

札幌市内孤立林に侵入した特定外来種オオハンゴンソウの 頭花生産に影響する環境要因と駆除活動の効果

松井 晋^{1*}, 池田怜哉¹, 天野真滉¹, 竹中万紀子¹

Environmental factors affecting flower production of invasive alien species *Rudbeckia laciniata* L. and effects of the removal in a fragmented forest at Sapporo, Japan

Shin MATSUI^{1*}, Reiya IKEDA¹, Mahiro AMANO¹, and Makiko TAKENAKA¹

¹Department of Biology, School of Biological Sciences, Tokai University

Abstract

To eradicate an invasive alien plant *Rudbeckia laciniata* L. in the experimental forests of Tokai University at Sapporo, Hokkaido, Japan, we removed the aerial parts in 2020 and both aerial and subterranean parts in 2021 and 2022 for all the plants detected within the fragmented forest. The total numbers of the plants with flowers in 2022 was drastically decreased after removal of both aerial and subterranean parts of the plants in the previous year. Total wet weight of eliminated the plants with flowers approximately 95% decreased from 2020 (12.1 kg) to 2022 (0.5 kg) in contrast to the plants without flowers that the wet weight was about 59% decreased from 2020 (7.2 kg) to 2022 (2.9 kg). Our results suggest the necessity for continuous removal including subterranean parts of the plants to eradicate *R. laciniata* in agreement with previous studies.

Key words : eradication, Hokkaido, invasive alien species, removal of subterranean parts

¹ 東海大学生物学部生物学科

* Corresponding author, Email : smatsui@tsc.u-tokai.ac.jp

1. はじめに

特定外来生物に指定されているオオハングソウ *Rudbeckia laciniata* L. は北アメリカ原産のキク科の多年生草本で、明治中期に観賞用として日本に導入され、現在では野生化して北海道から沖縄までほぼ全国に分布し、本州中部以北の寒冷な地域に大きな群落が見られる¹⁾。オオハングソウは自然度の高い湿原や河畔林に定着し、在来植物への影響が懸念されることから、「北海道ブルーリスト 2010」ではカテゴリ A2 の外来種として掲載されている²⁾。

オオハングソウの駆除活動は全国各地で行われており、その取り組みや効果が多数報告されている（北海道^{3), 4)}、青森県⁵⁾、宮城県⁶⁾、長野県^{7), 8)}、神奈川県^{9), 10), 11), 12), 13)}、鳥取県¹⁴⁾、大分県¹⁵⁾）。北海道では、札幌市円山、北海道大学構内、雨竜沼登山道、利尻島、支笏湖、旭川市などでオオハングソウの活発な駆除活動が進められている²⁾。オオハングソウは少なくとも 1990 年代初めには札幌市内に侵入していたと考えられており、円山公園では 2008 年からの継続的な防除によって大群落は消失して減少傾向にあり、近年では西岡公園や豊平公園で毎年小規模な繁殖、平岡公園・前田森林公園・百合が原公園・中島公園では年により発生が確認されている¹⁶⁾。

オオハングソウの駆除は、地上部のみ刈り取って除去するだけでなく、地下部に根塊が残らないように丁寧に抜き取ると効果が高い^{4), 8), 10)}。北海道における苗の育成による実験では、オオハングソウは秋に播種された種子は翌年には開花せず、播種後 2 回目の冬を経て 7～8 月にかけて全個体が開花したことから、播種から開花まで 2 年を要することが示されている⁴⁾。この実験では、年 2 回（6, 8 月）の地上部の刈り取りによってオオハングソウの開花と結実を確実に抑制できた⁴⁾。一方で、年 3 回（6, 8, 10 月）にわたって地上部の刈り取りを行っても、2 年生苗の地下部にみられる長い側根の集合体の乾燥重量は、刈り取りを行わなかった区画と比べて有意な差は認められず、地下部を消耗させることができなかった⁴⁾。また、オオハングソウは地上部のすべてや地下部の多くを失っても一定量の残存した根塊から地上部を再生できることから、地上部を刈り取って開花や結実の防ぐことで分布拡大を抑制する効果はあるが、根絶を目指す場合には地下部からの引き抜きを経年的に実施す

ることが効果的だと考えられている¹⁰⁾。

日本に定着したオオハングソウの開花までの年数がはっきりわかっていなかったが、前述の栽培実験で播種から開花まで 2 年を要し、発芽した年の非開花株は草高約 15 cm 程度までしか成長しないことが報告された⁴⁾。このためオオハングソウが定着した地域では、草高の低い当該年に発芽した非開花株と、発芽から 2 年以上経過した草高の高い開花株が混在していると考えられる。しかし日本に定着したオオハングソウの開花株と非開花株の成長パターンの違いを野外で比較した研究はほとんどない。また、埋土種子を形成するオオハングソウ³⁾において、ある年に発芽した非開花株は、前年の秋に生産された種子由来ではなく、2 年以上前に生産された埋土種子から出現する可能性もある。つまり、特定の年にオオハングソウの開花株と非開花株を全て地下部から抜き取って駆除しても、翌年以降も土壤中に蓄えられた埋土種子から発芽した個体が非開花株として出現する可能性があり、短期的な駆除では根絶は難しいと予想される。このため埋土種子によってオオハングソウが個体群を復元させるポテンシャルをもっているのかを検証するためには、全株を抜き取りにより駆除した翌年でも非開花株数は高い値を維持しているのかを調べる必要がある。オオハングソウの経年的な駆除活動の効果を検証するためには、野外でみられる非開花株と開花株の発生量や成長パターンやの違いに着目する必要がある。

散布のための特別な器官をもたないオオハングソウの種子は、親株周辺の地表に散布されることが多いと考えられており、地表面に近い浅い地中ではほとんどの種子が発根し、土中に深く埋まるほど埋土種子が形成される割合が高くなることが実験的に示されている³⁾。また、種分布モデルによる分析では、道路の密度が高いほどオオハングソウの出現率が高くなることから、本種は道路を経由した人為的な種子の移送が定着場所の拡大に関与していることが示唆されている¹⁷⁾。種子の人為的な移送を示唆する別の事例として、札幌市・江別市・北広島市にまたがる野幌森林公園では、オオハングソウが散策路沿いに帯状に分布していることから、種子は人に付着して運搬されている可能性が指摘されている¹⁸⁾。また、野幌森林公園ではオオハングソウの散策路上の分布地点における樹冠開空度は、分布地点以外の散策路からランダムに抽出

した場所よりも有意に高かった¹⁸⁾。これらのことからオオハンゴンソウは、開けた環境に人為的な影響で種子を拡散させて定着していくと考えられる。

森林生態系において植物が利用できる光環境は一樣ではない。例えば、樹冠が閉鎖した林内では林床植物の成長に利用可能な光合成有効放射量が低下する。一方で、林縁などの樹冠開空度の高い場所は、成長の速い先駆植物に適した強い光条件になる傾向がある。森林生態系に侵入したオオハンゴンソウが花や種子の生産コストを伴う有性生殖によって新たな個体群を形成、維持、さらに分布を拡大させていく際、オオハンゴンソウの光利用特性に適合した環境下で成長した株ほどより繁殖生産が高くなることが予想される。また、高い株密度は同種内の資源獲得競争を上昇させることで個々の植物の繁殖生産を低下させる可能性もある。そこで本研究では、オオハンゴンソウの1株あたりの頭花数は、利用可能な光合成有効放射量が減少する樹冠鬱閉率が高い場所や、同種内で資源獲得競争がより強く作用する可能性のある株密度が高い場所ほど減少するという仮説を立てて検証した。

東海大学の札幌キャンパス実験林内にある光風園は、住宅地に取り囲まれた孤立林で、オオハンゴンソウは2000年から2001年の生物種調査では記録されていなかったが¹⁹⁾、2013～2014年の調査では少数が記録された²⁰⁾。そして、2020年8月に光風園内で種子をつけた個体が多数見られた。そこで本研究では、オオハンゴンソウの分布と駆除株数の変化、頭花生産と生育環境の関係、開花株と非開花株の成長パターンの違いや発生量の年変化を明らかにすることを目的として野外調査を実施した。また、2020年には地上部の刈り取り、2021年と2022年には地下部からの抜き取りによる駆除活動を実施して、2020年と2021年に異なる手法で実施したオオハンゴンソウの駆除活動の効果を、それぞれ翌年のオオハンゴンソウの生育状況により考察した。

2. 方法

2-1. 調査地

調査は、東海大学札幌キャンパス実験林内の光風園と呼ばれている樹林地（北海道札幌市南区、42° 59' 29" N, 141° 19' 24"）で実施した。この樹林地の面積は約14 haで、西側から東側までの標高差は約

45 mである。北側（標高142 m）と南側（標高171 m）のふたつのピークの間には沢が東西に流れ、4本の小さい流入沢がある。1年に1、2回の草刈りが行われ、林内には歩道が整備されている。

調査地の森林は高木層がミズナラ、シラカンバ、ウダイカンバ、ハリギリ、キタコブシなど、中木層がオニグルミやエゾノバココヤナギなど、低木層がヤマゲワやマユミなどで構成される二次林で、西側の歩道の起点付近にはアカナラ、東側に位置する池周辺にはヨーロッパトウヒやスギが植栽された一角がある。沢に面した傾斜地にはクマイザサやハイイヌガヤが群生し、日当たりのよいなだらかな斜面の林床には春季に開花するエゾエンゴサク、クルマバソウ、エンレイソウ類がみられる。

2-2. 野外調査

2020年9月4日から9月11日にかけて、光風園におけるオオハンゴンソウの分布を調べるため、発見した開花株についてGPS（GARMIN MAP64s）で緯度と経度の記録を取り、草高と頭花数を測定し、株ごとに固有の番号を記したピンクテープ付きのペグを根元に打ち込んだ。調査地におけるオオハンゴンソウの生育環境と1株当たりの頭花数の関係を明らかにするため、全ての開花株からランダムに37株を抽出し、対象となる個体を中心とした半径5 m以内の開花株密度（個体/m²）、樹冠の鬱閉率（%）を測定した。鬱閉率は各株の地上高約1 mの位置から真上をデジタルカメラで撮影した写真画像をImageJソフトウェアで二値化して、その画像の中で植物に覆われた部分が占める割合を測定した。

2021年9月1日から9月7日に、オオハンゴンソウの分布を明らかにするため、2020年に実施した調査と同様に、全ての開花株についてGPS（GARMIN MAP64s）で緯度と経度の記録を取り、草高と頭花数を測定した。

2022年にはオオハンゴンソウの開花株と非開花株の成長パターンを比較するための調査を実施した。オオハンゴンソウは秋から冬にかけて全ての株の地上部が枯死するため、雪解け直後の林床を観察しても株の位置を特定できない。そこで葉を展開させたオオハンゴンソウを見つけることが可能となった2022年6月2日から9日に光風園で発見した205株の根本に、株

ごとに固有の番号を記したピンクテープ付きのペグを打ち込んだ。そのうち 193 株については、2022 年 6 月 9 日、6 月 16 日、6 月 26 日、7 月 1 日、7 月 10 日、7 月 18 日、7 月 25 日、8 月 5 日、9 月 1 日にそれぞれの株で合計 9 回の草高の測定を反復して行った。この期間に発見した全ての株について、分布状況を調べるために GPS (GARMIN MAP64s) で緯度と経度を記録した。2022 年 9 月 2 日までに開花した株については全ての頭花数を数えた。

2020 年から 2022 年の各年で上述の草高や頭花数などを測定した後、発見した全ての開花株と非開花株を駆除した。尚、本研究では、全ての年で 9 月上旬までに開花に至った株を開花株、開花に至らなかった株を非開花株とした。開花株を駆除する際には、種子の飛散防止のために全ての頭花を事前に切り取って封筒に入れから駆除作業を行った。2020 年は全株について地際から上部を刈り取り、2021 年と 2022 年は全株について地下部の根塊も含めて抜き取った。これらの刈り取りもしくは抜き取りによってオオハングソウを駆除する際には、開花株と非開花株に分けて回収した。

2020 ~ 2022 年に GPS で記録した各年の開花株の緯度経度等の位置情報は QGIS 3.28.1 を用いて国土地理院が保有する空中写真(全国最新写真(シームレス))上にプロットした。

2-3. 室内作業

調査地で駆除した全てのオオハングソウについて、2020 年は地上部の湿重量、2021 年と 2022 年は地下部と地上部を含む合計湿重量を計測した。2022 年は駆除した一部の株をまとめて地下部と地上部のそれぞれの湿重量を計測して、全体の湿重量に占める地上部の割合から 2021 年と 2022 年の開花株と非開花株のそれぞれの地上部の湿重量を推定した (Table 1)。

生物量を推定するため、2020 年には刈り取った一部の開花株と非開花株の地上部を乾燥機で 60°C, 90 時間) で十分に乾燥させた後に計測した乾重量と駆除直後の湿重量の比率を求め、その比率を用いて調査地全体のオオハングソウの地上部の湿重量から乾重量を推定した。2022 年に抜き取った一部の開花株と非開花株は、地上部と地下部に分けて乾燥機 (60°C, 90 時間) で乾燥させて、湿重量と乾重量の比を求め、調査地全体のオオハングソウの地上部と地下部のそれ

ぞれの乾重量を推定した。

2-4. 統計解析

2020 年の調査で得られたデータから、オオハングソウの開花株 1 株あたりの頭花数に影響する要因を明らかにするために、目的変数を開花株における一株あたりの頭花数として、樹冠の鬱閉率、半径 5 m の株密度、樹冠の鬱閉率と株密度の交互作用項を説明変数に含めた一般化線形モデル (Generalized linear model: GLM) を用いて解析した。この解析でポアソン分布を仮定して、尤度比検定変数減少法により AIC 基準のモデル選択を行った²¹⁾。

2022 年 6 月 9 日から 9 月 1 日までの期間にオオハングソウの開花株 ($n = 9$) と非開花株 ($n = 184$) の草高をそれぞれの株で合計 9 回反復測定したデータセットについて、`aov()` 関数を用いて草高を目的変数、名義尺度の要因型変数として草高の測定時期 (9 区分) と各株の開花の有無 (開花株、非開花株の 2 タイプ) とそれらの交互作用項を説明変数、Error として各株の ID をランダム変数要因に指定して Two-way repeated measures ANOVA を行った。

これらの統計解析には R version 4.0.2²²⁾を使用した。

3. 結果

3-1. 開花株の分布および駆除した開花・非開花株の湿重量の年変化

2020 年に調査地でオオハングソウの開花株 261 株が見つかった (Table 1)。オオハングソウの開花株は林内の歩道に沿いに分布しており、それ以外の場所では確認されなかった (Fig. 1a, GPS 測位の誤差で調査地内の記録の一部が調査地外にプロットされている)。これらの開花株の 1 株あたりの平均頭花数は $3.1 \pm 2.2\text{SD}$ ($n = 261$) 個で (Table 1)、全開花株の合計頭花数は 797 個であった。発見した開花株とその周辺の非開花株については地上部を刈り取って全て駆除した。2020 年に駆除したオオハングソウの地上部湿重量は合計 19.3 kg で、開花株 (62.7 %) は非開花株 (37.3 %) より多かった (Table 1)。駆除した開花株と非開花株の一部を用いて測定した地上部の乾重量と湿重量の比率はそれぞれ 0.1527, 0.1192 となり、これらの比率を用いて算出した調査地における 2020 年のオオハングソウ地上部の乾重量は合計 2.7 kg

(開花株 1.8 kg, 非開花株 0.9 kg) と推定された。

2021 年には調査地で開花株が 251 株記録され (Table 1), このうち前年に開花株が発見されなかった地点で 201 株が開花し, 前年にペグで目印をつけていて開花株の地上部を刈り取った場所で 50 株が開花した。また, 前年に開花株が確認できなかった歩道から林内に数十 m 入った比較的明るい林内で開花株が密生する場所がみられた (Fig. 1b)。2021 年は開花株の 1 株あたりの平均頭花数は $2.0 \pm 1.6\text{SD}$ ($n = 251$) 個で (Table 1), 全開花株の合計頭花数は前年より減少して合計 509 個であった。2020 年に開花株を地上部の刈り取りにより駆除してペグを打った 263 地点のうち, 2021 年 9 月に 160 地点 (61 %) で非開花株, 50 地点 (19 %) で開花株が記録され, 53 地点 (20 %) でペグやピンクテープの消失のため昨年の開花株の位置を特定できなかった。発見した全ての開花株と非開花株について, 地下部に根塊が残らないように抜き取って駆除した。2021 年に駆除したオオハングンソウの地上部と地下部を含む湿重量は合計 19.0 kg (開花株 9.2 kg, 非開花株 9.8 kg) であった。2021 年に駆除したオオハングンソウの地上部の湿重量は前年より 6.2 kg 減少した合計 13.1 kg と推定され (Table 1), 開花株 (48.0 %) は非開花株 (52.0 %) より全体に占める割合が少なくなった。

2022 年の開花株数は 2 年前の開花時期の 8 % 未満となる 19 株まで急激に減少した (Table 1)。2022 年は 2020 ~ 2021 年にオオハングンソウを駆除した範囲内でこれら 19 株が開花した (Fig. 1c)。開花株の 1 株あたりの平均頭花数は $3.0 \pm 1.0\text{SD}$ ($n = 16$) 個であっ

た (Table 1)。発見した全ての開花株と非開花株は, 前年と同様に, 地下部に根塊が残らないように抜き取って駆除した。2022 年に駆除したオオハングンソウの地上部と地下部を含む湿重量は合計 5.0 kg (開花株 0.8 kg, 非開花株 4.2 kg) となった。一部の開花株と非開花株については地上部と地下部を分けて湿重量を測定し, 地上部が全体 (地上部と地下部) に占める湿重量の割合を算出した (開花株 0.6867, 非開花株 0.6984)。これらの割合を用いて開花株と非開花株のそれぞれで地上部の湿重量を推定した結果, 2022 年に駆除したオオハングンソウの地上部の湿重量は前年より 9.6 kg 減少した合計 3.5 kg と推定され, 開花株 (15.8 %) が非開花株 (84.2 %) より大きく減少した (Table 1)。2022 年に駆除したオオハングンソウの地上部の湿重量は, 開花株では 2020 年の 5 % 未満まで減少したのに対して, 非開花株では 2020 年の 41 % 程度の減少に留まった。駆除した開花株と非開花株の一部を用いて測定した地上部と地下部のそれぞれの乾重量と湿重量の比率はそれぞれ 0.2443 (開花株の地上部), 0.3336 (開花株の地下部), 0.1720 (非開花株の地上部), 0.3683 (非開花株の地下部) となり, これらの比率を用いて算出した調査地における 2022 年のオオハングンソウの地上部と地下部を含む乾重量は合計 1187 g (開花株の地上部 134 g, 開花株の地下部 84 g, 非開花株の地上部 503 g, 非開花株の地下部 465 g) と推定された。2022 年に駆除したオオハングンソウの地上部の乾燥量は, 開花株では 2020 年 (1.8 kg) の約 7 %, 非開花株では 2020 年 (0.9 kg) の約 56 % まで減少した。

Table 1 The number and height of flowering *Rudbeckia laciniata* L., the flower numbers per flowering plant, and wet weight of aerial parts of flowering and non-flowering plants eliminated from 2020 to 2022 in the experimental forests of Tokai University at Sapporo.* indicate values achieved by multiplying the measured sum total wet weight of both aerial and subterranean parts by the ratio of the aerial parts in flowering plants (0.6867) or non-flowering plants (0.6984), which were measured from a part of eliminated plants in 2022.

Year	No. of flowering plants (n)	Flower no. per flowering plant mean $\pm$ SD [min-max, n]	Height of flowering plants mean $\pm$ SD [min-max, n] (cm)	Wet weight of aerial parts of plants with and without flowers (kg)		
				With flowers	Without flowers	Total
2020	261	3.1 ± 2.2 [1-13, n=261]	113 ± 34 [43-204, n=261]	12.1	7.2	19.3
2021	251	2.0 ± 1.6 [1-17, n=251]	91 ± 27 [40-230, n=251]	6.3*	6.8*	13.1
2022	19	3.0 ± 1.0 [2-6, n=16]	103 ± 16 [69-120, n=9]	0.5*	2.9*	3.5

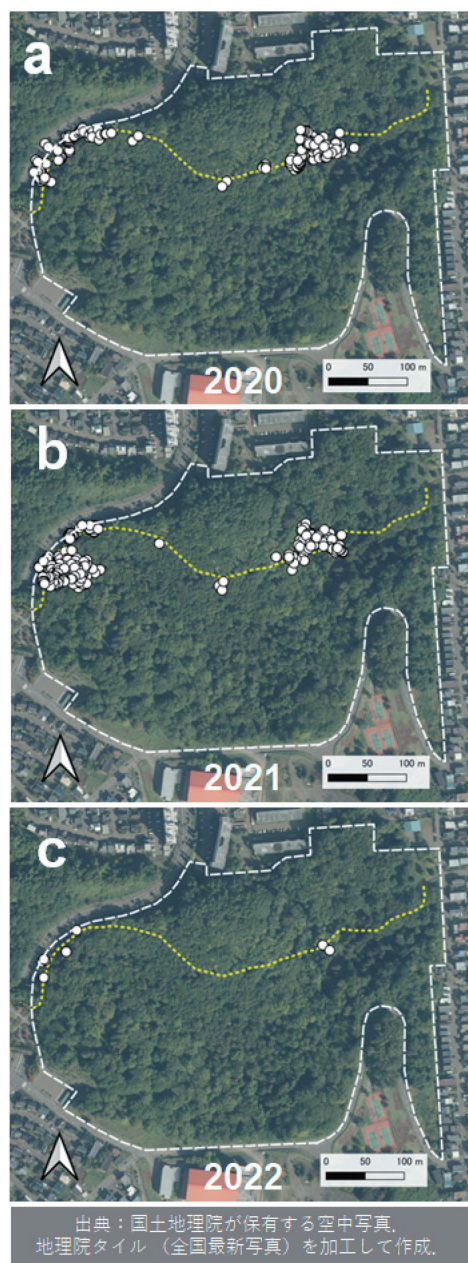


Fig. 1 Distribution of *Rudbeckia laciniata* L. with flowers in 2020 (a), 2021 (b), 2022 (c) in the experimental forests of Tokai University at Sapporo, Hokkaido, Japan. Circles indicate the locations of flowering plants. Locations of several flowering plants at approximately the same place show one circle. The dotted line in the forest shows a walking trail. The area within the dashed line represents the study site.

3-2. 1株あたりの頭花数に影響する要因

目的変数を一株あたりの頭花数とする一般化線形モデルの解析で、ベストモデルには樹冠の鬱閉率 ($b = -0.014$, $SE = 0.006$, $z = -2.127$, $P = 0.034$, $n = 37$) のみが説明変数に含まれた (Log likelihood $\chi^2 = 4.347$, d.f. = 1, $P < 0.05$). つまり、樹冠の鬱閉率の高い暗い環境に生育する株ほど一株あたりの頭花数が有意に減少する傾向がみられた (Fig. 2).

3-3. 開花株と非開花株の草高の季節変化

オオハンゴンソウの開花株の草高は6月上旬から9月上旬にかけて増加した一方で、非開花株の草高はこの期間にほとんど増加せず、開花株とは異なる成長パターンを示した (Fig. 3, Repeated-measures ANOVA, 開花の有無 $F = 692.021$, d.f. = 1, $P < 0.001$, 測定時期 $F = 8.762$, d.f. = 8, $P < 0.001$, 開花の有無と測定時期の交互作用項 $F = 35.401$, d.f. = 8, $P < 0.001$).

2022年9月1日に測定したオオハンゴンソウの草高を開花株 (平均 103.0 ± 16.1 SD cm [min-max: 69–120 cm, $n = 9$]) と非開花株 (平均 28.8 ± 9.3 SD cm [min-max: 9–54 cm, $n = 184$]) に分けてヒストグラムに示した (Fig. 4). 両者の草高の範囲は重複しておらず、それぞれの草高の度数分布は正規分布と有意な差はなかった (開花株: Shapiro-Wilk normality test, $W = 0.86$, $P = 0.10$, $n = 9$, 非開花株: $W = 0.99$, $P = 0.42$, $n = 184$).

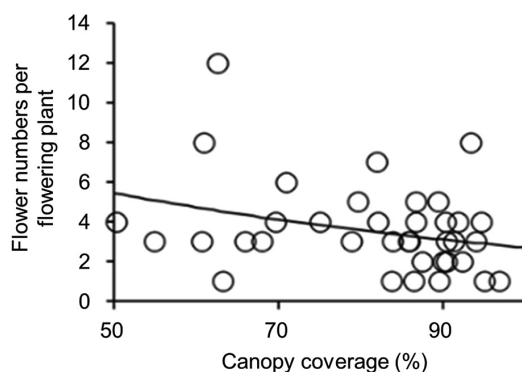


Fig. 2 Flower numbers per plant with flowers in relation to canopy coverage (%). The regression curve indicate flower numbers per flowering plant = $\text{Exp} (-0.014 * \text{canopy coverage} + 2.393)$.

4. 考察

2020年から開始した東海大学札幌キャンパス内の実験林におけるオオハンゴンソウの駆除により、3年目の2022年には開花株の本数と地上部の湿重量はそれぞれ8%未満と5%未満に減少した (Table 1)。地上部の刈り取りのみを行った2020年と比べて、地上部と地下部を含めて抜き取りを行った2021年には翌年のオオハンゴンソウの開花株の本数と湿重量が著しく減少した。このことから本研究においても先行研究^{4), 8), 10)}で指摘されているように、オオハンゴンソウを駆除する際に地上部の刈り取りだけでなく、根塊が地中に残らないように抜き取ることで翌年の開花株の数をより効果的に低減できることが示唆された。オオハンゴンソウは種子の散布から開花まで2年を要することから⁴⁾、2022年には前年に全株を根から抜き取る方法で駆除した際に見逃された一部の非開花株や完全に根塊が抜き取られなかった一部の開花株が開花に至ったと考えられる。つまり、オオハンゴンソウが定着した場所で駆除による根絶を目指す場合には、開花株より目立ちにくい非開花株も見逃さないように、丁寧に探索して全株を地下部から抜き取ることが重要である。

2020～2022年に駆除したオオハンゴンソウの開花株と非開花株の湿重量を比較すると、前述の通り開花

株は3年目に5%未満に減少したが、非開花株は初年度の4割程度までしか減少しなかった (Table 1)。箱根における実験では、オオハンゴンソウを地下部から2年間引き抜いて駆除し続けた区画において、本研究と同様に3年目に開花株の本数がもとの5%未満まで減少したが、これまでほとんど見られなかった非開花株が観察初年度の開花株数とほぼ同数出現したことが報告されている¹⁰⁾。この箱根での実験で駆除により開花株は先に激減したが、非開花株は3年目になっても多数出現する点は、本研究の結果と類似している。非開花株と開花株と有意に成長パターンが異なり (Fig. 3)、本調査地における非開花株は6月から9月にかけてほとんど草高が増加しなかった (Fig. 3)。北海道でセルトレイと植木鉢を用いてオオハンゴンソウを種子から育成させる実験では、秋に播種されたオオハンゴンソウの種子は、翌春に出芽しても開花せず、草高は約15 cm程度までしか生長しないことが報告されている⁴⁾。本調査地では2021年に発見した全株は地下部から抜き取って駆除したため、2022年に草高が平均 28.8 ± 9.3 SD cm の正規分布とみなすことができた非開花株の大部分 (Fig. 4) は、前年以前に発芽した株を地下部から完全に駆除し損ねて残存した根塊由来のものではなく、その年に種子から発芽した個体と推察された。オオハンゴンソウの抜き取りに

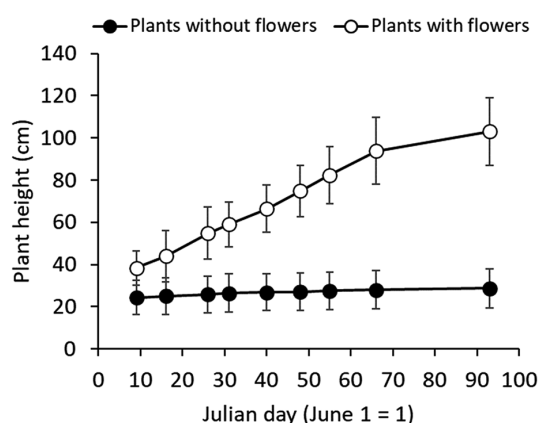


Fig. 3 Seasonal changes of height (cm) of *Rudbeckia laciniata* with flowers (open circles, $n = 9$) and without flowers (filled circle, $n = 184$), which were measured nine times from 9th June to 1st September. Circles show the mean, and error bars indicate standard deviation.

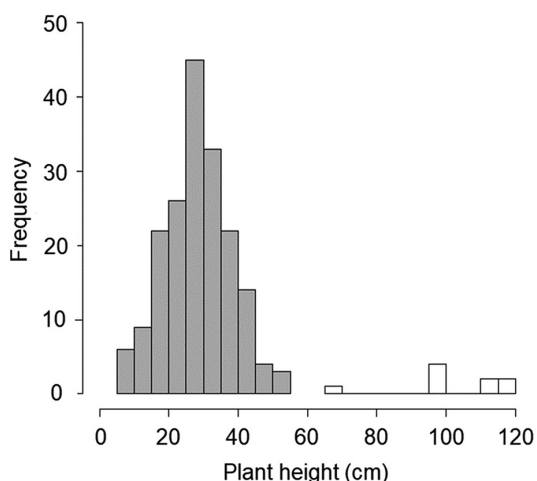


Fig. 4 Histograms of height (cm) of *Rudbeckia laciniata* with flowers (white bars, $n = 9$) and without flowers (gray bars, $n = 184$) at 1st September, 2022.

よる駆除を実施しても非開花株の数が開花株ほどすぐに低下しない理由として、オオハングンソウの埋土種子の形成が挙げられる³⁾。オオハングンソウの種子が地表面や浅い地中に散布されると翌年までにそのほとんどが発芽するが、地表から8 cmより深い地中になるとほぼ全ての種子が少なくとも3年間は埋土種子を形成して、発芽能力を保持することがわかっている³⁾。つまり、駆除活動の経年的な実施によって対象区画にオオハングンソウの種子が新たに散布されない場合であっても、駆除活動の開始前に形成された埋土種子が発芽することで、新たな株が出現する可能性があるため、根絶のためには抜き取りによる駆除をさらに継続することが重要である。

駆除を開始した2020年には調査地の林内の歩道に沿って、西側と東側にオオハングンソウの群落が形成されていた (Fig. 1a)。西側の群落は、車道と調査地内の歩道が近接している傾斜地で、雨天時に車道の坂を流れ下る雨水の一部が調査地の林内に流入して地表面が削れたと思われる場所があった。本種は先行研究で道路を経由して種子が移送されることが示唆されており¹⁷⁾、この西側の群落には草高の高いオオハングンソウがみられたことから、車道を経由した人為的な影響で種子が他地域から移送され、調査地の林内に雨水に流されて侵入した可能性がある。また本調査地における林内の歩道に沿ったオオハングンソウの分布は、野幌森林公園における散策路に沿ったオオハングンソウの帯状の分布¹⁸⁾と類似したパターンを示しており、本調査地でもオオハングンソウの種子が人に付着して運搬されている可能性がある。

ただし、本調査地内でオオハングンソウは、歩道にそって一様に分布するのではなく、2つの群落間に位置するシラカンバやミズナラが優占する樹林内の歩道付近にはほとんど生育していなかった (Fig. 1)。これは野幌森林公園でオオハングンソウが閉鎖林冠下には分布していないこと¹⁸⁾と一致する傾向であった。また、オオハングンソウは樹冠が鬱閉している場所ほど1株あたりの頭花数が有意に減少した (Fig. 2)。この結果は、人為的な種子の移送によってオオハングンソウの種子が侵入した地域であっても、閉鎖林冠下のように利用可能な光合成有効放射量が制限される環境では十分な光合成や種子生産を行うことができず、定着が妨げられることを示唆する。さらに、都市孤立林のよう

な外来植物の種子の侵入リスクが高い環境では、樹木の伐採等によって林冠の開けた環境が増加することで、オオハングンソウの定着が促進される可能性がある。

本調査地におけるオオハングンソウの分布域では、エゾエンゴサク、エンレイソウ類、クルマバソウなどが春季に林床で生育しているため、これらの在来植物にオオハングンソウの悪影響がでないように、埋土種子から発生する可能性のある株も含めた継続的なモニタリングと駆除活動を引き続き実施していく必要がある。

5. 謝辞

調査準備にご協力頂いた鈴木大氏、野外調査にご協力頂いた竹中踐氏、石倉日菜子氏、佐川南美氏、山崎駿氏、猿舘聡太郎氏、村井創氏、一関正光氏、佐藤百合佳氏、加福紗也氏、幸野雄大氏、行澤陸氏、本稿を査読して建設的な助言を頂いた伊藤陽平氏に感謝申し上げます。尚、本研究の一環として実施した駆除活動は、札幌市からオオハングンソウ等特定外来生物オオハングンソウ等特定外来生物防除従事者証の交付を受けて防除従事者が実施した。

6. 引用文献

- 1) 環境省 (2022) : <https://www.env.go.jp/nature/intro/>, 2022年11月30日 URL 参照
- 2) 北海道 (2022) : <http://bluelist.pref.hokkaido.lg.jp/>, 2022年11月30日 URL 参照
- 3) 近藤哲也・石垣春・鄭亜紀子 (2014) : オオハングンソウ種子の発芽特性と埋土種子形成, 日本緑化工学会誌, 40(2), 315-323.
- 4) 近藤哲也・鄭亜紀子・石垣春 (2015) : オオハングンソウの播種から開花までの期間および生育に及ぼす刈り取りの影響, 日本緑化工学会誌, 40(4), 555-563.
- 5) 杉浦俊弘・小林愛実・立見千尋・馬場光久・島本由麻 (2020) : 特定外来生物オオハングンソウ (*Rudbeckia laciniata* L.) の7月刈取りによる地下部への転流の抑制効果, 日本緑化工学会誌, 46(1), 91-94.
- 6) 星雅俊・藤本泰文・嶋田哲郎・森晃・芦澤淳 (2016) : 伊豆沼・内沼における特定外来生物オオハングン

- ソウ *Rudbeckia laciniata* 群落の駆除結果, 伊豆沼・内沼研究報告, 10, 67-76.
- 7) 前河正昭 (2008): 特定外来生物アレチウリ, オオキンケイギク, オオハングンソウ, オオカワヂシャの長野県内における分布概況, 長野県環境保全研究所研究報告, 4, 61-66.
- 8) 永井茂富・古澤良幸・羽田収 (2010): 特定外来生物オオハングンソウの駆除の効果, 長野県環境保全研究所研究報告, 6, 55-60.
- 9) 大澤剛士・赤坂宗光 (2007): 特定外来生物オオハングンソウ (*Rudbeckia laciniata* L.) が6月の刈り取りから受ける影響: 地下部サイズに注目して (実践報告), 保全生態学研究, 12(2), 151-155.
- 10) 大澤剛士・赤坂宗光 (2009): 特定外来生物オオハングンソウの管理方法: 引き抜きの有効性の検討, 保全生態学研究, 14(1), 37-43.
- 11) 辻本明 (2008): 箱根地域におけるオオハングンソウの生育状況調査と駆除活動Ⅱ, 神奈川県自然環境保全センター報告第5号, 47-54.
- 12) 辻本明 (2009): 箱根地域における, オオハングンソウの生育状況調査と駆除活動Ⅲ, 神奈川県自然環境保全センター報告第6号, 55-62.
- 13) 大澤剛士・加藤和紀・辻本明 (2020): 神奈川県足柄下郡箱根町における特定外来生物オオハングンソウ (*Rudbeckia laciniata* L.) の駆除活動による著しい個体数減少, 保全生態学研究, 25(2), 297-306.
- 14) 永松大・中井結依子・番原昌子 (2019): 中国山地に侵入したオオハングンソウの分布特性と刈り払い管理が植物の群落構造に与える影響—鳥取県日南町の事例, 日本緑化工学会誌, 45(1), 39-44.
- 15) 大澤剛士・川野智美 (2019): 特定外来生物オオハングンソウ (*Rudbeckia laciniata* L.) のマルチスケールでの管理計画立案—広域的な管理方針地図と詳細な作業計画地図の作成, 保全生態学研究, 24(1), 125-134.
- 16) 札幌市 (2022): https://www.city.sapporo.jp/kankyo/biodiversity/gairaishu/documents/ohangonso_keikakur3.pdf, 2022年11月30日 URL 参照
- 17) Akasaka, M., T. Osawa and M. Ikegami (2015): The role of roads and urban area in occurrence of an ornamental invasive weed: a case of *Rudbeckia laciniata* L., *Urban Ecosystems*, 18(3), 1021-1030.
- 18) 五十嵐詩織・立木靖之 (2022): 野幌森林公園のオオハングンソウ分布に対する公園利用者と散策路の影響評価, 酪農学園大学紀要, 46(2), 63-72.
- 19) 竹中踐・竹中万紀子 編 (2002): 光風園の生物 光風園の生物調査グループによる2000年, 2001年の調査結果, 北海道東海大学教育開発研究センター生物実験室.
- 20) 竹中踐・竹中万紀子 (2015): 光風園生物調査報告書 2013年-2014年の記録, 東海大学札幌キャンパス生物学部光風園生物調査グループ.
- 21) Burnham, K.P. and D.R. Anderson (2002): Model selection and Multimodel inference. New York: Springer-Verlag.
- 22) R Core Team (2020): R: A language and environment for statistical computing., R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

