
原著論文

人工林内の異なる下層植生群落におけるクモの多様性の特徴
— 埼玉県飯能市での事例研究 —

Characteristics of spider diversity among different understory communities in an
artificial forest:
— a case study in Hanno City, Saitama Prefecture, Japan —

畠山 和也 (早稲田大学大学院人間科学研究科)¹, 平塚 基志 (早稲田大学人間科学学術院)²

Kazuya Hatakeyama (Graduate School of Human Sciences, Waseda University)¹,
Motoshi Hiratsuka (Faculty of Human Sciences, Waseda University)²

(Received : March 21, 2022 ; Accepted : July 27, 2022)

Abstract

Clarifying the relationship between understory communities and spider diversity can help elucidate the relationship between vegetation structure and biodiversity. At an artificial forest in Hanno City, central Japan, we defined 3 types of understory communities (i.e., low coverage, shrub, and fern and forb) on the basis of understory cover and species composition; then, we compared spider diversity among the defined understory communities. In total, 24 spider species (approximately 42% of total species) were found: 4 species were only in the low coverage community; 18 species were only in the shrub community; 2 species were only in fern and forb community; and the other 33 species (approximately 58% of total species) were found in more than one community. We found differences between the number of guilds and abundance of some guilds in understory communities, and spider diversity was more abundant in the shrub community than in the other understory communities. These results showed that it is necessary to consider that biodiversity may not be equal among understory communities when studying biodiversity in an artificial forest. In addition, canonical discriminant analysis revealed that 79.6% of the differences between characteristics used to classify these communities were explained by human activity-related explanatory variables (e.g., years after thinning). This finding indicates that spider diversity is indirectly affected by human interventions because spider diversity can vary between understory communities.

Key Words : クモ (spider)、生物多様性 (biodiversity)、人工林 (artificial forest)、ハビタット構造 (habitat structure)、下層植生群落 (understory community)

¹ Kazuya Hatakeyama (*Graduate School of Human Sciences, Waseda University*) : hysteroocrates@fuji.waseda.jp

² Motoshi Hiratsuka (*Faculty of Human Sciences, Waseda University*) : hiratsuka@waseda.jp

1 はじめに

森林から農地もしくは放牧地への土地転用は、クモのハビタット構造を大きく変化させ、結果としてクモの種数及び個体数に悪影響を与える (Prieto-Benítez & Méndez, 2011)。また、土地転用をともしない天然生林から人工林への転換（森林タイプの変化）でも生物多様性が低下することが示されているが、それは森林内における植生の空間構造の変化が関係しているからである。このため、人工林において生物多様性を保全するためには、植生の空間構造と生物多様性の関係を解明することが重要になり、それに基づく人工林の施業方法が求められる。

世界各地の人工林において、造林前の植生を保全することで人工林への転換が生物多様性に与える影響を軽減できる可能性が指摘されている (Brockerhoff, Jactel, Parrotta, Quine, & Sayer, 2008)。一方、国土面積の約3分の2を占める森林のうち約40%が人工林である我が国では、人工林における植生の空間構造と生物多様性の関係に未解明なことが多い。例えば、人工林における植生の空間構造には、リター、下層植生、植栽木の幹、及び樹冠が主に影響するが、そのこととクモをはじめとした種の多様性との関係はあまり研究されていない。本研究ではこうした人工林における植生の空間構造のうち、とくに下層植生とそれをハビタットとするクモの関係に着目した。それは、下層植生の植被率や種組成には、間伐等の人為影響が顕著であり (Ishii, Maleque, & Taniguchi, 2008; Ito, Ishigami, Mitsuda, & Buckley, 2006)、植被率や種組成の違いによってクモのハビタットとしての構造が大きく異なるからである。

クモの多様性は、植生の空間構造をハビタットとして利用する生物の多様性の指標として有用だと考えられる。例えば、Uetz (1991) は以下の3つの理由から、ハビタット構造を生態学的に調査するにあたりクモが適した生物であるとしている。1つ目は、クモが生息地の選択にあたり微気候や利用可能な餌量・潜在的餌量ではなくハビタット構造の影響を受けていること、2つ目はクモの多様性は複雑なハビタット構造において種数及びその均等性が高い可能性があること、そして3つ目は、クモの生活史形質（例えば網の基質、同種とのコミュニケーション、及び餌の振動を伝える媒体）がハビタット構造

と深く関係しているからである。人為影響の少ない天然生林を対象にした先行研究では、下層植生のうち低木の枝を結束もしくは除去（刈り取り）した方が、除去しない場合と比較してクモの種数が多かった (Hatley & Macmahon, 1980)。また、低木層のクモの種数及び個体数は下層植生の遷移にともない変化し、伐採後10年で減少することが示されている (Haraguchi & Tayasu, 2016)。さらに、イネ科 (Poaceae) 草本から多年生草本・木本への二次遷移にともない、クモが網を張る基質がより多く提供されることから、クモの種数及び多様性は多年生草本・木本の優占度と正の関係があることが示されている (Richardson & Hanks, 2009)。

以上を踏まえ、本研究では人工林における植生の空間構造と生物多様性の関係を解明するために、人工林内に形成される複数の下層植生群落とそれをハビタットとするクモの多様性に注目し、下層植生群落とクモの多様性の関係について、人工林内の異なる下層植生群落間でクモの多様性が異なるという仮説を立てた。仮説検証のために、下層植生の植被率及び種組成を基に下層植生群落を複数定義し、その上で定義した下層植生群落間でクモの多様性を比較した。

2 方法

2.1 調査地

調査対象地とした苧生地区市有林（以下、市有林）は、埼玉県飯能市の南東部に位置する (Figure 1)。飯能市は埼玉県の南西部に位置し、古くから「西川材」で知られるスギ (*Cryptomeria japonica* D.Don) やヒノキ (*Chamaecyparis obtusa* Sieb. et Zucc.) を生産してきた。飯能市の森林率は約75%で、全森林における人工林の割合は約82%（うちスギ67%、ヒノキ30%、及びその他3%）である。人工林の約89%が50年生以上となっている（飯能市 2018）。アメダスの観測所が最も近い東京都青梅市の年間の平均気温は13.8°C、年間降水量は1,507.8 mmである。また、暖かさ指数と寒さの指数はそれぞれ109.5と-3.5であり、潜在植生は照葉樹林帯となる。

調査対象とした市有林の面積は約33haで標高は最高303mである。2017年の森林簿データによると市有林全域で土性は適潤性褐色森林土 (BD) で、地位は中で地位級は9とされている。市有林にはス

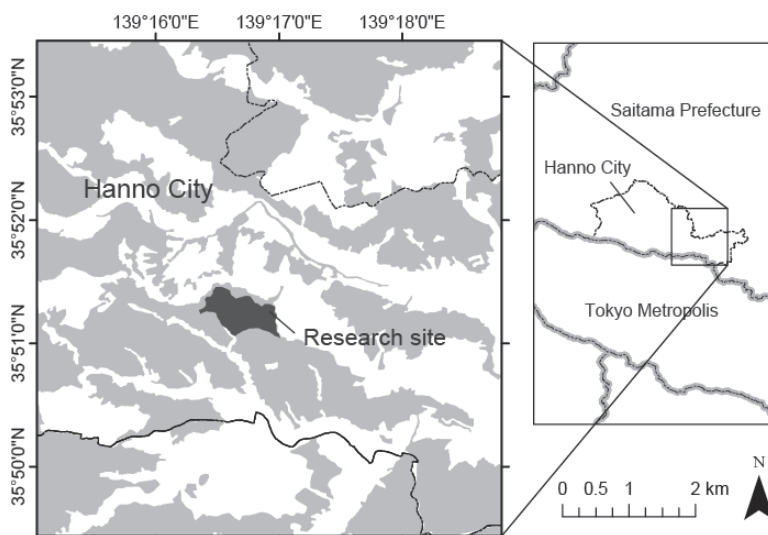


Figure 1. 荻生地区市有林と飯能市の位置
 左図中の黒は市有林の位置及び範囲を表し、グレーは森林の位置及び範囲を表している。森林は、国土交通省（2020）が公開している国土数値情報の森林地域データを加工し作成した。

ギ及びヒノキを中心に一部にサワラ (*C. pisifera* Sieb. et Zucc.) が植栽されており、部分的にアカマツ (*Pinus densiflora* Sieb. et Zucc.) やコナラ (*Quercus serrata* Murray) が生育している。大部分が60年生以上の林分で構成されている。また、市有林は42の小班に細分されており、隣接する複数の小班をまとめた小班群単位で間伐が行われている。各小班群における間伐は30年に1回程度の頻度で行われ、1回の間伐につき間伐率は30%程度とされている。下層植生はオンシダ科 (*Dryopteridaceae*) 及びイノモトソウ属 (*Pteris* spp. Linnaeus) 等のシダ植物を中心としたシダ群落と、シラカシ (*Q. myrsinifolia* Blume) 及びヒサカキ (*Eurya japonica* Thumb) 等の常緑低木、コアジサイ (*Hydrangea hirta* Thunb) 等の落葉広葉低木を中心とした低木群落がパッチ状に混在している。以上、50年生以上のスギ及びヒノキの占める面積が多いこと、小規模の間伐が行われた履歴があること、そして下層植生群落がパッチ状に形成されていることから、我が国における典型的な人工林となる。

2.2 調査実施ポイントの選定

市有林内の地形や下層植生の繁茂状況を反映して客観的に調査実施ポイントを選定するために、層化抽出法を用いた。層化抽出は以下の手順 (1)～(6)とした。なお、手順 (1)～(5) はEsri ArcGIS Desktop 10.7.1を、手順(6)はMicrosoft Office365

Excelを用いた。

手順 (1) 国土地理院の数値標高モデル (5m×5mメッシュ) をもとに累積流量 (2段階) データ及び流向 (8方向) データを作成した。累積流量の層化抽出には中央値より大きいセルと中央値以下のセルの2段階で分類した。手順 (2) 現地踏査を基に路網データ及び調査不適地データを作成した。路網は幅3m以上とした。また、調査不適地は、急傾斜地、未立木地、植林直後の林分、落葉広葉樹林、沢及び水田跡地とした。手順 (3) 市有林全体を5m×5mのメッシュで区切り、路網データ及び調査不適地データと重なる地点を除外した。路網データは路網維持のための草刈り等の影響を除外するため左右10mのバッファを適用した。手順 (4) 現地踏査から主要な下層植生データとしてシダ群落及びそれ以外の群落の2つに分けた。手順 (5) 上記の手順 (3) で作成したメッシュデータを累積流量データ及び流向データと主要な下層植生データを基に32種類のエコトープに分類した。手順 (6) 32種類のエコトープに該当するメッシュデータに固有番号を振り分け、その後各エコトープが占める面積割合に基づき、ランダムに調査実施ポイントを決定した。以上より、合計52の調査実施ポイントを決定した。

2.3 下層植生の調査

各調査実施ポイントにおける下層植生の調査は、2019年の事前調査から落葉後から展葉前を除き下層

植生に大きな変化がないことを確認したため、2020年6月に1度の実施とした。各調査実施ポイントにおいて3m×3mのコドラートを設置し、植生の優占度と植被率を算出した。算出にあたっては下層植生の多層構造を考慮し、3m×3mのコドラートを0.5m目（以下、0.5mセル）に区切り（合計36セル）、それぞれについて地表から高さ0.5m及び1.5mで植生の優占度を判定した。優占度の判定はPinto et al. (2018) による植生の生活形に基づき、広葉草本、イネ科草本、低木、シダ、裸地、及びリターの6タイプを適用した。地表高0.5m及び地表高1.5mのそれぞれにおいて、6タイプの優占度を合計したものを下層植生の植被率とした。なお、コドラート内の木本については、コドラートに0.2m目（以下、0.2mセル）の2m×3mのネットを垂直設置し（Figure 2）、木本が少なくとも半分以上を占める0.2mセルの数から、全セル数（合計150）に対する割合を求め、それを木本密度とした。



Figure 2. 設置したコドラート内で木本密度の調査用に垂直設置した2m×3mのネット

2.4 クモのサンプリング

各調査実施ポイントにおいて木本（低木）層及び草本層からクモのサンプリングを行なった。なお、木本（低木）層及び草本層は調査実施ポイントで優占しているかに関わらず、クモをサンプリングした植生を指す。同定可能なクモの成体は晩春から初夏にかけてと初秋にかけて集中的に発生するため（Miyashita, Takada, & Shimazaki, 2004）、サンプリングは6月と10月の2回行なった。なお、サンプリング手法はHaraguchi & Tayasu (2016) に基づいた。すなわち、コドラート内の高さ1m以上の低木に対して15回ずつ棒で叩くビーティングを行

い、落下してきたクモは木本（低木）層をハビタットとするクモとしてサンプリングした。また、コドラートの隅に1m×1mのサブコドラートを設置し、高さ1m以下の草本層を対象に15分間見つけどりを行ない、それらは草本層をハビタットとするクモとしてサンプリングした。なお、孵化直後の幼体の過剰なサンプリングによる影響を防ぐため、サンプリングされたクモは成体のみを種まで同定した。

次に、Root (1967) に基づき、同じ種類の環境資源を同様の方法で使用する種のグループとして、生態的ギルド（以下、ギルド）で分類した。その際、同定したクモは科ごとにギルドに分類した。同じ科に含まれていても生態の異なる種が一部に存在すると考えられるが、一方でCardoso, Pekar, Jocque, & Coddington (2011) の研究からは科レベルで分類されたギルドは生態を反映するにあたり統計的に適切であるとの可能性が指摘されている。以上を踏まえ、本研究ではクモの分類にあたり各種の持つ生態的特徴を捉えるためにギルド数に注目した。

2.5 人為的介入の算出

本研究では、人為的介入を以下の2つに定義した。1つ目は人間活動による影響があったときからの経過時間、そして2つ目は人間活動による影響があった地点からの空間的距離である。人間活動による影響があったときからの経過時間として、林齢及び間伐からの経過年数を特定した。林齢及び間伐からの経過年数は2017年の森林簿データに基づいた。また、人間活動による影響があった地点からの距離として、路網からの距離を算出した。路網からの距離は、調査実施ポイントの選定にあたり作成した路網データから各調査実施ポイントまでの水平距離と定義して算出した。路網からの距離の算出にはEsri ArcGIS Desktop 10.7.1を使用した。

2.6 データ解析

下層植生の植被率及び種組成を基に下層植生群落を定義するため、各コドラートの木本密度、6タイプの下層植生の優占度（地表高0.5mと地表高1.5m）を用いてPearsonの積率相関係数を求め、データの相関関係を確認した。次にそれらから変数を選択して階層的クラスタ分析を行った。その際、それぞれの変数を標準化した。クラスタ間の距離はWard法

で定義し、間隔尺度はユークリッド平方距離を指定した。その後、クラスタ凝集過程における凝集係数の増加傾向から適切なクラスタ数を定め、各クラスタを下層植生群落として定義した。

さらに、定義した下層植生群落間でクモの多様性を比較した。その際、クモの合計個体数、ギルド数、及び各ギルドの個体数を用いてKruskal-Wallis検定を適用した。次に、Kruskal-Wallis検定によるP値($P < 0.1$)に基づき、Bonferroni補正の上でMann-WhitneyのU検定を行い、下層植生群落間におけるクモの多様性の違いを多重比較した。

定義した下層植生群落と人為的介入の関係を明らかにするため、はじめに人為的介入を示すデータとして、林齢、間伐からの経過年数、そして路網からの距離の3つを用いてPearsonの積率相関係数を求め、データの相関関係及びVariance Inflation Factor (VIF)を用いて多重共線性を検証した。以上より、Pearson相関の積率相関係数が $-0.8 < r < 0.8$ となるデータの組み合わせを特定した。次に、人為的介入に関係する、林齢、間伐からの経過年数、及び路網からの距離を独立変数として正準判別分析を行い、下層植生群落が人為的介入により予測可能かを検証した。また、正準判別分析にあたり全ての独立変数を使用した。以上の分析にはIBM SPSS Statistics 26を用いた。

3 結果

層化抽出されたうち、3つの調査プロットについては急傾斜地であり調査が困難であること、及び空中写真からの判読に誤りがあったこと（針葉樹林ではなく広葉樹林だったこと）が詳細な踏査で明らかになった。このため、調査が不可能なプロットとして除外し、合計49のコードラートのデータを用いた。

3.1 下層植生群落の定義

植生調査で得られたデータから、低木密度と地上高1.5mでの木本（低木）の優占度（1.5m Sh優占度）に強い負の相関が示された ($r = 0.893, P < 0.01$)。また、1.5m Sh優占度と地上高1.5mでの広葉草本の優占度（以下、1.5m Fb優占度）に負の相関が示された ($r = -0.562, P < 0.01$)。一方で、1.5m Fb優占度と1.5m Fe優占度には相関は示されなかった ($r = 0.217, P > 0.05$)。6タイプの下層植生について、

それぞれの優占度の関係から、低木、広葉草本、及びシダという3つのタイプで異なる傾向が示された。以上より、階層的クラスタ分析は変数として下層植生の地表高0.5mにおける植被率（以下、0.5m植被率）、1.5m Fb優占度、1.5m Sh優占度、及び1.5m Fe優占度を用いた。なお、0.5m植被率は下層植生のうち草本層の特徴を反映するために、そして1.5m Fb優占度、1.5m Sh優占度、及び1.5m Fe優占度はコードラートにおける下層植生全体の特徴・傾向を反映するために選択した。

クラスタ凝集過程における凝集係数の増加傾向から、下層植生群落として3つのクラスタを特定した (Figure 3)。すなわち、全コードラートはクラスタ1に14地点、クラスタ2に21地点、クラスタ3に14地点が分類された。その結果、クラスタ1を木本及び草本のいずれも植被率が低い群落（以下、低被度群落）、クラスタ2を低木群落、クラスタ3をシダ・広葉草本群落とした。それぞれのクラスタでは下層植生の特徴が顕著だった (Figure 4)。

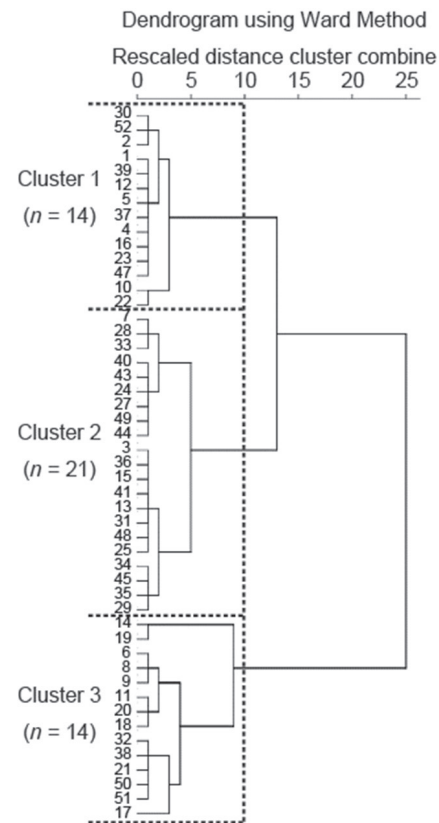


Figure 3. 階層的クラスタ分析により作成されたデンドログラム。縦軸のラベルはコードラートに与えられた固有の番号を示す。破線はクラスタ数3で分類した結果を示す。図中のCluster 1はクラスタ1（低被度群落）、Cluster 2はクラスタ2（低木群落）を、そしてCluster 3はクラスタ3（シダ・広葉草本群落）を示す。

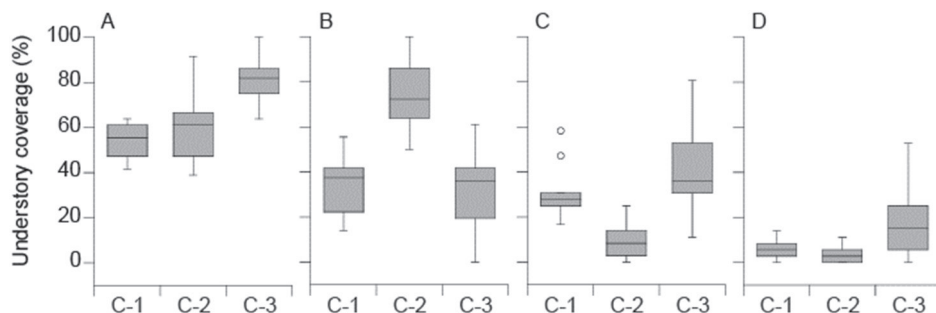


Figure 4. 階層的クラスタ分析で分類された各クラスタにおける下層植生の優占度
 Aは地表高0.5 mでの植被率 (0.5 m植被率)、Bは地上高1.5 mでの低木の優占度 (1.5 m Sh優占度)、Cは地上高1.5 mシダ優占度 (1.5 m Fe優占度)、そしてDは地上高1.5 mでの広葉草本の優占度 (1.5 m Fb優占度) を指す。また、図中のC-1はクラスタ1 (低被度群落)、C-2はクラスタ2 (低木群落) を、そしてC-3はクラスタ3 (シダ・広葉草本群落) を示す。ボックスの太線は中央値を示す。ボックスの上端及び下端は、それぞれ上位四分位点と下位四分位点を示す。ボックスの上底と下底からのびるラインは外れ値 (図中の○) を除いた最大値と最小値を示す。

3.2 下層植生群落間におけるクモの多様性の比較

6月及び10月の調査により合計1,386個体 (成体325個体、幼体1,061個体) のクモがサンプリングされ (Appendix 1)、クモの成体325個体は、16科57種に分類された (学名表記は谷川 (2020) に基づく)。6月にサンプリングされたクモ648個体のうち262個体 (約40%) が成体で、10月はクモ738個体のうち63個体 (約9%) が成体だった。ビーティングにより木本 (低木) 層からサンプリングされたクモ603個体のうち132個体 (約22%) が成体で、見つけどりにより草本層からサンプリングされたクモ783個体のうち193個体 (約25%) が成体だった。サンプリングしたクモは、Orbweavers (以下、OW)、Space web builders (以下、SW)、Foliage runners (以下、FR)、及びAmbushers/Stalkers (以下、AS) の4つのギルドに分類した。ギルドの分類は、Rodrigues & Mendonca (2012) 及びHaraguchi & Tayasu (2016) に基づいた。OWは2次元の網を構築し、カラカラグモ科 (Theridiosomatidae)、コガネグモ科 (Araneidae)、アシナガグモ科 (Tetragnathidae)、及びウズグモ科 (Uloboridae) が含まれる。SWは3次元の網を構築し、ユウレイグモ科 (Pholcidae)、ヒメグモ科 (Thelidiidae)、及びサラグモ科 (Linyphiidae) が含まれる。FRは積極的に獲物を求め徘徊し、タマゴグモ科 (Oonopidae)、フクログモ科 (Clubionidae)、ネコグモ科 (Trachelidae)、及びコマチグモ科 (Cheiracanthidae) が含まれる。ASは網を構築せず待ち伏せにより獲物を捕獲し、セ

ンショウグモ科 (Mimetidae)、キシダグモ科 (Pisauridae)、カニグモ科 (Thomisidae)、エビグモ科 (Philodromidae)、及びハエトリグモ科 (Salticidae) が含まれる。

クモの種別では、ビーティングにより木本 (低木) 層からサンプリングされたクモは45種 (約79%) で、見つけどりにより草本層からサンプリングされたクモは33種 (約58%) だった。また、木本 (低木) 層のみからサンプリングされたクモは24種 (約42%)、草本層のみからサンプリングされたクモは12種 (約21%)、及び木本 (低木) 層と草本層の両方からサンプリングされたクモは21種 (約37%) だった。階層的クラスタ分析で分類したうち、低被度群落 (クラスタ1) からサンプリングされたクモは28種 (約49%)、低木群落 (クラスタ2) からサンプリングされたクモは49種 (約86%)、及びシダ・広葉草本群落 (クラスタ3) からサンプリングされたクモは24種 (約42%) だった。また、低被度群落 (クラスタ1) のみからサンプリングされたクモは4種 (約7%)、低木群落 (クラスタ2) のみからサンプリングされたクモは18種 (約32%)、及びシダ・広葉草本群落 (クラスタ3) のみからサンプリングされたクモは2種 (約4%) だった。ギルド別では、全てのギルドが木本 (低木) 層と草本層の両方からサンプリングされた。また、全てのギルドが全ての下層植生群落からサンプリングされた。OWに属するヤマジグモ (*Ogulnius pullus* Bösenberg & Strand)、カラカラグモ (*Theridiosoma epeiroides* Bösenberg & Strand)、ハツリグモ (*Acusilas coccineus* Simon)、及びASに属するウデブトハエトリグモ

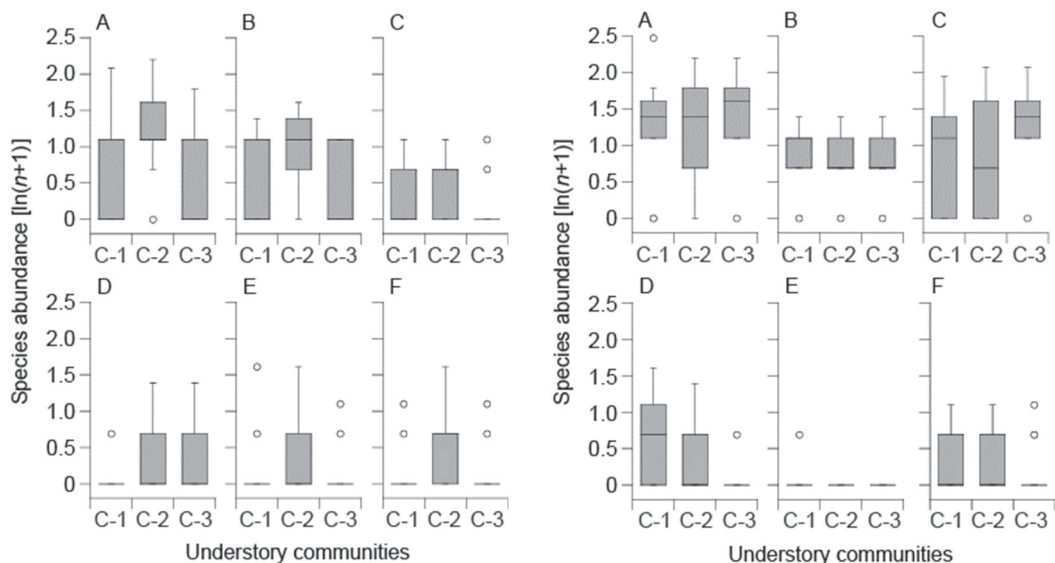


Figure 5. 6月調査における各下層植生群落のクモの基礎情報

左図は木本（低木）層で右図は草本層での結果を示し、左右それぞれの図で、Aはクモの個体数を、Bはクモのギルド数を、CはクモのうちOrb weavers (OW) の種数を、DはクモのうちSpace web builder (SW) の種数を、EはクモのうちFoliage runner (FR) の種数を、そしてFはクモのうちAmbushers/Stalkers (AS) の種数を指す。また、図中のC-1は低被度群落（クラスタ1）、C-2は低木群落（クラスタ2）を、そしてC-3はシダ・広葉草本群落（クラスタ3）を示す。ボックスの太線は中央値を示す。ボックスの上端及び下端は、それぞれ上位四分位点と下位四分位点を示す。ボックスの上底と下底からのびるラインは外れ値（図中の○）を除いた最大値と最小値を示す。

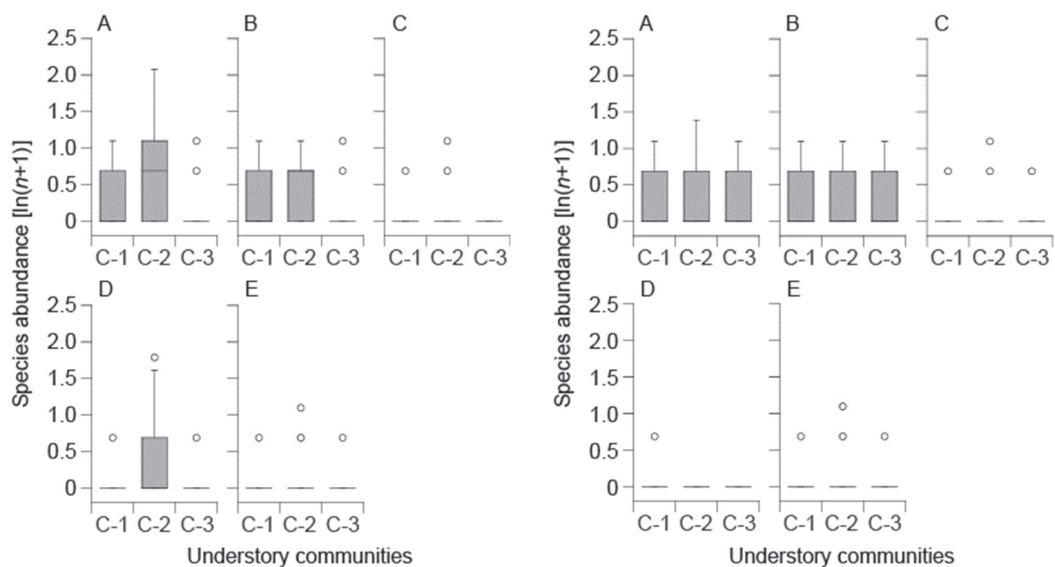


Figure 6. 10月調査における各下層植生群落のクモの基礎情報

左図は木本（低木）層で右図は草本層での結果を示し、左右それぞれの図で、Aはクモの個体数を、Bはクモのギルド数を、CはクモのうちOrb weavers (OW) の種数を、DはクモのうちSpace web builder (SW) の種数を、そしてEはクモのうちAmbushers/Stalkers (AS) の種数を指す。なお、10月調査ではクモのうちFoliage runner (FR) はサンプリングされなかった。また、図中のC-1は低被度群落（クラスタ1）、C-2は低木群落（クラスタ2）を、そしてC-3はシダ・広葉草本群落（クラスタ3）を示す。ボックスの太線は中央値を示す。ボックスの上端及び下端は、それぞれ上位四分位点と下位四分位点を示す。ボックスの上底と下底からのびるラインは外れ値（図中の○）を除いた最大値と最小値を示す。

Table 1. 2つの下層植生タイプ（木本（低木）層及び草本層）におけるクモの特徴及びその違いの分析結果

調査時期	下層植生タイプ	クモに係る項目	Kruskal-Wallis 検定統計量	自由度	P値	Bonferroni補正した Mann-WhitneyのU検定の結果(P値)		
						C1とC2の比較	C1とC3の比較	C2とC3の比較
						6月	低木層	合計個体数
		ギルド数	9.23	2	0.01 **	0.01 **	0.96	0.01 **
		OW個体数	6.08	2	0.05 **	0.02 **	0.43	0.13
		SW個体数	1.87	2	0.39	-	-	-
		FR個体数	4.63	2	0.10 *	0.07 *	0.95	0.08 *
		AS個体数	5.29	2	0.07 *	0.05 *	1.00	0.05 *
	草本層	合計個体数	1.20	2	0.55	-	-	-
		ギルド数	2.18	2	0.34	-	-	-
		OW個体数	5.12	2	0.08 *	0.05 *	0.94	0.04 **
		SW個体数	6.36	2	0.04 **	0.01 **	0.22	0.13
		FR個体数	2.50	2	0.29	-	-	-
		AS個体数	0.87	2	0.65	-	-	-
10月	低木層	合計個体数	4.90	2	0.09 *	0.04 **	0.54	0.15
		ギルド数	3.21	2	0.20	-	-	-
		OW個体数	1.35	2	0.51	-	-	-
		SW個体数	4.52	2	0.10	-	-	-
		AS個体数	0.13	2	0.94	-	-	-
	草本層	合計個体数	0.88	2	0.64	-	-	-
		ギルド数	0.66	2	0.72	-	-	-
		OW個体数	0.08	2	0.96	-	-	-
		SW個体数	2.50	2	0.29	-	-	-
		AS個体数	0.62	2	0.73	-	-	-

注：アスタリスク (*) は統計的有意性を示す (* $P < 0.1$, ** $P < 0.05$)。

(*Harmochirus insulanus* Kishida) は、基本的に林床付近に生息し、草本層のみからサンプリングされた。また、ヤマジグモ及びカラカラグモは、全ての下層植生群落からサンプリングされた。FRに属するクモは、アカハネグモ (*Orchestina sanguinea* Oi) を除いた全ての個体が木本（低木）層のみからサンプリングされた。一方、FRに属するフクログモ科の幼体 (*Clubiona* spp. Latreille) は草本層からもサンプリングされ（未集計）、ヤギヌマフクログモ (*Clubiona yaginumai* Hayashi) は全ての下層植生群落からサンプリングされた。なお、FRに属するクモは10月調査ではサンプリングされなかった。

各下層植生群落における合計個体数、ギルド数、及び各ギルドの個体数の傾向をFigure 5及びFigure 6に示した。6月の調査でサンプリングされたクモは、低木群落（クラスタ2）($n=21$) のうち、木本（低木）層の合計個体数とギルド数が他の下層植生群落より多い傾向が示された。また、下層植生群落間で木本（低木）層のOW個体数、FR個体数、及びAS個体数と草本層のOW個体数、及びSW個体数に差がある傾向が示された (Figure 5)。10月の調査でサンプリングされたクモは、下層植生群落間

で木本（低木）層の合計個体数に差がある傾向が示された (Figure 6)。

Kruskal-Wallis検定により、6月調査でサンプリングされたクモは、下層植生群落間で木本（低木）層の合計個体数、ギルド数、OW個体数、FR個体数、及びAS個体数に差があることが示された（それぞれ、 $P < 0.05$; $P < 0.05$; $P < 0.05$; $P < 0.1$ 及び $P < 0.1$) (Figure 5及びTable 1)。また、下層植生群落間で草本層のOW個体数、及びSW個体数に差があることが示された（それぞれ、 $P < 0.1$ 及び $P < 0.05$) (Figure 5及びTable 1)。10月調査でサンプリングされたクモは、下層植生群落間で木本（低木）層の合計個体数に差があることが示された ($P < 0.1$) (Figure 6及びTable 1)。上記を除く合計個体数、ギルド数及び各ギルドの個体数は、下層植生群落間で有意な差はなかった ($P > 0.1$) (Figure 6及びTable 1)。

Mann-WhitneyのU検定の結果はBonferroni補正を用いて判定した。6月調査の結果は、低被度群落（クラスタ1）($n=14$) と低木群落（クラスタ2）($n=21$) 間、及び低木群落（クラスタ2）($n=21$) とシダ・広葉草本群落（クラスタ3）($n=14$) 間において、木本（低木）層のクモの合計個体数及

びギルド数で差があることが示された（それぞれ、 $P<0.05$ 及び $P<0.05$ ）（Table 1）。以上より、低木群落（クラスタ2）（ $n=21$ ）は、低被度群落（クラスタ1）及びシダ・広葉草本群落（クラスタ3）に比べクモの多様性が高い可能性が示唆された。また、低被度群落（クラスタ1）（ $n=14$ ）と低木群落（クラスタ2）（ $n=21$ ）間で、草本層のSW個体数に差が示された（ $P<0.01$ ）。

3.3 人為的介入に基づく下層植生群落の予測

人為的介入について、林齢と間伐後年数に正の相関が示された（ $r=0.443$, $P<0.01$ ）。一方、林齢と間伐後年数を除く全ての組み合わせに相関はなかった（ $-0.3<r<0.3$, $P>0.05$ ）。なお、VIFの値が5を超えると多重共線性の傾向を有すると考えられるが（O'Brien, 2007）、いずれも1.5以下だった。

下層植生群落間におけるクモの多様性の比較より、低木群落（クラスタ2）は低被度群落（クラスタ1）及びシダ・広葉草本群落（クラスタ3）に比べてクモの多様性が高い可能性が示されたことから（Figure 5及びFigure 6）、低木群落（クラスタ2）（ $n=21$ ）とその他の下層植生群落（低被度群落（クラスタ1）とシダ・広葉草本群落（クラスタ3）の合計）（ $n=28$ ）の2つのグループに対して、3つの独立変数（Table 2）を用いて正準判別分析を行った。その結果、全体で約79.6%の下層植生群落が正

Table 2. 2つの下層植生群落グループに対する正準判別分析で用いた独立変数と標準化された正準判別関数係数

独立変数	標準化された 正準判別関数係数
	関数1
林齢	0.78
間伐後年数	-0.42
路網からの距離	0.97
グループ重心の関数	
低木	-1.01
その他	0.76

Table 3. 2つの下層植生群落グループに対する正準判別分析の結果

	予測された下層植生群落		
	低木群落	その他の群落	合計
元の下層植生群落	低木群落	3	21
	その他の群落	7	28
	86%	14%	100%
	25%	75%	100%

全体の正答率は79.6%

しく分類され（Table 3）、低木群落（クラスタ2）とその他の下層植生群落間で人為的介入の影響が異なることが示された。以上より、人工林内の異なる下層植生群落間でクモの多様性が異なるという仮説は支持された。

4 考察

本研究ではクモの多様性について、種組成、ギルド数、及び各ギルドの個体数により構成されているものとした。種組成については、低木層または草本層に限定して生息する種は林床付近に生息する種を除いて少ない可能性が示された。これは低木層と草本層の定義が関係していると考えられた。すなわち、本研究では低木層及び草本層に生息するクモの定義として地表からの高さを基準にしたサンプリング方法に基づいたが、下層植生をハビタットとして生息しているクモは地表からの高さに関わらず生息しており、低木層または草本層に限定して生息する種は少ないと考えられた。Abraham (1983) は、低木層と草本層におけるクモの種組成に大きな差がない可能性を示しており、本研究の結果を支持している。しかし、Richardson & Hanks (2009) は、多年生植物は一年生植物がもたらす植生の空間構造より多くのハビタットを提供している可能性を示し、クモの種組成と下層植生の種組成が関連していることを示唆した。本研究では調査しなかったものの、シダと低木を比較するとき茎部の硬度を比較する等のハビタットとしての特徴も重要になるだろう。

下層植生群落間でのクモの種組成については、低木群落からサンプリングされた種数は本研究でサンプリングされた種数の約85%を占め、低木群落（クラスタ2）のみからサンプリングされた種数は約32%を占めた（Appendix 1）。この結果から、低木群落（クラスタ2）では、他の下層植生群落に比べクモの種数が多かったものの、本研究では特定の下層植生からサンプリングされた種が特定の下層植

生群落に選好性を有しているかを証明するには至らなかった。より長期的な観察により、ハビタットへの選好性が明らかになるだろう。

低木層のギルド数及び各ギルドの個体数について、低木群落（クラスタ2）における低木層からサンプリングされたクモのギルド数は、他の下層植生群落に比べ多いことが示された（Table 1）。つまり、低木層の存在がハビタットとなりクモの多様性に寄与している可能性が示された。さらに、各ギルドの個体数は低木層からサンプリングされたOW個体数、FR個体数及びAS個体数に関して、下層植生群落間で差があり（Table 1）、低木層が複数ギルドに対しハビタットを提供することで、低木群落（クラスタ2）においてクモの多様性が高くなる可能性が示唆された。

草本層のOW個体数は、各下層植生群落における傾向から、シダ・広葉草本群落（クラスタ3）において多かった（Table 1）。OWに属するクモでサンプリング頻度の高かったカタハリウズグモ（*Octonoba sybotides* Bösenberg & Strand）について、初芝・石井・寺内・池田（2017）はエサ資源としてハエ目（Diptera）を中心に捕食している可能性を示しているが、シダ・広葉草本群落（クラスタ3）が形成されやすい立地と人工林内におけるハエ目の主要な発生場所が、草本層のOW個体数に関係していると考えられた。草本層のSW個体数は、シダ・広葉草本群落（クラスタ3）に比べ低被度群落（クラスタ1）において多いことが示された（Table 1）。これは、下層植生の植被率が低いことで網の障害が少なくなること、及び地表付近に飛来するエサ資源としての昆虫が増加することが関係していると考えられた（Takada, Baba, Yanagi, Terada, & Miyashita, 2008）。SWに属するクモの多くを占めるヒメグモ科について、Nyffeler（1999）の研究からハチ目（Hymenoptera）及びヨコバイ亜目（Homoptera）を中心に捕食している可能性が示された。下層植生群落間における草本層のOW個体数及びSW個体数の傾向の違いは、植生の空間構造及び主要な捕食対象の違いが原因であると考えられた。

人為的介入について、下層植生群落の形成はその影響を受けている可能性が示されたことから、人為的介入が植生の空間構造を介してクモの多様性に与える間接効果の検証が可能であると考えられた。

本研究では、人工林における植生の空間構造として下層植生に注目した。したがって、下層植生を除く人工林の主要な植生の空間構造であるリター、植栽木の幹及び樹冠が提供するハビタット構造の全てについて、本研究の結果から言及することができない。Larrivé & Buddle（2009）の研究から、樹冠と下層植生で生息するクモの種組成が異なること、及び樹冠のクモの多様性は樹種間で異なることが示されているが、人工林において植生の空間構造と生物多様性の関係を掘り下げて解明するためには、植栽木の樹幹及び樹冠を対象とした長期的な調査が必要になる。

研究倫理的な配慮

本研究は主にクモを対象にしており、それに関する研究倫理に基づいた。

利益相反

利益相反の有無：無

謝辞

調査候補地の紹介、現地調査の許可、及び市有林の資料を提供いただいた飯能市産業環境部森林づくり推進課の方々に感謝申し上げます。また、研究方針についてご意見をいただいた地方独立行政法人大阪府環境農林水産総合研究所の原口岳氏と若手蜘蛛屋の会の方々、及び一部クモの種を同定いただいた東京大学大学院農学生命科学研究科の谷川明男氏にも感謝申し上げます。加えて、適用する統計解析について多くのご助言をいただいた早稲田大学人間科学学術院の内藤梨沙氏にも感謝申し上げます。

引用文献

- Abraham, B. J. (1983) Spatial and temporal patterns in a sagebrush steppe spider community (Arachnida, Araneae). *Journal of Arachnology*, 11(1), 31-50.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P. & Sayer, J. (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*. 17(5), 925-951.

- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R. & Coddington, J. A. (2011) Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PloS one*. **6**(6), e21710.
- 飯能市 (2018) 「第6次飯能市森林整備計画」. 飯能市役所 <<https://www.city.hanno.lg.jp/article/detail/2859>> (2022年3月16日).
- Haraguchi, T. F. & Tayasu, I. (2016) Turnover of species and guilds in shrub spider communities in a 100- year postlogging forest chronosequence. *Environmental Entomology*. **45**(1), 117-126.
- Hatley, C. L. & Macmahon, J. A. (1980) Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology*. **9**(5), 632-639.
- 初芝伸吾・石井智陽・寺内優美子・池田博明 (2017) ウズグモの採餌. *Kishidaia*. **111**, 6-9.
- Ishii, H. T., Maleque, M. A. & Taniguchi, S. (2008) Line thinning promotes stand growth and understory diversity in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations. *Journal of Forest Research*. **13**(1), 73-78.
- Ito, S., Ishigami, S., Mitsuda, Y. & Buckley, G. P. (2006) Factors affecting the occurrence of woody plants in understory of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations in a warm-temperate region in Japan. *Journal of Forest Research*. **11** (4), 243-251.
- 国土交通省 (2020) 「国土数値情報 (森林地域データ)」. 国土交通省 <<https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-A13.html>> (2022年3月16日).
- Larrivee, M. & Buddle, C. M. (2009) Diversity of canopy and understory spiders in north - temperate hardwood forests. *Agricultural and Forest Entomology*. **11** (2), 225-237.
- Miyashita, T., Takada, M. & Shimazaki, A. (2004) Indirect effects of herbivory by deer reduce abundance and species richness of web spiders. *Ecoscience*. **11** (1), 74-79.
- Nyffeler, M. (1999) Pley selection of spiders in the field. *The Journal of Arachnology*. **27**, 317-324.
- O'brien, R. M. (2007). A caution regarding rules of thumb for variance inflation factors. *Quality & quantity*. **41** (5), 673-690.
- Pinto, C. M., Santoandre, S., Zurita, G., Bellocq, M. I., & Filloy, J. (2018) Conifer plantations in grassland and subtropical forest: Does spider diversity respond different to edge effect?. *Journal of Forest Research*, **23**(5), 253-259.
- Prieto-Benitez, S. & Mendez, M. (2011) Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae) : A meta-analysis. *Biological Conservation*. **144**(2), 683-691.
- Richardson, M. L. & Hanks, L. M. (2009) Effects of grassland succession on communities of orb-weaving spiders. *Environmental Entomology*. **38**(6), 1595-1599.
- Rodrigues, E. N. L. & Mendonca, M. S. (2012) Spider guilds in the tree-shrub strata of riparian forests in southern Brazil. *The Journal of Arachnology*. **40**(1), 39-47.
- Root, R. B. (1967) The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs*. **37**(4), 317-350.
- Takada, M., Baba, Y. G., Yanagi, Y., Terada, S. & Miyashita, T. (2008) Contrasting responses of web-building spiders to deer browsing among habitats and feeding guilds. *Environmental Entomology*. **37**(4), 938-946.
- 谷川明男 (2020) 日本産クモ類目録 ver. 2020 R3. *Kishidaia*. **117**, 162-238.
- Uetz, G. W. (1991) Habitat structure and spider foraging. In: Bell, S. S., McCoy, E. D. & Mushinsky H. R. (eds). Habitat structure. Population and Community Biology Series, Vol 8. Springer, Dordrecht. pp325-348.

Appendix 1. 6月及び10月の調査で2つの下層植生タイプ（木本（低木）層及び草本層）からサンプリングされたクモの個体数と各下層植生群落におけるクモの個体数。C1はクラスタ1（低被度群落）を、C2はクラスタ2（低木群落）を、そしてC3はクラスタ3（シダ・広葉草本群落）を指す。

科名及び種名	個体数						
	6月		10月		C1	C2	C3
	低木層	草本層	低木層	草本層			
Oonopidae							
<i>Orchestina sanguinea</i> Oi 1955	1	1	0	0	1	1	0
Pholcidae							
<i>Pholcus crypticolens</i> Bösenberg & Strand 1906	2	8	0	0	3	7	0
Thelidiidae							
<i>Argyrodes bonadea</i> (Karsch 1881)	2	0	0	0	0	1	1
<i>Argyrodes cylintatus</i> Thorell 1898	1	0	0	0	0	0	1
<i>Argyrodes kumadai</i> Chida & Tanikawa 1999	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ariamnes cylindrogaster</i> Simon 1889	1	1	0	0	0	1	1
<i>Episinus nubilus</i> Yaginuma 1960	0	3	0	0	1	2	0
<i>Moneta caudifera</i> (Dönitz & Strand 1906)	2	1	0	0	0	3	0
<i>Neospintharus fur</i> (Bösenberg & Strand 1906)	0	1	3	0	1	3	0
<i>Neospintharus nipponicus</i> (Kumada 1990)	0	1	0	0	0	1	0
<i>Okumaella okumae</i> (Yoshida 1988)	0	2	0	0	0	1	1
<i>Parasteatoda corrugata</i> Yoshida 2016	0	1	0	0	1	0	0
<i>Parasteatoda culicivora</i> (Bösenberg & Strand 1906)	0	6	0	0	5	1	0
<i>Parasteatoda kompirensis</i> (Bösenberg & Strand 1906)	2	2	0	0	1	0	3
<i>Phoroncidia pilula</i> (Karsch 1879)	1	0	10	0	0	10	1
<i>Phycosoma mustelinum</i> (Simon 1889)	1	1	3	0	2	3	0
<i>Platnickina sterninotata</i> (Bösenberg & Strand 1906)	2	1	0	0	0	3	0
<i>Rhomphaea labiata</i> (Zhu & Song 1991)	3	1	0	0	2	2	0
<i>Rhomphaea sagana</i> (Dönitz & Strand 1906)	1	4	0	1	3	1	2
<i>Takellina sadamotoi</i> Yoshida & Ogata 2016	0	0	3	0	1	2	0
Theridiosomatidae							
<i>Ogulnius pullus</i> Bösenberg & Strand 1906	0	36	0	1	9	15	13
<i>Theridiosoma epeiroides</i> Bösenberg & Strand 1906	0	7	0	4	1	4	6
Araneidae							
<i>Acusilas coccineus</i> Simon 1895	0	4	0	0	1	3	0
<i>Araneus pentagrammicus</i> (Karsch 1879)	1	0	0	0	0	1	0
<i>Cyclosa argenteoalba</i> Bösenberg & Strand 1906	0	0	1	0	0	1	0
<i>Cyclosa sedeculata</i> Karsch 1879	2	1	2	4	0	7	2
<i>Cyrtarachne yunoharuensis</i> Strand 1918	2	0	0	0	0	2	0
<i>Plebs astridae</i> (Strand 1917)	0	3	0	0	1	1	1
Mimetidae							
<i>Australomimetes japonicus</i> (Uyemura 1938)	1	0	0	0	0	1	0
<i>Ero japonica</i> Bösenberg & Strand 1906	0	1	0	0	0	1	0

Appendix I. つづき。

科名及び種名	個体数						
	6月		10月		C1	C2	C3
	低木層	草本層	低木層	草本層			
Tetragnathidae							
<i>Leucauge subblanda</i> Bo¨senberg & Strand 1906	8	1	0	0	1	6	2
Linyphiidae							
<i>Neriere longipedella</i> (Bo¨senberg & Strand 1906)	0	0	1	0	0	1	0
<i>Neriere radiata</i> (Walckenaer 1842)	1	0	0	0	0	0	1
Uloboridae							
<i>Hyptiotes affinis</i> Bo¨senberg & Strand 1906	0	0	1	1	1	1	0
<i>Miagrammopes orientalis</i> Bo¨senberg & Strand 1906	2	0	0	0	2	0	0
<i>Octonoba sybotides</i> (Bo¨senberg & Strand 1906)	10	64	0	2	20	27	29
Pisauridae							
<i>Dolomedes sulfureus</i> L. Koch 1878	1	0	0	0	1	0	0
Thomisidae							
<i>Diaea subdola</i> O. P. -Cambridge 1885	6	0	0	0	1	4	1
<i>Ozyptila matsumotoi</i> Ono 1988	1	0	0	0	0	1	0
<i>Synema chikunii</i> Ono 1983	5	5	0	0	3	3	4
<i>Tmarus piger</i> (Walckenaer 1802)	0	0	1	8	2	5	2
<i>Xysticus croceus</i> Fox 1937	2	5	0	0	3	3	1
<i>Xysticus transversomaculatus</i> Bo¨senberg & Strand 1906	0	0	1	1	1	0	1
Clubionidae							
<i>Clubiona japonica</i> L. Koch 1878	1	0	0	0	0	1	0
<i>Clubiona yaginumai</i> Hayashi 1989	16	0	0	0	4	10	2
Trachelidae							
<i>Trachelas japonicus</i> Bo¨senberg & Strand 1906	4	0	0	0	0	3	1
Cheiracanthidae							
<i>Cheiracanthium erraticum</i> (Walckenaer 1802)	1	0	0	0	0	1	0
<i>Cheiracanthium eutittha</i> Bo¨senberg & Strand 1906	1	0	0	0	1	0	0
Philodromidae							
<i>Philodromus subaureolus</i> Bo¨senberg & Strand 1906	3	0	0	0	0	3	0
<i>Tibellus japonicus</i> Efimik 1999	1	2	0	0	0	2	1
Salticidae							
<i>Evarcha albaria</i> (L. Koch 1878)	0	0	0	1	0	1	0
<i>Harmochirus insulanus</i> (Kishida 1914)	0	2	0	0	0	2	0
<i>Helicium cyrindratus</i> (Karsch 1879)	1	2	4	1	0	8	0
<i>Phintella abnormis</i> (Bo¨senberg & Strand 1906)	2	0	0	0	0	2	0
<i>Phintella bifurcilinea</i> (Bo¨senberg & Strand 1906)	2	0	0	0	0	1	1
<i>Plexippoides doenitzi</i> (Karsch 1879)	0	1	7	1	4	3	2
<i>Rhene atrata</i> (Karsch 1881)	1	0	0	0	0	1	0