

野幌森林公園のオオハンゴンソウ分布に対する公園利用者と散策路の影響評価

五十嵐 詩 織^{1,2}・立 木 靖 之¹

Evaluation for the effects of visitors and forest paths to the *Rudbeckia laciniata* L. distribution in Nopporo Forest Park, Hokkaido, Japan

Shiori IGARASHI^{1,2} and Yasuyuki TACHIKI¹
(Accepted 13 December 2021)

はじめに

外来種の移入は在来の植物や動物の群集構造に影響を及ぼす可能性があり (Jonathan et al., 2003), 移入後に元の生態系へ回復する可能性は低いとされており地域の生物多様性への大きな脅威として認識されている (IUCN, 2000)。日本国内でも 156 種の特定外来生物が指定されている (環境省自然局, 2021)。外来種の管理では移入防止が最も重要であるが (村上, 2000), 北海道立自然公園野幌森林公園 (以下「野幌森林公園」とする) においてオオハンゴンソウ (*Rudbeckia laciniata* L., 以下「オオハンゴンソウ」とする) は 1973 年には公園内での記録されており (館脇ら, 1973), 2020 年現在も園内で分布が確認されていることから自然繁殖し定着していると考えられる。植物にはそれぞれ生育に適した景観を持ち, 森林植物の多くは都市部や農村などの景観では分布を広げられないとされているが (小池ら, 2006), オオハンゴンソウは都市部と自然公園のような原始的な自然の両方において侵入する能力があるため (赤坂ら, 2009), 国内では環境省の定める生態系被害防止外来種リストのうち緊急対策外来種に指定されている (環境省, 2015)。国内では特定外来種として指定されている。赤坂らはオオハンゴンソウ生息適地モデルを作成し, オオハンゴンソウの出現について都市部と道路の面積が有効な説明変数となることを明らかにした (赤坂ら, 2009)。また, Von der Lipper and Kowarik (2007) は自動車に付着した植

物の種子が 250 m 以上離れた場所まで散布されたことを明らかにした。オオハンゴンソウの種子は羽や毛などの器官を持たないため風によって散布されたることは少ないとされているが (Marc and Lonsdale, 2001), 植物の種子が人の衣類や靴などに付着し 10 km 以上離れた場所へ散布された事例もある (Wichmann et al., 2009)。これらのことから道路や散策路などが, 外来種の分布を拡大する移動経路として機能していることが考えられる。野幌森林公園においてオオハンゴンソウはしばしば散策路沿いに帯状に分布しており, 公園利用者は自由に散策路を移動することができるため, 公園利用者に着した種子が他の散策路に運搬されている可能性がある。公園内でのオオハンゴンソウの分布拡大防止及び防除の推進には, オオハンゴンソウの侵入に影響する要因と侵入経緯の特定が必要である。そこで本研究は野幌森林公園内におけるオオハンゴンソウの分布, 景観, 公園利用者の利用経路を調査し, 侵入の要因を明らかにすることを目的とする。

調査地

野幌森林公園は面積 2053 ha, 札幌市, 江別市, 北広島市の 3 つの市にまたがる道立自然公園である。都市部からのアクセスが良く年間約 30 万人が訪れる (野幌森林再生検討会, 2005)。林内には散策路が複数整備されており (図 1), 砂利やコンクリートで舗装されている。自動車の乗り入れは禁止されているが, 公園利用者は徒歩や自転車で自由に移動する

¹ 〒069-8501 江別市文京台緑町 582 番地 酪農学園大学生物多様性保全研究室

² 〒069-8501 江別市文京台緑町 582 番地 酪農学園大学大学院酪農学研究科

¹ Graduate School of Dairy Science Rakuno Gakuen University, 582, Bunkiyodai-Midorimachi, Ebetsu, Hokkaido, 069-8501, Japan

² Laboratory of Wildlife Management, Rakuno Gakuen University, 582, Bunkiyodai-Midorimachi, Ebetsu, Hokkaido, 069-8501, Japan

責任著者: 立木靖之

Corresponding Author: Yasuyuki Tachiki

Email: y-tachiki@rakuno.ac.jp

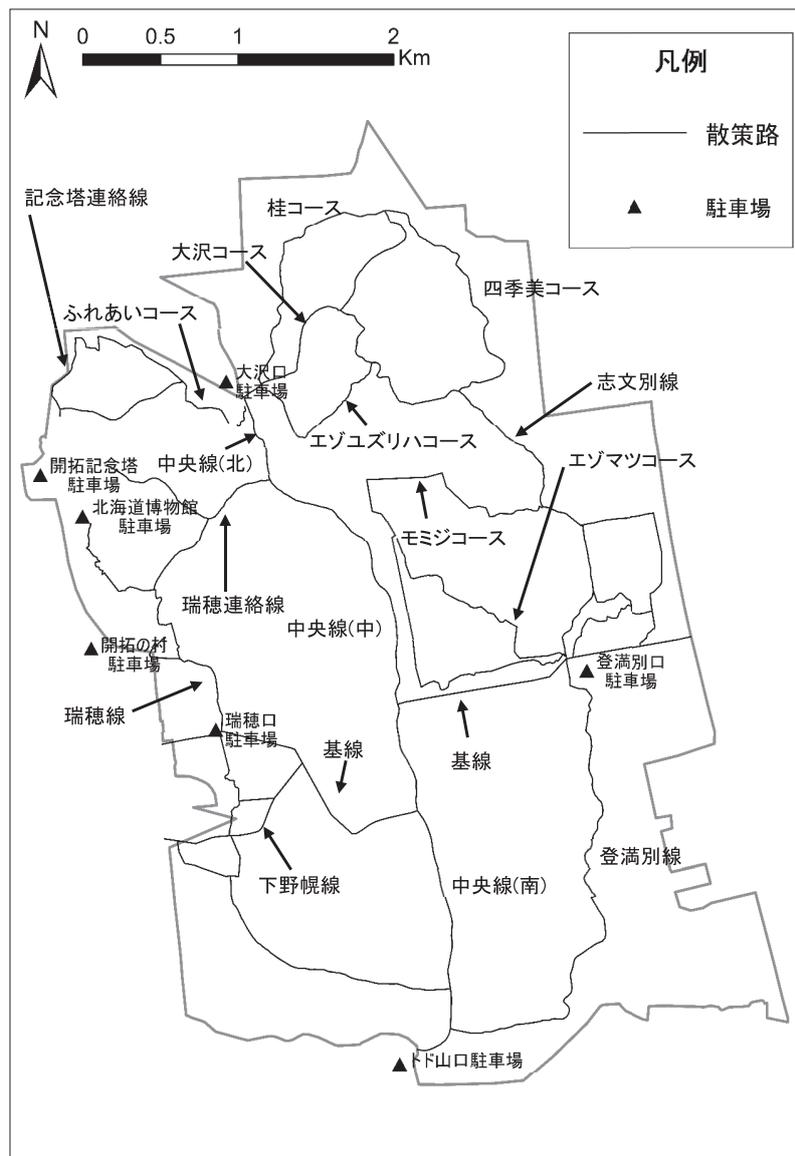


図1 野幌森林公園

ことができる。2000年から2020年の間の年平均気温は7.3℃、年平均降水量は965mm(気象庁, 2021)、夏期は晴天が多く、冬期は季節風の影響で風が強く降雪が多い地域である。散策路沿いは年間を通して様々な動植物が観察でき、林内ではチシマザサ(*Sasa kurilensis*)、クマイザサ(*Sasa veitchii*)、ハイイヌガヤ(*Cephalotaxus harringtonia*)が林床を覆っている。

調査手法

分布調査

2020年8月7日から8月24日の期間、公園内を探索しオオハンゴンソウ分布を調査した。オオハンゴンソウが散策路に帯状に分布した場合は、分布範囲

の始点と終点の位置情報を記録し、GISソフトウェア「ArcGIS ver10.7.1 (ESRI社)」(以下、GISとする)を用いて2点から距離の等しい位置に中間点を作成した。また面状に分布した場合は分布範囲の最外殻を沿うように位置情報を記録し、GISを用いて最外殻に対する重心を作成した。上記の中間点と重心を分布地点(以下、「RD地点」とする)とした。分布範囲が散策路から1m以内であれば帯状の分布とし、一部でも1m以上となる場合は面状の分布として位置情報を記録した。分布地点を中心とする1m四方の方形プロットを定め、プロット内の株数を個体群密度(株数/m²)とした。地上で茎が別れていても同じ根から伸長している場合は同じ個体とした。帯状の分布する個体群の面積を以下の式1で

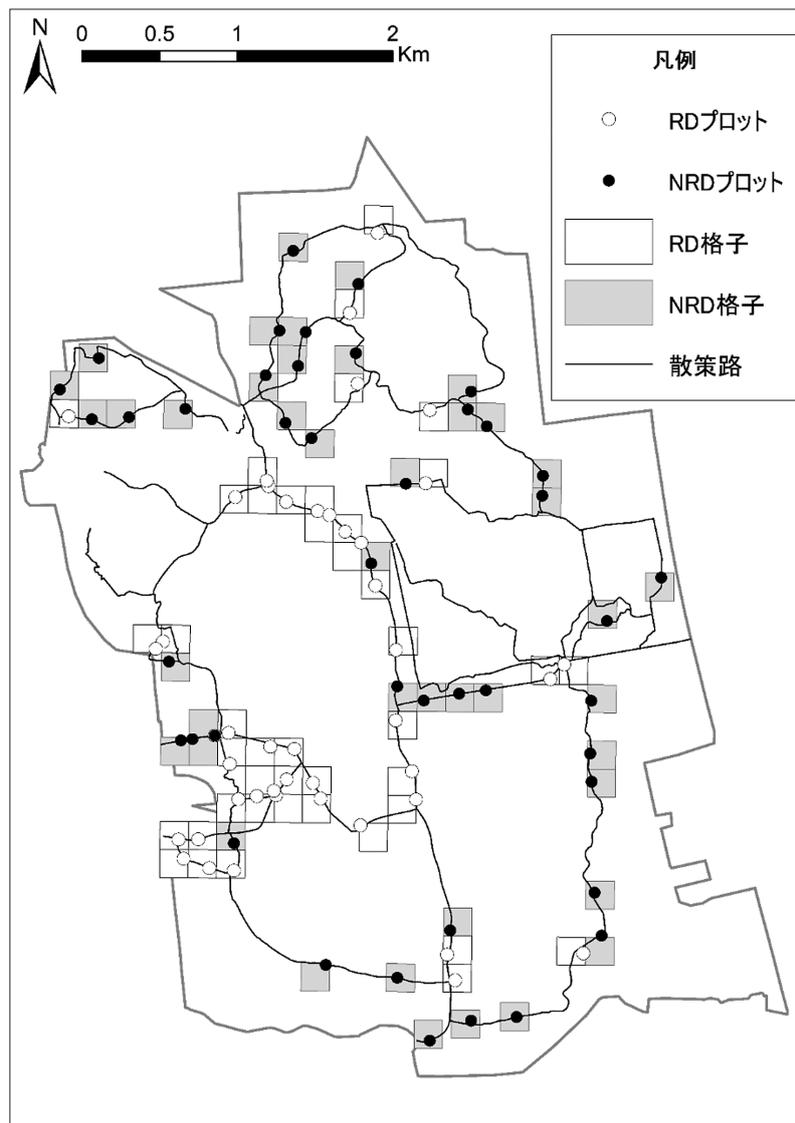


図2 調査実施地点

得た。

式1：分布面積 (m^2) = 1 (m) × 始点から終点までの距離 (m)

また面状に分布の場合は GIS を用いて分布面積 (m^2) を算出した。得られた個体群密度と分布面積から各個体群の推定個体数を以下の式2で算出した。個体群の分布面積が $1 m^2$ 未満の場合は分布面積を $1 m^2$ として算出した。

式2：推定個体数 = 個体群密度 (株数/ m^2) × 分布面積 (m^2)

調査プロットを以下の手順で抽出した。ArcGIS

を用いて野幌森林公園全域に $250 m \times 250 m$ の格子を 589 個作成した。分布地点を含む 41 個の格子を RD 格子とし、RD 格子以外で散策路を含む格子をランダムに 41 個抽出し NRD 格子とした。RD 格子の中からランダムに 1 つ抽出した分布地点を RD プロット、NRD 格子内の散策路の両側 1 m の範囲にランダムに発生させたポイントを NRD プロットとし、41 個の RD プロットと 41 個の NRD プロットの合計 82 プロットを設定した (図2)。

下層植生調査

2020年9月9日から9月24日の期間、RD プロットと NRD プロットにおいて 2 m 四方のコドラートを作成し、地上高 130 cm 以下の出現種を対象に種名と Braun-Blanquet の優占被度階級を用いて被度



写真1 全天写真

を記録した。解析は「R version4.1.2」(以下、「R」とする)を用いて各プロットの種組成と被度について多次元尺度構成法(MDS)で序列化した。序列化したスコアを基に、非階層クラスター分析を実施し、4分割のクラスターに分類した。クラスターの作図には「useful ver1.2.6」パッケージを使用した。クラスターの分割数はCalinski Harabasz基準を参考としシルエット値が最大時の分割数とし、パッケージは「vegan ver2.5-7」を使用した。また、各クラスターの指標種を抽出するために指標種分析(Indval法)を実施した。指標種分析の有意水準は5%とし、パッケージは「labdsv ver2.0-1」を使用した。

開空度調査

2020年9月9日から9月24日の期間、RDプロット41地点とNRDプロット41地点において全天写真を撮影した(写真1)。撮影には「180度全天写真撮影魚眼レンズCF180 Polaroid:(Luxsure社)」と水平測定器を装着したスマートフォンを用いて、地上から130cmの高さで撮影した(写真2)。画像解析は「全天写真解析プログラムCanopOn2 ver2.03c」を用いて開空部のピクセル数を算出し、樹冠開空度(以下「開空度」とする)を以下の式3によって得た。

$$\text{式3: 開空度}(\%) = \frac{\text{開空部ピクセル数}}{\text{総ピクセル数}}$$

また、RDプロットとNRDプロットにおける開空度を比較するためにRを使用してMann-WhitneyのU検定を実施し、有意水準は5%とした。ただし、RDプロットのうち4地点の全天写真



写真2 全天写真撮影風景

は魚眼レンズが写り込んだため除いた。そのためU検定はRDプロット37地点とNRDプロット41地点を比較した。

カメラトラップ調査

オオハンゴンソウの種子散布と公園利用者の関係を調べるために、オオハンゴンソウの種子の成熟を確認した2020年9月23日から10月26日の約1ヶ月間に、C1~C4の4台の自動撮影装置(以下「カメラ」とする)を設置した(図3)。撮影された写真から地点ごと利用人数を集計し、1日あたりの利用人数を以下の式3によって得た。カメラの稼働日数は33日だった。

$$\text{式3: 1日あたりの利用人数} = \frac{\text{撮影人数}}{\text{カメラ稼働日}}$$

また、最も利用人数の多いC1地点において利用者の移動経路を調査した。撮影された動画から、利用者が歩いてきた散策路を「出発地」、歩いていく散策路を「行き先」とし、散策路ごと利用人数と移動経路を集計した。動画内で利用者が動かない場合は集計しなかった。カメラは撮影間隔を1分とし、静止画を1枚と動画を60秒撮影するよう選択した。

結果と考察

分布調査

オオハンゴンソウの分布地点を図3に示す。野幌

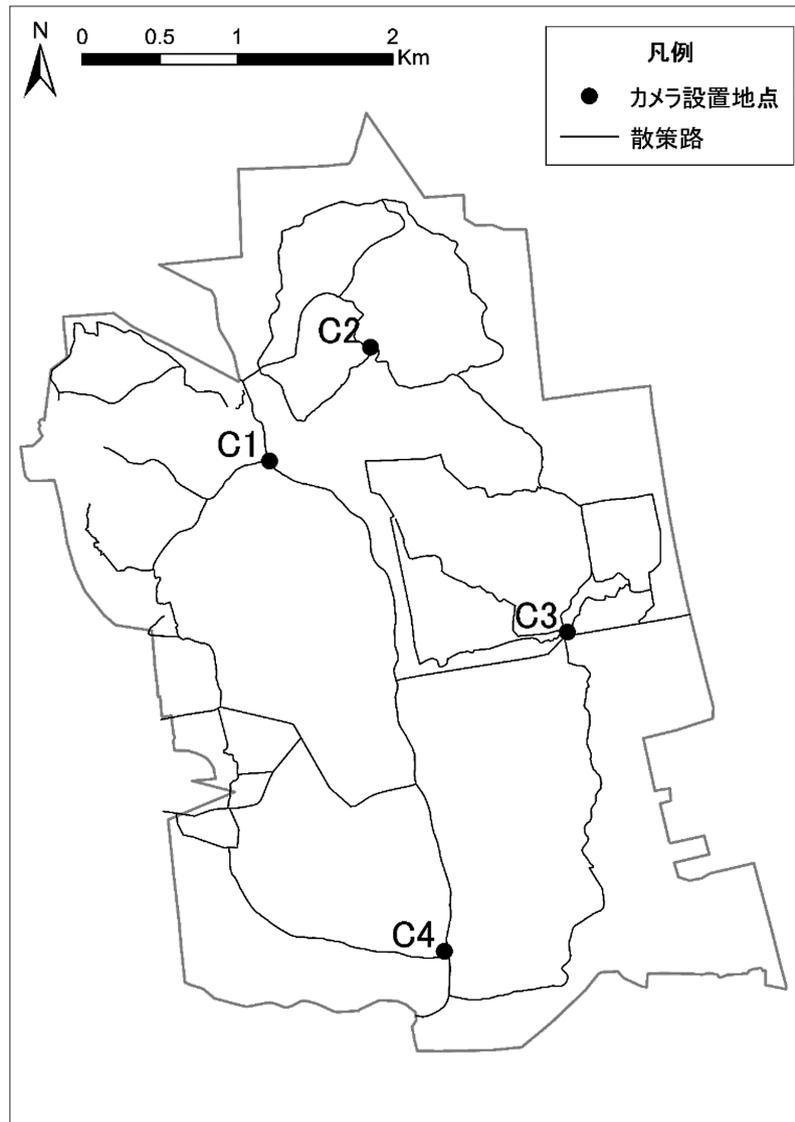


図3 カメラ設置地点

森林公園全体で 373 地点の個体群が確認され、推定個体数は 74,037 株だった（表 1）。個体群は中央線（中～北）と瑞穂連絡線で 273 地点と全個体群の約 73% が集中していた。個体群は下野幌線で 119 地点、基線西で 41 地点と多く、それ以外の散策路では個体群は少なかった。基線に隣接する草地で大規模な個体群が生育していたため、推定個体数は基線で最も多くなったと考えられる。個体群は散策路沿いと草地に多く、閉鎖林冠下への侵入は確認されなかった。

下層植生調査

下層植生調査において総出現種数は RD プロットで 82 種、NRD プロットでは 101 種だった。RD プロットでオオハンゴンソウを除いて最も出現頻度の

高い種はツタウルシ (*Toxicodendron orientale*, 以下「ツタウルシ」とする) が 35.0%、次いでアキタブキ (*Petasites japonicus subsp. giganteus*) が 31.1% だった。NRD プロットではツタウルシが最も出現頻度が高く 32.6% だった。

非階層クラスタ分析結果を図 5 に示す。破線はグループを示しており①～④の 4 つのグループに区別される。指標種分析で得られた結果より、①オオハンゴンソウ個体群、②クマイザサ個体群、③ツタウルシ個体群、④キンミズヒキ個体群とする。①にはほぼ全ての RD プロットが含まれており、①に分類された NRD プロットにはオオハンゴンソウと同じキク科のオオアワダチソウ (*Solidago gigantea var. leiophylla*) が分布していた。②にはクマイザサやチシマザサの被度が高い地点が含まれており、これ

表1 分布調査結果

散策路名	群落数	推定個体数
中央線 (中)	143	3,570
下野幌線	119	28,260
基線	43	30,616
瑞穂連絡線	14	4,915
中央線 (北)	13	268
中央線 (南)	15	178
モミジコース	7	2,761
瑞穂線	7	465
登満別線	3	533
エゾユズリハコース	3	2,354
桂コース	3	94
ふれあいコース	1	14
大沢コース	1	7
カラマツコース	1	2
エゾマツコース	0	0
100年記念塔連絡線	0	0
合計	373	

ら2種のササ(以下「ササ類」とする)以外の植物種の被度は極めて低く、ササ類の純個体群であった。③と④はそれぞれの種組成に共通する点は少ないが、③はツタウルシの被度が高い地点と裸地の割合が高い地点が分類され、④にはツバメオモト(*Clintonia udensis Trautv. et Mey*)など閉鎖林冠下を好む草本(梅沢, 2018)や、木本の稚樹などが分布する地点が分類された。

開空度調査

開空度の値はRDプロットの平均は40.05%、NRDプロットの平均は30.82%でRDプロットの方が有意に高かった($p=0.014$) (表2)。このことからオオハンゴンソウが定着する環境要因一つとして光環境が考えられる。ただし、コドラート内のオオハンゴンソウ被度と開空度には等分散性は無く、個体数の数に影響を与えているとは言えないと考える(図6)。

カメラトラップ調査

1日当たりの利用人数は地点C1で128人と最も多く、次いで地点C2が62人と多かった(表3)。地点C1は周辺の個体群数と利用人数のどちらの値も最も多かったことから、公園利用者がオオハンゴンソウの分布に影響を与えていると考えられた。しかし、C1地点において最も利用された経路は個体群数の多い中央線(中)から中央線(北)であり、中央線(北)の個体群数は少なかった。このことから野幌森林公園において分布に公園利用者が与える

表2 開空度解析結果

	RDプロット	NRDプロット
平均	40.05	30.82
分散	364.38	290.27
プロット数	37	41
p	0.0140	

影響は小さいと考える。しかし、大沢コースや登満別線に生育する個体群は他の個体群から距離も遠く、散策路間は森林によって隔てられており、種子が風や雨によって運ばれた可能性は低いと考える。このような孤立した個体群に関しては、種子が公園利用者や野生動物に付着し運ばれたことが推測される。

まとめ

分布調査の結果、野幌森林公園には373地点のオオハンゴンソウ個体群が存在し、約8割の個体群は散策路沿いに分布しており、推定個体数は74,037株だった。野幌森林公園内の16本の散策路のうち14本の散策路にオオハンゴンソウ個体群が確認され、特に散策路中央線(中)には個体群が143地点確認された。また、中央線(中)は1日あたりの利用人数が最も多い散策路でもある。Von der Lipper and Kowarik (2007)は道路や散策路など人が移動に使う道が外来種の移動経路になっている可能性を示した。また、種子が人の衣類や靴などに付着し離れた場所へ散布されることもあり(Wichmann et al., 2009)、公園内においてオオハンゴンソウはしばしば散策路沿いに生育するため、散策路を通る公園利用者によって種子が分散されている可能性が考えられた。オオハンゴンソウの種子散布に公園利用者が与える影響を調べるために、公園内の散策路に自動撮影装置を設置し、公園利用者の移動をモニタリングした。モニタリングの結果、個体群の多い散策路中央線(中)からの他の散策路に移動する人数と他の散策路の個体群数には相関が見られず、公園利用者が分布に与える影響は小さいということが示された。よって中央線(中)や下野幌線など現在個体群が多い散策路は、過去に定着した個体から自然繁殖によって徐々に分布が拡大した結果だと推測される。しかし、オオハンゴンソウの種子は風に運ばれて遠くまで散布される可能性は低いため(Marc and Lonsdale, 2001)、周囲に他の個体群が生育せず、孤立した群落に関しては公園利用者か野生動物によって種子が運搬された可能性があると考えられる。赤坂らが考案したオオハンゴンソウの生息適地モデルで

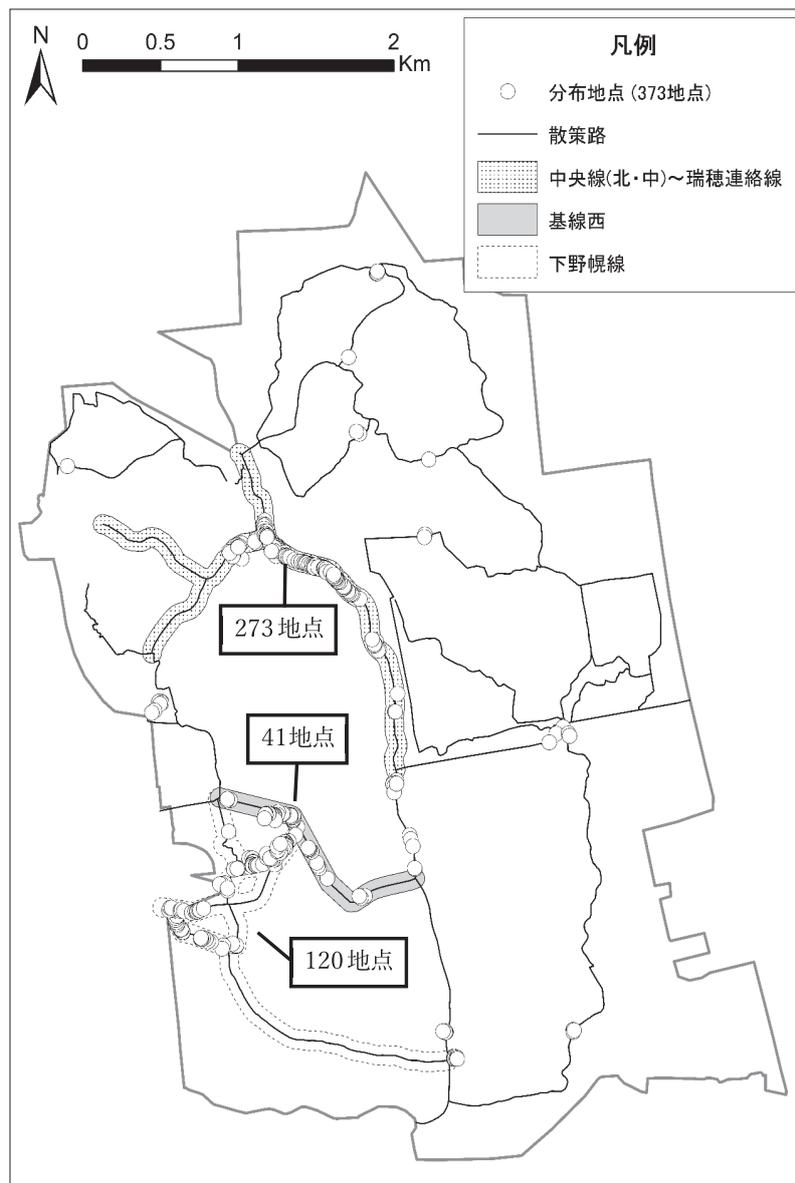


図4 分布調査結果

は、説明変数の一つに太陽放射の潜在的な受光量(以下、「GSR」とする)を採用しており、GSRはオオハンゴンソウの発生を説明する上での貢献度は道路や市街地の割合の説明変数よりも小さいとしていた(赤坂ら, 2015)。しかし、本研究の開空度調査の結果、RDプロットはNRDプロットと比べると開空度が有意に高かったことから、光環境はオオハンゴンソウの侵入要因を考慮する上で重要な環境要因だと考える。また、分布調査と植生調査の結果よりササ類が林床を占める場所では個体群は見られなかったことから、オオハンゴンソウの侵入を抑制する景観としてササ個体群が考えられる。これらのことから、林縁間の散策路はササ個体群が成立しにくく、

良好な光環境を発生させるため、オオハンゴンソウの個体群落数を増加させるのに適した環境を提供していると考えられる。

要 旨

道立自然公園野幌森林公園において特定外来種のオオハンゴンソウは1990年代後半に侵入したとされており、2020年時点でもオオハンゴンソウが生育している。公園内でオオハンゴンソウはしばしば散策路沿いに分布しているが、詳細な分布は今まで調査されていない。本研究では、オオハンゴンソウの侵入に影響する要因を明らかにするために、個体群の分布地点と非分布地点の下層植生、光環境、

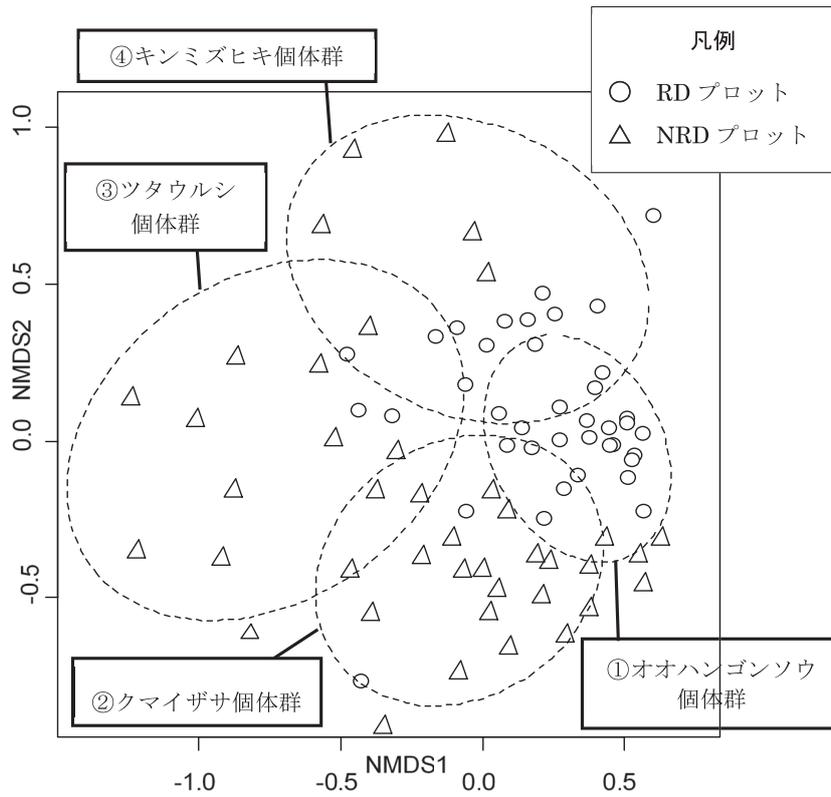


図5 非階層クラスター分析結果

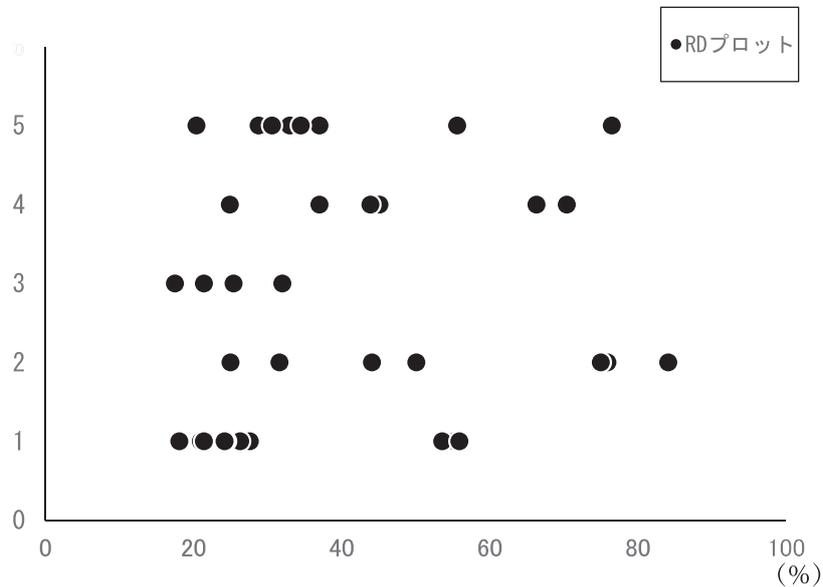


図6 オオハンゴンソウ被度と開空度

各RDプロットのおオハンゴンソウ被度と開空度
縦軸はオオハンゴンソウの被度階級を示し、横軸は開空度を示す。

散策路を利用する公園利用者数を調査し比較した。Mann Whitney の U 検定の結果、光環境は分布に有意な影響を与えたが、公園利用者数は影響しなかった。下層植生調査の結果、ササ个体群はオオハンゴ

ンソウの侵入を抑制する可能性を示した。これらのことから、林縁間の散策路はササ个体群が成立しにくく、良好な光環境を発生させるため、オオハンゴンソウが侵入しやすい環境であると考えられた。

表3 1日あたりの利用人数と個体群数

地点	C1	C2	C3	C4
利用人数 (人/日)	128	62	11	12
散策路沿いの群落数	178	3	1	2

謝 辞

本研究を推進するにあたり、国有林野入林許可を頂いた林野庁北海道森林管理局石狩森林管理署、道有林野入林許可を頂いた北海道博物館、調査の補助をしていただいた生物多様性保全研究室の皆様には厚くお礼申し上げます。

引用文献

- Akasaka M., Osawa T., Ikegami M. (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
- IUCN (2000), IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species
- 気象庁 (2021), 江別市平年値 (年・月ごとの値)
http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_amd_ym.php?prec_no=14&block_no=1507&year=&month=&day=&view=p1
- 環境省 (2015), 我が国の生態系等に被害を及ぼす可能性のある外来種リスト, 7
- Koike F., Clout M. N., Kawamichi M., De Poorter M., Iwatsuki K. (2006) Assessment and control of biological invasion risks. *Assessment and control of biological invasion risks*, 4-12
- Levine J.M., Vila M., Antonio, C. M. D., Dukes, J. S., Grigulis, K., & Lavorel S. (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270 (1517), 775-781
- 水島未記 (2020), 野幌森林公園地域の種子植物相(2) 過去の植物相調査記録の統合と APG による再整理, 北海道博物館研究紀要, 5, 63-126
- Mritz von der Lippe., Kowarik Ingo., (2007) Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conserv Biol.* 986-996. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00722.x. PMID: 17650249.

表4 C1における利用経路

出発地点	行き先	利用回数 (%)
中央線(中)	中央線(北)	24%
瑞穂連絡線	中央線(北)	20%
中央線(北)	瑞穂連絡線	20%
中央線(北)	中央線(中)	13%
中央線(北)	中央線(中)	7%
中央線(中)	瑞穂連絡線	5%
その他		11%

村上興正 (2001), 日本における外来種の法的規制 (〈特集〉国外外来種の管理法), 保全生態学研究, 5(2), 119-130

野幌森林再生検討会 (2007), 野幌森林再生検討会報告書

<https://www.rinya.maff.go.jp/hokkaido/news/pdf/saisei-houkokusyo.pdf>

大澤剛士・赤坂宗光 (2009) 特定外来生物オオハンゴンソウの管理方法:引き抜きの有効性の検討. 保全生態学研究, 14(1), 37-43.

Richard N. Mack., Lonsdale M., (2001) Humans as Global Plant Dispersers: Getting More Than We Bargained For: Current introductions of species for aesthetic purposes present the largest single challenge for predicting which plant immigrants will become future pests, *BioScience*, Volume 51, Issue 2, 95-102, [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0095:HAGPDG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0095:HAGPDG]2.0.CO;2)

R version4.1.2

Copyright© 2021 The R Foundationo for Statistical Computing

Platform: 1386-w64-mingw32/i386 (32-bit)

Shea K and Peter C. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions.

Trends in Ecology & Evolution, 17(4), 170-176

館脇操・五十嵐恒夫 (1973), 北海道石狩国野幌森林の植物学的研究, 札幌営林局

Wichmann MC., Alexander MJ, Soons MB., Galsworthy S., Dunne L., Gould R., Fairfax C, Niggemann M., Hails RS., Bullock JM (2009) Human-mediated dispersal of seeds over long distances. *P Roy Soc Lond B Biol* 276:523-532

全天写真解析プログラム CanopOn2 ver2.03c (2009)
<http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/>

ABSTRACT

Rudbeckia laciniata invaded the Nopporo Natural Forest Park in the late 1990s. As of 2020, *R. laciniata* still grows in the park, but its distribution has not yet been investigated. In this study, the factors that influence the invasion of *R. laciniata* were investigated by comparing the vegetation, light environment, and number of visitors using forest paths at the distribution and nondistribution sites of the community. Mann-Whitney U test showed that the light environment had a significant effect on the distribution, but the number of visitors had no effect. The results of vegetation survey indicated that the *Sasa* community may inhibit the invasion of *R. laciniata*. These results suggest that forest paths between forest edges were a suitable environment for the invasion of *R. laciniata* because they provide a good light environment and prevent the growth of *Sasa* genus.