に、森林ジェネラリスト種であるいくつかの大型の *Carabus* 属が4つの森林タイプに共通して多く採集された。しかしながら、北海道固有のオオルリオサムシは採集されなかった。井村・水沢（2013）によると、本種は海浜草地から山岳森林まで幅広い森林に生息するが、広葉樹林や針広混交林に多いとされている。しかし、本種の生息する海岸草地は、北海道内陸部ではなく利尻島のような小さな孤島などの特定の地域に限られており、本種に生息地の選好性は地域によって異なる可能性がある。堀（2003）は、本種を森林スペシャリストとして分類し、広大な面積を持つ天然広葉樹林の中でのみ確認される種であると示した。森林スペシャリストは、天然樹林の伐採と植林後に消失することが報告されている（Magura et al. 2002, 2003; Yu et al. 2006）。本研究において、準自然二次林は130haの広大な面積の広葉樹林であったが、オオルリオサムシが採集されなかったことから、広葉二次林・準自然二次林は、森林スペシャリストに負の影響を与え、それらを維持するための天然広葉樹林の役割を担えないことが示唆される。さらに、オサムシ科甲虫を用いた広葉二次林の評価においては、種数や多様性だけでなく、森林スペシャリ

ストの存在にも留意する必要がある。

天然林の伐採と非天然樹種の植林は、オサムシ科甲虫の種多様性や種数に負の影響を与える (Fahy & Gormally 1998; Magura et al. 2000, 2002; Yu et al. 2006)。北海道においてカラマツは非天然樹種であり、本種の植林は環境要因の変化を通していくつかの森林性種に負の影響を与える (Kaizuka & Iwasa 2015)。また、植林周辺の広葉樹林は、皆伐や植林の影響を受けた森林性種の生息地として機能し、オサムシ科甲虫群集の維持や再コロニー形成に役立っている (Koivula 2002b; Magura et al. 2002)。

広葉樹林と針葉樹植林におけるオサムシ科甲虫群集の多様性を比較すると、多くの研究で植林においてオサムシ科甲虫群集の多様性が低いと報告されている (Butterfield et al. 1995; Fahy & Gormally 1998; Magura et al. 2003; Yu et al. 2006)。一方で、オサムシ類の種数と個体数は、成熟した森林や連続した森林では若い再生林や小さな森林断片よりも少ないことが報告されている (Halme & Niemelä 1993; Niemelä et al. 1993; Koivula et al. 2002; Yu et al. 2006)。本研究の結果は、統計学的に有意ではなかったが、オサムシ科甲虫群集の個体数と種数が他の森林よりも大きな森林で比較的少ないことを示した後者の研究と類似していた。この結果は、攪乱が種の多様性を増加させるという Levin & Paine (1974) による仮説を支持している。

オサムシ科甲虫の個体数や種数は、土壌水分 (Butterfield et al. 1995)、土壌pH (Baguette & Gerard 1993)、植生構造 (Ings & Hartley 1999)、林冠の影や開口部 (Niemelä & Halme 1992) などのさまざまな環境要因に関連していることが示されているが、その中で特に土壌pHの影響が大きいことが知られている (Paje & Mossakowaki 1984; Butterfield & Benitez-Makvido 1992; Butterfield 1997)。Kaizuka & Iwasa (2015) は、土壌が酸性化するカラマツ植林ではオサムシ科甲虫群集が乏しくなることを示唆している。さらに、他の節足動物 (甲虫目、トビムシ目、ムカデ目、

ヤスデ目、腹足綱、等脚目、直翅目)などのオサムシ科甲虫の餌資源も土壌pHに敏感であり、オサムシ科甲虫の分布に影響を与えているとみられる

(Magura et al. 2002)。Niemelä et al (1992) は、オサムシ科甲虫群集に主に影響を与える環境要因は土壌湿潤度であると示した。本研究において、3種 (エゾマルガタナガゴミムシ、カギモンミズギワゴミムシ、キアシツヤヒラタゴミムシ) は、土壌湿潤度と土壌pHが有意に高かった沢広葉二次林と有意な関係性がみられた。エゾマルガタナガゴミムシは、良好な天然環境を有する森林に生息し (堀 2003)、カギモンミズギワゴミムシとキアシツヤヒラタゴミムシは、河川敷に生息する (石谷 1996; 木元・保田 1995)。沢広葉二次林は、これら3種に好ましい環境であると考えられる。さらに、沢広葉二次林では、本研究で調査した森林タイプの中で最も多くの森林性種・非森林性種のオサムシ科甲虫が生息している。これまで沢の景観に焦点を当てたオサムシ科甲虫の群集構造や分布に関する研究はほとんどない。本研究の結果から、沢広葉二次林が多く種類のオサムシ科甲虫にとって好ましい生息地であり、丘陵地帯のオサムシ科甲虫群集の多様性において重要であることが示唆された。

非飛翔性のオサムシ科甲虫は、数100mの距離を移動する可能性が示されている (Mascanzoni & Wallin 1986)。また、森林ジェネラリストは、植林等の攪乱後に周囲の広葉樹林から植林地に移動し、再コロニー形成することが知られている (Spence et al. 1996)。本研究において、ヒメクロオサムシ、エゾマイマイカブリ *Damaster blaptoides rugipennis* Motschulsky、エゾクロナガオサムシ、ツンベルグナガゴミムシのような森林ジェネラリストは、尾根等の周辺の広葉二次林からカラマツ植林地に移動して再コロニー形成したと考えられる。植林地周辺の広葉樹林を維持することは、森林ジェネラリストの維持と再コロニー形成のために有効であると考えられる。

森林パッチのモザイク状の配置が景観レベルでオサムシ科甲虫の多様性

を高める可能性が報告されている (Butterfield & Benitez-Malvido 1992; Koivula 2002b; Magura et al. 2002, 2003)。本研究において、尾根広葉二次林は、植林後のコロニー形成のための分散源として働き、沢広葉二次林は、特殊な群集構造を維持しているとみられることから、景観レベルでのオサムシ科甲虫の多様性をより高めるために、植生パッチに加えて地形や土地利用についても考慮していく必要があると思われる。

表 2-1. 調査地の概要

森林タイプ	地点	緯度経度	面積 (ha)	標高 (m)	林齢 (year)	林冠 被度 (%)	林床 被度 (%)	優占種	
								林冠植生	林床植生
尾根広葉二次林	1	42°41'28N 143°02'21E	26.7	285	70	90	90		
	2	42°39'28N 142°59'21E	48.5	296	80	85	80	ミズナラ	クマイザサ
	3	42°38'58N 143°00'48E	1.7	353	120	70	100		
沢広葉二次林	1	42°41'40N 143°02'21E	1.2	289	85	80	90		
	2	42°39'30N 142°59'20E	1.4	297	55	70	90	ケヤマハンノキ	フキ シダ類
	3	42°38'48N 143°00'34E	1.0	316	100	90	90		
準自然二次林※	1	42°40'14N 143°01'38E	130	284	60	80	65		
	2	42°40'19N 143°01'42E	130	356	60	80	80	ミズナラ	クマイザサ
	3	42°40'19N 143°01'45E	130	389	60	60	90		
カラマツ植林	1	42°41'27N 143°02'16E	3.0	295	38	30	100		
	2	42°39'18N 142°59'16E	1.2	356	42	30	95	カラマツ	クマイザサ
	3	42°38'29N 143°00'31E	15.6	348	42	30	100		

※準自然二次林は同一林内に3地点の調査地を設定したため、林齢・面積は同一である

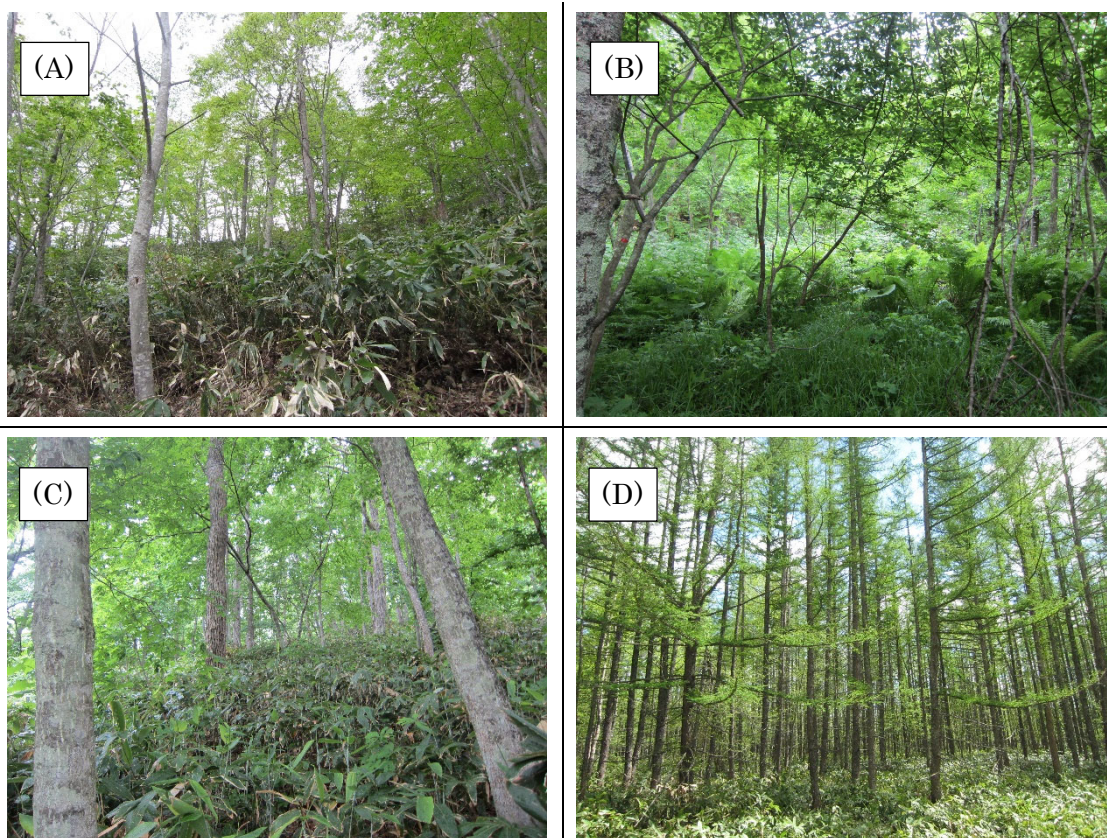


図 2-1. 調査地の状況

(A) 尾根広葉二次林、(B) 沢広葉二次林、(C) 準自然二次林、(D) カラマツ植林

表 2-2. 各森林タイプで採集されたオサムシ科甲虫の種数と個体数

和名	学名	森林タイプ				合計
		HF	VF	LH	LA	
● セダカオサムシ	<i>Cychrus morawitzi</i>	34	19	18	21	92
● クロカタビロオサムシ	<i>Calosoma maximowiczi</i>				1	1
● アオカタビロオサムシ	<i>Calosoma inquisitor cyanescens</i>		2		1	3
● コブスジアカガネオサムシ	<i>Carabus conciliator hokkaidensis</i>	7	8		32	47
● エゾクロナガオサムシ	<i>Leptocarabus arboreus arboreus</i>	284	200	18	65	567
● ヒメクロオサムシ	<i>Leptocarabus opaculus opaculus</i>	789	218	453	1113	2593
● エゾマイマイカブリ	<i>Damaster blaptoides rugipennis</i>	50	25	22	30	127
● キノカワゴミムシ	<i>Leistus nigar alecto</i>	67	22	31	25	145
○ カギモンミズギワゴミムシ	<i>Bembidion pohlei</i>	2	209			211
○ ヨツアナミズギワゴミムシ	<i>Bembidion tetraporum</i>				2	2
● キンナガゴミムシ	<i>Pterostichus planicollis</i>		4			4
● オオキンナガゴミムシ	<i>Pterostichus samurai</i>	2		4		6
● マルガタナガゴミムシ	<i>Pterostichus subovatus</i>	31	112	59	22	224
● エゾマルガタナガゴミムシ	<i>Pterostichus adstrictus</i>	133	843	10	33	1019
● ツンベルグナガゴミムシ	<i>Pterostichus thunbergii</i>	1894	369	1930	1014	5207
● アトマルナガゴミムシ	<i>Pterostichus orientalis jessoensis</i>	234	217	130	529	1110
○ キタヒメナガゴミムシ	<i>Pterostichus diligens</i>		3			3
○ アシミゾヒメヒラタゴミムシ	<i>Agonum thoreyi nipponicum</i>		1		10	11
○ セボシヒラタゴミムシ	<i>Agonum impressum</i>		2			2
● ダイセツモリヒラタゴミムシ	<i>Colpodes daisentsuzanus</i>	32	46	25	59	162
● ハラアカモリヒラタゴミムシ	<i>Colpodes japonicus</i>			1		1
● コハラアカモリヒラタゴミムシ	<i>Colpodes lampros</i>		1		3	4
● オオクロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus nitidus</i>	174	173	93	933	1373
● クロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus cycloderus</i>	104	43	355	72	574
● コクロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus melantho</i>	172	450	39	178	839
● ヒメクロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus congruus</i>		4	1	2	7
○ マルガタツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus arcuaticollis</i>	81	364	20	18	483
○ キアシツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus callitheres</i>		79			79
○ マルガタゴミムシ	<i>Amara chalcites</i>		3			3
○ イグチマルガタゴミムシ	<i>Amara macra</i>		2			2
○ ケゴモクムシ	<i>Harpalus vicarious</i>		8			8
● アイヌゴモクムシ	<i>Harpalus quadripunctatus ainus</i>	5	1	4		10
○ クビアカツヤゴモクムシ	<i>Trichotichnus longitarsis</i>	2	21	1	2	26
○ チビカタキバゴミムシ	<i>Badister nakayamai</i>	2	1			3
○ アオゴミムシ	<i>Chlaenius pallipes</i>		9		1	10
○ ホソアトキリゴミムシ	<i>Dromius prolixus</i>	1				1
	種数	21	31	19	23	36
	森林性種数 (●)	16	19	17	18	22
	非森林性種数 (○)	5	12	2	5	14
	個体数	4100	3459	3214	4166	14939

HF, 尾根広葉二次林; VF, 沢広葉二次林; LH, 準自然二次林; LA, カラマツ植林

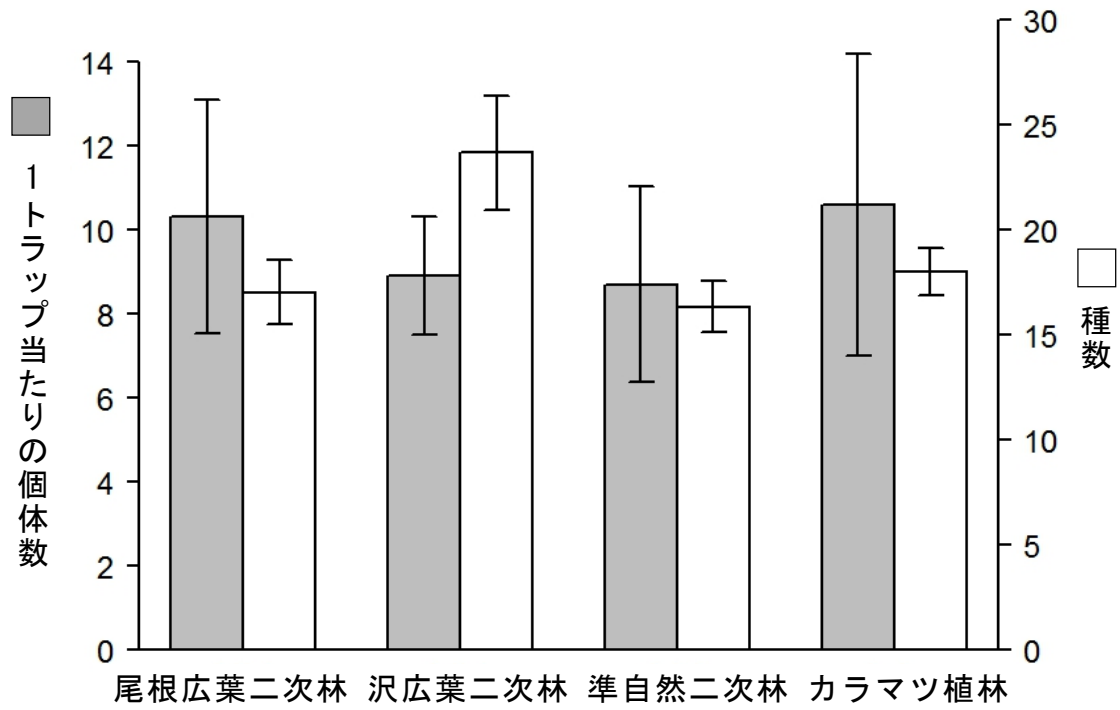


図 2-2. 4つの森林タイプにおける1トラップ当たりの個体数と種数

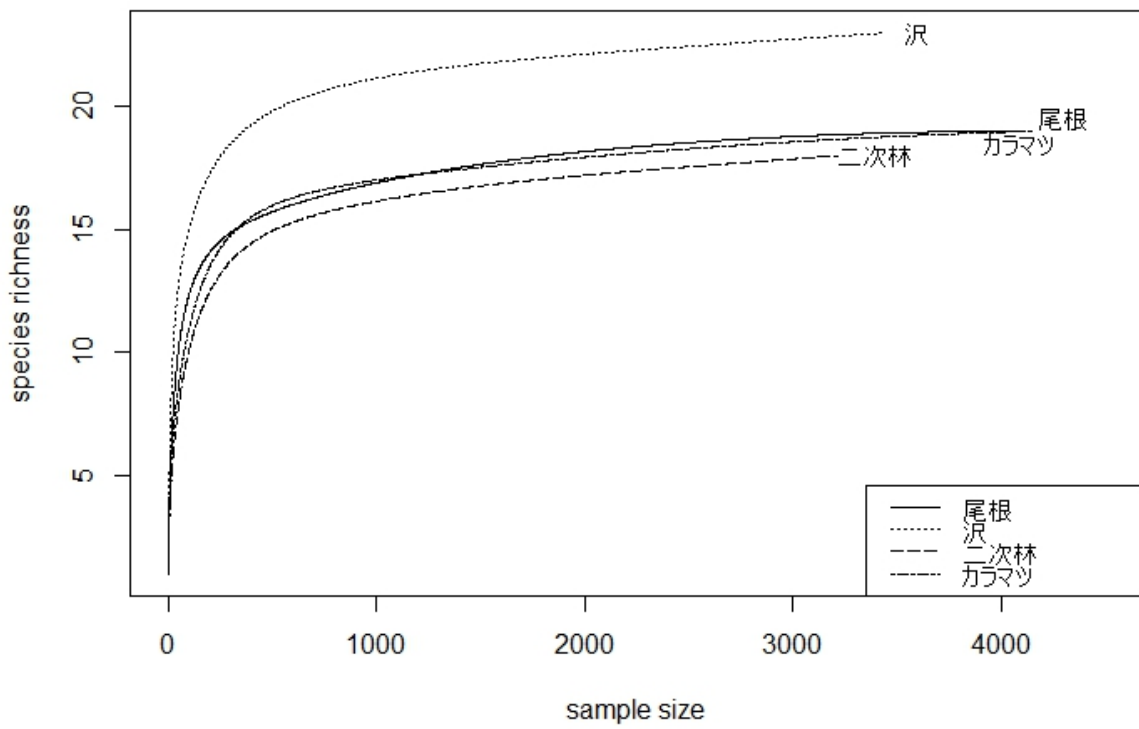


図 2-3. 希薄化曲線による各森林タイプの推定種数



表 2-3. 4つの森林タイプの環境要因

森林タイプ	土壌湿潤度 (m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )	土壌 pH	林冠被度 (%)	林床被度 (%)
尾根広葉二次林	0.277±0.01 <sup>ab</sup>	5.97±0.18 <sup>ab</sup>	81.7±6.01 <sup>b</sup>	90.0±5.77 <sup>a</sup>
沢広葉二次林	0.321±0.02 <sup>b</sup>	6.43±0.11 <sup>b</sup>	80.0±5.77 <sup>b</sup>	90.0±0.00 <sup>a</sup>
準自然二次林	0.214±0.01 <sup>a</sup>	5.06±0.12 <sup>a</sup>	73.3±6.67 <sup>b</sup>	78.3±7.26 <sup>a</sup>
カラマツ植林	0.223±0.01 <sup>a</sup>	5.26±0.27 <sup>a</sup>	30.0±0.00 <sup>a</sup>	98.3±1.67 <sup>a</sup>

※同じアルファベットを持つ森林タイプ間では有意差がないことを示す (Bonferroni 法:  $p < 0.05$ )

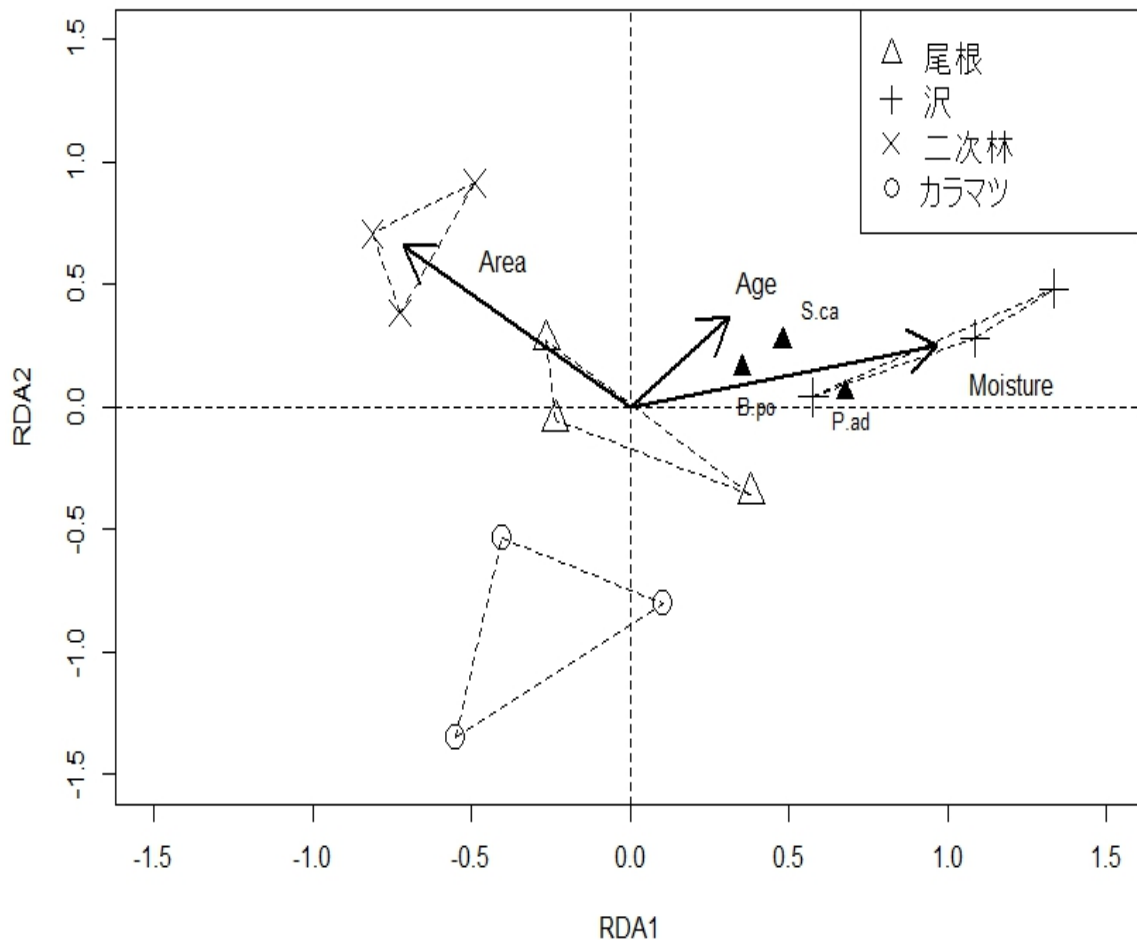


図 2-4. オサムシ科甲虫群集と環境要因の冗長性解析結果

Moisture, 土壌湿潤度; Area, 面積; Age, 林齢

オサムシ類各種の略称: P.ad, エゾマルガタナガゴミムシ; B.po, カギモンミズギワゴミムシ; S.ca, キアシツヤヒラタゴミムシ

### 第3章 トドマツ植林地周辺に位置する異なる森林タイプ（広葉二次林・針広混交二次林）における群集構造の違い

#### 3.1. はじめに

植林地の周辺に存在する広葉樹林は、伐採や植林の影響を受けたオサムシ科甲虫の森林性種の避難場所や分散源として機能し、森林環境におけるオサムシ科甲虫の維持と再コロニー形成に有用である (Koivula 2002b; Magura et al. 2002)。しかしながら、植林地周辺に位置する森林について、これまで植林と広葉樹林での比較は多く行われてきたが (Butterfield et al. 1995; Fuller et al. 2008; Yu et al. 2008)、森林タイプの違いによるオサムシ科甲虫の分布の違いはあまり研究されていない。そのため、本研究では、植林地とその周辺の異なる森林のタイプ(広葉二次林・針広混交二次林)に着目し、過去に天然林が伐採された地域において、トドマツ植林地とその周辺の二次林で調査を実施し、森林タイプの違いによるオサムシ科甲虫の種数、個体数および群集構造への影響を明らかにすることを目的とした。

#### 3.2. 材料と方法

##### 調査地概要

調査は、北海道東部の帯広市の郊外に位置する日高山脈の麓の樹林帯で実施した。調査地域は、主に広葉二次林、針広混交二次林、トドマツ植林に覆われ、周辺には戸蔦別川とその支流が流れている。3つの森林タイプ（各3反復）で調査を実施した：(1) 広葉二次林 (Bro)、(2) 針広混交二次林 (Mix)、(3) トドマツ植林 (Con) (表 3-1)。調査地は、標高 425–650m に位置していた。調査地の面積は、広葉二次林が 2.7–30.2ha、針広混交二次林が 0.9–4.9ha、トドマツ植林が 1.1–2.5ha であった。各サイトの植林または再成長後の林齢は、40–50 歳であった。林齢は、各サイトで異なるが、21

— 60 歳のマツの群集は同じ年齢クラスであると一般的に考えられるため (Baguette & Gerard 1993; Niemelä et al 1994)、本研究の調査地は、すべて同じ年齢クラスであるとみなした。各森林タイプの林冠の優占樹種は、広葉二次林ではミズナラとシナノキ、針広混交二次林ではミズナラとトドマツ、トドマツ植林ではトドマツ以外はみられなかった (図 3-1、表 3-1)。林床植生の優占種は、すべての森林タイプでクマイザサであった (表 3-1)。

### オサムシ類の採取方法及び調査期間

オサムシ科甲虫類の採集は、ピットフォールトラップ法を用いて第 1 章と同じ方法で行った。9 調査地で合計 135 個のトラップを設置した。調査期間は、2016 年 6 月 18 日～8 月 26 日とし、期間中に約 2 週間おきにトラップの回収を行った。なお、3 つの台風 (8 月 17 日、21 日、23 日) が調査地を通過し、調査地が崩壊したため、最初の台風が通過する以前に採集された記録のみを用いた。採集された標本の処理、同定、個体数の記録・算出も第 1 章と同様の方法で行った。また、木本・保田 (1995)、堀 (2003)、Working Group for Biological Indicator Ground Beetles Database Japan (2015) に基づいて、いくつかの注目種や特徴種を“森林スペシャリスト”や“森林ジェネラリスト”に区分した。2 つの区分は、Jukes et al. (2001) に従って、以下の通りとした。森林スペシャリスト: 自然林や成熟林などの森林生息地に強く関連する種; 森林ジェネラリスト: 低木を含む幅広い森林に生息する種

### 環境変数

オサムシ科甲虫の分布に影響を与えると考えられる環境要因として、林冠被度、林床被度、土壌湿潤度、土壌 pH を各調査地点で計測した。林冠被度及び林床被度は、2016 年の 7 月に各調査地点内にランダムに設定した 1 か

所（半径 5m の円）で目視により測定した。土壌湿潤度及び土壌 pH は、各調査月に 1 度の頻度で、土壌水分・温度・電気伝導度測定プローブを取り付けた ProCheck ハンドヘルドリーダー（DECAGON 社製）及び LAOUAct（堀場社製）を用いて測定した。

## データ解析

調査地ごとに得られたデータを解析に用い、種数、個体数と環境変数は、Bonferroni の多重比較と Kruskal-Wallis のノンパラメトリック検定を用いて 3 タイプの森林間で比較した。調査地間の個体数の違いによる影響を除くために、個体数当たりの種数を標準化するために希薄化曲線を作成した。環境要因とオサムシ科甲虫群集の関係性を明らかにするために冗長性解析（Redundancy analysis: RDA）を行った。環境要因と群集構造の関係性を明らかにするために、“ordistep” というコマンドを用い、面積と林床被度を含むモデルが最適であると示された。群集構造を説明する環境要因の有意性はパーミュテーションテスト（4,999 permutation）を用いて決定した。データの等分散性を補うために  $\text{Log}(X+0.1)$  変換を行った。データの解析には R-4.0.2（R Development Core Team, 2020）を用いた。

## 3.3. 結果

### 個体数および種構成

全体で 6 属 15 種 3,476 個体のオサムシ科甲虫が採集された（表 3-2）。個体数は広葉二次林で最も多く（1,393 個体）、次いでトドマツ植林（1,296 個体）、針広混交二次林（787 個体）であった。種数は、広葉二次林で最も多く（15 種）、次いで針広混交二次林（11 種）、トドマツ植林（10 種）であった。種別では、ヒメクロオサムシが最も多く採集され（1,426 個体、全体の 41.0%）、次いでツンベルグナガゴミムシ（1,216 個体、全体の 35.0%）

であり、これら 2 種で全体の 76.0%を占めた。アイヌキンオサムシ *Procrustes kolbei* (Roeschke) が調査地の中で最も標高が高く、面積の大きな広葉樹林で採集された。ヒメクロオサムシは、広葉二次林で最も多く採集されたが、トドマツ植林では非常に少なかった (表 3-2)。コブスジアカガネオサムシとツンベルグナガゴミムシは、トドマツ植林で多く、それぞれ全体の 65.0%、67.0%が採集された。

種数と 1 トラップ当たりの採集個体数は、3 つの森林タイプ間で有意な差は見られなかった (図 3-2)。しかしながら、採集された種数を個体数で標準化した場合、広葉二次林で他の森林タイプよりも種数が多くなると推測された (図 3-3)。

## 環境要因

林冠被度は、針葉樹植林で最も低く、開けた樹林であり、広葉二次林と広混交二次林は、やや閉じた樹林であった (表 3-3;  $p < 0.001$ )。土壌湿潤度及び林床被度は、3 つの森林タイプ間で有意な違いは見られなかった。しかし、トドマツ植林において林床被度がやや高い傾向がみられた。

## オサムシ科甲虫群集と環境要因

冗長性解析 (RDA) の 2 つの軸によって、オサムシ科甲虫と環境要因の関係性の 72.2%が説明された。各調査地の群集構造は、面積及び林床被度に関連して、面積の大きな調査地は、左側に林床被度の高い調査地は右側に配置された (図 3-4)。湿潤土壌で林齢の高い調査地の群集構造は、図の右側に分布し、大きな面積の調査地の群集構造は、図の左側に分布した (図 3-4)。森林タイプ間のオサムシ科甲虫の群集構造は有意に異なることが RDA によって示された ( $p < 0.05$ )。また、面積と林床被度がオサムシ科甲虫群集に有意に影響を与えていることが明らかになった ( $p < 0.001$ ,  $p <$

0.01)。エゾクロナガオサムシとヒメクロオサムシの 2 種は、面積との関連性が強く、ツンベルグナガゴミムシは、林床被度と関連性が強いことが示された (図 3-4)。

### 3.4. 考察

本研究で採集されたオサムシ科甲虫群集は、北海道での広葉樹林での調査 (堀 2003)、針葉樹植林での調査 (Kaizuka & Iwasa 2015) の報告と類似している。森林スペシャリストは、大規模で連続した森林でのみ採集され (Halme & Niemela 1993)、天然の伐採と植林の後に消失することが知られている (Magura et al. 2002, 2003; Yu et al. 2006)。広葉樹林や針広混交林に多いとされている北海道固有のオオルリオサムシは、広大な面積をもつ天然広葉樹林にのみ確認される種とされている (堀 2003)。本研究で本種が確認されなかったことから、広葉二次林及び針広混交二次林では、本種は生存することができない可能性が示された。一方で、北海道固有のアイヌキンオサムシは、苔むした朽木等が存在する成熟した針葉樹林や針広混交林を好むことが知られている (井村・水沢, 2013)。本研究において、1 箇所の大面積が保持された広葉二次林でのみ本種が採集されたことから、広大な面積が維持されている広葉二次林では、本種は生存可能であることが示された。オサムシ科甲虫を用いた広葉二次林や針広混交二次林の評価においては、種数や多様性だけでなく、森林スペシャリストの存在にも留意する必要がある。

オサムシ科甲虫群集の多様性は、広葉樹林に比べて針葉樹植林で低いことが知られている (Butterfield et al. 1995; Fahy & Gormally 1998; Magura et al. 2003; Yu et al. 2006)。本研究においても希薄化曲線の結果、トドマツ植林が最も種数が少なかったことは、これらの先行研究の結果と一致した。針広混交林は、針葉樹植林に比べていくつかのオサムシ科甲虫にとって適した環境となっている可能性が考えられた。エゾクロナガオサムシとヒメクロ

オサムシは、幅広い森林に生息する種であるとされているが（木元・保田, 1995; 井村・水沢, 2013）、本研究の RDA において、広葉二次林に関連していることが示されたことから、本 2 種は、広葉樹林を好んで生息する可能性が示された。また、ツンベルグナガゴミムシは、トドマツ植林に関連していることから、本種は植林等の攪乱に強い可能性が示された。

オサムシ科甲虫の多様性や種数は、様々な環境要因（土壌湿潤度（Butterfield et al. 1995）、土壌 pH（Baguette & Gerard 1993）、植生構造（Ings & Hartley 1999）、影や日照（Niemela & Halme 1992）と関連性があることが報告されている。Greenslade（1964）は、オサムシ科甲虫の行動が林床被度によって制限されることを示している。北海道においては、伐採や植林後にはササが侵入し、林床被度が高くなる可能性があり、これは、樹林密度に伴う林冠の被度に大きく影響を受けると考えられる。ツンベルグナガゴミムシは、林床被度との関連性が示され、本種は林床被度が高い植林でもコロニー形成が可能であると思われる。Kaizuka & Iwasa（2015）は、アトマルナガゴミムシ *Pterostichus orientalis jessoensis* やマルガタツヤヒラタゴミムシのような一部の森林ジェネラリストは、高い樹林密度の影響で林床被度が本研究よりも低いトドマツ植林で非常に多いと報告した。保田・佐藤（1992）は、*Synuchus* sp.（ツヤヒラタゴミムシ属の 1 種）は、林床被度が非常に低い植林では個体数が多いことを報告した。つまり、同じ樹種の植林でも林床被度の違いによって、オサムシ科甲虫群集が異なることが示された。特に、高い植林密度による林床被度の低下は、特定の種の個体数を増加させる可能性がある。

森林内の微小環境の不均質性がオサムシ科甲虫の多様性を高めることが報告されており（Butterfield & Benitez-Malvido 1992; Koivula 2002b; Magura et al. 2002, 2003）、本研究において、針広混交二次林はトドマツ植林に比べて、いくつかの森林性種にとって好ましい環境である可能性が示



されたことから、針葉樹植林内に広葉樹の生育を促進し、針広混交二次林を形成させるような森林管理施業は、オサムシ科甲虫の多様性を高める可能性がある。今後、混交林の形成においては、広葉樹の種類や規模（面積・割合等）、林床被度や植林の樹林密度などの様々な要因を考慮して検証する必要がある。

表 3-1. 調査地概要

森林タイプ	地点	標高 (m)	面積 (ha)	林冠被度 (%)	林床被度 (%)	林冠植生	林床植生
広葉二次林	1	650	30.2	70	80	ミズナラ	クマイザサ
	2	470	3.7	85	70	シナノキ	クマイザサ
	3	425	2.7	80	85		
針広混交二次林	1	483	4.9	70	70	ミズナラ	クマイザサ
	2	475	2.6	75	85	トドマツ	クマイザサ
	3	448	0.9	75	80		
トドマツ植林	1	457	1.1	60	95		
	2	495	2.5	65	90	トドマツ	クマイザサ
	3	458	1.5	55	100		

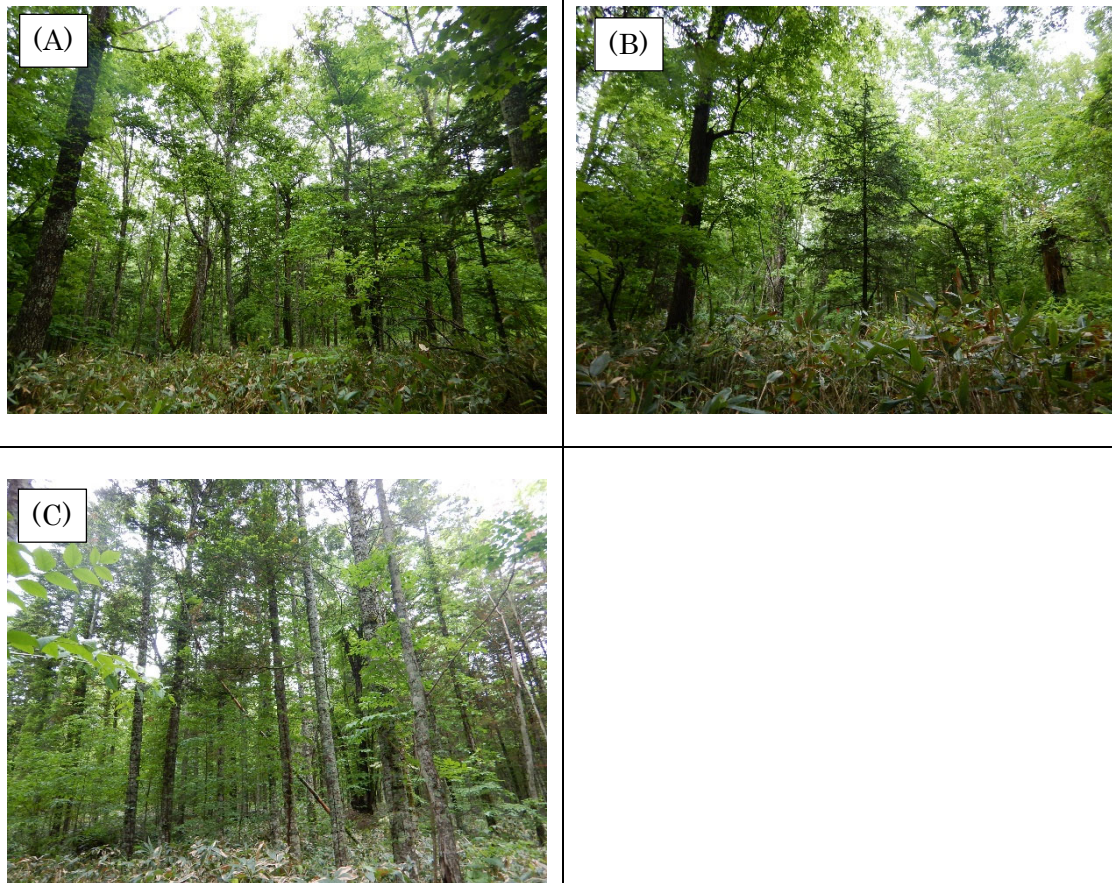


図 3-1. 調査地の状況

(A) 広葉二次林、(B) 針広混交二次林、(C) トドマツ植林

表 3-2. 各森林タイプで採集されたオサムシ科甲虫の種数と個体数

和名	学名	森林タイプ			合計
		Bro	Mix	Con	
セダカオサムシ	<i>Cychrus morawitzi</i>	61	31	5	97
アオカタビロオサムシ	<i>Calosoma inquisitor cyanescens</i>	10	1	0	11
コブスジアカガネオサムシ	<i>Carabus conciliator hokkaidensis</i>	48	46	174	268
エゾクロナガオサムシ	<i>Leptocarabus arboreus arboreus</i>	80	0	0	80
ヒメクロオサムシ	<i>Leptocarabus opaculus opaculus</i>	938	404	84	1426
アイヌキンオサムシ	<i>Procrustes kolbei</i>	2	0	0	2
エゾマイマイカブリ	<i>Damaster blaptoides rugipennis</i>	33	38	78	149
マルガタナガゴミムシ	<i>Pterostichus subovatus</i>	2	2	0	4
エゾマルガタナガゴミムシ	<i>Pterostichus adstrictus adstrictus</i>	13	13	49	75
ツンベルグナガゴミムシ	<i>Pterostichus thunbergii</i>	171	226	819	1216
アトマルナガゴミムシ	<i>Pterostichus orientalis jessoensis</i>	22	17	82	121
ダイセツモリヒラタゴミムシ	<i>Colpodes daisentsuzanus</i>	4	1	1	6
オオクロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus nitidus</i>	1	0	2	3
クロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus cycloderus</i>	6	0	0	6
コクロツヤヒラタゴミムシ	<i>Synuchus melantho</i>	2	8	2	12
	個体数	1393	787	1296	3476
	種数	15	11	10	15

Bro, 広葉二次林; Mix, 針広混交二次林; Con, トドマツ植林

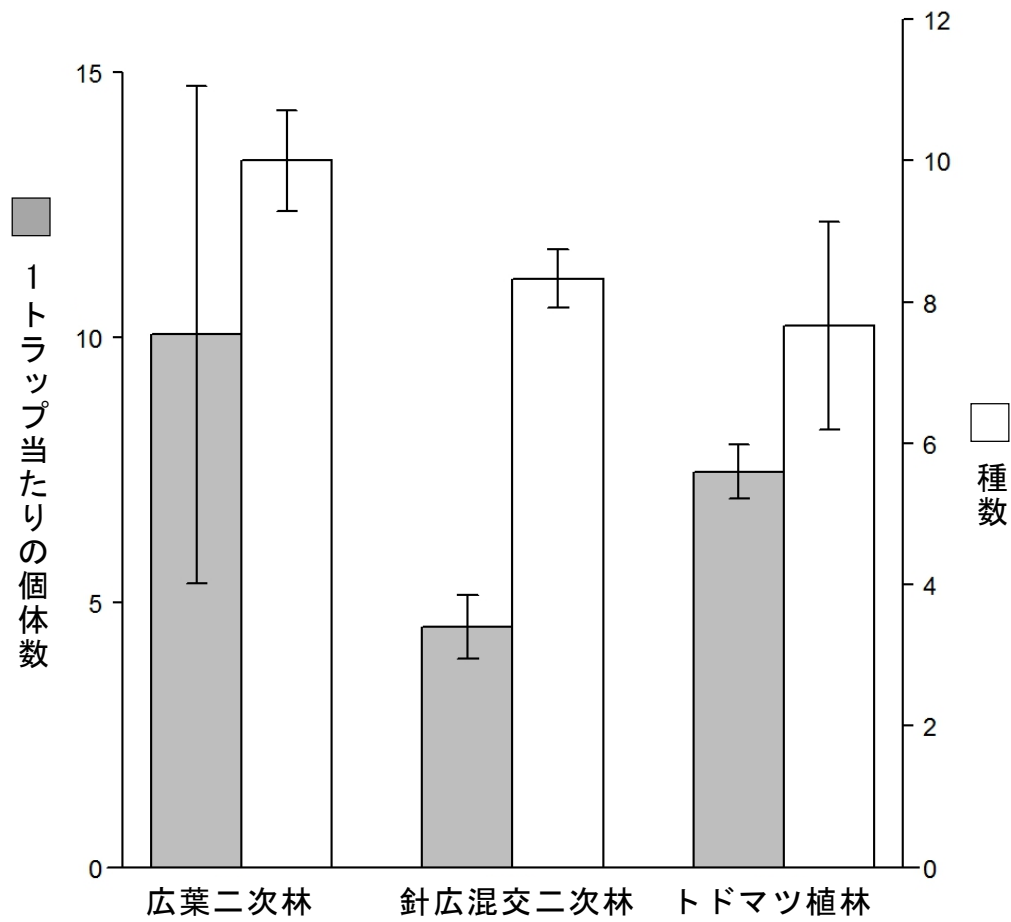


図 3-2. 3つの森林タイプにおける 1 トラップ当たりの個体数と種数

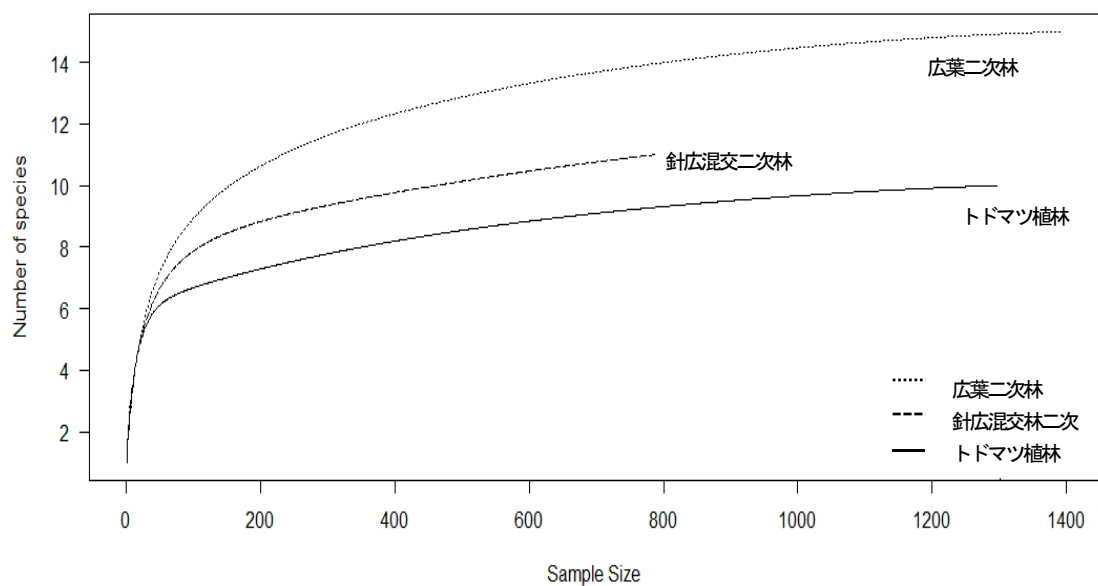


図 3-3. 希薄化曲線による各森林タイプの推定種数

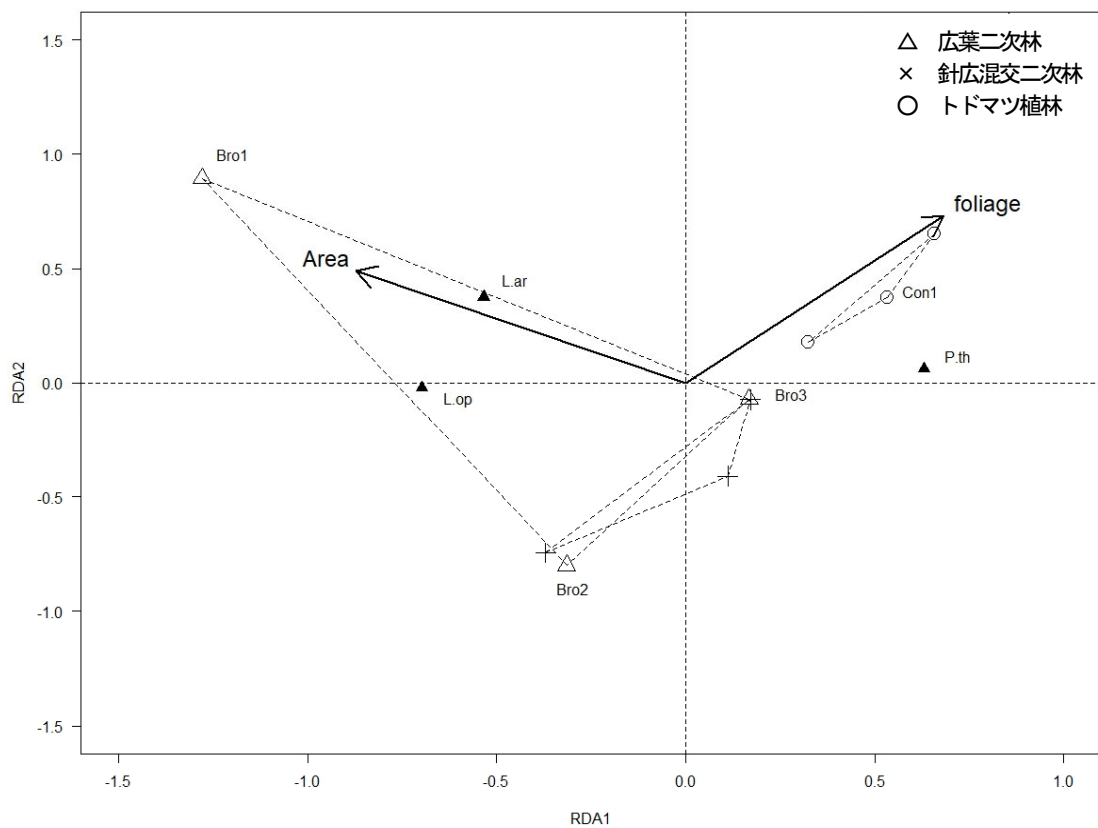


図 3-4. オサムシ科甲虫群集と環境要因の冗長性解析結果

Area, 面積; Foliage, 林床被度

オサムシ類各種の略称: L.ar, エゾクロナガオサムシ; L.op, ヒメクロオサムシ; P.th, ツンベルグナガゴミムシ

表 3-3. 3 つの森林タイプの環境要因

森林タイプ	土壌湿潤度(m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )	林冠被度 (%)	林床被度 (%)
広葉二次林	0.241±0.007 <sup>a</sup>	78.3±4.41 <sup>a</sup>	78.3±4.41 <sup>a</sup>
針広混交二次林	0.252±0.012 <sup>a</sup>	73.3±1.67 <sup>ab</sup>	78.3±4.41 <sup>a</sup>
トドマツ植林	0.246±0.004 <sup>a</sup>	60.0±2.89 <sup>b</sup>	95.0±2.89 <sup>a</sup>

※同じアルファベットを持つ森林タイプ間では有意差がないことを示す (Bonferroni 法:  $p < 0.05$ )

## Ⅱ. 道央・道東の天然林（広葉樹林・針広混交林）、植林地及び山岳地帯における森林性種の生息と分布—帯広畜産大学昆虫学研究室のオサムシコレクションの調査—

### 第4章 富良野地方の天然林（広葉樹林・針広混交林）と隣接するトドマツ植林地における代表的な森林性種 6 種（セダカオサムシ、ヒメクロオサムシ、オオルリオサムシ、エゾマイマイカブリ、ツンベルグナガゴミムシ、オオクロツヤヒラタゴミムシ）の生息地選好性

#### 4.1. はじめに

天然林・準天然林とその周辺環境に生息するオサムシ群集の比較に関しては、Fahy & Gormally (1988), Baker (2006), Yu et al. (2006), Fuller et al. (2008) などの報告がある。北海道の平野部の天然林・準天然林とその周辺環境におけるオサムシ群集に関する報告は極めて少なく、古田

(1983)、木本・保田 (1995)、堀 (2003、2012) などがあるにすぎない。北海道に分布する森林性のオサムシの中で、森林ジェネラリストのセダカオサムシ、ヒメクロオサムシ、ツンベルグナガゴミムシ、エゾマイマイカブリ、オオクロツヤヒラタゴミムシは、様々な環境で数多く採集されている（木元・保田 1995; 堀 2003; Kaizuka & Iwasa 2015）。一方、北海道固有の森林スペシャリストのオオルリオサムシは、良好な大面積の森林に生息するとされている（堀 2003）。しかし、北海道においてこれらの種について、生息地の選好性を検証した研究は極めて少ない。森林性種の生息地の選好性を明らかにすることは、これらを指標として森林環境を評価するうえで重要である。本章では、帯広畜産大学昆虫学研究室所蔵のオサムシコレクションを用いて、北海道に広く存在する森林（天然広葉樹林、

天然針広混交林、トドマツ植林地)において、これら 6 種の分布を調査し、生息環境の選好性を明らかにすることを目的とした。

## 4.2. 材料と方法

### 調査地概要

オサムシ科甲虫の採集は、北海道の中部の富良野市に位置する東京大学演習林内の天然広葉樹林、天然針広混交林及びトドマツ植林の 3 タイプの森林で実施された。調査地点は、355—406m の標高にあり、面積は、天然広葉樹林で 6.9ha、天然針広混交林で 3.4ha、トドマツ植林で 4.3ha であった (表 4-1)。各森林タイプの林冠の優占樹種は、天然広葉樹林ではミズナラ、シナノキ、天然針広混交林ではトドマツ、ウダイカンバ、トドマツ植林ではトドマツのみだった (表 4-1)。林床植生は、天然広葉樹林ではフッキソウが優占し次いでクマイザサ、シダ類であった。天然針広混交林ではクマイザサ、フッキソウが優占し、次いでシダ類であった。トドマツ植林ではクマイザサが優占していた (表 4-1)。

### オサムシ類の採取方法及び調査期間

オサムシ科甲虫類の採集には、第 1 章と同様にピットフォールトラップ法を用い、3 つの調査地で合計 90 個のトラップを設置した。調査期間は、2008 年 6 月 16 日～10 月 31 日、2009 年 6 月 6 日～10 月 20 日とし、期間中に約 2 週間おきにトラップを回収した。採集された昆虫は、すべて研究室に持ち帰り、乾燥標本、または冷凍標本、アルコール標本として保存された。種の同定および個体数の記録は、これらの標本をもとに行った。

## 4.3. 結果

本研究の対象とした 6 種 (セダカオサムシ、ヒメクロオサムシ、オオル



リオサムシ、エゾマイマイカブリ、ツンベルグナガゴミムシ、オオクロツヤヒラタゴミムシ) は、期間合計で 3,715 個体が採集された。セダカオサムシは 158 個体、ヒメクロオサムシは 1,299 個体、オオルリオサムシは 134 個体、エゾマイマイカブリは 425 個体、ツンベルグナガゴミムシは 1,093 個体、オオクロツヤヒラタゴミムシは 606 個体だった。各種の分布割合は、セダカオサムシは天然広葉樹林で 59.5%、天然針広混交林で 31.6%、トドマツ植林で 8.9%であった (図 4-1)。ヒメクロオサムシは、天然広葉樹林で 80.8%、天然針広混交林で 10.9%、トドマツ植林で 8.2%であった (図 4-1)。オオルリオサムシは、天然広葉樹林で 53.0%、天然針広混交林で 44.8%、トドマツ植林で 2.2%であった (図 4-1)。エゾマイマイカブリは、天然広葉樹林で 36.2%、天然針広混交林で 51.1%、トドマツ植林で 12.7%であった。ツンベルグナガゴミムシは、天然広葉樹林で 17.5%、天然針広混交林で 51.6%、トドマツ植林で 30.9%であった (図 4-1)。オオクロツヤヒラタゴミムシは、天然広葉樹林で 33.5%、天然針広混交林で 23.8%、トドマツ植林で 42.7%であった。

#### 4.4. 考察

天然樹林の伐採とそれに続く針葉樹の植林は、オサムシ科甲虫群集に負の影響を与えることが知られている (Fahy & Gormally 1998; Magura et al. 2000, 2002; Yu et al. 2006)。本研究で対象としたセダカオサムシ、ヒメクロオサムシとエゾマイマイカブリは、幅広い森林に生息する森林ジェネラリストであるが、本研究の結果より、本来は天然広葉樹林を主な生息地としており、天然針広混交林でも生息可能であるが、トドマツ植林にはあまり適応できないと示唆された。また、オオルリオサムシは、北海道固有の種で、熟成した大面積の広葉樹林にのみ生息することが報告されている (堀 2003)。本研究の結果から、オオルリオサムシは、天然林であれば、広葉樹林と針広

混交林の両方に生息すると考えられる。また、隣接するトドマツ植林では、わずかしか採集されなかったことから、本種の生息には、針葉樹の単一林は不適と思われる。オサムシ亜科の種は、カタツムリや鱗翅目の幼虫を餌とすることが多く、トドマツ植林では林床被度の低さや林床植生の多様性の低さから餌資源量が不足し、分布に影響を与えている可能性が考えられた。一方、ツンベルグナガゴミムシ、オオクロツヤヒラタゴミムシは、幅広い森林に生息する森林ジェネラリストであるが、他の4種に比べて、植林での採集割合が高いことから、本種は伐採や植林といった攪乱等の環境変化に強く、攪乱後には本種が優占する群集構造が形成される可能性が示唆された。また、保田・佐藤（1992）は、*Synuchus* 属の種は、林床被度が非常に低い植林では個体数が著しく多いことを報告した。つまり、常緑針葉樹であるトドマツの植林は、林床が暗くなることに起因する林床被度の低さから、*Synuchus* 属のような一部の森林性種の生息に適した環境となる可能性が考えられる。

本研究で明らかとなった北海道の森林環境に特徴的な森林性種について、これらの生息地の選考性を踏まえて、様々な森林におけるオサムシ科甲虫群集を調査・評価することにより、伐採や植林といった森林施業の影響を検討する必要がある。

表 4-1. 調査地概要

森林タイプ	標高 (m)	面積 (ha)	林冠被度 (%)	林床被度 (%)	林冠植生	林床植生
天然広葉樹林	380	6.9	35	80	ミズナラ シナノキ	フッキソウ クマイザサ シダ類
天然針広混交林	406	3.4	30	55	トドマツ ウダイカンバ	クマイザサ フッキソウ シダ類
トドマツ植林	355	4.3	85	10	トドマツ	クマイザサ

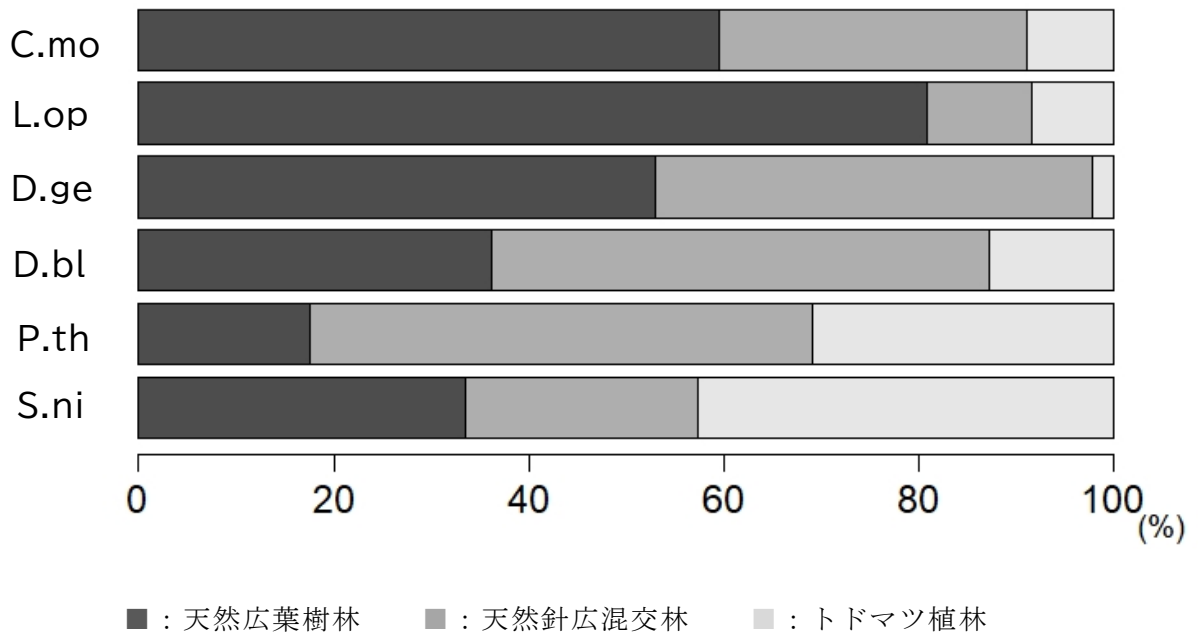


図 4-1. 採集された樹林割合

オサムシ科甲虫類の略称：C.mo, セダカオサムシ；L.op, ヒメクロオサムシ；D.ge, オオルリオサムシ；D.bl, エゾマイマイカブリ；P.th, ツンベルグナガゴミムシ；S.ni, オオクロツヤヒラタゴミムシ

## 第5章 道央・道東の山岳地帯の森林における森林スペシャリスト2種（アイヌキンオサムシ、オオルリオサムシ）の垂直分布

### 5.1. はじめに

わが国の山岳地帯におけるオサムシ類の垂直分布に関しては、本州の北アルプス常念岳（上村ら 1962）、南アルプス甲斐駒ヶ岳・千丈岳（Martin 1992; Suttiprapan et al. 2006）白山（Hiramatsu 2002; 平松 2008）での報告がある。北海道の山岳地帯のオサムシ類の垂直分布においては、羊蹄山（木元・保田 1991）、利尻山（木元・保田 1992a）、黒岳（木元・保田 1992b）などで報告されているが、道東の山岳地帯における報告はほとんどない。また、北海道に固有の種であり、熟成した森林を好んで生息する森林スペシャリストであるアイヌキンオサムシ及びオオルリオサムシ（堀 2003; 井村・水沢 2013）は、生態や生息環境が類似しているものの、標高によって住み分けがされていると言われているが、道東における詳細は明らかになっていない。森林スペシャリストの生息の有無は、環境影響評価や環境に配慮した森林管理を行う上では、極めて重要であり、これらの種の生息環境の詳細を明らかにする必要がある。そこで本章では、これまでに帯広畜産大学昆虫学研究室において採集された道央・道東の6つの山地森林での本2種のデータを再検証し、垂直分布を明らかにすることを目的とした。

### 5.2. 材料と方法

#### 調査地概要

オサムシ科甲虫の採集は、道央・道東に位置する6つの山岳地帯（道央：夕張岳、道東：斜里岳、芽室岳、伏見岳、十勝幌尻岳、楽古岳）の森林で実施された。各調査山岳地を3つの標高区分（低山帯（low）：700m未満、中山帯（middle）：700–1,400m未満、高山帯（high）：1,400m以

上)に分け、各標高区分における2種の出現割合を算出した。低山帯に区分された調査地点は、夕張岳で2地点、斜里岳で2地点、芽室岳で2地点、伏見岳で1地点、十勝幌尻岳で2地点、楽古岳で2地点であった。中山帯に区分された調査地点は、夕張岳で2地点、斜里岳で4地点、芽室岳で4地点、伏見岳で4地点、十勝幌尻岳で5地点、楽古岳で4地点であった。高山帯に区分された調査地点は、夕張岳で1地点、斜里岳で4地点、芽室岳で2地点、伏見岳で4地点、十勝幌尻岳で3地点、楽古岳で1地点であった。標高区分内に複数の調査地が存在する場合には、採取個体数を調査地点数で割り、平均個体数を算出した。低山帯の林冠植生は、楽古岳を除いて針広混交林であり、優占樹種はミヤマハンノキ、トドマツ、ドロノキ等であった(表5-1)。楽古岳は広葉樹林であり、優占樹種はハルニレ、イタヤカエデであった(表5-1)。中山帯の林冠植生は、楽古岳を除いて針広混交林であり、優占樹種はミヤマハンノキ、アカエゾマツ、ミズナラ等であった(表5-1)。楽古岳は広葉樹林であり、優占樹種はナナカマド、シラカンバであった(表5-1)。高山帯は、6つの山岳地帯で共通してダケカンバ、ハイマツが優占する針広混交林であった(表5-1)。低山帯と中山帯の林床植生の優占種は、3つの山岳地帯(芽室岳、伏見岳、十勝幌尻岳)でクマイザサ、3つの山岳地帯(夕張岳、斜里岳、楽古岳)でチシマザサであった(表5-1)。高山帯の林床植生の優占種は、6つの山岳地帯で共通してガンコウラン、コケモモであった(表5-1)。

#### オサムシ類の採取方法及び調査期間

オサムシ科甲虫類の採集には、ピットフォールトラップ法を用いた。トラップには、プラスチックカップ(口径7cm、高さ9cm、容量230ml)を使用し、第1章と同様の誘引剤および保存液として酢酸糖蜜液(水：黒糖：酢酸：エタノール=6：2：1：1)を用いて行った。実施時期は、夕張岳では

1981年、斜里岳及び夕張岳では1983年、十勝幌尻岳では1986年、伏見岳では1987年、楽古岳では1995年であった。調査期間は、各調査年の6月～10月とし、期間中に約2週間おきにトラップの回収が行われた。採集された昆虫は、すべて研究室に持ち帰り、乾燥標本、または冷凍標本、アルコール標本として保存された。種の同定および個体数の記録は、これらの標本をもとに行った。

### 5.3. 結果

本研究において、6つの山岳地帯で確認・同定された森林スペシャリストの個体数は、オオルリオサムシが174個体、アイヌキンオサムシが4,490個体であった（表5-2）。山域別にみると、オオルリオサムシの個体数は、夕張岳で最も多く、次いで斜里岳、伏見岳、十勝幌尻岳、芽室岳、楽古岳の順であった。アイヌキンオサムシの個体数は、特に伏見岳で著しく多く、次いで楽古岳、十勝幌尻岳、夕張岳、芽室岳、斜里岳の順であった。6つの山岳地帯における2種の標高区分別出現割合を図5-1に示した。オオルリオサムシの分布域は、400m（夕張岳、楽古岳）から1,790m（伏見岳）まで確認されたが、全体として、その出現割合は、楽古岳を除いて低山帯で高い傾向がみられた（図5-1）。一方、アイヌキンオサムシの分布域は、400m（楽古岳）から1,800m（十勝幌尻岳）まで確認されたが、その個体数、割合ともに中山帯から高山帯で優占し、低山帯では少ない傾向が見られた（図5-1）。しかし、伏見岳や楽古岳では低山帯でもアイヌキンオサムシの割合が高い傾向が見られた（図5-1）。

### 5.4. 考察

オオルリオサムシは、森林スペシャリストとして分類され、広大な面積をもつ天然広葉樹林にのみ確認される種とされている（堀 2003）。一方、井

村・水沢（2013）は、本種は海岸部の草地から山地の樹林帯に至るまで幅広い環境に生息すると報告している。本研究の結果より、北海道の道央・道東地域の山岳地帯においては、オオルリオサムシは道南や特殊な島嶼部とは異なり、主に天然・準天然林の低山帯（700m 未満）に分布すると思われる。しかし、6つの山岳地帯の中で最も低緯度に位置している楽古岳で、本種が高山帯で高い割合で採集されたことは、楽古岳が他の山岳地帯と違い、低山帯・中山帯ともに広葉樹林となっていることが関係している可能性が考えられた。

一方、アイヌキンオサムシは、主として成熟した亜寒帯針葉樹林や針広混交林に見られる（木元・保田 1995）とされているが、詳細な垂直分布については、黒岳の 1,100–1,700m（木元・保田 1992b; 1995）、羊蹄山の 700–1,700m（木元・保田 1991）の生息域が示されているにすぎない。本研究において、アイヌキンオサムシは、最も低い地点で 400m（楽古岳）から高山帯で 1,800m（十勝幌尻岳）まで確認されたことから、本種は道東・日高山脈では、大雪山黒岳よりも分布範囲が広い可能性がある。特に、伏見岳と楽古岳で確認された低山帯における分布の高い割合は、本種の生息密度の高さや山域の植生の違いに起因することが示唆された。また、本種は、平地の草地や海岸部の樹林にも生息することが報告されている（井村・水沢 2013）が、そのような分布は道東ではみられないと思われる。

これら 2 種の分布については、地域、植生、生息密度などの違いにより大きく差が生じると考えられるため、今後はより詳細な分布と環境要因との関係を把握していく必要がある。

表 5-1. 調査地点概要

地域	山岳 (調査年)	標高 緯度・経度	優占樹種			優占林床植生		
			標高区分			低山帯 (low)	中山帯 (middle)	高山帯 (high)
			低山帯 (low)	中山帯 (middle)	高山帯 (high)			
道央	夕張岳 (1981)	1,668m 43° 05' 59N 142° 15' 04E					ササ科 チシマザサ	
道東	斜里岳 (1983)	1,547m 43° 45' 57N 144° 43' 03E	カバノキ科 ミヤマハンノキ シラカンバ	カバノキ科 ミヤマハンノキ ダケカンバ				
	芽室岳 (1983)	1,754m 42° 52' 08N 142° 47' 07E	マツ科 エゾマツ トドマツ	マツ科 エゾマツ アカエゾマツ トドマツ	カバノキ科 ダケカンバ		ツツジ科 ガンコウラン	
	伏見岳 (1987)	1,792m 42° 46' 34N 142° 45' 56E	ヤナギ科 ドロノキ	ブナ科 ミズナラ	マツ科 ハイマツ	ササ科 クマイザサ	コケモモ	
十勝幌尻岳 (1986)	1,846m 42° 41' 44N 142° 51' 33E							
	楽古岳 (1995)	1,471m 42° 16' 20N 143° 40' 49E	ニレ科 ハルニレ ムクロジ科 イタヤカエデ	バラ科 ナナカマド カバノキ科 シラカンバ			ササ科 チシマザサ	



表 5-2. 山岳別採集個体数

山岳	種名		合計
	オオルリオサムシ	アイヌキンオサムシ	
夕張岳	60	230	290
斜里岳	36	135	171
芽室岳	15	171	186
伏見岳	31	3,408	3,439
十勝幌尻岳	20	261	281
楽古岳	12	285	297
合計	174	4,490	4,664

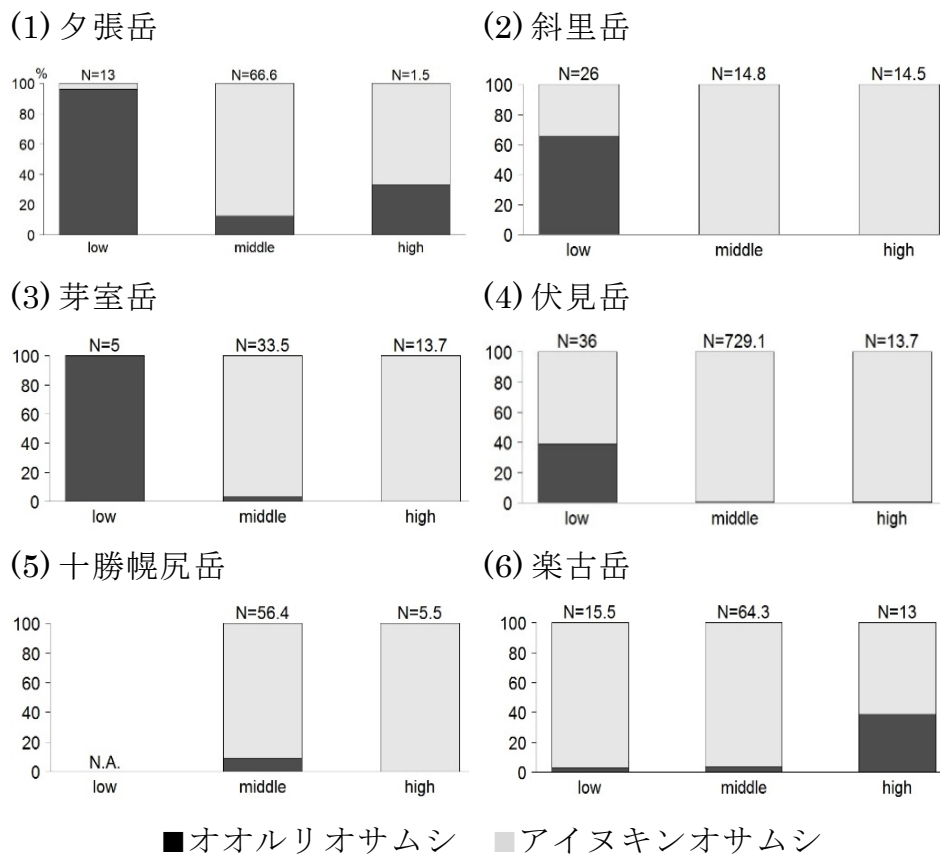


図 5-1. 6つの山岳地帯における森林スペシャリスト2種（オオルリオサムシ、アイヌキンオサムシ）の標高区分別出現割合

## 総合考察

天然林の伐採と伐採地への非天然樹種の植林は、オサムシ科甲虫の多様性や個体群に好ましくない影響を与えることが示されている (Fahy & Gormally 1998; Magura et al. 2000, 2002; Yu et al. 2006)。また、1つの樹種の植林ではオサムシ科甲虫群集は負の影響を受ける (Magura et al. 2002, 2003)。第1章で明らかとなったように、北海道において非天然樹種であるカラマツの植林は、オサムシ科甲虫の個体数や種数の減少を引き起し、負の影響が大きいと考えられる。また、アカエゾマツの植林では、一部の大型の森林ジェネラリストの生息に適した環境が存在している可能性が考えられた。Greenslade (1964) は、極端に高い林床被度は、オサムシ科甲虫の活動を抑制し、乏しい群集構造となることを報告した。一方で、大型のオサムシ科甲虫 (クロナガオサムシ属) は、林床被度の乏しい環境を好まないことが報告されている (上田ら, 2009)。すなわち、林床植生の存在は、大型のオサムシ科甲虫の隠れ家となり、これらの種の生息が可能となると考えられる。アカエゾマツ植林地が大型種の生息に好適である要因の1つとして、林床被度 ( $75.0 \pm 6.32\%$ ) が考えられる。トドマツの植林においては、林床被度が著しく低い場合 (第1章:  $25.0 \pm 9.13\%$ )、一部の森林ジェネラリストの生息に適した環境であること、一方、林床被度が極めて高い場合 (第3章:  $95.0 \pm 2.89\%$ )、大型の森林性種の生息が困難であると思われる。同一樹種でも、植林密度に由来する林冠被度と林床被度の違いがオサムシ科甲虫群集を変化させることが示唆され、森林管理施業においては、樹種の特徴を考慮した適切な植林密度を検討していく必要がある。

非飛翔性のオサムシ科甲虫は、数 100m の距離を歩いて移動する可能性が示されている (Mascanzoni & Wallin 1986)。また、森林ジェネラリストは植林等の攪乱後に広葉樹林から植林地に移動し、再コロニー形成することが知られている (Spence et al. 1996)。植林地周辺の広葉樹林は、皆伐や植

林の影響を受けた森林性種の生息地として機能し、オサムシ科甲虫群集の維持や再コロニー形成に役立っている (Koivula 2002b; Magura et al. 2002)。第 2 章の結果から、植林地周辺の尾根に位置する広葉二次林におけるオサムシ類の群集構造は、植林内部のそれらに類似しており、これらの尾根の広葉二次林が伐採・植林による攪乱の影響を受けたオサムシ科甲虫群集の生息地や分散源として機能している可能性が高い。また、植林地の間に位置する沢等の周辺に存在する小さな面積の広葉二次林は、周辺とは異なり、河川敷等を好んで生息するカギモンミズギワゴミムシやキアシツヤヒラタゴミムシ等が生息し、種多様性を高めていると思われる。第 3 章の結果から、隣接する小さな面積の広葉二次林と針広混交二次林は群集構造が必然的に類似するとみられる。森林パッチのモザイク状の配置が景観レベルでオサムシ科甲虫群集の多様性を高める可能性が示唆されている (Butterfield & Benitez-Malvido 1992; Koivula 2002b; Magura et al. 2002, 2003)。Magura et al. (2000) は、トウヒの植林を間伐することによってギャップを作ることは、在来の樹種の再コロニー形成とそれに続く落葉層の蓄積を促進することを示した。Fuller et al. (2008) は、針葉樹植林の中に天然の広葉樹の群集を維持することは、伐採や植林によって影響を受けたオサムシ科甲虫が生息するために必要不可欠であると示した。植林地周辺の広葉二次林の維持及び地形に配慮した尾根と沢の広葉二次林の維持は、森林全体でのオサムシ科甲虫群集の多様性の維持に重要であると考えられた。また、針葉樹植林内に広葉樹の生育を促進し、針広混交林を形成することで小さな面積の広葉樹林と似たような群集構造を維持できる可能性が示唆された。

森林ジェネラリストは、様々な森林環境に幅広く分布する種と知られてされている (Juke et al. 2001)。しかし、北海道の森林に代表的な種であるセダカオサムシ、ヒメクロオサムシ、エゾマイマイカブリ、ツンベルグナガゴミムシは、二次林から植林地まで樹種や地形に関係なく採集された (第 1

～3章) ことから、これらの種はさまざまな森林タイプに生息できると考えられる。しかし、天然林でのタイプ別の割合(第4章)では、セダカオサムシとヒメクロオサムシは広葉樹林で割合がやや高く、一方、エゾマイマイカブリは針広混交林で高くなる傾向が見られ、これらの天然林での傾向は本来の選考性を示している可能性が考えられた。また、北海道の森林では伐採や植林後はササが侵入し、林床被度が高くなる傾向があり、これらの種は活動が抑制される可能性がある。一方、ツンベルグナガゴミムシとオオクロツヤヒラタゴミムシは他種に比べて、植林地での割合が高かった(第4章)ことから、これら2種は、伐採や植林といった攪乱に耐性をもち、攪乱後にコロニー形成を行う能力が高いものと考えられる。

森林スペシャリストは、天然林の伐採や針葉樹の植林によって消失し(Magura et al. 2002, 2003; Yu et al. 2006)、生息には広大な面積の天然の広葉樹林が必要であるとされている。北海道固有の森林スペシャリストであるオオルリオサムシは、広大な面積をもつ天然広葉樹林にのみ確認される種とされ(堀 2003)、一方、アイヌキンオサムシは熟成林を好むことが知られている(井村・水沢 2013)。第4章及び第5章の結果から、オオルリオサムシは低山帯の天然広葉樹林や天然針広混交林に分布するが、隣接するトドマツ植林にわずかであるが分散している可能性が考えられた。しかし、本種は、第1～3章で調査を行った低山帯(700m未満)の二次林(広葉樹林や針広混交林)では採取されておらず、森林施業が盛んで多くが二次林となっている低山帯(700m未満)では、その生息が困難となっていると考えられた。一方で、アイヌキンオサムシは、主に中・高山帯(700m以上)の樹林帯で採集された(第5章)ことから、本種の主な生息地は中・高山帯の天然樹林であると考えられる。しかし、低緯度で植生が異なる楽古岳の400m地点で採集されたことや個体群密度の高い伏見岳の700m地点で多かったこと(第5章)から、本種の分布は個体群密度や植生によって変化する

と思われる、個々の森林環境において本種の分布を把握する必要がある。

伐採や植林といった森林施業は、特に天然の広葉樹林・針広混交林が必要である北海道固有の森林スペシャリストには影響が大きく、現存する天然林の保全は極めて重要となる。一方、多くの森林ジェネラリストに対しては、様々な方策によって影響をできる限り抑えることが可能であると考えられる。第 1 章の結果より、植林を行う場合には非天然の樹種（カラマツ）ではなく、在来種（アカエゾマツやトドマツ）を用いることが森林生態系への影響を抑えることにつながると思われる。また、複数の樹種の混交林は、生物多様性の改善に重要であることから（Butterfield & Benitez-Malvido 1992）、植林においても在来種を複数用いた混交林（アカエゾマツとトドマツ）を形成することも影響を抑えることにつながる可能性がある。植林内の極端な植生（乏しいまたは密生）もオサムシ類に影響を及ぼす大きな要因であり、森林管理における植林密度の調整や適度な草刈りの実施等の重要性が示された。また、第 2 章の結果より、植林地周辺で植林後の分散源として働き、再コロニー形成に重要とみられる尾根広葉二次林や小さな面積でも特殊な群集構造を維持している沢広葉二次林は、地形を含めた景観レベルでの多様性の観点からも意義があると思われる。さらに、第 3 章の結果より、針広混交二次林は小さな面積の広葉二次林と類似した群集構造となることから、植林内に広葉樹を維持し、針広混交二次林を形成することも有効であろう。北海道においては針葉樹植林内に広葉樹を維持する保残伐施業（REFRESH : Retention Experiment for plantation forestry in Sorachi, Hokkaido（北海道, 2018））が試験的に実施されている。このような事項を含めて、オサムシ科甲虫類の生息環境と多様性の保全に視点をおいた森林施業は、森林生態系への影響を低減し、持続可能な森林管理に有効に寄与すると思われる、今後さらに関連する課題について詳細な検証を進めていく必要がある。

## 謝 辞

本研究を博士論文のテーマとしてくださり、基礎的な事柄から実験操作まで日々直接変わらぬ懇切なる御指導、御助言をくださりました帯広畜産大学の岩佐光啓名誉教授に厚く御礼申し上げます。また、様々な御指導をしてくださいました、同大学の押田龍夫教授、熊野了州准教授、弘前大学の中村剛之准教授に深く感謝申し上げます。また、データをまとめるにあたって有益な助言をいただいた（株）ドーコンの山口珠輝氏に厚く御礼申し上げます。フィールド調査においては、協力、助言を頂いた帯広畜産大学環境生態ユニット環境昆虫学研究室卒業の能瀬春菜氏と柴山涼介氏、同研究室の大学院生、学生に心から感謝いたします。

## 要 約

北海道の森林に生息するオサムシ科甲虫の群集構造、分布および環境要因との関係を明らかにする目的で、十勝地方の二次林及び植林地において、以下の3つの点（1～3）について調査を行った：1, 植林に用いる樹種（アカエゾマツ・トドマツ・カラマツ）の違いによる影響；2, カラマツ植林地周辺の広葉二次林の位置する地形（尾根・谷）の群集構造への影響；3, トドマツ植林地周辺に位置する森林タイプ（広葉樹林・針広混交林）における群集構造の違い。

また、あわせて道央・道東の天然林、植林地及び山岳地帯における森林性種の生息と分布に関して、以下の2つの点（4, 5）を明らかにするために、帯広畜産大学昆虫学研究室所蔵のオサムシコレクションを用いて調査を行った：4, 富良野地方の天然林・植林地における北海道の代表的な森林性6種（セダカオサムシ、ヒメクロオサムシ、オオルリオサムシ、エゾマイマイカブリ、ツンベルグナガゴミムシ、オオクロツヤヒラタゴミムシ）の生息地選好性；5, 道央・道東の山岳地帯における北海道固有の森林スペシャリスト2種（アイヌキンオサムシ及びオオルリオサムシ）の垂直分布。その結果、下記に示す知見が得られた。

1. 十勝地方の3樹種（アカエゾマツ、トドマツ、カラマツ）の植林地で、13属31種16,150個体のオサムシ科甲虫が採集された。全体として、ツンベルグナガゴミムシが最も優占し、次いでコクロツヤヒラタゴミムシ、ヒメクロオサムシが多く採集された。非天然樹種であるカラマツでのトラップ当たりの採集個体数は、アカエゾマツとトドマツに比べて有意に少なかった。大型の *Carabus* 属の種は、アカエゾマツで最も多かった。冗長性解析（RDA）は、樹種間でオサムシ類の群集構造が有意に異なることを示した。とくに森林ジェネラリストのツンベルグナガゴミムシ、マル

ガタナガゴミムシ、エゾクロナガオサムシおよびヒメクロオサムシは、アカエゾマツと関連が強く、オオクロツヤヒラタゴミムシはトドマツと強く関連した。一方、カラマツではそのような森林ジェネラリストとの強い関係はみられず、*Carabus* 属、*Pterostichus* 属、*Synuchus* 属の個体数が少なかった。オサムシ科甲虫群集に影響を与えた最も重要な環境要因は、土壌湿潤度と林床植生被度だった。

2. 十勝地方のカラマツ植林地と周辺に存在する尾根広葉二次林、沢広葉二次林及び大きな面積の準自然広葉二次林の4つの異なる森林タイプにおいて、15属36種14,939個体のオサムシ科甲虫が採集された。全体で、ツンベルグナガゴミムシが最も優占し、次いでヒメクロオサムシ、オオクロツヤヒラタゴミムシの順で多く採集された。種数とトラップ当たりの採集個体数は、森林タイプ間で有意な差はみられなかったが、希薄化曲線の結果より、種数は沢広葉二次林で多くなる傾向がみられた。冗長性解析

(RDA) は、オサムシ類の群集構造が4つの森林タイプ間で有意に異なることを示した。特に、エゾマルガタナガゴミムシ、カギモンミズギワゴミムシおよびキアシツヤヒラタゴミムシは、沢広葉二次林に強い関連性が見られた。環境要因の中で、土壌湿潤度が群集構造に最も有意に影響を与えていた。沢広葉二次林は、面積が小さくても特殊な群集構造を維持しており、地形を含めた景観レベルでの種の多様性の維持に重要である可能性が示唆された。

3. 十勝地方の広葉二次林及び針広混交二次林及びトドマツ植林地において、6属15種3,476個体のオサムシ科甲虫が採集された。全体でヒメクロオサムシが最も優占し、次いでツンベルグナガゴミムシが多かった。森林スペシャリストのアイヌキンオサムシが、面積の大きな広葉二次林の650m



地点で採集された。種数とトラップ当たりの個体数は、森林タイプ間で有意な差は見られなかったが、希薄化曲線によって、種数は広葉二次林で多くなることが見積もられた。冗長性解析 (RDA) は、森林タイプ間のオサムシ類の群集構造は異なり、面積と林床被度がオサムシ群集に有意に影響を与えていることを示した。特に、エゾクロナガオサムシとヒメクロオサムシは樹林面積との関連性が高く、ツンベルグナガゴミムシは、林床被度との関連性が高かった。また、面積の小さな広葉二次林と針広混交二次林は群集構造が類似していた。

4. 富良野地方の天然広葉林、天然針広混交林および隣接するトドマツ植林地において確認された北海道の代表的な森林性種 (セダカオサムシ、ヒメクロオサムシ、オオルリオサムシ、エゾマイマイカブリ、ツンベルグナガゴミムシ、オオクロツヤヒラタゴミムシ) のうち、セダカオサムシ、ヒメクロオサムシおよび森林スペシャリストのオオルリオサムシは、比較的天然広葉樹林を選好することが示唆された。また、オオルリオサムシは、天然林であれば広葉及び針広混交林の両方に生息する可能性が考えられた。一方、ツンベルグナガゴミムシ及びオオクロツヤヒラタゴミムシは天然針広混交林またはトドマツ植林を選好する可能性が示唆された。
5. 道央・道東における 6 つの山岳地帯 (道央：夕張岳、道東：斜里岳、芽室岳、伏見岳、十勝幌尻岳、楽古岳) における森林スペシャリスト 2 種 (オオルリオサムシ、アイヌキンオサムシ) の垂直分布に関する調査において、オオルリオサムシは、主に低山帯 (700 m 未満)、アイヌキンオサムシは中山帯 (700 m 以上) から高山帯 (1,400 m 以上) の天然・準天然林に分布することが示された。しかし、植生が異なる楽古岳でのオオルリオサムシの中山帯や高山帯での分布や、生息密度が著しく高い伏見岳での

アイヌキンオサムシの低山帯での分布から、両種の山岳地帯での垂直分布は、緯度や気候などの違いに起因する植生の変化や個体群密度によって変化することが示唆された。

## Summary

To clarify the assemblages and distribution of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and their relationships with environmental factors in various forest types of Hokkaido, the investigations were conducted in the following three perspectives in the Tokachi district: 1. The effects of the three tree species (Japanese spruce, Sakhalin fir, larch) on carabid assemblages in plantations; 2. The comparison of carabid assemblages among the three secondary broadleaf forests (hill forests, valley forests, and a large hill forest) and conifer (larch) plantations; 3. The comparison of carabid assemblages among secondary broadleaf forests, secondary mixed forests of broadleaf and conifers, and conifer (Sakhalin fir) plantations.

Moreover, the habitat preferences and distributions of forest species in the natural forests in plain and mountain areas of central and eastern Hokkaido were

analyzed using the ground beetle collections in the Entomology Laboratory of

Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine in the following two

perspectives: 4. The habitat of preferences of representative six forest species

(*Cychrus morawitzi*, *Leptocarabus opaculus. opaculus*, *Damaster gehinii*,

*Damaster blaptoides rugipennis*, *Pterostichus thunbergii* and *Synuchus nitidus*) in

the natural forests and adjacent plantations (Sakhalin fir) in the Furano district: 5.

The vertical distribution of two forest specialist species (*Damaster gehinii* and

*Procrustes kolbei*) in the mountain areas of central and eastern Hokkaido.

As a result, the following findings were obtained.

1. In plantations of three tree species (Japanese spruce, Sakhalin fir, larch), a total

of 16,150 carabid beetles consisting of 31 species in 13 genera was collected.

*Pterostichus thunbergii* was most predominant, followed by *Synuchus melantho*,

*L. o. opaculus*. In the plantation of larch which is an unnatural tree species in Hokkaido, the numbers of beetles per trap were significantly fewer than those of the Japanese spruce and Sakhalin fir. Large *Carabus* (*Leptocarabus*) species were the most abundant in the Japanese spruce. RDA analysis indicated that the carabid assemblages were significantly different among the plantations of different tree species. This analysis also showed that four forest generalist species (*Leptocarabus arboreus arboreus*, *L. o. opaculus*, *P. thunbergii*, *P. subovatus*, *S. nitidus*) were associated with the Japanese spruce, and *S. nitidus* were associated with Sakhalin fir. On the other hand, there were no significant forest generalist species associated with larch. The most important environmental factors influencing carabid assemblages were soil moisture and foliage layer.

2. In the three types of secondary broadleaf forests (hill forests, valley forests, a

large hill forest) and coniferous plantations (larch), a total of 14,939 carabid beetles consisting of 36 species in 15 genera was collected. *Pterostichus thunbergii* was the most predominant, followed by *L. o. opaculus* and *S. nitidus*. There was no significant difference in individuals per trap and numbers of species among the four forest types. In rarefaction analysis, species richness in the secondary broadleaf forests was estimated to be higher than in other types of forests. RDA analysis indicated that the carabid assemblages were significantly different among forest types, and three species (*Pterostichus adstrictus*, *Bembidion pohlei*, *Synuchus callitheres*) were significantly associated with the valley forests, although the area sizes are small. The important environmental variable influencing carabid assemblages was soil moisture. It is suggested that the valley forest may be important for maintaining the species diversity at the hilly landscape level involving terrain

features.

3. In secondary broadleaf forests, secondary mixed forests of broadleaf and conifer trees, and conifer (Sakhalin fir) plantations, a total of 3,476 carabid beetles consisting of 15 species in 6 genera was collected. *Leptocarabus opaculus opaculus* was most predominant, followed by *P. thunbergii*. The forest specialist *P. kolbei* was found at a 650 m point in a large area of a secondary broadleaf forest. There was no significant difference in individuals per trap and numbers of species among the three forest types. However, secondary broadleaf forests were estimated to have more species in rarefaction analysis. RDA analysis showed that the carabid assemblages were significantly different among forest types, and that the area sizes and foliage layer significantly have an influence on beetles. In particular, *Leptocarabus arboreus arboreus* and *L. o. opaculus* were highly associated with the area

sizes, and *P. thunbergii* was associated with the foliage layer. The carabid assemblages of the small secondary broadleaf forests and the secondary mixed forests of broadleaf and conifer trees were similar to each other.

4. Among the six representative forest species collected in the natural broadleaf forest, the natural mixed forest of broadleaf and conifer trees, and conifer (Sakhalin fir) plantation in Furano district, *C. morawitzi*, *L. o. opaculus*, and *D. gehinii* are suggested to be mainly distributed in the natural broadleaf forests. It is possible that *D. gehinii* can also inhabit the natural mixed forests, but the conifer plantation is not suitable for this species. On the other hand, *P. thunbergii* and *S. nitidus* are distributed in Sakhalin fir plantations at a comparatively high ratio, suggesting that these species may not be sensitive to deforestation and can survive in the conifer plantation.



5. In the survey of the vertical distribution of two forest specialists (*D. gehinii* and *P. kolbei*) which are endemic to Hokkaido, in the six mountains (Mt. Yubari, Mt. Shari, Mt. Memuro, Mt. Fushimi, Mt. Tokachi-Poroshiri and Mt. Rakko), it was indicated that *D. gehinii* is not very abundant and mainly distributed in low altitudes (less than 700 m), and *P. kolbei* is comparatively abundant and mainly distributed in middle (over 700 m) to high altitudes (over 1,400 m). Both species inhabit the natural and semi-natural forests in mountains. At Mt. Rakko, however, it was found that *D. gehinii* is distributed also in the middle to high altitudes; this is may be due to different vegetation derived from the lower latitude of this mountain. On the contrary, it was shown that *P. kolbei* has spread to the low altitudes at Mt. Fushimi, where population density of this beetles is very high. It was suggested that altitudinal distributions of these two species vary depending

on vegetation and climate conditions derived from geographical differences and their population densities.

## 引用文献

- Baguette M. & Gerard S.** (1993) Effects of spruce plantations on carabid beetles in southern Belgium. *Pedobiologia* **37**: 129-140.
- Baker S.C.** (2006) A comparison of litter beetle assemblages (Coleoptera) in mature and recently clearfelled *Eucalyptus obliqua* forest. *Aust. J. Entomol.* **45**: 130-136.
- Butterfield J.** (1997) Carabid community succession during forestry cycle in conifer plantation. *Ecography* **20**: 614-625.
- Butterfield J. & Benitez-Malvido J.** (1992) Effect of mixed-species tree planting on the distribution of soil invertebrates. In: Canell M.G.R., Malcolm D.C. & Robertson P.A. (eds): *The Ecology of Mixed-Species Stands of Trees*. Blackwell, London, pp. 255-265.
- Butterfield J., Luff M.L., Baines M. & Eyre M.D.** (1995) Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. *Forest. Ecol. Manag.* **79**: 63-77.
- Cobb T.P., Langor D.W. & Spence J.R.** (2007) Biodiversity and multiple disturbances: boreal forest ground beetle (Coleoptera: Carabidae) responses to wildlife, harvesting, and herbicide. *Can. J. Forest. Res.* **37**: 1310-1323.
- da Silva P.M., Aguiar C.A.S., Niemelä J., Sousa J.P. & Serrano A.R.M.** (2008) Diversity patterns of ground-beetles (Coleoptera: Carabidae) along a gradient of land-use disturbance. *Agric. Ecosyst. Environ.* **124**: 270-274.
- Day K.R., Marshall S. & Heaney C.** (1993) Associations between forest type and invertebrates: ground beetle community patterns in a natural oakwood and juxtaposed conifer plantations. *Forestry* **66**: 37-50.
- Do Y., Lineman M. & Joo G.J.** (2012) Impacts of different land-use patterns on the carabid beetle diversity and species assemblages in South Korea. *Ekoloji* **21**:

9-17.

**Duchesne L.C., Lautenschlager R.A. & Bell F.W.** (1999) Effects of clear-cutting and plant competition control methods on carabid (Coleoptera: Carabidae) assemblages in northwestern Ontario. *Environ. Monit. Assess.* **56**: 87-96.

**Eyre M.D., Lott D.A. & Garside A.** (1996) Assessing the potential for environmental monitoring using ground beetles (Coleoptera: Carabidae) with riverside and Scottish data. *Ann. Zool. Fennici.* **33**: 157-163.

**Fahy O. & Gormally M.** (1998) A comparison of plant and carabid beetle communities in an Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clearfelled site. *Forest. Ecol. Manag.* **110**: 263-273.

**Finch O.D.** (2005) Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Araneae). *Forest. Ecol. Manag.* **204**: 23-36.

**Fujita A., Maeto K., Kagawa Y. & Ito N.** (2008) Effects of forest fragmentation on species richness and composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae and Brachinidae) in urban landscapes. *Entomol. Sci.* **11**: 39-48.

**Fuller R.J., Oliver T.H. & Leather S.R.** (2008) Forest management effects on carabid beetle communities in coniferous and broadleaved forests: implications for conservation. *Insect. Conserv. Divers.* **1**: 242-252.

古田公人 (1983) 石狩地方のオサムシ類の群集構造と林相との関係. 森林文化研究 **4**: 61-68.

**Greenslade P.J.M.** (1964) Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *J. Anim. Ecol.* **33**: 301-310.

**Halme E. & Niemelä J.** (1993) Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Ann. Zool. Fenn.* **30**: 17-30.

**Heliölä J., Koivula M. & Niemelä J.** (2001) Distribution of carabid beetles

- (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest-clearcut ecotone. *Conserv. Biol.* **15**: 370-377.
- Hiramatsu S.** (2002) The appearance of the Coleoptera captured with pit-fall trap at the high place of Mt. Hakusan. *Biogeography* **4**: 13-18.
- 平松新一 (2008) 白山の亜高山帯および高山帯における地表性ゴミムシ類 (コウチュウ目、オサムシ科) の種類相と分布. 昆虫 (ニューシリーズ) **11**: 1-12.
- 北海道 (2018) 保残伐施業の実証実験について. 北海道水産林務部森林環境局道有林課.
- 北海道 (2019) 平成 29 年度北海道林業統計. 北海道水産林務部総務課.
- 堀繁久 (2003) 孤立林のオサムシ科甲虫群集の特徴. 北海道開拓記念館研究紀要 **31**: 15-28.
- 堀繁久 (2012) オサムシ科甲虫群集を利用した森林環境モニタリング. 北海道開拓記念館研究紀要 **40**: 1-20.
- Humphrey J.W., Hawes C., Peace A.J., Ferris-Kaan R. & Jukes M.R.** (1999) Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. *Forest. Ecol. Manag.* **113**: 11-21.
- 井村有希・水沢清行 (2013) 日本産オサムシ図説. 昆虫文献 六本脚. 東京. 368 pp.
- Ings T.C. & Hartley S.E.** (1999) The effects of habitat structure on carabid communities during the regeneration of a native Scottish forest. *Forest. Ecol. Manag.* **119**: 123-126.
- 石谷正字 (1996) 環境指標としてのゴミムシ類 (甲虫目 : オサムシ科, ホソクビゴミムシ科) に関する生態学的研究. 比和科学博物館研究報告 **34**: 1-110.
- Jukes M.R., Peace A.J. & Ferris R.** (2001) Carabid beetles communities

- associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest. Ecol. Manag.* **148**: 271-286.
- 上村清・中根猛彦・小山長雄 (1962) 日本アルプス常念岳における歩行虫類の分布 (鉦山の昆虫の研究 II) . 京都府立大学学術報告 **3**: 21-34.
- Kaizuka J. & Iwasa M.** (2015) Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in coniferous plantations in Hokkaido, Japan: effects of tree species and environmental factors. *Entomol. Sci.* **18**: 245-253.
- 環境省 (2006) 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物-レッドデータブック-. 環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室.
- Karen M., O'Halloran J., Breen J., Giller P., Pithon J. & Kelly T.** (2008) Distribution and composition of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities across the plantation forest cycle — Implications for management. *Forest. Ecol. Manag.* **256**: 624-632.
- 木元新作・保田信紀 (1991) 地表性歩行虫類群集による生物環境学的研究 2 北海道羊蹄山の垂直分布について. 久留米大学比較文化研究所紀要 **9**: 21-48.
- 木元新作・保田信紀 (1992a) 地表性歩行虫類群集による生物環境学的研究 3 北海道利尻山の垂直分布について. 久留米大学比較文化研究所紀要 **11**: 39-64.
- 木元新作・保田信紀 (1992b) 地表性歩行虫類群集による生物環境学的研究 4 大雪山黒岳の垂直分布について. 久留米大学比較文化研究所紀要 **12**: 31-83.
- 木元新作・保田信紀 (1995) 北海道の地表歩行虫類—その生物環境学的アプローチ. 東京大学出版会. 東京. 315 pp.
- Klimaszewski J., Langor D.W., Work T.T., Pelletier G., Hammond H.E.J. & Germain C.** (2005) The effects of patch harvesting and site preparation on

- ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in yellow birch dominated forests of southeastern Quebec. *Can. J. Forest. Res.* **35**: 2616-2628.
- Koivula M.** (2002a) Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest. Ecol. Manag.* **167**: 103-121.
- Koivula M.** (2002b) Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages in thinned uneven-aged and clear-cut spruce stands. *Ann. Zool. Fenn.* **39**: 131-149.
- Koivula M., Kukkonen J. & Niemelä J.** (2002) Boreal carabidbeetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. *Biodivers. Conserv.* **11**: 1269-1288.
- Koivula M. & Niemelä J.** (2003) Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests: response of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Ecography* **26**: 179-187.
- Koivula M. & Spence J.R.** (2006) Effects of post-fire salvage logging on boreal mixed-wood ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae). *Forest. Ecol. Manag.* **236**: 102-112.
- Kotze D.J. & Samways M.J.** (1999) Invertebrate conservation at the interface between the grassland matrix and natural Afromontane forest fragments. *Biodivers. Conserv.* **8**: 1339-1363.
- Lange M., Türke M., Pašalić E., Boch S., Hessenmöller D., Müller J., Prati D., Socher S.A., Fischer M., Weisser W.W. et al.** (2014) Effects of forest management on ground-dwelling beetles (Coleoptera, Carabidae, Staphylinidae) in Central Europe are mainly mediated by changes in forest structure. *Forest. Ecol. Manag.* **329**: 166-176.
- Levin S.A. & Paine R.T.** (1974) Disturbance, patch formation, and community structure. *PNAS.* **71**: 2744-2747.
- Lövei G.L. & Sunderland K.D.** (1996) Ecology and behavior of ground beetles

- (Coleoptera: Carabidae). *Annu. Rev. Entomol.* **41**: 231-256.
- Lövei G.L., Magura T., Tóthmérész B. & Ködöböcz V.** (2006) The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **15**: 283-289.
- Magura T.** (2002) Carabids and forest edge: spatial and edge effect. *Forest. Ecol. Manag.* **157**: 23-37.
- Magura T., Tóthmérész B. & Bordán Z.** (2000) Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. *Biol. Conserv.* **93**: 95-102.
- Magura T., Ködöböcz V. & Tóthmérész B.** (2001a) Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *J. Biogeogr.* **28**: 129-138.
- Magura T., Tóthmérész B. & Molnár Z.** (2001b) Edge effect on carabid assemblages along forest-grass transects. *Web. Ecol.* **2**: 7-13.
- Magura T., Elek Z. & Tóthmérész B.** (2002) Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. *Eur. J. Soil. Biol.* **38**: 291-295.
- Magura T., Tóthmérész B. & Elek Z.** (2003) Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. *Biodivers. Conserv.* **12**: 73-85.
- Magura T., Tóthmérész B. & Molnár T.** (2004) Changes in carabid beetle assemblages along an urbanization gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecol.* **19**: 747-759.
- Mascanzoni D. & Wallin H.** (1986) The harmonic radar: a new method of tracing insects in the field. *Ecol. Entomol.* **11**: 387-390.
- Müller M.M., Varama M., Heinonen J. & Hallaksela A.M.** (2002) Influence of insects on the diversity of fungi in decaying spruce wood in managed and natural forests. *Forest. Ecol. Manag.* **166**: 165-181.
- Negro M., Vacchiano G., Berretti R., Chamberlain D.E., Palestini C., Motta**



- R. & Rolando A.** (2014) Effects of forest management on ground beetle diversity in alpine beech (*Fagus sylvatica* L.) stands. *Forest. Ecol. Manag.* **15**: 300-309.
- Niemelä J.** (1997) Invertebrates and boreal forest management. *Conserv. Biol.* **16**: 601-610.
- Niemelä J.** (2001) Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *Eur. J. Entomol.* **98**: 127-132.
- Niemelä J. & Halme E.** (1992) Habitat associations of carabid beetles in fields and forests on the Aland Islands, SW Finland. *Ecography.* **15**: 3-11
- Niemelä J., Spence J.R. & Spence D.H.** (1992) Habitat association and seasonal activity of ground-beetles (Coleoptera, Carabidae) in central Alberta. *Can. Entomol.* **124**: 521–540.
- Niemelä J, Langor D. & Spence J.R.** (1993) Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. *Conserv. Biol.* **7**: 551-561.
- Niemelä J, Spence J.R., Langor D., Haila Y. & Tukia H.** (1994) Logging and boreal ground-beetle assemblage on two continents: implications for conservation. In: Gaston K, New TR, Samways M (eds) *Perspectives on Insect Conservation*, pp 29–50. Intercept Publications, Andover
- Niemelä J, Kotze J, Ashworth A, Brandmayr P, Desender K, New T, Penev L, Samways M. & Spence J.** (2000) The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *J. Insect. Conserv.* **4**: 3-9.
- Osawa N., Terai A., Hirata K., Nakanishi A., Makino S. & Shibata S.** (2005) Logging impacts on forest carabid assemblages in Japan. *Can. J. For. Res.* **35**: 2698-2708.
- Paje J. & Mossakowski D.** (1984) pH-preferences and habitat selection in carabid

- beetles. *Oecologia* **64**: 41–46.
- Purtauf T., Roschewitz I., Dauber J., Thies C., Tschardt T. & Wolters V.** (2005) Landscape context of organic and conventional farms: influences on carabid beetle diversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* **108**: 165-174.
- R Development Core Team.** (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- R Development Core Team.** (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rainio J. & Niemelä J.** (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodivers. Conserv.* **12**: 487-506.
- Rainio J. & Niemelä J.** (2006) Comparison of carabid beetle ((Coleoptera: Carabidae) occurrence in rain forest and human-modified sites in south-eastern Madagascar. *J Insect Conserv.* **10**: 219-228.
- 林野庁 (2015) 平成 26 年度 森林・林業白書. 林野庁林政部企画課.
- Spence J.R., Langor D.W., Niemelä J., Carcamo H.A. & Currie C.R.** (1996) Northern forestry and carabids: the case for concern about old-growth species. *Ann. Zool. Fenn.* **33**: 173-184.
- Suttiprapan P., Yamamoto S. & Nakamura H.** (2006) Species composition and the vertical niche breadth of ground beetles (Carabidae, Brachinidae) in the Southern Japan Alps. *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* **17**: 143-152.
- 上田明良・日野輝明・伊藤宏樹 (2008) ニホンジカによるミヤコザサの採食とオサムシ科甲虫の群集構造との関係. 日林誌 **91**: 111-119.
- 上野俊一・黒澤良彦・佐藤正孝 (1985) 原色日本昆虫図鑑II. 保育社. 大阪. 514 pp.
- Ulyshen M.D., Hanula J.L., Horn S., Kilgo J.C. & Moorman C.E.** (2006) The response of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) to selection cutting in a

- South Carolina bottomland hardwood forest. *Biodivers. Conserv.* **15**: 261-274.
- Vanbergen, A. J., Woodcock, B. A., Watt, A. D. & Niemelä, J.** (2005) Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. *Ecography* **28**: 3-16.
- Waltz A.E.M. & Covington W.W.** (2004) Ecological restoration treatments increase butterfly richness and abundance: mechanisms of response. *Restor. Ecol.* **12**: 85-96.
- Werner S.M. & Raffa K.F.** (2000) Effects of forest management practices on the diversity of ground-occurring beetles in mixed northern hardwood forests of the Great Lakes Region. *Forest. Ecol. Manag.* **139**: 135-155.
- Working Group for Biological Indicator Ground Beetles Database Japan**  
(2015) 日本産環境指標ゴミムシ類データベース 里山のゴミムシ類. 琵琶湖博物館.
- 保田信紀・佐藤雅彦 (1992) 礼文岳における地表性甲虫類の垂直分布—利尻島・礼文島・サロベツ原野昆虫相調査報告—. 利尻町博物館年報 **11**: 11-25.
- Yu X.D., Zhou H.Z. & Luo T.H.** (2002) Distribution patterns and their seasonal changes of *Carabus* beetles in Dongling Mountain region near Beijing. *Acta. Ecol. Sinica.* **22**: 1724-1733.
- Yu X.D., Luo T.H. & Zhou H.Z.** (2006) Distribution of carabid beetles among regenerating and natural forest types in Southwestern China. *Forest. Ecol. Manag.* **231**: 169-177.
- Yu X.D., Luo T.H. & Zhou H.Z.** (2008) Distribution of carabid beetles among 40-year-old regenerating plantations and 100-year-old naturally regenerated forests in Southwestern China. *Forest. Ecol. Manag.* **255**: 2617-2625.
- Yu X.D., Luo T.H. & Zhou H.Z.** (2010) Distribution of ground-dwelling beetle assemblages (Coleoptera) across ecotones between natural oak forests and

mature pine plantations in North China. *J. Insect. Conserv.* **14**: 617-62.