

Iceland
Liechtenstein
Norway grants

**Ochrona ekosystemów
przed inwazyjnymi gatunkami
roślin obcego pochodzenia
w południowej Polsce**

dobre praktyki i nowe wyzwania







Ochrona ekosystemów

przed inwazyjnymi gatunkami roślin obcego
pochodzenia w południowej Polsce
– dobre praktyki i nowe wyzwania

Redaktorzy monografii

Katarzyna Bzdęga
Alina Urbisz
Barbara Tokarska-Guzik

 **Kontekst**
Wydawnictwo

WYDAWNICTWO NAUKOWE

Poznań – Katowice 2024

PUBLIKACJA OPRACOWANA W RAMACH MIĘDZYNARODOWEGO PROJEKTU / PUBLICATION DEVELOPED AS PART OF THE INTERNATIONAL PROJECT
Zintegrowane podejście do ochrony ekosystemów przed inwazyjnymi roślinami obcymi w południowej Polsce [ang.
Integrated approach to ecosystems protection against invasive alien plants in southern Poland] – **IAS/EcoSystemCARE**

PROGRAM OPERACYJNY / PROGRAMME

„Środowisko, Energia i Zmiany Klimatu“ finansowany ze środków Mechanizmu Finansowego EOG 2014-2021 na działanie mające na celu „Zwiększenie ochrony ekosystemów przed inwazyjnymi gatunkami obcymi” / “Environment, Energy and Climate Change” Programme EEA Financial Mechanism 2014-2021 for the action aimed at “Increasing the protection of ecosystems against invasive alien species”

REDAKTORZY / EDITORS

Katarzyna Bzdęga

Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska, Wydział Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice
e-mail: katarzyna.bzdega@us.edu.pl

Alina Urbisz

Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska, Wydział Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice
e-mail: alina.urbisz@us.edu.pl

Barbara Tokarska-Guzik

Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska, Wydział Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice
e-mail: barbara.tokarska-guzik@us.edu.pl

RECENZENCI / REVIEWERS

Zbigniew Celka

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

Zygmunt Dajdok

Uniwersytet Wrocławski

AUTORZY OPRACOWANIA / AUTHORS OF THE PUBLICATION

Renata Bączek-Kwinta², Zahra Bitarafan⁶, Jacek Borek⁴, Krzysztof Bujwid⁵, Katarzyna Bzdęga¹, Dominik Chłond¹, Marta Czarniecka-Wiera⁵, Łukasz Depa¹, Inger Fløistad⁶, Dorota Gala-Czekaj², Beata Grygierzec², Wiktoria Kaczmarek-Derda⁶, Konrad Kalarus⁵, Jan Kasza⁴, Aldona Kawęcka⁸, Magdalena Kowalska⁵, Łukasz Krajewski⁵, Kamil Najberek⁷, Barbara Nowak³, Grzegorz Orłowski⁵, Marta Pasternak⁸, Katarzyna Pikunas⁴, Hubert Piórkowski⁵, Katarzyna Pużyńska², Agnieszka Siemieniuk¹, Ewa Sitek³, Jarosław Sochacki⁴, Wojciech Solarz⁷, Donata Suder⁵, Agnieszka Synowiec², Wojciech Szewczyk², Sylwia Szporak-Wasilewska⁹, Barbara Tokarska-Guzik¹, Jacek Urbaniak¹⁰, Alina Urbisz¹, Karina Wieczorek¹

AFILIACJE / AFFILIATIONS

¹Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska, Wydział Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Śląski w Katowicach

²Wydział Rolniczo-Ekonomiczny, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

³Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

⁴Magurski Park Narodowy

⁵Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Państwowego Instytutu Badawczego

⁶Norwegian Institute of Bioeconomy Research

⁷Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk w Krakowie

⁸Instytut Zootechniki Państwowego Instytutu Badawczego

⁹Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

¹⁰Wydział Przyrodniczo-Technologiczny, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

EGZEMPLARZ BEZPŁATNY

Iceland Liechtenstein Norway grants

Wspólnie działamy na rzecz zielonej Europy

Working together for a green Europe

ZESPÓŁ REALIZUJĄCY PROJEKT / PROJECT TEAM

LIDER / PROJECT LEADER

Uniwersytet Śląski w Katowicach (UŚ)

PARTNERZY KONSORCJUM / THE CONSORTIUM PARTNERS

PARTNER REPREZENTUJĄCY PAŃSTWA-DARCZYŃCÓW / THE PARTNER FROM THE DONOR STATES

Norwegian Institute of Bioeconomy Research – NIBIO (N)

Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie (UR)

Magurski Park Narodowy (MPN)

Instytut Zootechniki Państwowy Instytut Badawczy (IZ PIB)

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Państwowy Instytut Badawczy (ITP PIB)

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk w Krakowie (IOP PAN)



UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH



NIBIO
NORWEGIAN INSTITUTE OF
BIOECONOMY RESEARCH



Magurski
Park Narodowy



INSTYTUCJE I PODMIOTY WSPIERAJĄCE PROJEKT / INSTITUTIONS AND ENTITIES SUPPORTING THE PROJECT

Ojcowski Park Narodowy

Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Katowicach

Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Krakowie

Nadleśnictwo Katowice

Nadleśnictwo Lubliniec

Gmina Miasta Jaworzna

Gmina Miasta Katowice

Gmina Koszęcin

Gmina Krempna

Gmina Skawina

Gmina Świątniki Górne

Zarząd Zieleni Miejskiej w Katowicach

Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie

ISBN: 978-83-66476-82-0

COPYRIGHT

© Autorzy 2024. Jest to publikacja Open Access rozpowszechniana na warunkach licencji Creative Commons Uznanie autorstwa, która zezwala na redystrybucję, komercyjną i niekomercyjną, pod warunkiem prawidłowego cytowania oryginalnego dzieła
Uniwersytet Śląski w Katowicach
Wydawnictwo Naukowe Kontekst, Poznań 2024

CYTOWANIE / CITATION

Bzdęga, K., Urbisz A., Tokarska-Guzik B. (red.) (2024). Ochrona ekosystemów przed inwazyjnymi gatunkami roślin obcego pochodzenia w południowej Polsce – dobre praktyki i nowe wyzwania, Uniwersytet Śląski w Katowicach, Wydawnictwo Naukowe Kontekst, Poznań – Katowice / Bzdęga, K., Urbisz A., Tokarska-Guzik B. (red.) (2024). Protection of ecosystems against invasive alien plants in southern Poland – good practices and new challenges, University of Silesia in Katowice, Publishing House Kontekst – Scientific Publisher, Poznań – Katowice

PROJEKT OKŁADKI / COVER DESIGN

Agnieszka Siemieniuk

ZDJĘCIA NA OKŁADKACH / COVER PHOTOS

Katarzyna Bzdęga

STRONA PIERWSZA / PAGE ONE

Heracleum sosnowskyi Manden. / Sosnowsky's Hogweed – barszcz Sosnowskiego
Solidago canadensis L. / Canadian Goldenrod – nawłóć kanadyjska
Reynoutria ×bohemica Chrtok & Chrtková / Bohemian Knotweed – rdestowiec pośredni
Impatiens glandulifera Royle / Himalayan Balsam – niecierpek gruczołowaty

STRONA CZWARTA / PAGE FOUR

działania realizowane w ramach Projektu IAS/EcoSystemCARE, 2022-2023 / activities carried out as part of the Project IAS/EcoSystemCARE, 2022-2023

WYKLEJKI / ENDPAPERS

wyklejka pierwsza / the front endpaper: widok na nieistniejącą wieś Żydowskie w południowej części Magurskiego Parku Narodowego, zdjęcie lotnicze z zasobów Parku, czerwiec 2020 / View of the abandoned village of Żydowskie in the southern part of Magura National Park (aerial photo from the Park's resources, June 2020)
wyklejka druga / the back endpaper: widok na przykładową powierzchnię/poligon badawczy w Ojcowskim Parku Narodowym objętą działaniami zaradczymi wobec nawłóci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) / View of a test plot in the Ojcow National Park subjected to remedial action against Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*), fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022

ZDJĘCIA / PHOTOS

Renata Bączek-Kwinta, Jacek Borek, Krzysztof Bujwid, Katarzyna Bzdęga, Marta Czarniecka-Wiera, Łukasz Depa, Dorota Gala-Czekaj, Beata Grygierzec, Wiktoria Kaczmarek-Derda, Konrad Kalarus, Jan Kasza, Magdalena Kowalska, Łukasz Krajewski, Wiesław Król, Kamil Najberek, Barbara Nowak, Tomasz Nowak, Grzegorz Orłowski, Marta Pasternak, Katarzyna Pikunas, Katarzyna Pużyńska, Agnieszka Siemieniuk, Ewa Sitek, Jarosław Sochacki, Anna Sołtys-Lelek, Julia Stekla, Donata Suder, Agnieszka Synowiec, Wojciech Szewczyk, Barbara Tokarska-Guzik, Jacek Urbaniak, Alina Urbisz, Katarzyna Urbisz

KOREKTA / PROOFREADING

Katarzyna Bzdęga, Alina Urbisz, Barbara Tokarska-Guzik

REDAKCJA TECHNICZNA / TECHNICAL EDITOR

Jan Bocian

DRUK / PRONTING

Zakład Poligraficzny Moś & Łuczak, Poznań

WYDAWCA / PUBLISHER

Wydawnictwo Naukowe Kontekst / Publishing House Kontekst – Scientific Publisher
ul. Plauta 17, 60-461 Poznań / Poland
kontekst2@o2.pl • www.wkn.com.pl

Wydanie publikacji współfinansowane przez Mechanizm Finansowy EOG 2014-2021 w 85% oraz Uniwersytet Śląski w Katowicach i Partnerów w 15%.

Projekt zrealizowany przy wsparciu finansowym w wysokości 3 272 375,22 zł udzielonym przez państwa Darczyńców tj. Islandię, Lichtenstein i Norwegię, w wysokości 577 477,98 zł przez budżet Państwa oraz w wysokości 679 385,93 zł przez Partnerów Projektu.

STRESZCZENIE / ABSTRACT

Inwazyjne gatunki obce (IAS – *Invasive Alien Species*), w tym inwazyjne rośliny obcego pochodzenia (IAS-P – *Invasive Alien Species of Plants*), stanowią współcześnie jedno z największych zagrożeń dla różnorodności biologicznej wielu obszarów w Polsce i na świecie, prowadząc do utraty gatunków, a nawet całych ekosystemów. Projekt międzynarodowy pt. *Zintegrowane podejście do ochrony ekosystemów przed inwazyjnymi roślinami obcymi w południowej Polsce* [ang. *Integrated approach to ecosystems protection against invasive alien plants in southern Poland*] – IAS/EcoSystemCARE, koncentruje się na ochronie różnorodności biologicznej i powstrzymaniu negatywnych konsekwencji inwazji roślin obcego pochodzenia poprzez kompleksowe działania obejmujące aktywną ochronę ekosystemów lądowych i nadrzecznych oraz populacji cennych gatunków roślin i zwierząt wraz z monitorowaniem osiągniętych efektów zwalczania IAS-P i odtwarzaniem wybranych zbiorowisk roślinnych oraz edukację ekologiczną. Działania realizowano na wybranych obszarach Polski południowej, w obrębie 2 parków narodowych, 4 obszarów Natura 2000, 2 rezerwatów przyrody, 2 użytków ekologicznych oraz na obszarach nieobjętych ochroną, zlokalizowanych w 7 gminach. Objęto nimi inwazyjne gatunki roślin z rodzajów *Heracleum* spp. – 8 obszarów (w tym 4 chronione), *Reynoutria* spp. – 7 obszarów (w tym 5 chronionych), *Solidago* spp. – 6 obszarów (w tym 5 chronionych) oraz *Impatiens glandulifera* (2 obszary chronione).

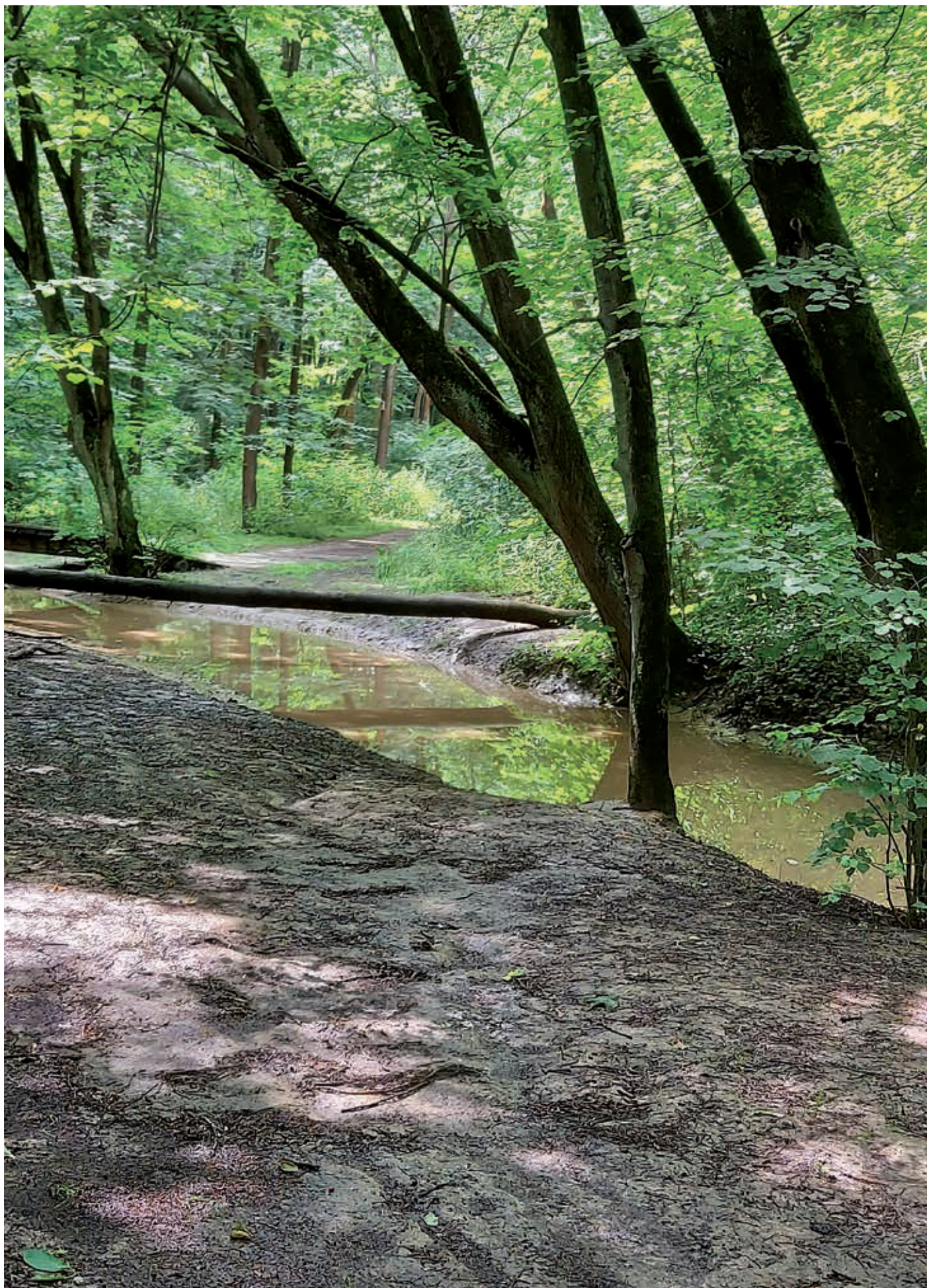
Zebrane doświadczenia i wiedza w zakresie IAS-P, przedstawione w niniejszej pracy, mogą stanowić inspirację podczas realizacji podobnych, już realizowanych, przedsięwzięć lub podjęcia nowych wyzwań zmierzających do ochrony różnorodności biologicznej przed zagrożeniami powodowanymi przez IAS-P.

Invasive alien species (IAS), including invasive alien species of plants (IAS-P), are now one of the greatest threats to biodiversity of many areas in Poland and around the world, leading to the loss of species and even entire ecosystems. The international Project entitled *Integrated approach to ecosystems protection against invasive alien plants in southern Poland*, known as IAS/EcoSystemCARE, focuses on protecting biodiversity and mitigating the negative consequences of invasive alien plants through comprehensive measures including the active protection of terrestrial and riparian ecosystems as well as populations of valuable plant and animal species, together with monitoring of the achieved effects of IAS-P control measures, restoration of selected plant communities, and environmental education. The activities were carried out in selected areas of southern Poland, within 2 national parks, 4 Natura 2000 areas, 2 nature reserves, 2 ecological sites, and in unprotected areas located in 7 municipalities. They covered invasive plant species from the genera *Heracleum* spp. – 8 areas (including 4 protected), *Reynoutria* spp. – 7 areas (including 5 protected), *Solidago* spp. – 6 areas (including 5 protected), and *Impatiens glandulifera* (2 protected areas). The experience and knowledge gathered in the field of IAS-P, as presented in this study, can serve as an inspiration when implementing similar projects already underway or taking on new challenges to protect biodiversity from threats related to IAS-P.

SŁOWA KLUCZOWE / KEY WORDS

inwazyjne rośliny obcego pochodzenia, IAS, barszcze kaukaskie, rdestowce, inwazyjne nawłocie, niecierpek gruczołowaty, aktywna ochrona ekosystemów, metody zwalczania inwazyjnych roślin, wczesna detekcja z użyciem BSP, monitoring, edukacja ekologiczna

invasive alien plants, IAS, Caucasian hogweeds, knotweeds, invasive goldenrods, Himalayan Balsam, active protection of ecosystems, invasive plant control methods, early detection using UAVs, monitoring, ecological education



Park Leśny Witkowice – dno doliny potoku Bibiczanka
Park Leśny Witkowice – the bottom of the Bibiczanka stream valley

(fot./photo Beata Grygieriec, 2022)

Ochrona ekosystemów

przed inwazyjnymi gatunkami roślin obcego
pochodzenia w południowej Polsce
– dobre praktyki i nowe wyzwania

Autorzy opracowania pragną serdecznie podziękować wszystkim osobom, ekspertom, instytucjom i firmom, które włączyły się w realizację Projektu, za zaangażowanie, pomoc i wsparcie prowadzonych prac. Specjalne podziękowania kierujemy do Profesora Iana C. Truemana (Uniwersytet Wolverhampton, Wielka Brytania), za wkład w podniesienie jakości anglojęzycznego tekstu. Współpraca z Państwem była dla nas zaszczytem i przyjemnością.



Widok na przykładowy poligon badawczy z niecierpkciem gruczołowatym (*Impatiens glandulifera*) założony w Ojcowskim Parku Narodowym w sierpniu 2022 r.

A view of sample test plot with Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) established in the Ojcow National Park in August 2022

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022)

Spis treści

1. Wstęp	11
2. Wprowadzenie – Cel i zakres Projektu	13
2.1. Zadania zaplanowane w ramach Projektu	16
2.2. Charakterystyka gatunków i obszarów objętych działaniami zaradczymi	17
3. Metody badań i działań zaradczych oraz monitorowania uzyskiwanych efektów	87
3.1. Metody eliminacji i kontroli inwazyjnych roślin obcego pochodzenia (IAS-P)	90
3.2. Metody monitorowania uzyskiwanych efektów działań zaradczych	95
3.3. Metody odtwarzania roślinności/siedlisk na wybranych obszarach	108
4. Wyniki	115
4.1. Aktywna ochrona ekosystemów lądowych i nadrzecznych poprzez ograniczanie negatywnego wpływu inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia	117
4.1.1. Eliminacja IAS-P na wytypowanych obszarach	117
4.1.2. Kontrola wybranych gatunków inwazyjnych rozpowszechnionych i zajmujących duże powierzchnie	130
4.1.3. Wyniki monitoringu faunistycznego	161
4.1.4. Odtwarzanie ekosystemów poprzez odtwarzanie roślinności/siedlisk na wybranych obszarach	171
4.2. Charakterystyka innowacyjnych metod zwalczania IAS-P testowanych w ramach Projektu	180
4.2.1. Pobudzanie wzrostu roślin inwazyjnych nawłoci innowacyjnym nietoksycznym biopreparatem w celu szybszego skoszenia wyrośniętych okazów przed wydaniem nasion	180
4.2.2. Testowanie metody termicznej z użyciem gorącej wody w celu zwalczania barszczy kaukaskich	184
4.2.3. Testowanie metody termicznej z wykorzystaniem pary wodnej w celu eliminacji źródeł rozprzestrzeniania się IAS-P	190
4.2.4. Wykorzystanie wypasów owiec w redukcji występowania roślin inwazyjnych	196
4.3. Wczesna detekcja IAS-P oraz źródeł ich rozprzestrzeniania się	202
4.3.1. Metodyka wczesnego wykrywania miejsc występowania IAS-P z wykorzystaniem bezzałogowych statków powietrznych	202

4.3.2. Zapobieganie wprowadzaniu IAS-P do ekosystemów chronionych wraz z analizą potencjalnych dróg przenoszenia	211
4.4. Działalność prowadząca do zwiększenia świadomości społeczeństwa w zakresie negatywnego wpływu IAS-P na rodzimą przyrodę	228
4.4.1. Działania szkoleniowo-edukacyjne skierowane do różnych grup odbiorców w zakresie poznania lokalnych IAS-P i konsekwencji ich występowania w przyrodzie	228
4.4.2. Przykłady multimedialnych narzędzi pomocnych w popularyzowaniu wiedzy na temat IAS-P	233
4.4.3. Znaczenie projektu dla lokalnej społeczności	234
5. Podsumowanie	241
6. Piśmiennictwo	243
7. Summary	251

1. Wstęp

Inwazyjne gatunki obce (IAS – *Invasive Alien Species*), w tym inwazyjne rośliny obcego pochodzenia (IAS-P – *Invasive Alien Species of Plants*), stanowią współcześnie jedno z największych zagrożeń dla różnorodności biologicznej wielu obszarów w Polsce i na świecie, prowadząc do utraty gatunków a nawet całych ekosystemów (Gurevitch & Padilla 2004; Vilà i in. 2006; Bellard i in. 2016; Essl i in. 2020), powodują ponadto szkody w gospodarce, a także negatywnie oddziałują na zdrowie człowieka (Lazzaro i in. 2018). Najbardziej niebezpieczne są gatunki charakteryzujące się szerokim zakresem tolerancji, co w połączeniu ze zmianami klimatycznymi sprzyja masowemu opanowywaniu przez nie nowych obszarów przyrodniczych i ich przeobrażaniu poprzez wypieranie gatunków rodzimych. Synergia postępujących przemian klimatu z innymi globalnymi zmianami nasila obecne inwazje i ułatwia nowe, zwiększając w ten sposób zasięg i wpływ IAS na środowisko i społeczno-ekonomiczne aspekty działalności człowieka (Pyšek i in. 2020).

Ekosystemy o wysokich walorach przyrodniczych, objęte ochroną, w tym znajdujące się w parkach narodowych, rezerwatach przyrody i obszarach Natura 2000, nie są wolne od zagrożeń związanych z rozprzestrzenianiem się IAS-P i niejednokrotnie są miejscami ich licznego, a nawet masowego występowania (m.in. Najberek & Solarz 2011; Foxcroft i in. 2017; Perzanowska i in. 2019). Inwazyjne rośliny obcego pochodzenia mają negatywny wpływ na różnorodność i skład gatunkowy opanowywanych zbiorowisk roślinnych (Lazzaro i in. 2015; Hejda i in. 2017). W szczególności dotyczy to gatunków obcych zdolnych do tworzenia zwartych populacji, które mogą mieć znaczący wpływ na różnorodność gatunków rodzimych na poziomie zbiorowiska oraz zmniejszać różnorodność gatunkową w innych syntaksonach (Hejda 2009). Obserwowane są wówczas wielorakie niekorzystne procesy w ekosystemie (np. Gaertner i in. 2014; Loydi i in. 2015).

Zespoły badawcze zajmujące się problematyką inwazji biologicznych podkreślają, że osiągnięcie międzynarodowych celów w zakresie ochrony różnorodności biologicznej i powstrzymania szkodliwych konsekwencji inwazji roślin obcego pochodzenia, wymaga dążenia do przerwania związku między rozwojem społeczno-gospodarczym, a inwazjami roślin poprzez ulepszenie zarządzania, wczesnego wykrywania i szybkiego reagowania (Essl i in. 2019). Ponadto, najnowsze badania związane z oceną odporności obszarów chronionych na inwazje biologiczne, w powiązaniu z prognozowanymi zmianami klimatycznymi w skali kontynentalnej, wskazują na strategiczną wartość obszarów chronionych w ochronie rodzimej różnorodności biologicznej (Gallardo i in. 2017).

Przesłanki te stały się podstawą dla realizacji Projektu pt. *Zintegrowane podejście do ochrony ekosystemów przed inwazyjnymi roślinami obcymi w południowej Polsce* [ang. *Integrated approach to ecosystems protection against invasive alien plants in southern Poland*] – IAS/EcoSystemCARE, w którym przyjęto kompleksowe podejście, uwzględniające działania

z zakresu aktywnej ochrony ekosystemów lądowych i nadrzecznych oraz populacji cennych gatunków roślin i zwierząt wraz z monitorowaniem osiągniętych efektów zwalczania IAS-P i odtwarzaniem wybranych zbiorowisk roślinnych oraz edukacją ekologiczną.

W celu wypracowania modelowych rozwiązań problemu zaplanowano zadania polegające na usuwaniu i/lub kontroli IAS-P we wskazanych ekosystemach, z zastosowaniem zarówno tradycyjnych jak również innowacyjnych metod, które w przypadku powodzenia będą stanowiły nowe wzorce możliwe do wdrożenia na podobnych obszarach.

Założono, że zostaną zastosowane metody rekomendowane jako najbardziej skuteczne w zwalczaniu określonego gatunku, uwzględniające specyfikę lokalnych warunków oraz zgodne z zadaniami ochronnymi ustanowionymi dla danego obszaru. Przyjęto ponadto, że zabiegi usuwania IAS-P na obszarach chronionych będą prowadzone bez użycia syntetycznych środków chemicznych.

Dodatkowo zaplanowano działania związane z eliminacją źródeł rozprzestrzeniania się IAS-P poprzez poszukiwanie rozwiązań służących eliminacji ich diaspor zdeponowanych w glebie, jako przeciwdziałanie inwazji na jej wczesnym etapie. Co więcej, w ekosystemach i na obszarach objętych Projektem podjęto próbę identyfikacji dróg rozprzestrzeniania się inwazyjnych roślin, co pozwoli na wypracowanie rekomendacji umożliwiających przyjęcie dobrych praktyk w tym zakresie. Ponadto, w celu podniesienia świadomości społecznej wśród lokalnych grup odbiorców, zaplanowano i przeprowadzono odpowiednie działania informacyjno-edukacyjne, na temat IAS-P, stwarzanych przez nie zagrożeń i wpływu na ekosystemy.

W Projekcie wykorzystano wiedzę ekspercką i doświadczenie pracowników zaangażowanych jednostek naukowych i instytucji oraz doświadczenia krajowe i zagraniczne odnoszące się do głównego celu Projektu, z uwzględnieniem istniejących regulacji prawnych w zakresie ochrony środowiska i ochrony przyrody. Intencją zaplanowanych zadań Projektu, realizowanych lokalnie i ponadregionalnie w granicach trzech województw, było wypracowanie rozwiązań modelowych, pozwalających na ich wdrożenie w zbliżonych uwarunkowaniach przyrodniczych na innych obszarach i uzyskanie szerszego zakresu oddziaływania otrzymanych efektów (lokalnego-regionalnego-ponadregionalnego).

Dzięki temu, że Projekt IAS/EcoSystemCARE był realizowany przez konsorcjum, w którym jednym z Partnerów był podmiot z Państw-Darczyńców – Norwegian Institute of Bioeconomy Research – NIBIO, jego istotnym elementem była międzynarodowa wymiana wiedzy i doświadczenia w zakresie identyfikacji IAS-P oraz metod ich zwalczania.

Niniejszą publikację kierujemy do wszystkich zainteresowanych aktywną ochroną przyrody, w tym szczególnie do społeczności lokalnych obszarów objętych realizacją Projektu, pracowników administracji samorządowej, rolników, doradców rolniczych, działkowców, pszczelarzy oraz właścicieli gruntów zmagających się z problemami powodowanymi przez IAS-P na ich terenie.



WPROWADZENIE



Trwale oznaczenie w terenie środka kołowych powierzchni monitoringowych dla barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w Magurskim Parku Narodowym

Permanent marking in the field of the centre of circular monitoring plots for Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) in the Magura National Park

(fot./photo Jarosław Sochacki, 2022)

2. Wprowadzenie – Cel i zakres Projektu

Celem nadrzędnym Projektu „Zintegrowane podejście do ochrony ekosystemów przed inwazyjnymi roślinami obcymi w południowej Polsce – IAS/EcoSystemCARE” było wzmocnienie odporności wybranych ekosystemów, przede wszystkim nadrzecznych i lądowych (leśnych, łąkowych, murawowych), na negatywne skutki zmian klimatu poprzez ich kompleksową ochronę przed inwazyjnymi roślinami obcego pochodzenia¹.

Rejony południowej Polski należą do obszarów szczególnie dotkniętych skutkami inwazji roślin obcego pochodzenia (Tokarska-Guzik 2005; Tokarska-Guzik i in. 2012, 2017; Zając & Zając 2015). Na obszarze objętym Projektem stwierdzono występowanie następujących gatunków inwazyjnych: barszczy kaukaskich, tj. b. Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) i b. Sosnowskiego (*H. sosnowskyi*), niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*), które znajdują się na liście gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla UE (Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (EU) nr 1143/2014), rdestowców tj. rdestowca czeskiego (r. pośredniego) (*Reynoutria ×bohemica*), japońskiego (r. ostrokończystego) (*R. japonica*) i sachalińskiego (*R. sachalinensis*), które zostały uwzględnione w Rozporządzeniu Rady Ministrów w sprawie listy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii i listy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Polski, działań zaradczych oraz środków mających na celu przywrócenie naturalnego stanu ekosystemów (Dz.U. 2022 poz. 2649) oraz wiele gatunków wskazanych jako stwarzające takie zagrożenie m.in. gatunki z rodzaju nawłóć (*Solidago* spp.) (Tokarska-Guzik i in. 2012, 2021; Szymura i in. 2018a i b; Marjańska i in. 2023). Większość wymienionych gatunków roślin znajduje się na liście „100 najgorszych” gatunków obcych w Europie (Nentwig i in. 2018). Gatunki te tworzą na wielu obszarach uwzględnionych w Projekcie zwarte populacje, które wywierają niekorzystny wpływ na ekosystemy leśne, łąkowe, murawowe i nadrzeczne.

¹ Inwazyjne rośliny obcego pochodzenia (*Invasive Alien Species of Plants – IAS-P*) – terminy te obejmują inwazyjne gatunki obce w rozumieniu art. 3 pkt 2 rozporządzenia nr 1143/2014, w tym inwazyjne gatunki obce stwarzające zagrożenie dla Polski (– inwazyjny gatunek obcy stwarzający zagrożenie dla państwa członkowskiego w rozumieniu art. 3 pkt 4 rozporządzenia nr 1143/2014, umieszczony na liście inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Polski), inwazyjne gatunki obce stwarzające zagrożenie dla Unii (– inwazyjny gatunek obcy stwarzający zagrożenie dla Unii w rozumieniu art. 3 pkt 3 rozporządzenia nr 1143/2014) oraz gatunki obce uznane za inwazyjne w Polsce na podstawie wyników badań naukowych (Tokarska-Guzik i in. 2012, 2021).

Aby odpowiedzieć na wskazywane wyzwania i zapobiegać niekorzystnym procesom powodowanym przez IAS-P, w ramach Projektu zaplanowano kompleksową realizację ochrony i wzmocnienia różnorodności biologicznej wybranych ekosystemów w skali kilku regionów Polski południowej, potraktowaną jako rozwiązanie modelowe, uwzględniające:

- zastosowanie skutecznych metod eliminacji i/lub kontroli populacji IAS-P, zagrażających cennym siedliskom przyrodniczym i gatunkom, a także stwarzającym zagrożenie dla ludzi;
- wdrożenie działań zmierzających do wzmocnienia istniejącej różnorodności biologicznej, odtworzenia siedlisk przyrodniczych i populacji gatunków (ze szczególnym uwzględnieniem muraw kserotermicznych, zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych oraz roślinności nadwodnej);
- skuteczniejszą ochronę przyrody poprzez edukację ekologiczną.

2.1. Zadania zaplanowane w ramach Projektu

W zakresie Projektu znalazły się cztery główne zadania, podzielone na podzadania tematyczne:

1. Aktywna ochrona ekosystemów lądowych i nadrzecznych poprzez ograniczanie negatywnego wpływu inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia (IAS-P), w tym poprzez działania takie jak:
 - 1.1. Eliminacja IAS-P występujących na wytypowanych obszarach w rozproszeniu i w niewielkiej liczbie osobników/pędów.
 - 1.2. Kontrola wybranych gatunków inwazyjnych rozpowszechnionych i zajmujących duże powierzchnie.
 - 1.3. Renaturyzacja ekosystemów poprzez odtwarzanie roślinności/siedlisk na wytypowanych obszarach.
2. Wypracowanie, doskonalenie i testowanie innowacyjnych metod zwalczania IAS-P, jak:
 - 2.1. Pobudzenie wzrostu roślin inwazyjnych nawłoci innowacyjnym, nietoksycznym bio-preparatem w celu szybszego skoszenia wyrosniętych okazów przed wydaniem nasion.
 - 2.2. Testowanie metody termicznej z użyciem gorącej wody w celu zwalczania barszczy kaukaskich.
 - 2.3. Testowanie metody termicznej z wykorzystaniem pary wodnej w celu eliminacji źródeł rozprzestrzeniania się IAS-P.
 - 2.4. Wykorzystanie wypasu owiec w redukcji występowania roślin inwazyjnych.
3. Wczesna detekcja inwazyjnych gatunków roślin oraz źródeł ich rozprzestrzeniania poprzez podjęcie próby identyfikacji dróg ich wprowadzania i rozprzestrzeniania się w ekosystemach/na obszarach objętych Projektem, w tym:
 - 3.1. Opracowanie i wdrożenie metody wczesnego wykrywania wybranych IAS-P z wykorzystaniem bezzałogowych statków powietrznych.
 - 3.2. Zapobieganie wprowadzaniu IAS-P do ekosystemów chronionych wraz z analizą potencjalnych dróg przenoszenia.
4. Zwiększenie świadomości społeczeństwa w zakresie negatywnego wpływu IAS-P na rodzimą przyrodę – informacja i komunikacja poprzez:
 - 4.1. Działania szkoleniowo-edukacyjne skierowane do różnych grup odbiorców w zakresie poznania lokalnych IAS-P, konsekwencji ich występowania w przyrodzie (korzyści i zagrożenia) oraz sposobów ich eliminacji.
 - 4.2. Opracowanie i wdrożenie multimedialnych narzędzi pomocnych w popularyzowaniu wiedzy na temat IAS-P.
 - 4.3. Działania informacyjne o celach i kolejnych etapach realizacji projektu, jego finansowaniu oraz o znaczeniu projektu dla lokalnej społeczności.

2.2. Charakterystyka gatunków i obszarów objętych działaniami zaradczymi

Gatunki

Działaniami Projektu objęto obce gatunki roślin z rodzaju barszcz (*Heracleum* spp.), nawłóć (*Solidago* spp.), rdestowiec (*Reynoutria* spp.), a także niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*).

Gatunki z rodzaju barszcz (*Heracleum* spp.)

Do gatunków obcych z tego rodzaju występujących w Polsce należą dwa gatunki, często obejmowane wspólną nazwą jako tzw. barszcze kaukaskie. Są to barszcz Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) i b. Sosnowskiego (*H. sosnowskyi*).

Barszcz Mantegazziego, syn. barszcz olbrzymi, barszcz kaukaski. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier, syn. *Heracleum caasicum* Steven, *Heracleum circassicum* Manden., *Heracleum giganteum* Fischer ex Hornem, *Heracleum grossheimii* Manden. (Sachajdakiewicz i in. 2018b, 2022; Mirek i in. 2020; POWO 2023).

Giant Hogweed, syn. Giant cow parsnip, Giant cow parsley.

Rodzina: *Apiaceae* – Selerowate (*Umbelliferae* – Baldaszkowate).

Pochodzenie. Pogranicze Europy i Azji – Kaukaz (Tokarska-Guzik i in. 2012; Sachajdakiewicz i in. 2018a i b, 2022).

Aktualny status prawny w UE i w Polsce. W 2017 r. gatunek wpisano na listę inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii (Rozporządzenie wykonawcze Komisji UE 2017), a w 2022 r. został uznany w regulacjach prawnych obowiązujących w Polsce za inwazyjny gatunek obcy (IGO) stwarzający zagrożenie dla Unii, rozprzestrzeniony na szeroką skalę (Rozporządzenie RM 2022).

Istotne cechy morfologiczne. Barszcz Mantegazziego to roślina dwu- lub wieloletnia o wysokości 2-3 m (maksymalnie 4-5 m) (ryc. 1). Charakteryzuje się masywnym pokrojem – liście są duże, potrójnie pierzastodzielne, głęboko wcięte, ich końcowe odcinki są wydłużone i ostro zakończone, od spodu lekko owłosione, zebrane w rozetę liściową o średnicy do 3 m. Pusty, bruzdowany pęd o średnicy do 10 cm jest w górnej części owłosiony, czerwono nakrapiany lub purpurowo plamisty. Korzeń jest gładki, ciemnożółty lub brązowy, o długości 40-65 cm, w okresie kwitnienia osiąga do 15 cm średnicy (Sachajdakiewicz i in. 2018a, 2022). Pojedyncza roślina tworzy od kilku do kilkunastu kwiatostanów: dużych baldachów złożonych, z których największy, wierzchołkowy, rozwijający się na osi pędu głównego, osiąga średnicę ok. 60-80 cm. Każdy z baldachów jest złożony z 50-150 szypuł o długości 15-40 cm, na których umieszczone są baldaszki. Pojedyncze białe, rzadko różowawe, kwiaty są niewielkie i wydzielają słodki nektar, przyciągający owady. Owocem jest oskrzydłona rozłupnia, z 3-5 kanałami olejowymi, rozpadająca się na dwie rozłupki (Sachajdakiewicz i in. 2018a, 2022).

Biologia. Osobniki barszczu Mantegazziego zakwitają w 2-5 roku wegetacji, w czerwcu lub lipcu, raz w czasie swego cyklu rozwojowego i po rozsianiu nasion zamierają (tzw. gatunek monokarpiczny). Kwiaty są zapylane przez owady z różnych grup systematycznych: błonkoskrzydłych (*Hymenoptera*), muchówek (*Diptera*), pluskwiaków (*Hemiptera*) i chrząszczy (*Coleoptera*).

Rośliny gatunku produkują bardzo dużą liczbę nasion (zwykle ok. 20 000 na jednym osobniku; maksymalnie nawet ok. 100 000). Większość rozłupki jest rozsiewana wokół rośliny



Ryc. 1. Pokrój barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*)

Fig. 1. Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*)
(fot./photo Katarzyna Bzdęga)



Ryc. 2. Pokrój barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*)

Fig. 2. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*)

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

macierzystej, w promieniu ok. 4 m. W rozsiewaniu istotną rolę odgrywa wiatr i zwierzęta, głównie ptaki. Z kolei w transporcie długodystansowym największą rolę pełni woda i człowiek (Sachajdakiewicz i in. 2018a, 2022). Przeważająca część (95%) nasion barszczu Mantegazziego utrzymuje się w wierzchniej warstwie gleby, do głębokości 5 cm. Do rozpoczęcia kiełkowania potrzebują one określonego czasu stratyfikacji zimnem (około 2 miesięcy). Większość nasion kiełkuje podczas kolejnej wiosny lub obumiera, a tylko nieznaczny odsetek nasion zachowuje zdolność kiełkowania przez około 7-8 lat. U roślin wieloletnich możliwe jest także rozmnażanie wegetatywne, z pąków rozwijających się na bulwiastych zgrubieniach korzeni (Sachajdakiewicz i in. 2022).

Powodowane zagrożenie. Gatunek stwarza zagrożenie dla siedlisk przyrodniczych, szczególnie niżowych i górskich łąk świeżych (6510), ziołorośli górskich i nadrzecznych (6430), lasów łęgowych (91E0) oraz gatunków związanych z tymi siedliskami (Sachajdakiewicz i in. 2018a; Tokarska-Guzik i in. 2021). Istotne, w przypadku tego gatunku, jest także zagrożenie dla gospodarki i zdrowia człowieka².

Barszcz Sosnowskiego, syn. barszcz kaukaski (często w łącznym rozumieniu z *H. mantegazzianum*) ***Heracleum sosnowskyi*** Manden., syn. *Heracleum wilhelmsii* Fischer et Avé-Lallemant; *Heracleum pubescens* (Hoffmann) Marschall von Bieberstein (EPPO 2009; Sachajdakiewicz i in. 2022; POWO 2023).

Sosnowsky's Hogweed, syn. giant hogweed, cow parsley.

Rodzina: *Apiaceae* – Selerowate (*Umbelliferae* – Baldaszkowate).

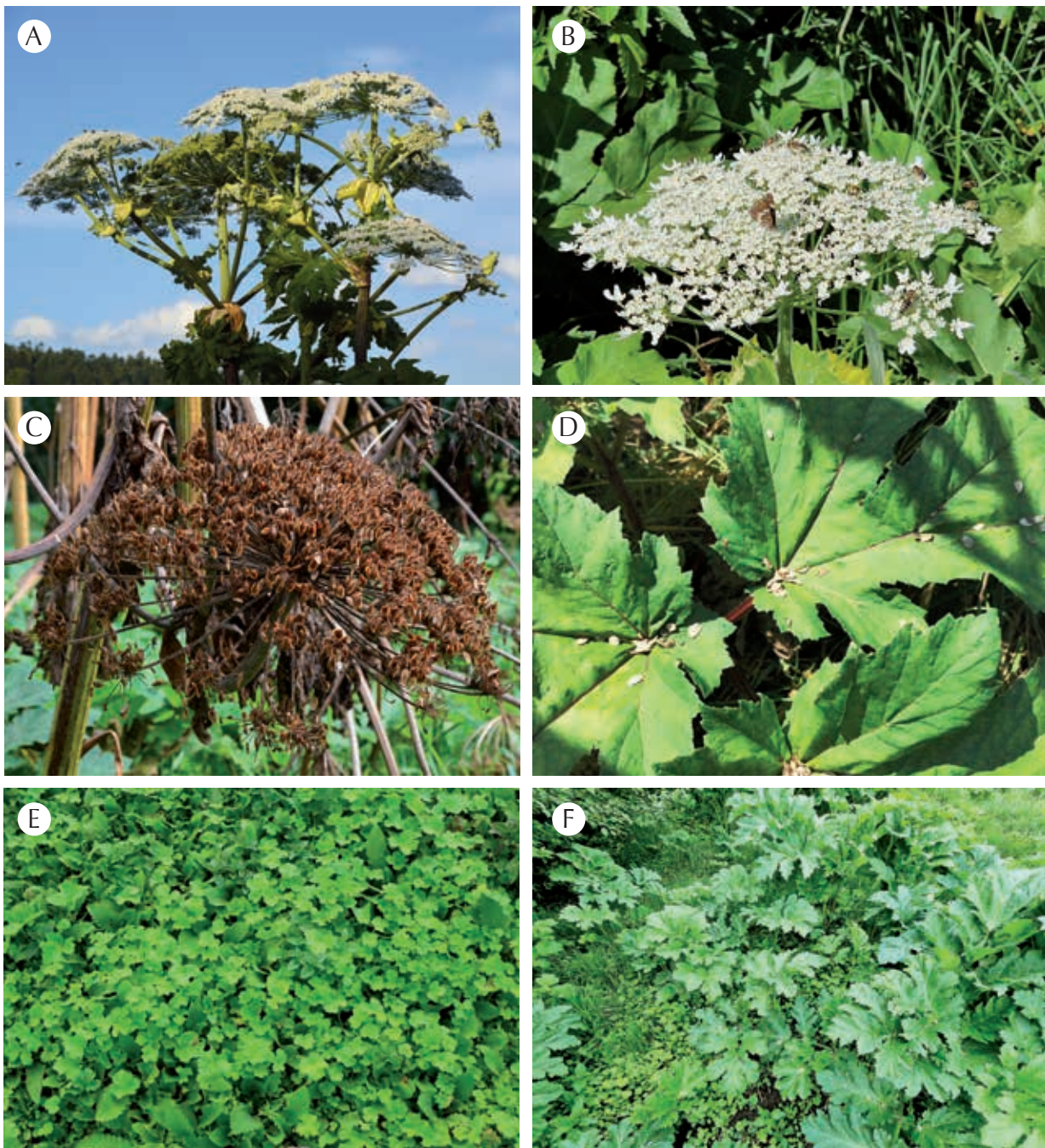
Pochodzenie. Pogranicze Europy i Azji – środkowa i wschodnia część Kaukazu; Zakaukazie; północno-wschodnia Turcja; Armenia, Azerbejdżan, Gruzja, południowa Rosja (Tokarska-Guzik i in. 2012; Sachajdakiewicz i in. 2018c i d, 2022).

Aktualny status prawny w UE i w Polsce. W 2016 r. gatunek wpisano na listę inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii (Rozporządzenie wykonawcze Komisji UE 2016), a w 2022 r. został uznany w regulacjach prawnych obowiązujących w Polsce za inwazyjny gatunek obcy (IGO) stwarzający zagrożenie dla Unii, rozprzestrzeniony na szeroką skalę (Rozporządzenie RM 2022).

Istotne cechy morfologiczne. Roślina dwu- lub wieloletnia o wysokości 2-5 m, z wyglądu bardzo podobna do barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) (ryc. 2). Liście (odziomkowe i dolne łodygowe trójlistkowe) są bardzo duże o blaszkach liściowych osiągających ok. 1,2-1,6 m długości. Blaszki liściowe są słabiej podzielone i o bardziej tępych odcinkach w porównaniu z b. Mantegazziego. Listek szczytowy jest szerszy i bardziej zaokrąglony. Pusta w środku łodyga bruzdowana, słabo owłosiona, z charakterystycznymi czerwonymi lub fioletowymi plamkami, u podstawy, zazwyczaj osiąga średnicę ok. 5-12 cm. Kwiaty białe lub czasem różowawe, zebrane są w bardzo duże, lekko wypukłe baldachy (największy – na osi pędu głównego o średnicy 30-80 cm i kilka-kilkanaście mniejszych), złożone na ogół z kilkudziesięciu baldaszków, przywabiają liczne owady (roślina miododajna). Owoc typu rozłupnia dojrzewając, rozpada się na dwie płaskie rozłupki z wyraźnie widocznymi 4 kanałami olejowymi (Sachajdakiewicz i in. 2018c, 2022).

Biologia. Łodyga jest wykształcana zazwyczaj w 2-3 roku wegetacji, kiedy barszcz zakwita. Osobniki młode wykształcają tylko duże rozety liściowe. Barszcz Sosnowskiego kwitnie zazwyczaj w czerwcu – lipcu (w 2-5 roku), a następnie – po wydaniu nasion (ok. 20 000 do 100 000

² Sok roślin tego gatunku, zawierający duże stężenie furanokumaryn, może powodować oparzenia (tzw. fotodermatozy), a także inne objawy ogólnoustrojowe u ludzi oraz zwierząt gospodarskich i domowych.



Ryc. 3. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w różnych fazach rozwoju

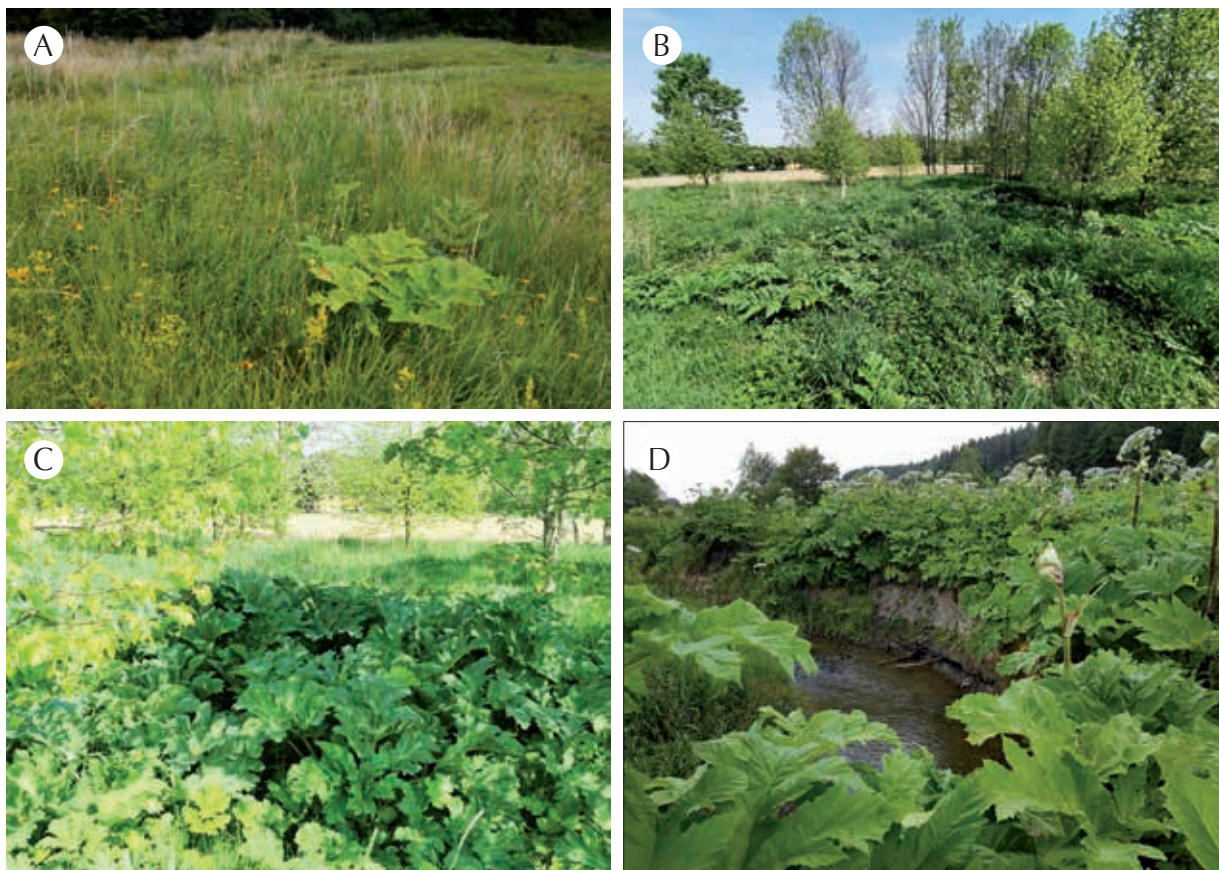
Objaśnienia: A – szczytowa część kwiatostanów z baldachami złożonymi w pełni kwitnienia; jeden z baldachów wierzchołkowych (terminalnych) w początkowej fazie owocowania, B – okazałe kwiatostany przyciągające liczne owady, C – baldach złożony z licznymi dojrzałymi owocami – rozłupniami, D – nasiona opadłe w pobliżu rośliny macierzystej, E – siewki pojawiające się równocześnie wiosną kolejnego sezonu wegetacyjnego, F – siewki i młode osobniki z masywnymi liśćmi tworzącymi rozety

Fig. 3. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) at various stages of its development

Captions: A – upper part of inflorescences with compound umbels in full bloom; one of the apical (terminal) umbels is at the early fruiting stage, B – impressive inflorescences attracting numerous insects, C – compound umbel with many ripe fruits – schizocarps, D – fallen seeds near the parent plant, E – seedlings emerging simultaneously in the spring of the following growing season, F – seedlings and young individuals with massive leaves forming rosettes

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik A, C, E; Katarzyna Bzdęga B, D, F)

na jednej roślinie) – obumiera (tzw. gatunek monokarpiczny). Gatunek tworzy duży bank nasion w glebie, a nasiona wykazują żywotność sięgającą kilku lat (Sachajdakiewicz i in. 2018c i d, 2022). Podobnie, jak u b. Mantegazziego 95% nasion utrzymuje się w wierzchniej warstwie gleby, do głębokości 5 cm. W warunkach klimatycznych Europy Środkowej nasiona kiełkują w marcu-kwietniu następnego roku, mniej więcej w tym samym czasie (Sachajdakiewicz i in. 2022) (ryc. 3A-F).



Ryc. 4. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w różnych typach siedlisk – przykłady

Objaśnienia: A – w płacie murawy kserotermicznej, B – pojedyncze osobniki w zadrzewieniach obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”, C – zwarty płat w zadrzewieniach na obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”, D – na brzegu potoku górskiego

Fig. 4. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) in various types of habitats – examples

Captions: A – in a patch of xerothermic grassland, B – single individuals in the woodlots of the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”, C – a compact patch in the woodlots of the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”, D – on the bank of a mountain stream

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik A; Katarzyna Bzdęga B-D)

Powodowane zagrożenie. Barszcz Sosnowskiego, analogicznie jak b. Mantegazziego, stwarza zagrożenie dla siedlisk przyrodniczych, szczególnie muraw kserotermicznych (6210), niżowych i górskich łąk świeżych (6510), górskich łąk konietlicowych i mietlicowych użytkowanych ekstensywnie (6520), ziołorośli górskich i nadrzecznych (6430) oraz lasów łągowych (91E0), a także gatunków związanych z tymi siedliskami (Sachajdakiewicz i in. 2018c, 2022; Tokarska-Guzik i in. 2021) (ryc. 4A-D). Istotne, w przypadku tego gatunku, jest ponadto powodowane zagrożenie dla gospodarki oraz zdrowia ludzi, zwierząt domowych i hodowlanych.

Gatunki z rodzaju nawłóć (*Solidago* spp.)

Do taksonów obcych z tego rodzaju, występujących w Polsce, należą trzy gatunki: nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis*), późna (*S. gigantea*) i wąskolistna (*S. graminifolia*) oraz nawłóć Niederedera (*S. ×niedereideri*) – utrwalony mieszaniec pomiędzy nawłocią kanadyjską (*S. canadensis*) i rodzimą n. pospolitą (*S. virgaurea*) (Mirek i in. 2020). Wyłącznie w uprawie, jako roślina ozdobna i miododajna, spotykany jest w Polsce mieszaniec międzygatunkowy – nawłóć ogrodowa (*S. hybrida*), powstały jako krzyżówka inwazyjnych nawłoci: (*S. canadensis*) i (*S. gigantea*) (Szymura i in. 2018b; Mirek i in. 2020).

Działaniami w Projekcie objęte zostały dwa, szeroko rozpowszechnione gatunki – nawłóć kanadyjska i n. późna.

Nawłóć kanadyjska

Solidago canadensis L., syn. *Aster canadensis* (L.) Kunz-
tze; *Doria canadensis* (L.) Lunell (Mirek i in. 2020;
POWO 2023).

Canadian Goldenrod

Rodzina: *Asteraceae* – Astrowate (*Compositae* – Złożo-
ne).

Pochodzenie. Wschodnie rejony Ameryki Północnej
(Szymura i in. 2018a; Popay & Parker 2022). Wg POWO
(2023) za pierwotną część zasięgu nawłóci kanadyjskiej
uważa się całą Amerykę Północną.

Aktualny status prawny w UE i w Polsce. Gatunek
nie jest uwzględniony na liście inwazyjnych gatunków
obcych stwarzających zagrożenie dla Unii (Rozporządze-
nie wykonawcze Komisji UE 2017) oraz na liście inwa-
zyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla
Polski (Rozporządzenie RM 2022). Zarówno w Polsce jak
i innych krajach europejskich nawłóć kanadyjska została
zaliczona do grupy inwazyjnych gatunków obcego pocho-
dzenia, na podstawie zgromadzonych dotąd wyników ba-
dań (m.in. Tokarska-Guzik i in. 2012, 2021; Szymura i in.
2018a i b).

Istotne cechy morfologiczne. Nawłóć kanadyjska to
roślina wieloletnia osiągająca do 1,5 m wysokości. Łodygi
są w dolnej części nagie, od połowy odstająco owłosione.
Liście, ustawione na łodydze skrętolegle, są lancetowate,
zaostrome, ząbkowane, rzadziej całobrzegie, o długości
6-13 cm. Żółte, drobne kwiaty są zebrane w kwiatostany
typu koszyczek, a te tworzą wiechowate grona o długości
15-30 cm (ryc. 5). Brzeżne kwiaty w koszyczku są języcz-
kowate, wewnętrzne rurkowate. Owocem jest niełupka
z krótkim puchem kielichowym, służącym jako aparat lotny (Szymura i in. 2018a i b; Popay &
Parker 2022).

Biologia. Nawłóć kanadyjska charakteryzuje się szybkim i intensywnym wzrostem. Jest owa-
dopylna, choć stwierdzono też przypadki samopylności. Rośliny zakwitają już od pierwszego
roku życia, w lipcu i kwitną nawet do października. Owady zapylające kwiaty wabione są ich
barwą oraz dużą ilością nektaru i pyłku (ryc. 6A-B). Nawłóć kanadyjska rozmnaża się gene-
ratywnie za pomocą owoców (niełupki) rozsiewanych przez wiatr (anemochoria) na dalekie
odległości (jedna roślina może wyprodukować nawet do 19 000 niełupki) (ryc. 6C). Rzadziej
niełupki mogą rozprzestrzeniać się za pośrednictwem zwierząt, głównie ssaków i ptaków (epi-
zoochoria), a także mrówek (myrmekochoria) (Szymura i in. 2018a i b; Popay & Parker 2022;
Marjańska i in. 2023). Do zajmowania większych powierzchni nawłóć kanadyjska wykorzystuje
rozmnażanie wegetatywne przy pomocy kłaczy (ryc. 6D). Pojedyncza roślina może dożyć nawet
100 lat (Szymura i in. 2018a; Popay & Parker 2022).

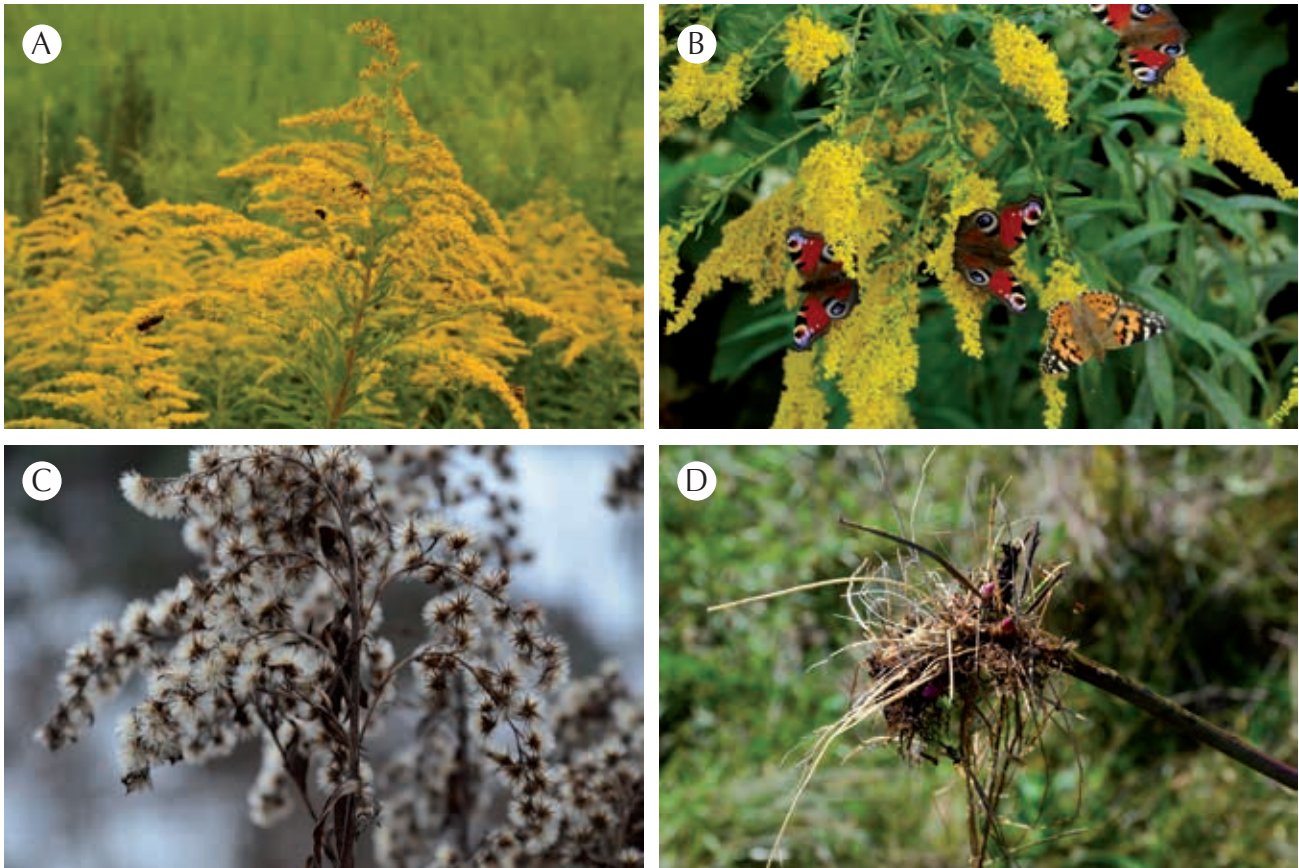
Powodowane zagrożenie. Gatunek stwarza zagrożenie przede wszystkim dla siedlisk nie-
leśnych: muraw kserotermicznych (6210), zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych (6410), zioło-
rośli górskich i ziołorośli nadrzecznych (6430), niżowych i górskich łąk świeżych użytkowanych
ekstensywnie (6510) oraz zagrożonych i chronionych gatunków roślin związanych z tymi siedli-
skami (ryc. 7A-B). Nawłóć kanadyjska uważana jest za dobre źródło późnego pożytku pszcze-
lego, jednak ciągła dostępność kwiatów jesienią wydłuża okres lotów pszczół i uniemożliwia im
właściwe przygotowanie się do zimy, tym samym zmniejszając przeżywalność pszczelich rodzin.
Masowe występowanie nawłóci negatywnie wpływa na relacje pomiędzy dzikimi zapylaczami
a rodzimą florą. Wykazano, że w płatach z udziałem inwazyjnych roślin, różnorodność zapylaczy
może spaść nawet o 90% (m.in. Moron i in. 2009; Masło & Najberek 2014; Fenesi i in. 2015;
Szymura i in. 2018a; Popay & Parker 2022; Marjańska i in. 2023).



Ryc. 5. Drobne koszyczki zebrane w wiechowate grona u nawłóci
kanadyjskiej (*Solidago canadensis*)

Fig. 5. Small capitulae gathered in paniculate clusters in Canadian
Goldenrod (*Solidago canadensis*)

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)



Ryc. 6. Nawłoc kanadyjska (*Solidago canadensis*) w różnych fazach rozwoju – przykłady

Objaśnienia: A-B – owady, w tym motyle zapylające kwiaty nawłoci wabione są ich intensywną barwą oraz dużą ilością nektaru i pyłku, C – sukces w rozprzestrzeleniu się rośliny realizuje produkując dużą liczbę niełupiek opatrzonego aparatem lotnym, D – zajmowanie powierzchni ułatwia zdolność do pomnażania wegetatywnego za pośrednictwem podziemnych kłączy

Fig. 6. Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) at various stages of development – examples

Captions: A-B – insects including butterflies pollinating goldenrod flowers, are attracted by their intense colour and large amounts of nectar and pollen, C – the plant achieves success in spreading by producing a large number of achenes with flight apparatus, D – occupying the soil surface facilitates vegetative reproduction by underground rhizomes

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik A, C, D; Katarzyna Bzdęga B)



Ryc. 7. Nawłoc kanadyjska (*Solidago canadensis*) kolonizująca siedliska nieleśne

Objaśnienia: A – murawy kserotermiczne i napiaskowe oraz odłogowane pola w rejonie Góry Bielana w Jaworznie, B – płat łąki zmiennowilgotnej na terenie obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”; wśród pędów nawłoci kwitnący mieczyk dachówkowaty (*Gladiolus imbricatus*) – gatunek chroniony

Fig. 7. Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) colonizing non-forest habitats

Captions: A – xerothermic and sandy grasslands and set-aside fields in the area of Góra Bielana in Jaworzno, B – a patch of *Molinion* meadow in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”; blooming *Gladiolus imbricatus* a protected species – among goldenrod shoots

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

Nawłóć kanadyjska może także stwarzać zagrożenie dla gospodarki (m.in. obniżając wartość paszową łąk) i zdrowia człowieka (powodując katar sienny u osób wrażliwych) (Tokarska-Guzik i in. 2021).

Nawłóć późna, syn. nawłóć olbrzymia.

Solidago gigantea Aiton, syn. *Solidago serotina* Aiton., *Solidago serotina* var. *dumertorum* (Aiton) A.Gray, *Solidago serotina* var. *gigantea* (Aiton) A. Gray (Mirek i in. 2020; POWO 2023).

Giant Goldenrod, syn. Late goldenrod, Smooth goldenrod.

Rodzina: *Asteraceae* – Astrowate (*Compositae* – Złożone).

Pochodzenie. Ameryka Północna – od południowej części Stanów Zjednoczonych do północnej części Kanady (Tokarska-Guzik i in. 2012; Szymura i in. 2018c i d).

Aktualny status prawny w UE i w Polsce. Gatunek nie jest uwzględniony na liście inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii (Rozporządzenie wykonawcze Komisji UE 2017) oraz na liście inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Polski (Rozporządzenie RM 2022). Zarówno w Polsce jak i innych krajach europejskich nawłóć późna została zaliczona do grupy inwazyjnych gatunków obcego pochodzenia, na podstawie zgromadzonych dotąd wyników badań (m.in. Tokarska-Guzik i in. 2012, 2021; Szymura i in. 2018c i d).

Istotne cechy morfologiczne. Nawłóć późna jest byliną osiagającą wysokość od 0,5 do 2,5 m. Posiada sztywną, wzniesioną łodygę, w dolnej części nagą, pokrytą nalotem woskowym, pod kwiatostanem nieznacznie owłosioną. Łodygi często przybierają barwę czerwono-purpurową, jednak ta cecha nie jest obserwowana u roślin rosnących w cieniu, lub w gęstych łąkach. Liście kształtu lancetowatego o zastrzonym zakończeniu i brzegach ostro piłkowanych są ustawione skrętolegle na pędzie. Kwiaty żółte, małe, brzeżne języczkowate, nieco dłuższe od wewnętrznych rurkowatych, są zebrane w dzwonkowate koszyczki osadzone na krótkich szypułkach. Koszyczki zgrupowane są w jednostronne wiechowate grona (ryc. 8). Owocem są niełupki opatrzone puchem kielichowym (Szymura i in. 2018c i d).



Ryc. 8. Drobne koszyczki zebrane w wiechowate grona u nawłóci późnej (*Solidago gigantea*)
Fig. 8. Small capitulae gathered in paniculate clusters in Giant Goldenrod (*Solidago gigantea*)

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)



Ryc. 9. Rozległe, jednogatunkowe łąny nawłoci późnej (*Solidago gigantea*)

Objaśnienia: A – dominujące w krajobrazie wielu rejonów w południowej części Polski, B – na skraju łąki zmiennowilgotnej w obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”

Fig. 9. Extensive, single-species fields of Giant Goldenrod (*Solidago gigantea*)

Captions: A – dominating the landscape of many regions in southern Poland, B – at the edge of *Molinion* meadow in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

Biologia. Nawłóć późna, analogicznie jak nawłóć kanadyjska, rozmnaża się generatywnie, produkując dużą liczbę lekkich nasion, a także wegetatywnie, tworząc system długich, silnie rozgałęzionych kłączy, z których wyrastają nowe pędy nawet w znacznej odległości od roślin macierzystych (Szymura i in. 2018c i d).

Powodowane zagrożenie. Nawłóć późna podobnie jak nawłóć kanadyjska, wpływa bezpośrednio na środowisko przyrodnicze i stanowi dla niego zagrożenie, m.in. poprzez tworzenie zwartych, jednogatunkowych populacji (Szymura i in. 2018c i zamieszczona tam literatura) (ryc. 9A-B). Gatunek uważany jest za niepożądany szczególnie na niekoszonych łąkach, w obrębie siedlisk nadrzecznych, mokradeł i obrzeży lasów. Wśród siedlisk przyrodniczych zagrożonych rozprzestrzenianiem się nawłóci późnej wskazuje się zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (6410), ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne (6430), niżowe i górskie łąki świeże użytkowane ekstensywnie (6510), a także górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk (7230) (Szymura i in. 2018c). Wieloletnie i długowieczne nawłócie szybko osiągają dominację w kolonizowanych zbiorowiskach roślinnych i skutecznie rywalizują z pozostałymi roślinami, prowadząc do zmniejszenia bogactwa rodzimych gatunków roślin (Weber & Jakobs 2005; Szymura & Szymura 2011). Niekorzystnie wpływają także na różnorodność i obfitość dziko występujących owadów (Moroń i in. 2009), w tym motyli (Masło & Najberek 2014), a także mrówek (Lenda i in. 2013) i ptaków (Skórka i in. 2010), związanych m.in. z siedliskami łąkowymi.

Nawłóć późna może także powodować straty gospodarcze (m.in. obniżając wartość paszową łąk) (Tokarska-Guzik i in. 2021).

Gatunki z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria* spp.)

W Polsce (i w Europie) występują dwa gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria*: rdestowiec ostrokończysty (*R. japonica*) i r. sachaliński (*R. sachalinensis*) oraz ich mieszańce r. pośredni (*R. ×bohemica*) (Tokarska-Guzik i in. 2017; Mirek i in. 2020). Z uwagi na podobieństwo cech morfologicznych, biologicznych, ekologicznych oraz powodowane zagrożenia, inwazyjne gatunki z rodzaju *Reynoutria*, są często opisywane pod polską nazwą zbiorczą jako rdestowce – odpowiednio w języku angielskim pod nazwą zwyczajową *knotweeds* (Bzdęga i in. 2018a i b, 2022 i zamieszczona tam literatura).

W Projekcie działaniami zostały objęte przede wszystkim zidentyfikowane stanowiska rdestowca ostrokończystego i rdestowca pośredniego. Szczegółowe opisy wszystkich taksonów z tego rodzaju występujących w Polsce znajdują się w opracowaniach Tokarskiej-Guzik i in. (2017) oraz Bzdęgi i in. (2022).

Rdestowiec ostrokończysty, syn. rdestowiec japoński, rdest japoński, rdest ostrokończysty, rdestowiec japoński, rdestówka ostrokończysta

Reynoutria japonica Houtt., syn. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr., *Polygonum japonicum* (Houtt.) S. L. Welsh (Mirek i in. 2020; Bzdęga i in. 2022; POWO 2023)

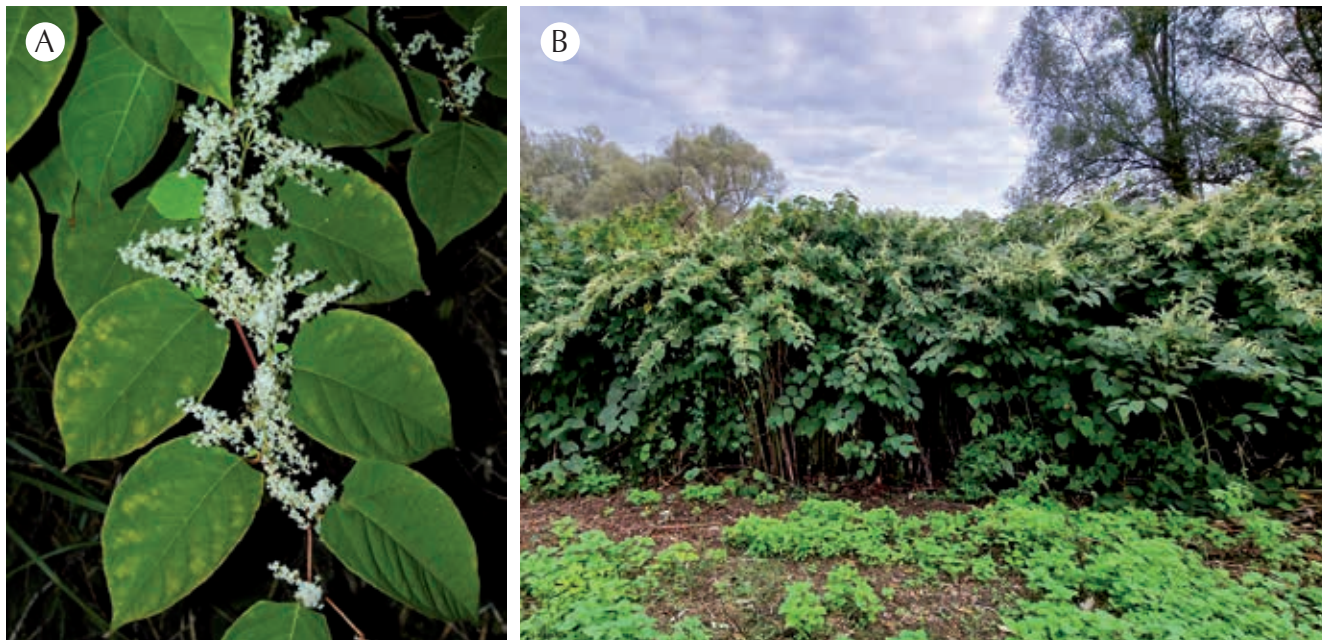
Japanese Knotweed, syn. Japanese bamboo, Donkey rhubarb i inne

Rodzina: *Polygonaceae* – Rdestowate

Pochodzenie. Wschodnia Azja: południowa część Sachalinu i Wysp Kurylskich, Japonia, południowo-zachodnie, południowo-wschodnie i północno-środkowe Chiny, Tajwan, Wietnam, Korea i Mandzuria (Tokarska-Guzik i in. 2017; Bzdęga i in. 2018a i b; Shaw 2022; POWO 2023).

Aktualny status prawny w UE i w Polsce. Gatunek w 2022 r. został wpisany na listę inwazyjnych gatunków obcych (IGO) stwarzających zagrożenie dla Polski (Rozporządzenie RM 2022).

Istotne cechy morfologiczne. Rdestowiec ostrokończysty to wieloletnia bylina dorastająca do wysokości 3 m. Roślina wytwarza system podziemnych kłączy, z których wiosną (z charakterystycznych skupień pączków – karp) wyrastają pędy nadziemne. Posiada rozgałęziające się górą, puste w środku łodygi, w dolnej części czerwono nabiegłe lub cętkowane. Są one podzielone na



Ryc. 10. Rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) w okresie kwitnienia

Objaśnienia: A – pojedynczy pęd, B – płat

Fig. 10. Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) during the flowering period

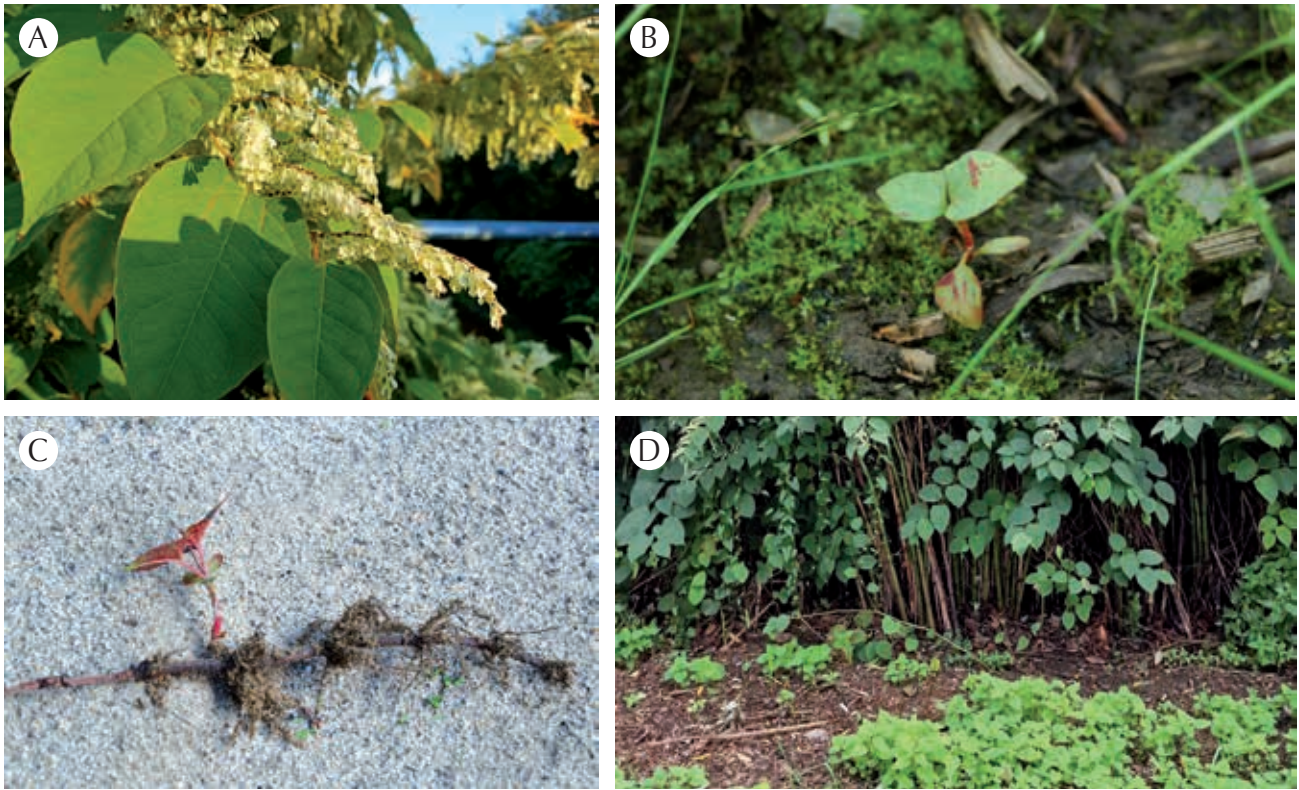
Captions: A – single stem, B – patch

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

węzły i międzywęzła, przypominając wyglądem pędy bambusa. Liście są ustawione na łodydze w dwóch szeregach i w dolnych jej partiach szybko opadają. Kwiaty zielono-białe lub kremowo-białe są zebrane w rozgałęzione groniaste kwiatostany, ustawione po kilka w kątach liści (ryc. 10A). Owocem jest oskrzydłony orzeszek (Tokarska-Guzik i in. 2017; Bzdęga i in. 2022).

Biologia. Rdestowiec ostrokończysty jest rośliną wieloletnią, która kwitnie wielokrotnie w czasie swojego życia (tzw. gatunek polikarpiczny). Jako roślina dwupienna, charakteryzuje się obecnością dwóch grup osobników: pierwsza wytwarza kwiaty obupłciowe, a druga żeńskie. Na pojedynczym pędzie może się rozwinąć od około 190 000 do 350 000 kwiatów. Ich liczba jest uzależniona m.in. od typu wytwarzanych kwiatów i warunków siedliskowych. Pełnia kwitnienia przypada na sierpień-wrzesień i może trwać do października (ryc. 10A-B). Kwiaty zapylane są przez owady. Oskrzydłone owoce opadają przede wszystkim w pobliżu roślin macierzystych, mogą także być przenoszone na nowe tereny przez wiatr (na drodze anemochorii) i wodę (hydrochoria), jednak ich rola w zasiedlaniu nowych miejsc jest ograniczona (ryc. 11A-B). Rdestowiec ostrokończysty rozmnaża się przede wszystkim wegetatywnie, poprzez rozrost i regenerację kłaczy oraz pędów (ryc. 11C). Nowa roślina może rozwinąć się z 1-centymetrowego fragmentu kłacza o wadze nieprzekraczającej 0,7 g, podobnie jak z niewielkiego odcinka pędu zawierającego pojedynczy węzeł, umieszczonego w glebie lub w wodzie. Kłacza rdestowca ostrokończystego, podobnie jak i pozostałych rdestowców, charakteryzują się szybkim wzrostem, rozrastając się na odległość od 5-7 do nawet 20 m od rośliny macierzystej. Części nadziemne zamierają jesienią, a roślina zimuje dzięki pączkom (na karpach i podziemnych kłaczach), z których na wiosnę rozwijają się nowe pędy (Bzdęga i in. 2018a, 2022) (ryc. 11D).

Powodowane zagrożenie. Rdestowiec ostokończysty, podobnie jak pozostałe inwazyjne gatunki rdestowców, wpływa bezpośrednio na środowisko przyrodnicze i stanowi dla niego poważne zagrożenie, m.in. poprzez tworzenie zwartych i jednogatunkowych populacji, powodując zmiany w tempie rozkładu materii oraz właściwości fizycznych i chemicznych gleby, a tym samym aktywności mikroorganizmów glebowych. Gatunek stwarza zagrożenie dla takich siedlisk przyrodniczych jak: zarośla wierzbowe na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków (3240), rzeki alpejskie i ich roślinność krzewiasta z *Myricaria germanica* (3230), ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne (6430), łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (91E0) oraz łągowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (91F0) (Bzdęga i in. 2018a, 2022) (ryc. 12).



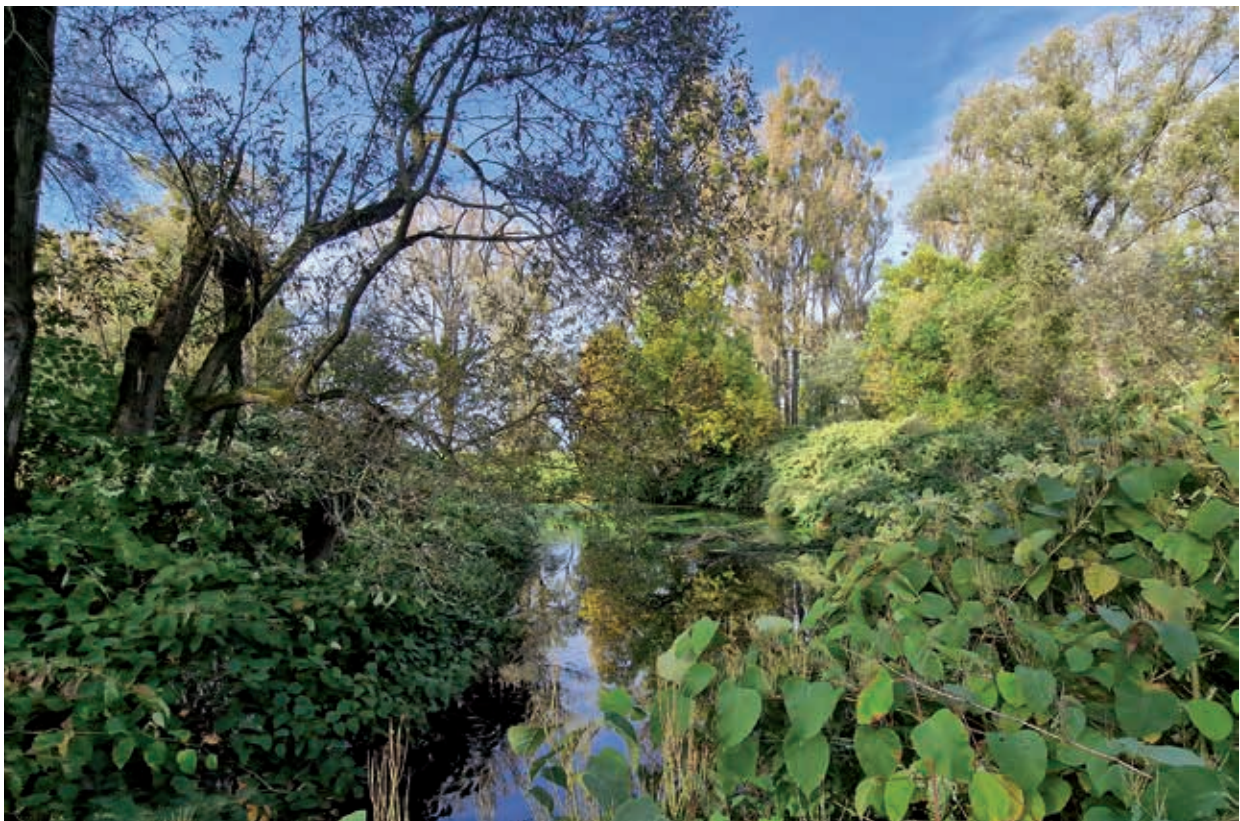
Ryc. 11. Rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) w różnych fazach rozwoju

Objaśnienia: A – liczne, oskrzydłone owoce, B – rozwijająca się siewka rdestowca, C – fragment podziemnego kłącza z pędem wyrastającym z jednego z węzłów, D – kępa złożona z nowych (zielonych) i ubiegłorocznych (suchych) pędów nadziemnych

Fig. 11. Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) at various stages of development

Captions: A – numerous, winged fruits, B – developing knotweed seedling, C – fragment of an underground rhizome with a shoot growing from one of the nodes, D – clump made of new (green) and last year's (dry) above-ground shoots

(fot./photo Katarzyna Urbisz A; Barbara Tokarska-Guzik C; Katarzyna Bzdęga B, D)



Ryc. 12. Rdestowce nad jednym ze starorzeczy Odry – rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) na brzegu po lewej stronie i r. pośredni (*Reynoutria xbohemica*) po prawej stronie

Fig. 12. Knotweeds on one of the oxbow lakes in the Odra valley – Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) on the bank on the left and Bohemian Knotweed (*Reynoutria xbohemica*) on the right

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)



Ryc. 13. Zwarte płyty rdestowców (*Reynoutria* spp.) utrudniające dostęp do brzegów jednego ze zbiorników wodnych w Katowicach

Fig. 13. Compact patches of knotweeds (*Reynoutria* spp.) hindering access to the sides of one of the water reservoirs in Katowice

(fot./photo Katarzyna Urbisz)



Spośród negatywnych skutków dla gospodarki warto wymienić konsekwencje rozprzestrzeniania się w dolinach rzecznych, gdzie rośliny gatunku porastając brzegi cieków mogą przyczyniać się do ich erozji, powodować zmiany przepływu wód, naruszać zabezpieczenia przeciwpowodziowe i budowle hydrotechniczne oraz ograniczać dostęp do wody, np. wędkarzom i turystom (Bzdęga i in. 2018a, 2022; Tokarska-Guzik i in. 2021) (ryc. 13).

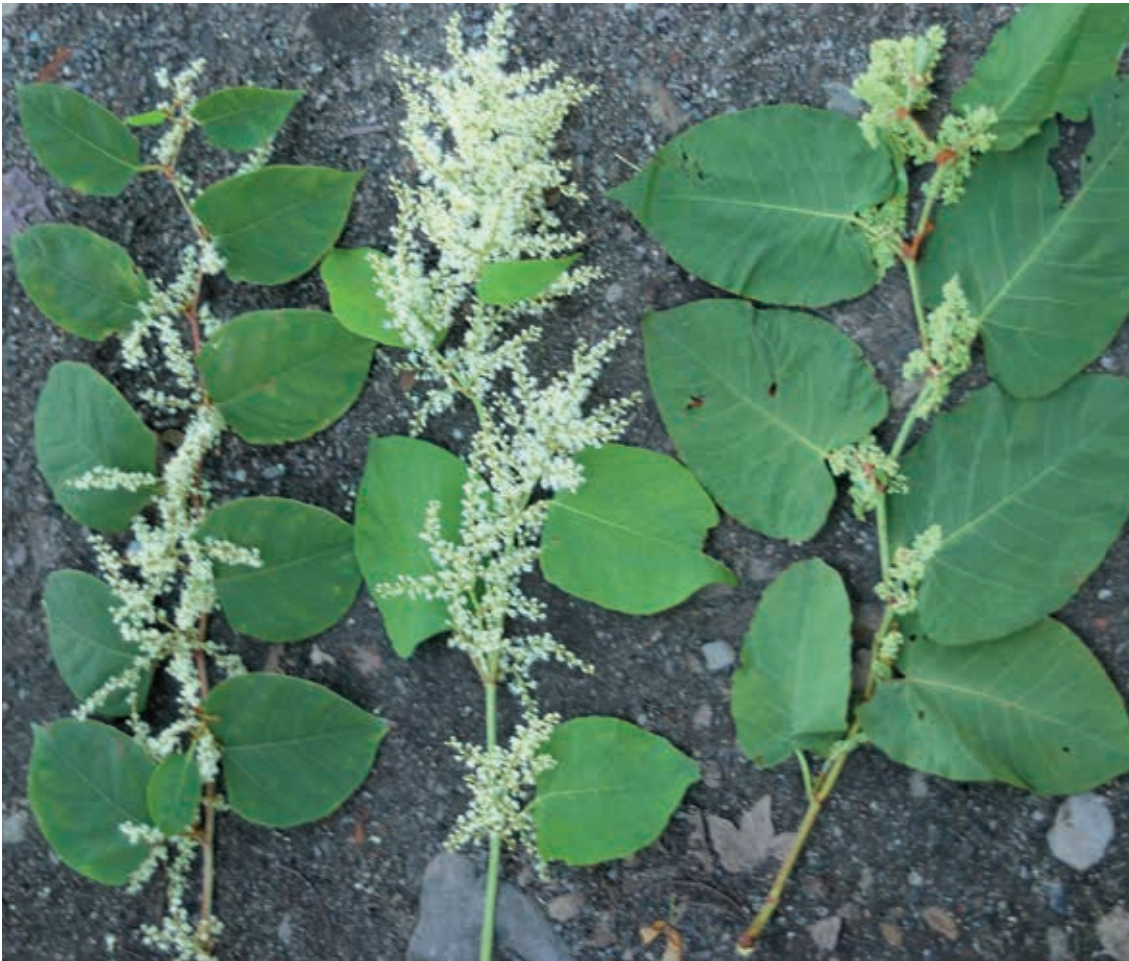
Rdestowiec pośredni, syn. rdestowiec czeski, rdest pośredni, rdest czeski, rdestówka czeska, rdestówka pośrednia

Reynoutria xbohemica Chrtek & Chrtková, syn. *Fallopia xbohemica* (Chrtek & Chrtková) J.P. Bailey, *Polygonum xbohemicum* (Chrtek & Chrtková) Zika & Jacobson

Ryc. 14. Kwitnący pęd rdestowca pośredniego (*Reynoutria xbohemica*)

Fig. 14. Flowering stem of Bohemian Knotweed (*Reynoutria xbohemica*)

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)



Ryc. 15. Porównanie rozmiarów i kształtów liści taksonów z rodzaju rdestowiec (od lewej: rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*), w środku r. pośredni (*R. xbohemica*), po prawej r. sachaliński (*R. sachalinensis*))

Fig. 15. Comparison of the dimensions and shape of knotweeds leaves (on the left: Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*), in the centre Bohemian Knotweed (*R. xbohemica*), on the right Giant Knotweed (*R. sachalinensis*))

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

Mieszaniec: *R. japonica* × *R. sachalinensis* (Mirek i in. 2020; Bzdęga i in. 2022; POWO 2023)

Bohemian Knotweed, syn. Hybrid knotweed

Rodzina: *Polygonaceae* – Rdestowate

Pochodzenie. Naturalny zasięg mieszańca obejmuje północną i środkową Japonię (POWO 2023). Jednak w granicy występowania swoich gatunków rodzicielskich, został odnotowany dopiero pod koniec XX wieku i opisany pod nazwą *Reynoutria x mizushima* Yokouchi ex T. Shimizu (Bailey 2003; Bzdęga i in. 2018d). Następnie obecność tego taksonu potwierdzono w roku 1999 i 2000 z północno-zachodniej części wyspy Honsiu (Bailey 2003). Wcześniej, w 1982 r., mieszaniec został zidentyfikowany i opisany z Europy (Tokarska-Guzik i in. 2017; Bzdęga i in. 2018a i b, 2022).

Aktualny status prawny w UE i w Polsce. Takson w 2022 r. został wpisany na listę inwazyjnych gatunków obcych (IGO) stwarzających zagrożenie dla Polski (Rozporządzenie RM 2022).

Istotne cechy morfologiczne. Morfologicznie mieszaniec wykazuje cechy pośrednie w porównaniu do gatunków rodzicielskich (ryc. 14). Cechami diagnostycznymi, pozwalającymi odróżnić rdestowca pośredniego od rdestowca ostrokończystego (*R. japonica*) i rdestowca sachalińskiego (*R. sachalinensis*) są przede wszystkim rozmiary i kształt liści (ryc. 15), a także ich owłosienie. Rdestowiec ostrokończysty posiada sztywne w dotyku, szeroko-jajowato-trójkątne liście, średnio o długości do 15 cm i szerokości 10 cm, z wyraźnie zwężonym szczytem oraz zwykle uciętą lub tępo, klinowato zwężoną nasadą. Spodnia strona liści jest nieowłosiona, pokryta jedynie jednokomórkowymi, bardzo krótkimi, strukturami zwanymi papillami. Z kolei miękkie,



Ryc. 16. Rdestowiec pośredni (*Reynoutria x bohemica*) – fragment podziemnego kłącza

Fig. 16. Bohemian Knotweed (*Reynoutria x bohemica*) – a fragment of an underground rhizome

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)



szeroko-podłużnie-jajowate liście rdestowca sachalińskiego osiągają największe rozmiary: średnio do 20(35) cm długości i 20 cm szerokości. Szczyt blaszki liściowej jest tępo zaokrąglony, a nasada liścia słabo sercowata (górne liście) lub wyraźnie zaokrąglona, sercowata (dolne liście). Liście posiadają na spodniej stronie rozproszone, długie i miękkie włoski. Liście rdestowca pośredniego są szeroko-jajowate o długości zwykle 10-23 cm i szerokości 9-20 cm. Szczyt blaszki liściowej jest zaokrąglony lub zwężający się w długi i ostry kończyk (często skręcony), natomiast nasada liścia jest tępo klinowata (górne liście) lub lekko serco-

Ryc. 17. Liczba zawiązanych nasion na pędach mieszańca rdestowca pośredniego (*R. x bohemica*) zależy od struktury lokalnych populacji: typów kwiatów na pędach mieszańca i obecności innych taksonów z tego rodzaju w sąsiedztwie

Fig. 17. The proportion of seeds setting on the shoots of the hybrid Bohemian Knotweed (*R. x bohemica*) depends on the structure of local populations: the types of flowers on the stem of the hybrid and the presence of other taxa from this genus in the vicinity

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)



Ryc. 18. Rozległe populacje rdestowców (*Reynoutria japonica* i *R. ×bohemica*) w siedlisku lasu łęgowego w dolinie rzecznej
Fig. 18. Extensive populations of knotweed (*Reynoutria japonica* and *R. ×bohemica*) in the habitat occupied by riparian forest in a river valley

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

wata (dolne liście). Spód większych liści rdestowca pośredniego usiany jest licznymi, krótkimi i sztywnymi włoskami. Więcej informacji znajduje się w opracowaniach Tokarskiej-Guzik i in. (2017) oraz Bzdęgi i in. (2022).

Biologia. Analogicznie jak gatunki rodzicielskie, rdestowiec pośredni rozmnaża się przede wszystkim w sposób wegetatywny poprzez kłaczka, co umożliwia szybkie i skuteczne zajmowanie nowych obszarów (ryc. 16). Kłaczka i pędy odznaczają się także szybkim tempem wzrostu i dużymi zdolnościami regeneracyjnymi. Nowa roślina może rozwinąć się z niewielkiego fragmentu kłaczka lub odcinka pędu zawierającego pojedynczy węzeł umieszczonego w glebie lub wodzie. Podobnie jak w przypadku gatunków rodzicielskich, generatywna reprodukcja u mieszańca nie jest powszechna (ryc. 17). Siewki powstają jako efekt krzyżówek wstecznych z jedną z form rodzicielskich (Tokarska-Guzik i in. 2017; Bzdęga i in. 2018c i d, 2022). Siewki do swojego rozwoju wymagają odpowiednich warunków siedliskowych, w tym przede wszystkim odpowiedniego uwilgotnienia podłoża.

Powodowane zagrożenie. Rdestowiec pośredni, podobnie jak pozostałe gatunki obce z tego rodzaju, wywiera bezpośredni wpływ na środowisko przyrodnicze i stwarza dla niego poważne zagrożenie, m.in. poprzez tworzenie zwartych i rozległych jednogatunkowych populacji, szczególnie na siedliskach w dolinach rzecznych, gdzie skutecznie konkuruje z rodzimymi gatunkami roślin, uniemożliwiając im rozwój i regenerację (Tokarska-Guzik i in. 2012, 2017; Bzdęga i in. 2018c i d; 2022) (ryc. 18). Gatunek zmienia właściwości fizyczne i chemiczne gleby oraz wpływa na aktywność mikroorganizmów glebowych (Bzdęga i in. 2018d i zawarta tam literatura).

Gatunki z rodzaju niecierpek (*Impatiens* spp.)

W Polsce rodzaj reprezentowany jest przez jeden gatunek rodzimy: n. pospolity (*I. noli-tangere*) oraz trzy gatunki obce zadomowione: n. drobnokwiatowy (*I. parviflora*), n. pomarańczowy (*I. capensis*) i n. gruczołowaty (*I. glandulifera*). Dwa gatunki, n. balsamina (*I. balsamina*) i n. Wallera (*I. walleriana*) dotychczas znajdują się wyłącznie w uprawie (Rutkowski 2011; Mirek i in. 2020). Przedmiotem działań w Projekcie był niecierpek gruczołowaty.

Niecierpek gruczołowaty, syn. niecierpek Roylego, n. himalajski
Impatiens glandulifera Royle, syn. *Impatiens roylei* Walp., *Balsamina glandulifera* (Royle) Ser. (Mirek i in. 2020; POWO 2023)

Himalayan Balsam, syn. Policeman's Helmet, Bobby tops i inne

Rodzina: *Balsaminaceae* – Niecierpkowate



Ryc. 19. Kwiaty niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) zebrane w grona na szczycie łodyg

Fig. 19. Flowers of Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) gathered in clusters of cymes at the top of stems

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

Pochodzenie. Azja Południowa – zachodnie Himalaje (Nepal, północno-zachodni Pakistan, północne Indie) (Pollard 2022; POWO 2023).

Aktualny status prawny w UE i w Polsce. W 2017 r. gatunek został wpisany na listę inwazyjnych gatunków obcych (IGO) stwarzających zagrożenie dla Unii (Rozporządzenie wykonawcze Komisji UE 2017), a w 2022 r. został uznany w regulacjach prawnych obowiązujących w Polsce za IGO stwarzający zagrożenie dla Unii, rozprzestrzeniony na szeroką skalę (Rozporządzenie RM 2022).

Istotne cechy morfologiczne. Niecierpek gruczołowaty jest rośliną roczną, osiągającą wysokość od 1 do 3 m, o łodydze nagiej i zgrubiałej w węzłach, często brunatnoczerwono nabiegłej, dętej i soczystej. Z dolnych węzłów łodygi mogą wyrastać korzenie przybyszowe. Ulistnienie jest naprzeciwległe lub okółkowe (po 3 liście). Liście są lancetowate do eliptycznych, o długości od 5 do 18 cm i szerokości od 2,5 do 7 cm. Brzeg liścia jest ostro piłkowany, a ogonek liściowy ma długość ok. 3 cm. Kwiaty, o symetrii grzbiecistej z małą zakrzywioną ostrogą, przeważnie różowe lub purpurowe, rzadko białe, do ok. 4 cm długie, są skupione w grona (po kilka-kilkanaście) (ryc. 19). Owocem niecierpka gruczołowatego jest maczugowata torebka, 3,5 cm długa, zawierająca do 16 czarnych, okrągławych nasion (Adamowski i in. 2018b; Krzysztofiak i in. 2022; Pollard 2022).

Biologia. Niecierpek gruczołowaty rozmnaża się tylko za pomocą nasion. Kwitnie od lipca do października, a jego kwiaty są zapylane przez owady, głównie przez pszczoły i trzmiele (ryc. 20A). Niecierpek jest również rośliną samozgodną, tzn. nasiona powstają w wyniku zapylenia jednego kwiatu przez pyłek z drugiego kwiatu w obrębie tej samej rośliny. Nasiona niecierpka w momencie pęknięcia dojrzałych

torebek są wyrzucane na odległość do 5 m (ryc. 20B-C). W dogodnych warunkach pojedynczy osobnik wytwarza do 800 (a nawet 2500) nasion (ryc. 20D). Nasiona zachowują zdolność do kiełkowania przez co najmniej 1,5 roku, a w sprzyjających warunkach nawet 5 lat. Większość z nich kiełkuje jednak na wiosnę następnego roku. Kiełkowanie jest synchroniczne, co oznacza, że młode niecierpki wytwarzają gęste, jednogatunkowe płaty (do 350 osobników na 1 m²). Po wykiełkowaniu niecierpki rosną bardzo szybko, nawet 3,0 ± 0,5 cm na dzień i po 72 dniach mogą osiągnąć 1,3 m wysokości. Od wykiełkowania do zakwitnięcia mija około 13 tygodni. Czas samego kwitnienia wynosi nawet 12 tygodni. Jesienne przymrozki niszczą rośliny. Nasiona mogą wydostać się z torebek utrzymujących się nawet na zamrożonych roślinach (Adamowski i in. 2018a i b; Krzysztofiak i in. 2022; Pollard 2022).



Ryc. 20. Niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) w różnych fazach rozwoju

Objaśnienia: A – kwiaty zapylane są m.in. przez trzmielę, B – maczugowate torebki, w tym pęknięta z widocznymi nasionami, C – otwarta torebka i nasiona, D – przykład naruszenia powierzchni gleby (tu przez dziki) sprzyjającego masowemu kiełkowaniu nasion niecierpka

Fig. 20. Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) at various stages of development

Captions: A – flowers are pollinated by, among others, bumblebees, B – club-shaped capsules, including a ruptured one with seeds visible, C – opened capsule and seeds, D – example of disturbance of soil surface layers (here by wild boars) promoting mass germination of Himalayan Balsam seeds

(fot./photo Katarzyna Bzdęga A; Barbara Tokarska-Guzik B-D)



Ryc. 21. Liczne siewki niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) stanowiące konkurencję dla rozwijających się roślin gatunków rodzimych

Fig. 21. Numerous seedlings of Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) out-competing developing native plant species

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

Powodowane zagrożenie. Gatunek stwarza zagrożenie dla siedlisk przyrodniczych i związanych z nimi gatunków (ryc. 21). Najczęściej wnika w płaty takich siedlisk przyrodniczych, jak: ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne (6430), pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków (3220), zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (6410), łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (91E0), ale także torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe) (7110), torfowiska przejściowe i trzęsawiska (7140), torfowiska nakredowe (7210), górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk (7230), a także bory i lasy bagienne (91D0). Należy podkreślić, że niecierpek gruczołowaty stanowi bezpośrednie zagrożenie dla trzmieli z rodzaju *Bombus*, które objęte są częściową ochroną gatunkową, gdyż pułapkowe kwiaty tego gatunku osłabiają ich kondycję (Adamowski i in. 2018b; Krzysztofiak i in. 2022).

Występowanie dużych płatów niecierpka gruczołowatego, szczególnie w okresie jego kwitnienia, może odciągać zapylacze i osłabiać plonowanie roślin uprawnych, rosnących w sąsiedztwie tego gatunku (Adamowski i in. 2018b; Krzysztofiak i in. 2022; por. także rozdz. 4.2.1 wyniki monitoringu faunistycznego).

Poza zagrożeniem dla środowiska przyrodniczego wskazywany jest także umiarkowanie negatywny wpływ gatunku na gospodarkę (Tokarska-Guzik i in. 2021).

Obszary prowadzenia działań w ramach Projektu

Projekt był realizowany na zróżnicowanych przyrodniczo obszarach objętych ochroną (parki narodowe, obszary Natura 2000, rezerваты przyrody, użytki ekologiczne), jak również niepodlegających ochronie, na terenie trzech województw południowej Polski (woj. śląskie, małopolskie i podkarpackie).

Dane o zagrożeniach związanych z rozprzestrzenianiem się IAS-P na wybranych obszarach chronionych zgromadzono na podstawie dokumentów udostępnionych przez parki narodowe,

Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska w Katowicach i w Krakowie oraz danych autorskich zespołów realizujących Projekt. Analiza stanu istniejącego została uzupełniona o zgłoszenia dostarczone przez gminy.

Na podstawie przeprowadzonej oceny zagrożeń związanych z rozprzestrzenianiem się IAS-P na wybranych obszarach Polski południowej do działań włączono 2 parki narodowe, 4 obszary Natura 2000, 2 rezerваты przyrody, 2 użytki ekologiczne oraz obszary nieobjęte ochroną, zlokalizowane w 7 gminach. Na obszarach tych problem stwarzają następujące gatunki: barszcze – 8 obszarów (w tym 4 chronione), rdestowce – 7 obszarów (w tym 5 chronionych), nawłocie – 6 obszarów (w tym 5 chronionych) oraz niecierpek gruczołowaty (2 obszary chronione) (Tabela 1).

Tabela 1. Obszary na których prowadzono działania zaradcze wobec określonych IAS-P

Table 1. The area where remedial actions against the specific IAS-P were performed

Obszary / Areas	Gatunek / Species			
	Barszcze kaukaskie <i>Heracleum sosnowskyi</i> and <i>H. mantegazzianum</i>	Rdestowiec ostrokończysty <i>Reynoutria japonica</i>	Niecierpek gruczołowaty <i>Impatiens glandulifera</i>	Nawłoc kanadyjska i n. późna <i>Solidago canadensis</i> and <i>S. gigantea</i>
CHRONIONE / PROTECTED AREAS				
Magurski Park Narodowy / Magura National Park	×	×	-	×
Ojcowski Park Narodowy / Ojców National Park	-	×	×	-
Obszar Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enklawa „Morzyk” / Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enclave “Morzyk”	×	-	-	×
Obszar Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” PLH240042 / Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie” PLH240042	-	-	-	×
Obszar Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” PLH120069 / Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie” PLH120069	×	-	-	×
Obszar Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” PLH120065 / Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” PLH120065	-	-	-	-
Rezerwat przyrody „Las Murckowski” / Nature reserve “Las Murckowski”	-	×	-	-
Rezerwat Przyrody „Łęg nad Młynówką” / Nature reserve “Łęg nad Młynówką”	-	×	-	-
Użytek ekologiczny Park Leśny Witkowice / Ecological site Park Leśny Witkowice	×	-	×	×
Park miejski i użytek ekologiczny „Zakrzówek” / Urban park and ecological site “Zakrzówek”	-	×	-	-
NIEOBJĘTE OCHRONĄ / NON-PROTECTED AREAS				×
Góra Bielana w Jaworznie / Góra Bielana site in Jaworzno	-	×	-	-
Miasto Katowice / Katowice City Commune	-	×	-	-
Gmina Koszęcin / Koszęcin Commune	×	-	-	-
Gmina Krempna / Krempna Commune	×	-	-	×
Gmina Skawina / Skawina Commune	×	-	-	-
Gmina Świątniki Górne / Gmina Świątniki Commune	×	-	-	-

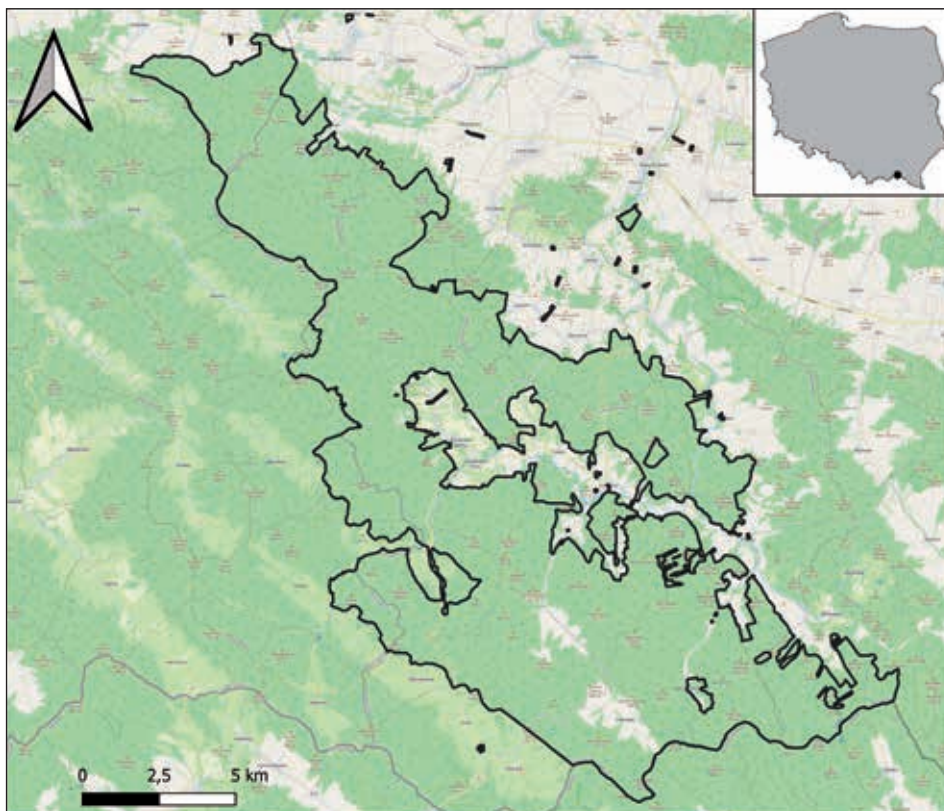
W każdym z obszarów objętych Projektem, działania były realizowane w granicach działek ewidencyjnych, w obrębie których faktyczna powierzchnia zajmowana przez poszczególne IAS-P wobec których prowadzono działania zaradcze, była mniejsza.

Magurski Park Narodowy (MPN)

Data utworzenia: 1 stycznia 1995 r.

Zajmowana powierzchnia: 19 962 ha i 22 967 ha otulina (Rozporządzenie RM 1994)

Cel ochrony: ochrona walorów przyrodniczych Beskidu Niskiego oraz znajdujących się tutaj zabytków kultury materialnej. MPN chroni przede wszystkim unikatowy w skali Karpat obszar przejściowy między Karpatami Zachodnimi i Karpatami Wschodnimi.



Ryc. 22. Granice Magurskiego Parku Narodowego

Fig. 22. The boundaries of the Magura National Park

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

Magurski Park Narodowy (ryc. 22) leży w centralnej części Beskidu Niskiego, dlatego też w jego granicach znajdują się siedliska typowe dla tego największego w polskich Karpatach pasma górskiego. W MPN dominują lasy (95%), głównie bukowe, rzadziej jodłowe i jaworowe (Górecki & Zemanek 2009). Wilgotne siedliska leśne porastają nadrzeczne łąki oraz górskie olszyny nadrzeczne i bagienne. Tereny dawnych pól uprawnych i miejscowości zalesione po II wojnie światowej zajmują sztuczne drzewostany sosnowe, rzadziej mieszane z brzozą i olchą szarą. Łąki, których powierzchnia nie przekracza 5% obszaru Parku, to łąki górskie użytkowane ekstensywnie. Najbardziej suche siedliska opanowały murawy bliźniczkowe i suche łąki z dziewięcisiem bezłodygowym (*Carlina acaulis*) i goździkiem kropkowanym (*Dianthus deltoides*). Punktowo występują młaki, torfowiska i mechowiska. 70% terenu Parku leży w przedziale wysokości od 400 do 600 m n.p.m., a najwyższy szczyt Wątkowa osiąga wysokość 846 m n.p.m., co czyni teren dostępnym dla człowieka i dlatego w przeszłości był on intensywnie użytkowany. W okresie międzywojennym istniały tutaj wsie (ryc. 23), po których obecnie pozostały nazwy oraz widoczne w wiosennym krajobrazie kwitnące drzewa owocowe. Wisłoka – główna rzeka Parku (ryc. 24) rozcina swoją doliną teren na część północną, wyższą zbudowaną głównie z bardziej



Ryc. 23. Widok na nieistniejącą wieś Żydowskie w południowej części Magurskiego Parku Narodowego (zdjęcie lotnicze z zasobów Parku, czerwiec 2020)

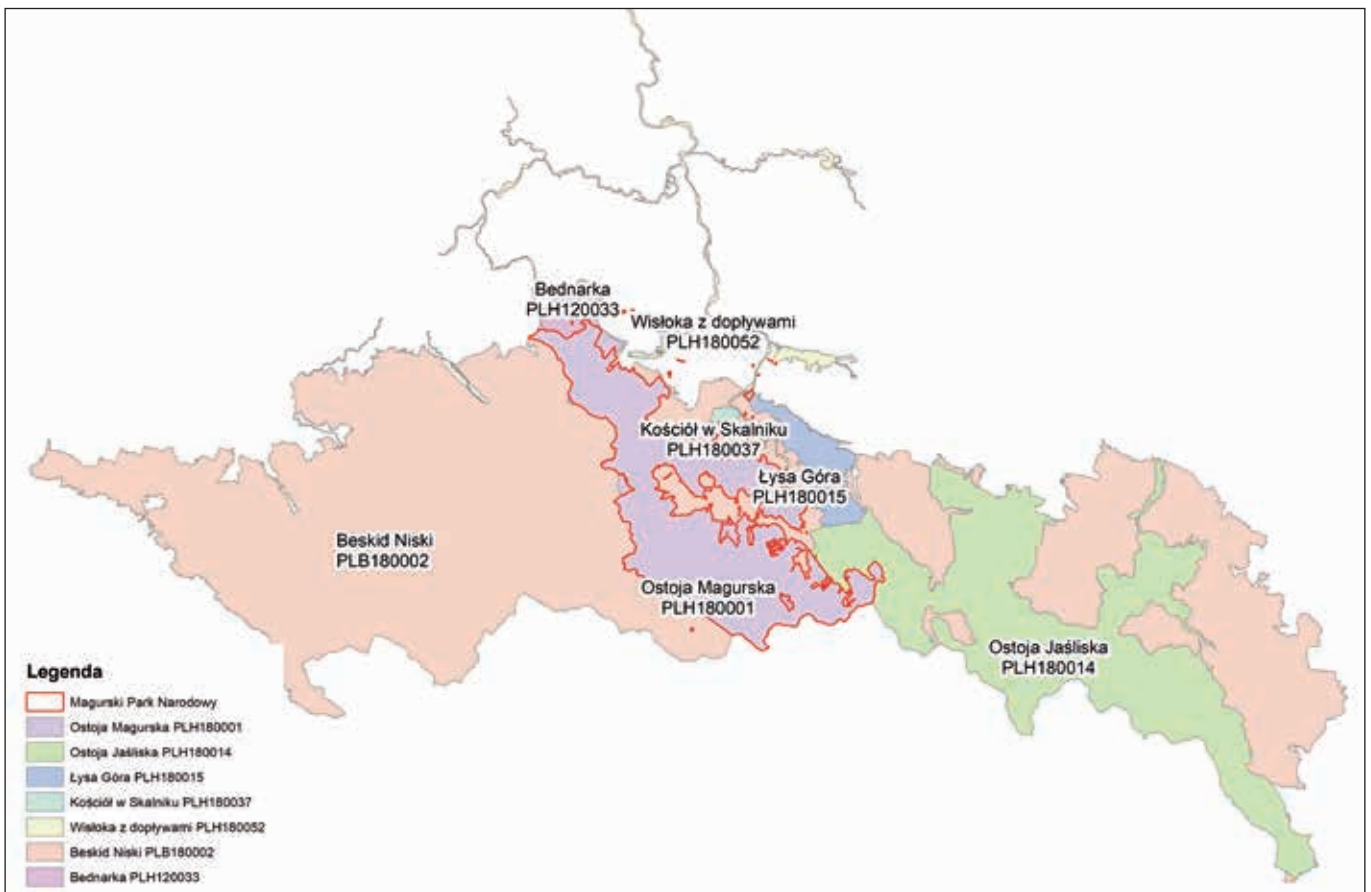
Fig. 23. View of the abandoned village of Żydowskie in the southern part of Magura National Park (aerial photo from the Park's resources, June 2020)



Ryc. 24. Przełom Wisłoki Ostryczne

Fig. 24. The Wisłoka river gorge in Ostryczne

(fot./photo Jacek Borek, 2023)



Ryc. 25. Magurski Park Narodowy na tle innych obszarów Natura 2000 wyznaczonych w Beskidzie Niskim

Fig. 25. The Magura National Park in comparison with other Natura 2000 sites designated in the Low Beskids

(na podstawie zasobów GIS MPN, opracowanie Marcin Gerlach / based on GIS MPN resources, compiled by Marcin Gerlach)



Ryc. 26. Stanowisko rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) w sztucznym drzewostanie na terenie porolnym, gdzie dawniej istniała wieś Huta Pielgrzymska

Fig. 26. A stand of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) in a planned tree stand in the former village of Huta Pielgrzyska

(fot./photo Jacek Borek, 2022)



Ryc. 27. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w dolinie Wiślōki przed podjęciem działań w ramach Projektu

Fig. 27. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) in the Wiślōka River valley prior to Project activities

(fot./photo Jan Kasza, 2022)

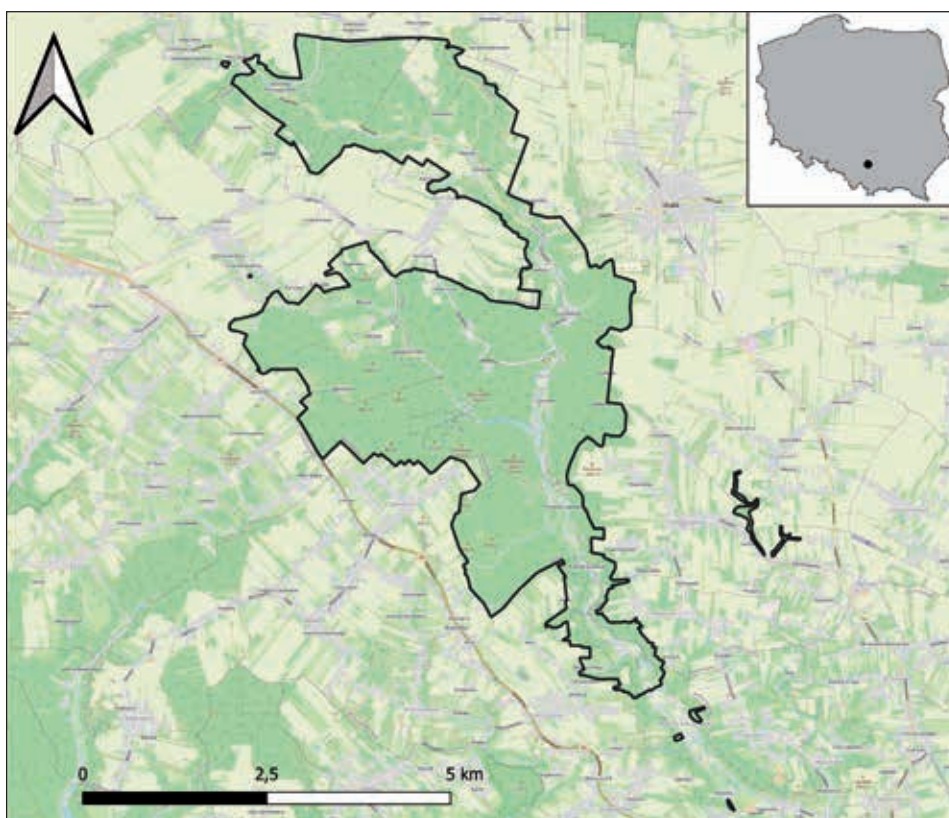
odpornych na wietrze piaskowców magurskich i południową, niższą, graniczącą ze Słowacją, gdzie większe powierzchnie zajmują łupki. Opisane powyżej czynniki nie pozostają bez związku z problemem występowania w MPN obcych gatunków roślin, które „wykorzystały” sieć rzeczną oraz rozwiniętą przez człowieka sieć różnego rodzaju dróg do rozprzestrzeniania się i zajmowania nowych terenów. Mimo ich obecności teren MPN jest od blisko 30 lat objęty najwyższą krajową formą ochrony obszarowej, a ponadto został włączony w Europejską sieć „Natura 2000” (ryc. 25).

Zagrożenia. Dane zebrane w czasie inwentaryzacji gatunków roślin obcego pochodzenia w ramach jednego z zadań Projektu potwierdziły, że do gatunków stwarzających aktualnie największe zagrożenie na terenie MPN, należą barszcz Sosnowskiego (*H. sosnowskyi*) (ryc. 26) i rdestowiec ostrokończysty (*R. japonica*) (ryc. 27) (por. także rozdz. 4.1).

Ojcowski Park Narodowy (OPN)

Data utworzenia: 14 stycznia 1956 r.

Zajmowana powierzchnia: 2145,62 ha; powierzchnia otuliny wynosi 6777 ha.



Ryc. 28. Granice Ojcowskiego Parku Narodowego

Fig. 28. The boundaries of the Ojcow National Park

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

Cel ochrony: ochrona krajobrazu Jury Krakowsko-Częstochowskiej z ostałcami skalnymi i jaskiniami.

Ojcowski Park Narodowy (ryc. 28) położony jest na Wyżynie Olkuskiej w południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej (Kondracki 2002). Obejmuje środkową część Doliny Prądnika (ryc. 29), część Doliny Sąpsowskiej wraz z przyległymi częściami wierzchowyiny jurajskiej. OPN jest najmniejszym z polskich parków narodowych (Włodarczyk 2011).



Ryc. 29. Malownicza Dolina Prądnika – potoku, który meandruje dnem wąwozu wśród wzgórz jurajskich porośniętych lasami
 Fig. 29. The picturesque Valley of Prądnik – a stream that meanders along the bottom of a gorge among the Jurassic hills covered with forests

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2022)



Ryc. 30. Cenne i rzadkie gatunki roślin Ojcowskiego Parku Narodowego
 Objasnienia: A – obrazki alpejskie (*Arum alpinum*), B – obuwik pospolicie (*Cypripedium calceolus*)

Fig. 30. Valuable and rare plant species of the Ojcow National Park
 Captions: A – Alpine Arum (*Arum alpinum*), B – Lady's-slipper (*Cypripedium calceolus*)

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2023)



Ryc. 31. Niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) w Ojcowskim Parku Narodowym
 Objasnienia: A – na skraju łąki, B – nad brzegiem potoku

Fig. 31. Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) in the Ojcow National Park
 Captions: A – at the edge of a meadow, B – on the bank of a stream

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022)

Największą część powierzchni OPN, ponad 1500 ha, zajmują zbiorowiska leśne, m.in. grądy dębowo-lipowe, buczyna karpacka, jaworzyna górską, bory sosnowe i lasy mieszane. Szczególnie cennymi elementami przyrody są murawy naskalne i kserotermiczne. Do występujących w Parku roślin, objętych w Polsce ochroną należą m.in. chaber miękkowłosy (*Centaurea mollis*), jęczyznik zwyczajny (*Phyllitis scolopendrium*), obrazki alpejskie (*Arum alpinum*) (ryc. 30A), obuwik pospolity (*Cypripedium calceolus*) (ryc. 30B) i ostnica Jana (*Stipa joannis*).



Ryc. 32. Rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) w Ojcowskim Parku Narodowym nad potokiem Prądnik, w rozlewiskach powstałych wskutek działalności bobrów

Fig. 32. Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) in Ojcow National Park on the Prądnik stream, in floodplains created by beaver activity

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2023)

Charakterystyczną dla OPN grupą zwierząt, stanowiącą także symbol parku, są zamieszkujące jaskinie, nietoperze (Włodarczyk 2011).

Zagrożenia. Wśród aktualnych, najpoważniejszych zagrożeń środowiska przyrodniczego OPN należy wymienić: nasiloną turystykę, presję osadnictwa, zarówno na terenie parku jak i w bezpośrednim jego sąsiedztwie, niekorzystną strukturę własnościową oraz opanowywanie siedlisk naturalnych i półnaturalnych przez gatunki obcego pochodzenia, co prowadzi do zaniku rzadkich i zagrożonych gatunków roślin.

Zidentyfikowane w ramach Projektu IAS-P stanowiące zagrożenie dla obszaru Parku to niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) (ryc. 31A-B), rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) (ryc. 32) rozprzestrzeniające się m.in. wzdłuż potoku Prądnik, a także północnoamerykańskie nawłocie: kanadyjska (*Solidago canadensis*) i późna (*S. gigantea*) kolonizujące cenne murawy kserotermiczne.

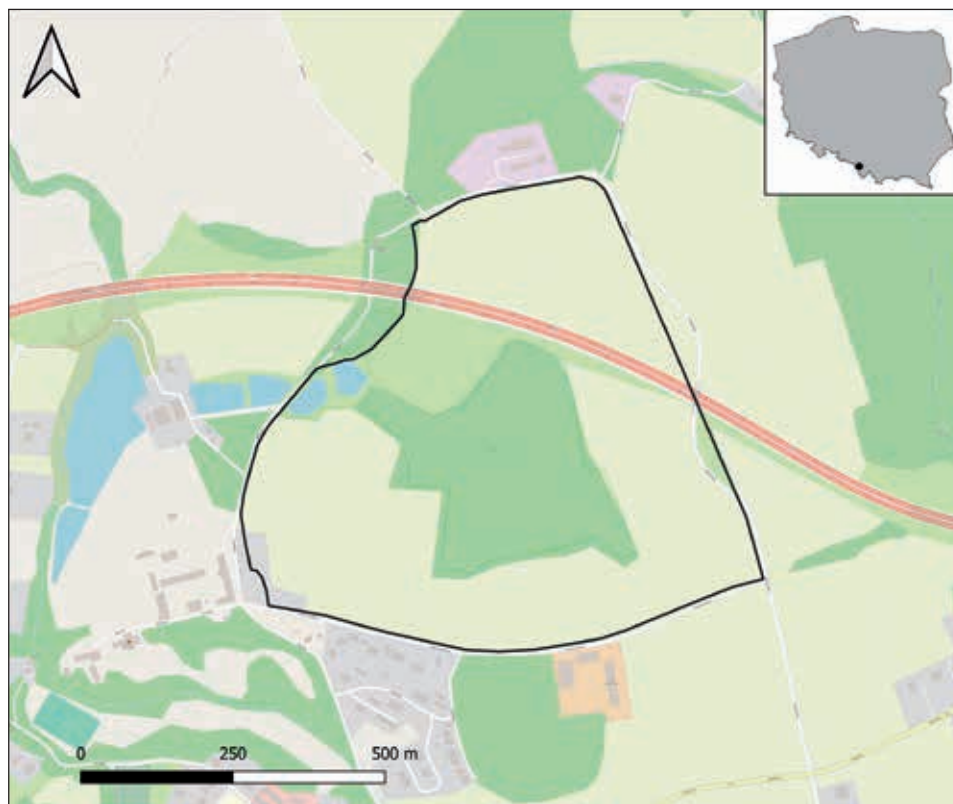
Obszar Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enklawa „Morzyk” (częściowo pokrywa się z rezerwatem przyrody „Morzyk”)

Data utworzenia: 25 stycznia 2008 r.

Zajmowana powierzchnia: 266,9 ha, w tym 44,16 ha Enklawa „Morzyk”

Cel ochrony: ochrona siedlisk przyrodniczych: źródłiska wapienne ze zbiorowiskami *Cratoneurion commutati* (7220), żyzne buczyny (*Dentario glandulosae-Fagenion*, *Galio odorati-Fagenion*) (9130), grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum*, *Tilio-Carpinetum*) (9170), łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albae*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae*, olsy źródłiskowe) (91E0).

Obszar Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 (ryc. 33), znajdujący się pod względem administracyjnym w południowej części województwa śląskiego, obejmuje cztery



Ryc. 33. Granice Obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enklawa „Morzyk”

Fig. 33. The boundaries of the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enclave “Morzyk”

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

wydzielone części położone w zachodniej części Pogórza Śląskiego (Kondracki 2002). W skład ostoi wchodzi tereny aktywnych źródlisk z depozycją martwicy wapiennej (tzw. tufów wapiennych i trawertynów) i towarzyszącą im typową florą mszaków (ze związku *Cratoneurion commutati*) (Zarządzenie RDOŚ w Katowicach 2013). Wzgórza na terenie chronionym zbudowane są głównie z margli i łupków z wkładkami wapiennymi, a także z wapieni cieszyńskich, które reprezentują szczególny typ fliszu wapiennego. Jest on wyjątkowy w polskich Karpatach fliszowych.

Enklawa „Morzyk”, położona w gminie Jasienica, obejmuje większą część leśnego rezerwatu przyrody „Morzyk” (ryc. 34), sąsiadujące z nim łąki, pastwiska i grunty orne oraz stawy. Północny fragment obszaru przecina droga ekspresowa S52 Bielsko-Biała-Cieszyn.

Zagrożenia. Dokumentacje sporządzone dla tego obszaru wskazują następujące zagrożenia: istniejące, takie jak napowietrzne linie elektryczne i telefoniczne oraz potencjalne t.j. rozproszona zabudowa, zanieczyszczenie wód podziemnych z powodu działalności związanej z rolnictwem i leśnictwem oraz pochodzące z terenów nieskanalizowanych, spowodowane przez człowieka zmiany w stosunkach wodnych i w sposobie użytkowania gruntów, wycinka lasu oraz usuwanie martwych i umierających drzew, a także rozprzestrzenianie się obcych gatunków inwazyjnych, głównie barszczu Sosnowskiego (ryc. 35) (Zarządzenie RDOŚ w Katowicach 2013).



Ryc. 34. Rezerwat przyrody „Morzyk” – na obrzeżach rezerwatu widoczne zeszłoroczne pędy barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*)

Fig. 34. The “Morzyk” nature reserve – at the edge of the reserve, last year’s shoots of Sosnowsky’s Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) are visible

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022)



Ryc. 35. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) – zagrożenie dla Obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”

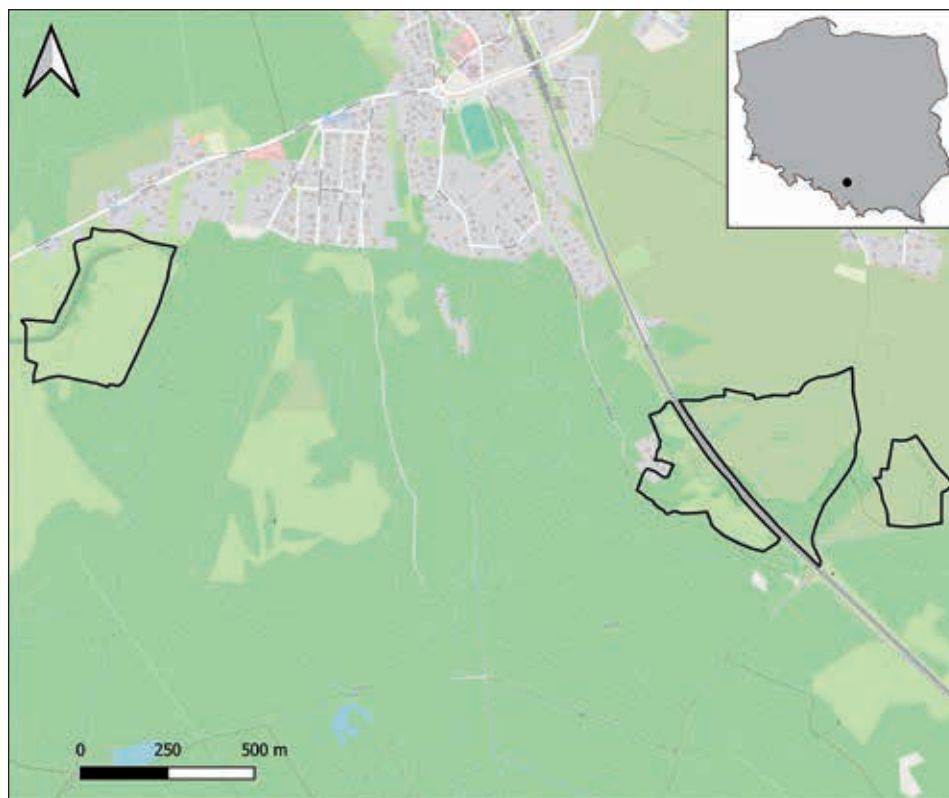
Fig. 35. Sosnowsky’s Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) – the threat to the Cieszyńskie Źródła Tufowe Natura 2000 site – Enclave “Morzyk”

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022)

Data utworzenia: 7 listopada 2013 r.

Zajmowana powierzchnia: 36,45 ha

Cel ochrony: ochrona siedlisk przyrodniczych: zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych (*Molinion*) (6410) oraz ekstensywnie użytkowanych niżowych łąk świeżych (*Arrhenatherion*) (6510), a także dwóch gatunków motyli ściśle związanych z siedliskami łąkowymi: modraszka telejusa (*Phengaris teleius*) (6177) i modraszka nausitousa (*Phengaris nausithous*) (6179).



Ryc. 36. Granice Obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”

Fig. 36. The boundaries of the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

Obszar Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” PLH240042 położony w województwie śląskim na terenie miasta Jaworzna, składa się z czterech powiązanych funkcjonalnie enklaw (ryc. 36).

Obszar ten został wyznaczony dla ochrony nieleśnych siedlisk przyrodniczych – łąk (ryc. 37) położonych w sąsiedztwie terenów leśnych i rolnych (w większości wspólnie nieużytkowanych) (Zarządzenie RDOŚ w Katowicach 2019; Rozporządzenie MKiŚ 2022).

W płatach siedliska występują bardzo liczne gatunki roślin dla niego typowe, m.in. sierpik barwierski (*Serratula tinctoria*), przytulia północna (*Galium boreale*), krwiściąg lekarski (*Sanguisorba officinalis*), bukwica lekarska (*Betonica officinalis*), olszewnik kminkolistny (*Selinum carvifolia*), koniopłoch łąkowy (*Silaum silaus*), turzycza filcowata (*Carex tomentosa*) i cieniśta (*C. umbrosa*), goryczka wąskolistna (*Gentiana pneumonanthe*), mieczyk dachówkowaty (*Gladiolus imbricatus*), oman wierzbolistny (*Inula salicina*), kosaciec syberyjski (*Iris sibirica*) (ryc. 38A), czarcikęs łąkowy (*Succisa pratensis*) (ryc. 38B) (Chłond i in. 2010; Nowak i in. 2015; Błaik 2018).



Ryc. 37. Fragment płatu zmiennowilgotnej łąki trzęślicowej w obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”

Fig. 37. A section of a patch of Purple Moor-grass (*Molinia caerulea*) meadow in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2020)



Ryc. 38. Typowe dla łąk zmiennowilgotnych gatunki roślin w obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”

Objaśnienia: A – kosaciec syberyjski (*Iris sibirica*), B – czarcikiec łąkowy (*Succisa pratensis*) i krwiściąg lekarski (*Sanguisorba officinalis*)

Fig. 38. Plant species typical for *Molinia* meadows in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”

Captions: A – Siberian Iris (*Iris sibirica*), B – Devil's-bit Scabious (*Succisa pratensis*) and Great Burnet (*Sanguisorba officinalis*)

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2023)



Ryc. 39. Nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis*) w płatach nieużytkowanych kośnie łąk oraz widoczne między jej wegetatywnymi pędami, kwitnące rośliny krwiściągu lekarskiego (*Sanguisorba officinalis*)

Fig. 39. Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) in patches of grassland not used for hay production and visible between its vegetative shoots, flowering plants of *Sanguisorba officinalis*

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2020)

Zagrożenia. Identyfikacja zagrożeń dla zachowania właściwego stanu ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków zwierząt i ich siedlisk, będących przedmiotami ochrony Obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”, wskazała takie, jak m.in. zaniechanie koszenia łąk, nagromadzenie materii organicznej, zmianę czynników abiotycznych, sukcesję roślin drzewiastych oraz rozprzestrzeniające się problematyczne (ekspansywne) gatunki rodzime i obce gatunki inwazyjne (Zarządzenie RDOŚ w Katowicach 2019) (ryc. 39).

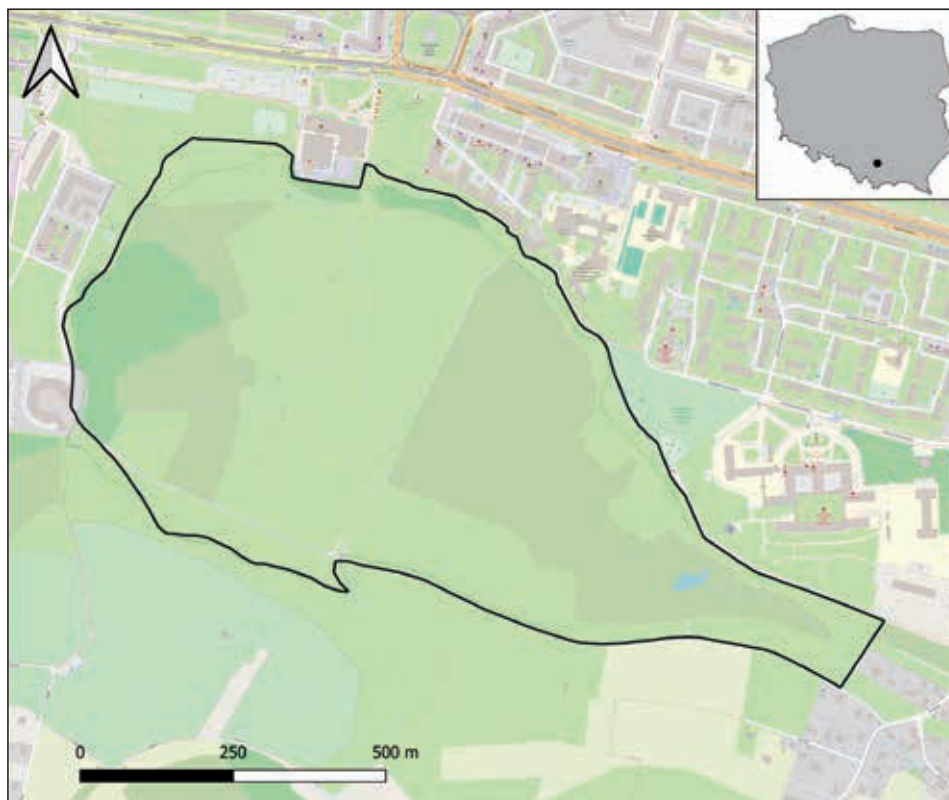
Obszar Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” PLH120069

Data utworzenia: 10 stycznia 2011 r.

Zajmowana powierzchnia: 59,75 ha

Cel ochrony: zachowanie siedliska przyrodniczego pod nazwą niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (*Arrhenatherion elatioris*) (6510) oraz czterech gatunków motyli: czerwończyka nieparka (*Lycaena dispar*) (1060), czerwończyka fioletka (*Lycaena helle*) (4038), modraszka telejusa (*Phengaris teleius*) (6177) i modraszka nausitousa (*Phengaris nausithous*) (6179).

Obszar Natura 2000 „Łąki Nowohuckie”, podlegający ochronie także jako użytek ekologiczny o tej samej nazwie, położony jest we wschodniej części Krakowa, w bliskim sąsiedztwie



Ryc. 40. Granice Obszaru Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” PLH120069

Fig. 40. The boundaries of the Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie”

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

centrum Nowej Huty (ryc. 40). W południowo-zachodniej części granica przebiega wzdłuż kompleksu ogrodów działkowych (ryc. 40 i 41). „Łąki Nowohuckie” obejmują tereny obniżenia – pozostałości po dawnym korycie Wisły oraz – w części północnej – fragmenty wyższej terasy Wisły. Według podziału na jednostki geomorfologiczne obszar znajduje się w całości w obrębie Pradoliny Wisły, a jego budowa geologiczna jest typowa dla współczesnej doliny Wisły poniżej Krakowa (Budnik i in. 2018).

Do zespołów naturalnej roślinności można zaliczyć szuwary wysokich turzyc i część szuwarów trzcinowych (ryc. 41), występującą na tym obszarze roślinność tworzą też zbiorowiska uwarunkowane działalnością człowieka. Należą do nich zbiorowiska łąkowe, których utrzymanie uzależnione jest od prowadzenia ekstensywnego użytkowania kośnego. W przypadku jego braku, na skutek spontanicznej sukcesji roślinności, zachodzą zmiany w składzie gatunkowym – rozwijają się masowo gatunki ekspansywne, m.in. trzcina pospolita (*Phragmites australis*), pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*) i inne wysokie byliny, które eliminują ze składu runi łąkowej rzadkie rośliny takie jak m.in. kukułka krwista (*Dactylorhiza incarnata*) czy rutewka wąskolistna (*Thalictrum lucidum*).

Zagrożenia. Wśród zidentyfikowanych zagrożeń wymienia się niewłaściwe użytkowanie gruntów, zmiany stosunków wodnych, lokowanie odpadów, presję turystyczną i rekreacyjną oraz rozprzestrzenianie się inwazyjnych gatunków obcych (Zarządzenie RDOŚ w Krakowie 2017).

Spśród roślin inwazyjnych, które stanowią potencjalne zagrożenie, stwierdzono m.in. barszcz Sosnowskiego. Ten gatunek mógł się pojawić na terenie „Łąk Nowohuckich” niedawno, ponieważ w opracowaniach wcześniejszych nie był notowany (Budnik i in. 2018; PZO RDOŚ Kraków 2016).

W wielu częściach „Łąk Nowohuckich” obserwowano stanowiska północnoamerykańskich nawłoci, które rozprzestrzeniają się na terenie nieużytków i opuszczonych pól uprawnych (ryc. 42).



Ryc. 41. Widok ogólny na zbiorowisko szuwaru trzcinowego w sąsiedztwie ogródków działkowych na obszarze Natura 2000 „Łąki Nowohuckie”

Fig. 41. General view of a reed rush community in the vicinity of allotment gardens in the Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie”

(fot./photo Wojciech Szewczyk, 2023)



Ryc. 42. Widok na nieużytkowane (niekoszone) i skoszone fragmenty działek prywatnych w bezpośrednim sąsiedztwie „Łąk Nowohuckich” z nawłocią kanadyjską (*Solidago canadensis*) i trzcinikiem piaskowym (*Calamagrostis epigejos*)

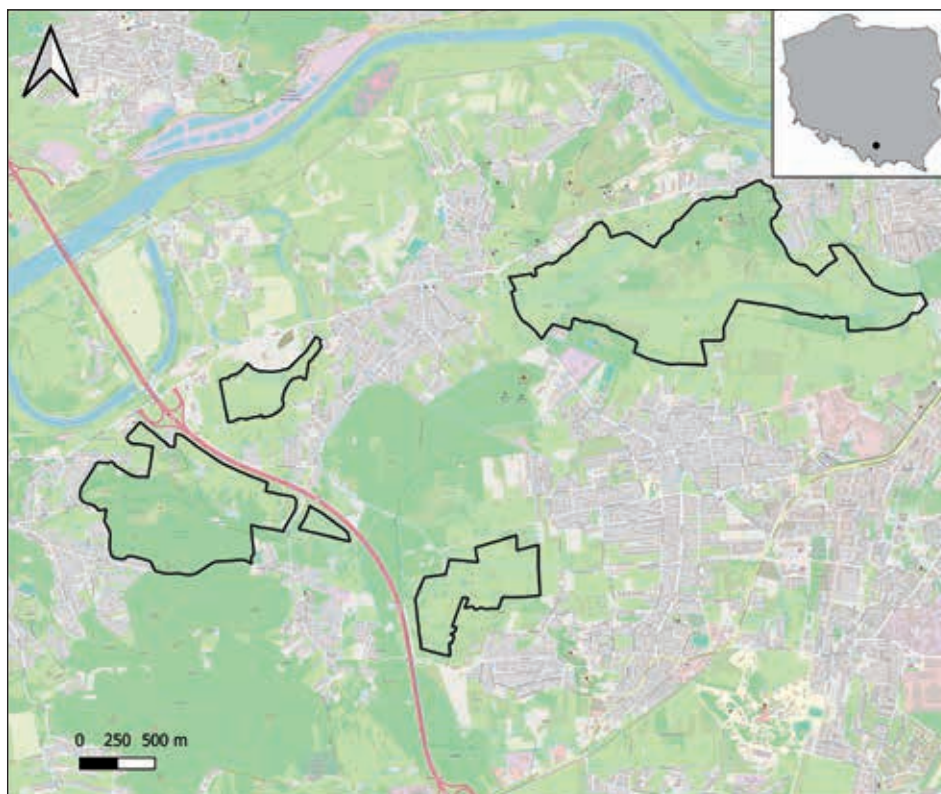
Fig. 42. View of unused (unmown) and mown sections of private plots in the immediate vicinity of “Łąki Nowohuckie” site with Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) and Wood Small-reed (*Calamagrostis epigejos*)

(fot./photo Wojciech Szewczyk, 2023)

Data utworzenia: 10 stycznia 2011 r.

Zajmowana powierzchnia: 282,86 ha

Cel ochrony: przedmiotami ochrony na tym obszarze są takie siedliska przyrodnicze, jak: murawy kserotermiczne (*Festuco-Brometea*, 6210), zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*, 6410), niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (*Arrhenatherion elatioris* 6510), starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne (3150), górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk (7230), a także gatunki roślin, m.in. starodub łąkowy (*Angelica palustris*), lipiennik Loesela (*Liparis loeselii*) i zwierząt np. czerwończyk nieparek (*Lycaena dispar*), czerwończyk fioletek (*L. helle*), modraszek telejus (*Phengaris teleius*) i modraszek nausitous (*P. nausithous*) (Kudłek & Pępkowska 2008).



Ryc. 43. Granice Obszaru Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” PLH120065

Fig. 43. The boundaries of the Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” PLH120065

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

Obszar Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” składa się z kilku enklaw zlokalizowanych w południowo-zachodniej części Krakowa (ryc. 43), na styku trzech jednostek geomorfologicznych: Pradoliny Wisły, izolowanych zrębów Bramy Krakowskiej i Wysoczyzny Krakowskiej (Kondracki 2002). Do niedawna był to teren typowo rolniczy, gdzie grunty były podzielone na pola uprawne, łąki i pastwiska, z fragmentami muraw kserotermicznych wykształconych w miejscach nasłonecznionych, z widocznymi na powierzchni skałami jurajskimi. Po włączeniu w granice miasta Krakowa, sposób użytkowania terenu uległ zmianie, a gospodarka rolna została zaniechana (ryc. 44).

Zagrożenia. Wśród zidentyfikowanych zagrożeń wymienia się m.in. zmianę sposobu użytkowania gruntów, zaniechanie koszenia (ewentualnie koszenie nieregularne lub w niewłaściwych terminach) prowadzące do zaniku gatunków typowych dla siedliska poprzez rozprzestrzenianie



Ryc. 44. Widok ogólny na „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

Objaśnienia: A – widoczny w tle rezerwat „Skołczanka”, B – fragment łąki zmiennowilgotnej z kosańcem syberyjskim (*Iris sibirica*)

Fig. 44. General view of the “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

Captions: A – the “Skołczanka” reserve is visible in the background, B – a section of *Molinia* meadow with Siberian Iris (*Iris sibirica*)

(fot./photo Renata Bączek-Kwinta A; Katarzyna Pużyńska B, 2023)



Ryc. 45. Zwarte łany inwazyjnych nawłoci (*Solidago* spp.) w „Dębnicko-Tynieckim obszarze łąkowym”

Fig. 45. Dense patches of invasive goldenrod (*Solidago* spp.) in the “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

(fot./photo Katarzyna Pużyńska, 2023)

się ekspansywnych rodzimych gatunków roślin, w tym krzewów, wkraczanie gatunków obcych (np. nawłoci), które wypierają gatunki rodzime oraz powodowane przez człowieka zmiany stonków wodnych, zalesianie terenów otwartych, rozprzestrzenianie się zabudowy rozproszonej, pozbywanie się odpadów z gospodarstw domowych lub innych obiektów (Perzanowska 2009; Zarządzenie RDOŚ w Krakowie 2021).

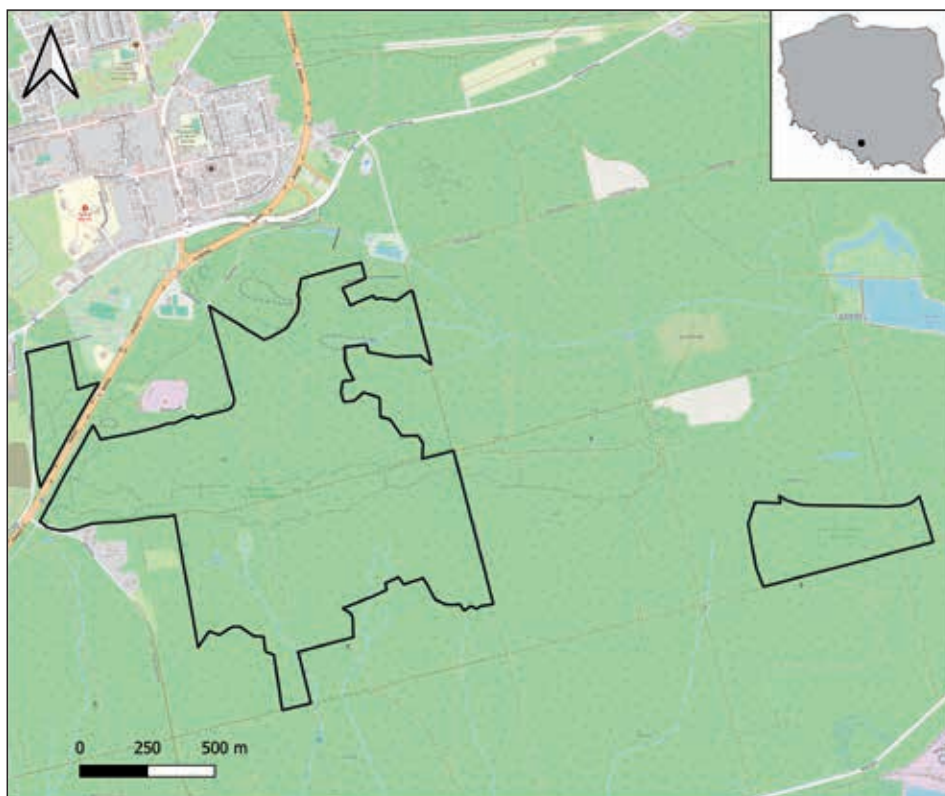
Występowanie inwazyjnych nawłoci jest częste na opisywanym obszarze (ryc. 45). Ich stanowiska są rozproszone i występują w różnych zbiorowiskach roślinnych, głównie w miejscach przynajmniej częściowo nasłonecznionych, a zatem na łąkach i obszarach leśnych z rozluźnionym drzewostanem. W znacznej części zbiorowisk łąkowych odnotowano duże zagęszczenie nawłoci dochodzące miejscami do 80-90% powierzchni łąki. Stanowi to istotne zagrożenie dla występujących w tych zbiorowiskach gatunków rodzimych, w tym ww. roślin prawnie chronionych. Utrzymanie łąk trzęślicowych i świeżych nieporośniętych nawłocią jest istotne dla ochrony występujących tam motyli z rodzaju modraszki (*Phengaris* spp.). Owady te do przeprowadzenia cyklu rozwojowego wymagają obecności roślin rodzimych, m.in. krwiściągu lekarskiego (*Sanguisorba officinalis*), rdestu wężownika (*Polygonum bistorta*) i innych, które są roślinami żywicielskimi dla larw, a których wzrost i rozwój jest ograniczany przez nawłocie.

Rezerwat przyrody „Las Murckowski”

Data utworzenia: 18 grudnia 1953 r., powiększony po raz pierwszy 10 maja 1989 r. oraz ponownie 7 grudnia w 2022 r.

Zajmowana powierzchnia: początkowo 7,04 ha, obecnie 141,56 ha. Wokół rezerwatu wyznaczono otulinę o powierzchni 256,06 ha.

Cel ochrony: zachowanie, ze względów naukowych, dydaktycznych i społecznych, fragmentu lasu mieszanego (z przewagą buka) o cechach naturalnych (Zarządzenie RDOŚ w Katowicach 2022).



Ryc. 46. Granice rezerwatu przyrody „Las Murckowski”

Fig. 46. The boundaries of the “Las Murckowski” nature reserve

Rezerwat „Las Murckowski” (ryc. 46) położony jest w południowo-wschodniej części Wyżyny Katowickiej (Kondracki 2002), w Katowicach, w dzielnicy Murcki. Obszar rezerwatu posiada urozmaiconą rzeźbę terenu. Znajduje się on na stokach Wzgórza Wandy (350 m n.p.m.). Jest odwadniany przez liczne, niewielkie potoki, z których część zasila rzekę Mleczną (Henel 1998). Najstarszy fragment rezerwatu znajduje się pomiędzy terenem kopalni Murcki, a drogą szybko ruchu w kierunku Bielska-Białej (ryc. 47A).



Ryc. 47. Rezerwat przyrody „Las Murckowski”

Objaśnienia: A – jedno z wejść do rezerwatu, B – fragment lasu bukowego w aspekcie wiosennym

Fig. 47. “Las Murckowski” nature reserve
Captions: A – one of the entry points to the reserve, B – a section of the beech forest in its spring aspect

(fot./photo Alina Urbisz, 2023)



Ryc. 48. Kwaśna buczyna niżowa *Luzulo pilosae-Fagetum* w rezerwacie przyrody „Las Murckowski” w Katowicach
 Fig. 48. Acid lowland beech woodland *Luzulo pilosae-Fagetum* in the nature reserve “Las Murckowski” in Katowice

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2007)

Przedmiotem ochrony jest las bukowy o cechach naturalnych, położony w bezpośrednim sąsiedztwie aglomeracji przemysłowej. Głównym walorem „Lasu Murckowskiego” jest drzewostan, w skład którego wchodzi wiele pomnikowych drzew, zwłaszcza buków (ryc. 47B), których znaczna część przekroczyła wiek 150 lat (Rąkowski i in. 2007). Dominującym zbiorowiskiem roślinnym jest kwaśna buczyna niżowa *Luzulo pilosae-Fagetum* (ryc. 48). W runie najczęściej występuje śmiałek pogięty (*Deschampsia flexuosa*) i bluszcz pospolity (*Hedera helix*). Rzadziej można spotkać barwinka pospolitego (*Vinca minor*) i śnieżyczkę przebiśnieg (*Galanthus nivalis*) (ryc. 49A). Na terenie rezerwatu stwierdzono również występowanie rzadkich grzybów: flagowca olbrzymiego (*Meripilus giganteus*) gatunku ściśle chronionego, pochwiaka jedwabistego (*Volvariella bombycina*), zębniczka północnego (*Climacodon septentrionalis*) oraz czarki szkarłatnej (*Sarcoscypha coccinea*) (ryc. 49B), figurujących na Czerwonej liście grzybów wielkoowocnikowych zagrożonych w Polsce (Wojewoda & Ławrynowicz 2006).

Zagrożenia. Zagrożeniem dla rezerwatu, w szczególności części położonej w pobliżu ul. Bielskiej, jest niekorzystne oddziaływanie ruchu samochodowego oraz sąsiednich terenów zurbanizowanych, rekreacyjnych i przemysłowych, a w szczególności wpływów podziemnej eksploatacji węgla (Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego 2012).

Zagrożenie stanowią także gatunki z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria* spp.), występujące wzdłuż trasy Katowice-Bielsko, rozprzestrzeniające się przy granicy rezerwatu i przenikające na jego teren (ryc. 50).



Ryc. 49. Rzadkie gatunki w rezerwacie przyrody „Las Murckowski”

Objaśnienia: A – śnieżyczka przebiśnieg (*Galanthus nivalis*), B – czarka szkarłatna (*Sarcosypha coccinea*)

Fig. 49. Rare species in the nature reserve “Las Murckowski”

Captions: A – Snowdrop (*Galanthus nivalis*), B – Scarlet cup fungus (*Sarcosypha coccinea*)

(fot./photo Alina Urbisz, 2023)



Ryc. 50. Rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) na obrzeżach rezerwatu przyrody „Las Murckowski”

Fig. 50. Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) on the outskirts of the nature reserve “Las Murckowski”

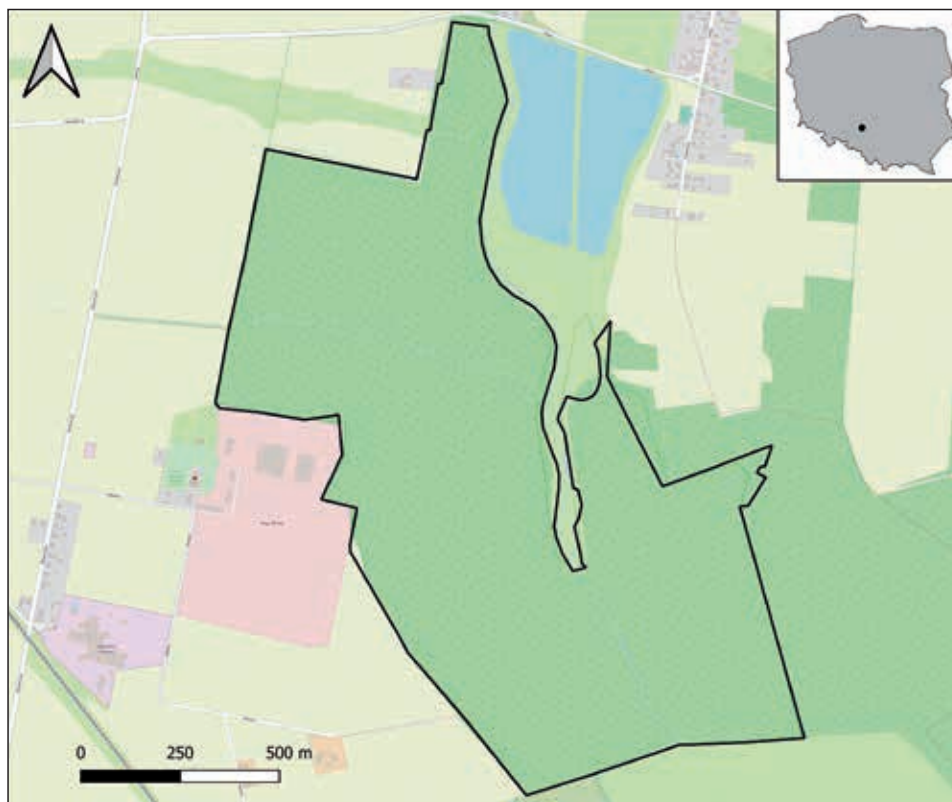
(fot./photo Alina Urbisz, 2023)

Rezerwat przyrody „Łęg nad Młynówką”

Data utworzenia: 9 lutego 2007 r.

Zajmowana powierzchnia: 126,79 ha

Cel ochrony: zachowanie, ze względów naukowych, przyrodniczych i dydaktycznych, biocenoz leśnych, wodnych i bagiennych w postaci naturalnego lasu łąkowego wraz z całym bogactwem gatunkowym flory i fauny.



Ryc. 51. Granice rezerwatu przyrody „Łęg nad Młynówką”

Fig. 51. The boundaries of the “Łęg nad Młynówką” nature reserve

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

Rezerwat przyrody „Łęg nad Młynówką” (ryc. 51) położony jest na terenie powiatu lublińskiego, w gminie Ciasna, kilkaset metrów na południowy zachód od wsi Panoszów. Wchodzi w skład Parku Krajobrazowego Lasy nad Górną Liswartą oraz obszaru Natura 2000 Łęgi w lasach nad Liswartą PLH240027. W rezerwacie opisano dwa zbiorowiska leśne, będące zasadniczym powodem jego powołania: podgórski łąg jesionowy (*Carici remotae-Fraxinetum*) i łąg jesionowo-olchowy (*Fraxino-Alnetum*). Ponadto występują tu fragmenty olsu porzeczkowego *Ribeso nigri-Alnetum*, a także fragmenty nieleśnych zbiorowisk bagiennych (ryc. 52A), torfowiskowych, źródłiskowych i wodnych (Rąkowski i in. 2007). Spis flory naczyniowej terenu rezerwatu obejmuje około 120 gatunków, w tym wiele gatunków chronionych jak: liczydło górskie (*Streptopus amplexifolius*), wawrzynek wilczczyko (*Daphne mezereum*) (ryc. 52B), kukułka Fuchsa (*Dactylorhiza fuchsii*) i listera jajowata (*Listera ovata*). Towarzyszą im również czartawa pospolita (*Circaea lutetiana*) i kozłek całolistny (*Valeriana simplicifolia*) (Rąkowski i in. 2007). Na terenie rezerwatu obowiązują zadania ochronne, na mocy których jego obszar podlega ochronie ścisłej, z wyjątkiem jednego oddziału leśnego, który objęto ochroną czynną sprowadzającą się do wykaszania płatów z udziałem inwazyjnego gatunku rdestowca (ryc. 53 i 54) (Zarządzenie RDOŚ w Katowicach 2018).



Ryc. 52. Rezerwat przyrody „Łęg nad Młynówką”

Objaśnienia: A – Potok Młynówka i fragment nieleśnego zbiorowiska bagiennego, B – kwitnący wawrzynek wilczelyko (*Daphne mezereum*)

Fig. 52. “Łęg nad Młynówką” nature reserve

Captions: A – Młynówka Stream and section of a non-forest swamp community, B – flowering Mezerion (*Daphne mezereum*)

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2021)



Ryc. 53. Rezerwat przyrody „Łęg nad Młynówką” – fragment lasu mieszanego

Fig. 53. “Łęg nad Młynówką” nature reserve – a section of mixed forest

(fot./photo Alina Urbisz, 2023)



Ryc. 54. Rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) w rezerwacie przyrody „Łęg nad Młynówką”

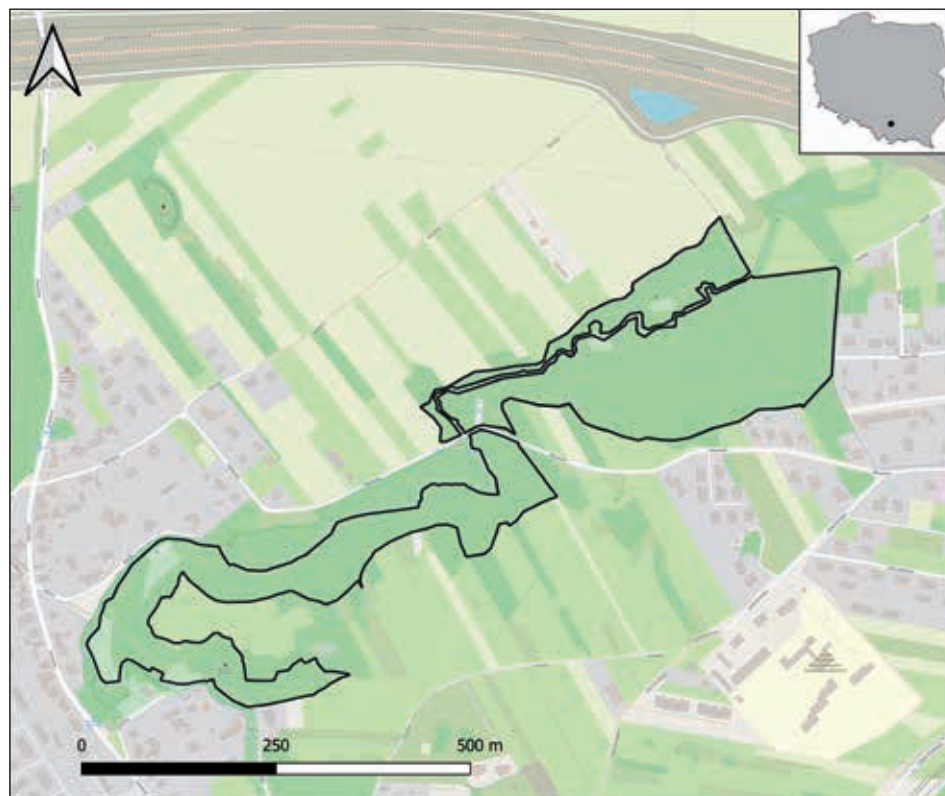
Fig. 54. Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) in the “Łęg nad Młynówką” nature reserve

(fot./photo Alina Urbisz, 2023)

Data utworzenia: 20 października 2010 r.

Zajmowana powierzchnia: 15,80 ha

Cel ochrony: zachowanie ekosystemu z drzewostanami grądowymi nad potokiem Bibiczanka, stanowiącego siedlisko chronionych, rzadkich lub zagrożonych gatunków roślin i zwierząt (Uchwała Rady Miasta Krakowa 2010).



Ryc. 55. Granice użytku ekologicznego Park Leśny Witkowice

Fig. 55. The boundaries of the ecological site Park Leśny Witkowice

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

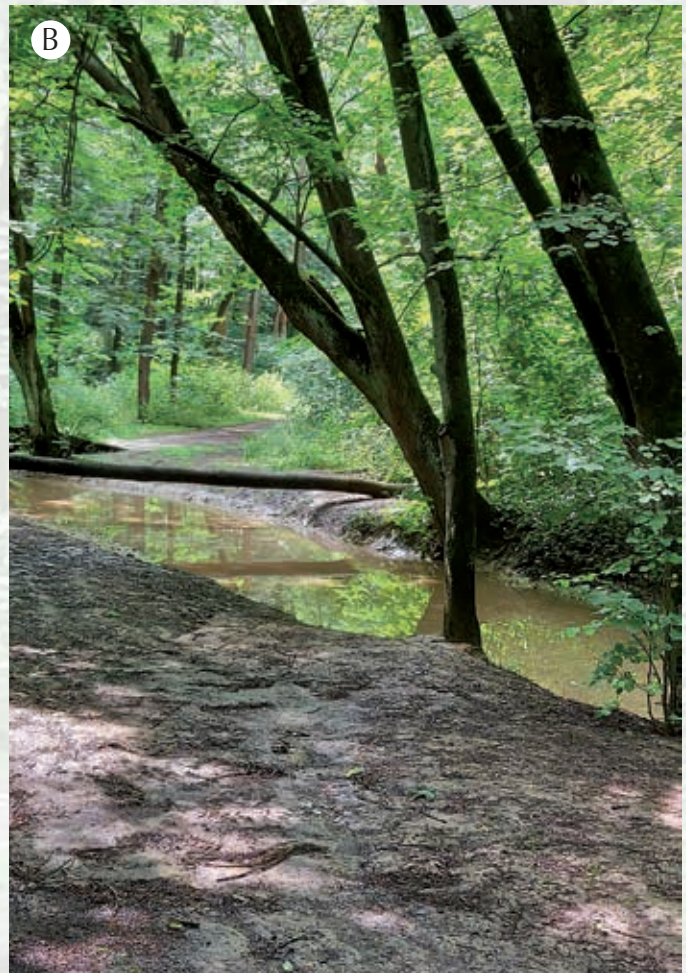
Obszar użytku ekologicznego Park Leśny Witkowice (ryc. 55) należy do podprowincji fizyczno-geograficznej Wyżyna Małopolska (Kondracki 2002). Odznacza się dużym zróżnicowaniem i bogactwem form rzeźby terenu. Jego ukształtowanie jest zmienne od ok. 227 m n.p.m. do ok. 267,3 m n.p.m. Strome, częściowo skalne – wschodnie zbocze i dno doliny Bibiczanki, o spadku miejscami bliskim 100%, pokrywa płaszcz lessu, tworząc w kilku miejscach ścianki o wysokości nie przekraczającej 10 m. Koryto Bibiczanki wycięte jest w skalnym podłożu i poza samym korytem, nie ma w nim wyraźnych śladów erozyjnego działania wód potoku (ryc. 56A-C).

W budowie geologicznej największe znaczenie ma kompleks wapieni górnej jury, o miąższości 180-230 m, odsłaniających się na powierzchni jedynie w lewobrzeżnym zboczu doliny Bibiczanki. Jurajskie podłoże przykrywają cienkimi, nieciągłymi warstwami utwory kredowe. Dno doliny wyszczelają aluwia, pochodzące z rozmytych glin lessowych (Chowaniec i in. 2005; Jastrzębski 2006).

W użytku ekologicznym dominują cenne przyrodniczo leśne siedliska łągowe i grądu niskiego (*Tilio-Carpinetum stachyetosum*). Drzewostan jest złożony niemal wyłącznie z klonu zwyczajnego (*Acer platanoides*) i jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior*).

Do obszaru użytku ekologicznego Park Leśny Witkowice należy ok. 25 arowy trwałe użytki zielone (TUZ) z półnaturalnymi zbiorowiskami z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*.

W użytku ekologicznym występują liczne gatunki ptaków, np. zimorodek zwyczajny (*Alcedo atthis*), strzyżyk zwyczajny (*Troglodytes troglodytes*), dzięcioł duży (*Dendrocopos major*), ponadto ssaki, gady i płazy (Kudłek i in. 2005; Mika & Leń 2017).



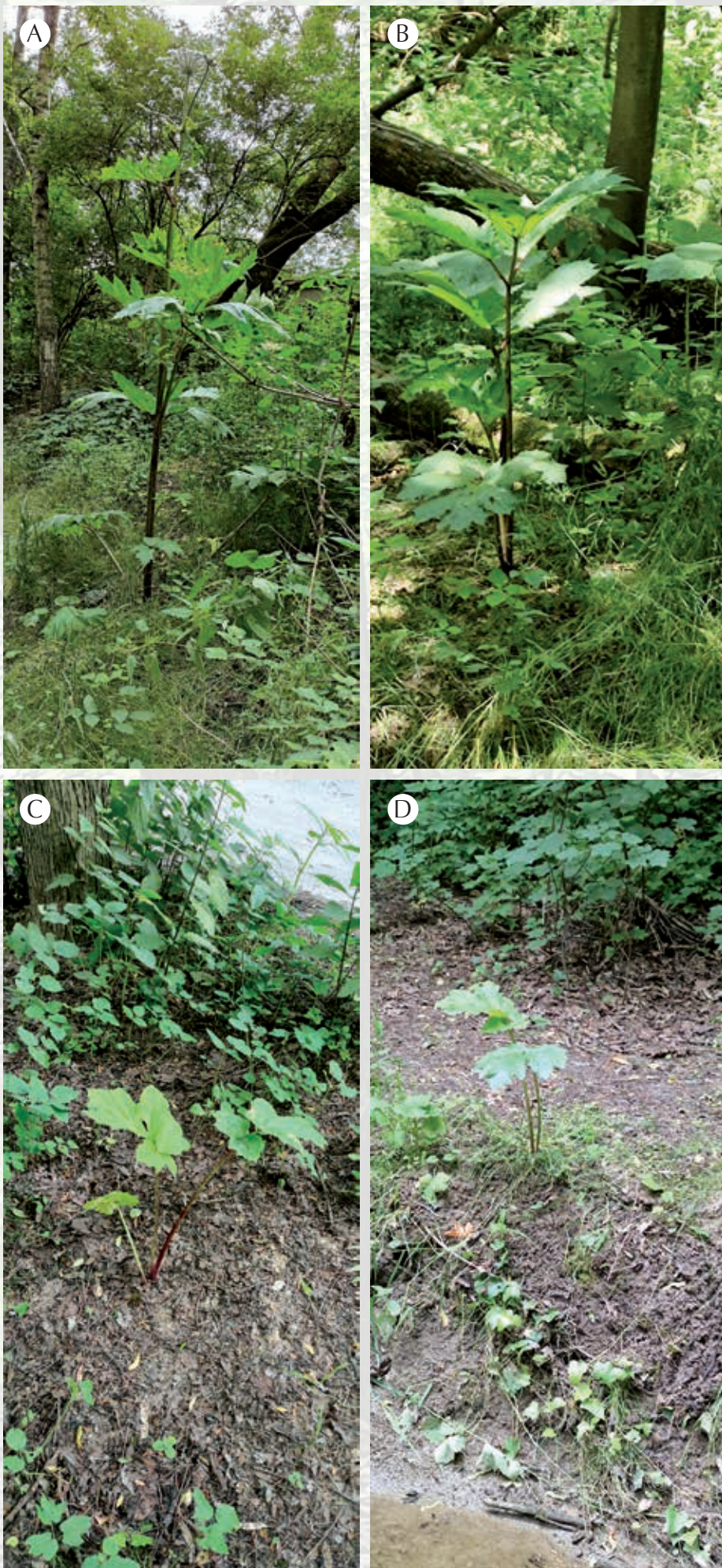
Ryc. 56. Zróźnicowanie rzeźby terenu i roślinności w użytku ekologicznym Park Leśny Witkowice

Objaśnienia: A – strome zbocza doliny potoku Bibiczanka, B-C – dno doliny potoku Bibiczanka

Fig. 56. Variation in relief and vegetation in the ecological site Park Leśny Witkowice

Captions: A – the steep slopes of the Bibiczanka stream valley, B-C – the bottom of the Bibiczanka stream valley

(fot./photo Beata Grygierzec, 2022)



Ryc. 57. Warunki występowania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w użytku ekologicznym Park Leśny Witkowice

Objaśnienia: A-B – w zadrzewieniach, C-D – na brzegach potoku Bibiczanka

Fig. 57. Conditions for the occurrence of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) in the ecological site Park Leśny Witkowice

Captions: A-B – in wooded areas, C-D – on the banks of the Bibiczanka stream

(fot./photo Beata Grygierzec, 2022)



Ryc. 58. Warunki występowania niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) w użytku ekologicznym Park Leśny Witkowice

Objaśnienia: A – skupienie roślin gatunku w pobliżu potoku Bibiczanka, B – kwitnący niecierpek w zadrzewieniach nieopodal potoku

Fig. 58. Conditions for the occurrence of Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) in the ecological site Park Leśny Witkowice

Captions: A – concentration of plants of *Impatiens* near the Bibiczanka stream, B – flowering *Impatiens* in the wooded areas near the stream

(fot./photo Beata Grygierzec, 2022)

Zagrożenia. Zagrożeniem dla obszaru chronionego jest zanieczyszczenie wód potoku Bibiczanka, zaśmieszczenie jej koryta i blokowanie światła przepustów i mostków przez odpady niesione z wodą. Zaniechanie wykorzystania rolniczego dużych powierzchni gruntów, bezpośrednio graniczących z Parkiem Leśnym Witkowice prowadzi do zaniku specyficznych zbiorowisk powstałych i towarzyszących procesom gospodarczym, co nie sprzyja utrzymaniu bioróżnorodności (Kudłek i in. 2005).

Zagrożeniem dla tego obszaru są także inwazyjne gatunki roślin obcego pochodzenia: barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*).

Populacja barszczu Sosnowskiego (*H. sosnowskiyi*) w Parku Leśnym Witkowice jest zróżnicowana w poszczególnych latach, a zajmowana przez nią powierzchnia oscyluje wokół 2 arów, tzn. w niektórych latach sumaryczna powierzchnia zajmowana przez populację barszczu w użytku sięga ok. 160 m², a w innych łączny areal populacji szacuje się na ponad 230 m². Barszcz rośnie w rozproszeniu, pojedynczo lub w niewielkich skupiskach od 2 do maksymalnie 10 osobników głównie w zadrzewniach i w pobliżu potoku Bibiczanka (ryc. 57A-D).

Rośliny barszczu Sosnowskiego (*H. sosnowskiyi*) rozwijają się z nasion, które roznoszone są głównie przez nurt potoku Bibiczanka. Dawniej barszcz występował na pobliskich, prywatnych działkach, zlokalizowanych na terenie gminy wiejskiej Zielonki, bezpośrednio graniczących z użytkiem ekologicznym.

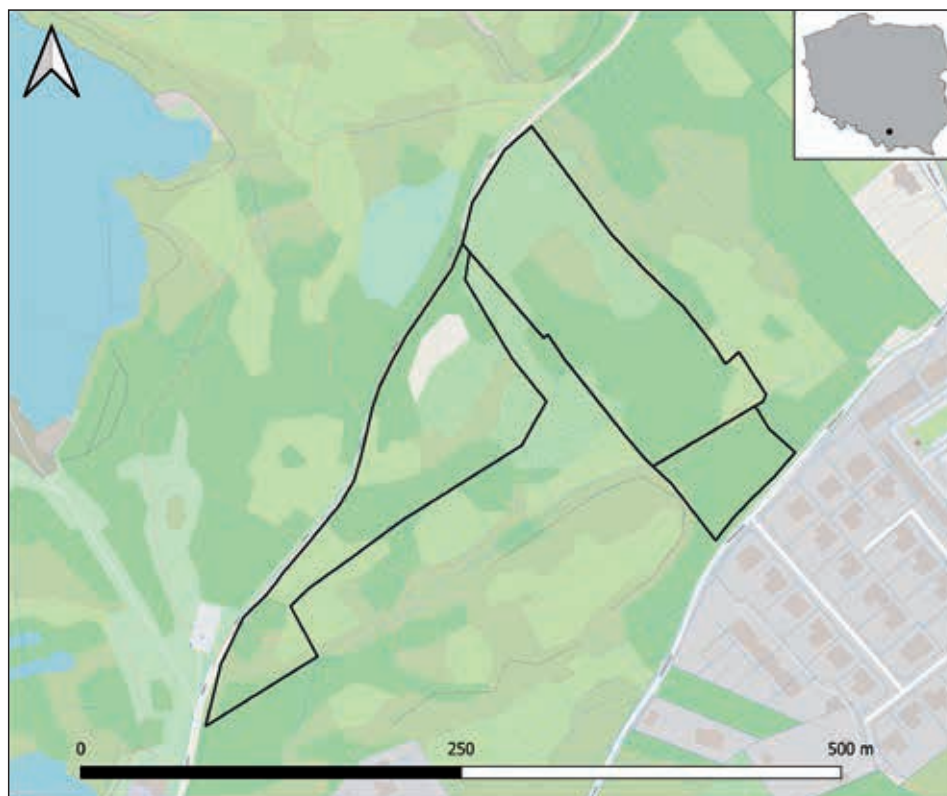
Analogicznie populacja niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) w Parku Leśnym Witkowice zajmuje przede wszystkim północno-wschodnią część obszaru (ryc. 58A-B). Osobniki tego gatunku rozwijają się głównie z nasion, które roznoszone są wraz z nurtem potoku Bibiczanka z terenów sąsiadujących. Niecierpek gruczołowaty (*I. glandulifera*) rośnie na pobliskich, prywatnych działkach, stanowiących teren gminy wiejskiej Zielonki. Na terenie użytku ekologicznego populacja tego gatunku zajmuje obszar ok. 5 arów.

Park miejski i użytek ekologiczny „Zakrzówek”

Data utworzenia: 26 września 2018 r.

Zajmowana powierzchnia: 136 ha, w tym użytek ekologiczny 17,5 ha

Cel ochrony: ochrona mających znaczenie dla zachowania różnorodności biologicznej – siedlisk przyrodniczych oraz stanowisk rzadkich lub chronionych gatunków roślin i zwierząt, ich ostoi oraz miejsc rozmnażania lub miejsc sezonowego przebywania (Uchwała Rady Miasta Krakowa 2018).



Ryc. 59. Granice obszaru Park miejski i użytek ekologiczny „Zakrzówek”

Fig. 59. The boundaries of the urban park and ecological site “Zakrzówek”

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

„Zakrzówek” (ryc. 59) to obszar w krakowskiej dzielnicy Dębniki. Stanowi on mozaikę siedlisk obejmującą dawny kamieniołom, grupy skał i ścian skalnych, obszary leśne o charakterze zbliżonym do naturalnego, łąki trzęślicowe oraz świeże, oczka wodne, a także powyrobiskowy zalew, z wydzielonym akwenem na kąpielisko miejskie. Obszar położony jest ok. 3 km na południowy zachód od centrum Krakowa. Jego północna granica przebiega północnymi krańcami Parku „Skały Twardowskiego” i ulicą Salezjańską. Od strony północno-zachodniej stanowi ją koryto Wisły, gdzie migrują płazy podczas okresu rozrodczego. Granica południowa przebiega wzdłuż ruchliwych ulic: Norymberskiej i Pychowickiej. Natomiast granicę wschodnią wytycza ulica św. Jacka. W roku 2023 fragment „Zakrzówka” ze zbiornikami wodnymi został włączony do parków miejskich Krakowa.

„Zakrzówek” jest wartościowym przyrodniczo obszarem obejmującym różne rodzaje łąk (ryc. 60), muraw kserotermicznych, zarośli i terenów leśnych, w których występują cenne gatunki rodzime, w tym turzyca wczesna (*Carex praecox*) czy macierzanka Marschalla (*Thymus marschallianus*) oraz prawnie chronione, jak sasanka łąkowa (*Pulsatilla pratensis*), a także kukułka szerokolistna (*Dactylorhiza majalis*) (ryc. 61A) i wawrzynek wilczyłyko (*Daphne mezereum*) (ryc. 61B) (Dubiel i in. 2011)

Ochrona czynna tej unikatowej przyrody prowadzona jest co najmniej od roku 2015 przez Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie (ZZM). W roku 2018 fragment Zakrzówka położony pomiędzy ulicami Wylom i św. Jacka stał się użytkiem ekologicznym, będąc równocześnie częścią Bielańsko-Tynieckiego Parku Krajobrazowego. Działania realizowane w ramach Projektu wykonano na terenie użytku ekologicznego i nie pokrywały się one z działaniami prowadzonymi przez ZZM.



Ryc. 60. Fragment łąki zmiennowilgotnej z groszkiem łąkowym (*Lathyrus pratensis*) i kwitnącym krwiściągą lekarskim (*Sanguisorba officinalis*) – rośliną żywicielską dla chronionych gatunków modraszków

Fig. 60. A section of *Molinia* meadow with Meadow Vetchling (*Lathyrus pratensis*) and flowering Great Burnet (*Sanguisorba officinalis*) – a host plant for protected species of Large Blue butterflies (*Phengaris* sp.)



Ryc. 61. Chronione gatunki roślin występujące na terenie użytku ekologicznego „Zakrzówek”

Objaśnienia: A – kwitnąca kukułka szerokolistna (*Dactylorhiza majalis*) na zmiennowilgotnej łące trzęślicowej, B – owocujący wawrzynek wilczelyko (*Daphne mezereum*)

Fig. 61. Protected plant species occurring in the ecological site “Zakrzówek”

Captions: A – flowering Broad-leaved Marsh-orchid (*Dactylorhiza majalis*) in a changeably wet *Molinia* meadow, B – fruiting Mezerion (*Daphne mezereum*)

(fot./photo Ewa Sitek A, 2023; Renata Bączek-Kwinta B, 2022)





Ryc. 62. Polana ze zbiorowiskami o charakterze łąkowym zdominowana przez inwazyjne nawłocie (*Solidago* spp.)

Fig. 62. Glade with meadow-like communities dominated by invasive goldenrod species (*Solidago* spp.)

(fot./photo Ewa Sitek, 2022)



Ryc. 63. Płat rdestowca (*Reynoutria* spp.) na terenie użytku ekologicznego „Zakrzówek” przed rozpoczęciem zabiegów zwalczania

Fig. 63. A patch of knotweed (*Reynoutria* spp.) in the ecological site “Zakrzówek” before the start of eradication treatments

(fot./photo Renata Bączek-Kwinta, 2022)

Zagrożenia. Od wielu lat na terenie użytku obserwuje się rozprzestrzenianie się obcych, inwazyjnych nawłoci (*Solidago* spp.) oraz rdestowców (*Reynoutria* spp.) (ryc. 62 i 63). Pokrycie powierzchni łąki przez nawłocie może dochodzić nawet do 80-90%. Szybki wzrost i rozwój nawłoci i rdestowców, ich wysokie pędy, zwarte pokrycie i szybkie rozrastanie się poprzez kłącza oraz eliminacja innych roślin wskutek wydzielanych przez nie związków chemicznych (allelapatia) znacznie obniżają walory przyrodnicze i krajobrazowe parku. Tymczasem łąki Zakrzówka są siedliskiem chronionych prawnie motyli z rodzaju modraszek (*Phengaris* spp.), a także czerwonończyka nieparnika (*Lycaena dispar*), które do przeprowadzenia cyklu rozwojowego wymagają obecności konkretnych, rodzimych gatunków roślin będących roślinami żywicielskimi dla ich larw.

Warto mieć także na uwadze, że „Zakrzówek” jest miejscem rozrodu i ostoją chronionych płazów i gadów, w tym tzw. gatunków indykatorowych, które są wskaźnikami różnorodności biologicznej siedlisk oraz są wykorzystywane do monitorowania trendów populacyjnych innych grup zwierząt. Nie można też pominąć bogatej awifauny (ok. 60 gatunków ptaków). Tworzone przez IAS-P jednogatunkowe płyty nie dają im należytego schronienia ani nie zapewniają różnorodności owadów i innych drobnych zwierząt stanowiących ich pokarm.

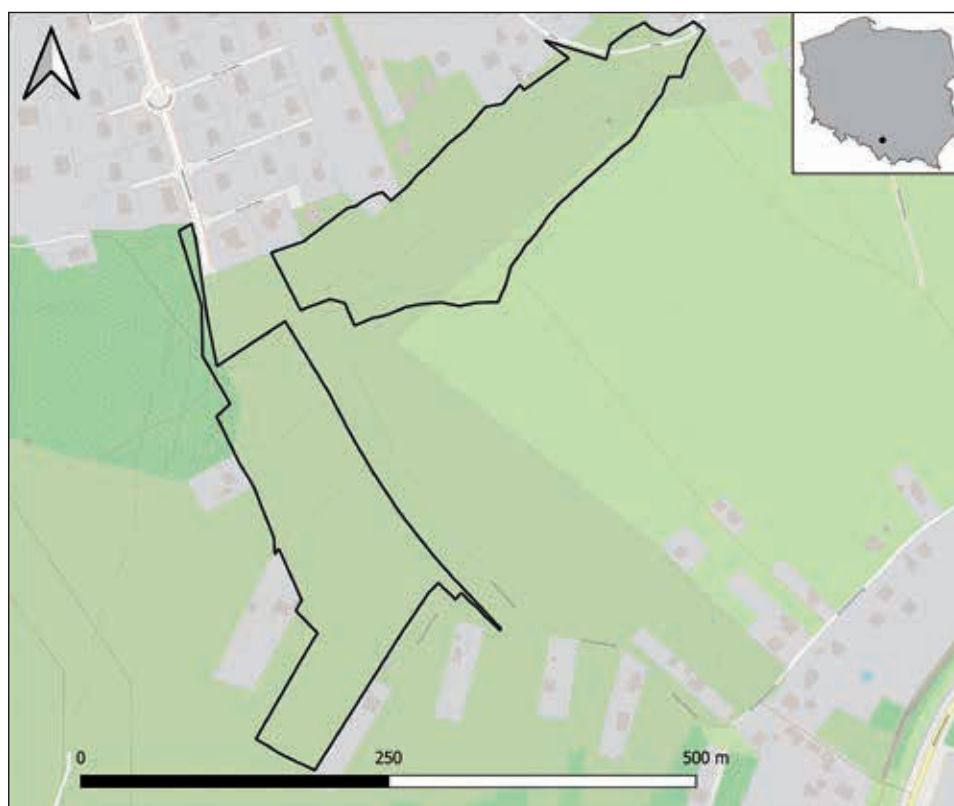
Projektem tym objęto teren o łącznej powierzchni 3,961 ha wskazany przez Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie.

Do Projektu włączono również obszary nieobjęte ochroną, na których występowały inwazyjne gatunki obce roślin. Były to obszary zgłoszone przez gminy lub zarządców: Jaworzno (rejon Góry Bielana z zachowanymi bogatymi florystycznie murawami kserotermicznymi), Katowice (Dolina Ślepiotki i staw Maroko), Jasienica (sąsiedztwo obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enklawa „Morzyk”) oraz działki na terenach Koszęcina, Krempnej, Skawiny i Świątnik Górnych. Na wskazanych obszarach zagrożenie stanowiły inwazyjne gatunki obce z rodzaju barszcz (*Heracleum* spp.), rdestowiec (*Reynoutria* spp.) i nawłóć (*Solidago* spp.). Obszary objęte działaniami różnią się pod względem użytkowania terenu oraz stopnia rozprzestrzenienia IAS-P.

Obszar Góra Bielana w Jaworznie

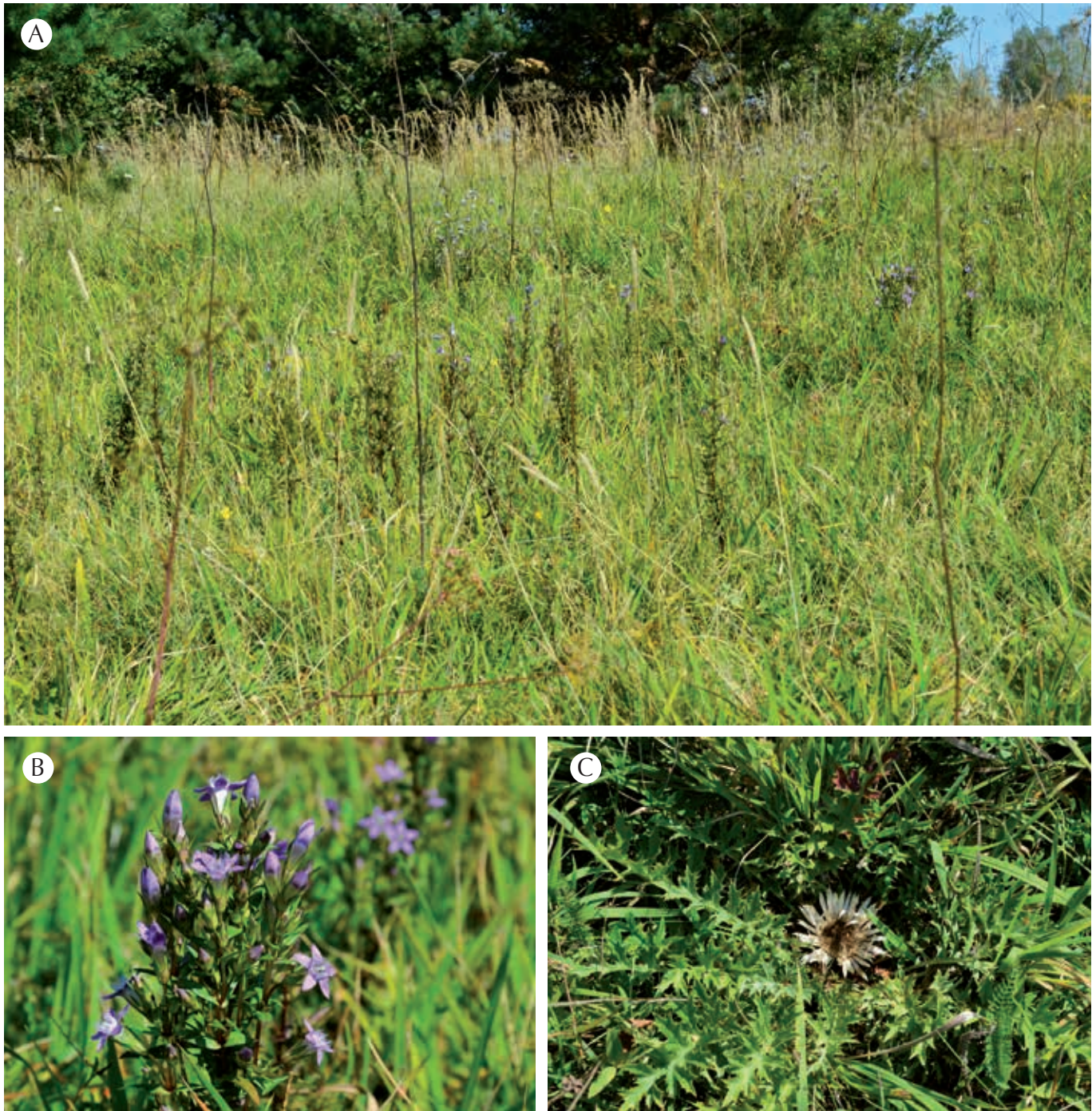
Obszar Góra Bielana w Jaworznie (ryc. 64) został wskazany jako teren cenny ze względów przyrodniczych w związku z występowaniem zróżnicowanych zbiorowisk murawowych oraz okrajowych, a także potwierdzeniem stanowisk rzadkich i chronionych gatunków roślin (ryc. 65A-C) i zwierząt związanych z tymi siedliskami (m.in. Babczyńska-Sendek i in. 2018, 2019; Tokarska-Guzik i in. 2018).

Większość płatów muraw kserotermicznych (kod 6210) w obrębie obszaru Góra Bielana nie jest użytkowana, tylko w niektórych miejscach są one koszone. Brak użytkowania (wypas/koszenie) powoduje spontaniczne, stopniowe zmiany składu gatunkowego, rozrost niektórych ekspansywnych gatunków zielnych m.in. trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*),



Ryc. 64. Granice obszaru Góra Bielana w Jaworznie

Fig. 64. The boundaries of the Góra Bielana site in Jaworzno



Ryc. 65. Przykładowe chronione gatunki roślin zagrożone rozprzestrzenianiem się IAS-P w rejonie Góry Bielana w Jaworznie
 Objaśnienia: A – fragment murawy kserotermicznej z licznie występującą goryczuszką Wettsteina (*Gentianella germanica*), B – kwitnąca szczytowa część pędu goryczuszki Wettsteina (*Gentianella germanica*), C – dziewięciśił bezłodygowy (*Carlina acaulis*)

Fig. 65. An example of protected plant species threatened by the spread of IAS-P in the Góra Bielana site in Jaworzno

Captions: A – a section of xerothermic grassland with abundant Field Gentian (*Gentianella germanica*), B – flowering part of Field Gentian (*Gentianella germanica*) shoot, C – Stemless Carline Thistle (*Carlina acaulis*)

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2022)

jeżyny popielicy (*Rubus caesius*), orlicy pospolitej (*Pteridium aquilinum*), a także wkraczanie roślinności krzewiastej.

Największym zagrożeniem dla siedliska muraw jest pojawienie się i rozprzestrzenienie IAS-P: nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*), a także winobluszczu zaroślowego (*Parthenocissus inserta*) (ryc. 66A-B). W płatach muraw notowane są także pojedyncze osobniki czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina*) oraz robinii



Ryc. 66. Inwazyjne gatunki roślin na Górze Bielana w Jaworznie

Objaśnienia: A – kępy nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) w płacie murawy kserotermicznej, B – zwarty płat rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) w sąsiedztwie kępy nawłoci kanadyjskiej (*S. canadensis*)

Fig. 66. Invasive plant species in the Góra Bielana site in Jaworzno

Captions: A – clumps of Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) in a patch of xerothermic grassland, B – a dense patch of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) adjacent to a clump of Canadian Goldenrod (*S. canadensis*)

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2022)

akacyjowej (*Robinia pseudoacacia*). Nawłóć na analizowanym terenie występuje w rozproszeniu, w formie pojedynczych kęp i ich większych skupień. W części zbiorowisk murawowych odnotowano zagęszczenie populacji nawłóci dochodzące do 40-50% powierzchni działki wskazanej do Projektu przez miasto. Ponadto na obszarze objętym działaniami w ramach Projektu, znajduje się zwarty płat rdestowca o powierzchni ok. 40 m², dodatkowo fragment tego terenu porośnięty jest winobluszczem zaroślowym (*Parthenocissus inserta*).

Działaniami zaradczymi w ramach Projektu objęto teren o łącznej powierzchni ok. 6,40 ha, na których stwierdzono obecność nawłóci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*). Niezależnie miasto prowadzi działania ochronne w innych wydzielonych fragmentach muraw, kosząc ich płaty zdominowane przez rodzime gatunki ekspansywne oraz jednokrotnie w ciągu roku wskazane fragmenty dobrze zachowanych zbiorowisk murawowych.

W granicach **Katowic** działaniami zaradczymi objęto tereny położone w części północnej (Staw Maroko) i środkowej miasta (Dolina Ślepiotki), o łącznej powierzchni 12,80 ha.

Dolina potoku Ślepiotka w Katowicach

Ślepiotka to potok o długości ok. 8 km, który bierze swój początek w Katowicach, na terenie kompleksu tzw. Lasów Murckowskich. Płyne przez dzielnice Katowic: Ochojec (w tym przez rezerwat przyrody Ochojec), Ligotę oraz Panewniki. W zachodniej części Panewnik, tuż przy granicy z Kochłowicami (dzielnicy Rudy Śląskiej) wpada do rzeki Kłodnicy. W górnym biegu potoku i w pobliżu jego ujścia występują zbiorowiska roślinne o charakterze zbliżonym do naturalnego, jak łągi, lasy olsowe i torfowiska. Na pozostałych odcinkach dolina potoku jest zniekształcona, głównie z powodu postępującej zabudowy. W roku 2010, w ramach realizowanego ze



Ryc. 67. Granice obszarów objętych działaniami Projektu w Dolinie potoku Ślepiotka w Katowicach

Fig. 67. The boundaries of areas covered by Project activities in the Ślepiotka stream valley in Katowice



Ryc. 68. Fragment silnie przekształconego lasu mieszanego o charakterze grądu z udziałem jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior*) nad brzegiem Ślepiotki w Katowicach, przy granicy obszaru objętego Projektem

Fig. 68. A section of a highly transformed, mixed broadleaved forest with an ash (*Fraxinus excelsior*) on the bank of the Ślepiotka stream in Katowice, near the boundary of the Project area

(fot./photo Alina Urbisz, 2023)



Ryc. 69. Fragment silnie przekształconego lasu mieszanego o charakterze łągu z rozrośniętą kępą rdestowca ostrokończego (*Reynoutria japonica*) nad brzegiem Ślepiotki w Katowicach, w tle widoczny udział wierzb (*Salix* spp.)

Fig. 69. A section of a highly transformed, mixed riparian forest with a proliferating clump of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) on the bank of the Ślepiotka stream in Katowice, with a willow (*Salix* spp.) visible in the background

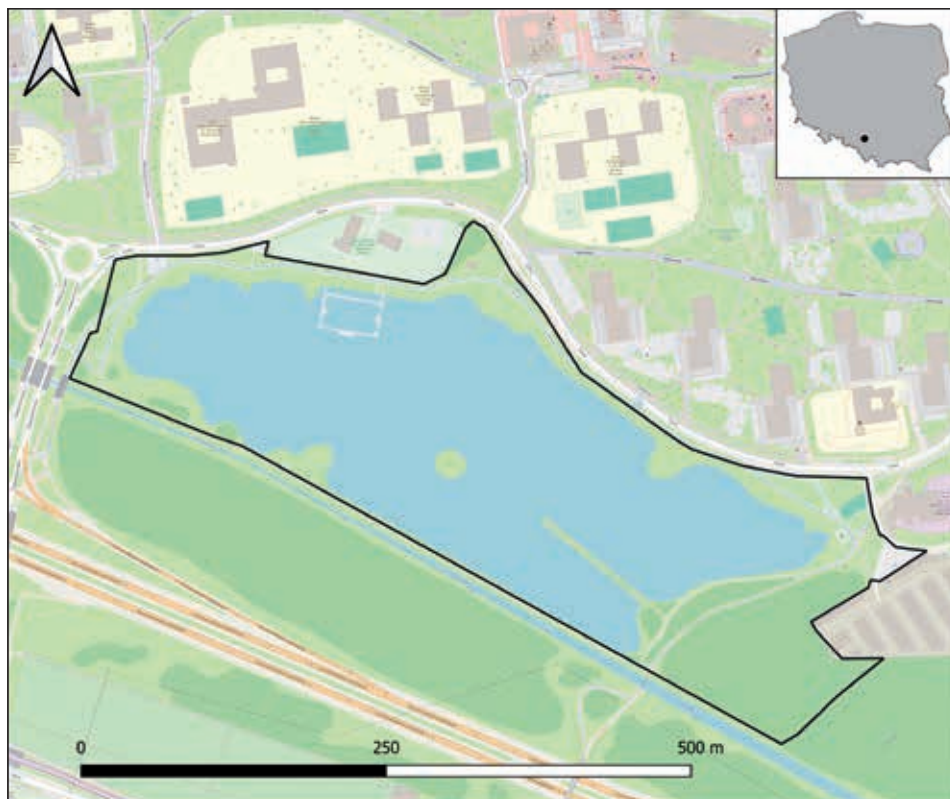
(fot./photo Alina Urbisz, 2023)

środków UE projektu REURIS, zrewitalizowano fragment doliny Ślepiotki w dzielnicy Ochojec, w górnym fragmencie zurbanizowanej części zlewni Ślepiotki, w pobliżu osiedli mieszkaniowych (ryc. 67).

Dominującym zbiorowiskiem roślinnym tego fragmentu doliny rzecznej jest silnie przekształcony las mieszany o charakterze grądu (na zboczach) oraz łągu znajdującego się w bezpośrednim sąsiedztwie potoku (ryc. 68 i 69). Głównym zagrożeniem dla terenów objętych Projektem jest rozprzestrzenianie się inwazyjnych gatunków z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria* spp.) oraz bezpośredni wpływ człowieka.

Obrzeża stawu Maroko na Osiedlu Tysiąclecia w Katowicach

Staw Maroko (ryc. 70) położony jest w północnej części miasta Katowice, pomiędzy rzeką Rawą i dzielnicą Załęże a osiedlem Tysiąclecia (ryc. 71).



Ryc. 70. Granice obszaru w rejonie stawu Maroko na Osiedlu Tysiąclecia w Katowicach

Fig. 70. The boundaries of the area near the Maroko pond in the Tysiąclecie housing estate in Katowice

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

Niezarośnięta tafla wody, jest miejscem rekreacji dla mieszkańców osiedla natomiast, częściowo zarośnięte przez trzcinę, trudno dostępne dla ludzi, brzegi stanowią ostoję dla wielu gatunków zwierząt. Na obszarze gniazdują ptaki wodno-błotne takie jak łyska (*Fulica atra*), kurka wodna (*Gallinula chloropus*), kaczka krzyżówka (*Anas platyrhynchos*), nielicznie perkoz dwuczuby (*Podiceps cristatus*) oraz trzciniak (*Acrocephalus arundinaceus*). Zaskakującym faktem było zaobserwowanie gniazdującego remiza zwyczajnego (*Remiz pendulinus*) oraz bączka zwyczajnego (*Ixobrychus minutus*). Staw Maroko to także teren, na którym stwierdzono interesujące gatunki roślin. Poza częstymi gatunkami roślin wodnych, do których należy np. rzęsa drobna



Ryc. 71. Widok na staw Maroko od strony zachodniej
Fig. 71. View of the Maroko pond from the west side

(fot./photo Katarzyna Urbisz, 2023)



Ryc. 72. Jezierza morska (*Najas marina*) licznie występująca w stawie Maroko
Fig. 72. Holly-leaved Naiad (*Najas marina*) abundant in the Maroko pond

(fot./photo Alina Urbisz, 2023)



Ryc. 73. Gatunki z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria* spp.) porastające obrzeża stawu
Objaśnienia: A – rdestowiec ostrokończysty (*R. japonica*), B – rdestowiec pośredni (*R. ×bohemica*)

Fig. 73. Species of the genus knotweed (*Reynoutria* spp.) overgrowing the edges of the pond
Captions: A – Japanese Knotweed (*R. japonica*); B – Bohemian Knotweed (*R. ×bohemica*)

(fot./photo Alina Urbisz A; Katarzyna Urbisz B, 2023)

(*Lemna minor*) albo rdestnica pływająca (*Potamogeton natans*), występuje tu także jeziora morska (*Najas marina*), której populacja jest bardzo liczna (ryc. 72). W strefie przybrzeżnej, oprócz trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) rośnie jeżogłówka gałęzista (*Sparganium erectum*) oraz dwa gatunki pałki: szerokolistna (*Typha latifolia*) i wąskolistna (*T. angustifolia*), a także gatunek obcego pochodzenia tatarak zwyczajny (*Acorus calamus*). Na obrzeżach stawu występują liczne gatunki inwazyjne: trzy gatunki rdestowców – ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) (ryc. 73A), sachaliński (*R. sachalinensis*) i pośredni (*R. ×bohemica*) (ryc. 73B), nawłocie (kanadyjska i późna) (*Solidago canadensis* i *S. gigantea*), niecierpek gruczołowaty i drobnokwiatowy (*Impatiens glandulifera* i *I. parviflora*), które stanowią największe zagrożenie dla tego terenu.

Sąsiedztwo obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enklawa „Morzyk”

Teren o powierzchni 33,6 ha położony jest w bliskim sąsiedztwie Obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001, w zachodniej części Pogórza Śląskiego, zwanej Pogórzem Cieszyńskim (ryc. 74). Od strony północno-wschodniej graniczy bezpośrednio z rzeką Iłownicą będącą prawostronnym dopływem Wisły, od południa z drogą ekspresową S52 Cieszyn – Bielsko-Biała i od zachodu z polami uprawnymi.

W otoczeniu znajdują się zadrzewienia z udziałem m.in. klonu jawora (*Acer pseudoplatanus*), graba pospolitego (*Carpinus betulus*), czeremchy zwyczajnej (*Padus avium*), wierzby kruchej (*Salix fragilis*) i dębu szypułkowego (*Quercus robur*). Wśród krzewów można zaobserwować:



Ryc. 74. Granice terenu sąsiadującego z obszarem Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enklawa „Morzyk” w gminie Jasienica

Fig. 74. The boundaries of the area adjacent to the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enclave “Morzyk” in the Jasienica commune

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

leszczyne pospolitą (*Corylus avellana*), trzmielinę brodawkowatą (*Euonymus verrucosa*), śliwę tarninę (*Prunus spinosa*) i szakłaka pospolitego (*Rhamnus catharica*). Wzdłuż rzeki Iłownicy, spośród interesujących gatunków zielnych odnotowano m.in. gajowca żółtego (*Galeobdolon luteum*), bodziszka żałobnego (*Geranium phaeum*), pierwiosnkę lekarską (*Primula veris*), miodunkę ćmę (*Pulmonaria obscura*), jaskra kosmatego (*Ranunculus lanuginosus*), zawilca gajowego (*Anemone nemorosa*) i żywokost bulwiasty (*Symphytum tuberosum*) (ryc. 75 i 76A-B).



Ryc. 75. Zawilec gajowy (*Anemone nemorosa*) i miodunka ćma (*Pulmonaria obscura*) na brzegu Iłownicy w sąsiedztwie obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”

Fig. 75. Wood Anemone (*Anemone nemorosa*) and Suffolk Lungwort (*Pulmonaria obscura*) on the bank of the Iłownica river in the vicinity of the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”



Ryc. 76. Interesujące gatunki roślin w sąsiedztwie obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”

Objaśnienia: A – żywokost bulwiasty (*Symphytum tuberosum*), B – bodziszek żalobny (*Geranium phaeum*)

Fig. 76. Interesting plant species in the vicinity of the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”

Captions: A – Tuberous Comfrey (*Symphytum tuberosum*), B – Dusky Crane’s-bill (*Geranium phaeum*)

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2023)



Ryc. 77. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) zarastający rów melioracyjny z trzcinowiskiem w granicy obszaru objętego Projektem

Fig. 77. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) overgrowing a drainage ditch with a reed bed in the boundary of the Project area

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022)



Ryc. 78. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) przenikający na teren łąki kośnej w granicy obszaru objętego Projektem

Fig. 78. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) encroaching on a hay meadow in the boundary of the Project area

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022)

Największym zagrożeniem dla wskazanego terenu, ale także dla przylegającego obszaru Natura 2000, jest rozprzestrzenianie się barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) (ryc. 77 i 78). Działaniami zaradczymi, polegającymi na jego eliminacji, objęto część terenu o powierzchni około 0,68 ha, który stanowi łąka kośna oraz płytki rów melioracyjny z trzcinowiskiem (por. rozdz. 4.2.2). Na pozostałej jego części przeprowadzono inne działania (por. rozdz. 4.2.4).

Gminy Koszęcin i Krempna

Miejsca występowania barszczu kaukaskich rekomendowane do objęcia zadaniem Projektu wskazały gminy Koszęcin i Krempna.

Gmina Koszęcin, znajdująca się w granicach administracyjnych województwa śląskiego, położona na terenie nizinnym, ma charakter leśno-rolniczy – gdzie użytki rolne stanowią 41%, a lasy 52% jej obszaru. Barszcze kaukaskie występują okazjonalnie i rozprzestrzeniają się głównie wzdłuż rowów i cieków wodnych tworząc niewielkie stanowiska. Z kolei gmina Krempna (województwo podkarpackie) położona jest na terenie górskim, gdzie lasy zajmują ponad 70%, a użytki rolne około 25% obszaru w jej granicach. Gmina leży na terenie cennym przyrodniczo w pobliżu Magurskiego Parku Narodowego. Rozprzestrzenianie się barszczu w gminie Krempna jest bardzo intensywne, występują na polanach śródleśnych, wzdłuż cieków i dróg śródleśnych tworząc duże stanowiska o wysokim pokryciu gatunku inwazyjnego.

W gminie Koszęcin zabiegami objęto teren o powierzchni 30 ha (ryc. 79). Barszcze występowały w rowach oraz na ich skarpach i tworzyły stanowiska o długości średnio 5-10 m i szerokości pokrywającej się z szerokością rowu; pokrycie gatunku inwazyjnego wynosiło 80-100% (ryc. 80). Roślinność na terenie podlegającym zabiegom reprezentowały zbiorowiska nitrofilne złożone z wysokich traw, jak kupkówka pospolita (*Dactylis glomerata*), czy wiechlina zwyczajna (*Poa trivialis*) oraz zbiorowiska zarośli z udziałem trzmieliny pospolitej (*Euonymus europaeus*) i śliwy tarniny (*Prunus spinosa*).



Ryc. 79. Granice obszaru objętego działaniami Projektu w gminie Koszęcin

Fig. 79. The boundaries of the area covered by the Project activities in the Koszęcin commune

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)



Ryc. 80. Widok na teren występowania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w gminie Koszęcin przed przystąpieniem do zabiegów zwalczania

Fig. 80. View of the area where Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) occurs in the Koszęcin commune before commencement of eradication treatments

(fot./photo Marta Czarniecka-Wiera, 2022)

Z kolei w gminie Kremarna zabiegami zaradczymi objęto teren zróżnicowany siedliskowo (polany śródleśne, pobocza dróg leśnych oraz brzegi rzeki Wisłoka) o łącznej powierzchni 5 ha (ryc. 81). Barszcze na polanach śródleśnych tworzyły duże stanowiska z pokryciem około 70-100%. Wzdłuż dróg inwazyjne barszcze tworzyły szpalery o długości około 5-10 m, z kolei wzdłuż Wisłoki ich rozmieszczenie było nieregularne i pojawiały się w miejscach przerzedzenia zadrzewień i zakrzaczeń (ryc. 82A-B).



Ryc. 81. Granice obszarów objętych działaniami Projektu w gminie Kremarna

Fig. 81. The boundaries of areas covered by the Project activities in the Kremarna commune



Ryc. 82. Przykładowe miejsca występowania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w gminie Krempana

Objaśnienia: A – jedna z polan w otoczeniu zadrzewień wierzbowych, B – fragment brzegów Wisłoki w miejscu przerzedzonych zadrzewień wierzbowych

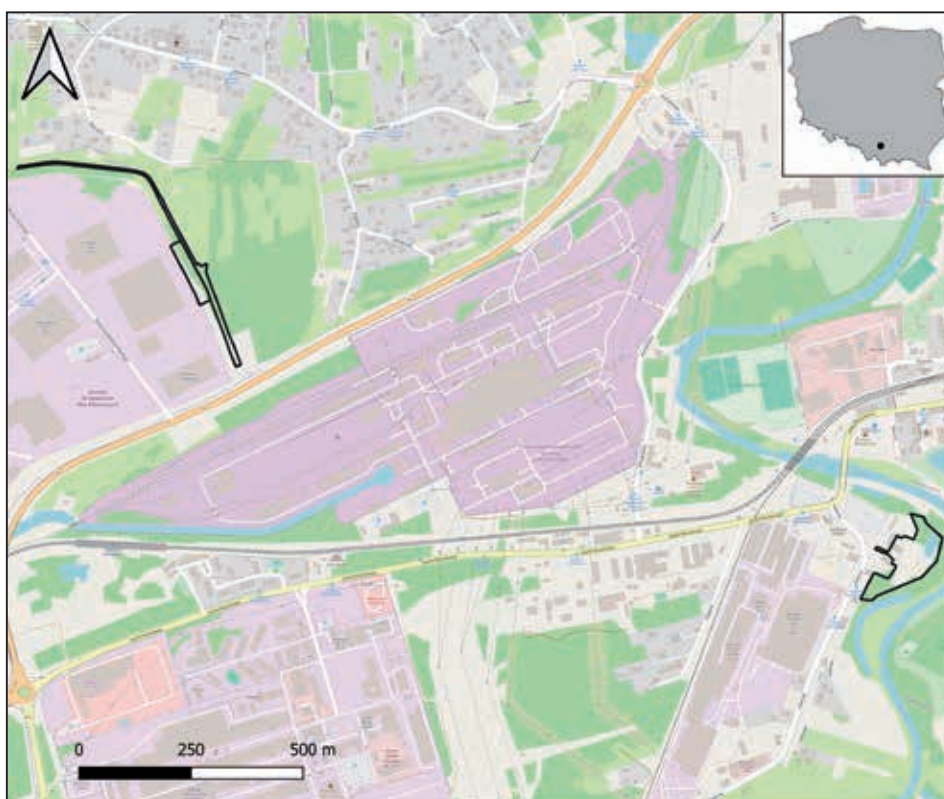
Fig. 82. Examples of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) sites in the Krempana commune

Captions: A – one of the clearings surrounded by willow tree stands, B – a section of the banks of the Wisłoka River in an area of thinned willow tree stands

(fot./photo Magdalena Kowalska, 2022)

Podobnie jak w przypadku ww. gmin, z uwagi na wykazaną obecność barszczu Sosnowskiego, do Projektu włączono działki w gminach Skawina i Świątniki Górne. Dodatkowo przedmiotem działań zaradczych na terenie gminy Skawina były, także obce gatunki nawłoci.

Gmina Skawina położona jest w województwie małopolskim, w powiecie krakowskim. Działania zaradcze polegające na eliminacji pojedynczych osobników barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) prowadzono na obszarze o łącznej powierzchni 6,33 ha (ryc. 83). Teren ten był dość zróżnicowany i obejmował m.in. zarośla porastające skarpe (ryc. 84), las i teren przemysłowy, które po części ze sobą sąsiadowały, jak też przylegały do strefy przemysłowej. Niewielki zalesiony fragment obszaru, z dużym udziałem w runie niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*), znajdował się nad rzeką Skawinką.



Ryc. 83. Granice obszarów objętych działaniami Projektu w gminie Skawina

Fig. 83. The boundaries of areas covered by the Project activities in the Skawina commune

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

W ramach Projektu, prowadzono także zabiegi zwalczania inwazyjnych nawłoci na wytypowanych przez Urząd Miasta i Gminy Skawina, działkach o łącznej powierzchni 10,50 ha (ryc. 83). Zostały one wskazane ze względu na obecne, jak i przyszłe kierunki ich użytkowania tzn. rekreacyjny (łąki w pobliżu sztucznych zbiorników wodnych wykorzystywane przez koło Polskiego Związku Wędkarskiego), użytkowy (tereny w pobliżu osiedla domów jednorodzinnych) i przyrodniczy (naturalne łąki i tereny zalesione w sąsiedztwie szlaku turystycznego w kierunku Mogilan) (ryc. 84-88).

Gmina **Świątniki Górne** jest położona w województwie małopolskim, w powiecie krakowskim. Gmina stanowi atrakcyjny obszar rekreacyjny dla mieszkańców Krakowa.



Ryc. 84. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w zaroślach na skarpie w gminie Skawina

Fig. 84. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) in thickets on the escarpment in the Skawina commune

(fot./photo Agnieszka Synowiec, 2022)



Ryc. 85. Nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis*) na łące w gminie Skawina

Fig. 85. Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) in a meadow in the Skawina commune

(fot./photo Agnieszka Synowiec, 2022)



Ryc. 86. Nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis*) na łące w pobliżu stawu w gminie Skawina

Fig. 86. Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) in a meadow near a pond in the Skawina commune

(fot./photo Agnieszka Synowiec, 2023)



Ryc. 87. Nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis*) na polanie w pobliżu lasu w gminie Skawina

Ryc. 87. Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) in a clearing in woodland in the Skawina commune

(fot./photo Agnieszka Synowiec, 2023)

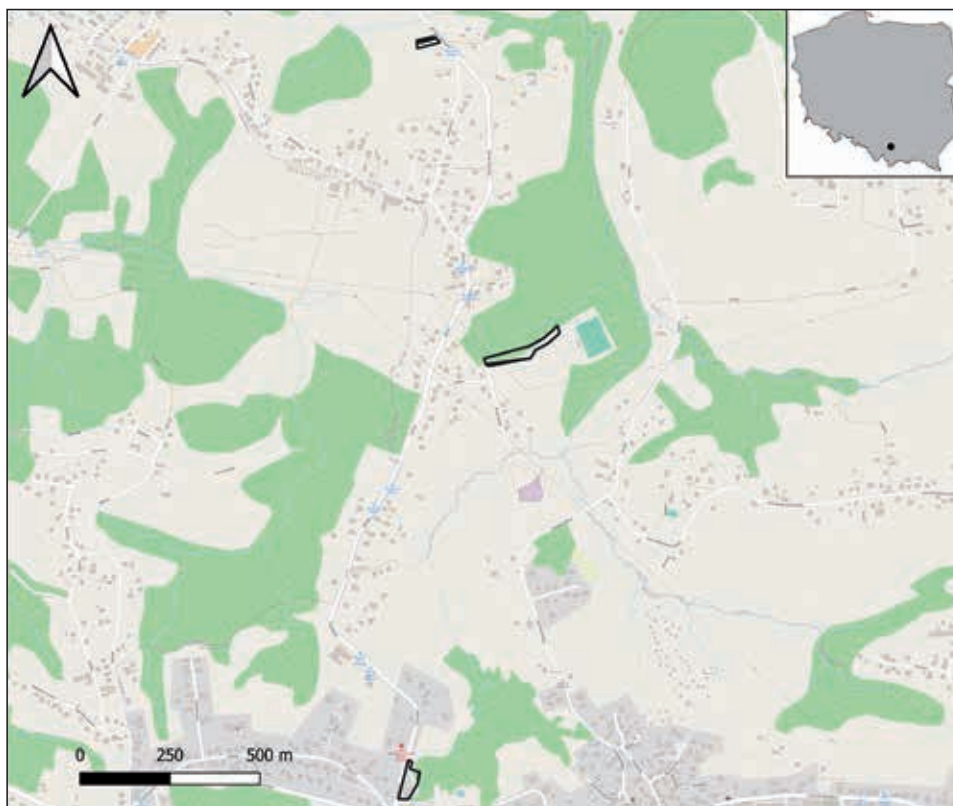


Ryc. 88. Nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis*) na odłogu porolnym w gminie Skawina

Fig. 88. Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) on arable fallow in the Skawina commune

(fot./photo Agnieszka Synowiec, 2023)

Projektem objęto teren częściowo stanowiący własność osób prywatnych, o łącznej powierzchni 1,68 ha we wsi Wrząsowice (ryc. 89). Znajdowały się tam nieużytki, łąki, zarośla i zadrzewienia porośnięte barszczem (ryc. 90). Barszcz Sosnowskiego na monitorowanym terenie występował pojedynczo lub tworzył średniej wielkości skupienia (ryc. 91 i 92).



Ryc. 89. Granice obszarów objętych działaniami Projektu w gminie Świątniki Górne

Fig. 89. The boundaries of areas covered by the Project activities in the Świątniki Górne commune

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)



Ryc. 90. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) na łące w gminie Świątniki Górne

Fig. 90. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) in a meadow in the Świątniki Górne commune

(fot./photo Barbara Nowak, 2022)



Ryc. 91. Pojedynczy osobnik barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) na działce objętej Projektem w gminie Świątniki Górne
Fig. 91. A single specimen of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) on a plot of land covered by the Project in the Świątniki Górne commune

(fot./photo Barbara Nowak, 2022)



Ryc. 92. Skupienie barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) na działce przydomowej objętej Projektem w gminie Świątniki Górne
Fig. 92. A clump of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) on a home garden covered by the Project in the commune of Świątniki Górne

(fot./photo Barbara Nowak, 2022)



METODY



Metoda „siatkowania” zastosowana w zwalczaniu rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) nad potokiem w Ojcowskim Parku Narodowym
The “netting” method used in the control of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) by the stream in the Ojcow National Park

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022)

3. Metody badań i działań zaradczych oraz monitorowania uzyskiwanych efektów

Przyjęte w Projekcie metody badań i działań zaradczych dostosowano do założonych celów szczegółowych poszczególnych zadań Projektu.

Poniżej zaprezentowano zakres i metody zastosowane w zadaniu poświęconym „Aktywnej ochronie ekosystemów lądowych i nadrzecznych poprzez ograniczanie negatywnego wpływu inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia” (por. rozdz. 2.1). Zadanie miało na celu eliminację lub kontrolę IAS-P, z uwzględnieniem zarówno specyfiki gatunku (por. rozdz. 2.2 Gatunki), jak i lokalnych warunków siedliskowych (por. rozdz. 2.2 Obszary).

Kolejne zadania realizowane w Projekcie, tj. „Wypracowanie, doskonalenie i testowanie innowacyjnych metod zwalczania IAS-P” oraz „Wczesna detekcja inwazyjnych gatunków roślin oraz źródeł ich rozprzestrzeniania poprzez podjęcie próby ich wprowadzania i rozprzestrzeniania się w ekosystemach/na obszarach objętych Projektem” (por. rozdz. 2.1), miały charakter eksperymentów. Z tego powodu zastosowana metodyka została opisana odrębnie w poszczególnych podzadaniach (por. rozdz. 4.2 i 4.3).

W pierwszym etapie realizacji zadania „Aktywna ochrona ekosystemów lądowych i nadrzecznych poprzez ograniczanie negatywnego wpływu inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia” została przeprowadzona szczegółowa inwentaryzacja uwzględniająca: 1) cechy zbiorowiska roślinnego, które podlega inwazji (m.in. bogactwo gatunkowe, liczba i częstość występowania gatunków chronionych); 2) cechy siedliska, na którym zaplanowano prowadzenie działań zaradczych (brzegi cieków, tereny trawiaste, tereny porolne, tereny zabudowane); 3) cechy populacji gatunku inwazyjnego (wielkość populacji, sposób występowania osobników).

Zakres zadania objął następujące etapy:

- (1) Wizja lokalna w terenie potwierdzająca obecność IAS-P i aktualne uwarunkowania przyrodnicze na wskazanym obszarze (działce ewidencyjnej).
- (2) Dobór metody usuwania określonego gatunku dostosowany do warunków lokalnych (typ ekosystemu/występowanie gatunków zagrożonych, priorytetowych) i statusu określonego obszaru.
- (3) Opracowanie założeń/wytycznych w zakresie nadzoru przyrodniczego i monitorowania efektów usuwania określonego IAS-P.
- (4) Przeprowadzenie monitoringu początkowego – zerowego („0”).
- (5) Przygotowanie niezbędnych dokumentów pozwalających na wyłonienie wykonawcy działań zaradczych wraz z harmonogramem; przeprowadzenie postępowania.
- (6) Szkolenie dla wykonawcy/firmy prowadzącej zwalczanie.
- (7) Przeprowadzenie zabiegów usuwania IAS-P, zgodnie z przyjętym harmonogramem, i z jednoczesnym nadzorem przyrodniczym.
- (8) Monitoring efektów (na kolejnych etapach zwalczania).
- (9) Działania informacyjno-edukacyjne.

Należy podkreślić, że działania zaradcze wobec roślin gatunków inwazyjnych były realizowane na podstawie warunków określonych w rozporządzeniu Rady Ministrów z dnia 9 grudnia 2022 r., z uwzględnieniem specyfiki lokalnych warunków (typ ekosystemu/występowanie gatunków zagrożonych, priorytetowych) i statusu obszaru (obszar chroniony/nieobjęty żadną formą ochrony). W doborze metod zwalczania dla poszczególnych gatunków wykorzystano metody rekomendowane jako najbardziej skuteczne i dopuszczalne do stosowania w Polsce (m.in. Najberek & Solarz 2021; Bzdęga i in. 2022; Krzysztofiak i in. 2022; Sachajdakiewicz i in. 2022; Szymura i in. 2022). Dodatkowo, przyjęto, że na obszarach chronionych oraz cennych ze względów przyrodniczych (np. bezpośrednie sąsiedztwo wód) nie będą stosowane syntetyczne środki chemiczne.

Działania objęły cztery inwazyjne gatunki roślin (IAS-P) scharakteryzowane w rozdz. 2.2.

3.1. Metody eliminacji i kontroli inwazyjnych roślin obcego pochodzenia (IAS-P)

Na podstawie zgromadzonych informacji (wizji lokalnej w terenie i istniejących materiałów źródłowych dla poszczególnych obszarów), w tym sposobu występowania IAS-P, przyjęto następujące metody eliminacji i kontroli (por. Tabela 2).

- dla gatunków występujących na wytypowanych obszarach w rozproszeniu i w niewielkiej liczbie osobników/pędów:
 - usuwanie roślin poprzez wykopywanie pojedynczych osobników/nacinanie szyi korzeniowej rośliny oraz usuwanie siewek (wyrwanie, wykopywanie w zależności od warunków lokalnych i rozmiarów roślin) – w przypadku barszczy kaukaskich tj. b. Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i b. Mantegazziego (*H. mantegazzianum*) (ryc. 93A-C i 94A-C);



Ryc. 93. Przykłady metod eliminacji IAS-P zastosowanych w odniesieniu do gatunków występujących na wytypowanych obszarach nie objętych ochroną, w rozproszeniu i w niewielkiej liczbie osobników/pędów – przebieg zwalczania barszczy Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*)

Objaśnienia: A-B – poprzez wykopywanie pojedynczych osobników w gminie Koszęcin, C – poprzez nacinanie szyi korzeniowej w gminie Krempna

Fig. 93. Examples of IAS-P eradication methods applied to species occurring in selected non-protected areas, in dispersed patches with small numbers of specimens/shoots – the course of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) control
Captions: A-B – by digging up individual specimens in the commune of Koszęcin, C – by incising the root neck in the commune of Krempna



Ryc. 94. Przykłady metod eliminacji IAS-P zastosowanych w odniesieniu do gatunków występujących na wytypowanych obszarach chronionych, w rozproszeniu i w niewielkiej liczbie osobników/pędów – przebieg zwalczania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*), niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) oraz gatunków z rodzaju nawłóć (*Solidago* spp.) i rdestowiec (*Reynoutria* spp.)

Objaśnienia: A – wykopany młody osobnik barszczu w Magurskim Parku Narodowym, B – obcinanie kwiatostanów barszczu, przed zastosowaniem właściwej metody zwalczania w Magurskim Parku Narodowym, C – wrywanie siewek barszczu w obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”, D – wrywanie pojedynczych roślin niecierpka w Ojcowskim Parku Narodowym, E – wrywanie pojedynczych pędów/kęp nawłóci na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”, F – wykaszanie niewielkich płatów nawłóci na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”, G – wrywanie/wykopywanie pojedynczych pędów/kęp rdestowca w Ojcowskim Parku Narodowym

Fig. 94. Examples of IAS-P eradication methods applied to species occurring in selected protected areas, in dispersed patches with small numbers of specimens/shoots – the course of control of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*), Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) and species of goldenrod (*Solidago* spp.) and knotweed (*Reynoutria* spp.)

Captions: A – uprooted young hogweed specimen in the Magura National Park, B – cutting off the inflorescences of the hogweed, before applying the appropriate control method in the Magura National Park, C – uprooting of hogweed seedlings in the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”, D – uprooting individual *Impatiens* plants in the Ojcow National Park, E – uprooting single shoots/clumps of goldenrod in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”, F – uprooting small patches of goldenrod in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”, G – uprooting single shoots/clumps of knotweed in the Ojcow National Park

(fot./photo Jan Kasza A-B; Katarzyna Bzdęga C-D i G; Barbara Tokarska-Guzik E-F, 2023)



Ryc. 95. Przykłady metod eliminacji IAS-P zastosowanych dla gatunków rozpowszechnionych i zajmujących duże powierzchnie

Objaśnienia: A – koszenie barszczy kaukaskich (*Heracleum* spp.) w sąsiedztwie obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”, B – koszenie płatów niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) w Ojcowskim Parku Narodowym, C – koszenie większych płatów nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”, D – ścięty nadziemny pęd rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) w Magurskim Parku Narodowym, E – koszenie rdestowca ostrokończystego (*R. japonica*) w rezerwacie przyrody „Las Murckowski”, F – koszenie rdestowca ostrokończystego (*R. japonica*) na obrzeżach stawu Maroko w Katowicach, G-H – metoda „siatkowania” zastosowana w zwalczaniu rdestowca ostrokończystego (*R. japonica*) na skraju lasu i nad potokiem w Ojcowskim Parku Narodowym, I – metoda „siatkowania” zastosowana w zwalczaniu rdestowca ostrokończystego (*R. japonica*) w Magurskim Parku Narodowym

Fig. 95. Examples of IAS-P control methods used for species that are widespread and occupy large areas

Captions: A – mowing of Caucasian hogweeds (*Heracleum* spp.) in the vicinity of the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”, B – mowing of patches of Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*), C – mowing of larger patches of goldenrods (*Solidago* spp.) in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”, D – cutting above-ground shoot of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) in the Magura National Park, E – mowing of Japanese Knotweed (*R. japonica*) in the nature reserve “Las Murckowski”, F – mowing of Japanese Knotweed (*R. japonica*) at the edge of the Maroko pond in Katowice, G-H – the “netting” method used in the control of Japanese Knotweed (*R. japonica*) at the edge of the forest and by the stream in the Ojcow National Park, I – the “netting” method used in the control of Japanese Knotweed (*R. japonica*) in the Magura National Park

(fot./photo Katarzyna Bzdęga A-B 2023, G-H 2022; Barbara Tokarska-Guzik C 2023; Jacek Borek D i I 2022; Alina Urbisz E-F 2023)

- wrywanie pojedynczych osobników lub ręczne wykaszanie niewielkich płatów z częstotliwością od 3 do 5 powtórzeń w sezonie wegetacyjnym w okresie dwóch lat (2022-2023) – w przypadku niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) (ryc. 94D);
- wykopywanie/wrywanie pojedynczych kęp/pędów – w przypadku gatunków z rodzaju nawłoc tj. n. kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i n. późnej (*S. gigantea*) oraz rdestowiec (*Reynoutria* spp.) (ryc. 94E-G).
- dla wybranych gatunków inwazyjnych rozpowszechnionych i zajmujących duże powierzchnie:
 - dwukrotne koszenie roślin w fazie zawiązywania kwiatostanów/kwitnienia, z usuwaniem i utylizacją biomasy – w przypadku barszczy kaukaskich tj. b. Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i b. Mantegazziego (*H. mantegazzianum*) (ryc. 95A); koszenie płatów (nisko przy ziemi): 3 powtórzenia w sezonie wegetacyjnym w okresie 2 lat (2022-2023) – w przypadku gatunków z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria* spp.);
 - wrywanie/ręczne wykaszanie płatów z częstotliwością od 3 do 5 powtórzeń w sezonie wegetacyjnym w okresie 2 lat (2022-2023) – w przypadku niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) (ryc. 95B);
 - dwukrotne selektywne koszenie ręczne odpowiednim sprzętem, w celu niedopuszczenia do przypadkowego skoszenia roślin reprezentujących cenne gatunki rodzime oraz zranienia (lub unicestwienia) bytujących tam zwierząt, z zagospodarowaniem biomasy w miejscu działań – na obszarach chronionych (pierwsze koszenie w połowie maja na wysokości ok. 20 cm, aby jak najmniej ingerować w rozwój pozostałych pożądanych gatunków roślin w siedlisku i drugie koszenie w terminie 1-15.09 na wysokości 5-15 cm) (ryc. 95C); jednokrotne mechaniczne koszenie, bez usuwania biomasy – poza obszarami chronionymi – w przypadku gatunków z rodzaju nawłoc tj. n. kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i n. późnej (*S. gigantea*);
 - dwukrotne koszenie roślin wraz z uprzątnięciem biomasy i przekazaniem do utylizacji lub pięciokrotne koszenie, z zagospodarowaniem biomasy w miejscu działań – na obszarach chronionych (ryc. 95D-E); minimum trzykrotne koszenie roślin w fazie wegetatywnej, bez usuwania biomasy – poza obszarami chronionymi – w przypadku gatunków z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria* spp.) (ryc. 95F);
 - metoda „siatkowania” polegająca na rozłożeniu w miejscu występowania roślin stalowej siatki o kwadratowym oczku. Siatka była ułożona na drewnianych łąkach, które mocowano do podłoża, co zapobiegało jej podnoszeniu przez przerastające przez nią pędy rdestowca; szczegółowy opis metody znajduje się w opracowaniu Bzdęga i in. (2022) – w przypadku gatunków z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria* spp.) (ryc. 95G-I).

W określonych sytuacjach zastosowane metody odpowiednio modyfikowano/dostosowywano. Przykładowo, ze względu na późniejszy termin podjęcia działań związanych z eliminacją barszczu Sosnowskiego na obszarze Magurskiego Parku Narodowego w pierwszym roku

Tabela 2. Wykaz metod eliminacji i kontroli IAS-P zastosowanych w poszczególnych obszarach
 Table 2. List of IAS-P eradication and control methods used in the particular research areas

		Metoda / Method	1	2	3	4	5	6	7	8
Gatunek / Obszar Species / Area	Barszcze kaukaskie / Caucasian hogweeds	Magurski Park Narodowy / Magura National Park	×	-	-	-	-	-	-	-
		Obszar Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enklawa „Morzyk” / Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001 – Enclave “Morzyk”	×	-	-	-	-	-	-	-
		Obszar Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” PLH120069 / Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie” PLH120069	×	-	-	-	-	-	-	-
		Użytek ekologiczny Park Leśny Witkowice / Ecological site Park Leśny Witkowice	×	-	-	-	-	-	-	-
		Gmina Koszęcin / Koszęcin Commune	×	-	-	-	-	-	-	-
		Gmina Krempna / Krempna Commune	×	-	-	-	-	-	-	-
		Gmina Skawina / Skawina Commune	-	×	-	-	-	-	-	-
		Gmina Świątniki Górne / Gmina Świątniki Commune	-	×	-	-	-	-	-	-
	Rdestowce / Knotweeds	Ojcowski Park Narodowy / Ojcow National Park	-	-	-	×	×	×	-	-
		Magurski Park Narodowy / Magura National Park	-	-	×	-	-	×	-	-
		Rezerwat przyrody „Las Murckowski” / Nature reserve “Las Murckowski”	-	-	-	-	×	-	-	-
		Rezerwat przyrody „Łęg nad Młynówką”/Nature reserve “Łęg nad Młynówką”	-	-	-	-	×	-	-	-
		Park miejski i użytek ekologiczny „Zakrzówek”/Urban park and ecological site “Zakrzówek”	-	-	-	-	×	-	-	-
	Miasto Katowice / Katowice City Commune	-	-	-	-	×	-	-	-	
	N.g. / I.g.	Ojcowski Park Narodowy / Ojcow National Park	-	-	-	-	-	-	×	-
		Użytek ekologiczny Park Leśny Witkowice / Ecological site Park Leśny Witkowice	-	-	-	-	-	-	×	-
	Nawłoc kanadyjska i n. późna <i>Solidago canadensis</i> and <i>S. gigantea</i>	Ojcowski Park Narodowy / Ojcow National Park	-	-	-	×	-	-	-	×
		Obszar Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” PLH240042 / Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie” PLH240042	-	-	-	×	-	-	-	×
		Obszar Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” PLH120069 / Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie” PLH120069	-	-	-	-	-	-	-	×
		Obszar Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” PLH120065 / Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” PLH120065	-	-	-	-	-	-	-	×
		Park miejski i użytek ekologiczny „Zakrzówek” / Urban park and ecological site “Zakrzówek”	-	-	-	-	-	-	-	×
		Góra Bielana w Jaworznie / Góra Bielana site in Jaworzno	-	-	-	×	-	-	-	×
		Gmina Skawina / Skawina Commune	-	-	-	-	-	-	-	×

Objaśnienia: 1 – wykopywanie pojedynczych osobników/nacinanie szyi korzeniowej rośliny oraz usuwanie siewek (wyrwanie, wykopywanie) dwukrotne lub trzykrotne w sezonie wegetacyjnym, 2 – koszenie roślin w fazie zawiązywania kwiatostanów/kwitnienia dwukrotne w sezonie wegetacyjnym, z usuwaniem i utylizacją biomasy (barszcze kaukaskie), 3 – koszenie płatów roślin (nisko przy ziemi), 3 razy w sezonie wegetacyjnym z pryzmowaniem biomasy w miejscu prowadzenia działań (rdestowce), 4 – wykopywanie/wyrwanie pojedynczych pędów/kęp dwukrotne (nawłocie) lub pięciokrotne (rdestowce), 5 – koszenie roślin przed kwitnieniem dwukrotne w sezonie wegetacyjnym z uprzątnięciem biomasy i przekazaniem do utylizacji lub pięciokrotne z pryzmowaniem biomasy w miejscu prowadzenia działań (obszary chronione) lub trzykrotne bez usuwania powstałej biomasy (poza obszarami chronionymi), 6 – siatkowanie (rdestowce), 7 – wyrwanie pojedynczych osobników lub ręczne wykaszanie płatów z częstotliwością od 3 do 5 razy w sezonie wegetacyjnym (niecierpek gruczołowaty), 8 – koszenie ręczne lub mechaniczne odpowiednim sprzętem, jednokrotne lub dwukrotne w sezonie wegetacyjnym z pryzmowaniem i rozdrobnieniem biomasy (nawłocie); **N.g.** – niecierpek gruczołowaty

Captions: 1 – digging up single individuals/cutting off the root collar of the hogweed; removal of seedlings (uprooting, digging up) 2 or 3 times during the growing season, 2 – mowing plants in the stage of inflorescence formation 2 times during the growing season with removal and utilization of plant biomass (Caucasian hogweed), 3 – mowing patches of plants (low to the ground) 3 times during the growing season with stacking of the biomass in the place where the activities were performed (knotweeds), 4 – digging up/uprooting of single stems/patches two times (goldenrods) or 5 times (knotweeds), 5 – mowing plants before blooming 2 times during the growing season, including removing the biomass and transferring it for disposal, or 5 times with stacking of the biomass in the place of activities (protected areas) or 3 times without removing the resulting biomass (outside protected areas), 6 – removal knotweeds by metal mesh, 7 – uprooting single individuals or manual mowing of small patches 3 to 5 times during the growing season (*Impatiens glandulifera*), 8 – manual or mechanical mowing with appropriate equipment, 1 or 2 times during the growing season with piling and shredding of biomass (goldenrods); **I.g.** – *Impatiens glandulifera*

realizacji zadań, rośliny zdążyły zawiązać kwiatostany. Z tego powodu przed przystąpieniem do właściwych zabiegów, były ścinane (ryc. 94B), zbierane i następnie zakopywane w wyznaczonym miejscu na głębokości ok. 1 m, zgodnie z rekomendacjami zawartymi w rozporządzeniu Rady Ministrów z dnia 9 grudnia 2022 r. Na obszarze parku miejskiego i użytku ekologicznego „Zakrzówek” w pierwszym roku realizacji działań zaradczych z przyczyn pogodowych uległy przesunięciu planowane terminy realizacji zabiegów. Przyczyną opóźnienia były silne wiatry o charakterze huraganowym, które spowodowały liczne wiatrołomy i brak możliwości dotarcia na powierzchnie IAS-P z odpowiednim sprzętem.

Należy zaznaczyć, że wszystkie zabiegi były prowadzone pod nadzorem przyrodniczym ekspertów (botaników i pracowników parków narodowych) reprezentujących Partnerów Projektu, zgodnie z przyjętym zakresem i harmonogramem. W ramach nadzoru przyrodniczego, prowadzono kontrolę poprawności działań realizowanych przez wykonawcę, w odniesieniu do specyfiki zastosowanej metody usuwania poszczególnych IAS-P. W czasie nadzoru przyrodniczego uzgadniano sposób prowadzenia zabiegów i wskazywano ewentualną konieczność korekty wykonywanych działań, w związku z dostępnością terenu i właściwościami podłoża m.in. w zakresie wysokości ścinanych pędów, wykorzystywanego sprzętu i postępowania z biomasą.

Nadzór umożliwił m.in. dostosowanie terminów zabiegów do warunków lokalnych. Sytuacja taka miała miejsce w Magurskim Parku Narodowym podczas zabiegu wycinania rdestowca, kiedy w przypadku dwóch powierzchni prace zostały opóźnione ze względu na wykrycie gniazda myszołowa i trwający okres lęgowy ptaków.

3.2. Metody monitorowania uzyskiwanych efektów działań zaradczych

Podstawa prawna

Zgodnie z obowiązującym w Unii Europejskiej stanem prawnym, państwa członkowskie ustanawiają system nadzoru obejmujący inwazyjne gatunki obce stwarzające zagrożenie dla Unii lub włączają go do swojego istniejącego systemu (Rozporządzenie UE 2014). System nadzoru obejmuje, poza rejestracją danych dotyczących występowania w środowisku i monitorowania rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych, także (art. 19) „monitorowanie skuteczności środków eliminacji, kontroli lub izolacji populacji w minimalizowaniu oddziaływania na różnorodność biologiczną, powiązane usługi ekosystemowe oraz – w stosownych przypadkach – zdrowie ludzkie lub gospodarkę. W ramach monitorowania ocenia się również w stosownych przypadkach oddziaływanie na gatunki niedocelowe” (Rozporządzenie UE 2014).

W Polsce system nadzoru określa Ustawa z dnia 11 sierpnia 2021 r. o gatunkach obcych (Dz.U. 2021 poz. 1718). System ten tworzony jest w oparciu o Centralny Rejestr Danych o IGO (Inwazyjnych Gatunkach Obcych) (tzw. Rejestr IGO), w którym gromadzi się informacje o IGO stwarzających zagrożenie dla Unii oraz IGO stwarzających zagrożenie dla Polski, w tym o: 1) stwierdzeniu obecności IGO w środowisku, 2) IGO objętym zezwoleniem na odstępstwo od zakazów oraz 3) przeprowadzonych działaniach zaradczych.

Zgodnie z art. 18 ust. 3 ww. ustawy prowadzenie monitoringu skuteczności działań zaradczych i ich oddziaływania na gatunki niedocelowe jest obligatoryjne dla podmiotów przeprowadzających te działania³. Informacje o przeprowadzonych działaniach zaradczych przekazywane są do Centralnego Rejestru Danych o IGO, zgodnie z art. 6 ust. 2 pkt 3 ww. Informacje te obejmują:

- a) nazwę podmiotu przeprowadzającego działania zaradcze,
- b) miejsce przeprowadzenia działań zaradczych,
- c) datę rozpoczęcia i zakończenia działań zaradczych,

³ Raporty z przeprowadzonych monitoringów skuteczności działań zaradczych zostaną przekazane do Zarządów poszczególnych obszarów. Na tej podstawie będzie możliwe przygotowanie zgłoszeń do Rejestru IGO.

- d) określenie środków zastosowanych w ramach działań zaradczych oraz środków mających na celu przywrócenie naturalnego stanu ekosystemów, które zostały zdegradowane, uszkodzone lub zniszczone przez IGO, wobec którego zastosowano te działania zaradcze,
- e) liczbę okazów IGO lub określenie zajmowanej przez nie powierzchni po przeprowadzeniu działań zaradczych,
- f) określenie oddziaływania przeprowadzonych działań zaradczych na gatunki niedocelowe,
- g) opis skuteczności przeprowadzonych działań zaradczych,
- h) wysokość kosztów przeprowadzonych działań zaradczych oraz środków mających na celu przywrócenie naturalnego stanu ekosystemów, które zostały zdegradowane, uszkodzone lub zniszczone przez IGO, wobec którego zastosowano działania zaradcze.

Zapisy ustawy o gatunkach obcych odnoszą się do trzech taksonów (lub ich grup) uwzględnionych w Projekcie, tj. barszczy kaukaskich i niecierpka gruczołowatego (gatunki stwarzające zagrożenie dla Unii) oraz rdestowców (gatunki stwarzające zagrożenie dla Polski) (por. rozdz. 2.2).

Podejmowanie działań zaradczych w stosunku do innych gatunków obcych, w tym z rodzaju nawłóć (*Solidago*), wynika z zapisów ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. z 2022 r. poz. 916, z późn. zm.), w tym w szczególności dotyczących obszarów Natura 2000 (m.in. Art. 28) oraz siedlisk przyrodniczych będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty (Art. 60a). Gatunki z rodzaju *Solidago* nie zostały uwzględnione na listach IGO stwarzających zagrożenie dla Unii i Polski, jednak na podstawie aktualnej wiedzy zostały uznane za gatunki, które mogą znacząco zmieniać strukturę i funkcję ekosystemów, w tym siedlisk gatunków rodzimych (m.in. Tokarska-Guzik i in. 2012, 2021; Szymura i in. 2018a i b).

Realizując prace zmierzające do eliminacji IAS-P ze środowiska, należy również pamiętać o innych przepisach wynikających z ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. z 2022 r. poz. 916, z późn. zm.), w tym o konieczności szczegółowego zweryfikowania występowania na danej powierzchni gatunków roślin, zwierząt i grzybów objętych ochroną, w stosunku do których obowiązują zakazy ujęte w ww. ustawie oraz stosownych aktach wykonawczych (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin, Dz. U. poz. 1409; Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów, Dz. U. poz. 1408; Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt, Dz. U. poz. 2183, z późn. zm.). W przypadku zaistnienia prawdopodobieństwa przykładowo: niszczenia siedlisk owadów zapylających, objętych ochroną gatunkową, lub też płoszenia i/lub niepokojenia ptaków objętych ochroną gatunkową w okresie lęgowym w miejscach rozrodu lub wychowu młodych, w celu uwzględnienia zidentyfikowanych ograniczeń prawnych, należy zmodyfikować sposób przeprowadzenia prac lub ich termin, a jeśli to nie jest możliwe odpowiednio wcześniej wystąpić o zezwolenie do właściwego organu ochrony przyrody, tj. ministra właściwego ds. środowiska (art. 56 ust. 2b ustawy o ochronie przyrody).

Zakres monitoringu przyrodniczego wraz z opisem wykonanych działań ———

Ocena skuteczności zastosowanych działań zaradczych wobec IAS-P oraz oddziaływania na gatunki niedocelowe wymaga zebrania określonych danych wyjściowych (przed podjęciem działań zaradczych), etapowych i końcowych (po zakończeniu działań). Ustawodawca nie precyzuje jednak zakresu i sposobu przeprowadzenia oceny.

Na potrzeby realizacji zadań Projektu, zakres monitoringu oraz kryteria oceny skuteczności przeprowadzonych działań zaradczych przyjęto na podstawie metodyki zaproponowanej podczas realizacji pilotażowych działań zaradczych (testowania metod zwalczania wybranych inwazyjnych gatunków obcych) w ramach projektu POIS.02.04.00-00-0100/16-00 *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną*, realizowanego przez Generalną Dyрекcję Ochrony Środowiska (GDOŚ) w latach 2021-2022. Zakres i formularze do prowadzenia monitoringu znajdują się na stronach GDOŚ w kompendiach poświęconych metodom zwalczania wybranych IGO (np. Bzdęga i in. 2022).



Ryc. 96. Wyznaczanie powierzchni (poligonów) badawczych na potrzeby oceny efektów prowadzonych działań zaradczych i ich wpływu na gatunki niedocelowe

Objaśnienia: A-B – zakładanie poligonu w płacie łąki zmiennowilgotnej z kępowym występowaniem nawłoci, C-E – etapy zakładania poligonu w miejscu występowania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*): wyznaczenie środka poligonu poprzez wbicie metalowego gwoździa oraz opisanej plastikowej rurki (C), wyznaczenie współrzędnych za pomocą urządzenia GNSS (D) i zapisanie danych dotyczących założonego poligonu w formularzu karty monitoringu (E), F – przykład poligonu założonego na obrzeżach rowu melioracyjnego porośniętego barszczem, G – fragment formularza do wpisywania danych w ramach prowadzonego monitoringu

Fig. 96. Selection of test plots (test polygons) for the purposes of assessing the effects of remedial actions and their impact on non-target species

Captions: A-B – establishment of the study (test) plot in a patch of *Molinia* meadow with clumps of goldenrod, C-E – stages of establishing the test plot at the site of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*): determining the centre of the test plot by driving a metal nail and a labelled plastic tube (C), determining the coordinates with a GNSS device (D), and recording the data on the established study site in the monitoring card form (E), F – an example of a study plot established on the edge of a drainage ditch overgrown with hogweed, G – an excerpt from the form for entering data as part of the monitoring process

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik A-B 2022, G 2023; Katarzyna Bzdęga C-F 2022)

Celem monitoringu prowadzonego na obszarach objętych działaniami w ramach Projektu była ocena skuteczności zastosowanych zabiegów (metod zwalczania) oraz ich wpływu na gatunki niedocelowe. Właściwa ocena jest możliwa na podstawie porównania stanu roślinności na wskazanych powierzchniach przed podjęciem zabiegów i po ich przeprowadzeniu.

Na potrzeby Projektu przyjęto, że monitoring prowadzony będzie na podstawie danych zbieranych z powierzchni (poligonów) badawczych lub z transektów (por. niżej), w kolejnych sezonach wegetacyjnych, poczynając od tzw. monitoringu początkowego (zerowego) – przeprowadzonego przed podjęciem działań zaradczych (zwalczania), tj. w roku 2022 i po ich przeprowadzeniu w kolejnych latach, każdorazowo przed podjęciem kolejnego cyklu zabiegów (ryc. 96A-G).

Poligony badawcze/transekty zakładano w zwartych płatach IAS-P lub ich kępach. Każdemu z nich został nadany odpowiedni numer, a ich środek wyznaczono poprzez wbicie metalowego gwoźdźcia i oznaczonej plastikowej rurki PCV o długości ok. 20 cm (ryc. 96C). Dodatkowo współrzędne geograficzne środka każdego poligonu zostały określone za pomocą odbiornika GPS/GNSS (ryc. 96D). Podczas monitoringu stosowano także różne aplikacje oprogramowania geoinformacyjnego, które umożliwiły naniesienie zebranych danych na podkład mapowy tj. ortofotomapę z rozdzielczością min. 2-5 m, np. aplikację QGIS, która została wykorzystana przez Uniwersytet Śląski w Katowicach.

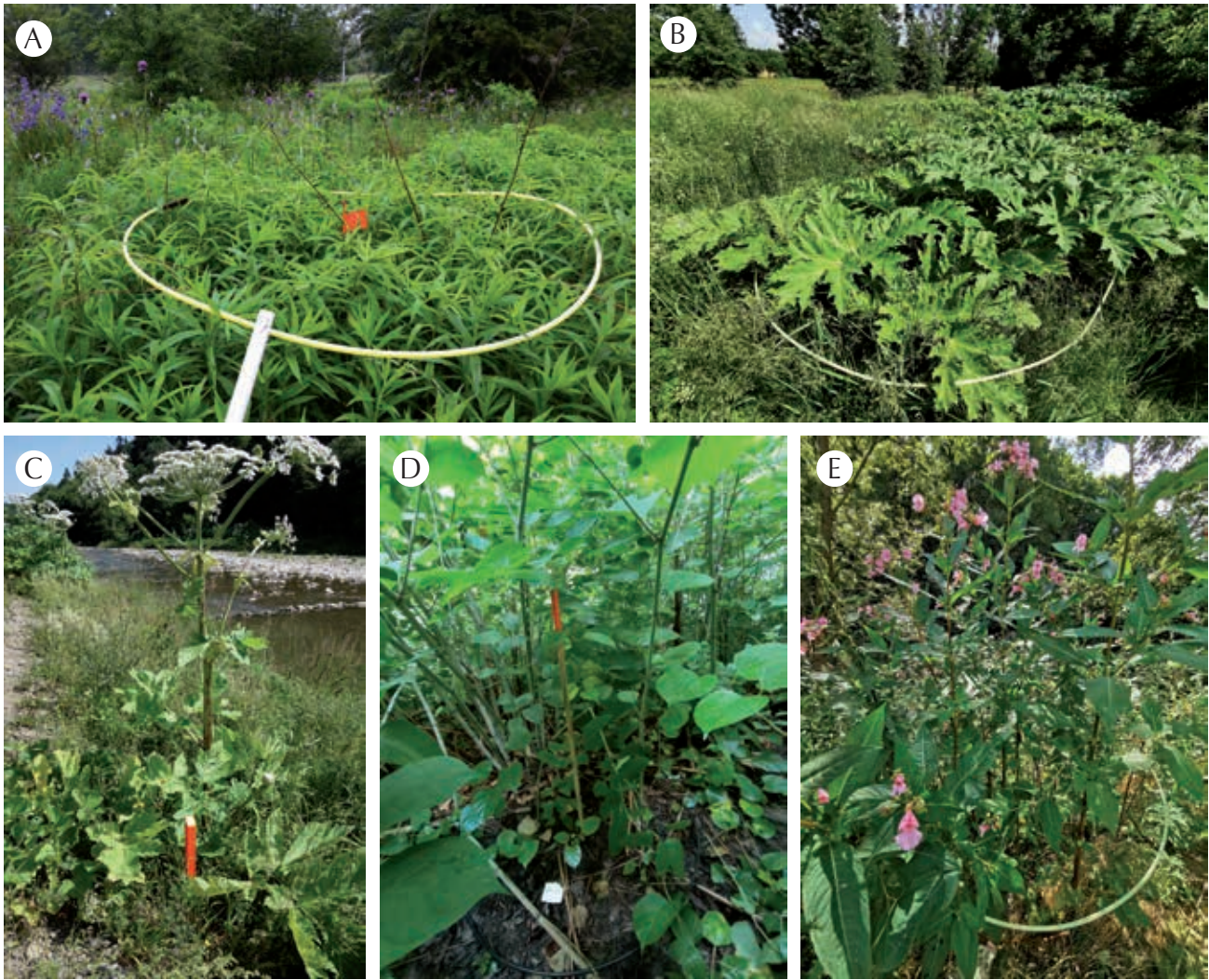
W przeprowadzonym monitoringu zastosowano kryteria dla tzw. monitoringu przyrodniczego podstawowego (MPP) oraz monitoringu przyrodniczego rozszerzonego (MPR), które zalecano do stosowania w Polsce, w ramach ww. projektu GDOŚ. Kryteria te przyjęto podczas planowanego prowadzenia działań zaradczych w stosunku do wybranych IAS-P, z uwzględnieniem m.in. tempa regenerowania się określonego gatunku inwazyjnego oraz wpływu zabiegów na rodzime gatunki roślin i zwierząt (m.in. Bzdęga i in. 2022). Identyczny sposób prowadzenia monitoringu założono w odniesieniu do inwazyjnych nawłoci, mimo, że nie są one objęte zapisami ustawy o gatunkach obcych (Dz. U. 2021, poz. 1718) i Rozporządzeniem Rady Ministrów w sprawie listy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii i listy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Polski, działań zaradczych oraz środków mających na celu przywrócenie naturalnego stanu ekosystemów (Dz. U. 2022, poz. 2649).

Zgodnie z przywołanymi kryteriami wybór typu monitoringu (podstawowy – MPP/rozszerzony – MPR) zależy od obecności chronionych lub zagrożonych gatunków niedocelowych – z czerwonych list – krajowych lub regionalnych, a także od stwierdzenia siedlisk przyrodniczych, wymienionych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000 (Dz. U. nr 77, poz. 510, z późn. zm.), niezależnie czy znajdują się one na obszarach Natura 2000 czy też poza nimi.

W ramach MPP i MPR zbierano dane o występowaniu osobników/pędów poszczególnych IAS-P, z podaniem szacunkowego pokrycia powierzchni (%) zajmowanej przez nie w ocenianych powierzchniach (poligonach) badawczych. Wymienione typy monitoringu różniły się zakresem danych gromadzonych dla gatunków niedocelowych. W MPP gromadzono ogólne dane dotyczące występowania wyróżnionych grup gatunków niedocelowych (drzew, krzewów, roślin zielnych i mszaków) z określeniem ich pokrycia (%), natomiast w MPR sporządzano listy gatunków roślin niedocelowych z określeniem ich pokrycia lub wykonywano tradycyjne zdjęcie fitosocjologiczne.

Ocenę udziału IAS-P w obszarach objętych działaniami w ramach Projektu, prowadzono na wyznaczonych powierzchniach (poligonach) badawczych (kontrolnych) lub transektach (por. wyżej). Ich liczba zależała od całkowitej powierzchni obszaru objętego zabiegami. Powierzchnie kontrolne (lub transekty) założono w pierwszym roku prowadzenia działań zaradczych (przed ich podjęciem).

W roku podjęcia działań zaradczych przeprowadzono oceny stanu początkowego (zerowego) populacji IAS-P przed podjęciem zabiegów, a następnie na koniec sezonu wegetacyjnego po przeprowadzonym cyklu zabiegów w danym roku. W kolejnym sezonie wegetacyjnym przeprowadzano kolejny monitoring stanu roślinności na wyznaczonych powierzchniach (poligonach) lub transektach, każdorazowo przed podjęciem kolejnego cyklu działań zaradczych i ponownie w końcu sezonu wegetacyjnego po zakończeniu zabiegów.



Ryc. 97. Przykłady różnych powierzchni (poligonów) badawczych wyznaczonych w zależności od zwalczanego IAS-P i sposobu jego rozmieszczenia

Objaśnienia: A – poligony w kształcie koła, o powierzchni 1 m² dla nawłoci (*Solidago* spp.) założone m.in. w obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”, B – poligony w kształcie koła, o powierzchni 3,14 m² dla barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) założone m.in. w obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”, C – trwałe oznaczenie w terenie środka kołowych powierzchni monitoringowych dla barszczu Sosnowskiego (*H. sosnowskyi*) w Magurskim Parku Narodowym, D – powierzchnia kontrolna w jednym ze zwartych płatów rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) w Magurskim Parku Narodowym, E – poligony w kształcie koła, o powierzchni 1 m² założone dla niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) w Ojcowskim Parku Narodowym

Fig. 97. Examples of different kinds of study plots designated depending on the IAS-P to be combated and how they are distributed

Captions: A – circular-shaped, 1 m² test plot for goldenrod (*Solidago* spp.) established, among others, in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”, B – circular-shaped test plots, with an area of 3.14 m² for Sosnowsky’s Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) established, among others, in the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tuffowe – Enclave “Morzyk”, C – permanent marking in the field of the centre of circular monitoring plots for Sosnowsky’s Hogweed (*H. sosnowskyi*) in the Magura National Park, D – control plot in one of the dense patches of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) in the Magura National Park, E – circular plots of 1 m² established for Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) in the Ojcow National Park

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik A 2022; Katarzyna Bzdęga B i E 2022; Jarosław Sochacki C 2022; Katarzyna Pikunas D 2022)

Wyniki oceny z pierwszego roku (stan „0”) stanowiły punkt odniesienia dla kolejnych badań. Ocenę oparto na porównaniu wyników pokrycia i/lub liczby pędów nadziemnych zwalczanego IAS-P – np. liczby siewek oraz pędów osobników juvenilnych/wegetatywnych na powierzchniach kontrolnych o wielkości np. 1 m², 3,14 m², 10 m² (w zależności od zwalczanego IAS-P), albo w transektach kontrolnych, np. o szerokości 2 m i długości 10-100 m (w zależności od zwalczanego IAS-P i sposobu jego rozmieszczenia) stwierdzonych przed rozpoczęciem działań zaradczych, z liczbą pędów nadziemnych zwalczanego IAS-P stwierdzonych po ostatnim w danym roku działaniu (nie wcześniej niż dwa tygodnie po jego zakończeniu) oraz w roku kolejnym, przed podjęciem kolejnego cyklu działań zaradczych (ryc. 97A-E).

W końcowym okresie realizacji działań zaradczych określenie ich oddziaływania na gatunki niedocelowe polegało na porównaniu wartości wskaźników obfitości tych gatunków (Bzdęga i in. 2022). W ramach MPP gatunki niedocelowe rozpatrywano łącznie, poprzez uogólnioną ocenę obfitości drzew, krzewów, zielnych roślin naczyniowych oraz mszaków, z określeniem ich pokrycia w skali procentowej na obszarze objętym działaniami zaradczymi.

W ocenie skuteczności działań zaradczych, w następujących po sobie latach ich wdrażania, wykorzystano następujące oceny:

Ocena 0: brak skuteczności działań zaradczych – ocena przyznawana, gdy zmiana udziału powierzchni zajmowanej przez IGO w stosunku do powierzchni objętej zabiegami, jest dodatnia (udział się zwiększył) lub przyjmuje wartości do -10%;

Ocena 1: mała skuteczność działań zaradczych – ocena przyznawana, gdy zmiana udziału powierzchni zajmowanej przez IGO w stosunku do powierzchni objętej zabiegami, przyjmuje wartości od -11 do -25%;

Ocena 2: średnia skuteczność działań zaradczych – ocena przyznawana, gdy zmiana udziału powierzchni zajmowanej przez IGO w stosunku do powierzchni objętej zabiegami przyjmuje wartości od -26 do -60%;

Ocena 3: duża skuteczność działań zaradczych – ocena przyznawana, gdy zmiana udziału powierzchni zajmowanej przez IGO w stosunku do powierzchni objętej zabiegami przyjmuje wartości od -61 do -95%;

Ocena 4: skuteczność całkowita – ocena przyznawana, gdy zmiana udziału powierzchni zajmowanej przez IGO w stosunku do powierzchni objętej zabiegami przyjmuje wartości od -96 do -100%.

Na podstawie stwierdzonych zmian w pokryciu procentowym obszaru albo jego wydzielonych części przez gatunki niedocelowe (drzewa, krzewy, zielne rośliny naczyniowe oraz mszaki), przeprowadzono ocenę oddziaływania przeprowadzonych działań zaradczych na gatunki niedocelowe, z zastosowaniem następujących ocen:

+3 – oddziaływanie pozytywne bardzo duże – zmiana pokrycia roślin gatunków niedocelowych na obszarze prowadzenia działań zaradczych lub na jego wydzielonych częściach powyżej +50%;

+2 – oddziaływanie pozytywne duże – zmiana pokrycia roślin gatunków niedocelowych na obszarze prowadzenia działań zaradczych lub jego wydzielonych części w zakresie od +50 do +26%;

+1 – oddziaływanie pozytywne małe – zmiana pokrycia roślin gatunków niedocelowych na obszarze prowadzenia działań zaradczych lub na jego wydzielonych częściach w zakresie od +25 do +6%;

0 – brak oddziaływania – zmiana pokrycia roślin gatunków niedocelowych na obszarze prowadzenia działań zaradczych lub na jego wydzielonych częściach w zakresie od +5 do -5%;

-1 – oddziaływanie negatywne małe – zmiana pokrycia roślin gatunków niedocelowych na obszarze prowadzenia działań zaradczych lub na jego wydzielonych częściach w zakresie od -6 do -25%;

-2 – oddziaływanie negatywne duże – zmiana pokrycia roślin gatunków niedocelowych na obszarze prowadzenia działań zaradczych lub na jego wydzielonych częściach w zakresie od -26 do -50%;

-3 – oddziaływanie negatywne bardzo duże – zmiana pokrycia roślin gatunków niedocelowych na obszarze prowadzenia działań zaradczych lub na jego wydzielonych częściach powyżej -50%.

Właściwa ocena skuteczności działań zaradczych i ich wpływu na gatunki niedocelowe (dotycząca co najmniej dwuletniego cyklu zabiegów) będzie możliwa na podstawie kolejnego monitoringu, który zostanie przeprowadzony w optimum rozwoju roślin poszczególnych gatunków w 2024 r.

Na wybranych obszarach przeprowadzono dodatkowo odrębny monitoring faunistyczny, którym objęto wybrane grupy kręgowców i bezkręgowców tj. (1) ptaki lęgowe, ze szczególnym uwzględnieniem derkacza (*Crex crex*), (2) populacje chronionych gatunków motyli z rodziny modraszgowatych (*Lycaenidae*), (3) populacje wybranych grup pszczołowatych, ze szczególnym uwzględnieniem trzmielowatych (*Bombini*), (4) populacje przedstawicieli rzędu pluskwiaków różnoskrzydłych *Heteroptera*.

Monitoring prowadzono stosownie do określonych typów siedlisk, zarówno w obszarach podlegających zabiegom eliminacji IAS-P, jak i w ich bezpośrednim sąsiedztwie (ryc. 98). Monitoring fauny w każdym typie i dla każdej grupy zwierząt wykonywano według adekwatnej metodyki z uwzględnieniem określenia stanu „0” przed podjęciem działań usuwania IAS-P, w pierwszym roku Projektu, oraz obserwacje zmian w każdym kolejnym roku realizacji Projektu.

Ad. 1. Przeprowadzone badania awifauny miały na celu realizację dwóch zadań. Po pierwsze, ptaki jako grupa wskaźnikowa miarodajna dla całej różnorodności biologicznej, są wykorzystywane, m.in. dla oceny skuteczności strategii i polityki Unii Europejskiej, takich jak Program Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW). Z tego względu, w celu zminimalizowania ryzyka, że planowane zwalczanie inwazyjnych gatunków obcych roślin będzie miało negatywny wpływ na różnorodność gatunków rodzimych, przed rozpoczęciem zabiegów, oceniono na wybranych stanowiskach jakościowy i ilościowy skład awifauny. Po drugie, zebrane w ten sposób wyniki stanowiły jednocześnie podstawę do oceny wpływu tych zabiegów na zmiany w składzie awifauny. Zakładano, że usunięcie zwartych płatów inwazyjnych gatunków roślin wpłynie na zwiększenie różnorodności i liczebności ptaków związanych z terenami otwartymi.

Pierwszym etapem prac była ocena wstępna. Miała ona na celu wskazanie takich lokalizacji, dla których nawet bez wykonywania bardziej szczegółowego monitoringu przedrealizacyjnego należało uznać, że wystąpi na nich wysokie ryzyko znaczącego negatywnego oddziaływania planowanych zabiegów zwalczania IAS-P na populacje kluczowych gatunków ptaków. Takie podejście było zgodne z zasadą przezorności i umożliwiała wykluczenie takich lokalizacji *a priori* (Chylarecki i in. 2011). W tym celu wykorzystano dostępne dla lokalizacji dane dotyczące występowania ptaków, położenia geograficznego i fizjografii terenu oraz położonych terenów w pobliżu analizowanych obszarów.

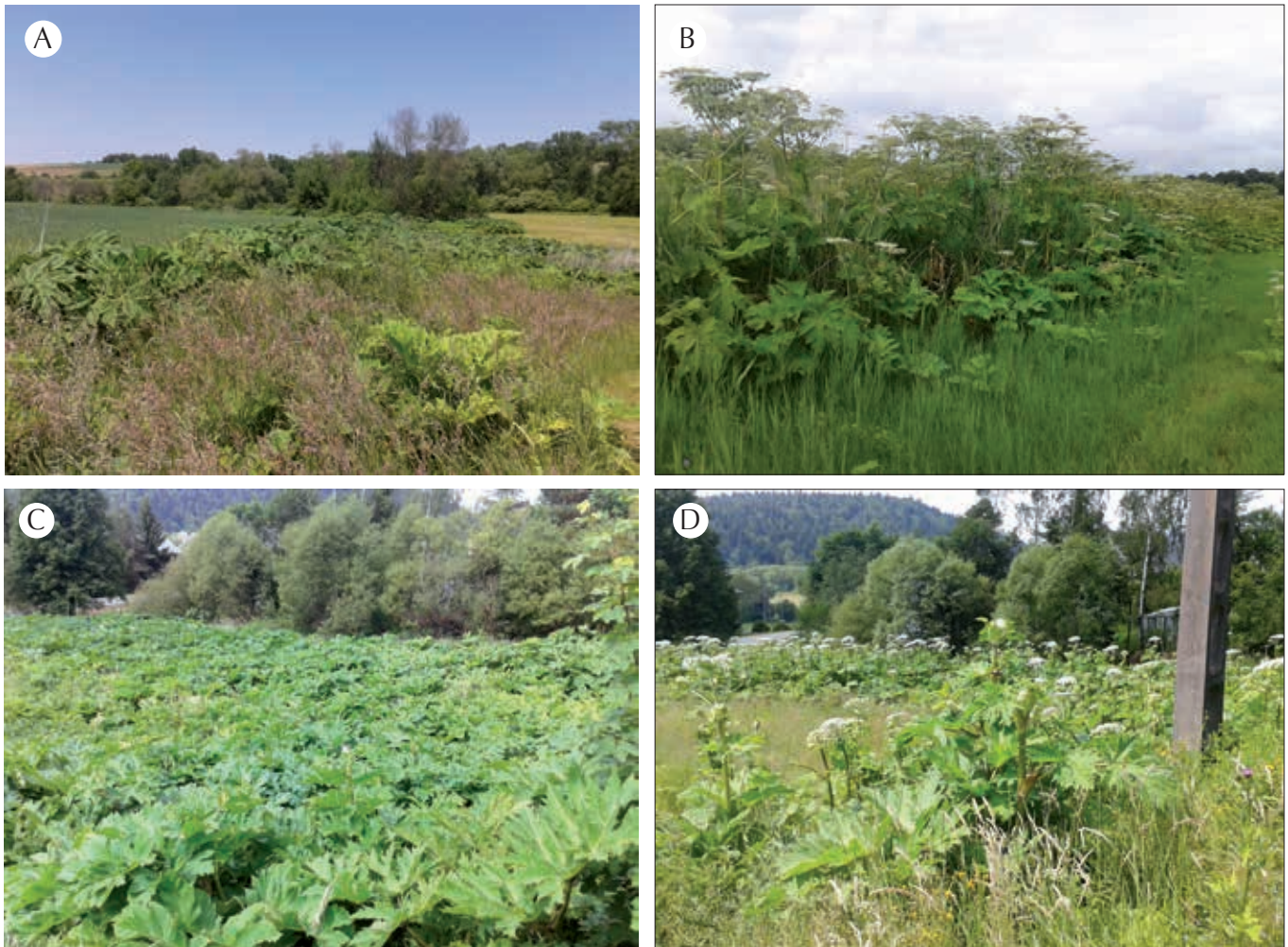
Ptaki monitorowano na stanowiskach barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) oraz nawłoci: kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i późnej (*S. gigantea*).

W przypadku barszczu Sosnowskiego liczebność ptaków monitorowano w roku 2022 i 2023 na stanowiskach w trzech rejonach południowej Polski: i) Grodziec Śląski (gm. Jasienica, woj. śląskie – dwie podpowierzchnie określone jako Morzyk i Łąki) (ryc. 98A-B), ii) Koszęcin (gm. Koszęcin, woj. śląskie), iii) Krempana (gm. Krempana, woj. podkarpackie – dwie podpowierzchnie Wrzosowa Polana i Kotań) (ryc. 98C-D) w późnym okresie (3 czerwca-17 lipca) sezonu lęgowego 2022 r. W 2023 r. terminy trzech kontroli obejmowały okres 30 maja – 11 lipca.

Do ustalenia obecności ptaków na określonej powierzchni zastosowano metodę kartowania stanowisk lęgowych (śpiew samców, głosy ptaków dorosłych i młodych, obecność młodych, ptaki dorosłe z pokarmem). Wszystkie obserwacje nanoszono na mapę (zdjęcie satelitarne) terenu za pomocą skrótów powszechnie używanych w metodzie kartograficznej lub w przypadku gatunków rzadkich używano całych nazw gatunkowych. Obserwacje prowadzono przy użyciu lornetki (10×42), a w niektórych przypadkach także lunety (Swarovski ATX 95).

Liczenia ptaków wykonywano z podziałem na obserwacje/stwierdzenia ptaków w (A) płatach barszczu Sosnowskiego i (B) w promieniu ok. 200-300 m od tych płatów, kartując wszystkie gatunki przebywające na drzewach, krzewach, ziemi oraz przemieszczające się w powietrzu. Główne liczenia wykonywano w godzinach porannych 6.30-10.30 podczas bezwietrznej i bezdeszczowej pogody i w niektórych przypadkach uzupełniano je o dodatkowe obserwacje prowadzone w późniejszych godzinach.

Kolejne cztery obszary, wytypowane do monitoringu ptaków, objęły stanowiska, na których zwalczanymi roślinami były nawłocie – kanadyjska (*Solidago canadensis*) i późna (*S. gigantea*). Dwa z nich położone były w Ojcowskim Parku Narodowym. Obszar roboczo nazwany Ojców N (50.237N, 19.821E) miał powierzchnię ok. 7 ha, natomiast obszar Ojców S (50.174N, 19.848E)



Ryc. 98. Płaty barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) objęte badaniami w różnych miejscowościach

Objaśnienia: A – Grodziec Śląski (wiosna), woj. śląskie, B – Grodziec Śląski (lato), woj. śląskie, C – Kotań, woj. podkarpackie, D – Kremarna, woj. podkarpackie

Fig. 98. Patches of Sosnowsky's Hogweed (*H. sosnowskyi*) surveyed in different localities

Captions: A – Grodziec Śląski (spring), province of Silesia, B – Grodziec Śląski (summer), province of Silesia, C – Kotań, province of Subcarpathia, D – Kremarna, province of Subcarpathia

(fot./photo Grzegorz Orłowski, 2022)

– ok. 2 ha. Kolejne dwa obszary badań położone były w obrębie obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”. Obszar roboczo nazwany Jaworzno W (50.207N, 19.320E) miał powierzchnię ok. 7 ha, natomiast obszar Jaworzno E (50.204N, 19.347E) – ok. 30 ha. Dla każdego z tych obszarów dane dotyczące awifauny były zbierane i analizowane osobno.

W Ojcowskim Parku Narodowym wyznaczone obszary, na których zaplanowano zabiegi, położone były w terenie otwartym, natomiast ich bezpośrednie sąsiedztwo w przeważającej części zajmował zwarty drzewostan. Jako że każde z tych typów siedlisk charakteryzuje się zupełnie odmiennym składem gatunkowym awifauny, należało się spodziewać, że zabiegi prowadzone w otwartym terenie nie będą miały znaczącego wpływu na ptaki zasiedlające las. Tym niemniej, w 2023 r. kontrolami objęto również graniczny pas lasu o szerokości około 50 m. Z kolei działki, na których planowano zwalczanie nawłoci na „Łąkach w Jaworznie”, rozproszone były na znacznie większym obszarze o dość jednorodnym charakterze. Z tego względu kontrolami objęto cały obszar, w obrębie którego położone były działki.

Prace terenowe prowadzono przy sprzyjających warunkach pogodowych (brak silnego wiatru i opadów), w godzinach od świtu do południa. Wszystkie obserwacje ptaków były notowane na mapach terenowych, wraz z zaznaczeniem rodzaju zachowania obserwowanych osobników.

W oparciu o wyniki wszystkich kontroli, dla każdego stwierdzonego gatunku określono prawdopodobieństwo gniazdowania na badanych obszarach. Wyróżniono następujące kategorie: a) gatunek niełęgowy, b) gniazdowanie możliwe, c) gniazdowanie prawdopodobne, d) gniazdowanie pewne. Określono również przybliżoną liczebność każdego gatunku.



Ryc. 99. Dorosły osobnik modraszka telejusa (*Phengaris teleius*)

Fig. 99. Adult specimen of Scarce Large Blue (*Phengaris teleius*)

(fot./photo Konrad Kalarus, 2022)

W 2022 r. na każdej powierzchni przeprowadzono 3 kontrole terenowe, w okresie od drugiej dekady maja do drugiej dekady czerwca. Natomiast w 2023 r. przeprowadzono na każdej powierzchni 7 kontroli terenowych, w okresie od trzeciej dekady kwietnia do pierwszej dekady lipca.

Ad. 2. Przedmiotem badań była ocena kondycji populacji dwóch gatunków motyli z rodziny modraszkowatych (*Lycaenidae*) ujętych w Dyrektywie Siedliskowej UE 92/43/EWG i objętych w Polsce ścisłą ochroną prawną – modraszka telejusa (*Phengaris teleius*) (ryc. 99) i modraszka nausitous (*Phengaris nausithous*). Są to stosunkowo rzadkie gatunki, których północna granica zasięgu przebiega przez Polskę (Buszko i in. 2005). Cechują się one bardzo dużym wyspecjalizowaniem troficznym, a co za tym idzie siedliskowym. Ich jedyną rośliną żywicielską jest krwiściąg lekarski (*Sanguisorba officinalis*), na którym samice składają jaja (w kwiatostanie) i na którym żerują gąsienice przez kilka tygodni po wylęgu. Następnie gąsienice opadają na ziemię, gdzie imitują zapach larw mrówek z rodzaju *Myrmica*. Robotnice mrówek zbierają gąsienice do mrowisk. Tam gąsienice prowadzą drapieżny tryb życia, zjadając larwy mrówek, aż do czasu przepoczwarczenia, które następuje wiosną. W lipcu i sierpniu z poczwerek wychodzą dorosłe motyle, które szybko opuszczają mrowiska, ponieważ nie są już chronione zapachem tak jak gąsienice. Ten złożony cykl życiowy wymaga bardzo specyficznych warunków siedliskowych, z uwagi na fakt, że krwiściąg lekarski występuje w większości przypadków na ekstensywnie użytkowanych zmiennowilgotnych łąkach trzęślicowych (*Molinion*) i świeżych łąkach rajrasowych (*Arrhenaterion*) oraz wymaga obecności właściwych gatunków mrówek z rodzaju *Myrmica*, związanych z tego typu siedliskami. W tym kontekście, inwazja nawłoci kanadyjskiej i później na niewłaściwie użytkowanych łąkach lub na łąkach, na których zaniechano gospodarowania wpływa destrukcyjnie na warunki siedliskowe konieczne do utrzymania populacji modraszków. Na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” obserwuje się silną inwazję nawłoci (ryc. 100), która miejscami tworzy duże, jednogatunkowe płaty, całkowicie uniemożliwiając bytowanie obydwu gatunków modraszków (Tokarska-Guzik 1996; Błaik 2018; Szymura i in. 2018a i b).

Celem prowadzonych działań była ocena wpływu roślin inwazyjnych – nawłoci (*Solidago canadensis* i *S. gigantea*) na liczebność populacji motyli modraszków (*Phengaris nausithous* i *P. teleius*). Drugim celem było oszacowanie skuteczności prowadzonych działań podjętych w ramach Projektu na badanych obszarach i przygotowanie dalszych zaleceń.



Ryc. 100. Kępy nawłoci rozrastające się na łące rajgrasowej na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”, płat J2B

Fig. 100. Clumps of goldenrod spreading in a Ryegrass meadow in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”, patch J2B

(fot./photo Łukasz Depa, 2022)

Modraszki były odławiane na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” PLH240042 i terenie przyległym. Motyle odławiały dwie osoby metodą „odłowu, znakowania i ponownego odłowu” (ang. *Capture-Mark-Recapture*) w dwóch kompleksach płatów siedlisk: JA – Jaworzno Górka (6 płatów siedlisk) i JB – Łąki Ciężkowickie (5 płatów siedlisk).

Badania odbywały się w momencie szczytu pojawu motyli i tuż po nim w okresie od 21 lipca do 5 sierpnia 2022 r., w godzinach 09:00-17:00, w bezdeszczowe dni, przy temperaturze nie niższej niż 20°C. W kompleksie JA odłowu prowadzono 8 dni, natomiast w kompleksie JB 7 dni, ze względu na zmniejszone liczebności motyli i częściowe wykoszenie łąk.

Motyle były odławiane w każdym płacie przez jedną godzinę. Osobniki były chwywane za pomocą siatki entomologicznej, znakowane na skrzydle unikalnym identyfikatorem i ostatecznie wypuszczane na wolność. W notatniku odnotowywano dane o kompleksie łąk i płacie siedliska, informacje o dacie i porze odłowu, o gatunku oraz płci motyla. Dodatkowo dla każdego płatu siedliska zanotowano dane o względnym pokryciu rośliny żywicielskiej – krwiściągu lekarskiego (*Sanguisorba officinalis*), inwazyjnych nawłoci tj. kanadyjskiej i późnej (*Solidago canadensis* i *S. gigantea*) (łącznie) i pokryciu gatunków ekspansywnych – trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) i trzcinika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*). Posłużono się skalą 11- stopniową, gdzie 0 – brak, 1 – pokrycie do 10%, 20 – pokrycie powyżej 11-20%, itd. Pokrycia roślin mogły sumować się do liczby większej od 10, czyli powyżej 100%.

Każdy płat siedliska został zmapowany. Granice płatów siedlisk wyznaczono za pomocą odbiornika GPS. Ponadto w programie QGIS utworzono warstwę w postaci poligonów w celu obliczenia powierzchni płatów i przygotowania map poglądowych.

Ze względu na bardzo niskie prawdopodobieństwo odłowu i bardzo niskie liczebności odłowionych motyli nie było możliwe użycie statystycznego modelu POPAN (Hasler i in. 2015) służącego do oceny rozmiaru populacji. Wówczas podano faktyczne liczebności odłowionych osobników.

W celu dalszej analizy, oszacowane liczebności motyli przeliczono na względne zagęszczenia osobników na 1 ha monitorowanej powierzchni. Zagęszczenia motyli, osobno dla gatunku motyla, powiązano z pokryciem powierzchni przez nawłocie.

Ad. 3. Zapylenie przez dzikie owady jest jednym z kluczowych mechanizmów poprawnego funkcjonowania ekosystemów przyrodniczych. Odgrywają one ważną rolę zarówno w zapyleniu roślin dzikorosnących, jak i upraw (Klein i in. 2007). Proces ten może zostać zaburzony przez inwazyjne gatunki roślin, które mogą powodować odciąganie zapylaczy od rodzimych roślin z nimi współwystępujących (Chittka & Schürkens 2001; Najberek i in. 2021). W wyniku tego może spadać częstość ich zapylenia, zmniejszając tym samym sukces rozrodczy roślin rodzimych. Wpływ tego rodzaju niesie konsekwencje zarówno dla przyrody, jak również dla gospodarki człowieka (Vanbergen i in. 2017).

Pomimo licznych badań nad wpływem inwazji biologicznych na rodzimą florę, wciąż zbyt mało wiadomo o ich ingerencji w interakcje między lokalnymi roślinami i ich zapylaczami (Vanbergen i in. 2017). W ramach przeprowadzonych prac porównano atrakcyjność dla zapylaczy dwóch wysoce inwazyjnych gatunków obcego pochodzenia, nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*), z pięcioma rodzimymi gatunkami roślin. Działania prowadzono na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego, gdzie przyroda jest szczególnie narażona na oddziaływania ze strony inwazyjnych gatunków obcych (Genovesi & Monaco 2014). Obce nawłocie i niecierpki skutecznie przyciągają zapylacze, oferując im znaczne ilości pokarmu kwiatowego. Dzięki temu mogą one skutecznie konkurować z lokalną florą (Schuler 1982; Chittka & Schürkens 2001).

Podczas prowadzonych działań nie testowano bezpośrednio odciągania zapylaczy od współwystępujących roślin. Zademonstrowano natomiast jak duży potencjał posiadają obce gatunki roślin atrakcyjne dla zapylaczy, w porównaniu z roślinami rodzimymi.

Działania prowadzono w latach 2022 i 2023. Powierzchnie badawcze zlokalizowane były w miejscowościach: Grodzisko (50.225794N, 19.829272E) i Prądnik Korzkiewski (50.173861N, 19.847898E). Do badań wybrano dwa inwazyjne gatunki obcego pochodzenia, nawłoc kanadyjską (*S. canadensis*), niecierpka gruczołowatego (*I. glandulifera*) oraz pięć współwystępujących z nimi gatunków rodzimych: bodziszka błotnego (*Geranium palustre*), bodziszka łąkowego (*G. pratense*), ostrożeńca warzywnego (*Cirsium oleraceum*), pszeńca gajowego (*Melampyrum nemorosum*) i topornicę (cieciorkę) pstrą (*Securigera varia*). Gatunki rodzimych roślin wytypowano, tak aby zapyłyły je te same owady (pszczołowe *Apidae*), a ich faza kwitnienia pokrywała się z kwitnieniem obu gatunków obcych. Na obu powierzchniach badawczych, skład gatunków obcych był taki sam, natomiast różnił się w przypadku gatunków rodzimych. W Grodzisku występowały dwa z gatunków rodzimych (*G. pratense*, *C. oleraceum*), natomiast w Prądniku Korzkiewskim cztery (*G. palustre*, *C. oleraceum*, *M. nemorosum*, *S. varia*).

Na każdej z powierzchni badawczych ocenę zapylenia poszczególnych gatunków roślin prowadzono na jednym reprezentatywnym płacie, który wytypowano dla każdego gatunku z osobna. Płaty poszczególnych gatunków roślin oddalone były od siebie na odległość nie większą niż 100 m. Pszczołowe oceniano pod względem jakościowym i ilościowym. Łącznie przeprowadzono sześć kontroli ilościowych (w 2022 r. w terminach: 16.08, 17.08, 18.08, 23.08 oraz w 2023 r., w terminach: 31.07 i 02.08), a także dwie kontrole jakościowe (19.08.2022, 1.08.2023). W czasie kontroli jakościowych identyfikowano wyłącznie trzmiele (*Bombus* spp.). Kontrole ilościowe polegały na zliczaniu owadów odwiedzających osobniki danego gatunku w ciągu dwudziestu dwuminutowych, następujących po sobie odcinków czasowych. W czasie ocen ilościowych owady nie były łapane. Ich identyfikacja odbywała się w czasie wizyt owadów w kwiatach. Podczas oceny ilościowej identyfikacja owadów do poziomu gatunku nie zawsze była możliwa, tj. 94,2% pszczołowych zidentyfikowano do gatunku, 2,7% do rodzaju, 3,0% do rodziny, natomiast 0,1% pszczołowych stanowiły trzmiele zaliczane do grupy *Bombus lucorum* complex. W czasie kontroli jakościowych trudniejsze do oznaczenia trzmiele (np. trzmiel rudonogi *B. ruderarius*) identyfikowano dopiero po ich schwytaniu do siatki entomologicznej. Po oznaczeniu wypuszczano je bezzwłocznie w miejscu schwytania. Badania przeprowadzono za zezwoleniem Ojcowskiego Parku Narodowego; zn. spr.: PNE.604.24.2022 i PNE.604.4.2023.

Ad. 4. Celem prowadzonych działań było opisanie zmian dotyczących składu gatunkowego przedstawicieli należących do podrzędu pluskwiaków różnoskrzydłych (*Heteroptera*), na który wpływ miało zastosowanie metod zwalczania inwazyjnych gatunków z rodzaju nawłoc (*Solidago*). Pluskwiaki różnoskrzydłe to bardzo różnicowana pod względem troficznym grupa owadów,

w obrębie której spotykane są zarówno fitofagi ssące (będące często wektorami chorób wirusowych roślin), jak również liczne zoofagi, polujące na swoje ofiary w zróżnicowanych typach siedlisk (Schuh & Weirauch 2020). Do badań zaplanowanych w Projekcie wybrano obszary zlokalizowane na terenie miasta Jaworzno, w granicach obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” oraz w rejonie Góry Bielana. Dotychczas badania dotyczące składu gatunkowego omawianej grupy owadów prowadzone były w Jaworznie jedynie na obszarze rezerwatu „Dolina Żabnika”, znajdującego się w północno-wschodniej części miasta (na terenie Ciężkowic), utworzonego w celu zachowania biocenoz wodnych oraz torfowisk niskich i przejściowych ze stanowiskami gatunków chronionych i rzadkich (Chłond i in. 2005). Zróżnicowanie siedlisk przyrodniczych występujących na inwentaryzowanych powierzchniach badawczych jest stosunkowo niewielkie, jednak występują w ich obrębie płaty o charakterze zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych (*Molinion*), łąk rajgrasowych (*Arrhenaterion*) oraz niewielkie płaty o charakterze muraw kserotermicznych (*Festuco-Brometea*). Pokrycie znacznych powierzchni w obrębie wyznaczonych pól badawczych przez rośliny zwalczanego rodzaju inwazyjnego (*Solidago*) ma znaczący wpływ na obniżenie poziomu różnorodności gatunkowej (Tokarska-Guzik 1996; Blaik 2018; Szymura i in. 2018a i b). W związku z tym, kolejnym celem badań w ramach Projektu, było oszacowanie skuteczności prowadzonych działań zaradczych na zmiany zróżnicowania gatunkowego *Heteroptera* obserwowane na wyznaczonych powierzchniach badawczych oraz przygotowanie dalszych zaleceń.

Pluskwiaki różnoskrzydłe odławiane były na wyznaczonych obszarach oraz terenach sąsiadujących przez dwie osoby, metodą standardowego czerpakowania, przy użyciu czerpaka entomologicznego o średnicy obręczy 40 cm, w dwóch kompleksach płatów siedlisk: JA – Jaworzno Górka (6 płatów siedlisk) oraz JB – Łąki Ciężkowickie (6 płatów siedlisk), a także Góra Bielana JC (2 płaty) (ryc. 101). Badania prowadzono od 4 lipca do 24 sierpnia 2022, wykonując łącznie 4 kontrole. W trakcie pojedynczej kontroli, odłowu wykonywano jednocześnie na wszystkich badanych powierzchniach.



Ryc. 101. Zbiór materiału na obszarze Góry Bielana przy użyciu czerpaka entomologicznego

Fig. 101. Collection of invertebrate material in the Góra Bielana site using an entomological scoop

(fot./photo Łukasz Depa, 2022)

Poszczególne płaty badanych siedlisk zostały zmapowane przy użyciu urządzenia Garmin GPSmap 64s, następnie przy użyciu uzyskanych punktów pomiarowych wykonano mapy pogładowe poszczególnych powierzchni badawczych (ryc. 102A-C).

Ryc. 102. Rozmieszczenie płatów badawczych w Jaworznie, w obrębie trzech kompleksów

Objaśnienia: A – kompleks JA w Jaworznie Górka, B – kompleks JB w Łąkach Ciężkowickich, C – kompleks JC w rejonie Góry Bielana (Źródło: dane mapy 2024 Google, Airbus, CNES: 50.206439, 19.319541; 50.203729, 19.350547; 50.176147, 19.284805

Fig. 102. Distribution of study patches in Jaworzno, within three complexes

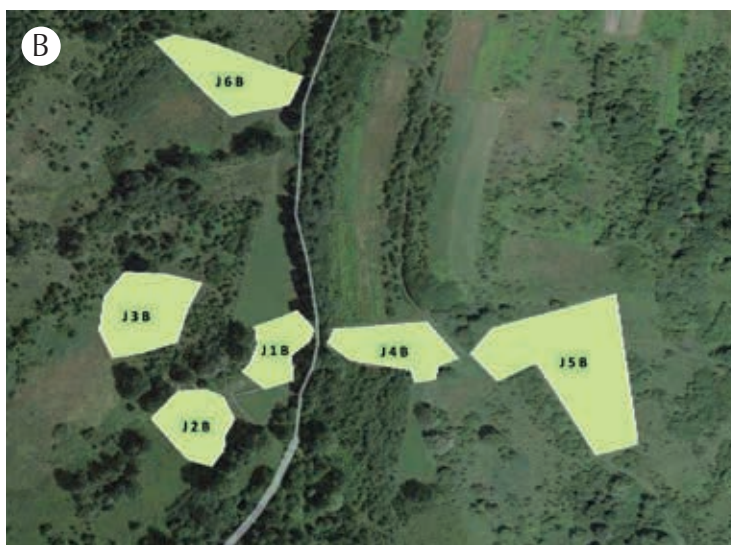
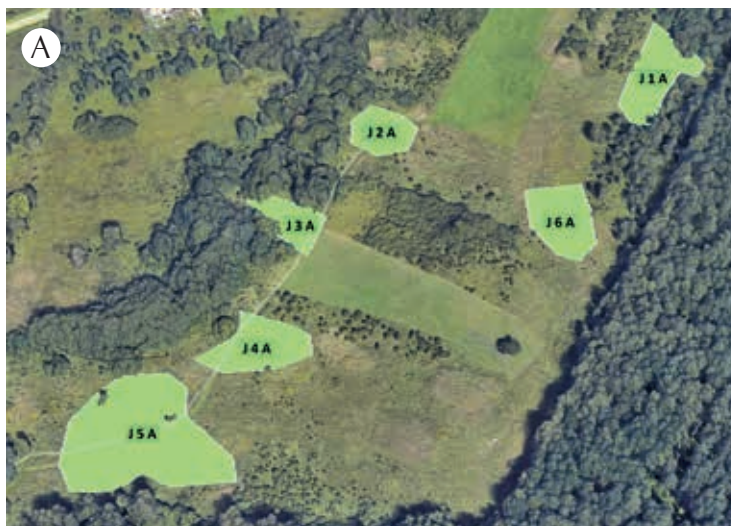
Captions: A – JA complex in Jaworzno Górka, B – JB complex in Łąki Ciężkowickie, C – JC complex in the Góra Bielana site (Source: map data 2024 Google, Airbus, CNES: 50.206439, 19.319541; 50.203729, 19.350547; 50.176147, 19.284805

(opracowanie/compiled by Dominik Chłond)

Odłowy pluskwiaków różnoskrzydłych prowadzono na stanowiskach z nawłocią (*Solidago* spp.) (J2A, J3A, J4A, J5A, J6A, J2B, J3B, J4B, J5B) i stanowiskach referencyjnych (J1A, J1B, J6B), wolnych od tej rośliny inwazyjnej (ryc. 102A-B) oraz w dwóch płatach (JC) na Górze Bielana w Jaworznie (ryc. 102C). Prace terenowe odbywały się w bezdeszczowe dni, w godzinach popołudniowych, przy temperaturze powyżej 22°C. Badaniami objęto wyznaczone do projektu działki katastralne, na których wytypowano transekty w obrębie otwartych środowisk o charakterze łąkowym. Łącznie wyznaczono 24 transekty o długości 50 m – 19 odcinków z rośliną inwazyjną i 5 transektów referencyjnych. Odłowy pluskwiaków różnoskrzydłych były prowadzone trzykrotnie na tych samych transektach, aby objąć badaniami pełny sezon i mieć możliwość uwzględnienia całego spektrum gatunków.

Na każdym odcinku wykonano łącznie 100 uderzeń czerpakiem. Powyższa metoda zapewnia standaryzację uzyskanych wyników, ze względu na jednakową wielkość próby i identyczny nakład pracy na każdym z odcinków. Materiał z każdego transektu został przesypyany do worków na owady i opisany identyfikatorem transektu i datą odłowu. Zebrany materiał został włożony do zamrażarki w celu uśmiercenia owadów i ich przechowania do czasu sortowania.

Pluskwiaki różnoskrzydłe z danego odłowu na powierzchni badawczej zostały oddzielone od innych schwytanych owadów i fragmentów roślin, a następnie posortowane do małych pojemników i opisane. Następnie owady oznaczono do gatunku i zliczono liczebności osobników, przypadające na każdy gatunek pluskwiaka. Ostatecznie podsumowano liczbę gatunków i liczbę osobników występujących na każdej z badanych powierzchni. Na podstawie zebranych danych oszacowano generalne liczby gatunków występujących w środowiskach z nawłocią i bez udziału nawłoci.



3.3. Metody odtwarzania roślinności / siedlisk na wybranych obszarach

Obszary, na których pokrycie gatunku inwazyjnego było niskie i/lub stan siedliska był wystarczająco stabilny, po zakończeniu działań zaradczych zostały pozostawione do spontanicznego odtworzenia roślinności. Na tych obszarach prowadzono jedynie monitoring stanu roślinności (por. rozdz. 3.2). Próby renaturyzacji, po przeprowadzeniu eliminacji gatunków inwazyjnych podjęto na wybranych obszarach (lub ich częściach), szczególnie jeśli potwierdzono ryzyko ponownego rozprzestrzeniania się IAS-P.

Zastosowano trzy metody renaturyzacji: **1)** rozłożenie świeżego siana z propagułami gatunków typowych dla siedliska; **2)** zastosowanie specjalnie przygotowanej mieszanki gatunków traw typowych dla siedliska; **3)** zastosowanie specjalistycznej mieszanki rodzimych gatunków roślin przystosowanych do siedlisk suchych.

Ad. 1. Renaturyzacja obszaru po zabiegu usunięcia nawłoci na łąkach zmiennowilgotnych w Jaworznie – po dwukrotnym wykoszeniu płatów z dominującą nawłocią (por. opis w rozdz. 3.1) i usunięciu uzyskanej biomasy, na miejscach odsłoniętych rozłożono świeżo skoszone siano pozyskane z dobrze wykształconych (bogatych gatunkowo) płatów łąki z najbliższego sąsiedztwa. Zabieg przeprowadzono na wydzielonych częściach obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”, w kolejnych dwóch sezonach wegetacyjnych (ryc. 103A-H).

Ad. 2. Renaturyzacja terenu porośniętego nawłocią na łąkach w rejonie Krakowa. Wiosną 2021 r., po ręcznym wykoszeniu roślin kosą mechaniczną i usunięciu powstałej biomasy, przygotowano glebę pod wysiew nasion poprzez spulchnienie jej wierzchniej warstwy. Teren zabiegów podzielono na cztery równe powierzchnie. Na każdej z nich wysiano inną mieszankę nasion selektywnie dobranych rodzimych gatunków roślin, zgodnie z naturalnym typem siedliska (łąki trzęślicowe). Mieszanki różniły się składem i procentowym udziałem nasion poszczególnych gatunków. Celem eksperymentu było uzyskanie optymalnego składu mieszanki nasion gatunków dostosowanych do konkretnych warunków edaficzno-klimatycznych. Zabiegi przeprowadzono na wskazanym przez Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie terenie, należącym do Gminy Miejskiej Kraków i usytuowanym w południowo-zachodniej części Krakowa. Renaturyzowany teren o powierzchni 27,5 arów, stanowi część otuliny Obszaru Natura 2000 Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy i w przeszłości był użytkowany rolniczo poprzez koszenie.

Na zdecydowanej większości terenu w okresie wiosennym i jesiennym, także w deszczowym okresie letnim, woda znajduje się nad poziomem gleby. Większa część terenu rzadko przesyca.

We wrześniu 2021 r. wykonano spisy florystyczne i oszacowano pokrycie zidentyfikowanych gatunków roślin. W runi dominowała nawłoc (*Solidago* spp.), której udział wynosił około 90% (ryc. 104). Odnotowano także młode pędy nawłoci (około 3%), o wysokości 15-40 cm.

Ponadto stwierdzono takie gatunki jak: turzycyca błotna (*Carex acutiformis*), t. gwiazdkowata (*C. echinata*), sit skupiony (*Juncus conglomeratus*), s. rozpięchły (*J. effusus*), s. siny (*J. inflexus*). Łączny udział osobników ww. gatunków roślin nie przekraczał ok. 6%. W mniejszej ilości

Ryc. 103. Etapy renaturyzacji na powierzchni po wykoszeniu nawłoci z wykorzystaniem świeżego siana w obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”

Objaśnienia: A – drugie w sezonie, niskie koszenie płatu łąki zdominowanej przez nawłoc, B – zgrabianie i usuwanie biomasy z powierzchni objętej działaniami, C – koszenie płatu dobrze zachowanej łąki zmiennowilgotnej w najbliższym sąsiedztwie, D – przykładowy okaz rośliny w fazie owocowania, wchodzącej w skład siana, E – zgrabianie świeżego siana, F – przenoszenie siana na przygotowaną powierzchnię (po wykoszonej nawłoci), G-H – rozsypywanie siana na przygotowanej powierzchni

Fig. 103. Stages of restoration of the surface after mowing goldenrod using freshly mown vegetation in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”

Captions: A – second in-season low mowing of a patch of goldenrod-dominated meadow, B – raking and removal of biomass from the action area, C – mowing of a patch of well-preserved *Molinia* meadow in the immediate vicinity, D – sample specimen of a plant at the fruiting stage, included in the hay, E – raking of fresh hay, F – transferring hay to the prepared area (after mowing and raking off of the goldenrod), G-H – spreading hay on the prepared area





Ryc. 104. Teren porośnięty nawłocią przed renaturyzacją (południowo-zachodnia część Krakowa)

Fig. 104. Area overgrown with goldenrod before restoration (southwestern part of Krakow)

(fot./photo Wojciech Szewczyk, 2021)

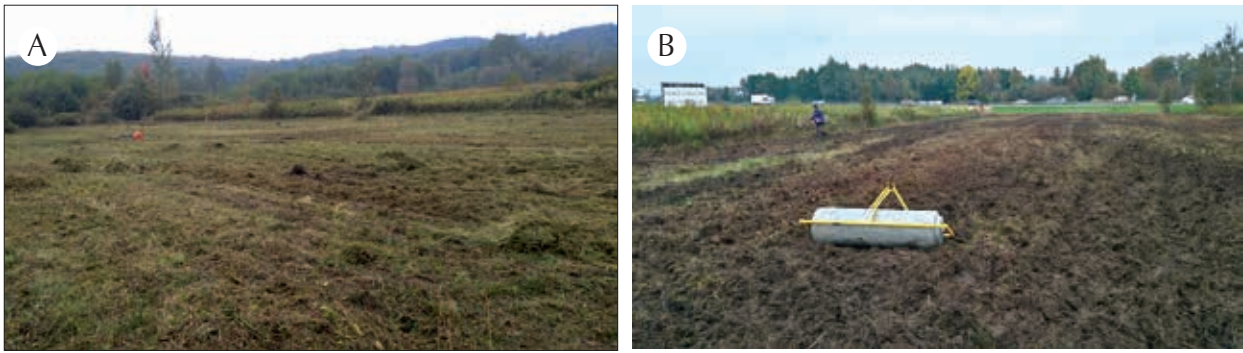
(do 3%) występowały także: manna mielec (*Glyceria maxima*), śmiałek darniowy (*Deschampsia caespitosa*), mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea*) i skrzyp błotny (*Equisetum palustre*) (ryc. 105A-B). Sporadycznie notowano m.in. kosaćca żółtego (*Iris pseudacorus*), a z traw tymotkę łąkową (*Phleum pratense*), wiechlinę zwyczajną (*Poa trivialis*) oraz rajgras wyniosły (*Arrhenatherum elatius*).

Na całej powierzchni pokrycie terenu roślinnością było nierównomierne i wahało się od 60-70% do 80-95%, przy czym płatów z 100% pokryciem, nie stwierdzono.

W dniu 29 września 2021 r. przystąpiono do niskiego, tj. przy powierzchni gleby, koszenia roślinności (ryc. 105A) z użyciem kosiarki rotacyjnej. Następnie usunięto z powierzchni terenu całą nadziemną biomasę. W kolejnym etapie teren zglebogryzowano i obsiano wcześniej przygotowaną wielogatunkową mieszanką nasion (ryc. 105B), a cały teren ręcznie wyrównano wałem lekkim, w celu m.in. lepszego osadzenia nasion w glebie.

Do przygotowania wielogatunkowej mieszanki posłużyły wcześniej zebrane nasiona roślin z okolicznych trwałych użytków zielonych łąk zmiennowilgotnych (ryc. 106A-C). Do mieszanki pozyskano nasiona takich gatunków, jak: krwiściąg lekarski (*Sanguisorba officinalis*), bukwica zwyczajna (*Betonica officinalis*), czarcikęs łąkowy (*Succisa pratensis*), rdest wężownik (*Polygonum bistorta*), tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*), bodziszek błotny (*Geranium palustre*), wiązówka błotna (*Filipendula ulmaria*), a z traw – trzęślica modra (*Molinia caerulea*) (ryc. 107A-D).

Mieszankę wzbogacano o nasiona gatunków traw pastewnych, m.in. kostrzewę trzcinowatą (*Festuca arundinacea*), wiechlinę łąkową (*Poa pratensis*), czy tymotkę łąkową (*Phleum pratense*), które posiadają średnią lub dużą wartość gospodarczą, a także ze względu na stwierdzone



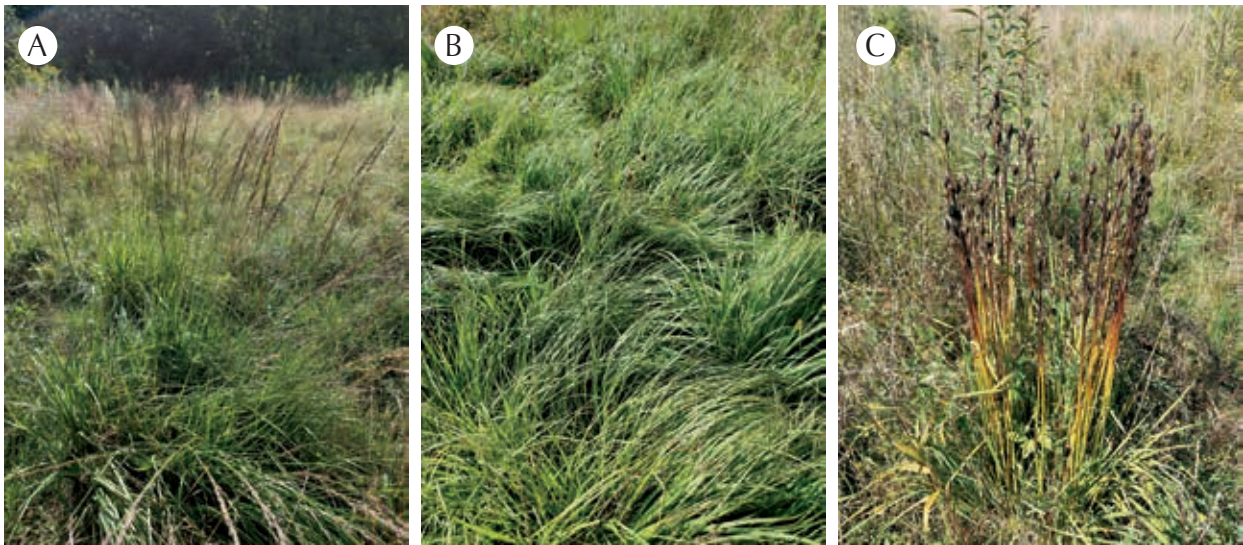
Ryc. 105. Zabiegi renaturyzacyjne przeprowadzone we wrześniu 2021 r.

Objaśnienia: A – skoszona ruń, B – ręczny wysiew wielogatunkowej mieszanki i wałowanie

Fig. 105. Renovation treatments carried out in September 2021

Captions: A – mowed sward, B – manual seeding of multispecies mixture and rolling out

(fot./photo Agnieszka Synowiec, 2021)



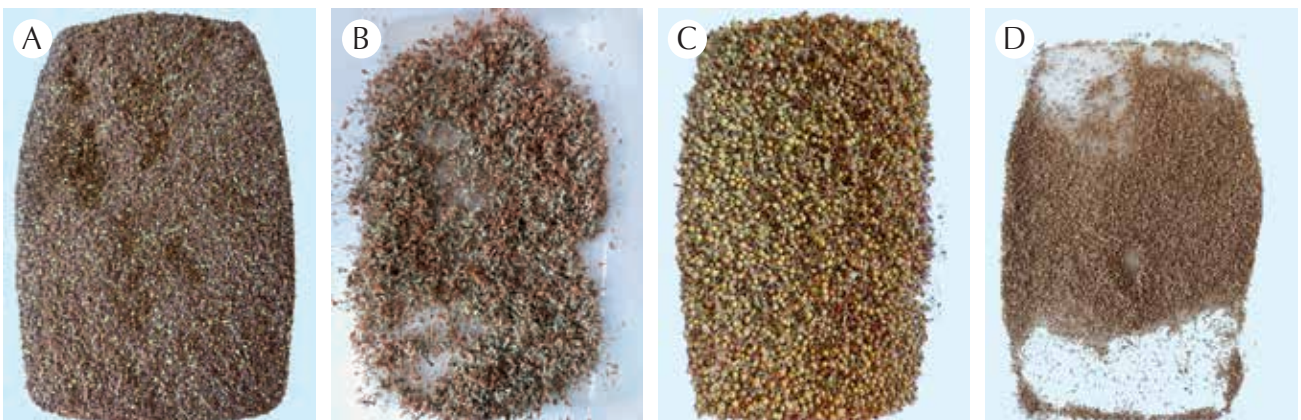
Ryc. 106. Przykładowe gatunki z łąk zmiennowilgotnych (*Molinia*), z których zebrano nasiona do wielogatunkowej mieszanki renaturyzacyjnej

Objaśnienia: A – trzęślica modra (*Molinia caerulea*), B – manna mielec (*Glyceria maxima*), C – kosaciec syberyjski (*Iris sibirica*)

Fig. 106. Examples of species from *Molinia* meadow from which seeds were collected for a multi-species restoration mix

Captions: A – Purple Moor-grass (*Molinia caerulea*), B – Reed Sweet-grass (*Glyceria maxima*), C – Siberian Iris (*Iris sibirica*)

(fot./photo Beata Grygierzec, 2021)



Ryc. 107. Nasiona przykładowych gatunków roślin zastosowanych w mieszance renaturyzacyjnej

Objaśnienia: A – krwiściąg lekarski (*Sanguisorba officinalis*), B – czarcikęs łąkowy (*Succisa pratensis*), C – tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*), D – trzęślica modra (*Molinia caerulea*)

Fig. 107. Seeds of examples of plant species used in the restoration mixture

Captions: A – Great Burnet (*Sanguisorba officinalis*), B – Devil's-bit Scabious (*Succisa pratensis*), C – Yellow Loosestrife (*Lysimachia vulgaris*), D – Purple Moor-grass (*Molinia caerulea*)

(fot./photo Beata Grygierzec, 2021)

wcześniej niewielki ich udział w zbiorowisku. W sumie na całą powierzchnię objętą renaturyzacją tj. 27,5 arów, wysiano około 20 kg nasion, z czego udział nasion traw w mieszance oszacowano na ok. 65%.

W kolejnym roku po wysiewie wielogatunkowej mieszanki renaturyzacyjnej, tj. w czerwcu i lipcu 2022 r., wykonano spisy florystyczne i oceniono pokrycie roślin na całej powierzchni objętej renaturyzacją. Następnie w połowie września tego samego roku, rośliny skoszono i usunięto z terenu. Ponowne koszenie miało miejsce we wrześniu 2023 r. Przed i po zabiegu koszenia przeprowadzono monitoring.

Ad. 3. Celem podjętych działań renaturyzacyjnych była próba zahamowania regeneracji rdestowca, połączona z odbudową populacji rodzimych gatunków roślin poprzez zastosowanie specjalistycznej mieszanki rodzimych gatunków roślin przystosowanych do siedlisk suchych. W tym celu w maju 2023 r., na Górze Bielana w Jaworznie, po zabiegach usuwania rdestowca metodą wykoszenia pędów nadziemnych i wykopania podziemnych kłączy z głębokości do ok. 40 cm, na wydzielonej powierzchni około 440 m² (ryc. 108A-C), została wysiana specjalistyczna mieszanka nasion (ryc. 108F) z przewagą rodzimych roślin i znaczącym udziałem traw samokrzewiących, umożliwiających szybkie zadarnienie powierzchni po usunięciu inwazyjnych rdestowców i tym samym przyczyniających się do zmniejszenia erozji gleby. Mieszanka zawierała łącznie 49 gatunków wieloletnich i jednorocznych oraz 12 gatunków przeznaczonych na gleby ubogie i szybko przesychnące gleby piaszczyste. Wśród nich znalazły się m.in. babka lancetowata (*Plantago lanceolata*), biedrzynek mniejszy (*Pimpinella saxifraga*), chaber łąkowy (*C. jacea*), dziewanna pospolita (*Verbascum nigrum*), głowienka pospolita (*Prunella vulgaris*), goździk kropkowany (*Dianthus deltoides*), jasioniec piaskowy (*Jasione montana*), jastrun zwyczajny (*Leucanthemum vulgare*), jastrzębiec kosmaczek (*Hieracium pilosella*), komonica zwyczajna (*Lotus corniculatus*), koniczyna polna (*Trifolium arvense*), krwawnik pospolity (*Achillea millefolium*), krwiściąg mniejszy (*Sanguisorba minor*), czy żmijowiec zwyczajny (*Echium vulgare*). Z traw należy wymienić m.in. drżączkę średnią (*Briza media*), kostrzewę czerwoną (*Festuca rubra*), k. owczą (*F. ovina*), stokłosę prostą (*Bromus erectus*), tomkę wonną (*Anthoxanthum odoratum*) czy gatunki z rodzaju wiechlina tj. wiechlinę spłaszczoną (*Poa compressa*) i wąskolistną (*P. angustifolia*). W skład mieszanki wchodziły też nasiona gatunku reprezentującego turzycę (*Cyperaceae*), a mianowicie turzycy sinej (*Carex flacca*),

W czerwcu tego samego roku, przeprowadzono zabieg selektywnego ręcznego wrywania odrastających pędów rdestowca i wykopywania pozostałych fragmentów kłączy (ryc. 108G-H). Z kolei we wrześniu, wykonano zabieg ponownego koszenia odrośniętych pędów rdestowca na wysokości około 15-20 cm, aby nie uszkodzić rozwijających się młodych roślin gatunków rodzimych (ryc. 108I-J).

Biomasa powstała podczas zabiegów koszenia/wycinki nadziemnych części rdestowców i wykopywania kłączy, była przyzmoana w miejscach prowadzonych działań uzgodnionych z zarządcą terenu. Pryzmy lokalizowano w miejscach nasłonecznionych i przewiewnych, pozostawiając je do naturalnego rozkładu i/lub wysuszenia (ryc. 108D-E). Zebraną biomasę (w tym części podziemne), układano na materiale uniemożliwiającym ponowne ukorzenie

Ryc. 108. Działania na powierzchni porośniętej przez rdestowca w ramach renaturyzacji na obszarze Góry Bielana w Jaworznie

Objaśnienia: A – pierwsze niskie koszenie rdestowca, B – powierzchnia po pierwszym koszeniu, C – wykopywanie kłączy, D – przyzmoanie kłączy, E – części nadziemne (pędy) rdestowca ułożone na przyzmi, F – mieszanka nasion zastosowana do obsiewu powierzchni, G – ręczne wrywanie odrastających pędów rdestowca około trzy tygodnie po obsiewie, H – powierzchnia po zabiegu wrywania, I-J – odrośnięte pędy rdestowca, K – powierzchnia po drugim zabiegu koszenia pędów rdestowca na wysokość 15-20 cm, L-N – przyzmy zabezpieczone przed przypadkowym rozwlekaniem kłączy i pędów rdestowca

Fig. 108. Activities in the area overgrown by knotweed as part of the restoration in the Góra Bielana site in Jaworzno

Captions: A – the first low-mowing of the knotweed, B – the surface after the first mowing, C – digging out the rhizomes, D – stacking the rhizomes, E – the above-ground parts of the knotweed laid in a heap, F – the seed mixture used to sow the surface, G – manual uprooting of regrowing knotweed shoots about three weeks after sowing, H – area after uprooting treatment, I-J – regrowing knotweed shoots, K – area after the second mowing treatment of knotweed shoots to a height of 15–20 cm, L-N – piles protected against accidental spreading of knotweed shoots and rhizomes



się i dodatkowo przykryto od góry siatką oczkową (15 × 15 mm) zabezpieczającą przed przypadkowym rozwlekaniem przez m.in. wiatr, zwierzęta i ludzi (ryc. 108K-M). Jesienią 2023 r. wyschnięte nadziemne części rdestowca, rozdrobiono i rozplantowano w miejscu prowadzonych działań, natomiast w przypadku kłaczy, przeprowadzenie ww. działań zaplanowano na wiosnę 2024 r.

Pryzmy z biomasą rdestowca były objęte szczególnym nadzorem przyrodniczym, ze względu na duże zdolności regeneracyjne tych roślin. Wszystkie zabiegi przeprowadzono w jednym sezonie wegetacyjnym.

WYNIKI





Poligon założony w płacie rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) koszonym trzy razy w sezonie wegetacyjnym w 2023 r. – widoczne kamienne fundamenty nieistniejącego budynku (Magurski Park Narodowy)

Study plot established in Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) patch mowed three times during the growing season in 2023. – visible stone foundations of a defunct building (Magura National Park)

(fot./photo Katarzyna Pikunas)

4. Wyniki

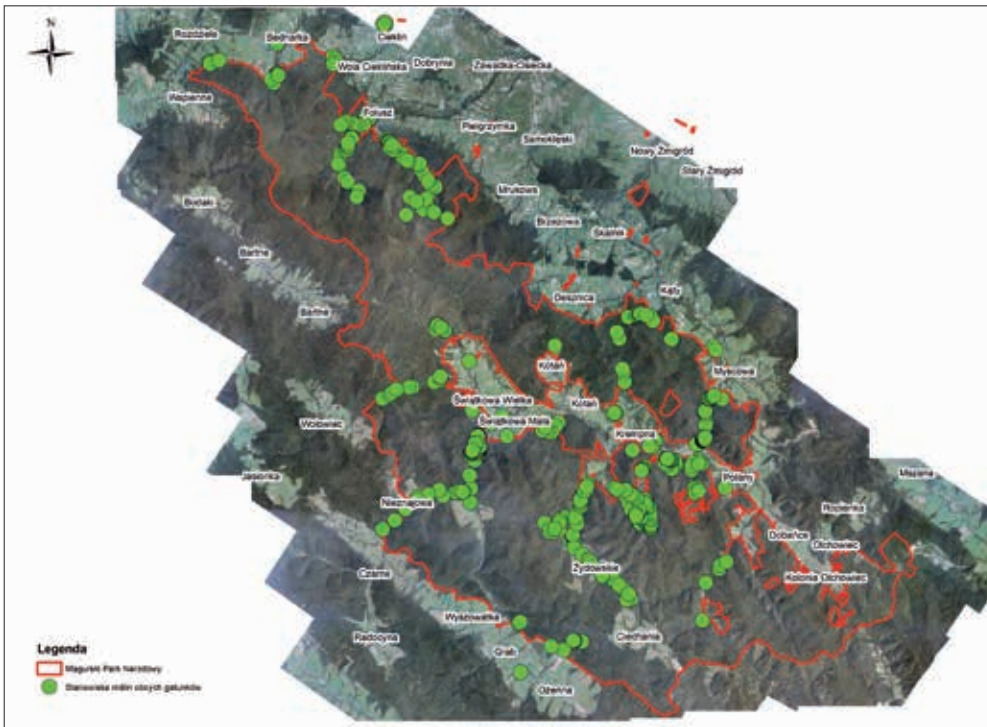
Wyniki uzyskane w poszczególnych zadaniach pozwalają na uzupełnienie dotychczasowej wiedzy w zakresie działań zaradczych podejmowanych wobec IAS-P, w tym sposobów eliminacji i kontroli wybranych gatunków, a także rekomendacji dotyczących wczesnego ostrzegania i zapobiegania rozprzestrzenianiu się tych gatunków.

4.1 Aktywna ochrona ekosystemów lądowych i nadrzecznych poprzez ograniczanie negatywnego wpływu inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia

Jednym z istotnych wyników zadań realizowanych w ramach Projektu było szczegółowe potwierdzenie występowania wybranych IAS-P na analizowanych obszarach i powodowanych przez nie zagrożeń. Dla części obszarów sporządzono szczegółowe mapy występowania tych gatunków. Przykładowo na obszarze Magurskiego Parku Narodowego wykonano inwentaryzację inwazyjnych obcych gatunków roślin, sprawdzając jakie gatunki, gdzie i jak licznie występują na terenie Parku. W pracach terenowych brało udział ok. 20 pracowników służby Parku, którzy wcześniej zostali przeszkoleni w zakresie rozpoznawania roślin obcego pochodzenia oraz obsługi aplikacji GIS zainstalowanej na smartfonach. W pracach używano również odbiorników GPS klasy turystycznej. Dane zebrane w terenie zasiliły system GIS MPN a mapy, które można generować na ich podstawie pokazują kolejne ryc. 109-111. Należy podkreślić, że zebrane w terenie informacje były niezbędne do zaplanowania (w tym oszacowania kosztów) zwalczania barszczu Sosnowskiego i rdestowca ostrokończystego. Zebrane dane są podstawą do przygotowania/zgłoszenia informacji o występowaniu IGO do Rejestru IGO (por. rozdz. 3.1).

4.1.1. Eliminacja IAS-P na wytypowanych obszarach

Celem zadania było przeprowadzenie działań zaradczych prowadzących do eliminacji, czyli możliwie pełnego i trwałego usunięcia wybranych populacji IAS-P na wskazanych obszarach. Działaniami w tym zakresie objęto populacje barszczu kaukaskich i niecierpka gruczołowatego (por rozdz. 3.1). Działania te przeprowadzono łącznie na 8 obszarach (por. tabela 2 w rozdz. 3.1).



Ryc. 109. Stanowiska inwazyjnych gatunków roślin na terenie Magurskiego Parku Narodowego stwierdzone podczas inwentaryzacji w latach 2021-2022

Fig. 109. Locations of invasive plant species in the Magura National Park found during the 2021–2022 inventory

(opracowanie/compiled by Marcin Gerlach)



Ryc. 110. Obszar występowania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) na kamieniach nadbrzeżnych nad Wisłoką w Magurskim Parku Narodowym

Objaśnienia: zaznaczone punkty kontrolne to powierzchnie (poligony) badawcze do monitoringu działań zaradczych (por. rozdz. 3.2)

Fig. 110. An area of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) occurrence on riverside boulders on the Wisłoka River in the Magura National Park

Captions: the marked control points are the positions of test plots for monitoring remedial actions (cf. chap. 3.2.)

(opracowanie/compiled by Marcin Gerlach)



Ryc. 111. Rozmieszczenie płatów rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) zlokalizowanych na terenie nieistniejącej wsi Huta Pielgrzymka w Magurskim Parku Narodowym

Objaśnienia: zaznaczone punkty kontrolne to powierzchnie (poligony) badawcze do monitoringu działań zaradczych (por. rozdz. 3.2)

Fig. 111. Distribution of patches of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) located in the area of the abandoned village of Huta Pielgrzymka in the Magura National Park

Captions: the marked control points are test plots for monitoring remedial actions (cf. chap. 3.2.)

(opracowanie/compiled by Marcin Gerlach)



Ryc. 112. Zarośla wierzbowe nad Wisłoką w Magurskim Parku Narodowym, po usunięciu barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w sierpniu 2023 r.

Fig. 112. Willow thickets along the Wisłoka River in the Magura National Park, after removal of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) in August 2023

(fot./photo Jacek Borek)



Ryc. 113. Stan roślinności we wrześniu 2023 r., na jednym z poligonów, po usunięciu barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*)

Objaśnienia: strzałka wskazuje palik oznaczający środek poligonu

Fig. 113. The state of the vegetation in September, at one of the study plot, after the removal of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*)

Captions: the arrow points to a stake marking the centre of the study plot

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

W przypadku **barszczy kaukaskich** eliminację prowadzono poprzez wykopywanie pojedynczych osobników lub nacinanie szyi korzeniowej rośliny (w zależności od warunków lokalnych) oraz usuwanie siewek (wrywanie, wykopywanie) dwukrotne lub trzykrotne w sezonie wegetacyjnym, w zależności od obszaru.

Na trzech obszarach, tj. w Magurskim Parku Narodowym, w sąsiadującej z Parkiem gminie Krempna oraz w gminie Koszęcin, działania powtarzano trzykrotnie w sezonie wegetacyjnym, natomiast na obszarach Natura 2000: Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk” i „Łąki Nowohuckie”, a także w użytku ekologicznym Park Leśny Witkowice, dwukrotnie.

Wyniki zebrano na podstawie przeprowadzonego monitoringu na stałych powierzchniach, które były zróżnicowane pod względem wielkości (por. rozdz. 3.2).

W **Magurskim Parku Narodowym** na siedliskach nadrzecznych nad Wisłoką, w których w czasie inwentaryzacji potwierdzono występowanie barszczy kaukaskich (por. ryc. 110), założono 30 powierzchni kontrolnych w kształcie koła obejmującego powierzchnię 1 m². W roku 2022 przed przeprowadzeniem zwalczania barszczu Sosnowskiego stwierdzono obecność 78 gatunków roślin naczyniowych i mchów. Z kolei po przeprowadzonych zabiegach, podczas monitoringu skuteczności, w tym samym roku, na 30 m² kontrolowanego terenu, odnotowano ich 80. W składzie flory na powierzchniach kontrolnych potwierdzono również obecne gatunki z rodzaju niecierpek (n. drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* i n. gruczołowaty *I. glanduligera*) oraz słonecznik bulwiasty (topinambur, *Helianthus tuberosus*), co pokazuje, że nie tylko barszcz Sosnowskiego przeniknął do cennych siedlisk związanych z kamieńcami górskich potoków. Z przeprowadzonego monitoringu flory wysnuć można również pozytywne wnioski. Zwalczanie barszczu Sosnowskiego jest skuteczne, ponieważ na niektórych powierzchniach kontrolnych został on wyeliminowany, na innych zaś zmniejszyła się liczba osobników i ich udział w pokryciu powierzchni (ryc. 112 i 113). Skuteczność przeprowadzonych działań zaradczych oceniono, na podstawie przyjętych kryteriów (por. rozdz. 3.2) jako średnią (ocena 2).

Konieczna jest kontynuacja działań na już objętych nimi terenach, w celu wyeliminowania osobników barszczy, które w kolejnych sezonach mogą rozwinąć się z nasion zalegających w glebie oraz rozszerzenie prac na całą dolinę Wisłoki, aby wyeliminować możliwość dopływu nowych nasion z populacji utrzymujących się w innych częściach doliny, nieobjętych działaniami Projektu. Ocena oddziaływania przeprowadzonych działań zaradczych, wykonana na podstawie wyników monitoringów: początkowego i końcowego, została zaklasyfikowana jako oddziaływanie pozytywne małe (ocena +1). Uzyskany wynik można wiązać z zastosowaną metodą eliminacji IAS-P, która jest oceniana jako bezpieczna dla środowiska przyrodniczego i rekomendowana do stosowania także na obszarach cennych przyrodniczo (Sachajdakiewicz i in. 2022).

W obszarze Natura 2000 **Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”** działania zaradcze prowadzono na terenie o powierzchni ok. 7,5 ha, na którym stwierdzono występowanie dwóch płatów barszczu Sosnowskiego. Poligony badawcze w kształcie koła, o powierzchni 3,14 m², założono wyłącznie w jednym płacie o powierzchni 537 m². W sumie było ich 12. Poligonów nie wyznaczono w drugim płacie barszczu, o powierzchni 547 m², ponieważ osobniki barszczu występowały tam pojedynczo i/lub w dużym rozproszeniu i w trudno dostępnym miejscu (np. w gęstych zadrzewieniach).

Szacunkowe średnie pokrycie barszczu w założonych poligonach, w czasie monitoringu początkowego – „0” w 2022 r., wynosiło od 70 do 100%. Jedynie w czterech poligonach odnotowano pokrycie 30%. Było ono zależne od wielkości kęp i sposobu występowania osobników barszczu. W poligonach badawczych odnotowano stosunkowo niewielkie zróżnicowanie gatunków roślin naczyniowych. Najmniej gatunków (7) zarejestrowano w poligonie MO_12, zaś najwięcej gatunków (13) w poligonie MO_5. W żadnym poligonie nie odnotowano przypadku wyłącznego występowania barszczu.

Łącznie w czasie monitoringu początkowego odnotowano 19 gatunków roślin naczyniowych, wśród których dominowały gatunki zielne. Spośród nielicznych gatunków drzew i krzewów stwierdzono siewki klona jawora (*Acer pseudoplatanus*) i jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior*). W większości poligonów, dość licznie występowały: kupkówka pospolita (*Dactylis glomerata*) (do 50%), perz właściwy (*Elymus repens*) (5-10%) oraz pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*) (do 10%). W czasie monitoringu zerowego przeprowadzonego w roku 2022, w żadnym z poligonów poza barszczem Sosnowskiego, nie odnotowano obecności innych gatunków IAS-P, a także chronionych gatunków roślin.

W efekcie przeprowadzonych działań zaradczych w dwóch kolejnych sezonach wegetacyjnych (2022-2023) (ryc. 114A-D) zmiany w pokryciu barszczu oscylowały na poziomie od 27 do 100%. Największe zmniejszenie pokrycia w zakresie od 96 do 100% odnotowano na 5 powierzchniach, nieznacznie mniejsze w zakresie od 61 do 95%, a na kolejnych – ok. 5%. Na tej podstawie skuteczność przeprowadzonych działań zaradczych została oceniona w przedziale od 2-4 (w tym: średnią skuteczności działań (ocena 2) potwierdzono w 1 poligonie; dużą skuteczność (ocena 3) na 5 i skuteczność całkowitą (ocena 4) odpowiednio na 5 poligonach. Należy jednak podkreślić, że po dwuletnim cyklu przeprowadzonych zabiegów, nadal obserwowano pojawiające się siewki barszczu. Otrzymany wynik odzwierciedla poprawność przeprowadzenia zabiegów, ponieważ dane zebrano we wrześniu 2023 r., po zakończonym cyklu zabiegów.

Porównanie wyników monitoringu zebranych w drugiej połowie kwietnia 2023 r., tj. po cyklu zabiegów przeprowadzonych w 2022 r. i przed ich rozpoczęciem w 2023 r., pozwoliło na właściwą ocenę uzyskanych efektów. W tym przypadku porównanie zmian pokrycia barszczu obejmowało zakres od 15 do ok. 100%. Największe spadek pokrycia, odnotowano na 6 powierzchniach w zakresie od 55 do prawie 100%. W jednym poligonie, zmniejszenie pokrycia osiągnęło 50%, a w pozostałych poligonach wyniosło od 15% do 25%. Na tej podstawie efekty przeprowadzonych działań zaradczych zostały ocenione odpowiednio w przedziale od 1-3, w tym potwierdzono: małą skuteczność działań (ocena 1) na 5 poligonach; średnią skuteczność (ocena 2) na 1 poligonie oraz dużą skuteczność (ocena 3) na 6.

Właściwa ocena skuteczności działań zaradczych (dotycząca dwuletniego cyklu zabiegów) będzie możliwa na podstawie kolejnego monitoringu, który zostanie przeprowadzony w czerwcu 2024 r. Jednak już na obecnym etapie zwraca uwagę fakt, że we wszystkich poligonach odnotowano wzrost liczby gatunków niedocelowych (o ok. 1-5 gatunków).



Ryc. 114. Widok na przykładowe poligony z barszczem Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”

Objaśnienia: A – przed zabiegami wykopywania pojedynczych osobników/nacinania szyi korzeniowej barszczu i usuwania siewek (wyrwanie, wykopywanie) w czerwcu 2022 r., B – po przeprowadzonym cyklu zabiegów w drugiej połowie października 2022 r., C – przed zabiegami w drugiej połowie kwietnia 2023 r., D – po wykonanym cyklu zabiegów w pierwszej połowie września 2023 r.

Fig. 114. View of an example of a Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) study plot in the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”

Captions: A – before the treatments of digging out single individuals/ cutting the root neck of hogweed and removing seedlings (uprooting, digging out) in June 2022, B – after the treatment cycle in the second half of October 2022, C – before the treatments in the second half of April 2023, D – after the treatment cycle in the first half of September 2023

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

Zwalczanie barszczu na obszarze Natura 2000 „**Łąki Nowohuckie**” prowadzono w latach 2022 i 2023, w granicach wskazanego terenu, położonego wzdłuż ciekłu przepływającego przez obszar chroniony. Poza wskazanym terenem monitoringiem objęto także jego otoczenie. Na monitorowanym obszarze, od czerwca do września przez dwa lata pojawiały się pojedyncze rośliny barszczu, które były systematycznie usuwane przez wykopywanie (ryc. 115A-B). Mimo, że w trakcie trwania działań projektowych nie dopuszczano do pojawienia się kwiatostanów i tym samym wydania nasion, rejestrowano pojawiające się nowe siewki roślin. Wynika to z tego, że w glebie znajduje się bank nasion sprzed lat, który daje coraz to nowe pojawy młodych roślin.

W ramach Projektu IAS/EcoSystemCARE analogiczne działania zaradcze polegające na wykopywaniu roślin barszczu Sosnowskiego, zbieraniu i utylizowaniu biomasy prowadzono na obszarze **użytku ekologicznego Park Leśny Witkowiec** (ryc. 116A-C).

Po przeprowadzonych zabiegach zwalczania barszczu, w sierpnia 2022 r., w trakcie monitoringu odnotowano jedynie około 10 osobników tego gatunku na całej powierzchni użytku. Z kolei przed rozpoczęciem działań zaradczych w 2023 r., stwierdzono większą liczbę roślin barszczu Sosnowskiego w porównaniu do roku poprzedniego, mimo przeprowadzonych działań zaradczych.



Ryc. 115. Wykopywanie (A-B) młodych roślin barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) na obszarze Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” w 2023 r.

Fig. 115. Digging (A-B) of young Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) plants in the Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie” in 2023

(fot./photo Beata Grygierzec)



Ryc. 116. Stan powierzchni w użytku ekologicznym Park Leśny Witkowice w lipcu w 2022 r., po zwalczaniu barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*)

Objaśnienia: A – przykładowe miejsca po wykopaniu pojedynczych roślin barszczu, B-C – wykopane osobniki barszczu

Fig. 116. The status of the area in the ecological site Park Leśny Witkowice in July in 2022, after Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) eradication

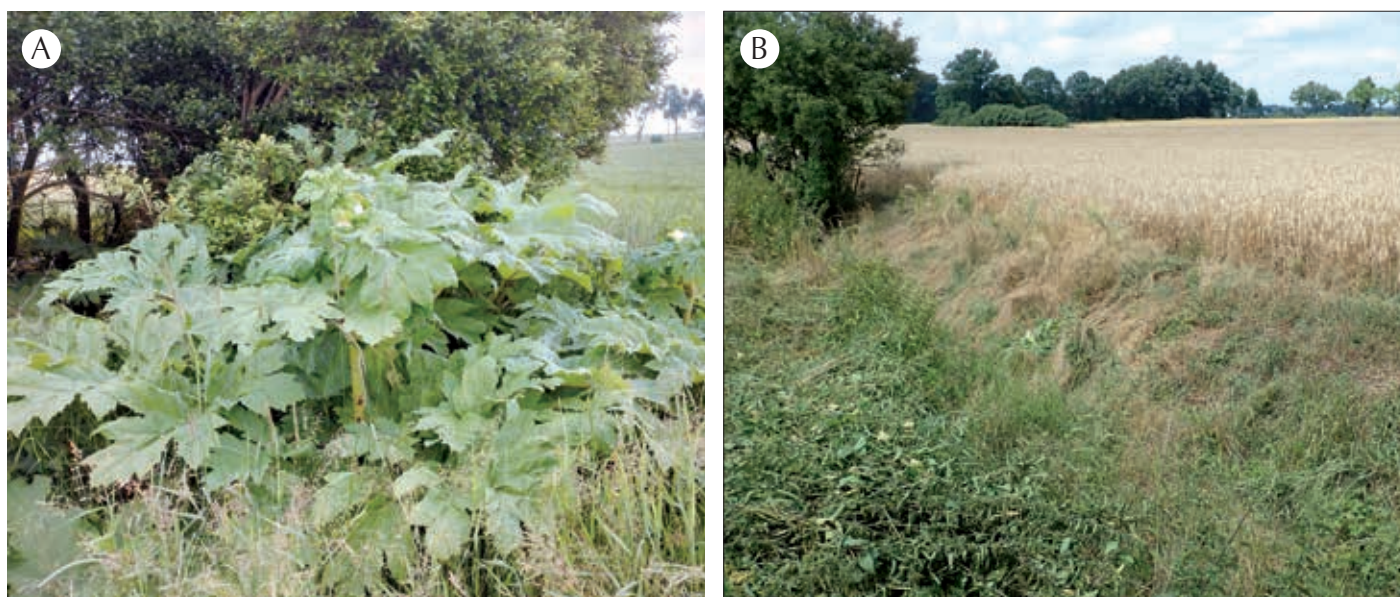
Captions: A – sample locations after digging up single hogweed plants, B-C – uprooted hogweed specimens dug up

(fot./photo Beata Grygierzec)

Wielkość areалу zajmowanego przez populację tego gatunku oszacowano na 240 m², podczas gdy w roku 2022 na 160 m². Fakt ten można wiązać z nawalnymi opadami deszczu i tworzeniem się tzw. powodzi błotnych, które odnotowano w lipcu 2022 r. i na początku września 2023 r. Możliwe było wówczas przenoszenie nasion różnych gatunków roślin, w tym barszczu Sosnowskiego, w nowe miejsca.

Warto zaznaczyć, że mieszkańcy terenów sąsiadujących z obszarem chronionym oraz osoby odwiedzające Park, świadome zagrożeń powodowanych przez te rośliny zgłaszały występowanie do odpowiednich instytucji (np. Zarządu Zieleni Miejskiej, straży miejskiej). W efekcie barszcz był corocznie usuwany przez specjalistyczną firmę. Mimo to inwentaryzacja przeprowadzona w ramach Projektu potwierdziła utrzymywanie się barszczu na terenie użytku ekologicznego. Wynika to z faktu, że barszcz występuje nadal poza obszarem użytku ekologicznym, zatem miejsca te mogą stanowić źródło jego nasion. Ponadto gleba w miejscach wcześniejszego występowania barszczu w użytku, potencjalnie może zawierać nasiona tej rośliny. Zatem w kolejnych latach obszar ten powinien być monitorowany, a pojawiające się rośliny systematycznie usuwane.

Powierzchnie monitorowane w **gminach Koszęcin i Krempna** obejmowały płyty z występującym barszczem Sosnowskiego o rozmiarach 10 m². Łącznie założono trzy powierzchnie w gminie Koszęcin i siedem w gminie Krempna. Monitoring przyrodniczy prowadzony był przed każdym zabiegiem usuwania barszczu Sosnowskiego i polegał na wykonaniu zdjęć fitosocjologicznych z użyciem skali procentowej. W celu oceny efektów przeprowadzenia zabiegów analizowano zmianę bogactwa gatunkowego (liczby gatunków), zmianę w pokryciu barszczu Sosnowskiego, a także gatunków roślin zielnych oraz drzew i krzewów.



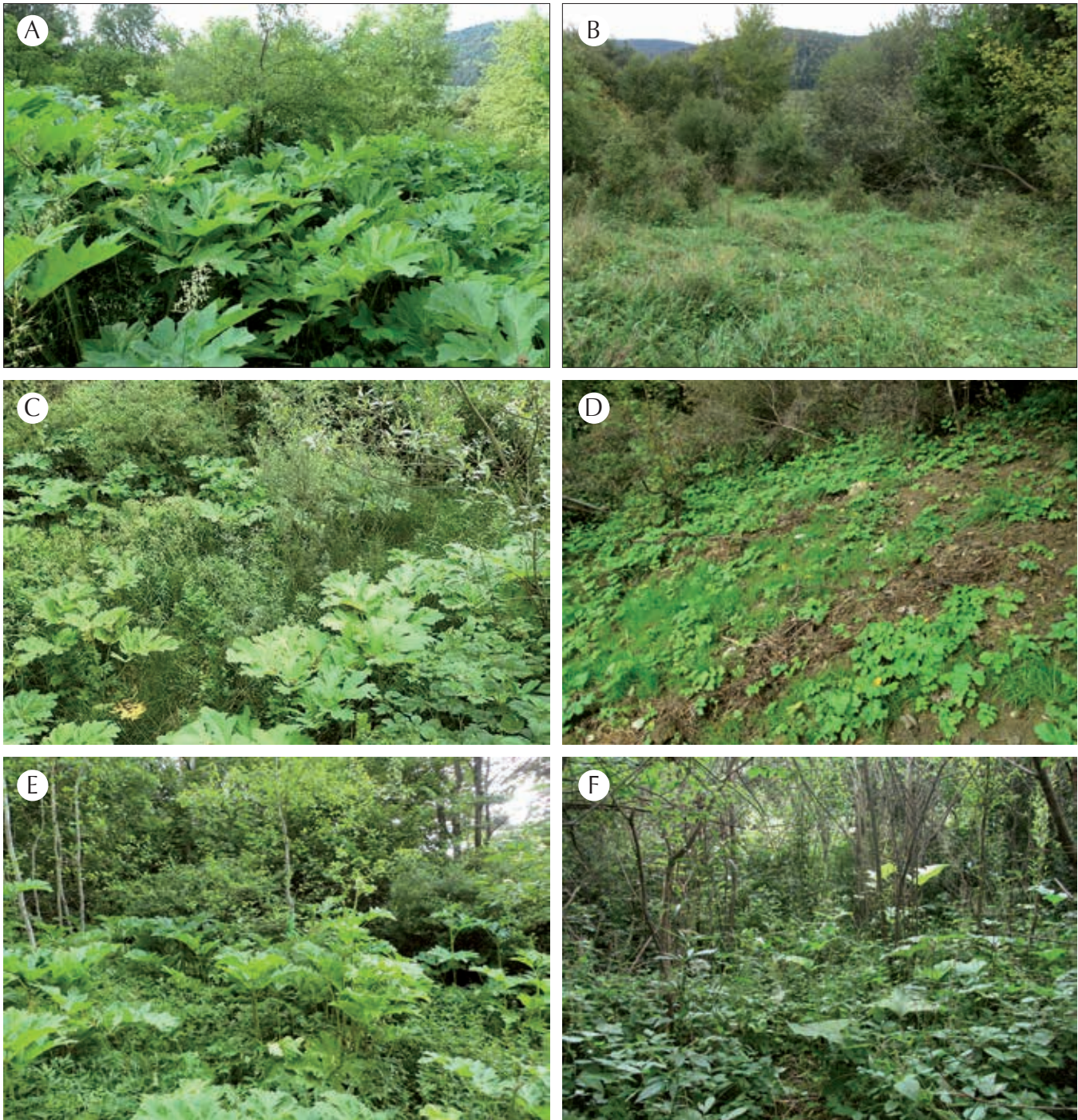
Ryc. 117. Fragment obszaru zwalczania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w gminie Koszęcin
Objaśnienia: A – przed przystąpieniem do zabiegów w czerwcu 2022 r., B – po przeprowadzeniu cyklu zabiegów w lipcu 2022 r.

Fig. 117. A section of the Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) control area in the commune of Koszęcin

Captions: A – before treatments in June 2022, B – after cycle of treatments in July 2022

(fot./photo Marta Czarniecka-Wiera A; Łukasz Krajewski B)

Zabiegi usuwania barszczu Sosnowskiego przeprowadzone w Koszęcinie skutkowały znacznym spadkiem pokrycia gatunku inwazyjnego już po pierwszym roku zabiegu – w lipcu 2022 r. pokrycie barszczu spadło średnio o 60% w porównaniu ze stanem sprzed rozpoczęcia zabiegów (czerwiec 2022) (ryc. 117A-B). W kolejnym roku przed rozpoczęciem zabiegów (czerwiec 2023) potwierdzono pojedyncze rozety liściowe, jednak po ich usunięciu w lipcu i wrześniu 2023 r., nie stwierdzono okazów barszczu (ryc. 117B). Wraz ze spadkiem pokrycia barszczu



Ryc. 118. Stan roślinności na wybranych powierzchniach objętych zwalczaniem barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w gminie Krempna

Objaśnienia: A, C, E – przed przystąpieniem do zabiegów w czerwcu 2022 r., B, D, F – po przeprowadzeniu sześciu cykli zabiegów w październiku 2023

Fig. 118. Vegetation status in selected Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) eradication plots in the commune of Krempna

Captions: A, C, E – before treatments in June 2022, B, D, F – after six cycles of treatments in October 2023

(fot./photo Magdalena Kowalska A, C, E; Donata Suder B, D, F)

obserwowano wzrost bogactwa gatunkowego. Stwierdzono przede wszystkim zwiększenie pokrycia pokrzywy zwyczajnej (*Urtica dioica*) oraz gatunków krzewów i drzew w miejscach usunięcia barszczu.

Zabiegi usuwania barszczu Sosnowskiego przeprowadzone w gminie Krempna, także skutkowały spadkiem pokrycia gatunku inwazyjnego (ryc. 118A-F), jednak tempo ustępowania tego gatunku było znacznie wolniejsze w porównaniu z sytuacją w gminie Koszęcin. W gmi-

nie Krempna pokrycie barszczu po pierwszym roku prowadzonych zabiegów (monitoring we wrześniu 2022) zmniejszyło się o 30%, a widoczny spadek obserwowany był dopiero w roku 2023, kiedy to średni udział barszczu w runi wyniósł 3,5%. Należy zaznaczyć, że po dwóch latach zwalczania gatunku, nie doprowadzono do całkowitego jego usunięcia – we wrześniu 2023 r. pokrycie barszczu utrzymywało się średnio na poziomie 1,5%. Podobnie jak w gminie Koszęcin, wraz ze spadkiem udziału barszczu Sosnowskiego, obserwowano powolny wzrost liczby gatunków niedocelowych takich jak: lepiężnik różowy (*Petasites hybridus*) czy świeżrząbek orzęsiony (*Chaerophyllum hirsutum*). Po pierwszym zabiegu zwalczania stwierdzono, także skokowy wzrost pokrycia gatunków zielnych (o 46%) i w kolejnych latach utrzymywanie się wysokiego pokrycia na poziomie około 100%. Z kolei udział krzewów na powierzchniach badawczych utrzymywał się na stałym poziomie średnio 35% w roku 2022 i wzrósł do średnio 53% w roku 2023.

Podsumowując, można stwierdzić że zastosowana metoda jest efektywna, jednak zwalczanie należy zaplanować na dłuższy okres czasu.

Co wynika z przeprowadzonych działań?

Zastosowane metody dały satysfakcjonujący efekt końcowy w postaci całkowitego (np. gmina Koszęcin) lub znacznego (np. Magurski Park Narodowy, obszar Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”, gmina Krempna,) spadku pokrycia gatunku inwazyjnego na powierzchniach objętych działaniami zaradczymi, przy jednoczesnym wzroście bogactwa gatunkowego oraz pokrycia gatunków rodzimych. Inny efekt odnotowano na obszarze użytku ekologicznego Park Leśny Witkowice, gdzie po przeprowadzonym cyklu zabiegów, stwierdzono wzrost liczby osobników barszczu, jak też zajmowanej przez nie powierzchni, w porównaniu do stanu z roku poprzedniego, przed podjęciem działań zaradczych. Wynik należy wiązać z sytuacją pogodową (nawalne deszcze, które wywołały powodzie błotne) i warunkami lokalnymi (ukształtowanie terenu). Przypuszczalnie nowe lub wcześniej zdeponowane w glebie nasiona barszczu zostały naniesione na obszar doliny potoku z lawiną błotną. Ponadto źródłem rozprzestrzeniania mogą być rośliny barszczu występujące w bliskim otoczeniu użytku ekologicznego.

Przeprowadzone działania pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

- metody mechaniczne polegające na wykopywaniu roślin/nacinaniu szyi korzeniowej oraz usuwaniu siewek barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) dały satysfakcjonujące efekty (oceny 2-3: średnia/duża skuteczność działań zaradczych, zgodnie z przyjętymi kryteriami);
- zadawalające wyniki można uzyskać już po pierwszym roku stosowania zabiegów, jednak zwalczanie gatunku oraz towarzyszący monitoring przyrodniczy należy przewidzieć na dłuższy okres czasu – z przeprowadzonych działań wynika, że zarówno w przypadku dużych populacji (np. Magurski Park Narodowy, gmina Krempna) jak i populacji mniejszych (np. obszar Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”), zabiegi prowadzone przez dwa lata nie wyeliminowały gatunku, ale znacznie osłabiły jego populację;
- działania związane z wykopywaniem/wyrywaniem siewek należy dostosować do rozwoju i wielkości roślin (maj). Zbyt małe rośliny tj. w fazie siewki bez wykształconego co najmniej jednego liścia właściwego, mogą być mylone z innymi roślinami, a także pomijane czy zdeptywane przy zabiegach. Powinny być one na tyle duże, aby możliwe było skuteczne ich usunięcie;
- termin rozpoczęcia zabiegów związanych z wykopywaniem pojedynczych osobników, najkorzystniej zaplanować na miesiące wiosenne (kwiecień, maj). Rozety liściowe powinny być na tyle małe, żeby można je było z łatwością wykopać, a jednocześnie na tyle duże, żeby szansa pominięcia poszczególnych osobników była odpowiednio zminimalizowana. W przypadku rozpoczęcia prac w późniejszym terminie, gdy rozety są dobrze wykształcone, zaleca się stosowanie metody nacinania szyjki korzeniowej;
- po usunięciu osobników barszczu tworzących duże rozety liściowe, które ograniczają kiełkowanie nasion własnego gatunku, należy liczyć się nawet z masowym pojawem siewek – w tej sytuacji konieczne jest przeprowadzenie bardzo niskiego koszenia siewek lub ich wykopywania z otrząśnięciem gleby z korzeni.

Zgodnie z zaleceniami wynikającymi z wcześniejszych doświadczeń (Sachajdakiewicz i in. 2022), biomasa powstałą przy zwalczaniu inwazyjnych barszczy najlepiej zutilizować w miejscu prowadzenia zabiegów. W tym celu należy ją rozłożyć w przewiewnym i dobrze nasłonecznionym miejscu, formując niewielkich rozmiarów przyzmy. Nie zaleca się przenoszenia/przewożenia biomasy w inne, odległe lokalizacje, ponieważ może to skutkować przypadkowym rozprzestrzenianiem gatunku, jest to też niebezpieczne dla zdrowia ludzi. Przyzmy biomasy należy czasowo zabezpieczyć i oznakować (w przypadku ich lokalizacji w pobliżu miejsc uczęszczanych przez ludzi). Alternatywne sposoby postępowania z biomasa wskazują zapisy Rozporządzenia Rady Ministrów z 2022 r. (§ 4.1. pkt. 4), które można zastosować, w zależności od warunków lokalnych.

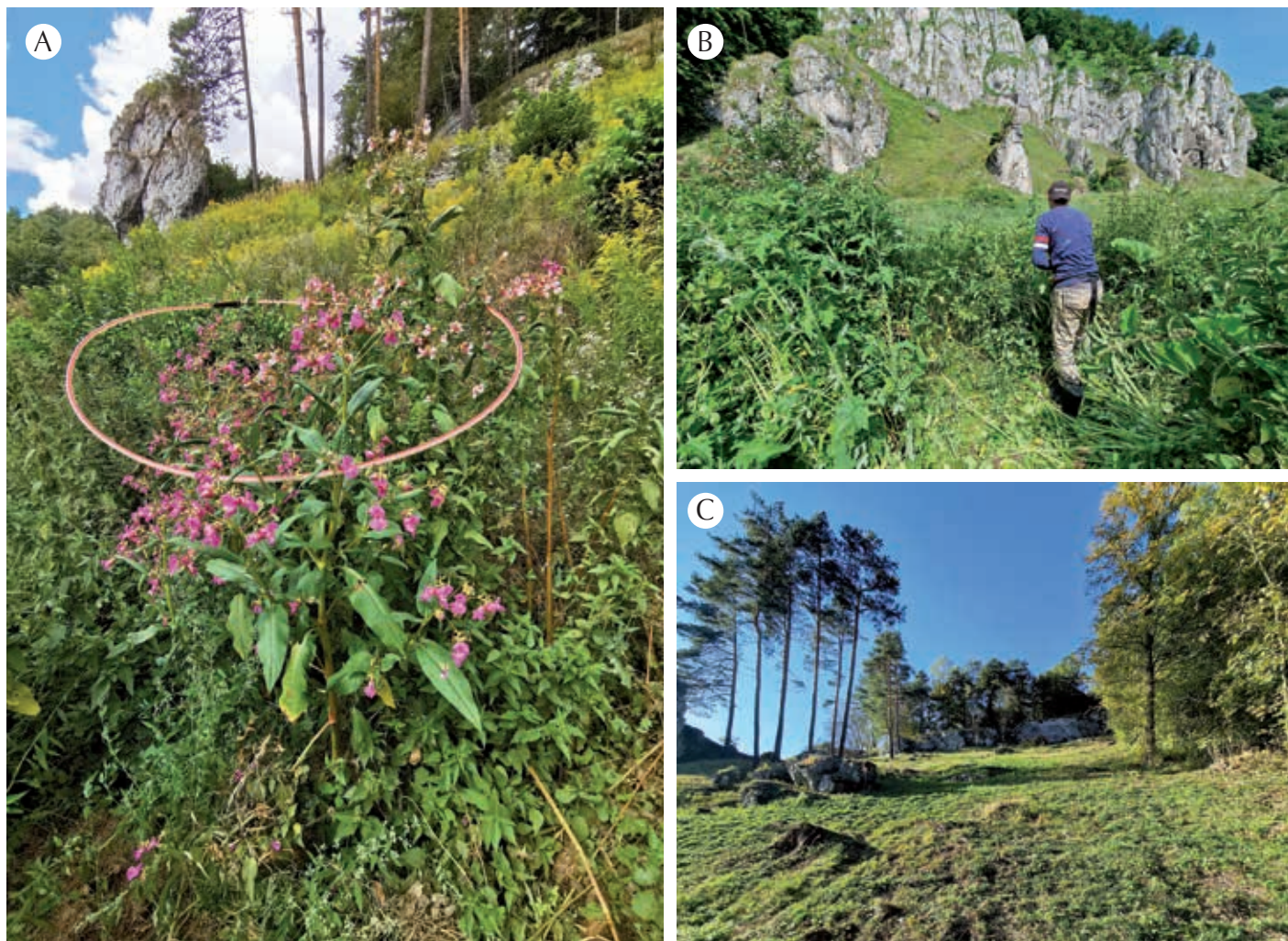
W przypadku **niecierpka gruczołowatego** działania w ramach Projektu przeprowadzono łącznie na 2 obszarach (por. tabela 2 w rozdz. 3.1). Eliminację prowadzono poprzez wrywanie pojedynczych osobników i/lub wykaszanie płatów zdominowanych przez osobniki gatunku (w zależności od warunków lokalnych i sposobu występowania roślin) trzykrotnie do pięciokrotnie w sezonie wegetacyjnym w zależności od obszaru tj. w Ojcowskim Parku Narodowym oraz w granicach użytku ekologicznego Park Leśny Witkowiec.

Ojcowski Park Narodowy

Działania zaradcze wobec niecierpka gruczołowatego w obszarze Ojcowskiego Parku Narodowego prowadzono na terenie o łącznej powierzchni ok. 40 ha. Założono 30 poligonów badawczych w kształcie koła, o powierzchni 1 m². Szacunkowe średnie pokrycie niecierpka gruczołowatego w założonych poligonach, w czasie monitoringu początkowego („0”) w 2022 r., wynosiło od 70 do 100%. Jedynie w dwóch poligonach odnotowano pokrycie 30%. Było ono zależne od ilości i sposobu występowania niecierpka. W poligonach badawczych odnotowano stosunkowo niewielkie zróżnicowanie gatunków roślin naczyniowych (od 1 do 14 gatunków).

Łącznie w czasie monitoringu początkowego odnotowano 44 gatunki roślin naczyniowych, wśród których dominowały zdecydowanie gatunki zielne. Spośród gatunków drzew odnotowano siewki graba pospolitego (*Carpinus betulus*) i wierzby pięciopręcikowej (*Salix pentandra*) (10%-20%). Ponadto w przypadku jednego z poligonów stwierdzono obecność pnącza – winobluszczu zaroślowego (*Parthenocissus inserta*). W większości poligonów, dość licznie występowały: podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*) (nawet 40%), czosnaczek pospolity (*Alliaria petiolata*) (do 20%), kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*) (nawet do 30%), jasnota plamista (*Lamium maculatum*) (do nawet 80%) oraz pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*) (do 70%). W poligonach oprócz niecierpka gruczołowatego odnotowano trzy inne gatunki IAS-P, takie jak: niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) (w większości poligonów w pokryciu do 30%), konyza kanadyjska (*Conyza canadensis*) (w jednym poligonie w pokryciu 1%) oraz winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*) (w jednym poligonie w pokryciu 5%). W czasie monitoringu zerowego przeprowadzonego w roku 2022, w żadnym z poligonów nie stwierdzono obecności chronionych gatunków roślin.

W efekcie przeprowadzonych działań zaradczych w dwóch kolejnych sezonach wegetacyjnych (2022-2023) (ryc. 119A-C) zmiany w pokryciu niecierpka gruczołowatego oscylowały w przedziale od 2 do 100%. Całkowite 100% zmniejszenie pokrycia odnotowano w przeważającej liczbie powierzchni (24), a prawie całkowite w pozostałych sześciu powierzchniach. Na tej podstawie ocena efektów przeprowadzonych działań zaradczych została oceniona dla ponad połowy powierzchni jako duża lub całkowita, a dla pozostałych jako średnia. Jednak osiągnięty efekt może być tymczasowy, w związku z dużym bankiem nasion tworzonym przez niecierpka gruczołowatego, który stanowi potencjalne źródło dla rozwoju nowych osobników w kolejnym sezonie. Z tego względu właściwa ocena skuteczności działań zaradczych (dotycząca dwuletniego cyklu zabiegów) będzie możliwa na podstawie monitoringu, który zostanie przeprowadzony w czerwcu 2024 r.



Ryc. 119. Widok na przykładowe poligony badawcze z niecierpkem gruczołowatym (*Impatiens glandulifera*) założone w Ojcowskim Parku Narodowym

Objaśnienia: A – przed zabiegami wrywania w sierpniu 2022 r., B – w trakcie drugiego zabiegu wrywania ręcznego w czerwcu 2023 r., C – po przeprowadzonym cyklu zabiegów w drugiej połowie października 2023 r.

Fig. 119. A view of sample test plots with Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) established in the Ojcow National Park

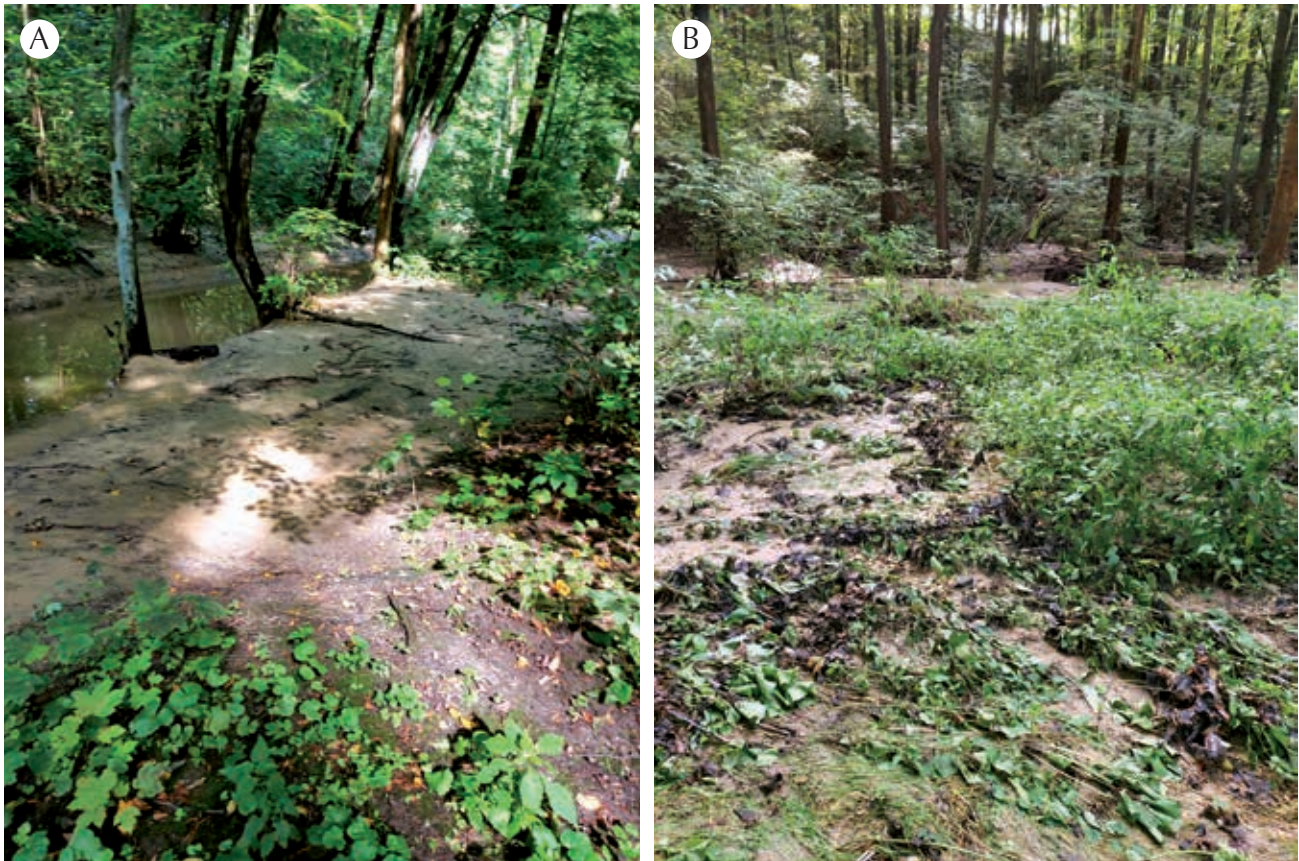
Captions: A – before plant uprooting treatments in August 2022, B – during the second manual plant uprooting treatment in June 2023, C – after the treatment cycle in the second half of October 2023

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

Użytek ekologiczny Park Leśny Witkowice

Z informacji otrzymanych z Zarządu Zielni Miejskiej w Krakowie i z własnych obserwacji wynika, że przez okres kilku lat przed rozpoczęciem Projektu, rośliny niecierpka gruczołowatego usuwano z użytku ekologicznego Park Leśny Witkowice regularnie raz w roku, poprzez ich wrywanie w okresie kwitnienia. Mimo prowadzonych zabiegów, powierzchnia zajęta przez niecierpka nie uległa zmianie. Przyczyną była m.in. obecność roślin niecierpka na prywatnych terenach sąsiadujących z użytkiem, z których rośliny nie były dotąd usuwane oraz okazjonalne koszenie pobliskich łąk z udziałem niecierpka, zazwyczaj w terminie jego owocowania, co skutkowało niezamierzonym rozprzestrzenianiem jego nasion.

Miejscem, z którego na obszar użytku ekologicznego wnikało najwięcej nasion niecierpka gruczołowatego jest grunt rolny będący trwałym użytkiem zielonym (TUZ). Obszar ten bezpośrednio graniczy z Parkiem Leśnym Witkowice i jest użytkowany przemiennie kośno-pastwiskowo (tzn. pierwszy odrost jest koszony, a pozostałe wypasane), przy czym koszenie odbywa się na około 85% jego powierzchni. TUZ jest wypasany przez konie, jednak zabiegi pielęgnacyjne polegające na wykaszaniu niedojadów nie są wykonywane regularnie. Na tej posesji notowano



Ryc. 120. Efekt nawałnych deszczy w użytku ekologicznym Park Leśny Witkowiec

Objaśnienia: A-B – rośliny niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) przykryte warstwą błota powstałą wskutek nawałnego deszczu w lipcu 2022 r.

Fig. 120. The effect of heavy rains in the ecological site of Park Leśny Witkowiec

Captions: A-B – Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) plants covered by a layer of mud resulting from heavy rain in July 2022

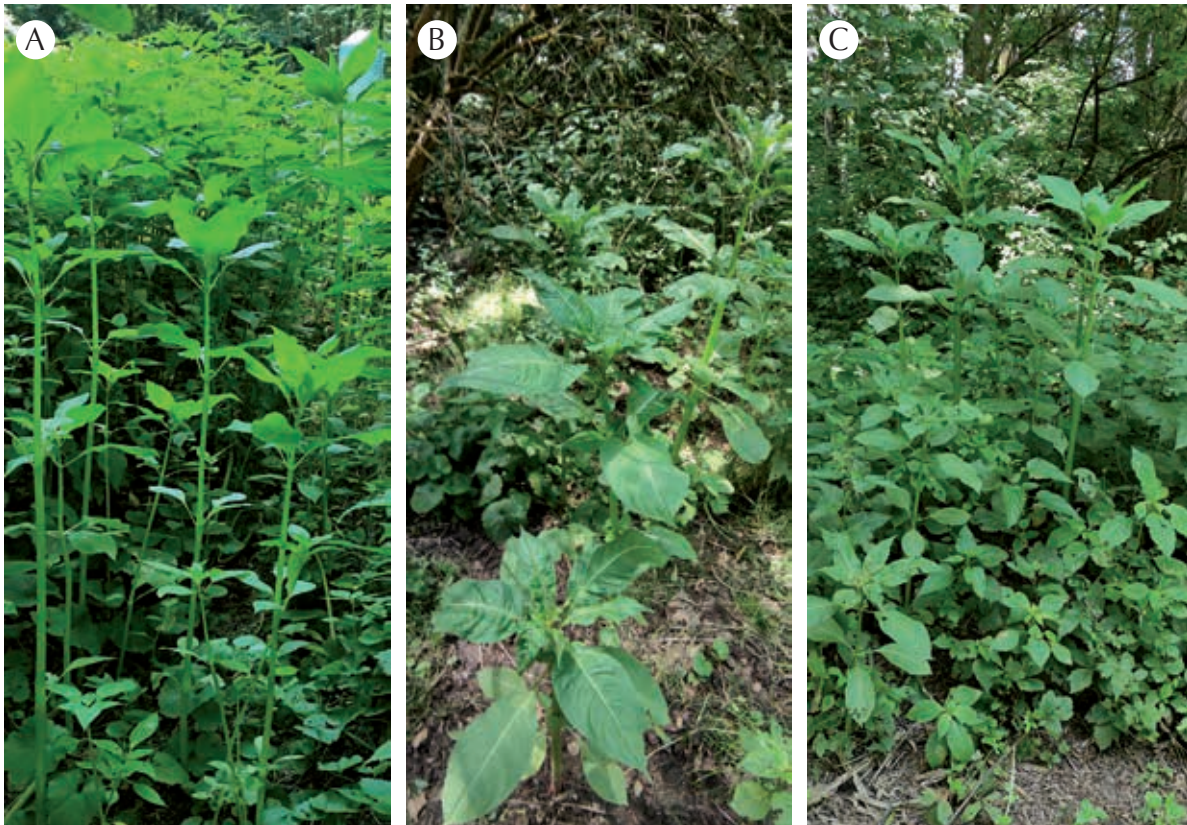
(fot./photo Beata Grygierzec)

też miejsca, w bezpośrednim sąsiedztwie rzeki lub ogrodzenia, które wyłączone są z użytkowania. W tych miejscach znajdowała się m.in. populacja niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) zajmująca łącznie powierzchnię szacowaną na ok. 5-6 arów.

Do rozprzestrzeniania niecierpka w Parku Leśnym Witkowiec przyczyniają się również odwiedzający to miejsce i towarzyszące im zwierzęta. Użytek pełni funkcję rekreacyjną. Utworzono w nim szlaki rowerowe i turystyczne. Park jest miejscem intensywnie eksplorowanym przez okolicznych mieszkańców, przyjezdnych, często właścicieli psów. Ludzie, a także zwierzęta przemieszczają się często poza wytyczonymi szlakami, gdzie rosną m.in. IAS-P. Stwierdzone pojedyncze rośliny niecierpka w odległych miejscach, m.in. w pobliżu placu zabaw o nazwie „Leśna Kryjówka”. Jest to zatem potencjalne źródło przenoszenia nasion niecierpka gruczołowatego.

Na terenie użytku pojawiają się, niemal co roku, z większym bądź mniejszym nasileniem powódzie błotne będące skutkiem nawałnych deszczy, które prowadzą do przykrycia warstwą gleby roślin rosnących w pobliżu potoku Bibiczanka (ryc. 120A-B).

Podjęte w ramach Projektu działania zaradcze w zakresie zwalczania IAS-P, polegające na wrywaniu roślin niecierpka gruczołowatego wraz z korzeniami przed kwitnieniem i ich utylizacji, przyczyniły się do ograniczenia jego populacji. Dodatkowo rozmowy na temat IAS-P z właścicielami posesji graniczących bezpośrednio z użytkiem ekologicznym, przyczyniły się do koszenia roślin niecierpka przed jego kwitnieniem na tych działkach, co doprowadziło do ograniczenia populacji gatunku w Parku Leśnym Witkowiec (ryc. 121A-C). Wskutek działań przeprowadzonych w latach 2022 i 2023 ograniczono sumaryczną powierzchnię zajmowaną przez niecierpka z około 5 do 1,5-2 arów. Zaś wykonany we wrześniu 2023 r. monitoring końcowy, wykazał obecność tylko pojedynczych roślin (około 20 osobników) (ryc. 122A-C).



Ryc. 121. Powierzchnie z niecierpkim gruczołowatym (*Impatiens glandulifera*) w użytku ekologicznym Park Leśny Witkowiec w 2022 r.

Objaśnienia: A-C – stan przed przeprowadzeniem działań zaradczych

Fig. 121. Plots with Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) in the ecological site of Park Leśny Witkowiec in 2022

Captions: A-C – conditions before countermeasures were carried out

(fot./photo Beata Grygierzec)



Ryc. 122. Powierzchnie z niecierpkim gruczołowatym (*Impatiens glandulifera*) w użytku ekologicznym Park Leśny Witkowiec w 2023 r.

Objaśnienia: A-C – stan po przeprowadzonych zabiegach zwalczania

Fig. 122. Areas of Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) in the ecological site of Park Leśny Witkowiec in 2023

Captions: A-C – the state after the eradication treatments had been carried out

(fot./photo Beata Grygierzec)

Co wynika z przeprowadzonych działań?

Zastosowane metody dały satysfakcjonujący efekt końcowy w postaci całkowitego (100%) lub prawie całkowitego (do 98-99%) spadku pokrycia niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego oraz ograniczenia rozmiarów populacji tego gatunku w Parku Leśnym Witkowie.

Przeprowadzone działania pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

- metody mechaniczne polegające na wrywaniu roślin niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) wraz z korzeniami przed ich kwitnieniem, przyniosły zadowalający efekt (oceny 3-4: duża/całkowita skuteczność działań zaradczych, zgodnie z przyjętymi kryteriami) po dwóch sezonach prowadzonych zabiegów,
- pozytywny efekt można uzyskać już po pierwszym roku stosowania zabiegów (zróżnicowany w zależności od rozmiarów lokalnych populacji), jednak zwalczanie gatunku oraz towarzyszący monitoring przyrodniczy należy przewidzieć na dłuższy okres czasu – z przeprowadzonych działań wynika, że uzyskany efekt może być doraźny, ze względu na duży bank nasion tworzony przez gatunek, który stanowi potencjalne źródło dla rozwoju nowych osobników w kolejnym sezonie;
- termin rozpoczęcia zabiegów najkorzystniej zaplanować na wiosnę (optymalnie w maju). Siewki powinny być na tyle duże, żeby można je było z łatwością rozpoznać, wyrwać, nie pomijając poszczególnych osobników bez ryzyka zdeptania mniejszych siewek, w tym innych niedocelowych gatunków.

Zgodnie z rekomendacjami wynikającymi z wcześniejszych doświadczeń (Krzysztofiak i in. 2022), zaleca się pozostawienie biomasy powstałej przy zwalczaniu niecierpka gruczołowatego na w miejscu prowadzenia działań, w postaci niewielkich przyzm ułożonych bezpośrednio na gruncie, do naturalnego rozkładu. Zebrana biomasa (tj. pędy z korzeniami lub bez) nie powinna być odizolowana od podłoża. Można rozważyć przykrycie przyzmy od góry np. siatką zabezpieczającą przed przypadkowym rozwlekaniem przez wiatr, czy zwierzęta. Taki sposób postępowania z biomasa nie generuje kosztów związanych z jej transportem i dalszym zagospodarowaniem.

Należy pamiętać, że kluczowym aspektem w przeprowadzaniu zwalczania niecierpka gruczołowatego metodami mechanicznymi jest wykonanie działań zaradczych przed zawiązywaniem się nasion i powstawaniem owoców, które są jedynym sposobem rozmnażania, a zarazem rozprzestrzeniania się tego gatunku. W przypadku gdy usunięte rośliny zawierają nasiona lub są to części roślin wraz z nasionami, zakopuje się je na głębokość minimum 0,5 m (Rozporządzenie RM 2014).

4.1.2. Kontrola wybranych gatunków inwazyjnych rozpowszechnionych i zajmujących duże powierzchnie

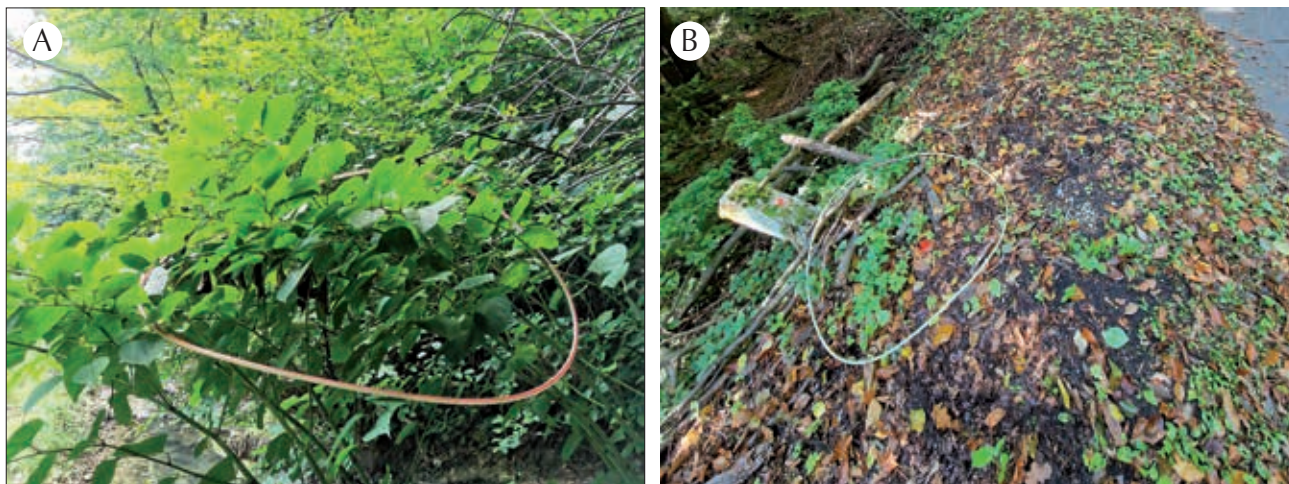
Celem zadania było przeprowadzenie działań zaradczych prowadzących do utrzymania liczby osobników wybranych populacji IAS-P na jak najniższym poziomie, aby w przypadku niemożności całkowitego usunięcia danego gatunku zminimalizować jego inwazyjność i niepożądane oddziaływanie na różnorodność biologiczną, powiązane usługi ekosystemowe, na zdrowie człowieka lub na gospodarkę (Rozporządzenie UE 2014). Działaniami w tym zakresie objęto populacje rdestowców i nawłoci (por rozdz. 3.1).

W przypadku **rdestowców** działania prowadzono z wykorzystaniem kilku metod: metody polegającej na wykopywaniu/wyrywaniu pojedynczych pędów/kęp pięciokrotnie w czasie sezonu wegetacyjnego (w Ojcowskim Parku Narodowym), metody „siatkowania” (w Ojcowskim Parku Narodowym i Magurskim Parku Narodowym) oraz trzykrotnego koszenia płatów roślin w sezonie wegetacyjnym (nisko przy ziemi), a także koszenia roślin przed kwitnieniem dwu, trzykrotnego lub pięciokrotnego w sezonie wegetacyjnym, z przekazaniem biomasy do utylizacji lub z jej przyzowaniem w miejscu prowadzenia działań (obszary chronione) lub też bez usuwania powstałej biomasy (poza obszarami chronionymi). Działania te przeprowadzono łącznie na 6 obszarach (por. tabela 2 w rozdz. 3.1).

Wyniki zebrano na podstawie przeprowadzonego monitoringu na stałych powierzchniach, które były zróżnicowane pod względem wielkości.

Działania zaradcze w **Ojcowskim Parku Narodowym** prowadzono w miejscu występowania rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) oraz r. pośredniego (*R. ×bohemica*). W sumie założono 16 poligonów badawczych w kształcie koła, o powierzchni 1 m². Spośród nich 9 założono w płatach, w których wykonano w sezonie wegetacyjnym pięciokrotne koszenie nadziemnych pędów rdestowca (ryc. 123A-B), a kolejnych 6 poligonów wyznaczono w płatach, gdzie zastosowano metodę „siatkowania” (ryc. 124A-F). Metodę ręcznego dwukrotnego wykopywania podziemnych kłączy rdestowca w czasie sezonu, zastosowano eksperymentalnie w jednym miejscu, w którym występowała niewielka jego kępa (ryc. 125A-B). W tym przypadku wyznaczono jeden poligon. Szacunkowe średnie pokrycie rdestowca w założonych poligonach, w czasie monitoringu początkowego („0”) w 2022 r., wynosiło od 90 do 100%. Jedynie w dwóch poligonach odnotowano pokrycie 50% i 60%. W poszczególnych poligonach badawczych odnotowano od 2 do 7 innych gatunków roślin naczyniowych. W jednym przypadku, poza rdestowcem, nie odnotowano żadnego innego gatunku.

Łącznie w czasie monitoringu początkowego we wszystkich poligonach odnotowano 30 gatunków roślin naczyniowych. Wśród nielicznych gatunków drzew i krzewów stwierdzono siewki klonu jawora (*Acer pseudoplatanus*), olszy czarnej (*Alnus glutinosa*) i leszczyny pospolitej (*Corylus avellana*). W większości poligonów, dość licznie występowały: podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*) (w niektórych poligonach nawet 30%), pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*) (do 20%), jasnota plamista (*Lamium maculatum*) (do 10%), wiechłina łąkowa (*Poa pratensis*) (w jednym poligonie nawet do 60%) oraz kupkówka pospolita (*Dactylis glomerata*) (do 20%). W nielicznych poligonach oprócz rdestowca odnotowano dwa inne IAS-P, takie jak: niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) (w czterech poligonach w pokryciu od 1 do 5%) oraz nawłoc kanadyjską (*Solidago canadensis*) (w jednym poligonie w pokryciu 1%). W czasie monitoringu zerowego przeprowadzonego w roku 2022, w żadnym z poligonów nie odnotowano chronionych gatunków roślin.



Ryc. 123. Widok na przykładowy poligon badawczy w Ojcowskim Parku Narodowym, w miejscu zastosowania metody 5-krotnego koszenia rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*)

Objaśnienia: A – w sierpniu przed zabiegami koszenia w 2022 r., B – po cyklu przeprowadzonych zabiegów w 2023 r.

Fig. 123. View of an example of a test plot in the Ojców National Park, at the site where the 5-fold mowing method was applied to Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*)

Captions: A – in August before the mowing treatments in 2022, B – after the cycle of treatments had been carried out in 2023

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

W efekcie przeprowadzonych działań zaradczych w dwóch sezonach wegetacyjnych (2022-2023) zmiany w pokryciu rdestowca w koszonych poligonach oscyływały w przedziale od 50-100% w 2022 r. i 1-15% w 2023 r. Całkowite 100% zmniejszenie pokrycia odnotowano w jednym poligonie, natomiast prawie całkowite w pozostałych poligonach (8). Na tej podstawie ocena efektów przeprowadzonych działań zaradczych została oceniona dla ponad połowy powierzchni jako duża (6 poligonów) lub całkowita (4 poligony). Po dwóch latach prowadzenia zabiegów,



Ryc. 124. Widok na poligon/powierzchnię badawczą w Ojcowskim Parku Narodowym z zastosowaną metodą „siatkowania” w celu kontroli rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*)

Objaśnienia: A – w sierpniu 2022 r. przed podjęciem działań, B – w październiku 2022 r. po zainstalowaniu siatki, C-E – w kwietniu/maju 2023 r., przera-
stające przez siatkę i łamiące się pędy rdestowca, F – w październiku 2023 r., w drugim roku od montażu siatki

Fig. 124. View of a test plot in the Ojców National Park showing the “netting” method used to control Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*)

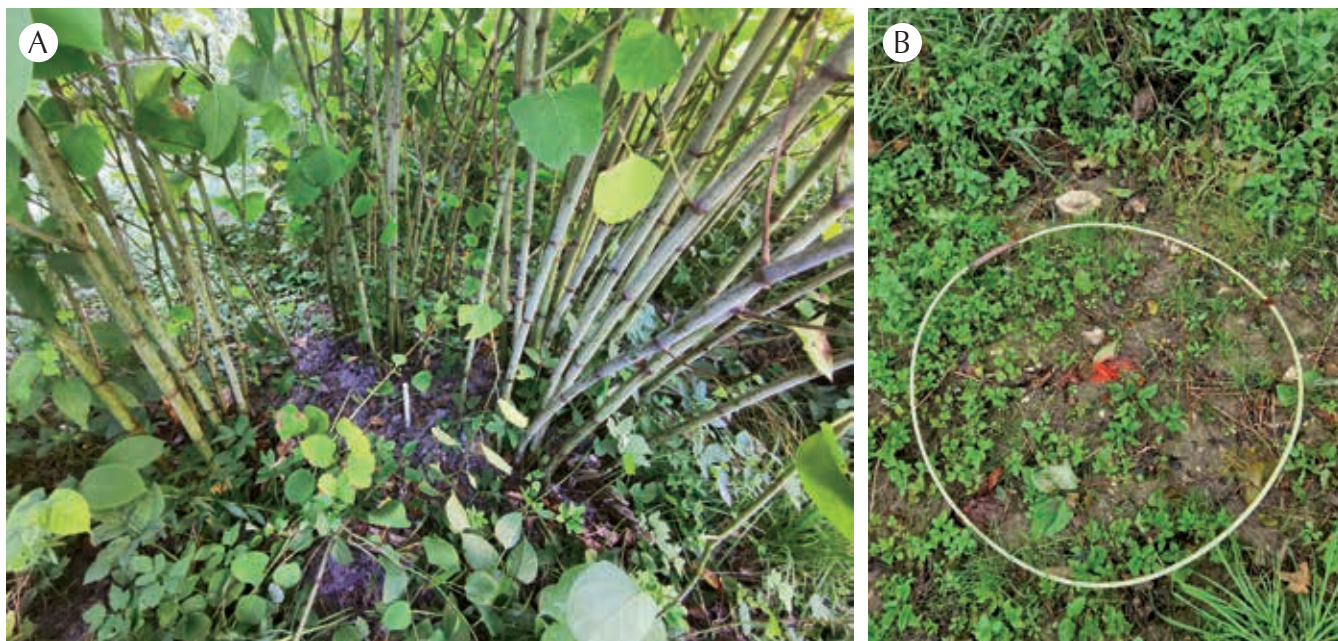
Captions: A – in August 2022 before the measures were taken, B – in October 2022 after the grid was installed, C-E – in April/May 2023, overgrows
through the mesh and breaking shoots of knotweed, F – in October 2023, in the second year after the installation of the grid

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

wielkość niektórych płatów rdestowca uległa zwiększeniu, przy czym zagęszczenie pędów było mniejsze, a osobniki były niższe. Na tych powierzchniach odnotowano też zwiększenie liczby niedocelowych gatunków (od 1 do kilku). Należy jednak zaznaczyć, że uzyskany efekt jest doraźny, a właściwa ocena skuteczności metody jest niemożliwa bez kontynuacji działań w kolejnych latach (ryc. 123A-B).

W przypadku poligonów założonych na powierzchniach z siatką odnotowano zmiany w pokryciu rdestowca w przedziale od 90 do 100% w 2022 r. i 15-95% w 2023 r. Pędy rdestowca nie tworzyły zwartych kęp, a rosły w większym rozproszeniu. Były także niższe w porównaniu do okresu przed rozpoczęciem działań. Rosły na tyle szybko, że zaobserwowano korzystny wpływ działania siatki tj. grubsze pędy szybko się przełamywały (ryc. 124A-F). Należy podkreślić, że w kolejnym roku od założenia siatki, w każdym poligonie wzrosła liczba gatunków niedocelowych (od 2 do 9). Zaobserwowane zmiany są zauważalne i zgodne z założeniami zastosowanej metody. Dokładniejsza ocena jej skuteczności będzie możliwa po kilku latach od rozpoczęcia jej stosowania (Bzdęga i in. 2022).

Monitoring przeprowadzony w miejscu zastosowania ręcznego dwukrotnego zabiegu wykopywania podziemnych kłączy rdestowca w czasie jednego sezonu w 2023 r., pokazał wprawdzie, że pokrycie rdestowca zmniejszyło się o 97%, jednak rdestowiec nadal regenerował się z niewydobytych fragmentów kłączy. Obserwowane zmiany są znaczące i metoda wydaje się skuteczna w odniesieniu do niewielkich kęp, jednak trudno dokonać właściwej oceny skuteczności jej stosowania po jednym roku prowadzonych działań. Zastosowanie tej eksperymentalnej metody w Parku potraktowano testowo i w kolejnych latach będzie prowadzona dalsza obserwacja efektów jej zastosowania (ryc. 125A-B).



Ryc. 125. Widok na poligon badawczy w Ojcowskim Parku Narodowym

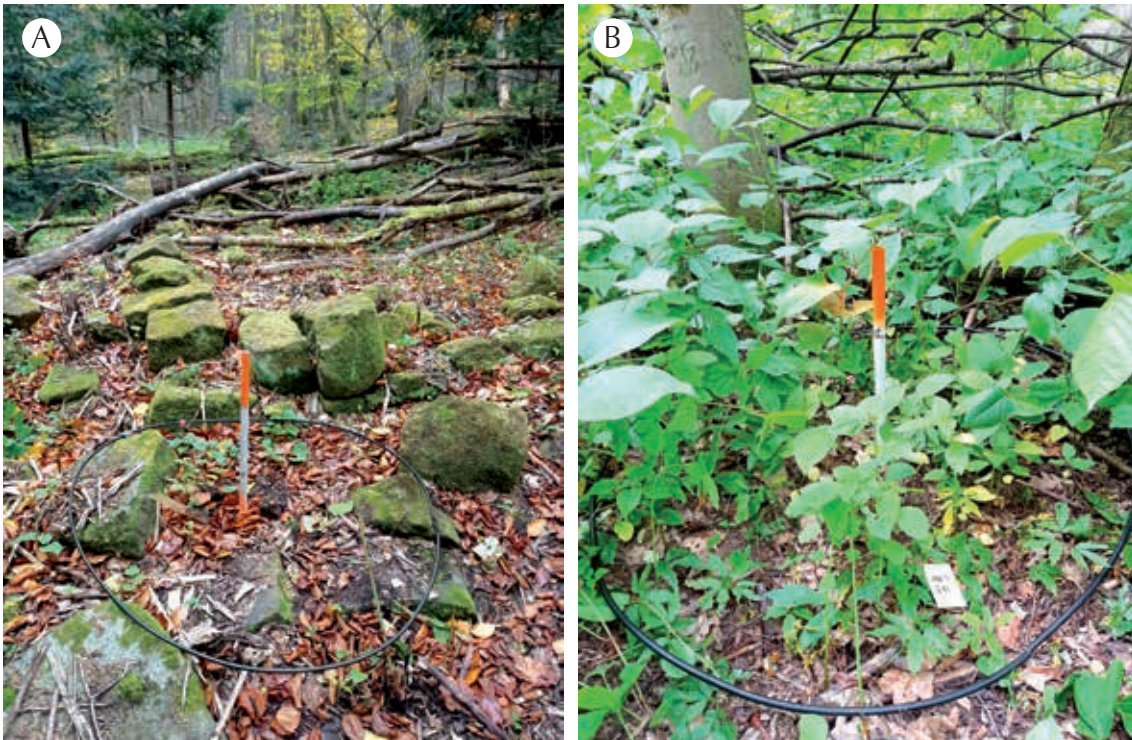
Objaśnienia: A – w sierpniu 2022 r. przed podjęciem działań, B – w październiku 2023 r., w drugim roku po przeprowadzonym cyklu zabiegów

Fig. 125. View of the study plot in the Ojcow National Park

Captions: A – in August 2022 before taking action, B – in October 2023, in the second year after the treatment cycle was carried out

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

W **Magurskim Parku Narodowym** w miejscach występowania rdestowca założono 40 poligonów badawczych o powierzchni 1 m², które były koszone (ryc. 126A-B) oraz 5 poligonów o powierzchni ponad 3 m² – w obrębie dwóch płatów z nałożoną siatką (por. rozdz. 3.1). Wszystkie poligony miały kształt koła. Dwa razy do roku (przed zabiegami koszenia i po ich zakończeniu) sprawdzano, jakie zmiany zachodzą w składzie gatunkowym na monitorowanych poligonach, zgodnie z przyjętą metodyką (por. rozdz. 3.2). Na 45 poligonach



Ryc. 126. Przykłady poligonów badawczych w kształcie koła założonych w płacach rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) w Magurskim Parku Narodowym

Objaśnienia: A – poligon założony w płacie rdestowca koszonym trzy razy w sezonie wegetacyjnym w 2023 r. – widoczne kamienne fundamenty nieistniejącego budynku, B – poligon w płacie rdestowca z widocznymi roślinami żywca gruczołowatego (*Dentaria glandulosa*), w 2023 r. w drugim roku trwania zabiegów

Fig. 126. Examples of circular study plots established in Knotweed Japanese (*Reynoutria japonica*) patches in Magura National Park

Captions: A – study plot established in a knotweed patch mowed three times during the growing season in 2023. – visible stone foundations of a defunct building, B – study plot in a knotweed patch with Glandular Dentaria (*Dentaria glandulosa*) plants visible, in 2023 in the second year of the treatments

(fot./photo Katarzyna Pikunas)



Ryc. 127. Płat rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) w sztucznym drzewostanie modrzewiowym w październiku 2023 r., po trzech zabiegach koszenia

Objaśnienia: działania rozpoczęto po wyprowadzeniu lęgu przez myszołowa, którego gniazdo zlokalizowano w bliskim sąsiedztwie założonej powierzchni

Fig. 127. A patch of Knotweed Japanese (*Reynoutria japonica*) in a planted larch stand in October 2023, after three mowing treatments

Captions: activities were initiated after a buzzard, whose nest was located in close proximity to the established plot, fledged its hatchlings

(fot./photo Katarzyna Pikunas)

przed przeprowadzeniem zabiegu, stwierdzono występowanie jedynie 32 gatunków roślin naczyniowych i mchów. W płatach rdestowca dominowały głównie gatunki wczesnowiosenne, które w okresie intensywnego wzrostu rdestowca już zamierały. W płatach, gdzie rdestowiec miał otwarty dostęp do światła, rósł wysoki o mocnych grubych łodygach, zacieniając część lub całą powierzchnię. W płatach z udziałem wysokich drzew lub zróżnicowanym ukształtowaniem terenu, gdzie do dna lasu dochodziło mniej światła – zagęszczenie pędów rdestowca było mniejsze, a osobniki niższe, o cieńszych łodygach – co umożliwiała rozwój innym gatunkom w runie. Na zróżnicowanie gatunkowe w monitorowanych poligonach wpływ miało także samo zbiorowisko roślinne – tu głównie żyzna buczyna górską czy drzewostany wprowadzone na grunty porolne (monokultury modrzewia) (ryc. 127). Po dwóch latach prowadzenia zabiegów, wielkość płatów rdestowca nie uległa zmianie, jednak w niektórych zagęszczenie pędów było mniejsze lub osobniki były niższe. Na tych powierzchniach, częściej niż rok wcześniej, występowała pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*). Odnotowane zmiany były niewielkie, w związku z tym na tym etapie, nie można właściwie ocenić skuteczności metody bez dalszego prowadzenia zabiegów ograniczających rozmiary populacji rdestowca w Magurskim Parku Narodowym.

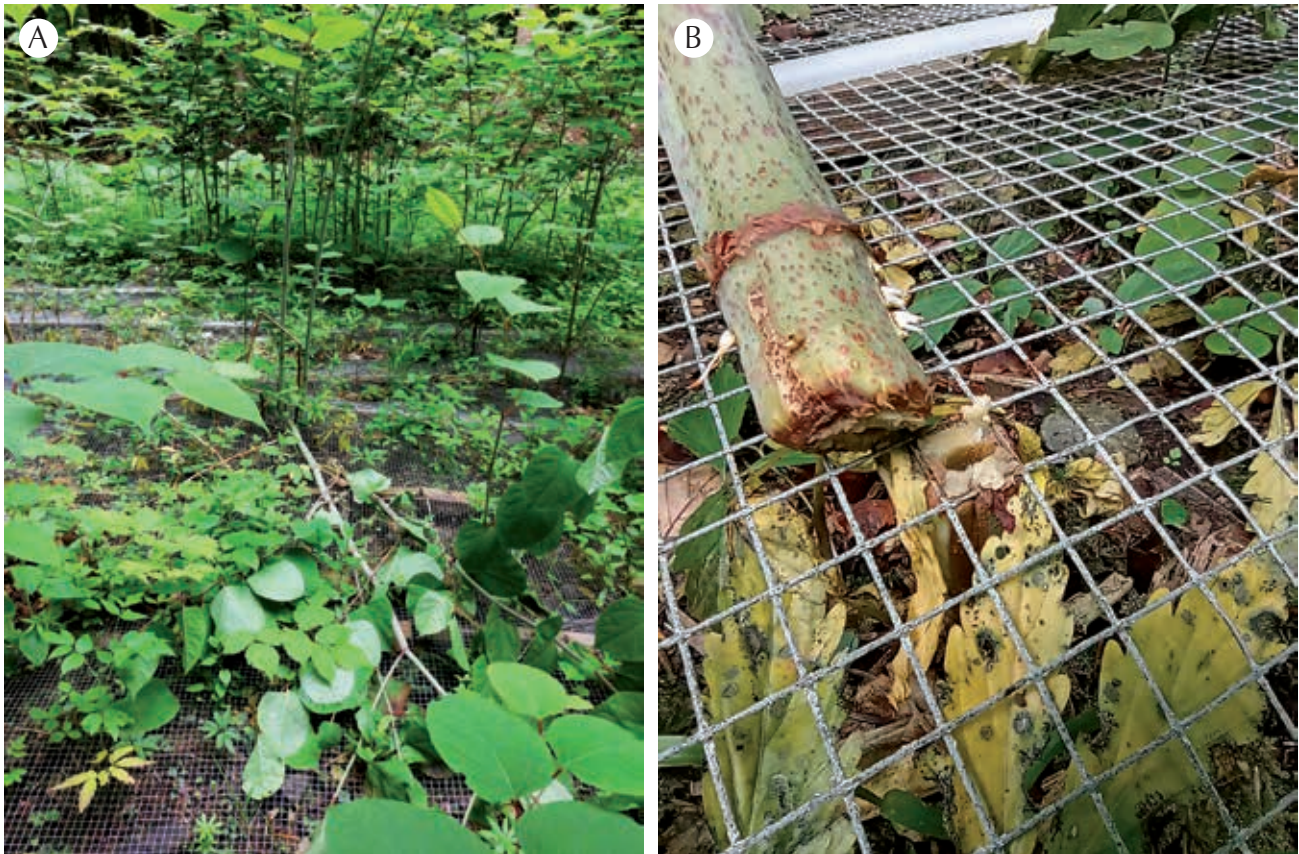


Ryc. 128. Efekty zastosowanej metody „siatkowania” w zwalczaniu rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) na terenie Magurskiego Parku Narodowego w 2023 r. – pędy rdestowca przerastające przez siatkę

Fig. 128. The effects of the “netting” method used in the control of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) in the Magura National Park in 2023 – knotweed shoots growing through the metal net

(fot./photo Katarzyna Pikunas)

Monitoring przeprowadzony w poligonach na powierzchniach z siatką, wykazał, że w kolejnym roku po jej zamontowaniu, pędy rdestowca nie tworzyły zwartych łańcuchów (ryc. 128) i łamały się po osiągnięciu grubości łodygi większej, niż oczko siatki (ryc. 129A-B). Rośliny przechodziły jednak wszystkie fazy rozwoju, wydając nasiona, ale ich zagęszczenie i ilość była stosunkowo mniejsza. Metoda „siatkowania”, mimo wyższych nakładów finansowych jest rozwiązaniem bardziej trwałym i mniej pracochłonnym. Jednak jej stosowanie, podobnie jak innych metod w parkach narodowych, wymaga odpowiednich zapisów w planach ochrony lub planach zadań



Ryc. 129. Efekty zastosowanej metody „siatkowania” w zwalczaniu rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) na terenie Magurskiego Parku Narodowego, w czerwcu 2023 r.

Objaśnienia: A – widoczne przewrócone pędy rdestowca, B – zbliżenie miejsca, w którym jeden z pędów rdestowca przełamał się

Fig. 129. The effects of the applied “netting” method in the control of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) in the Magura National Park, in June 2023

Captions: A – visible overturned shoots of the knotweed, B – close-up of the place where one of the shoots of the knotweed broke through truncated by the mesh

(fot./photo. Jacek Borek A; Katarzyna Pikunas B)

ochronnych dla tych obszarów. W Magurskim Parku Narodowym największe skupiska rdestowca znajdują się na terenie nieistniejącej dziś wsi Huta Pielgrzymska, która figuruje na mapach już tylko z nazwy, a jej obszar obecnie zajmuje zwarta buczyna lub sztuczne drzewostany porolne. Pozostały jedynie resztki kamiennych fundamentów budynków porośnięte m.in. przez zasadzonego dawniej, w celach dekoracyjnych, rdestowca. W związku z tym założenie siatki, w tym miejscu było utrudnione. Niemniej zastosowanie metody siatkowania w Parku potraktowano testowo i w kolejnych latach będzie prowadzona dalsza jej obserwacja.

W 2022 r. w **rezerwacie przyrody „Las Murckowski”** w miejscach występowania rdestowca ostrokończystego, założono 5 poligonów badawczych w kształcie koła o powierzchni 1 m². Płaty rdestowca były koszone pięciokrotnie w sezonie wegetacyjnym. W poligonach w czasie monitoringu początkowego przeprowadzonego w 2022 r., odnotowano zróżnicowaną liczbę gatunków roślin naczyniowych. Zarówno najmniej gatunków (3) jak i najwięcej (6) zarejestrowano w pojedynczych poligonach. Łącznie w poligonach badawczych odnotowano tylko 8 gatunków roślin naczyniowych, wśród których dominowały gatunki zielne. Spośród gatunków drzew i krzewów stwierdzono m.in. siewki lub kilkuletnie osobniki klonu zwyczajnego (*Acer platanoides*), klonu jawora (*Acer pseudoplatanus*), jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior*) i buka pospolitego (*Fagus sylvatica*). We wszystkich poligonach stwierdzono występowanie klonu zwyczajnego (*Acer platanoides*), dość licznie występowały: klon jawor (*Acer pseudoplatanus*) (3 poligony) i jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*) (3 poligony). Spośród gatunków zielnych odnotowano jedynie pokrzywę zwyczajną (*Urtica dioica*) (3 poligony), czosnaczka pospolitego (*Alliaria petiolata*) (2 poligony) i kuklika pospolitego (*Geum urbanum*) (1 poligon). Pokrycie poligonów przez ww. gatunki zielne i krzewy wahało się w zakresie od 1 do 40%. Szacunkowe średnie pokrycie rde-



Ryc. 130. Widok na poligon badawczy w rezerwacie przyrody „Las Murckowski”

Objaśnienia: A – wiosną 2022 r. przed rozpoczęciem działań zaradczych, B – jesienią 2023 r. po zakończonym cyklu działań zaradczych

Fig. 130. View of a test plot in the nature reserve “Las Murckowski”

Captions: A – in the spring of 2022 before the start of remedial action, B – in the fall of 2023 after the cycle of remedial actions had been completed

(fot./photo Agnieszka Siemieniuk A; Alina Urbisz B)

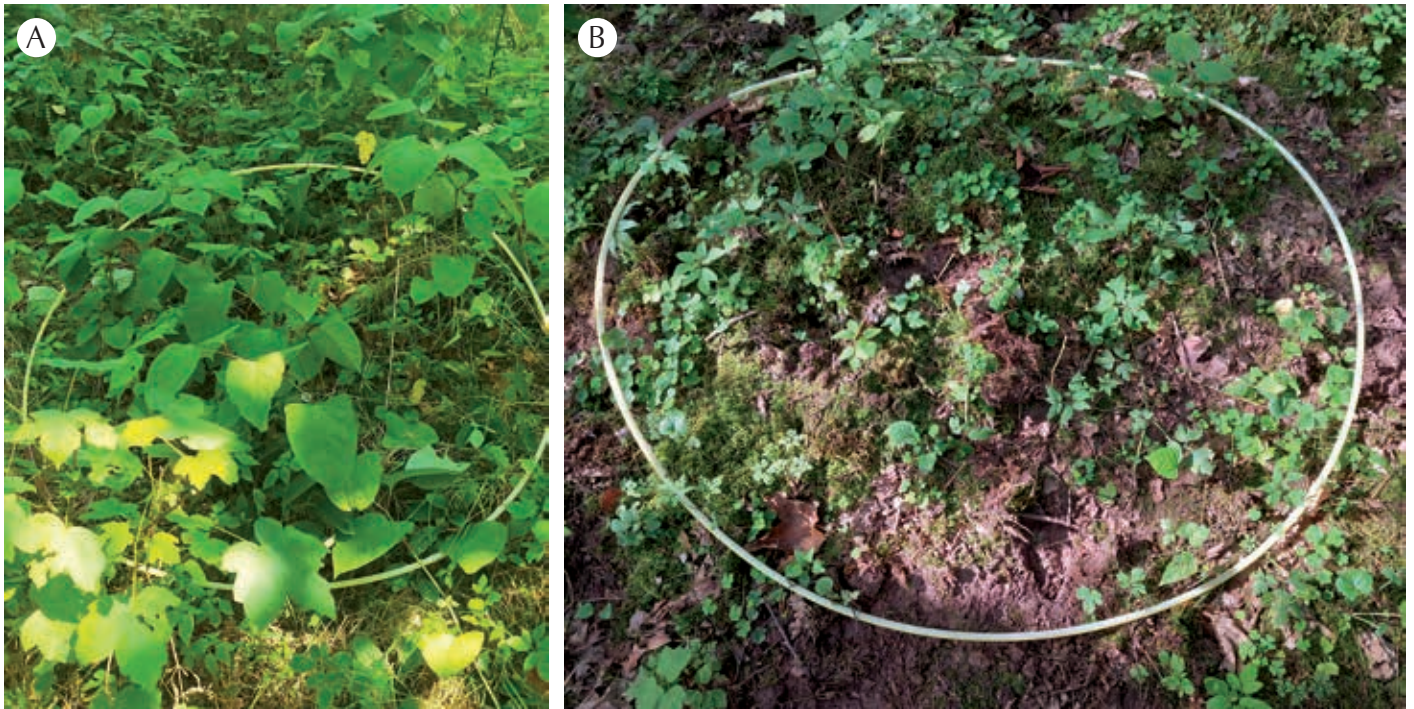
stowca w założonych poligonach wynosiło od 20 do 50% i było zależne od sposobu jego występowania (w kępach czy jako rozproszone pędy). Z innych IAS-P, w trzech poligonach stwierdzono obecność niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*), który zajmował od 5-40% powierzchni badanego poligonu. Nie stwierdzono obecności gatunków chronionych.

Wiosną 2023 r. w trakcie monitoringu skuteczności działań zaradczych i oceny ich oddziaływania na gatunki niedocelowe, najmniej gatunków (4) zarejestrowano w dwóch poligonach zaś najwięcej (8) w jednym poligonie. Łącznie w poligonach badawczych odnotowano 9 gatunków roślin naczyniowych (o 1 więcej niż w roku poprzednim), wśród których dominowały gatunki zielne. Pokrycie gatunków zielnych oraz krzewów wahało się w zakresie od 1 do 30% (ryc. 130A-B). Szacunkowe średnie pokrycie rdestowca w założonych poligonach wynosiło od 10 do 20%. Podczas monitoringu końcowego przeprowadzonego jesienią 2023 r., rdestowiec występował w pokryciu zaledwie 1%. Na tej podstawie ocena działań zaradczych została określona jako duża (3 poligony) lub całkowita (2 poligony).

W roku 2023, założono dodatkowo 5 poligonów badawczych w bezpośrednim sąsiedztwie terenu (rezerwatu) dotąd objętego działaniami zaradczymi, celem porównania efektów prowadzonych działań na jego terenie oraz w bliskim sąsiedztwie. Pokrycie rdestowca w poligonach wyniosło od 30 do 60%, a łączna liczba odnotowanych gatunków roślin naczyniowych była równa 11.

Z uwagi na duże zdolności regeneracyjne rdestowca, jak też nowo założone poligony w roku 2023, właściwa ocena skuteczności działań zaradczych (dotycząca dwuletniego cyklu zabiegów) będzie możliwa na podstawie monitoringu, który zostanie przeprowadzony w czerwcu 2024 r.

W 2022 r. w rezerwacie przyrody „Łęg nad Młynówką” założono 5 poligonów badawczych o powierzchni 1 m² w miejscach występowania rdestowca ostrokończystego, którego pędy koszą/wyrywano pięciokrotnie w sezonie wegetacyjnym. W poligonach w czasie monitoringu początkowego przeprowadzonego w 2022 r., stwierdzono zróżnicowaną liczbę gatunków roślin naczyniowych. Najmniej gatunków (7) zarejestrowano w dwóch poligonach, zaś najwięcej gatunków (12) w jednym poligonie. Łącznie w poligonach badawczych odnotowano 23 gatunki roślin naczyniowych, wśród których dominowały gatunki zielne. Spośród gatunków drzew i krzewów stwierdzono m.in. siewki lub kilkuletnie osobniki jesionu zwyczajnego (*Fraxinus excelsior*), kłonu zwyczajnego (*Acer platanoides*), świerka pospolitego (*Picea abies*) i topoli osiki (*Populus*



Ryc. 131. Widok na poligon badawczy w rezerwacie przyrody „Łęg nad Młynówką”

Objaśnienia: A – wiosną 2022 r. przed rozpoczęciem działań zaradczych, B – jesienią 2023 r. po zakończonym cyklu działań zaradczych

Fig. 131. A view of a test plot in the nature reserve “Łęg nad Młynówką”

Captions: A – in the spring of 2022 before the start of remedial action, B – in the fall of 2023 after the cycle of remedial actions had been completed

(fot./photo Agnieszka Siemieniuk A; Alina Urbisz B)

tremula). W większości poligonów, dość licznie występowały: podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*), bodziszek cuchnący (*Geranium robertianum*), szczawik zajęczy (*Oxalis acetosella*), pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*) oraz gatunki z rodzaju jeżyna (*Rubus* sp.), występujące w otoczeniu miejsc, w których założono poligony badawcze. Pokrycie innych gatunków zielnych i krzewów wahało się w zakresie od 10 do 20%. Zróżnicowanie gatunkowe w poligonach wynikało z charakteru siedliska, na którym odnotowano rdestowca, który występował w miejscu, gdzie dawniej przebiegała kolejka wąskotorowa. Szacunkowe średnie pokrycie rdestowca w poligonach wynosiło od 30 do 80%. Z innych IAS-P, we wszystkich poligonach odnotowano obecność niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*), który zajmował od 10 do 20% powierzchni badanych poligonów.

W 2023 r. w trakcie monitoringu przeprowadzonego wiosną, najmniej gatunków (10) zarejestrowano w jednym poligonie i najwięcej (15) również w jednym poligonie. Łącznie w poligonach badawczych odnotowano 31 gatunków roślin naczyniowych, spośród których dominowały gatunki zielne. Wśród nich stwierdzono o 8 gatunków więcej niż w roku poprzednim. Były to m.in. możylinek trójnerwowy (*Moehringia trinervia*), sałatnik leśny (*Mycelis muralis*), wiechlina zwyczajna (*Poa trivialis*) i kuklik pospolity (*Geum urbanum*). Pokrycie gatunków zielnych oraz krzewów wahało się w zakresie od 1 do 20%. Szacunkowe średnie pokrycie rdestowca w poligonach wynosiło od 10 do 40%. Podczas monitoringu końcowego przeprowadzonego jesienią 2023 r., pokrycie rdestowca było niskie, na poziomie 1-2% (ryc. 131A-B). Na tej podstawie ocena działań zaradczych została określona jako całkowita (4 poligony) i duża (1 poligon). Jednak z uwagi na duże zdolności regeneracyjne rdestowca, właściwa ocena skuteczności działań zaradczych (dotycząca dwuletniego cyklu zabiegów) będzie możliwa na podstawie monitoringu, który zostanie przeprowadzony w czerwcu 2024 r.

Zwalczanie rdestowców na terenie **użytku ekologicznego „Zakrzówek”** prowadzono na 3 powierzchniach (poligonach) badawczych (R1, R2, R3) o łącznej powierzchni 0,07 ha. Poligony były zróżnicowane pod względem wielkości, warunków siedliskowych, składu gatunkowego fitocenoz, a także stopnia pokrycia przez IAS-P, co wykazano w wynikach monitoringu zerowego.



Ryc. 132. Odrastające pędy rdestowców na terenie użytku ekologicznego „Zakrzówek”
 Objasnienia: A – pomiędzy pierwszym i drugim koszeniem na powierzchni R2 w 2022 r.,
 B – podczas monitoringu końcowego na powierzchni R1 w 2023 r.

Fig. 132. Regrowing shoots of knotweed in the ecological site “Zakrzówek”

Captions: A – between the first and second mowing in plot R2 in 2022, B – during final monitoring in plot R1 in 2023

(fot./photo Ewa Sitek)

Na wszystkich powierzchniach początkowe pokrycie rdestowca przekraczało 70%, a liczba niedocelowych gatunków roślin zielnych była zbliżona (w zakresie od 24 do 28). Odnotowano jednak zróżnicowanie w całkowitym pokryciu gatunków niedocelowych w warstwie zielnej; od 30% na stanowisku zacienionym (R1), do 95% na stanowisku słonecznym (R3). Pomimo różnic w składzie gatunkowym, w każdym przypadku znaczący był udział szczególnie pokrzywy (*Urtica dioica*) i kuklika pospolitego (*Geum urbanum*) oraz jeżyn (*Rubus* sp.). Obserwowano również występowanie innych IAS-P; na każdej powierzchni występowały nawłocie (*Solidago* spp.), a pozostałe odnotowane gatunki obce to: winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*), niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*), n. gruczołowaty (*I. glandulifera*) (ryc. 132A-B), przymiotno białe (*Erigeron annuus*), orzech włoski (*Juglans regia*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), sumak octowiec (*Rhus typhina*) oraz rukiewnik wschodni (*Bunias orientalis*).

W bezpośrednim sąsiedztwie powierzchni R2 w 2022 r. odnaleziono owocujący okaz chronionego w Polsce wawrzynka wilczelyko (*Daphne mezereum*) i jest to nowe stanowisko tego gatunku, wcześniej nieznanne z terenu użytku ekologicznego „Zakrzówek”. W każdym roku trwania Projektu zabieg koszenia rdestowców był wykonywany dwukrotnie w odstępach około dwóch miesięcy. W miesiącach letnich, po pierwszym koszeniu obserwowano szybkie odrastanie pędów rdestowca, jednak nie osiągały one fazy generatywnej (ryc. 132A).



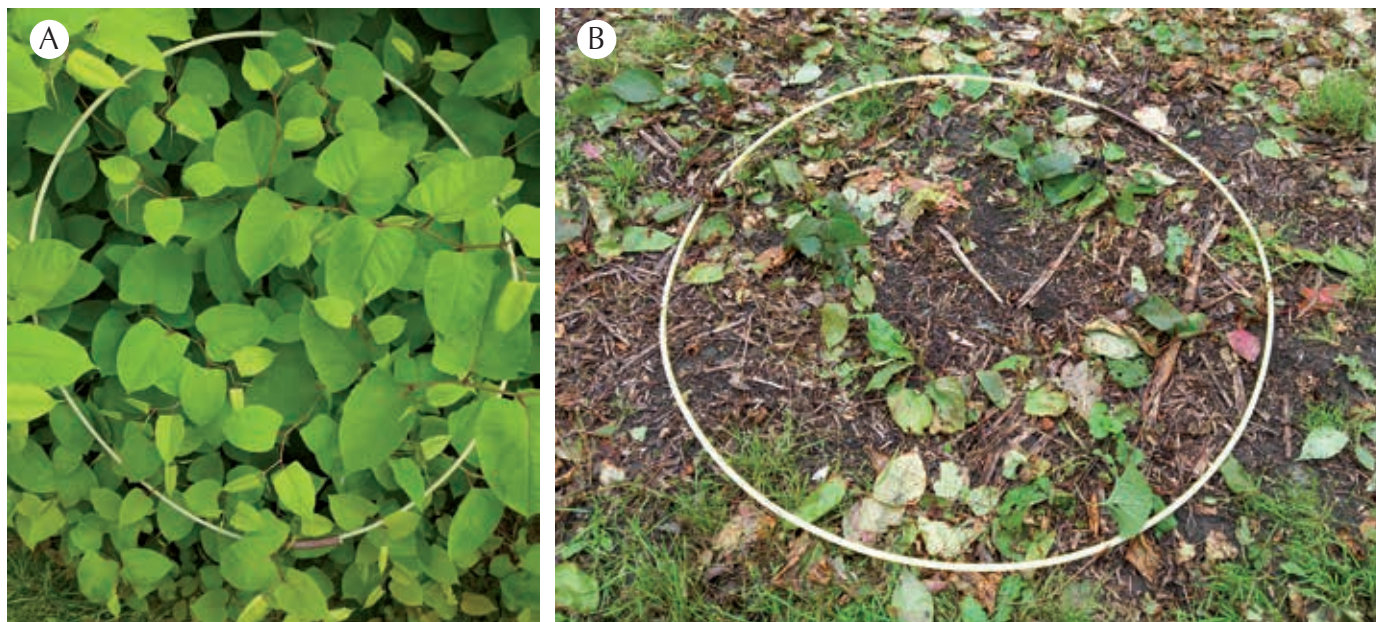
Ryc. 133. Stan powierzchni na terenie użytku ekologicznego „Zakrzówek”, na których zwalczano rdestowce, podczas monitoringu końcowego w listopadzie 2023 r., po zakończeniu działań zaradczych

Objaśnienia: A – powierzchnia R1, B – powierzchnia R3 z widocznymi śladami buchtowania dzików

Fig. 133. Status of the areas in the ecological site “Zakrzówek”, where knotweed was eradicated, during the final monitoring in November 2023, after the completion of remedial actions

Captions: A – area R1, B – area R3 with visible traces of boar rooting

(fot./photo Ewa Sitek)



Ryc. 134. Przykładowy poligon badawczy z rdestowcem ostrokończystym (*Reynoutria japonica*) z obrzeży stawu Maroko w Katowicach
 Objaśnienia: A – przed rozpoczęciem działań zaradczych w czerwcu 2023 r., B – po przeprowadzonym cyklu działań w październiku 2023 r.

Fig. 134. An example of a Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) test plot from the periphery of the Maroko pond in Katowice
 Captions: A – before the start of remedial actions in June 2023, B – after the cycle of remedial actions had been completed, in October 2023

(fot./photo Agnieszka Siemieniuk A; Alina Urbisz B)

Zgodnie z przyjętą metodyką zastosowaną w ocenie skuteczności działań zaradczych na terenie użytku ekologicznego „Zakrzówek” uzyskano dużą skuteczność zwalczania *Reynoutria* spp. na wszystkich badanych powierzchniach (poligony R1, R2, R3) – ocena 3 (ryc. 133A-B). Podczas monitoringu końcowego przeprowadzonego jesienią 2023 r. obserwowano tylko pojedyncze odrastające pędy rdestowców (ryc. 133B). Jest to jednak tymczasowy efekt przeprowadzonych zabiegów, a właściwą ocenę skuteczności będzie można wykonać dopiero w kolejnym sezonie wegetacyjnym.

Na terenie miasta Katowice, w **Dolinie potoku Ślepiotka** oraz **na obrzeżach stawu Maroko na Osiedlu Tysiąclecia**, w miejscach występowania rdestowców, założono 7 poligonów badawczych w kształcie koła o wymiarze 1 m². Poligony zastąpiły te wyznaczone w 2022 r., na których kontynuowanie działań zaradczych w roku 2023 okazało się niemożliwe z uwagi na nieprzewidzianą inwestycję miasta. Płaty rdestowca, w tym w nowo założonych poligonach, były trzykrotnie koszone w roku 2023. W sumie, podczas monitoringu początkowego (w 2023 r., przed podjęciem działań) odnotowano 10 gatunków roślin naczyniowych w Dolinie potoku Ślepiotka oraz 34 na obrzeżach stawu Maroko. W obrębie badanych poligonów stwierdzono wyłącznie gatunki zielne wśród, których dominowały: przytulia czepna (*Galium aparine*), pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*), czosnaczek pospolity (*Alliaria petiolata*) i wiechlina łąkowa (*Poa pratensis*). Pokrycie roślin zielnych wahało się od 1 do 30%. Szacunkowe średnie pokrycie rdestowca w założonych poligonach wyniosło od 30 do 100% podczas monitoringu początkowego oraz od 1 do 20% podczas monitoringu końcowego (ryc. 134A-B). Na tej podstawie wstępna ocena działań zaradczych przeprowadzonych w jednym roku, została określona dla wszystkich poligonów jako duża. Można przyjąć, że regularne koszenie ogranicza wzrost rdestowca, a tym samym zwiększa dostęp światła w siedlisku, co prowadzi do pojawiania się siewek wielu niedocelowych gatunków roślin z najbliższego otoczenia, m.in. przymiotno białe (*Erigeron annuus*), wrotycz pospolity (*Tanacetum vulgare*) i dziurawiec zwyczajny (*Hypericum perforatum*). Niemniej należy zaznaczyć, że zaobserwowane zmiany w pokryciu rdestowca, przed i po zakończonym cyklu działań zaradczych, były tymczasowe ze względu na regularne intensywne odrastanie jego pędów, a ich skuteczność będzie zależała od częstości prowadzonych zabiegów koszenia w kolejnych latach. Z tego względu właściwa ocena skuteczności działań zaradczych będzie możliwa na podstawie monitoringu, który zostanie przeprowadzony w czerwcu 2024 r.

Co wynika z przeprowadzonych działań?

Działania zaradcze zastosowane w odniesieniu do gatunków z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria* spp.) w zależności od metody, dały zróżnicowane efekty.

Zabiegi wykopywania/wyrywania pojedynczych kęp/pędów rdestowca zastosowane w Ojcowskim Parku Narodowym dały zadawalający efekt w postaci całkowitego spadku pokrycia gatunku inwazyjnego na powierzchni objętej działaniami zaradczymi.

Przeprowadzone działania pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

- w rezultacie zastosowanych zabiegów, pokrycie nadziemnych pędów gatunku zmniejszyło się o 97%. Jednak jego zwalczanie oraz towarzyszący monitoring przyrodniczy należy przewidzieć na dłuższy okres czasu – z przeprowadzonych działań wynika, że po jednorocznym cyklu zabiegów, rdestowiec nadal regenerował się z niewydobytych fragmentów kłączy jeszcze w tym samym sezonie wegetacyjnym;
- metoda może być potencjalnie skuteczna w odniesieniu do niewielkich kęp rdestowca, pod warunkiem jej prowadzenia do czasu, kiedy nie będą stwierdzane nowe pędy rośliny, trudno jednak dokonać właściwej oceny skuteczności jej stosowania po jednym roku prowadzonych działań.

Zastosowane metody koszenia dały zadawalający efekt końcowy w postaci całkowitego (np. rezerwaty „Las Murckowski” i „Łęg na Młynówką”) lub znacznego (np. Ojcowski Park Narodowy, Magurski Park Narodowy, użytek ekologiczny „Zakrzówek”) spadku pokrycia nadziemnych części gatunku inwazyjnego na powierzchniach objętych działaniami zaradczymi, przy jednoczesnym nieznacznym wzroście bogactwa gatunkowego oraz pokrycia gatunków rodzimych. Należy zaznaczyć, że opisane wyniki ilustrują efekt uzyskany po serii zabiegów w danym sezonie wegetacyjnym; w związku z tym powinno się go traktować jako efekt tymczasowy.

Przeprowadzone działania pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

- metody mechaniczne polegające na koszeniu roślin rdestowca (*Reynoutria* spp.) przyniosły zadawalający efekt (oceny 3-4: duża/całkowita skuteczność działań zaradczych, zgodnie z przyjętymi kryteriami), po serii zabiegów zastosowanych w danym sezonie wegetacyjnym;
- pozytywnym efektem zastosowania zabiegów koszenia było nieznaczne zwiększenie liczby niedoświadczonych gatunków, do kilku, w poligonie (lub na powierzchni).

Biorąc pod uwagę cechy biologiczne rdestowców (por. rozdz. 2.2), w tym szczególnie ich wysokie zdolności do regeneracji, zwalczanie gatunku tą metodą oraz towarzyszący temu monitoring przyrodniczy należy przewidzieć na dłuższy okres czasu – z przeprowadzonych działań wynika, że po dwóch latach prowadzenia zabiegów, wielkość niektórych płatów rdestowca pozostała bez zmian lub uległa zwiększeniu, przy jednoczesnym zmniejszeniu rozmiarów (wysokości) i zagęszczenia pędów.

Zgodnie z rekomendacjami wynikającymi z wcześniejszych doświadczeń (Bzdęga i in. 2022), koszenie należy traktować jedynie jako środek kontroli, służący ograniczeniu rozprzestrzeniania się rdestowców lub jako zabieg wspomagający, wykorzystywany przy innych metodach. Nie powoduje ono trwałej eliminacji rdestowców ze środowiska. Wskazuje się na zagrożenie stosowania koszenia w zwalczaniu rdestowców, które może powodować silne rozrastanie się kłączy, typowe dla roślin klonalnych. Całkowita skuteczność zabiegów koszenia stosowanego w zwalczaniu rdestowców oceniana jest jako niska, a sama metoda jako nieefektywna. Należy zatem zakładać konieczność stosowania koszenia w dłuższym okresie czasu.

Zastosowanie metody „siatkowania” wobec rdestowców dało zadawalający efekt końcowy w przypadku obu obszarów (Ojcowski Park Narodowy, Magurski Park Narodowy). Na powierzchniach objętych działaniami zaradczymi, pędy rdestowca nie tworzyły zwartych kęp, rosły w rozproszeniu, były niższe w porównaniu do okresu sprzed rozpoczęcia działań. Już w pierwszym roku zastosowania metody, zaobserwowano korzystny wpływ działania siatki tj. grubsze pędy przełamwały się, przewracały i zasychały. Ponadto wzrosło bogactwo gatunkowe oraz nieznacznie pokrycie gatunków rodzimych.

Przeprowadzone działania pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

- metoda „siatkowania” przyniosła zadawalający efekt – zaobserwowane zmiany były zauważalne i zgodne z założeniami zastosowanej metody (Bzdęga i in. 2022); skuteczność działań zaradczych wykorzystujących metodę „siatkowania”, według przyjętych kryte-

riów, należy ocenić jako jej brak, wskazuje to jednak na właściwie pełnioną funkcję siatki w drugim roku od jej założenia. Odnosi się ponadto do wyniku uzyskanego po 1 roku od zastosowania metody, podczas gdy jest ona zalecana do stosowania w okresie min. 5 lat. Skuteczność metody powinna wzrastać w kolejnych latach (Bzdęga i in. 2022);

- zwalczanie gatunku tą metodą oraz towarzyszący temu monitoring przyrodniczy należy przewidzieć na dłuższy okres czasu;
- mimo wyższych nakładów finansowych metoda jest rozwiązaniem bardziej trwałym i mniej pracochłonnym w porównaniu do np. wykaszania. Jednak jej stosowanie, podobnie jak innych metod w parkach narodowych, wymaga odpowiednich zapisów w planach ochrony lub planach zadań ochronnych dla tych obszarów.

Termin rozpoczęcia działań zaradczych wobec rdestowców, w zależności od metody, najkorzystniej zaplanować na wiosnę: maj (optymalnie) w przypadku zabiegów wykopywania i koszenia oraz kwiecień/maj, dla siatkowania. Należy go również dostosować do tempa wzrostu rdestowca.

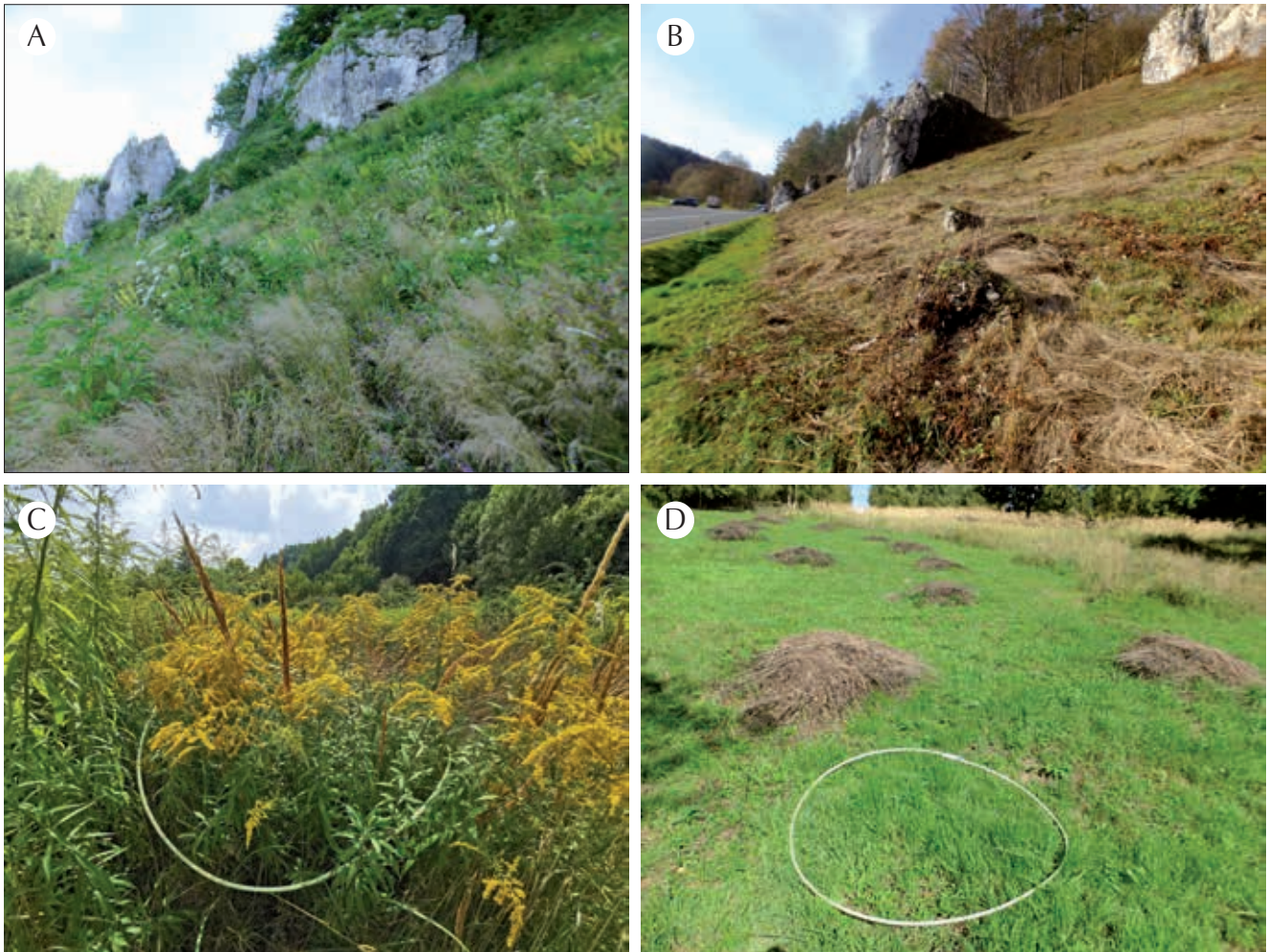
Kluczowy w przypadku rdestowców, jest sposób postępowania z biomasą. Zgodnie z zaleceniami wynikającymi z wcześniejszych doświadczeń (Bzdęga i in. 2022), ze względu na łatwość rozprzestrzeniania się diaspor rdestowców, rekomenduje się pozostawienie biomasy powstałej podczas zwalczania w miejscu jej pozyskania, w granicach obszaru prowadzonych zabiegów lub w bezpośrednim sąsiedztwie. W przypadku gdy usunięte rośliny rdestowców zawierają części inne niż nasiona, z których mogą się one rozmnożyć – odizolowuje się te części od podłoża oraz zabezpiecza przed ich rozprzestrzenieniem, w szczególności przez przykrycie siatką przytwierdzaną do podłoża. Jeśli części rdestowców będą transportowane poza miejsce ich usunięcia – w przypadku gdy mogą się rozmnożyć – zabezpiecza się je na czas transportu. Alternatywne sposoby postępowania z biomasą wskazują zapisy Rozporządzenia Rady Ministrów z 2022 r. (§ 4.1. pkt. 4).

W przypadku **nawłoci** działania prowadzono z wykorzystaniem dwóch metod: metody polegającej na wykopywaniu/wyrywaniu pojedynczych pędów/kęp dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym (w Ojcowskim Parku Narodowym, na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” i na Górze Bielana w Jaworznie) oraz selektywnym koszeniu ręcznym lub mechanicznym, jednokrotnie lub dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym z pryzmowaniem i rozdrobnieniem biomasy (por. rozdz. 3.1). Działania te przeprowadzono łącznie na 7 obszarach (por. tabela 2 w rozdz. 3.1).

Pierwsza z metod, początkowo planowana jako metoda eliminacji nawłoci, została zastosowana np. w Ojcowskim Parku Narodowym, jako metoda wspomagana zabiegiem koszenia.

W **Ojcowskim Parku Narodowym** działania prowadzono na terenie o łącznej powierzchni ok. 68 ha, na którym stwierdzono występowanie nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*). W sumie założono 103 poligony badawcze w kształcie koła, o powierzchni 1 m². Spośród nich: 22 założono w płatach, gdzie zastosowano wykopywanie/wyrywanie pojedynczych pędów/kęp, dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym (ryc. 135A-B). Kolejnych 81 poligonów wyznaczono w płatach, gdzie wykonano w sezonie wegetacyjnym dwukrotne koszenie nadziemnych pędów nawłoci (ryc. 135C-D). Szacunkowe średnie pokrycie nawłoci w założonych poligonach, w czasie monitoringu początkowego („0”) w 2022 r., wynosiło od 50 do 100%. Było zależne od wielkości kęp i sposobu występowania nawłoci. W poligonach badawczych odnotowano zróżnicowaną liczbę gatunków roślin naczyniowych. Najmniej gatunków (4) zarejestrowano w dwóch poligonach, zaś najwięcej gatunków (14) w pięciu poligonach.

Łącznie w czasie monitoringu początkowego odnotowano około 45 gatunków roślin naczyniowych. Wśród nielicznych gatunków drzew i krzewów stwierdzono m.in. klon zwyczajny (*Acer platanoides*), klon jawor (*Acer pseudoplatanus*), olsza czarna (*Alnus glutinosa*), dereń jadalny (*Cornus mas*), dereń świdwa (*Cornus sanguinea*), jesion wyniosły (*Fraxinus exelsior*), dąb czerwony (*Quercus rubra*) oraz szakłak pospolity (*Rhamnus catharica*). W większości poligonów, dość licznie występowały: podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*), krwawnik pospolity (*Achillea millefolium*), mietlica pospolita (*Agrostis capillaris*), bodziszek łąkowy (*Geranium pratense*), poziomka pospolita (*Fragaria vesca*) oraz gatunki z rodzaju jeżyna (*Rubus*). Zaobserwowano znacznie większą różnorodność gatunkową w poligonach znajdujących się



Ryc. 135. Widok na przykładową powierzchnię/poligon badawczy w Ojcowskim Parku Narodowym objętą działaniami zaradczymi wobec nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*)

Objaśnienia: A – przed zabiegiem wykopywania w 2022 r., B – po cyklu przeprowadzonych zabiegów w 2022 r., C – przed koszeniem w 2022 r., D – po cyklu przeprowadzonych zabiegów w 2023 r.

Fig. 135. View of a test plot in the Ojcow National Park subjected to remedial action against Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*)

Captions: A – before digging treatment in 2022, B – after the cycle of treatments carried out in 2022, C – before mowing in 2022, D – after the cycle of treatments carried out in 2023

(fot./photo Jacek Urbaniak A, B i D; Katarzyna Bzdęga C)

na powierzchniach o wystawie południowej, jak też obfitujących w roślinność kserotermiczną. W miejscach tych stwierdzono obecność m.in. lebidki pospolitej (*Origanum vulgare*) w znacznym pokryciu. W miejscach porośniętych nawłocią, tworzącą zwarte łany o pokryciu około 80-100%, odnotowano niższą liczbę gatunków zielnych i krzewów. Ich pokrycie wahało się w zakresie od 10 do 40%.

W czasie monitoringu zerowego przeprowadzonego w roku 2023 odnotowano w nielicznych poligonach jedynie konyzę kanadyjską (*Coryza canadensis*). Gatunek zajmował tym większą powierzchnię w poligonie im mniejsze było zagęszczenie roślin nawłoci tworzących łany. Nie stwierdzono obecności innych gatunków IAS-P, a także chronionych gatunków roślin.

W efekcie przeprowadzonych działań zaradczych w dwóch sezonach wegetacyjnych (2022-2023) zmiany w pokryciu nawłoci w koszonych poligonach oscylowały w zakresie od 10 do 65%. Zatem skuteczność działań zaradczych została oceniona w przedziale od 0 do 3, czyli od zupełnego braku do ich dużej skuteczności. Liczba niedocelowych gatunków wzrosła średnio od 1 do 3. Tylko w jednym poligonie nie odnotowano zwiększenia ich liczby. W odniesieniu do poligonów objętych zabiegami wykopywania/wyrywanie pojedynczych pędów/kęp nawłoci, zmiany w ich pokryciu wahały się w zakresie od 5 do 75%, czyli skuteczność przeprowadzonych działań zaradczych oszacowano w przedziale od 0 do 3. Podobnie jak w przypadku koszonych poligo-



Ryc. 136. Widok na fragment łąki zmiennowilgotnej w granicach obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” (rejon Ciężkowic), z występującą kępowo nawłocią kanadyjską (*Solidago canadensis*), na której założono poligony badawcze w czerwcu 2022 r.

Fig. 136. A view of a section of a *Molinia* meadow within the boundaries of the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie” (Ciężkowice region), with Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) found in clumps, and where the test plots were established in June 2022

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

nów, wskazana skuteczność działań zaradczych pozwoliła na ocenę podjętych działań w zakresie od braku po dużą jej skuteczność. Z kolei liczba niedocelowych gatunków wzrosła średnio od 1 do nawet 7.

Na tej podstawie można przyjąć, że skuteczniejsze okazało się stosowanie zabiegów wykopywania nawłoci niż jej koszenie, przynajmniej w krótkim okresie czasu (ryc. 135C-D). Przyniosło to natychmiastowy efekt, ale należy zaznaczyć, że w kolejnym roku z niewydobytych fragmentów kłączy nawłoci wyrosną nowe pędy, co spowoduje rozrost kęp i konieczność powtarzania zabiegów w następnych latach. Jednak właściwa ocena skuteczności działań zaradczych będzie możliwa na podstawie monitoringu, który zostanie przeprowadzony w czerwcu 2024 r.

Działaniami zaradczymi na terenie **Obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”** objęto teren na których stwierdzono obecność nawłoci (ryc. 136).

W sumie założono 37 poligonów badawczych w kształcie koła o powierzchni 1 m². Ich liczba była uzależniona od sposobu występowania nawłoci. Pokrycie IAS-P w założonych poligonach było zróżnicowane i wynosiło od 30 do 100%.

W poligonach odnotowano zróżnicowaną liczbę gatunków roślin naczyniowych. Najmniej gatunków (5) zarejestrowano w poligonie, w którym pokrycie nawłoci sięgało 100% (ryc. 137A), zaś najwięcej gatunków (27) w poligonie z pokryciem przez nawłoc 30% powierzchni (ryc. 137B).



Ryc. 137. Przykłady poligonów w różnym stopniu zdominowanych przez nawłoc na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” w 2022 r.
 Objaśnienia: A – 100% pokrycie nawłoci, B – 30% pokrycie nawłoci

Fig. 137. Examples of test plots to varying degrees dominated by goldenrod in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie” in 2022

Captions: A – 100% goldenrod coverage, B – 30% goldenrod coverage

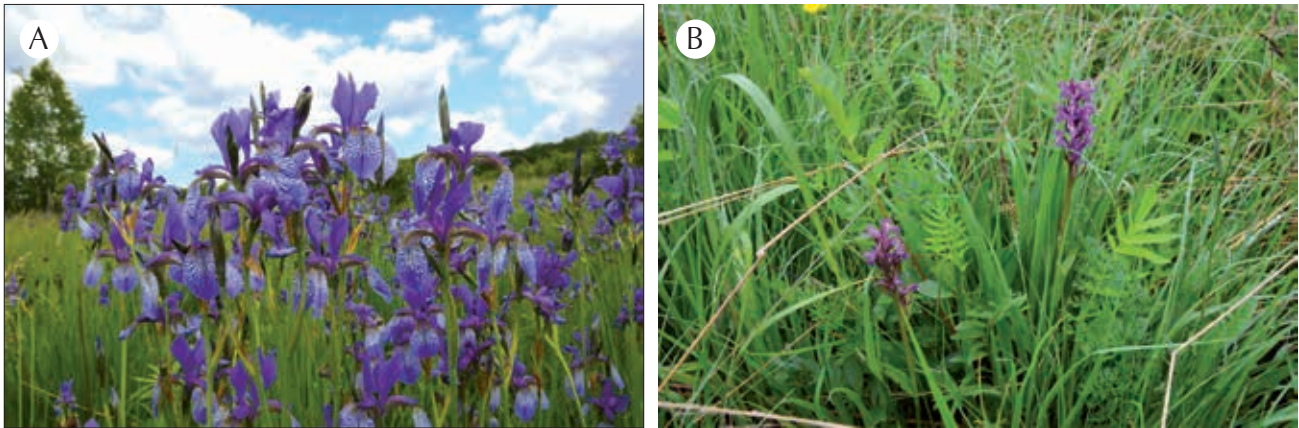
(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

Łącznie podczas monitoringu początkowego w poligonach odnotowano 91 gatunków roślin naczyniowych, wśród których dominowały rośliny zielne. Spośród nielicznych w poligonach gatunków drzew i krzewów stwierdzono m.in. śliwę tarninę (*Prunus spinosa*), kruszynę pospolitą (*Frangula alnus*), trzmielinę pospolitą (*Euonymus europaeus*). Najliczniej występującymi gatunkami zielnymi były: groszek łąkowy (*Lathyrus pratensis*) (29 poligonów), krwiściąg lekarski (*Sanguisorba officinalis*) (26), rajgras wyniosły (*Arrhenatherum elatius*) (22). W większości poligonów, dość licznie – mimo dominacji IAS-P – występowały także (choć z reguły z niskim pokryciem): olszewnik kminkolistny (*Selinum carvifolia*) (16), rdest wężownik (*Polygonum bistorta*) (16), jaskier różnolistny (*Ranunculus auricomus*) (13), bukwica zwyczajna (*Betonica officinalis*) (12), tj. gatunki typowe dla zbiorowiska łąk zmiennowilgotnych. Jednocześnie w poligonach odnotowano udział gatunków rodzimych, uznawanych za ekspansywne, jak: pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*) (15), jeżyna popielica (*Rubus caesius*) (15) czy turzyca owłosiona (*Carex hirta*) (13).

W czasie monitoringu stwierdzono występowanie gatunków chronionych i rzadkich zarówno w obrębie poligonów jak i w ich bezpośrednim otoczeniu. Były to objęte ochroną ścisłą: mieczyk dachówkowaty (*Gladiolus imbricatus*), kosaciec syberyjski (*Iris sibirica*) i nasięźrzał pospolity (*Ophioglossum vulgatum*), a z gatunków objętych ochroną częściową: listera jajowata (*Listera ovata*) i kukułka (storczyk) szerokolistna (*Dactylorhiza majalis*) oraz krwista (*D. incarnata*) (ryc. 138A-B).

W efekcie przeprowadzonych działań zaradczych (dwukrotnego koszenia płatów nawłoci) w dwóch kolejnych sezonach wegetacyjnych (2022-2023) zmiany pokrycia nawłoci odnotowano na wszystkich monitorowanych poligonach. Zmiany te obejmowały zakres od 5 do 99%, najczęstsze zmniejszenie pokrycia, odnotowane na 18 powierzchniach (ponad 48% łącznej liczby poligonów) obejmowało zakres 61-95% pokrycia. Na tej podstawie efekty przeprowadzonych działań zaradczych zostały ocenione w przedziale od 0 do 4, w tym: brak skuteczności działań (ocena 0) potwierdzono na 4 poligonach; małą skuteczność działań (ocena 1) na 2 poligonach; średnią skuteczność (ocena 2) na 10; dużą skuteczność (ocena 3) na 18 i skuteczność całkowitą (ocena 4) odpowiednio na 3 poligonach. Należy jednak podkreślić, że zaprezentowany wynik odzwierciedla poprawność przeprowadzenia zabiegów, ponieważ dane zebrano w październiku 2023 r. po zakończonym cyklu zabiegów (drugie koszenie przeprowadzono w pierwszej połowie września).

Porównanie wyników monitoringu zebranych w czerwcu 2023 r., tj. po cyklu zabiegów przeprowadzonych w 2022 r. i przed rozpoczęciem kolejnego cyklu w 2023 r., pozwoliło na właściwą ocenę uzyskanych efektów, ponieważ rośliny nawłoci miały wystarczający czas na regenerację. W tym przypadku porównanie zmian pokrycia nawłoci obejmowało zakres od 5 do 60% (najczęstsze zmniejszenie pokrycia, odnotowane na 7 powierzchniach – blisko 19% łącznej liczby



Ryc. 138. Chronione i zagrożone gatunki roślin naczyniowych odnotowane w poligonach badawczych i w ich bezpośrednim sąsiedztwie na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” w 2022 r.

Objaśnienia: A – kosaciec syberyjski (*Iris sibirica*), B – kukulka krwista (*Dactylorhiza incarnata*)

Fig. 138. Protected and endangered vascular plant species recorded in the study plots and their immediate vicinity in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie” in 2022

Captions: A – Siberian Iris (*Iris sibirica*), B – Early Marsh-orchid (*Dactylorhiza incarnata*)

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

poligonów – dotyczyło 5% zmniejszenia pokrycia nawłoci). Na 13 poligonach (ponad 43% ich łącznej liczby) nie odnotowano zmian w pokryciu nawłoci rok do roku. Na tej podstawie ocena efektów przeprowadzonych działań zaradczych została oceniona odpowiednio w przedziale od 0 do 2, w tym: brak skuteczności działań (ocena 0) potwierdzono na 26 poligonach; małą skuteczność działań (ocena 1) na 7 poligonach; średnią skuteczność (ocena 2) na 4.

Właściwa ocena skuteczności działań zaradczych (dotycząca dwuletniego cyklu zabiegów) będzie możliwa na podstawie kolejnego monitoringu, który zostanie przeprowadzony w czerwcu 2024 r.

Podczas monitoringu efektów przeprowadzonych zabiegów, w tym ich oddziaływania na gatunki niedocelowe w poligonach odnotowano łącznie 95 gatunków roślin naczyniowych, wśród których dominowały rośliny zielne.

Zwraca uwagę fakt, że w większości poligonów (25) odnotowano wzrost liczby gatunków niedocelowych (o 1-8 gatunków), a przede wszystkim ich pokrycia (z reguły o kilka-kilkanaście %) (ryc. 139A-B).



Ryc. 139. Przykłady gatunków rodzimych, które zwiększyły swój udział (pokrycie) w składzie monitorowanych poligonów na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” w 2023 r.

Objaśnienia: A – nasięzrzał pospolity (*Ophioglossum vulgatum*), B – sierpik barwierski (*Serratula tinctoria*)

Fig. 139. Examples of native species that have increased their cover in the composition of monitored test plots in the Natura site 2000 “Łąki w Jaworznie” in 2023

Captions: A – Adder’s-tongue (*Ophioglossum vulgatum*), B – Saw-wort (*Serratula tinctoria*)

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)



Ryc. 140. Widok ogólny na zbiorowisko szuwarowe w obszarze Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” w 2023 r.
Fig. 140. General view of the rush community in the Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie” in 2023

(fot./photo Wojciech Szewczyk)



Ryc. 141. Widok ogólny na zbiorowisko szuwarowe w obszarze Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” we wrześniu 2023 r., po zakończonym cyklu działań zaradczych
Fig. 141. General view of the rush community in the Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie” in September 2023, after the completion of the remedial action cycle

(fot./photo Wojciech Szewczyk)

Obszar Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” objęty działaniami zaradczymi porastały zbiorowiska szuwaru właściwego (*Phragmites*) (ryc. 140), gdzie dominowała trzcina pospolita (*Phragmites australis*), której towarzyszyły inne gatunki roślin takich jak: karbieniec pospolity (*Lycopus europaeus*), tarczycza pospolita (*Scutellaria galericulata*), szczaw lancetowaty (*Rumex hydrolapathum*) oraz gatunki z rodzaju turzyca (*Carex* spp.). Sporadycznie, zwłaszcza na obrzeżach badanego terenu, stwierdzono również obecność obcych gatunków, prawdopodobnie przypadkowo zawleczonych z sąsiednich ogrodów działkowych.

Działania zaradcze przeprowadzono na ośmiu powierzchniach obejmujących w sumie około 1,95 ha. Zabiegi polegały na systematycznym i selektywnym usuwaniu pojedynczych i koszeniu małych skupisk nawłoci, z pominięciem gatunków ze zbiorowiska szuwarowego. Przed rozpoczęciem działań w 2022 r. podczas monitoringu początkowego, stwierdzono obecność pojedynczych pędów nawłoci występujących w rozproszeniu lub tworzących niewielkie kępy. Monitoring końcowy wykonany w roku 2023, po cyklu przeprowadzonych zabiegów, wykazał obecność nawłoci (ryc. 141). W efekcie przeprowadzonych działań zaradczych, w kolejnych dwóch sezonach wegetacyjnych (2022-2023), nie odnotowano większych różnic w procentowym pokryciu niedocelowych gatunków zielnych, które oscylowało w przedziale od około 70 do 100%. Ich liczba pozostała bez zmian w przypadku dwóch powierzchni, zwiększyła się o jeden gatunek w jednej i zmniejszyła się w zakresie od 1 do 2 gatunków w przypadku pięciu pozostałych powierzchni. W monitoringu początkowym (2022 r.) najwięcej gatunków niedocelowych (9) odnotowano w jednej powierzchni, natomiast najmniej (5) stwierdzono w dwóch powierzchniach. Z kolei podczas monitoringu końcowego (2023 r.), największą liczbę (9), zaobserwowano w tej samej powierzchni, natomiast najmniejszą (5) w pięciu powierzchniach. Ocena efektów skuteczności przeprowadzonych działań zaradczych została oceniona jako mała lub jej brak. Jednak właściwą ocenę skuteczności będzie można przeprowadzić dopiero w kolejnym sezonie wegetacyjnym.



Ryc. 142. Powierzchnie dawnych łąk przed rozpoczęciem działań zaradczych w obszarze Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” w 2022 r. Objaśnienia: A – powierzchnia z dużym udziałem gatunków łąk zmiennowilgotnych (poligon S12), gdzie pokrycie początkowe nawłoci (*Solidago* spp.) wynosiło 40%, B – jedna z polan śródleśnych (poligon S3), gdzie pokrycie początkowe nawłoci (*Solidago* spp.) sięgało 95%

Fig. 142. Former meadow areas before the start of remedial actions in the Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” in 2022

Captions: A – an area with a high proportion of species typical of *Molinia* meadows (study site S12), where the initial cover of *Solidago* spp. was 40%, B – one of the mid-forest clearings (study site S3), where the initial cover of *Solidago* spp. reached 95%

(fot./photo Renata Bączek-Kwinta)

Na terenie „**Dębnicko-Tynieckiego obszaru łąkowego**” zwalczanie nawłoci (*Solidago* spp.) prowadzono na powierzchni 2,43 ha, na której założono łącznie 13 poligonów badawczych. Powierzchnie objęte działaniami zaradczymi wobec IAS-P były zróżnicowane pod względem początkowego pokrycia *Solidago* spp. od 35% i 40% (np. poligony S6 czy S12) (ryc. 142A) do 90% i 95% (np. poligon S3) (ryc. 142B), a także wielkości i typu siedliska, sposobu użytkowania



(np. sztuczne nasadzenia olszy czarnej *Alnus glutinosa*, koszone przed rozpoczęciem Projektu, w ramach pielęgnacji upraw leśnych, polany śródleśne o nieznannej genezie, skraje lasu, torfowisko przejściowe) oraz zróżnicowania roślinności w otoczeniu badanych powierzchni.

W wyniku monitoringu zerowego przeprowadzonego w 2022 r., na poligonach badawczych odnotowano łącznie występowanie 139 gatunków roślin naczyniowych. Liczba gatunków w warstwie zielnej była zróżnicowana od 8 do 40. Do najczęściej notowanych gatunków zielnych należały m.in. śmiełek darniowy (*Deschampsia caespitosa*), krwawnica pospolita (*Lythrum salicaria*), tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*), skrzyp błotny (*Equisetum palustre*), sit skulpiony (*Juncus conglomeratus*), s. rozpierzchły (*J. effusus*), krwiściąg lekarski (*Sanquisorba officinalis*), trzęślica modra (*Molinia coerulea*) oraz jeżyny (*Rubus* spp.). Najczęściej obserwowanymi roślinami drzewiastymi były: olsza czarna (*Alnus glutinosa*), kruszyna pospolita (*Frangula alnus*) oraz głóg (*Crataegus* spp.). W większości przypadków dużą początkową różnorodnością flory w warstwie zielnej charakteryzowały się powierzchnie o niewielkim zwarciu nawłoci (np. poligony S1, S9, S12). W dwóch przypadkach obserwowano sytuację odwrotną, kiedy to płaty z dużym zwarciem nawłoci cechowały się jednocześnie dużą liczbą gatunków niedocelowych (np. poligony S1, S13). Duże bogactwo gatunkowe stwierdzono na powierzchniach ze sztucznymi drzewostanami (*Alnus glutinosa*) w wieku około 20 lat, które zastąpiły dawniej występujące tu łąki zmiennowilgotne i torfowiska. Utrzymały się w nich gatunki typowo łąkowe w obfitości większej niż na powierzchniach łąkowych niezalesianych, ponieważ w ostatnich latach łąki te nie były użytkowane ekstensywnie poprzez koszenie.

Na powierzchniach objętych zwalczaniem nawłoci, odnotowano ponadto obecność innych IAS-P, takich jak: niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), orzech włoski (*Juglans regia*), uczepek amerykański (*Bidens frondosa*) i aronia czarna (*Aronia melanocarpa*).

Podczas poszczególnych monitoringów stwierdzono występowanie 3 gatunków roślin podlegających ochronie prawnej i/lub zagrożonych. Były to: kukułka szerokolistna (*Dactylorhiza majalis*) – gatunek pod ochroną częściową; pojedyncze kwitnące osobniki odnotowano na poligonach S6 i S1 (ryc. 143A), kruszczyk błotny (*Epipactis palustris*)

Ryc. 143. Interesujące gatunki stwierdzone podczas przeprowadzonych monitoringów w obszarze Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

Objaśnienia: A – kwitnąca kukułka szerokolistna (*Dactylorhiza majalis*) w nasłonecznionym fragmencie powierzchni z nasadzeniami olszy czarnej (*Alnus glutinosa*) w 2022 r., B – kwitnące okazy chronionej i zagrożonej wyginięciem krwawnicy wąskolistnej (*Lythrum hyssopifolia*) na skraju lasu objętego zabiegami zwalczania IAS-P w 2023 r., C – okratek australijski (*Clathrus archeri*) – obcy gatunek grzyba na torfowisku przejściowym w 2023 r.

Fig. 143. Interesting species found during the monitoring conducted in the Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

Captions: A – flowering Broad-leaved Marsh-orchid (*Dactylorhiza majalis*) in a sunny section of an area with Common Alder (*Alnus glutinosa*) plantings in 2022, B – flowering specimens of the protected and endangered Grass-poly (*Lythrum hyssopifolia*) at the edge of a forest under IAS-P control treatments in 2023, C – Devil's Fingers (*Clathrus archeri*) – an alien fungus species in a transitional bog in 2023

(fot./photo Ewa Sitek)

– gatunek pod ochroną ścisłą; około 15 pędów płonnych w roku 2022 i około 30 pędów w roku 2023; tylko pojedyncze generatywne w obu latach, stwierdzono na poligonie S6, krwawnica wąskolistna (*Lythrum hyssopifolia*) – gatunek pod ochroną ścisłą, zagrożony (kategoria EN) – kilka okazów zaobserwowano m.in. na poligonie S2 (ryc. 143B). Jesienią w 2023 r. na torfowisku przejściowym (poligon S5) stwierdzono owocnik obcego dla krajowej mykobioty grzyba – okratka australijskiego (*Clathrus archeri*) (ryc. 143C). Ponadto na obszarze objętym Projektem podczas monitoringu końcowego, po zabiegu koszenia (poligon S9), odnotowano liczne gniazda chronionej badyłarki pospolitej (*Micromys minutus*).

Po dwóch sezonach zwalczania IAS-P, podczas monitoringu końcowego w 2023 r. wykazano, że na badanych powierzchniach stopień pokrycia nawłoci był zróżnicowany od 5% (poligony S5, S6, S9) do 70% (poligon S8). Liczba gatunków niedocelowych w warstwie zielnej wynosiła od 5 (poligon S3) do 30 (poligon S11) i w prawie każdym przypadku było to mniej w porównaniu do przeprowadzonych monitoringów zerowych. Wynik ma związek z terminem monitoringu, który przeprowadzono po zabiegach koszenia, w końcu sezonu wegetacyjnego.

Zgodnie z przyjętą metodyką zastosowaną w ocenie działań zaradczych na terenie „Dębnicko-Tynieckiego obszaru łąkowego” uzyskano umiarkowany efekt zwalczania nawłoci (*Solidago* spp.). Na ośmiu z trzynastu powierzchni podlegających zabiegom zwalczania IAS-P w ramach Projektu, stwierdzono średnią skuteczność działań zaradczych – ocena 2. Były to poligony: S1, S3, S4, S5, S6, S9, S10 oraz S13 (ryc. 144A). Na trzech kolejnych poligonach (S7, S8 i S12) skuteczność podjętych zabiegów była mała – ocena 1. Brak skuteczności zwalczania IAS-P (ocena 0) stwierdzono na dwóch powierzchniach (poligony S2 i S11) (ryc. 144B).



Ryc. 144. Przykładowe powierzchnie po zakończonym cyklu zabiegów zwalczania nawłoci (*Solidago* spp.) w 2023 r. w obszarze Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

Objaśnienia: A – polana śródleśna (poligon S3), na której stwierdzono średnią skuteczność działań zaradczych, B – powierzchnia z nasadzeniem olszy czarnej (*Alnus glutinosa*) (poligon S11), na której stwierdzono brak skuteczności działań zaradczych

Fig. 144. Test plots after the completion of the 2023 *Solidago* spp. control treatment cycle at the Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

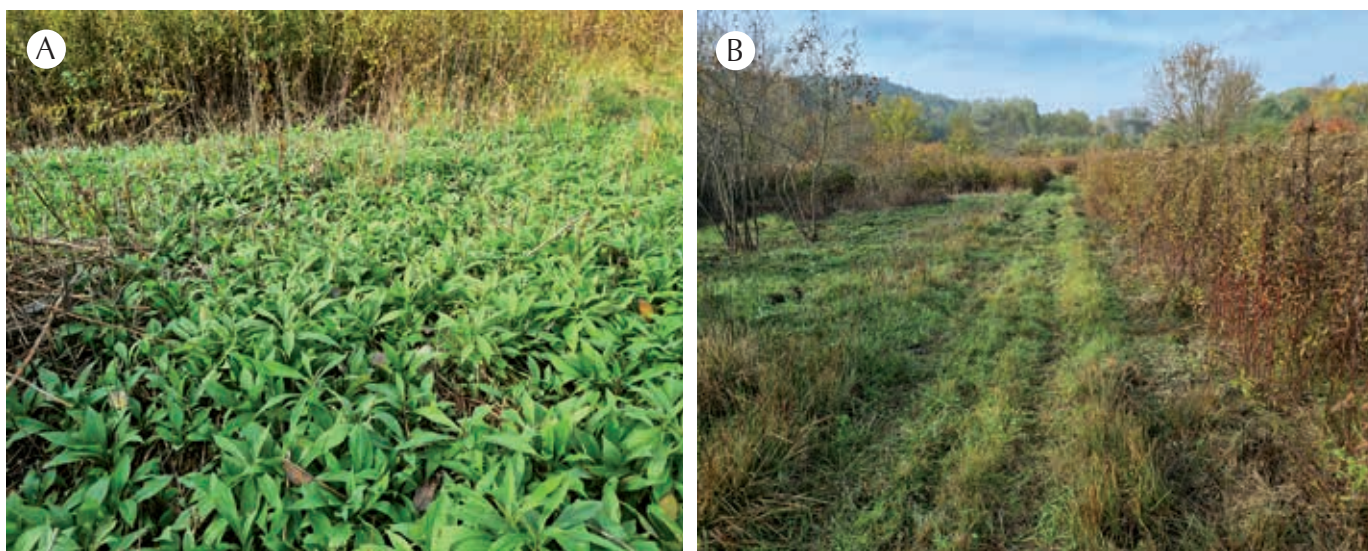
Captions: A – a mid-forest clearing (study site S3), where the effectiveness of remedial measures was found to be medium, B – an area with Common Alder (*Alnus glutinosa*) planting (study site S11), where the effectiveness of remedial measures was found to be lacking

(fot./photo Ewa Sitek)

W odniesieniu do zwalczania nawłoci, „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” jest terenem rozległym (15,7 ha), zróżnicowanym siedliskowo i trudno dostępnym, m.in. ze względu na miejscami podmokły charakter oraz zbyt obfity podrost drzew i krzewów. Uzyskane efekty i ich ocenę należy traktować na tym etapie z ostrożnością, ponieważ niektóre działania zostały wykonane w terminach przypadających na różne fazy fenologiczne zbiorowisk roślinnych i samej nawłoci.

Skuteczność działań zaradczych oceniono jako umiarkowaną, w zakresie od braku skuteczności do skuteczności średniej. Należy zaznaczyć, że najłabsze efekty końcowe uzyskano w przypadku poligonów, na których prace zakończono latem 2023 r. Spośród pięciu poligonów, cztery otrzymały ocenę 1 (skuteczność mała) lub 0 (brak efektów). Koszona na nich latem nawłóć odrastała obficie, tworząc lokalnie bujne łąny (ryc. 145A), dlatego podczas oceny stopnia pokrycia, uzyskiwała większe wartości. Na poligonach koszonych w terminach późnego lata i jesieni, nawłóć odrastała wolniej, więc stopnie pokrycia były niższe, a końcowa skuteczność wyższa. Prawdopodobnie jest to jednak efekt krótkotrwały, gdyż w bezpośrednim otoczeniu powierzchni objętych działaniami, znajdują się działki prywatne, z dominującym udziałem niekoszonej nawłóci będącej źródłem nasion umożliwiającą jej dalsze rozprzestrzenianie się (ryc. 145B).

Ważnym aspektem pozwalającym na lepsze poznanie biologii nawłóci może być, w przypadku kontynuacji obserwacji w kolejnych sezonach, m.in. porównanie wpływu terminu koszenia na rozwój roślin.



Ryc. 145. Porównanie powierzchni z nawłocią (*Solidago* spp.) w obszarze Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

Objaśnienia: A – obficie odrastające pędy na powierzchni po zakończeniu zabiegów zwalczania w latach 2022-2023, B – przykład niekoszonej działki prywatnej ze 100% pokryciem nawłóci w 2023 r.

Fig. 145. Comparison of plots with goldenrods (*Solidago* spp.) in the Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

Captions: A – abundant regrowth of shoots on the plot after completion of eradication treatments in 2022-2023, B – example of an unmown private plot with 100% goldenrod coverage in 2023

(fot./photo Ewa Sitek)

Na terenie **Parku miejskiego i użytku ekologicznego „Zakrzówek”** zwalczanie nawłóci (*Solidago* spp.) prowadzono na powierzchni 1,9 ha, na której założono łącznie 9 poligonów badawczych. Były one zróżnicowane pod względem siedliskowym (wilgotność i nasłonecznienie), rodzaju zabiegów ochrony czynnej prowadzonych w poprzednich latach przez Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie, a także pod względem stopnia pokrycia przez nawłóć i różnic w składzie gatunkowym. Najcenniejszym zbiorowiskiem roślinnym na terenie użytku ekologicznego „Zakrzówek” jest zmiennowilgotna łąka trzęślicowa, która została włączona do Projektu jako poligon badawczy S1, pomimo relatywnie niewielkiego udziału *Solidago* spp. Podczas monitoringu zerowego na ww. poligonie, zaobserwowano występowanie kilku kęp nawłóci o średnim pokryciu 5%. Przez okres dwóch lat (2022 i 2023), usuwano je ręcznie, a następnie całą powierzchnię koszono wraz z usunięciem biomasy w terminie uwzględniającym cykl rozwojowy występujących na tym terenie, chronionych gatunków modraszków (*Phengaris teleius* i *P. nausithous*). Obydwa gatunki w UE stanowią przedmiot ochrony w ramach sieci Natura 2000, a dodatkowo są gatunkami wskaźnikowymi dobrego stanu zachowania środowiska. Rośliną żywicielską dla gąsienic tych rzadkich motyli jest krwiściąg lekarski (*Sanquisorba officinalis*), który na badanej powierzchni występuje stosunkowo obficie w pokryciu około 10%. Wiosną 2023 r. potwierdzono również obecność chronionego gatunku storczyka – kukułki szerokolistnej (*Dactylorhiza majalis*) (por. rozdz. 2.2 Obszary).



Ryc. 146. Efekty przeprowadzonych zabiegów zwalczania nawłoci (*Solidago* spp.) w latach 2022-2023 w obszarze Parku miejskiego i użytku ekologicznego „Zakrzówek”

Objaśnienia: A – nasłoneczniona polana o charakterze łąkowym (poligon S2) przed rozpoczęciem zabiegów w 2022 r., gdzie pokrycie początkowe nawłoci wynosiło 40%, B – łąka zmiennowilgotna (poligon S2) na której prowadzono zabiegi zwalczania w 2023 r., podczas monitoringu końcowego, C – nasłoneczniona polana (poligon S6) przed rozpoczęciem zabiegów w 2022 r. gdzie pokrycie początkowe nawłoci osiągnęło 95%, D – nasłoneczniona polana (poligon S6) podczas jesiennego monitoringu końcowego w 2023 r., na której stwierdzono średnią skuteczność działań zaradczych; widoczne licznie odrastające pędy nawłoci

Fig. 146. Effects of goldenrods (*Solidago* spp.) control treatments carried out between 2022 and 2023 in the Urban park and ecological site “Zakrzówek”

Captions: A – a sunlit meadow-like clearing (study site S2) before the start of treatments in 2022, where the initial cover of goldenrod reached 40%, B – a *Molinia* meadow (study site S2) where eradication treatments were carried out in 2023, during the final monitoring, C – a sunlit clearing (study site S6) before the start of treatments in 2022 where the initial cover of goldenrod reached 95%, D – a sunlit clearing (study site S6) during the final autumn monitoring in 2023, where the effectiveness of the remedial measures was found to be medium; numerous re-growing goldenrod shoots were visible

(fot./photo Renata Bączek-Kwinta A-B; Ewa Sitek C-D)

Zabiegami zwalczania IAS-P objęto zarówno powierzchnie o charakterze leśnym (poligony S3, S4, S5, S9), gdzie nawłocie (*Solidago* spp.) występowały w pokryciu od 25% do 75%, jak i otwarte, nasłonecznione polany (poligony S2, S6, S7, S8), ze zróżnicowanym początkowym ich udziałem, od 40% do 95% (ryc. 146A i C).

Na badanych poligonach stwierdzono występowanie innych IAS-P. Należały do nich: niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*), przymiotno białe (*Erigeron annuus*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), orzech włoski (*Juglans regia*) i winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*).

Skuteczność działań zaradczych oceniono jako umiarkowaną. Dla czterech poligonów badawczych (S3, S5, S6, S7) stwierdzono średnią skuteczność podjętych działań zaradczych – ocena 2, a dla trzech kolejnych (S2, S4, S8), małą – ocena 1. Na jednym poligonie (S1) wykazano brak skuteczności działań – ocena 0 i na jednym (S9) dużą ich skuteczność – ocena 3 (ryc. 146A-D).

Uzyskane efekty i ich ocenę należy traktować na tym etapie z ostrożnością ze względu na różne fazy fenologiczne zbiorowisk roślinnych podczas prowadzenia monitoringu, zerowego i końcowego – lato/jesień. Dotyczy to także nawłoci, ponieważ z uwagi na różne terminy koszenia w latach 2022 i 2023, porównywanie stopnia pokrycia powierzchni przez pędy generatywne (wrzesień 2022) z pokryciem przez pędy wegetatywne (październik 2023), nie dało pełnej informacji o skuteczności zwalczania. Potwierdzenia wymaga również obserwacja związana z zwiększeniem udziału światłolubnego gatunku, jakim jest oman wierzbolistny (*Inula salicina*) po przeprowadzonych działaniach zaradczych. Jego zwiększoną frekwencję odnotowano już w drugim roku trwania Projektu, po jednokrotnym koszeniu z usunięciem biomasy (ryc. 147). Jednak ocena trwałości tego efektu będzie możliwa w przypadku kontynuacji obserwacji w kolejnych sezonach.



Ryc. 147. Obficie kwitnące rośliny omanu wierzbolistnego (*Inula salicina*) w łanie nawłoci (poligon S7) przed zabiegami zwalczania w 2023 r.
Fig. 147. Abundant flowering Irish Fleabane (*Inula salicina*) plants in a goldenrod canopy (study site S7) before eradication treatments in 2023

(fot./photo Ewa Sitek)

Na obszarze **Góra Bielana w Jaworznie** działaniami zaradczymi objęto teren o łącznej powierzchni ok. 6,40 ha, na którym stwierdzono obecność nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*). W lipcu 2022 r. na terenie Góry Bielana, w zwartych płatach nawłoci lub jej kępach, w okresie pełnego rozwoju nawłoci przed kwitnieniem, założono 11 poligonów badawczych, w kształcie koła o powierzchni 1 m² (ryc. 148).



Ryc. 148. Widok fragmentu murawy kserotermicznej na obszarze Góra Bielana w Jaworznie z występującą kępowo nawłocią kanadyjską (*Solidago canadensis*), w obrębie której założono poligony badawcze w lipcu 2022 r.

Fig. 148. A view of a section of xerothermic grassland in the Góra Bielana site in Jaworzno, with Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) found in clumps, within which test plots were established in July 2022
(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

W monitoringu prowadzonym na obszarze Góra Bielana w Jaworznie, zastosowano głównie Monitoring Przyrodniczy Podstawowy (MPP), natomiast w niektórych poligonach ze względu na występowanie w płatach siedliska (murawa kserotermiczna) gatunków chronionych stosowano Monitoring Przyrodniczy Rozszerzony (MPR), w ramach którego gromadzono dane dotyczące IAS-P oraz gatunków niedocelowych (por. rozdz. 3.2).

W czasie monitoringu zerowego wykonywanego w roku 2022, pokrycie nawłoci w poszczególnych poligonach było zróżnicowane i wynosiło od 30 do 100%. W jednym poligonie odnotowano obecność innego IAS-P, tj. winobluszczu zaroślowego (*Parthenocissus inserta*) (w 1 poligonie), a ponadto poza poligonami, stwierdzono także występowanie czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina*) i robinii akacjowej (*Robinia pseudoacacia*).

W poligonach badawczych w obrębie płatów lub kęp nawłoci, na których wykonywano Monitoring Podstawowy (MPP) zakres zebranych danych dotyczył przede wszystkim IAS-P, natomiast dodatkowo odnotowano obecność gatunków ekspansywnych lub murawowych typowych dla siedliska. Do najczęściej występujących rodzimych roślin ekspansywnych należały: trzcinnik piaskowy (*Calamagrostis epigejos*) (we wszystkich poligonach), jeżyna popielica (*Rubus caesius*) (w 6 poligonach), natomiast pozostałe gatunki notowano w pojedynczych poligonach, chociaż na całym obszarze w wielu miejscach obserwowano: perz właściwy (*Elymus repens*), orlicę pospolitą (*Pteridium aquilinum*), podagrycznika pospolitego (*Aegopodium podagraria*) i turzycę owłosioną (*Carex hirta*). W części poligonów, szczególnie z niższym pokryciem nawłoci, stwierdzono występowanie gatunków murawowych, takich jak: gorysz pagórkowy (*Peucedanum oreoselinum*) (w 4 poligonach), kłosownica pierzasta (*Brachypodium pinnatum*) (w 3 poligonach) oraz topornica (cieciorka) pstra (*Securigera varia*), wilczomlecz sosnka (*Euphorbia cyparissias*), świerzbnica polna (*Knautia arvensis*), tymotka Boehmera (*Phleum phleoides*), czy koniczyna pagórkowa (*Trifolium montanum*) w pojedynczych poligonach.

W trzech poligonach założonych w zbiorowisku muraw kserotermicznych, na których wykonano Monitoring Przyrodniczy Rozszerzony (MPR) odnotowano zróżnicowaną liczbę gatunków roślin naczyniowych, od 15 do 25. Łącznie na wszystkich trzech poligonach stwierdzono 41 gatunków roślin naczyniowych, wśród których dominowały rośliny zielne. Spośród nielicznych gatunków drzewiastych stwierdzono m.in. brzozę brodawkowatą (*Betula pendula*) i derenia świdwę (*Cornus sanguinea*). Na wszystkich trzech poligonach były obecne: topornica (cieciorka) pstra (*Securigera varia*) (ryc. 149A), wilczomlecz sosnka (*Euphorbia cyparissias*), jeżyna popielica (*Rubus caesius*) i macierzanka zwyczajna (*Thymus pulegioides*). W większości poligonów występowały gatunki murawowe: przelot pospolity (*Anthyllis vulneraria*), kłosownica pierzasta (*Brachypodium pinnatum*), len przeczyszczający (*Linum catharticum*), lucerna sierpowata (*Medicago falcata*), lebiodka pospolita (*Origanum vulgare*), tymotka Boehmera (*Phleum phleoides*) i pięciornik piaskowy (*Potentilla arenaria*).

W trakcie monitoringu zerowego oraz podczas wizji lokalnych związanych z nadzorem przyrodniczym nad prowadzonymi działaniami zaradczymi, potwierdzono obecność gatunków roślin podawanych wcześniej dla tego obszaru oraz stwierdzono, w otoczeniu oraz w obrębie poligonów, występowanie gatunków chronionych związanych z murawami kserotermicznymi. Były to: objęta ochroną ścisłą goryczuszka Wettsteina (*Gentianella germanica*) oraz chronione częściowo kruszczyki: rdzawoczerwony (*Epipactis atrorubens*) i szerokolistny (*E. helleborine*), dziewięciśń bezłodygowy (*Carlina acaulis*) i wilżyna ciernista (*Ononis spinosa*) (ryc. 149B oraz rozdz. 2.2).



Ryc. 149. Przykłady rodzimych gatunków roślin występujących w monitorowanych poligonach na obszarze Góra Bielana w Jaworznie w 2022 r.

Objaśnienia: A – topornica (cieciorka) pstra (*Securigera varia*), B – wilżyna ciernista (*Ononis spinosa*)

Fig. 149. Examples of native plant species found in monitored study plots in the Góra Bielana site in Jaworzno in 2022

Captions: A – Crown Vetch (*Securigera varia*), B – Spiny Restharrow (*Ononis spinosa*)

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

Podczas monitoringu końcowego przeprowadzonego w 2023 r. po zakończeniu zabiegów, pokrycie nawłoci uległo na części poligonów zmniejszeniu w zakresie od 10 do 60%. Ocena skuteczności działań zaradczych została oceniona, w zależności od poligonu, w zakresie od: braku skuteczności (ocena 0), przez skuteczność małą (ocena 1 – w przypadku czterech poligonów) do średniej (ocena 2 – w przypadku 2 poligonów). Należy jednak zwrócić uwagę, że ocena przeprowadzona pod koniec sezonu wegetacyjnego, po zabiegach koszenia przeprowadzonych kilka tygodni wcześniej, dokumentuje uzyskany efekt tymczasowy. Inny wynik otrzymano w monitoringu przeprowadzonym latem, przed podjęciem działań zaradczych. W tym monitoringu w większości poligonów nie odnotowano zmian w pokryciu IAS-P lub nieznaczne zmniejszenie pokrycia (do 10%), co dało podstawę do oceny braku skuteczności działań zaradczych (ocena 0) po cyklu zabiegów przeprowadzonych w poprzednim sezonie wegetacyjnym. Przeprowadzone zabiegi przyczyniły się jednak do pojawienia się w monitorowanych poligonach (w większości



Ryc. 150. Porównanie zmian w pokryciu nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) na przykładzie jednego z poligonów badawczych założonych na obszarze Góry Bielana

Objaśnienia: A – monitoring początkowy zerowy w 2022 r., pokrycie nawłoci – 40%; liczba gatunków roślin niedocelowych w poligonie – 24, B – monitoring w czerwcu 2023 r. (przed kolejnymi działaniami zaradczymi), pokrycie nawłoci – 30%; liczba gatunków roślin niedocelowych w poligonie – 28

Fig. 150. Comparison of changes in Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) coverage using the example of one of the study plot established in the Góra Bielana site

Captions: A – initial “zero” monitoring in 2022, goldenrod coverage – 40%; number of non-target plant species in the plot: 24, B – monitoring in June 2023 (before further remedial actions), goldenrod coverage – 30%; number of non-target plant species in the plot: 28

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

z niskim pokryciem) nowych gatunków murawowych, nienotowanych w monitoringu początkowym, jak: driakiew żółtawa (*Scabiosa ochroleuca*), krwiściąg mniejszy (*Sanguisorba minor*), posłonek rozesłany (*Helianthemum nummularium*) czy pięciornik siedmiolistkowy (*Potentilla heptaphylla*) (ryc. 150).

W ramach Projektu na terenie **gminy Skawina** działania zaradcze prowadzono na łącznej powierzchni 10,5 ha. Zwalczenie nawłoci polegało na jednokrotnym koszeniu mechanicznym w roku 2022 i kolejnym, na początku sierpnia, gdy nawłocie znajdowały się w optimum kwitnienia.

Na obszarach objętych działaniami wyznaczono łącznie 14 powierzchni (poligonów) badawczych o różnej wielkości, tj. od kilkunastu m² do 1,5 ha. Przed rozpoczęciem działań zaradczych w roku 2022 r. (monitoring początkowy „0”), poligony były w różnym stopniu porośnięte nawłocią tj. od zwartych łąnów z 100% pokryciem, poprzez płyty nawłoci z 60% pokryciem, do pojedynczych rozproszonych osobników z 20% pokryciem w poligonie. W żadnym z poligonów nie stwierdzono osobników chronionych gatunków roślin.

Nawłoc jest gatunkiem późno dojrzewającym. Założono, że jej koszenie w fazie ich kwitnienia, osłabi rośliny w takim stopniu, iż nie zakwitną one ponownie w kolejnych miesiącach tego samego sezonu wegetacyjnego. Rośliny w fazie kwitnienia wydatkują zasoby pokarmowe nagromadzone w podziemnych częściach (kłączach) do rozwijających się kwiatostanów, więc zasoby składników pokarmowych w kłączach są mniejsze, co osłabia odrastanie nawłoci. Przyjęte założenie sprawdziło się jednak częściowo. Każdorazowo, w trakcie monitoringu w krótkim czasie po koszeniu stwierdzano wolniejsze odrastanie nawłoci i wypieranie jej przez trawy i dwuliścienne gatunki wieloletnie, jak wrotycz pospolity (*Tanacetum vulgare*) czy pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*).

Po dwuletnim cyklu koszenia nawłoci, w monitoringu końcowym przeprowadzonym z końcem października 2023 r., stwierdzono, że na poligonach porośniętych nawłocią w mniejszym pokryciu (20-60%) jej odrastanie było słabsze. Dodatkowo opóźniały je rodzime gatunki roślin towarzyszące nawłociom, szczególnie wieloletnie, jak ostrożeń warzywny (*Cirsium oleraceum*), pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*), gatunki z rodzaju jeżyna (*Rubus* spp.), czy rośliny jednoletnie o wiotkich łodygach, np. wyka (*Vicia* spp.). Jednak, im wyższe było pokrycie nawłoci –



Ryc. 151. Przykładowe powierzchnie z nawłocią (*Solidago* spp.) po przeprowadzonych działaniach zaradczych w 2023 r. na terenie gminy Skawina

Objaśnienia: A – nawłoc skutecznie konkurująca z trawami, październik, B – kwitnący w listopadzie pęd nawłoci po drugim koszeniu

Fig. 151. Examples of areas with goldenrods (*Solidago* spp.) after remedial actions in 2023 in the commune of Skawina

Captions: A – goldenrod successfully competing with grasses, October, B – goldenrod shoot in bloom in November after second mowing

(fot./photo Agnieszka Synowiec)

tj. 60% i więcej – tym trudniejsze było jej zwalczanie. Pędy światłolubnej nawłoci po koszeniu odrastały, zdobywając w późniejszych miesiącach wegetacji, przewagę nad innymi niedocelowymi gatunkami roślin, szczególnie gdy ich liczebność była dużo niższa. W takim przypadku trawy nie zawsze były konkurencyjne względem nawłoci (ryc. 151A).

Na działkach, na których początkowe pokrycie powierzchni przez nawłoc wynosiło 100%, po dwóch latach koszenia pokrycie to zmniejszyło się o ok. 20%, a pojedyncze kwitnące osobniki zaobserwowano jeszcze w listopadzie (ryc. 151B).

Co wynika z przeprowadzonych działań?

Działania zaradcze wobec inwazyjnych nawłoci (*Solidago* spp.), polegające na zastosowaniu metod wykopywania/wyrywania pojedynczych kęp/pędów roślin oraz koszenia, dały zróżnicowane efekty końcowe. Skuteczniejszym, w krótkim okresie czasu, okazało się stosowanie zabiegów wykopywania nawłoci niż jej koszenie. Metoda wykopywania sprawdziła się dla małych powierzchni, na których nawłoc występowała w rozproszeniu, w postaci pojedynczych pędów lub kęp (Ojcowski Park Narodowy). Z kolei koszenie ograniczało występowanie nawłoci doraźnie i w niewielkim stopniu, ponieważ w krótkim czasie wyrastały nowe pędy, co zaobserwowano na wszystkich obszarach (np. Ojcowski Park Narodowy, obszary Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” i „Łąki Nowohuckie”, Park miejski i użytek ekologiczny „Zakrzówek”), gdzie zastosowano tą metodę. Na wszystkich obszarach, po cyklu przeprowadzonych zabiegów, stwierdzono brak skuteczności lub małą skuteczność działań zaradczych.

Przeprowadzone działania pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

- metoda mechaniczna polegająca na wykopywaniu nawłoci (*Solidago* spp.) przyniosła natychmiastowy efekt, ale należy zaznaczyć, że rzeczywisty efekt końcowy zależy od poprawności przeprowadzonych zabiegów; w przypadku pozostawienia w glebie fragmentów kłączy, w kolejnym roku wyrosną z nich nowe pędy, co spowoduje rozrost kęp i konieczność powtarzania zabiegów w następnych latach;
- usuwanie większych i zarazem zwartych skupisk/płatów nawłoci poprzez wykopywanie, może okazać się mało skuteczne i jednocześnie prowadzić do większych zaburzeń w siedlisku;

- usuwanie nawłoci poprzez koszenie ogranicza jej występowanie tymczasowo i w niewielkim stopniu, ponieważ, w krótkim czasie wyrastają nowe pędy nadziemne;
- kluczowy dla skuteczności metody koszenia nawłoci, wydaje się termin prowadzenia zabiegów oraz stopień pokrycia terenu przez nawłoc – z działań przeprowadzonych w niektórych obszarach (np. Skawina) wynika, że po dwuletnim cyklu zabiegów polegających na jednokrotnym koszeniu w ciągu sezonu, na początku sierpnia w optimum rozwoju rośliny, efekt końcowy był zróżnicowany. Na powierzchniach pierwotnie porośniętych nawłocią w pokryciu do 60%, jej pędy odrastały słabiej w porównaniu do powierzchni z jej 100% pokryciem, gdzie tempo odrastania było szybsze, a pojedyncze, kwitnące pędy obserwowano jeszcze w listopadzie.

Z dotychczasowych doświadczeń własnych (zebranych w ramach Projektu) oraz innych zespołów (m.in. Szymura i in. 2022) wynika, że selektywne koszenie nawłoci należy prowadzić dwukrotnie w sezonie; pierwsze koszenie przed rozpoczęciem kwitnienia roślin, które należy ścinać w taki sposób, aby jednocześnie nie ograniczać rozwoju roślin rodzimych gatunków łąkowych współwystępujących z nawłocią. Oznacza to, że działania powinny ograniczać się wyłącznie do kęp/płatów nawłoci. Podczas pierwszego zabiegu wysokość koszenia powinna być dostosowana do fazy rozwoju nawłoci oraz stanu rozwoju rodzimych gatunków łąkowych. Optymalnie zabieg ten należy prowadzić w czerwcu-lipcu; jeśli później w ostateczności należy ścinać części wierzchołkowe pędów nawłoci, w tym zawiązujące się kwiatostany. Nie należy dopuszczać do podejmowania koszenia w optimum kwitnienia lub wstępnego okresu zawiązywania nasion. Drugie koszenie powinno być wykonane w terminie 1.09-15.09 na wysokości 5-15 cm od powierzchni gruntu. Ewentualne wcześniejsze podjęcie zabiegów pierwszego koszenia (maj) może skutkować rozwojem nasion przed planowanym drugim koszeniem, dlatego w takiej sytuacji konieczne jest monitorowanie stanu rozwoju roślin nawłoci latem i ewentualne usuwanie zawiązujących się kwiatostanów.

W przypadku nadziemnych części nawłoci możliwe jest następujące postępowanie z biomasą: zebranie w niewielkie przyzmy poza obszarem prowadzonych działań, w miejscach uzgodnionych z zarządcą terenu; następnie pozostawienie do naturalnego rozkładu wysuszonej biomasy (świeżą biomasę – pod warunkiem, że nie zawiera kłaczy i/lub nasion – można także wykorzystać jako nawóz zielony) lub jej rozdrobnienie w celu przyspieszenia jej rozkładu.

Części podziemne roślin (jeśli byłby podejmowany zabieg wykopywania) należy starannie zebrać i rozłożyć na materiale uniemożliwiającym ich ponowne ukorzenienie się, formując niewielkich rozmiarów przyzmy, w miejscach wskazanych przez zarządcę terenu. Po wysuszeniu materiał roślinny (kłacza i fragmenty pędów) należy rozdrobnić i rozplantować w pobliżu miejsc prowadzonych działań (np. pod drzewami tj. poza płatami siedliska). Przyzmy zawierające kłacza należy zabezpieczyć przez ewentualnym rozwlekaniem przez np. zwierzęta lub ludzi, osłaniając je siatką przytwierdzoną do podłoża. Uwaga: należy zwrócić szczególną uwagę na miejsca typowane do przyzmywania – optymalnie wyznaczać je w miejscach przewiewnych, dobrze nasłonecznionych, unikając zagłębień terenu. Taki sposób postępowania z biomasą (zabiegi na miejscu bez konieczności wywożenia poza obszar prowadzonych działań) powinien zminimalizować ryzyko rozprzestrzenienia diaspor w czasie transportu oraz zmniejszyć łączne koszty działań. Należy podkreślić, że ww. działania powinny być prowadzone starannie i pod nadzorem przyrodniczym, a ich efekty monitorowane (w przypadku stwierdzenia nieprawidłowości należy wdrożyć działania naprawcze i/lub niezbędne modyfikacje prowadzonych działań).

W przypadku **barszczy kaukaskich** działania polegały na koszeniu roślin w fazie zawiązywania kwiatostanów lub kwitnienia dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym, z usuwaniem i utylizacją biomasy. Działania przeprowadzono na dwóch obszarach tj. w gminie **Skawina i Świątniki Górne** (por. tabela 2 w rozdz. 3.1). W gminie Skawina były one realizowane na terenie pięciu poligonów (powierzchni) badawczych o łącznym areale ok. 6,33 ha, zróżnicowanych siedliskowo i obejmujących zarośla na skarpie, las i teren przemysłowy. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) występował pojedynczo, w małych grupach lub w niewielkich płatach złożonych z kilkunastu-kilkudziesięciu osobników. Bezpośrednimi zabiegami zwalczania objęto w sumie 0,15 ha. W gminie Świątniki Górne działania prowadzono na 10 poligonach (powierzchniach) badawczych o łącznej powierzchni ok. 1,68 ha zlokalizowanych

we wsi Wrząsowice, zróżnicowanych siedliskowo i obejmujących m.in. nieużytki, łąki, zarośla i zadrzewienia, częściowo stanowiące własność osób prywatnych. Osobniki barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) występowały pojedynczo lub tworzyły średniej wielkości skupienia. Bezpośrednie działania zwalczania barszczu prowadzono w sumie na 0,15 ha.

W gminie Skawina prawdopodobnie barszcz pojawił się wskutek przemieszczania ziemi w trakcie robót budowlanych na terenie przemysłowym, położonym nad szczytem zalesionej skarpy. Spływająca woda opadowa mogła przyczynić się do przemieszczania diaspor wzdłuż skarpy, w kierunku biegnącej u jej podnóża ścieżki i sąsiadującego lasu. Z kolei przyczyną występowania barszczu na poligonach objętych działaniami w gminie Świątniki Górne, było najprawdopodobniej nieświadome zawleczenie jego nasion, głównie z ziemią nawiezioną z innych terenów lub w wyniku przeniesienia nasion przez wodę, z uwagi na obecność barszczu w pobliżu ciek.

Działania zaradcze polegały na mechanicznym dwukrotnym koszeniu skupień barszczu lub wycinaniu pojedynczych roślin możliwie jak najbliżej powierzchni gruntu (ok. 10 cm) przed ich kwitnieniem. Koszenie/wycinanie połączone z usuwaniem i utylizacją biomasy przeprowadzono w dwóch terminach, tj. w czerwcu (etap I) i w sierpniu (etap II), w każdym roku (2022 i 2023).

W czasie monitoringu początkowego (zerowego), przeprowadzonego w roku 2022, stwierdzono obecność innych niedocelowych gatunków IAS-P, szczególnie obficie występowała nawłoc kanadyjska (*Solidago canadensis*), niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*), winobuszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*) czy (*Robinia pseudoacacia*). W żadnym z poligonów nie stwierdzono osobników chronionych gatunków roślin.



Ryc. 152. Pobudzone do wzrostu młode osobniki barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) po zabiegu koszenia przeprowadzonym w czerwcu 2023 r.

Fig. 152. Growth-stimulated young specimens of Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) after a mowing treatment carried out in June 2023

(fot./photo Agnieszka Synowiec)

Pierwszy zabieg koszenia, przed kwitnieniem roślin (etap I) miał na celu ograniczenie liczby osobników kwitnących i nie dopuszczenie do wzbogacenia glebowego banku nasion oraz ograniczenie dyspersji gatunku. Jednak powierzchnia zajmowana przez barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w obrębie monitorowanych poligonów nie uległa zmniejszeniu, a odsłonięte młode osobniki pochodzenia generatywnego zostały pobudzone do wzrostu i stopień pokrycia nie zmniejszył się (ryc. 152). Lepsze rezultaty stwierdzono w przypadku koszenia osobników rosnących pojedynczo lub w małych skupieniach, szczególnie jeśli rosły one w warunkach zacienienia (las w obrębie dwóch poligonów) lub w obecności roślin konkurencyjnego gatunku

z rodzaju *Solidago*, które niekoszone w ramach tej części Projektu, zagłuszyły odrastające po koszeniu osobniki barszczu.

Przed II etapem nastąpiło odrastanie barszczy po pierwszym koszeniu. Były one w wegetatywnej fazie wzrostu (rozety liściowe). Osobniki wegetatywne odrastały z korzeni lub nasady łodygi. Nastąpił także wzrost mniejszych osobników tj. o rozmiarach nie przekraczających wysokości koszenia lub siewek, których rozwój dotąd był ograniczony przez zacienienie.

Ocena skuteczności przeprowadzonych działań zaradczych w roku 2023 wykazała dla trzech poligonów brak ich skuteczności (ocena – 0), ponieważ powierzchnia zajmowana przez osobniki barszczu uległa zwiększeniu o 22, 23 i 49%. Dla kolejnych trzech poligonów odnotowano średnią skuteczność działań zaradczych (ocena – 2), dla jednej dużą skuteczność (ocena – 3), a dla następnych pięciu skuteczność całkowitą (ocena – 4) ponieważ nie stwierdzono obecności barszczu. Uzyskany wynik należy traktować zarówno jako skutek celowo przeprowadzonych zabiegów zwalczania w ramach Projektu, jak też efekt innych działań realizowanych na tych terenach, m.in. roboty budowlane, składowanie gruzu i materii organicznej, zwalczanie barszczy przez właścicieli posesji poprzez wykopywanie roślin lub użycie herbicydu. Szczególnie tam, gdzie występowały pojedyncze osobniki lub małe grupy barszczu rosnące w cieniu/półcieniu, odnotowano istotne ograniczenie występowania IAS-P. Natomiast w dwóch poligonach (niezacienionych i bez obecności konkurencyjnych względem barszczu gatunków), na których barszcz tworzył zwarte skupiska, pomimo prowadzonych zabiegów, nastąpiło zwiększenie zajmowanej przez niego powierzchni, bez istotnej zmiany procentowego pokrycia. Na pięciu poligonach (zacienionych przez pobliskie drzewa oraz intensywnie rozrastającą się konkurencyjną nawłocią), gdzie rosły pojedyncze osobniki barszczu, nie odnotowano ich obecności po przeprowadzonym cyklu działań zaradczych.

Co wynika z przeprowadzonych działań?

Na podstawie przeprowadzonych działań wykazano, że dwukrotne koszenie barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) nie przynosi oczekiwanych efektów, poza niedopuszczeniem roślin do kwitnienia i owocowania. Zabiegi koszenia pobudzają rośliny barszczu do odrastania w następnym sezonie wegetacyjnym. Ich regeneracja jest możliwa także w przypadku, gdy glebowy bank nasion zawiera nasiona barszczu, które będą kiełkowały w kolejnych latach. Z tych powodów koszenie nie może być rekomendowane do stosowania jako metoda zwalczania tego gatunku.

Monitoring faunistyczny, towarzyszący

4.1.3. Wyniki monitoringu faunistycznego

Monitoring faunistyczny, towarzyszący prowadzonemu monitoringowi botanicznemu, objął wybrane grupy zwierząt (por. rozdz. 3.2). Obserwacje były prowadzone na wybranych obszarach w płatach z udziałem barszczy kaukaskich (*Heracleum* spp.), niecierpka gruczołowego (*Impatiens glandulifera*) i nawłoci (*Solidago* spp.).

Liczebność **ptaków** monitorowano w roku 2022 i 2023 w trzech rejonach południowej Polski, w których realizowano działania zaradcze wobec inwazyjnych barszczy kaukaskich: Grodziec Śląski (gmina Jasienica, woj. śląskie – dwie podpowierzchnie badawcze określone jako Rezerwat Morzyk i Łąki), Koszęcin (gmina Koszęcin, woj. śląskie), Krempna (gmina Krempna, woj. podkarpackie – dwie podpowierzchnie badawcze Wrzosowa Polana i Kotań) w późnym okresie (3 czerwca – 17 lipca) sezonu lęgowego 2022 r. W 2023 r. terminy trzech kontroli obejmowały okres 30 maja – 11 lipca.

Ogółem w roku 2022 na wszystkich powierzchniach badawczych zarejestrowano 383 osobniki należące do 67 gatunków ptaków, a w roku 2023 odnotowano 443 osobniki należące do 53 gatunków ptaków. W obydwu latach badań najliczniejszymi gatunkami przebywającymi na badanych powierzchniach były: zięba zwyczajna (*Fringilla coelebs*), bogatka zwyczajna (*Parus major*), modraszka zwyczajna (*Parus caeruleus*), trznadel zwyczajny (*Emberiza citrinella*), kos zwyczajny (*Turdus merus*), łożówka (*Acrocephalus palustris*) i drozd śpiewak (*Turdus philomelos*).



Ryc. 153. Cierniówka (*Sylvia communis*)

Fig. 153. Common Whitethroat (*Sylvia communis*)

(fot./photo Wiesław Król)



Ryc. 154. Makolągwa zwyczajna (*Linaria cannabina*)

Fig. 154. Eurasian Linnet (*Linaria cannabina*)

(fot./photo Wiesław Król)



Ryc. 155. Łozówka (*Acrocephalus palustris*)

Fig. 155. Marsh Warbler (*Acrocephalus palustris*)

(fot./photo Wiesław Król)

Ryc. 156. Gąsiorek (*Lanius collurio*)

Fig. 156. Red-backed Shrike (*Lanius collurio*)

(fot./photo Wiesław Król)



Ryc. 157. Pustułka (*Falco tinnunculus*)

Fig. 157. Kestrel (*Falco tinnunculus*)

(fot./photo Wiesław Król)



W obydwu latach badań, ptaki wyraźnie omijały płaty barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*), zajmującego od 0,1 do około 3% powierzchni w różnych powierzchniach badawczych, przy czym największe płaty barszczu występowały w Grodźcu Śląskim (podpowierzchnia Łąki), Krempnej i Kotaniu. W 2022 r. łączna liczba ptaków odnotowanych w płatach barszczu Sosnowskiego i poza nimi, wyniosła na wszystkich powierzchniach badawczych odpowiednio 14 i 369 osobników, a w 2023 r. 9 i 434 osobników.

Ptaki monitorowano, także w płatach nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i późnej (*S. gigantea*) w sumie na czterech powierzchniach badawczych, wydzielonych po dwie w Ojcowskim Parku Narodowym i w obrębie obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” (por. rozdz. 3.2).

Już na wczesnym etapie badań terenowych potwierdzono wniosek wysnuty na etapie wstępnej analizy, dotyczący niskiego ryzyka negatywnego oddziaływania planowanych zabiegów zwalczania IAS-P na lokalną awifaunę. Charakterystyka badanych obszarów nie wskazywała bowiem na możliwość występowania w ich obrębie rzadkich ptaków, które potencjalnie mogłyby być na taki wpływ narażone. Skład gatunkowy ptaków na badanych obszarach należy uznać za

ubogi, a ich liczebność – za niską. Najwięcej gatunków, 53 stwierdzono w 2023 r. na obszarze Jaworzno W; w 2022 r. liczba stwierdzonych tu gatunków wyniosła 52. Na obszarze Jaworzno E stwierdzono 42 gatunki w 2023 r. i 41 gatunków w 2022 r. Liczba gatunków na obszarze Ojców N w obu latach badań wyniosła po 30, a na obszarze Ojców S – zaledwie po 27. Tak mała różnorodność awifauny była z pewnością wynikiem małej powierzchni badanych obszarów i stosunkowo małej różnorodności występujących na nich siedlisk. Większość gatunków należała do ptaków pospolitych, związanych z lasami i zadrzewieniami. Niewiele było natomiast gatunków preferujących tereny otwarte. Spośród takich gatunków stwierdzono między innymi cierniówkę *Sylvia communis* (ryc. 153), makolągwę zwyczajną (*Linaria cannabina*) (ryc. 154), łożówkę (*Acrocephalus palustris*) (ryc. 155), gąsiora (*Lanius collurio*) (ryc. 156) i pustułkę (*Falco tinnunculus*) (ryc. 157). Nie stwierdzono żadnego gatunku, który w „Czerwonej liście ptaków Polski” (Wilk i in. 2020) został zaliczony do kategorii krytycznie zagrożonych lub zagrożonych. Spośród gatunków zaliczonych do kategorii narażonych, na obszarze Jaworzno W stwierdzono derkacza (*Crex crex*) (1 samca) oraz kszczyka (*Gallinago gallinago*) (2 tokujące samce). Oba te gatunki są wprawdzie związane z obszarami łąkowymi, występowały jednak w odległości kilkuset metrów od powierzchni, na których prowadzono zwalczanie nawłoci. Spośród gatunków zaliczonych na „Czerwonej liście ptaków Polski” do kategorii bliskich zagrożenia, na wszystkich badanych obszarach stwierdzono muchołówkę żałobną (*Ficedula hypoleuca*) (dwie pary na obszarze Ojców N i po jednej parze na pozostałych obszarach). Gatunek ten występował wprawdzie w bezpośrednim sąsiedztwie powierzchni, na których prowadzono zwalczanie, jednak jest on ściśle związany z zadrzewieniami i lasami, a nie z terenami otwartymi.

Należy zwrócić uwagę, że w każdym przypadku liczba gatunków stwierdzonych na danym obszarze w roku 2022 i 2023 była albo bardzo zbliżona, albo wręcz identyczna. Skład gatunkowy i liczebność między latami również podlegały bardzo niewielkim zmianom. Na żadnym z badanych obszarów zmiany te nie polegały na pojawieniu się w 2023 r. niestwierdzonych w 2022 r. gatunków ptaków, które są związane z terenami otwartymi, m.in. łąkami czy polami.

Co wynika z przeprowadzonych obserwacji?

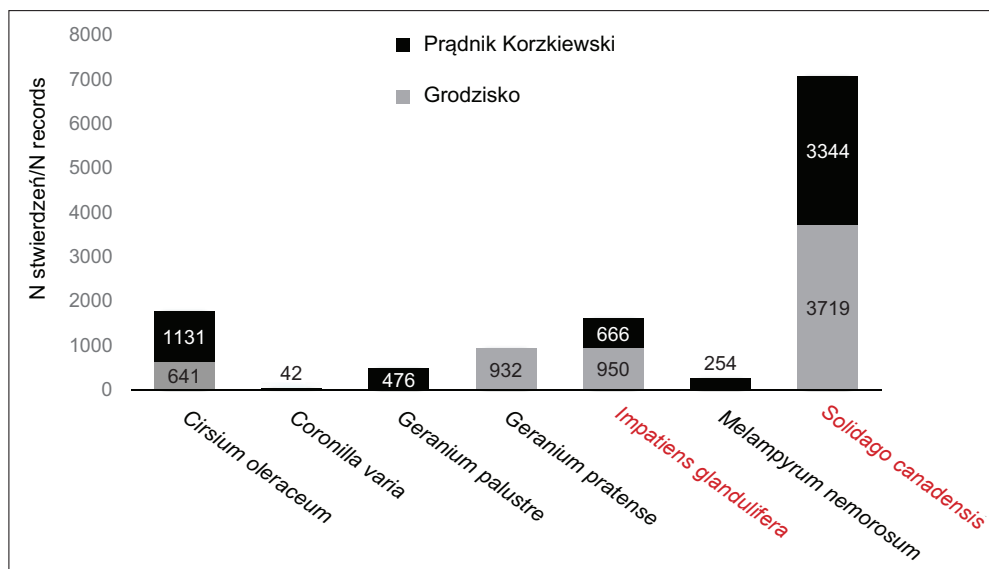
Na podstawie zgromadzonych wyników liczeń ptaków należy stwierdzić, że płaty barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) nie są dogodnym miejscem występowania dla ptaków wróblowych. Najprawdopodobniej jest to spowodowane: 1) kształtem i samym pokrojem barszczu – wysoka łodyga główna i dość rzadkie poprzeczne łodygi (gałęzie), w których ptakom trudno się przemieszczać, 2) brakiem lub nielicznym występowaniem zasobów bezkręgowców (owadów) w jednogatunkowych płatach barszczu. Płaty barszczu Sosnowskiego (*H. sosnowskyi*) powinny być eliminowane ze środowiska, jednak zabiegi te nie powinny odbywać się w okresie lęgowym tj. od połowy kwietnia do połowy lipca, gdyż niektóre gatunki np. łożówka (*Acrocephalus palustris*) może gniazdować w tym środowisku. W przypadku braku możliwości wykonania zwalczania w innym okresie, na terenach, gdzie zachodzi prawdopodobieństwo występowania łożówki (lub innych gatunków) w płatach roślinności z udziałem barszczu, działania związane z usuwaniem IAS-P należałoby poprzedzić inwentaryzacją ptaków na powierzchni przeznaczonej do przeprowadzenia prac.

Uzyskane wyniki wskazują, że zabiegi usuwania nawłoci (*Solidago* spp.) nie miały znaczącego wpływu na lokalną awifaunę. Jedną z możliwych przyczyn jest fakt, że okres jednego roku po zabiegach usuwania, może być zbyt krótki dla wykrycia jego efektów, nawet przy założeniu, że zabiegi były w 100% skuteczne. Co więcej, gatunki ptaków terenów otwartych mogły „nie zdążyć” zareagować z osiedleniem się na powierzchniach, z których usunięto nawłocie. Zatem należy spodziewać się, że w kolejnych sezonach lęgowych wpływ zabiegów zwalczania nawłoci na ptaki, stanie się zauważalny. Warto jednak zaznaczyć, że najbardziej prawdopodobną przyczyną braku istotnych zmian w awifaunie badanych obszarów może być zbyt mała całkowita ich powierzchnia, w tym powierzchnia objęta zwalczaniem nawłoci, aby ptaki terenów otwartych percepowwały efekty tych działań jako pojawienie się nowych, odpowiednio dużych obszarów dogodnego dla nich siedliska, które można zasiedlić.

W badaniach **zapylaczy** porównano dla nich atrakcyjność dwóch wysoce inwazyjnych gatunków obcego pochodzenia, nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i niecierpka gruczołowego (*Impatiens glandulifera*), z pięcioma rodzimymi gatunkami roślin. Badania

przeprowadzono w Ojcowskim Parku Narodowym (por. rozdz. 3.2). Stwierdzono łącznie 12155 pszczołowatych, w tym 6242 w Grodzisku i 5913 w Prądniku Korzkiewskim. Kwiaty badanych gatunków najczęściej odwiedzały pszczoły miodne (*Apis mellifera*) (N = 9797; 80,1%) i trzmiele rude (*Bombus pascuorum*) (N = 1480; 12,9%), natomiast najrzadziej notowany był trzmiel leśny *B. pratorum* (N = 1; 0,01%).

Największą liczbę osobników zapylaczy, bez względu na obszar badań, przyciągała nawłóć kanadyjska (*S. canadensis*) (N = 7063; 58,1%) (ryc. 160). W Grodzisku na nawłoci odnotowano 3719 pszczołowatych, a w Prądniku Korzkiewskim 3344. Dominowały wśród nich pszczoły miodne (*A. mellifera*) (N = 6796). Warto jednak zauważyć, że różnorodność zapylaczy odwiedzających kwiaty nawłoci była najniższa biorąc pod uwagę wszystkie objęte badaniami gatunki roślin.



Ryc. 158. Liczba stwierdzeń pszczołowatych *Apidae*, na kwiatkach badanych gatunków roślin w Grodzisku i Prądniku Korzkiewskim

Objaśnienia: gatunki obce wyróżniono czerwoną czcionką

Fig. 158. The number of findings of *Apidae* bees on the flowers of the plant species studied in Grodzisko and Prądnik Korzkiewski

Captions: alien species are highlighted in red font

Drugim najchętniej odwiedzanym gatunkiem był ostrożeń warzywny (*Cirsium oleraceum*) (N = 1772; 14,6%), dla którego odnotowano więcej stwierdzeń, niż dla niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) (N = 1616; 13,3%) oraz pozostałych rodzimych gatunków roślin objętych badaniami tj. topornicy (cieciorki) pstrej (*Securigena varia*), bodziszka błotnego (*Geranium palustre*) i pszeńca gajowego (*Melampyrum nemorosum*) (ryc. 158). Kwiaty ostrożeńa były szczególnie często odwiedzane w Prądniku Korzkiewskim. Na tym gatunku rośliny stwierdzono, aż 1131 pszczołowatych, natomiast dla niecierpka na tym samym obszarze, odnotowano 666 stwierdzeń. Z kolei w Grodzisku, gatunek obcy wydawał się dominować nad gatunkiem rodzimym, tzn. dla niecierpka zarejestrowano 950 stwierdzeń, a dla ostrożeńa było ich 641. Wśród zapylaczy ostrożeńa dominowała pszczoła miodna (*A. mellifera*) (N = 1498) (ryc. 159), której w Prądniku Korzkiewskim odnotowano na tym gatunku ponad dwukrotnie więcej, niż w Grodzisku. Z kolei kwiaty niecierpka, na obu powierzchniach badawczych, najchętniej były odwiedzane przez trzmieła rudego (*B. pascuorum*) (N = 1177) (ryc. 160). Warto również dodać, że różnorodność pszczołowatych na obu gatunkach roślin należała do najwyższych spośród roślin objętych badaniami. Najrzadziej odwiedzanym przez zapylacze gatunkiem była topornica (N = 42, <1%). Na gatunku tym dominował trzmiel rudy (*B. pascuorum*) (N = 25). Różnorodność zapylaczy odwiedzających ten gatunek rośliny była niska, niemniej



Ryc. 159. Pszczoły miodne (*Apis mellifera*) oraz motyl z rodziny kraśnikowatych *Zygaenidae* na kwiatach ostrożeńa warzywnego (*Cirsium oleraceum*)

Fig. 159. European Honey Bee (*Apis mellifera*) and a butterfly of the *Zygaenidae* family on the flowers of Cabbage Thistle (*Cirsium oleraceum*)

(fot./photo Kamil Najberek)



Ryc. 160. Trzmiel rudy (*Bombus pascuorum*) przed wizytą w kwiecie niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*)

Fig. 160. Common Carder Bee (*Bombus pascuorum*) previous to visiting the flower of Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*)

(fot./photo Kamil Najberek)

i tak przewyższała ona różnorodność zapylaczy odwiedzających kwiaty obcej nawłoci kanadyjskiej.

Co ciekawe, łączna liczba stwierdzeń pszczołowatych na dwóch gatunkach roślin obcego pochodzenia wyniosła 8679 (71,4%), natomiast na pięciu gatunkach rodzimych 3476 (28,6%) (ryc. 158). Natomiast różnorodność stwierdzonych owadów była wyższa na rodzimych gatunkach roślin. Jednak wynik ten zaniżyły w znacznym stopniu stwierdzenia dla obcej nawłoci (*S. canadensis*), którą odwiedzała niemal wyłącznie pszczoła miodna. Dlatego warto podkreślić, że niecierpek gruczołowaty (*I. glandulifera*) wyraźnie wyróżniał się na tle innych gatunków pod względem różnorodności odwiedzających go pszczołowatych.

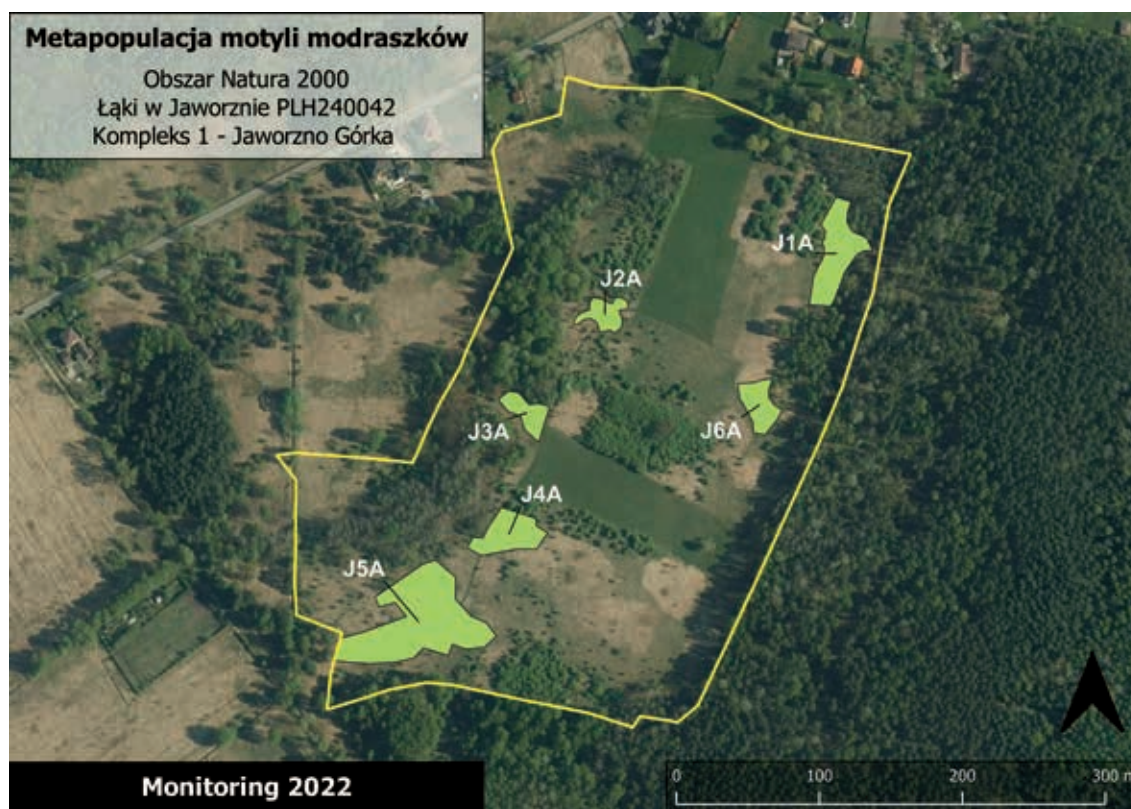
Co wynika z przeprowadzonych badań?

Zebrane dane pozwoliły porównać aktywność zapylaczy z rodziny *Apidae* na roślinach obcego i rodzimego pochodzenia, na obszarze Ojcowskiego Parku Narodowego. Warto podkreślić, że pszczołowate są głównymi zapylaczami wszystkich badanych roślin. Z danych wynika, że oba inwazyjne gatunki obce, nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis*) i niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*), przyciągały większą liczbę owadów zapylających, niż współwystępujące z nimi gatunki rodzime. Wyjątek stanowił rodzimy ostrożeń warzywny (*Cirsium oleraceum*), którego kwiaty okazały się atrakcyjniejsze od kwiatów niecierpka. Niemniej ustępował on pod tym względem obcej nawłoci, z którą ostrożeń ma wspólnego dominującego zapylacza – pszczołę miodną (*Apis mellifera*). Można zatem przypuszczać, że współwystępowanie ostrożeńa warzywnego (*C. oleraceum*) z nawłocią kanadyjską (*S. canadensis*) wpływa negatywnie na

zapylenie pierwszego z gatunków. Z drugiej strony, ostrożeń warzywny (*C. oleraceum*) wydaje się skutecznie konkurować z wysoce nektarodajnym niecierpkim, mogącym skutecznie odciągać zapylacze od roślin dziko rosnących i uprawnych (Chittka & Schürkens 2001; Najberek i in 2021). Nie można zatem wykluczyć, że rodzimy gatunek ostrożenia może osłabiać inwazję obcego niecierpka w miejscach, gdzie oba gatunki razem występują. Wyniki uzyskane dla pozostałych rodzimych gatunków dają podstawy do obaw, że obecność roślin reprezentujących obcą florę w miejscach ich występowania może wpływać negatywnie na ich reprodukcję. Każdy z tych gatunków był odwiedzany przez pszczoły znacznie rzadziej w porównaniu do dwóch gatunków obcych, nawłoci i niecierpka. Warto jednak podkreślić, że uzyskane wyniki nie świadczą bezpośrednio o odciąganiu zapylaczy przez gatunki obce od gatunków rodzimych. Niemniej jednak, na podstawie wykazanych różnic w częstości odwiedzin kwiatów każdego z badanych gatunków można przypuszczać, że oba inwazyjne gatunki obce mogą negatywnie oddziaływać na zapylenie współwystępujących z nimi gatunków rodzimych.

Przedmiotem badań była ocena kondycji populacji dwóch gatunków **motyli z rodziny modraszkatych (*Lycaenidae*)** – modraszka telejusa (*Phengaris telejus*) i modraszka nausitousa (*Phengaris nausithous*) (por. rozdz. 3.2), natomiast celem tych badań była ocena wpływu roślin inwazyjnych – nawłoci kanadyjskiej i późnej (*Solidago canadensis* i *S. gigantea*) na liczebność ich populacji wraz z oszacowaniem skuteczności prowadzonych działań ochronnych na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” i terenie przyległym.

Kompleks płatów JA cechował się wyższym pokryciem krwiściągu lekarskiego (*Sanguisorba officinalis*) rośliny żywicielskiej modraszków, oraz niższym pokryciem nawłoci w porównaniu z kompleksem JB. Kompleks JA w całości znajdował się w części 4 obszaru Natura 2000, natomiast kompleks JB zlokalizowany był w północnowschodniej części 1 obszaru – płaty J1B-J3B i w otulinie części 2 obszaru – płaty J4B i J5B (ryc. 161 i 162, według Zarządzenia



Ryc. 161. Stanowiska modraszków w kompleksie płatów badawczych JA w Jaworznie Górka (Źródło: Główny Urząd Geodezji i Kartografii 2024/geoport.gov.pl)

Fig. 161. Positions of *Phengaris* spp. in the complex of JA research patches in Jaworzno Górka (Source: Central Office of Geodesy and Cartography 2024/geoport.gov.pl)

(opracowanie/compiled by Konrad Kalarus, Adrian Zarychta)

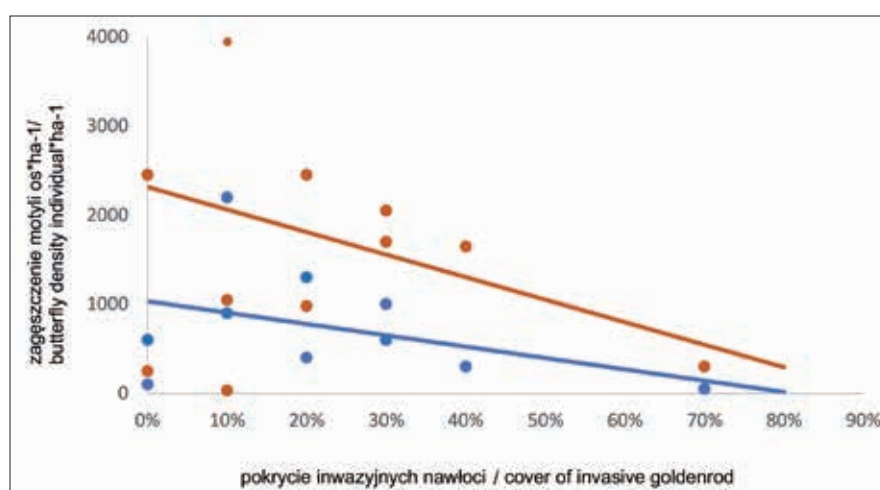


Ryc. 162. Stanowiska modraszków w kompleksie płatów badawczych JB w Łąkach Ciężkowickich (Źródło: Główny Urząd Geodezji i Kartografii 2024/geoportal.gov.pl)

Fig. 162. Positions of *Phengaris* spp. in the complex of JB research patches in Ciężkowice Meadows (Source: Central Office of Geodesy and Cartography 2024/geoportal.gov.pl)

(opracowanie/compiled by Konrad Kalarus, Adrian Zarychta)

Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska). Część 3 obszaru nie została objęta badaniami, gdyż nie stwierdzono tam populacji motyli, a znaczna powierzchnia tej części obszaru porośnięta była zwartymi płatami nawłoci, która często osiągała 100% pokrycie. Motyle mogą tam nielicznie występować, ale nie udało się ich wykryć. Część 1 i 2 obszaru, także są w znacznym stopniu porośnięte nawłocią i krzewami. W przypadku części 2 dość dobre siedlisko dla



Ryc. 163. Relacja między względnym zagęszczeniem motyli modraszków, a pokryciem inwazyjnych nawłoci
Objaśnienia: na pomarańczowo oznaczono *Phengaris teleius*, na niebiesko *Ph. nausithous*

Fig. 163. The relationship between the relative density of the genus *Phengaris* (*Lycaenidae*) butterflies and the cover of invasive goldenrod

Captions: Scarce Large Blue (*Phengaris teleius*) is marked in orange, Dusky Large Blue (*Ph. nausithous*) in blue

motyli stanowi otulina obszaru, która je przyciąga. Jednakże płat J4B został skoszony około 2 sierpnia, w okresie lotu motyli. Najlepiej zachowana jest część 4 Obszaru. Duży teren w jej centrum (pomiędzy płatami J4A i J3A oraz płatami J2A i J1A) jest regularnie koszony, a pozostałe niekoszone płaty cechują się dobrymi warunkami siedliskowymi (ryc. 161). Największą powierzchnię ma płat J5A, który porośnięty jest roślinnością charakterystyczną dla łąk trzęślicowych.

Oba gatunki motyli występowały na każdym z badanych płatów siedlisk. *Ph. teleius* był liczniejszym gatunkiem niż *Ph. nausithous*. Wszystkie badane lokalne populacje *Ph. teleius* zarówno w kompleksie JA jak i JB cechowały się wyższą liczbą osobników niż populacje sympatrycznie występującego gatunku *Ph. nausithous* (ryc. 163).

Populacje obu gatunków zasiedlające kompleks JA były liczniejsze niż populacje żyjące w kompleksie JB. Najbardziej liczne populacje obu gatunków występowały kolejno na płatach J5A, J1A i J2A w kompleksie JA oraz J3B, J1B i J5B w kompleksie JB. Płaty J2A i J6A cechowały się wysokim względnym zagęszczeniem motyli w kompleksie JA, a płaty J1B i J3B w kompleksie JB.

W ramach prowadzonych badań odnotowano tendencje spadku zagęszczenia motyli wraz ze wzrostem udziału nawłoci (ryc. 163). W przypadku pokrycia nawłoci (*Solidago* spp.) i krwiściągu lekarskiego (*Sanguisorba officinalis*) traktowanego jako zmienne kategoryczne – małe pokrycie vs duże pokrycie, decydującym czynnikiem okazało się pokrycie rośliny żywicielskiej (małe 1392 ± 518 SE, duże 3482 ± 679 SE) $F = 5,99$; $P = 0,044$, natomiast pokrycie nawłoci i interakcja nie osiągnęły istotności statystycznej.

Co wynika z przeprowadzonych badań?

Badania wykazały negatywny wpływ roślin inwazyjnych na owady, a konkretnie na dwa gatunki parasolowe, jakimi są modraszki – telejus (*Ph. teleius*) i nausitous (*Ph. nausithous*), których siedlisko porasta obcy gatunek nawłoci. Negatywne oddziaływanie nawłoci odzwierciedlone zostało przez wypieranie gatunków rodzimych roślin oraz zmianę warunków siedliskowych i zaburzenie struktury i składu gatunkowego roślinności. W efekcie nawłoci ograniczają także liczebność owadów.

Siedlisko badanych gatunków modraszków stanowią zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*). Motyle te wymagają w swoim cyklu życiowym dwóch kluczowych zasobów – rośliny żywicielskiej krwiściągu lekarskiego (*Sanguisorba officinalis*) i żywicielskich mrówek z rodzaju *Myrmica*. Działania ochronne powinny mieć w szczególności na celu utrzymanie siedliska, które może zapewnić modraszkom wymienione, kluczowe zasoby tj. kwitnącą od lipca do września roślinę żywicielską i występowanie żywicielskich mrówek.

Dla inwentaryzowanego Obszaru Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” w kolejności (według Zarządzenia Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska) wymieniono najważniejsze zagrożenia: zaniechanie/brak koszenia, obce gatunki inwazyjne, problematyczne gatunki rodzime, zasypany teren, melioracje i osuszanie oraz zmiana składu gatunkowego (sukcesja). Podane zagrożenia nadal istnieją, a stan zachowania siedlisk i jego wpływ na aktualne liczebności populacji motyli jest rezultatem prowadzonego użytkowania terenu, niewystarczających lub błędnie funkcjonujących działań ochronnych lub nawet braku takich działań od momentu utworzenia obszaru Natura 2000 do chwili obecnej.

Wyższe liczebności populacji modraszka telejusa (*Phengaris teleius*) w porównaniu do współwystępującego z nim m. nausitousa (*Ph. nausithous*), można uznać za sytuację typową, ponieważ najczęściej taki stan jest stwierdzany w Polsce. Bardzo ważny z punktu widzenia ochrony populacji modraszków i znaczenia badanego obszaru Natura 2000 jest fakt, że w obrębie każdego płatu siedliska, w dwóch badanych kompleksach JA i JB, występują jednocześnie oba gatunki motyli.

Monitoringiem faunistycznym, prowadzonym na wyznaczonych powierzchniach znajdujących się na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” oraz na terenie Góra Bielana w Jaworznie, objęto także przedstawicieli należących do podrzędu **pluskwiaków różnoskrzydłych (*Heteroptera*)**. Łącznie, na badanym obszarze, stwierdzono występowanie 58 gatunków pluskwiaków różnoskrzydłych, w tym 47 na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”, a 43 na obszarze Góra Bielana.

Kompleks płatów JA (ryc. 161) cechował się niższym pokryciem nawłoci w porównaniu z kompleksem JB (ryc. 162). Kompleks JA w całości znajdował się w obrębie obszaru Natura 2000, natomiast kompleks JB zlokalizowany był w północnowschodniej części obszaru – płaty J1B-J3B oraz w jego otulinie – płaty J4B i J5B (ryc. 162, według Zarządzenia Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska).

Kompleks płatów JB nie wykazuje znacznego zróżnicowania siedliskowego, co skutkuje zarówno mniejszą różnorodnością gatunkową, jak również znacznie mniejszą liczbą osobników wykazanych w trakcie prowadzonych badań. Należy zaznaczyć, iż w obrębie omawianego kompleksu płatów, jedynie na powierzchniach J4B, J5B i J6B stwierdzono występowanie wyraźnego dominanta. W przypadku powierzchni J4B i J6B jest to *Trigonotylus caelestialium* z rodziny *Miridae*, często spotykany na koszonych, wilgotnych łąkach. W przypadku powierzchni J5B, dominującym gatunkiem był *Coreus marginatus*, troficznie związany z gatunkami z rodzaju szczaw (*Rumex* spp.).

W przypadku płatów J1B, J2B oraz J3B nie stwierdzono wyraźnego dominanta, ale liczebność osobników, wykazanych podczas wszystkich kontroli wspomnianych płatów była kilkukrotnie niższa w porównaniu z pozostałymi płatami z kompleksu JB. W obrębie płatów J1B-J3B stwierdzano przede wszystkim gatunki należące do rodzin *Miridae* (gatunki oligofagiczne) oraz *Nabidae* (drapiezniki), co może świadczyć o niewielkim zróżnicowaniu siedliskowym w obrębie omawianych powierzchni badawczych.

Duży teren w obrębie części centralnej kompleksu płatów JA (pomiędzy płatami J4A i J3A oraz płatami J2A i J1A) jest regularnie koszony. Największą powierzchnię ma płat J5A, który porośnięty jest roślinnością charakterystyczną dla łąk trzęślicowych. Cały kompleks stanowi obszar niskiej roślinności, bez większych barier pomiędzy badanymi płatami. Struktura gatunkowa pluskwiaków różnoskrzydłych w obrębie wszystkich płatów kompleksu JA nie wskazuje na dominację któregoś z wykazanych w trakcie badań taksonów (zaburzenia struktury dominacji). Najbogatszym, pod względem gatunkowym, okazał się płat J1A, na którym odłowiono 19 gatunków *Heteroptera*, w przeciwieństwie do płatu J4A, w obrębie którego stwierdzono obecność zaledwie 3 gatunków pluskwiaków różnoskrzydłych.

Kompleks płatów JC szacunkowo w około 60% pokryty jest przez nawłoc. Pomimo tak znacznego udziału IAS-P to właśnie kompleks płatów J1C i J2C wykazuje się największą różnorodnością gatunkową w obrębie badanej grupy owadów (odpowiednio 36 i 34 gatunki). Płaty te stanowią bardzo zróżnicowane, pod względem siedliskowym, stanowiska przyrodnicze z bogatą pokrywą roślinną (w tym gatunkami kserotermicznymi) i pomimo znacznego udziału nawłoci, wykazują wysoki stopień zróżnicowania gatunkowego pluskwiaków różnoskrzydłych. Na obu wymienionych płatach wyraźnym dominantem jest *Nithecus jacobaeae*, który w przypadku płatu J2C wykazał wyraźną dominację liczby osobników odłowionych na omawianym obszarze (ponad dwukrotnie więcej, niż liczebność kolejnego z gatunków *Plagionathus chrysanthemii*). Należy również zaznaczyć, iż struktura dominacji w przypadku płatów z kompleksu JC jest wyraźna, dlatego zauważalna jest dominacja gatunków *Nithecus jacobaeae* oraz *Plagiognathus chrysanthemii* w odniesieniu do obu badanych powierzchni w obrębie kompleksu.

Co wynika z przeprowadzonych badań?

Siedlisko badanych gatunków pluskwiaków stanowią zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*), które pomimo obecności płatów z dominującym udziałem nawłoci, są nadal bogate florystycznie i stanowią obfitą bazę pokarmową dla fitofagicznych pluskwiaków. Duży potencjał dyspersyjny (zdolność do przemieszczania się) pluskwiaków oraz mozaikowość tego siedliska, sprzyja zachowaniu względnego bogactwa gatunkowego badanej grupy owadów. Niemniej wysoka dominacja niektórych pluskwiaków (w płatach kompleksu JC), a ogólnie ich niższa różnorodność gatunkowa (w płatach kompleksu JB), świadczy o narastającej degradacji siedliska wywołanej rozprzestrzenieniem się nawłoci, co skutkuje ubożeniem struktury zgrupowań pluskwiaków.

Działania ochronne powinny w szczególności polegać na utrzymaniu siedliska, które może zapewnić pluskwiakom właściwe zasoby pokarmowe i warunki umożliwiające przejście całego cyklu życiowego. Zagrożeniami, które nadal występują w siedlisku badanych gatunków pluskwiaków są m.in. zaniechanie lub brak koszenia, obce gatunki inwazyjne, melioracje i osu-

szanie terenu. Stan zachowania siedliska i jego wpływ na skład gatunkowy i liczebność pluskwia-
ków często zależą m.in. od sposobu użytkowania terenu czy skuteczności prowadzonych działań
ochronnych od momentu utworzenia obszaru chronionego.

4.1.4. Odtwarzanie ekosystemów poprzez odtwarzanie roślinności/siedlisk na wybranych obszarach

Działania podjęte w tym zadaniu miały charakter eksperymentów, a ich celem było przy-
spieszenie procesów odtwarzania określonego typu zbiorowiska roślinnego, dostosowanego do
lokalnych warunków siedliskowych, po przeprowadzonych zabiegach zaradczych wobec okre-
ślonego IAS-P (por. rozdz. 3.3).

Renaturyzacja obszaru po zabiegu usunięcia nawłoci poprzez rozłożenie siana

Celem działania było wzmocnienie różnorodności gatunkowej łąk zmiennowilgotnych
w miejscach (płatach) zdominowanych przez inwazyjne obce gatunki z rodzaju nawłoc, po ich
wykoszeniu (por. rozdz. 3.3). Wraz z rozłożonym świeżym sianem pozyskanym z fragmentów
łąki z zachowanym składem rodzimych gatunków, dostarczona została na powierzchnię po wy-
koszonej nawłoci, większa pula nasion roślin typowych dla siedliska. Ich rozwój, w założeniu,
miał dodatkowo zahamować regenerację nawłoci.



Ryc. 164. Efekty przeprowadzonych zabiegów renaturyzacyjnych w płatach łąk zmiennowilgotnych na obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie” – na przykładzie wybranego poligonu badawczego

Objaśnienia: A – stan roślinności w czasie monitoringu początkowego (zerowego) w czerwcu 2022 r; nawłoc w pokryciu do 95%, B – stan roślinności w czasie monitoringu efektów przeprowadzonych działań zaradczych w czerwcu 2023 r; nawłoc w pokryciu do 75%, z niższymi pędami

Fig. 164. Effects of restoration treatments carried out in patches of *Molinia* meadow in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie” – in the example of a selected test plot

Captions: A – vegetation status at the time of initial (zero) monitoring in June 2022; goldenrod with up to 95% cover, B – vegetation status at the time of monitoring the effects of the remedial actions carried out in June 2023; goldenrod with up to 75% cover, with shorter shoots

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

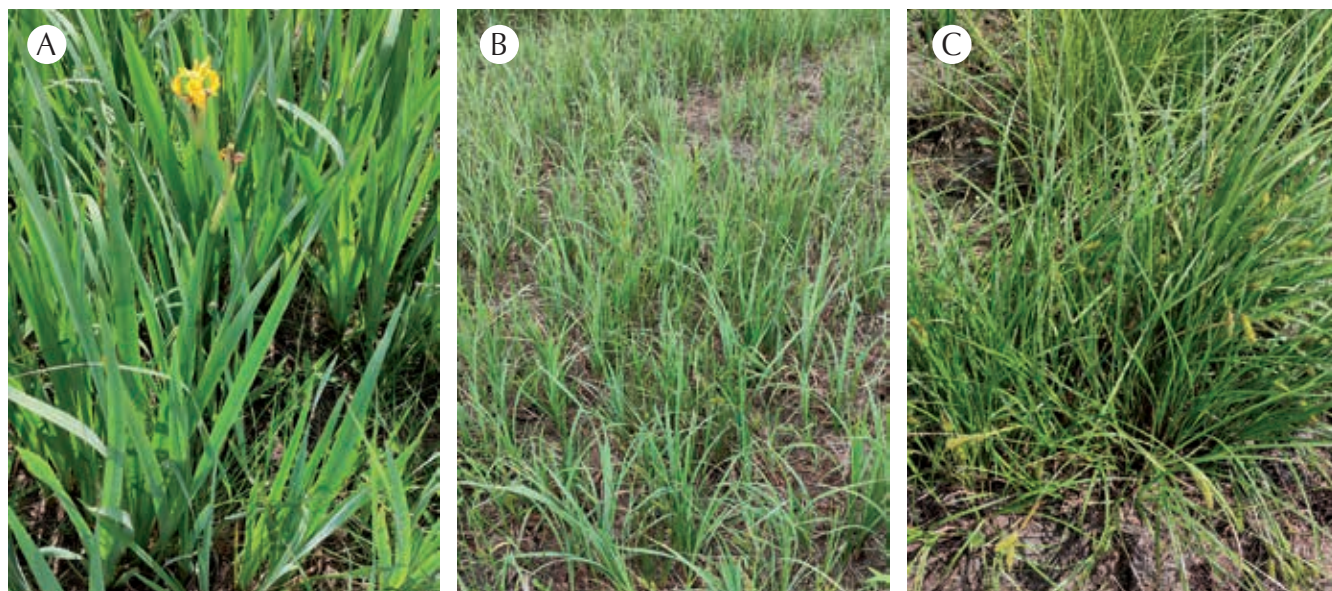
W obszarze Natura 2000 „Łąki w Jaworznie”, na powierzchni poddanej zabiegom usuwania
nawłoci (dwukrotne koszenie roślin IAS-P, w kolejnych dwóch sezonach wegetacyjnych 2022-
2023 r., por. rozdz. 3.3) w sezonie wegetacyjnym 2023 r. potwierdzono zróżnicowany spadek po-
krycia nawłoci (3-20%), w zależności od miejsca oraz spadek tempa wzrostu roślin IAS-P (pędy
nawłoci były niższe w porównaniu do wysokości osiągniętej w poprzednim sezonie wegetacyj-
nym, podczas monitoringu początkowego) (ryc. 164A-B). Analogicznie wzrosło łączne pokrycie
gatunków niedocelowych, w zakresie od 1 do 5% w zależności od miejsca. Do gatunków roślin,

które zwiększyły pokrycie należały: rdest wężownik (*Polygonum bistorta*), bukwica zwyczajna (*Betonica officinalis*), olszewnik kminkolistny (*Selinum carvifolia*) i kłosówka wełnista (*Holcus lanatus*). Na ograniczonych powierzchniach odnotowano wzrost pokrycia trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*). Z kolei gatunkiem, dla którego w kilku poligonach odnotowano spadek pokrycia była tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*). W składzie florystycznym niektórych monitorowanych poligonów, w porównaniu ze stanem zarejestrowanym w monitoringu zerowym, pojawiły się gatunki nowe, m.in. bukwica zwyczajna (która w innych miejscach płatu objętego zabiegami zwiększała swoje pokrycie), jaskier różnolistny (*Ranunculus auricomus*) czy firletka poszarpana (*Lychnis flos-cuculi*). Zwraca uwagę bardziej wyraźna (rejestrowana w kilku poligonach) „reakcja” roślin dwóch gatunków na prowadzone zabiegi, tj. bukwicy zwyczajnej i jaskra różnolistnego.

Należy podkreślić, że ze względu na krótki okres prowadzonych zabiegów (dwa sezony wegetacyjne), zebrane dane nie są wystarczające dla wiarygodnej oceny uzyskanych efektów. Po powtórzeniu cyklu zabiegów w sezonie wegetacyjnym 2023 r., konieczny jest kolejny monitoring latem 2024 r., w celu dokumentowania efektów i trwałości zachodzących zmian w roślinności oraz kontynuowanie działań w kolejnych latach. Należy założyć, że przyjęty kierunek renaturyzacji z czasem przyniesie oczekiwane efekty, co potwierdzają eksperymenty innych badaczy przeprowadzone w okresie 6-letnim (Szymura i in. 2022). Rozsypanie świeżego siana na powierzchnię, na których jednocześnie były koszone nadziemne pędy nawłoci, dwukrotnie w sezonie, znacząco zmniejszyło biomasa IAS-P i pozwoliło na uzyskanie najwyższego pokrycia roślin gatunków typowych dla zbiorowiska roślinnego. Należy dodać, że siano rozłożone równomiernie na wykoszonej powierzchni wcześniej zdominowanej przez nawłóć, znajdowało się w stanie rozkładu i tym samym nie blokowało kiełkowania roślin łąkowych.

Renaturyzacja obszaru po zabiegu usunięcia nawłoci z zastosowaniem specjalnie do tego celu przygotowanej mieszanki nasion

Celem eksperymentu było uzyskanie optymalnego składu mieszanki nasion gatunków roślin dostosowanych do konkretnych warunków edaficzno-klimatycznych. Na potrzeby eksperymentu zaplanowano alternatywne składy mieszanek nasion i procedurę postępowania (por. rozdz. 3.3).

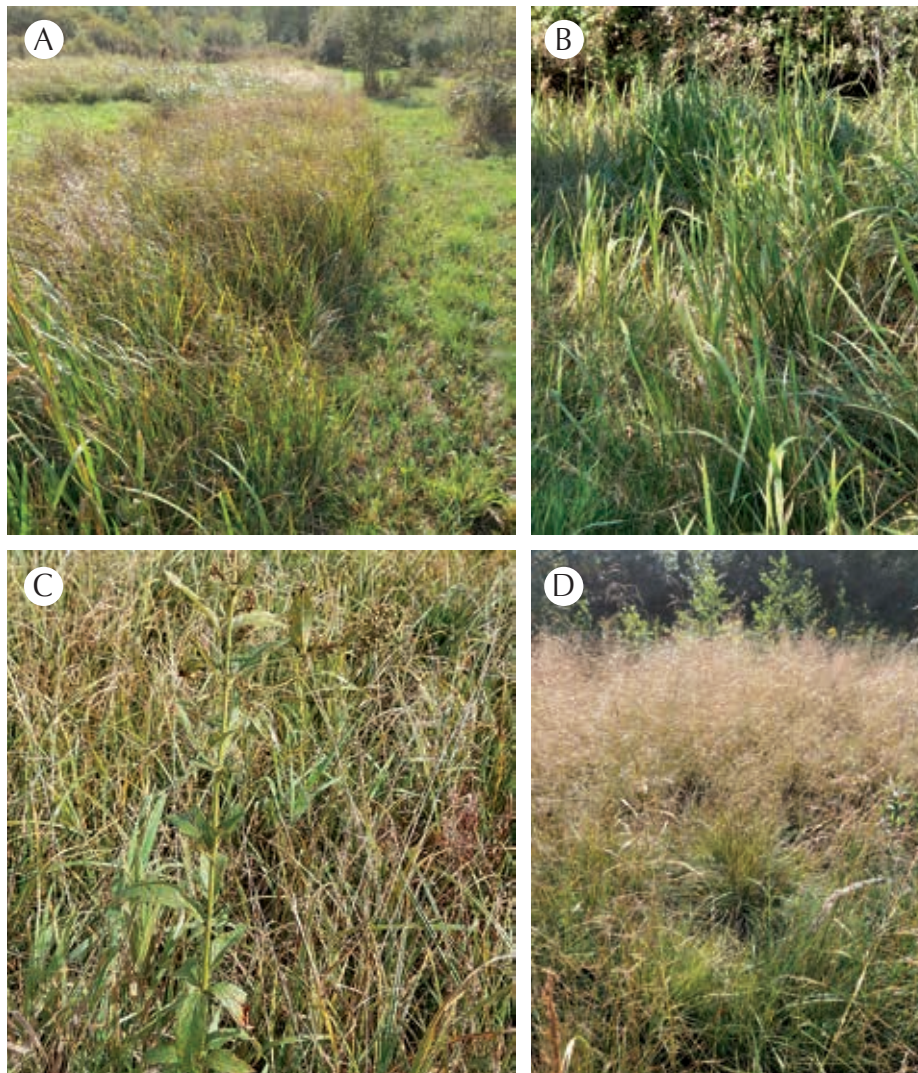


Ryc. 165. Roślinność porastająca powierzchnię w otulinie obszaru Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” w 2022 r. – pierwszy rok po renaturyzacji

Objaśnienia: A – kosaciec żółty (*Iris pseudacorus*), B – manna mielec (*Glyceria maxima*), C – turzyca pęcherzykowata (*Carex vesicaria*)

Fig. 165. The vegetation covering the surface in the Natura 2000 buffer zone of “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” in 2022 – the first year after restoration

Captions: A – Yellow Iris (*Iris pseudacorus*), B – Reed Sweet-grass (*Glyceria maxima*), C – Bladder-sedge (*Carex vesicaria*) (fot./photo Beata Grygierzec)



Ryc. 166. Roślinność porastająca powierzchnię w otulinie obszaru Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” w 2023 r. – drugi rok po renaturyzacji

Objaśnienia: A-B – szuwar mанный z manną mielec (*Glyceria maxima*), C – tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*), D – śmiałek darniowy (*Deschampsia caespitosa*)

Fig. 166. The vegetation covering the surface in the Natura 2000 buffer zone of “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” in 2023 – the second year after restoration

Captions: A-B – a community with Reed Sweet-grass (*Glyceria maxima*), C – *Lysimachia vulgaris*, D – Tufted Hair-grass (*Deschampsia caespitosa*)

(fot./photo Beata Grygierzec)

Na powierzchni stanowiącej część otuliny obszaru Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”, w czerwcu i lipcu 2022 r., czyli w kolejnym roku po wysiewie wielogatunkowej mieszanki renaturyzacyjnej, dokonano spisów florystycznych i oceniono pokrycie roślin. Ze składu florystycznego zastosowanego w mieszance na powierzchniach, gdzie mieszanki zostały wysiane stwierdzono: tojeść pospolitą (*Lysimachia vulgaris*) (8%), krwawnikę pospolitą (*Achillea millefolium*) (2%), wiązówkę błotną (*Filipendula ulmaria*) (2%), kostrzewę trzcinową (*Festuca arundinacea*) (2%), bodziszka błotnego (*Geranium palustre*), a także tymotkę łąkową (*Phleum pratense*) (1%). Zabiegi renaturyzacyjne polepszyły warunki wzrostu i rozwoju roślin, które pierwotnie występowały w małej ilości, bądź w postaci nasion w glebie. Swoją udział w zbiorowisku zwiększyły gatunki z rodzaju turzycy (*Carex* spp.) (8%) i sit (*Juncus* spp.) (8%), a także śmiałek darniowy (*Deschampsia caespitosa*) (5%), krwawnik pospolita (*Lythrum salicaria*) (4%), kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*) (3%) oraz mietlica pospolita (*Agrostis capillaris*) (3%) (ryc. 165A-C). Łączne pokrycie roślinności zielonej oszacowano na 73%, zaś całościowe pokrycie gatunków niedocelowych na 81%. Sumarycznie stwierdzono w renaturyzowanym użytku 41 gatunków roślin. W połowie września 2022 r. roślinność skoszono i usunięto z powierzchni działki.



Ryc. 167. Roślinność porastająca powierzchnię w otulinie obszaru Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” w październiku 2023 r. – drugi rok po renaturyzacji

Objaśnienia: A-B – ruń zbiorowiska zielnego po skoszeniu, C – odrastający osobnik krwiściągu lekarskiego (*Sanguisorba officinalis*)

Fig. 167. The vegetation covering the surface in the Natura 2000 buffer zone of “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” in October 2023 – the second year after restoration

Captions: A-B – sward of herbaceous community after mowing, C – regrowth of a Great Burnet (*Sanguisorba officinalis*) individual

(fot./photo Beata Grygierzec)

W drugim roku od wykonania renaturyzacji rośliny zastosowane w mieszance, nie zwiększyły swojego udziału w zbiorowisku, w odniesieniu do roku poprzedniego. Natomiast gatunki takie jak śmiatek darniowy (*Deschampsia caespitosa*) oraz manna mielec (*Glyceria maxima*), występujące w zbiorowisku w niewielkim udziale przed renaturyzacją, w 2023 r. pokrywały powierzchnię działki w 5-6%. Łączne pokrycie przez roślinność oszacowano na 81%, zaś przez gatunki niedocelowe określono na 90% (ryc. 166A-D). Na renaturyzowanej powierzchni stwierdzono sumarycznie 44 gatunki roślin, w tym dwa nowe gatunki pochodzące z mieszanki, tj. czarcikęs łąkowy (*Succisa pratensis*) oraz wiechlina łąkowa (*Poa pratensis*). W końcu września 2023 r., powierzchnię ponownie skoszono i biomasa usunięto z działki (ryc. 167A-C).

W celu zwiększenia bioróżnorodności w renaturyzowanym obszarze, w tym umożliwienia pojawienia się w zbiorowisku innych, dotąd nieobecnych gatunków, których nasiona były w zastosowanej mieszance, należy corocznie wykonywać późne koszenie (najlepiej we wrześniu) na całej renaturyzowanej powierzchni. Powstałą biomasa nadziemną po skoszeniu należy usunąć. Zabiegi te powinny być wykonywane regularnie. Ich zaniechanie spowoduje ponowne opanowanie terenu przez nawłóć, dominującą w otoczeniu renaturyzowanej powierzchni, skąd może łatwo na nią przenikać.

Próba zahamowania regeneracji rdestowca, połączona z odbudową populacji rodzimych gatunków roślin

Równoległe do prowadzonych działań renaturyzacyjnych zaplanowanych w celu kontroli rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) na Górze Bielana w Jaworznie (por. rozdz. 3.3), z odpowiednim przesunięciem w czasie, monitorowano efekty prowadzonych zabiegów.

Monitoring początkowy – zerowy wykonano latem 2022 r., w pełni rozwoju rdestowca ostrokończystego (*R. japonica*) oraz większości roślin współtowarzyszących. Zebrane dane dotyczyły całego płatu IAS-P, dodatkowo założono dwie powierzchnie (poligony) badawcze wewnątrz płatu (ryc. 168).



Ryc. 168. Zwarty płat rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) na Górze Bielana w Jaworznie podczas monitoringu początkowego – zerowego, w lipcu 2022 r.

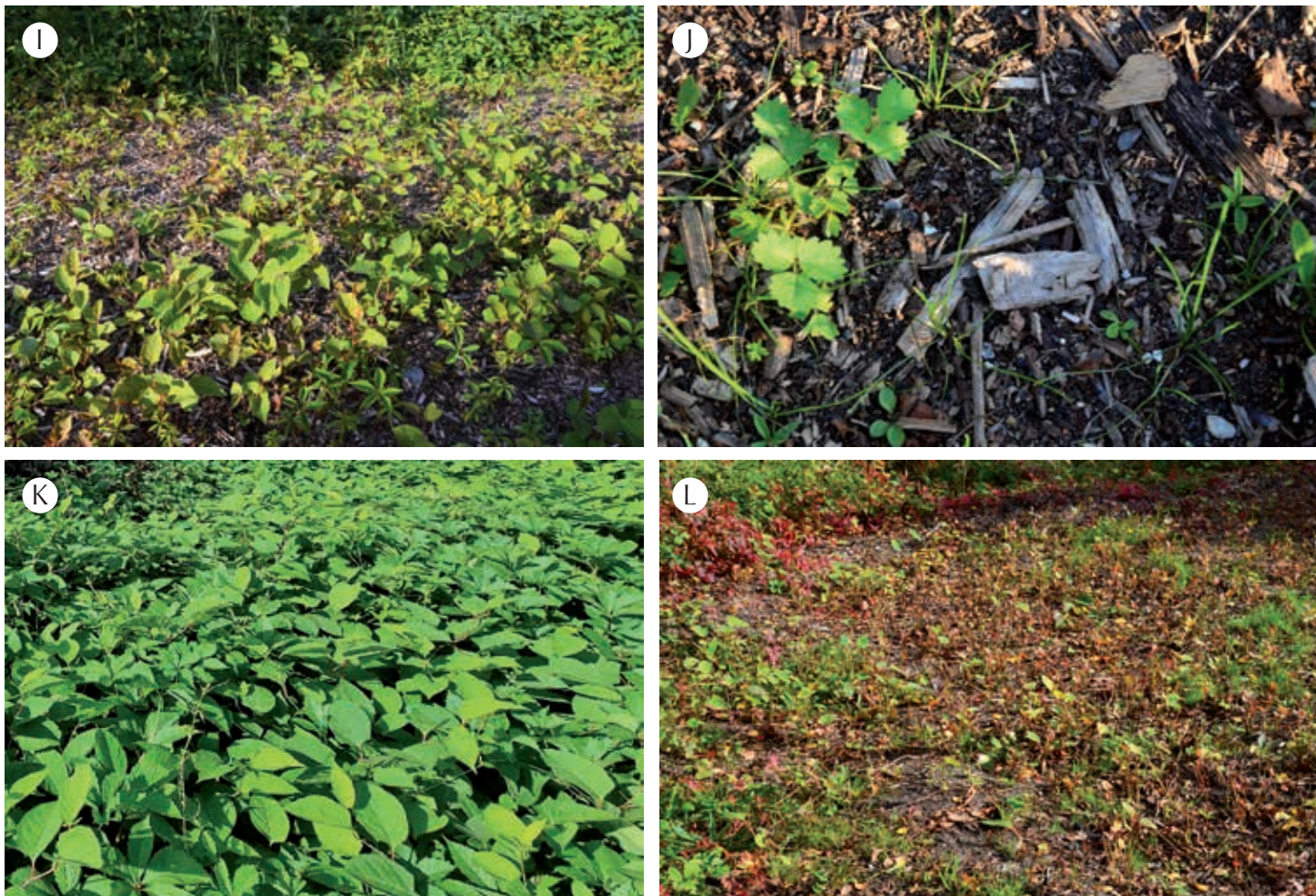
Fig. 168. A compact patch of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) in the Góra Bielana site in Jaworzno during initial-zero monitoring, July 2022

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik)

W monitorowanym płacie IAS-P, obok rdestowca występował inny gatunek obcy, winobuszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*), którego pędy wspinały się na łodygi rdestowca. Warstwa roślin zielnych nie była rozwinięta, powierzchnię gruntu pokrywała biomasa rdestowca (z poprzednich sezonów wegetacyjnych). Odnotowano pojedyncze siewki i młode rośliny podagrycznika pospolitego (*Aegopodium podagraria*) i powoju polnego (*Convolvulus arvensis*). Pokrycie rdestowca w założonych poligonach wynosiło 100%.

W kolejnym sezonie wegetacyjnym (2023 r.) przeprowadzono pełny cykl działań zaradczych, polegających na usuwaniu nadziemnych pędów i podziemnych kłączy rdestowca do głębokości ok. 40 cm, wraz z wysianiem mieszanki nasion na odsłoniętą i odpowiednio przygotowaną powierzchnię (por. rozdz. 3.3). Jednocześnie w odpowiednich terminach (2-3 tygodnie po przeprowadzonym zabiegu) monitorowano stan roślinności w miejscu występowania rdestowca (ryc. 169A-L).





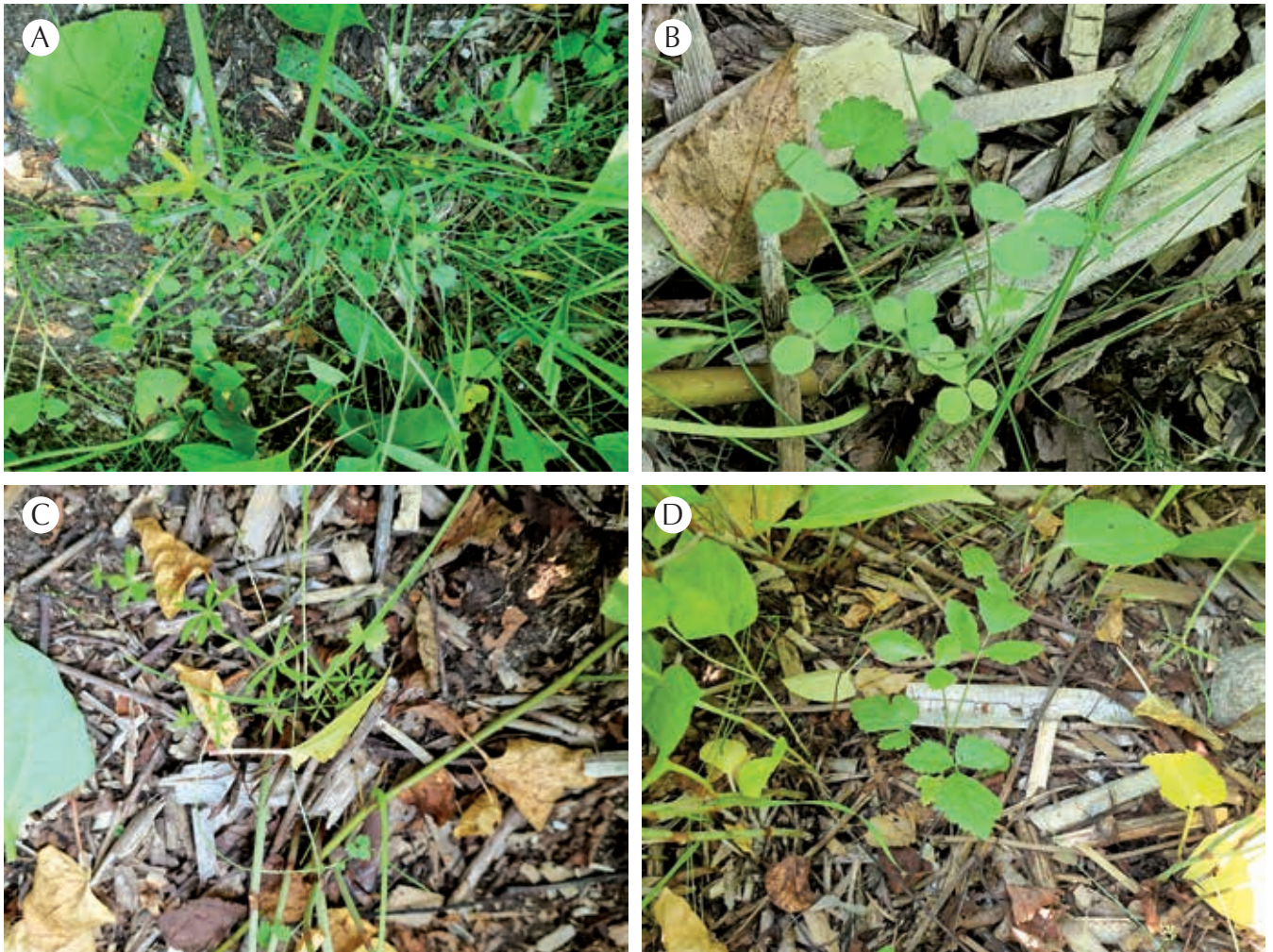
Ryc. 169. Efekty usuwania rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) na Górze Bielana w Jaworznie, w sezonie wegetacyjnym 2023 r. Objasnienia: A – suche, skoszone w roku 2022, pędy rdestowca na miejscu prowadzenia działań; kwiecień 2023 r., B – regenerujące się nowe pędy rdestowca z podziemnych kłączy; kwiecień 2023 r., C – stan populacji wiosną; maj 2023 r., D – pędy rdestowca w poligonie badawczym; maj 2023 r., E – stan populacji rdestowca po wycince pędów i wykopaniu kłączy; w workach śmieci zebrane i wykopane podczas działań zaradczych; czerwiec 2023 r., F – regenerujące się pędy rdestowca i winobluszcza (*Parthenocissus* sp.) z kłączy pozostałych w glebie; czerwiec 2023 r., G – stan populacji rdestowca; koniec czerwca 2023 r., H – pędy rdestowca w poligonie badawczym; koniec czerwca 2023 r., I – stan populacji rdestowca po zabiegach selektywnej wycinki pędów; sierpień 2023 r., J – rośliny kielkujące z mieszanki nasion; sierpień 2023 r., K – stan populacji rdestowca we wrześniu 2023 r., L – i w październiku 2023 r., po selektywnym ścięciu pędów rdestowca

Fig. 169. Effects of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) removal in the Góra Bielana site in Jaworzno, during the 2023 growing season
Captions: A – dry knotweed shoots mowed in 2022 at the site; April 2023, B – new knotweed shoots regenerating from underground rhizomes; April 2023, C – population status in spring; May 2023, D – knotweed shoots in a test plot May 2023, E – knotweed population status after shoots were cut and rhizomes dug up; bags of garbage collected and dug out during remedial actions; June 2023, F – regenerating shoots of knotweed and *Parthenocissus* sp. from rhizomes remaining in the soil; June 2023, G – state of the knotweed population; end of June 2023, H – shoots of knotweed in the test plot; end of June 2023, I – state of the knotweed population after selective shoot cutting treatments; August 2023, J – plants germinating from the seed mixture; August 2023, K – state of the knotweed population in September 2023, L – and in October 2023, after selective cutting of knotweed shoots

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik A-J i L; Katarzyna Bzdęga K)

Każdorazowo po przeprowadzonych zabiegach, zwarcie rdestowca (a także winobluszcza) zmniejszało się, zarówno w poszczególnych poligonach, jak i na całej powierzchni porośniętej przez roślinę. Pędy były niższe i cieńsze (w porównaniu do stanu w sezonie 2022 r.). Jednak, w stosunkowo krótkim czasie, pędy rdestowca ponownie regenerowały się z fragmentów kłączy pozostałych w ziemi, mimo powtarzania zabiegów wycinki oraz połączenia wycinki pędów nadziemnych z wykopywaniem kłączy.

W czasie prowadzonego monitoringu odnotowano pojawienie się innych niedocelowych gatunków, które nie były notowane podczas monitoringu początkowego – zerowego. Pokrycie tej grupy roślin zielnych (z wyłączeniem IAS-P) było zróżnicowane, w zależności od miejsca (od 5 do 20%). Odnotowano siewki i młode rośliny, których nasiona wprowadzono z mieszanką: komonicy zwyczajnej (*Lotus corniculatus*), babki lancetowatej (*Plantago lanceolata*), koniczyny



Ryc. 170. Uzyskane efekty renaturyzacji powierzchni, na której usuwano rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) na Górze Bielana w Jaworznie obserwowane w 2023 r.

Objaśnienia: A – siewki i młode rośliny traw i krwiściągu mniejszego (*Sanguisorba minor*), B – trawy i koniczyna (*Trifolium* spp.) najprawdopodobniej pochodzące z wysianej mieszanki, C – przytulia czepna (*Galium aparine*), D – jeżyna popielica (*Rubus caesius*), które wykiełkowały z glebowego banku nasion, po wycięciu pędów rdestowca i odsłonięciu powierzchni gleby

Fig. 170. The effects obtained by restoration on the area from which Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) was removed in the Góra Bielana site in Jaworzno; observed in 2023

Captions: A – seedlings and young plants of grasses and Salad Burnet (*Sanguisorba minor*), B – grasses and clover (*Trifolium* spp.) most likely from the seeded mix, C – Cleavers (*Galium aparine*), D – Dewberry (*Rubus caesius*), which germinated from the soil seed bank, after cutting the shoots of the knotweed and exposing the soil surface

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

polnej (*Trifolium arvense*), krwiściągu mniejszego (*Sanguisorba minor*) oraz kilku gatunków traw. Ponadto stwierdzono siewki przytuli czepnej (*Galium aparine*), bluszczka kurdybanka (*Glechoma hederacea*) i włośnicy zielonej (*Setaria viridis*), które przypuszczalnie wykiełkowały z glebowego banku nasion, po odsłonięciu powierzchni (ryc. 170A-D). W jednym z poligonów odnotowano trzcinika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) i jeżynę popielicę (*Rubus caesius*), gatunki rodzime uznawane za ekspansywne (Mróz 2010), występujące licznie w sąsiedztwie miejsca objętego działaniami.

Monitoringiem objęto także biomasa rdestowca, zarówno przyzmy, na której układano ścięte pędy nadziemne, jak i przyzmy z wydobytymi z gleby kłęczami (ryc. 171A-G). W czasie sezonu wegetacyjnego nadziemne pędy uległy wysuszeniu; nie odnotowano regeneracji rośliny, natomiast dochodziło do regeneracji pędów z kłęczu ułożonych w jednej warstwie i pozostawionych na przyzmach do wysuszenia. Pędy te były przełamywane. W końcu sezonu wegetacyjnego odnotowano jedynie pojedyncze pędy rozwijające się z kłęczu ułożonych na przyzmach. Przyczyną były niezwykle żywotne kłęczu, z których po wykopaniu jeszcze przez długi czas, odrastały w niejednakowym tempie pojedyncze nadziemne pędy (ryc. 171A-G).



Ryc. 171. Monitoring biomasy rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) zlokalizowanej w sąsiedztwie powierzchni objętej działaniami zaradczymi na Górze Bielana w Jaworznie w 2023 r.

Objaśnienia: A – ścięte i wysychające pędy nadziemne w czerwcu, B – ścięte pędy rdestowca w sierpniu; przy kolejnych wycinkach nowe, ścięte pędy były dokładane do przyzmy, C – przyzma z kłęczami i odrastającymi (przełamanymi) pędami rdestowca w czerwcu, D – przyzmy z kłęczami w czerwcu, E – przyzma ze ściętymi i całkowicie wyschniętymi pędami we wrześniu, F-G – przyzmy z kłęczami i odrastającymi pojedynczymi pędami w drugiej połowie września

Fig. 171. Monitoring of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) biomass located in the vicinity of the remedial action area in the Góra Bielana site in Jaworzno in 2023

Captions: A – cut and drying above-ground shoots in June, B – cut shoots of knotweed in August; with subsequent cutting, new cut shoots were added to the pile, C – pile with rhizomes and regrowing (broken) shoots of knotweed in June, D – piles with rhizomes in June, E – pile with cut and completely shriveled shoots in September, F-G – piles with rhizomes and regrowing single shoots in the second half of September

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik A-D; Katarzyna Bzdęga E-G)

Biorąc pod uwagę cechy biologiczne rdestowca, w kolejnych sezonach należy kontynuować zabiegi osłabiające kondycję roślin IAS-P. Dopiero w kolejnym sezonie wegetacyjnym będzie możliwa pełniejsza ocena efektów wysiania mieszanki nasion. Niezależnie od wyniku, rekomendowane jest powtórzenie zabiegu w celu wzmocnienia efektu.

Należy zwrócić uwagę na sposób postępowania z biomasa rdestowca. Pozostawienie jej w miejscu prowadzenia działań zmniejsza ryzyko zawleczenia diaspor IAS-P w nowe lokalizacje (np. podczas transportu). Istotny jest taki sposób postępowania, który zagwarantuje wysuszenie zarówno części nadziemnych, jak i podziemnych, co pozwala na ich rozdrobnienie i tym samym przyspieszenie rozkładu biomasy.

4.2. Charakterystyka innowacyjnych metod zwalczania IAS-P testowanych w ramach projektu

W ramach zadania 2 „Wypracowanie, doskonalenie i testowanie innowacyjnych metod zwalczania IAS-P”, przetestowano kilka nowych (alternatywnych) metod usuwania i kontroli IAS-P. Zadanie miało charakter eksperymentów, które realizowano w warunkach polowych, szklarniowych i laboratoryjnych. Zadanie zakończyło się oceną skuteczności oraz opracowaniem zaleceń/wytycznych dotyczących zakresu, terminu i intensywności stosowania zabiegów.

4.2.1. Pobudzanie wzrostu roślin inwazyjnych nawłoci innowacyjnym nietoksycznym biopreparatem w celu szybszego skoszenia wyrośniętych okazów przed wydaniem nasion

Wprowadzenie

Biopreparat został stworzony w oparciu o karrikinę (KAR) – regulator wzrostu i rozwoju roślin. Po raz pierwszy została ona wyizolowana w 2004 roku, z dymu pochodzącego ze spalonych nadziemnych części roślin, a jej potencjał biologiczny jest wciąż badany (Flematti i in. 2004; Bączek-Kwinta 2017; Kępczyński & Kępczyńska 2023). Dowiedziono, że KAR stymuluje kiełkowanie nasion, wzrost i rozwój roślin oraz została uznana za bezpieczną do stosowania m.in. w rolnictwie i ogrodnictwie (Partoens i in. 2018). Zarówno karrikinę, jak i preparaty oparte na dymie (np. wodne wyciągi dymu z różnych gatunków roślin) były stosowane w wielu krajach do poprawy plonowania różnych gatunków (Jain i in. 2006; Kulkarni i in. 2011) oraz do rekultywacji przyrodniczej obszarów zdegradowanych (Light & Van Staden 2004).

Cel

Przetestowanie metody z zastosowaniem biopreparatu zawierającego wodny roztwór karrikinę (KAR) polegało na sprawdzeniu jego efektywności w zwalczaniu małoobszarowych lub rozproszonych populacji inwazyjnych gatunków obcych z rodzaju nawłoc (*Solidago*). Były to pierwsze działania z wykorzystaniem karrikinę do zwalczania inwazyjnych nawłoci.

Czas i miejsce badań

Prace obejmowały: badania laboratoryjne, doświadczenia szklarniowe i terenowe na wyznaczonych stałych powierzchniach.

Wybór karrikinę do ograniczania występowania inwazyjnych nawłoci został poprzedzony badaniami laboratoryjnymi i doświadczeniami wazonowymi przeprowadzonymi w 2021 roku na Uniwersytecie Rolniczym im. Hugona Kołłątaja w Krakowie. Prace terenowe przeprowadzono w latach 2022-2023, w dwóch obszarach Natura 2000, tj. „Dębnicko-Tynieckim obszarze łąkowym” (DŁOŁ) oraz na terenie „Łąk Nowohuckich” w Krakowie (ŁN). W ich obrębie, w znacznej części zbiorowisk łąkowych, odnotowano duże zagęszczenie populacji inwazyjnych nawłoci obejmujące do 80-90% ich powierzchni. W DŁOŁ i ŁN, działania prowadzono na stałych powierzchniach (poligonach) badawczych. W przypadku DŁOŁ poligony założono w miejscu pła-

skim, łatwo dostępnym ze względu na konieczność częstego monitorowania oraz nie zagrożonym ryzykiem podtopień po intensywnych opadach. W obszarze ŁN, poligony wyznaczono na skarpach, gdzie nawłoc występowała łanowo. Przed założeniem poligonów tereny zostały wykoszone.

Działania przygotowawcze

W obu obszarach Natura 2000, tj. „Dębnicko-Tynieckim obszarze łąkowym” (DToŁ) oraz na terenie „Łąk Nowohuckich” w Krakowie (ŁN) zweryfikowano wiosną 2022 roku informacje o stanowiskach inwazyjnych nawłoci tj. oszacowano wielkość zajmowanych powierzchni i wyznaczono granice płatów planowanych do objęcia działaniami, a także zgromadzono dane na temat roślinności i gatunków znajdujących się w otoczeniu, ze szczególnym uwzględnieniem roślin żywicielskich dla larw motyli objętych ochroną gatunkową (DToŁ). W zbiorze danych uwzględniono również częstotliwość wizyt osób odwiedzających teren w obecności zwierząt towarzyszących i wystąpienia ewentualnych lokalnych pożarów (ŁN). Działania przygotowawcze stanowiły podstawę do założenia stałych powierzchni (poligonów) badawczych, na których prowadzono zabiegi i monitoring ich efektów.

Doświadczenia terenowe – „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” (DToŁ)

W latach 2022-2023, w DToŁ wyznaczono łącznie 20 poligonów badawczych o całkowitej powierzchni 20 m². W okresie wegetacyjnym każdego roku, 10 poligonów traktowano wodą dejonizowaną – kontrola, a 10 kolejnych biopreparatem (karrikiną KAR1 = KAR, rozpuszczona w wodzie dejonizowanej). Zastosowano jedno stężenie preparatu, które wybrano na podstawie badań laboratoryjnych w 2021 r., wykonanych w warunkach szklarniowych.



Ryc. 172. Poligony badawcze założone w „Dębnicko-Tynieckim obszarze łąkowym”

Objaśnienia: A – widok ogólny na poligony, B – fragment jednego z poligonów przed przygotowaniem do oprysku

Fig. 172. Study plots established in “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”

Captions: A – general view of the study area, B – section of one of the test plots before preparation for spraying

(fot./photo Renata Bączek-Kwinta, 2022)

Poligony założono w miejscach, w których pokrycie nawłocią wahało się od 90% do 100%. We wszystkich usunięto odrosty nawłoci wyższe niż 5 cm oraz odrosty innych gatunków roślin, a następnie wyznaczono narożniki poligonów. Każdy poligon obwiedziono sznurkiem, po czym jego powierzchnię spryskano 125 ml preparatu (KAR w wodzie dejonizowanej) lub wodą dejonizowaną (ryc. 172A-B). Ze względu na konieczność uniknięcia wpływu światła podczas przesiąkania płynów do gleby i organów roślin, oprysk wykonywano w godzinach wieczornych, tj. 20.00-22.00.

W obu latach wykonywano również analizy morfometryczne w celu oceny wpływu KAR na rośliny nawłoci. Polegały one na zliczaniu odrostów nawłoci w trzech terminach, wykonaniu pomiarów ich wysokości, określeniu liczby pędów kwitnących, ocenie plonu biologicznego (na podstawie biomasy części nadziemnych z pobranych roślin) oraz badaniu potomnych pąków kłączowych na roślinach nawłoci pobranych w ostatnim dniu doświadczenia. Analizie biomasy poddano wszystkie nadziemne części nawłoci zebrane po skoszeniu oraz podziemne pobrane z głębokości do 20 cm, celem określenia wpływu biopreparatu na wytwarzanie pędów potomnych. Opisany etap prac przeprowadzono w laboratorium (fitotron).

Ze wszystkich etapów prowadzonych prac terenowych i laboratoryjnych sporządzono dokumentację fotograficzną i opis siedliska.

Wyniki – „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” (DŁOŁ)

W 2022 roku po zastosowaniu KAR, liczba stwierdzonych odrostów u nawłoci po 5 dniach od zaaplikowania karrikiny okazała się dwukrotnie większa w porównaniu do kontroli. Jednak większych różnic nie zaobserwowano po 40 dniach, jak też w ostatnim dniu wzrostu roślin – po 145 dniach. Jednocześnie KAR spowodowała widoczne zmiany w obrębie kłączy nawłoci, z których zaczęły wyrastać pędy potomne roślin (ryc. 173A-B). Po 145 dniach od zastosowania KAR długość potomnych pąków kłączowych okazała się znacznie mniejsza niż w kontroli.

W 2023 r. nie stwierdzono różnic w dynamice wzrostu i rozwoju nadziemnych części roślin kontrolnych i traktowanych KAR. Przyczyną mogły być intensywne opady deszczu, które nastąpiły po kilku dniach od zaaplikowania KAR i towarzysząca im stosunkowo wysoka temperatura powietrza. Z kolei liczba stwierdzonych jesienią potomnych pąków kłączowych była mniejsza u roślin nawłoci traktowanych KAR w porównaniu z kontrolą.



Ryc. 173. Pędy potomne u inwazyjnej nawłoci po zastosowaniu KAR

Objaśnienia: A – kłącze z widocznymi pędami potomnymi u jednej z roślin zebranej z poligonu badawczego, B – uszeregowane pod względem wielkości fragmenty kłączy i systemu korzeniowego

Fig. 173. Progeny shoots arising in invasive goldenrod after KAR application

Captions: A – rhizome with visible progeny shoots in one of the plants collected from the study plot, B – rhizome and root system sections ranked by size

(fot./photo Renata Bączek-Kwinta, 2022)

Doświadczenia terenowe – „Łąki Nowohuckie” (ŁN)

W latach 2022-2023, na ŁN wyznaczono łącznie 20 poligonów badawczych o całkowitej powierzchni 19 m², w tym 18 o powierzchni 1 m² i dwa o powierzchni 0,5 m². Podobnie jak w przypadku DŁOŁ w okresie wegetacyjnym każdego roku, 10 poligonów traktowano wodą dejonizowaną – kontrola, a 10 kolejnych, biopreparatem (karrikina KAR1 = KAR, rozpuszczona

w wodzie dejonizowanej). Zastosowano także jedno stężenie preparatu, które wybrano na podstawie badań laboratoryjnych wykonanych w 2021 r.

Podobnie jak w DTOŁ, poligony wyznaczono w miejscach, gdzie pokrycie nawłocią wynosiło od 90% do 100%. Jednak na obszarze ŁN, teren porośnięty nawłocią znajdował się na skarpie. Z tego względu poligony kontrolne i poddawane działaniu biopreparatu założono w jej obrębie w taki sposób, aby zapewnić jednolite warunki świetlne, termiczne i glebowe z wykluczeniem wpływu erozji. Ponadto zostały one założone poza strefą narażoną na zadymienie z lokalnych pożarów roślinności, które miały miejsce wiosną 2022 r., ponieważ substancja czynna biopreparatu jest obecna również w dymie. Analogicznie jak w DTOŁ, we wszystkich poligonach usunięto odrosty nawłoci wyższe niż 5 cm i odrosty innych gatunków roślin, a następnie wyznaczono narożniki poligonów. Każdy obwiedziony sznurkiem poligon potraktowano 125 ml preparatu (KAR w wodzie dejonizowanej) lub wodą dejonizowaną – w przypadku poligonów o powierzchni 1 m² i o połowę mniejszą dawką preparatu lub wody – na poligonach o powierzchni 0,5 m². Podobnie jak w DTOŁ, opryski wykonywano w godzinach wieczornych, tj. 20.00-22.00.

W obu latach wykonywano także analizy morfometryczne, a ze wszystkich etapów prowadzonych prac terenowych i laboratoryjnych, sporządzono stosowną dokumentację fotograficzną i opisy.

W lipcu 2022 roku na dwóch poligonach potraktowanych wodą dejonizowaną, nie stwierdzono nawłoci. Przyczyną był masowy pojaw ślimaków nągich z rodziny pomrowów (*Limacidae*), który spowodował skuteczne zarośnięcie powierzchni poligonów przez inne rośliny zielne, w tym trawy oraz jeżynę (*Rubus* spp.). Brak nawłoci odnotowano również na dwóch poligonach potraktowanych karrikiną. W analizach uwzględniono dane z tych poligonów, gdzie możliwe było zebranie nawłoci, tj. z dwóch kontrolnych i dwóch potraktowanych KAR. W 2023 r. żadnych problemów nie zauważono. Podobnie jak w DTOŁ, analizie biomasy poddano wszystkie nadziemne części nawłoci oraz podziemne, pobrane z głębokości do 20 cm. Opisane prace przeprowadzono w laboratorium (fitotron) (ryc. 174).

Ze wszystkich etapów prowadzonych prac terenowych i laboratoryjnych sporządzono dokumentację fotograficzną.



Ryc. 174. Rośliny nawłoci przygotowane do badań kłączy, zebrane w październiku 2022 r., z poligonów badawczych zlokalizowanych w obszarze Natura 2000 „Łąki Nowohuckie”

Fig. 174. Goldenrod plants prepared for rhizome research, collected in October 2022, from the test plots located in the Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie”

(fot./photo Renata Bączek-Kwinta, 2022)

Wyniki – „Łąki Nowohuckie” (ŁN)

W 2022 r. po zaaplikowaniu KAR, liczba odrostów (pędów) nawłoci wzrosła w porównaniu do kontroli (wynik niepotwierdzony statystycznie). KAR wywołała zmiany w obrębie systemu kłączowego nawłoci, z którego wyrastały pędy potomne. Po 128 dniach od zastosowania KAR, liczba i długość potomnych pąków kłączowych, była mniejsza niż w kontroli. W 2023 r. nie stwierdzono różnic w dynamice wzrostu i rozwoju części nadziemnych roślin kontrolnych i traktowanych KAR. Podobnie jak w przypadku DTOŁ, przyczyną zaistniałej sytuacji mogły być inne niż w 2022 r., warunki pogodowe. Z kolei określona jesienią liczba potomnych pąków kłączowych była mniejsza u roślin nawłoci traktowanych KAR w porównaniu z kontrolą. Wynik ten jest zbieżny z otrzymanym w DTOŁ.

Co wynika z przeprowadzonych działań?

Metoda z zastosowaniem biopreparatu należąca do grupy metod chemicznych, polegała na zastosowaniu jednorazowego oprysku gleby i rozet inwazyjnych nawłoci wodnym roztworem karriki. Substancja ta jest produktem spalania materii organicznej i pełni funkcję regulatora wzrostu i rozwoju roślin. Wyniki z dwóch lat doświadczeń przeprowadzonych na poligonach badawczych porośniętych przez nawłoc, zlokalizowanych w obrębie dwóch obszarów Natura 2000, tj. „Dębnicko-Tynieckim obszarze łąkowym” (DTOŁ) oraz na terenie „Łąk Nowohuckich” w Krakowie (ŁN) wykazały, że biopreparat spowodował zmiany w obrębie systemu kłączowego nawłoci, skutkując znaczną redukcją liczby potomnych pąków kłączowych tworzonych jesienią. W następnym roku powinno to prowadzić do zmniejszenia liczby nadziemnych pędów nawłoci na obszarze objętym zabiegami. Oprysk wykonywano w okresie od kwietnia do czerwca, unikając wpływu promieniowania słonecznego. Założono, że zmniejszenie zagęszczenia odrastających pędów nawłoci o około 10% nastąpi w kolejnym roku prowadzenia działań. Skuteczność metody jest zależna od warunków pogodowych. W związku z tym niezbędne jest monitorowanie dalszych efektów jej stosowania oraz kondycji roślin na poligonach, co w przyszłości umożliwi efektywniejsze prowadzenie zwalczania z wykorzystaniem tej metody.

Metodę z zastosowaniem karriki ukierunkowaną na stopniową eliminację nawłoci, w porównaniu do innych metod chemicznych, można uznać za przyjazną dla środowiska i możliwą do zastosowania niezależnie od rodzaju i struktury podłoża. Może być ona efektywna w zwalczaniu małoobszarowych lub rozproszonych populacji inwazyjnych nawłoci. W odniesieniu do dużych populacji (powyżej kilku arów), może okazać się nieoptymalna. Jednak biorąc pod uwagę brak danych o jej skuteczności w kolejnych latach stosowania, a także wpływu substancji czynnej na gatunki niedocelowe, nadal powinna być testowana w różnych warunkach środowiskowych i w dłuższym okresie czasu.

4.2.2. Testowanie metody termicznej z użyciem gorącej wody w celu zwalczania barszczy kaukaskich

Wprowadzenie

W związku z narastającym zagrożeniem rozprzestrzeniania się IAS-P, w tym barszczy kaukaskich, w wielu krajach podejmowane są działania na rzecz ochrony środowiska naturalnego, w tym poszukiwania skutecznych i przyjaznych środowisku rozwiązań umożliwiających ich eliminację i zarazem stanowiących alternatywę dla stosowania metod chemicznych (Ivashchenko i in. 2022; Hyvönen i in. 2023). Jedną z nich jest metoda termiczna z użyciem gorącej wody o temperaturze ok. 98°C, której efektem jest niszczenie struktur komórkowych w wierzchołkach pędów oraz korzeni, co prowadzi do obumierania roślin (Antipin & Maganov 2018; Sachajdakiewicz i in. 2022).

Dotychczas w Polsce stosowano metodę termiczną z wykorzystaniem gorącej wody do usuwania chwastów w przestrzeni publicznej z różnych powierzchni (m.in. w kostce brukowej, płytach chodnikowych, przy krawężnikach i na fasadach budynków) (Sachajdakiewicz i in. 2022). W odniesieniu do zwalczania barszczy kaukaskich przetestowano ją po raz pierwszy w ramach Projektu.

Cel

Przetestowanie metody termicznej z wykorzystaniem gorącej wody polegało na sprawdzeniu jej skuteczności w zwalczaniu barszczy kaukaskich. Były to pierwsze działania z wykorzystaniem gorącej wody do zwalczania inwazyjnego barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*). Skoncentrowano się na wypracowaniu optymalnego schematu metody poprzez sprawdzenie różnej liczby i typów zabiegów, wskazaniu efektywnej temperatury wody, oszacowaniu poziomu jej zużycia oraz określeniu czasu trwania dla zastosowanego typu zabiegu. Zakres prac obejmował określenie stanu składu florystycznego przed zabiegami, monitoring stadium rozwojowego barszczy, przeprowadzenie zabiegów zwalczania, monitoring efektów przeprowadzonych zabiegów i przygotowanie wytycznych dla opracowanej metody.

Czas i miejsce badań

Przeprowadzono dwa doświadczenia tj. w okresie czerwiec-sierpień 2022 r. i w okresie kwiecień-wrzesień 2023 r. Miejsce działań stanowił teren w sąsiedztwie obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk” w miejscowości Grodziec Śląski, obejmujący dwa typy siedlisk tj. obrzeża rowu melioracyjnego i łąkę kośną (49,809975N, 18,860885E; 49,810377N, 18,860968E), w obrębie których wyznaczono stałe powierzchnie testowe. Testy związane z zastosowaniem metody termicznej wykonano przy użyciu specjalistycznego sprzętu w technologii Heatweed. Zadanie realizowano we współpracy Norwegian Institute of Bioeconomy Research (NIBIO) z Uniwersytetem Śląskim w Katowicach.

Opis działań

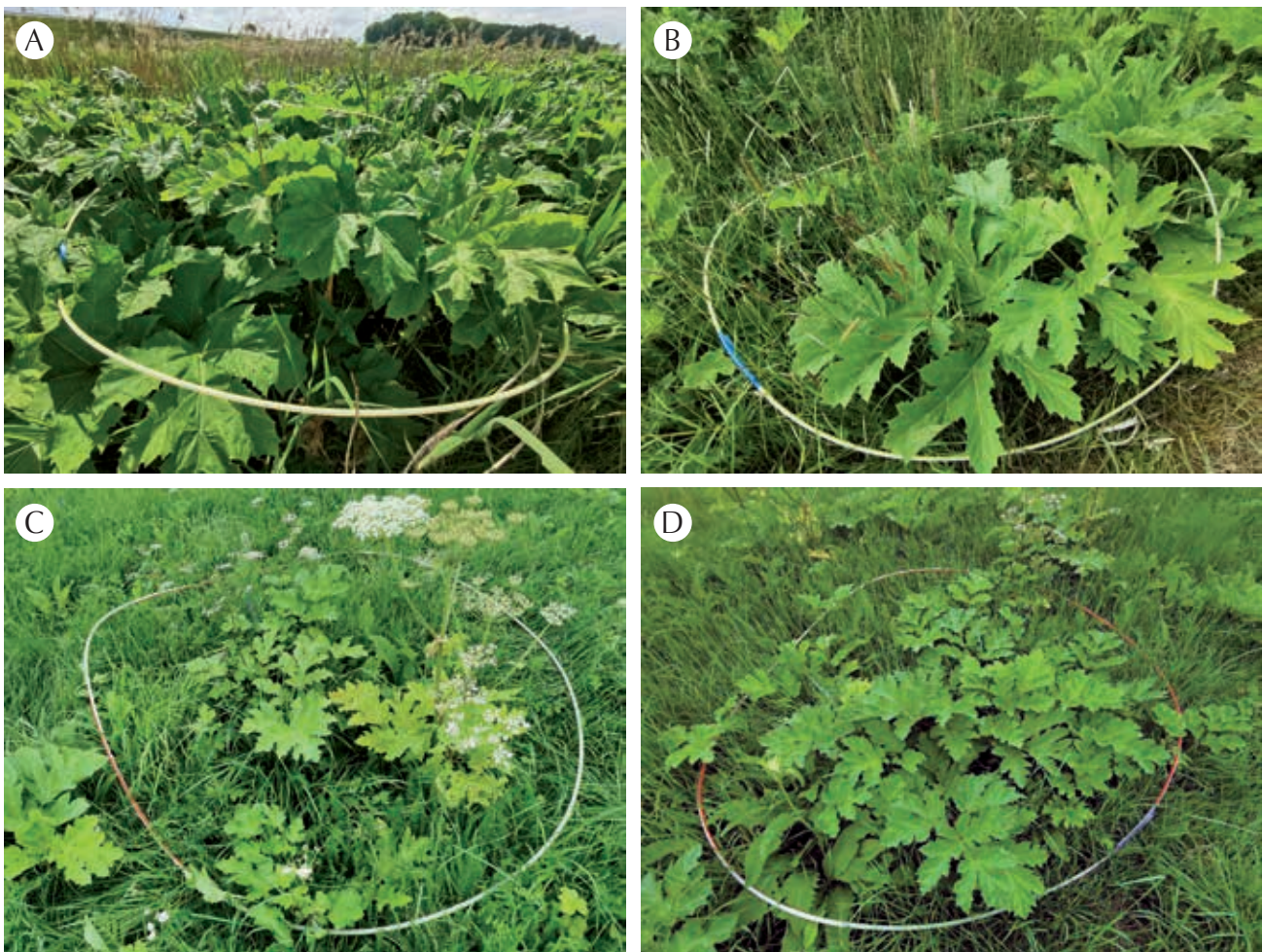
Prace terenowe prowadzono w roku 2022 i 2023. W pierwszej kolejności polegały one na założeniu stałych powierzchni testowych w dwóch typach siedlisk porośniętych przez *Heracleum sosnowskyi*. W 2022 r. powierzchnie założono przed kwitnieniem barszczu w czerwcu, w części terenu na obrzeżach rowu melioracyjnego oraz w czasie jego kwitnienia w lipcu, w części łąkowej. W kolejnych latach posłużą one do określenia skuteczności przeprowadzonych działań zaradczych. Poligony w kształcie koła, o powierzchni 3,14 m² zakładano w wyznaczonych częściach terenu, pozostającego w zarządzie Instytutu Zootechniki Państwowego Instytutu Badawczego. Wszystkie powierzchnie badawcze założono w zwartych płatach barszczu lub jego kępach, przy czym w każdym, zgodnie z założeniami przyjętymi dla testowanej metody, były co najmniej dwie rozety barszczu. Powierzchnie kontrolne (bez zabiegów z użyciem gorącej wody) założono w miejscach z ok. 30% pokryciem barszczy. Zabieg polegał na polewaniu części nadziemnych (liści/rozet) barszczu gorącą wodą oraz polewaniu części nadziemnych roślin gorącą wodą z jednoczesną iniekcją gorącej wody do szyi korzeniowej. Z kolei powierzchnie, na których prowadzono jedynie zabieg polewania gorącą wodą, wyznaczono w miejscach z ok. 80% pokryciem IAS-P, natomiast powierzchnie, gdzie zastosowano jednocześnie zabieg polewania gorącą wodą i jej iniekcji do szyi korzeniowej co najmniej dwóch roślin, założono w miejscach ze 100% pokryciem IAS-P. Wszystkie powierzchnie badawcze zostały ponumerowane i odpowiednio oznaczone (por. rozdz. 3.2). W obu typach siedlisk założono w sumie 24 powierzchnie badawcze znajdujące się w wyodrębnionej części terenu o powierzchni ok. 0,49 ha.

W kolejnym etapie, wykorzystując dane z rekonesansu terenowego przeprowadzonego w pierwszej połowie czerwca i lipca 2022 r., przed podjęciem działań zaradczych związanych z eliminacją barszczu Sosnowskiego, wykonano monitoring przyrodniczy (florystyczny). Przetestowanie eliminacji barszczu Sosnowskiego metodą termiczną wymagało zastosowania specjalnego monitoringu szczegółowego (tzw. MPS) opracowanego wg założeń przyjętych dla ww. metody, tj. dopasowanego do rodzaju i częstości zaplanowanych zabiegów przeprowadzonych w roku 2022 i jego kontynuacji w roku kolejnym. Z tego względu dostosowano zakres monitoringu na potrzeby oceny efektów stosowanej metody i odstępiono od zasady monitoringu przyrodniczego podstawowego (MPP) oraz monitoringu przyrodniczego rozszerzonego (MPR), które zostały zarekomendowane do stosowania w Polsce podczas planowanego prowadzenia działań zaradczych w stosunku do IAS-P (por. rozdz. 3.2). W ramach prowadzonego MPS gromadzono dane ogólne o miejscu występowania IAS-P i dane szczegółowe dotyczące IAS-P oraz gatunków niedocelowych (ryc. 175).

KARTA OBSERWACJI MPS						Nr formularza		
Osoba zbierająca dane				Data zbioru danych (d/m/r)				
Metoda zwalczania/pow. referencyjna				Siedlisko				
Nazwa lokalizacji								
Monitoring przyrodniczy szczegółowy – IGO – powierzchnie zliczeniowe (m ²)								
Ś	Nazwa tacińska	Wskaźnik monitoringu						Informacje o powierzchni
		pokrycie % IGO rosami	pokrycie % IGO chwastami	liczba roset IGO	lr. wysokość/średnica roślin (cm) IGO	liczba pędów osobników juvenilnych/węgetatywnych IGO	liczba pędów osobników kwitnących/zwadających IGO	
Poligon badawczy nr ...								
1	IGO							Nr fotografii
2								Współrzędne środka N (EPSG 2180)
3								Współrzędne środka E (EPSG 2180)
4								Zacienienie (brak, częściowe, całkowite)
5								Pokrycie nagiej gleby mineralnej (%)
6								Pokrycie nekromasy (%)
7								Stacjonarne pokrycie % pozostałe gatunki:
8								inne
9								
10								
11								
12								

Ryc. 175. Formularz karty monitoringu przyrodniczego IAS-P zastosowany w monitoringu przyrodniczym zerowym w odniesieniu do metody termicznej

Fig. 175. The IAS-P wildlife monitoring card used in wildlife “zero” monitoring for the thermal method



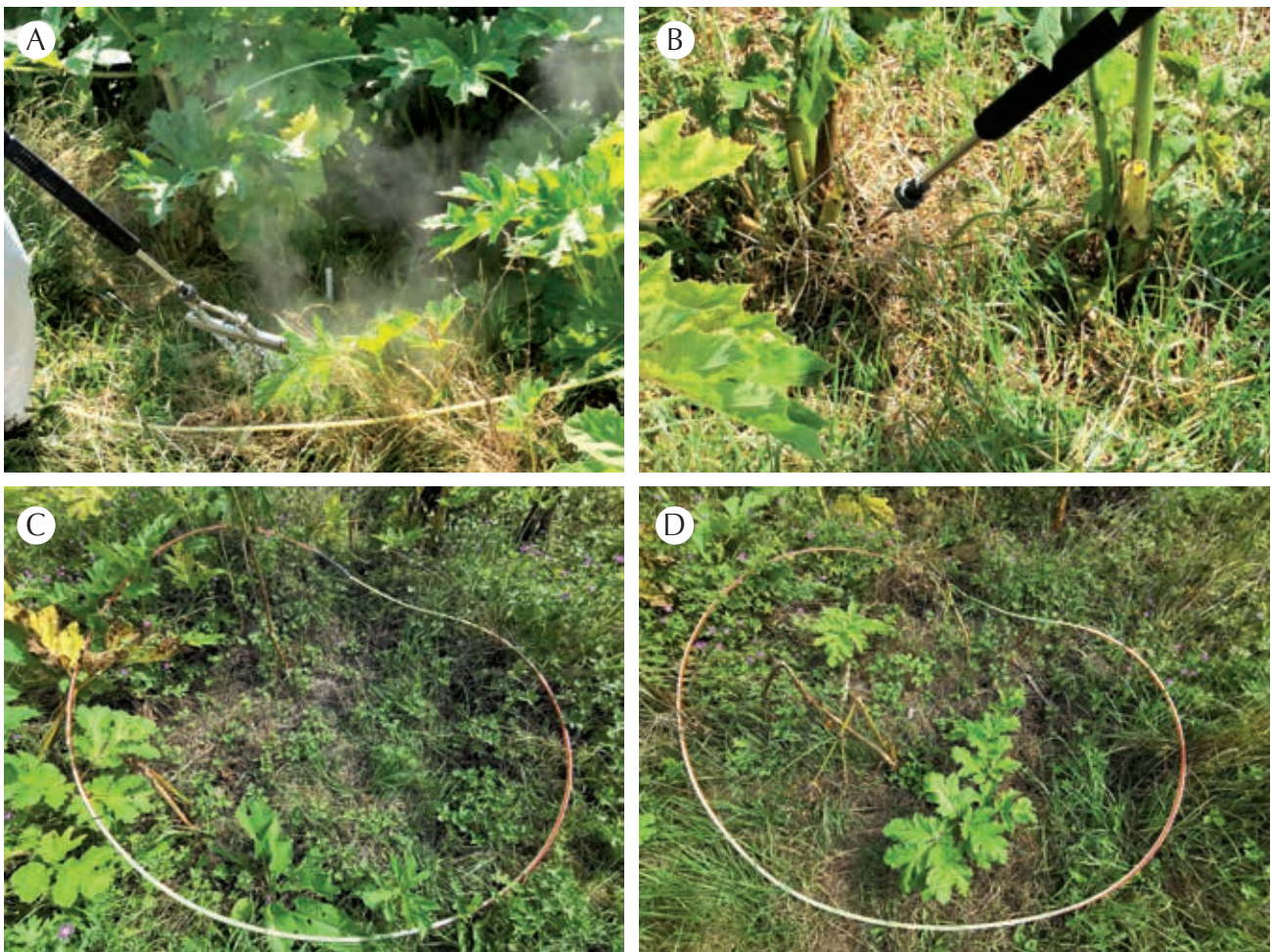
Ryc. 176. Widok przykładowych powierzchni badawczych na stanowisku barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) założonych podczas monitoringu przyrodniczego zerowego w 2022 r.

Objaśnienia: A – w miejscu nasłonecznionym w czerwcu, B – w miejscu zacienionym w czerwcu, C – w miejscu nasłonecznionym w lipcu, D – w miejscu zacienionym w lipcu

Fig. 176. A view of sample test plots at the Sosnowsky’s Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) site established during the 2022 initial “zero” monitoring

Captions: A – in a sunny place in June, B – in a shady place in June, C – in a sunny place in July, D – in a shady place in July

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)



Ryc. 177. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) na obrzeżach rowu melioracyjnego

Objaśnienia: A – podczas drugiego zabiegu polewania gorącą wodą, B – podczas drugiego zabiegu iniekcji gorącej wody do szyi korzeniowej wybranej rośliny, C – podczas ostatniego monitoringu efektów, widok na jedną z powierzchni testowych, gdzie zastosowano cztery zabiegi polewania gorącą wodą, D – widok na jedną z powierzchni testowych, podczas ostatniego monitoringu efektów, gdzie zastosowano cztery zabiegi polewania gorącą wodą wraz z jej iniekcją do szyi korzeniowej wybranej rośliny

Fig. 177. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) on the edge of a drainage ditch

Captions: A – during the second hot water treatment, B – during the second hot water injection treatment into the root neck of the selected plant, C – during the final effect monitoring, view of one of the test plots, where four hot water treatments had been applied, D – view of one of the test plots, during the final monitoring of effects, where four hot water treatments had been applied along with its injection into the root neck of the selected plant

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022)

Monitoring przyrodniczy zerowy, przeprowadzony w obrębie każdej powierzchni testowej polegał m.in. na zebraniu informacji na temat występowania osobników barszczu Sosnowskiego, sporządzeniu listy gatunków roślin niedocelowych i innych IAS-P z podaniem szacunkowego pokrycia powierzchni (%) zajmowanej przez stwierdzone gatunki w ocenianych powierzchniach, a także na wykonaniu dokumentacji fotograficznej (ryc. 176A-D).

Zgodnie z założeniami dla testowania metody termicznej, po przeprowadzeniu monitoringu przyrodniczego zerowego, na stałych powierzchniach wykonano ręczną wycinkę usuwając wszystkie rośliny, w tym IAS-P. Następnie w odstępie około tygodnia określono szacunkowe pokrycie powierzchni (%) zajmowanej przez barszcz Sosnowskiego.

Metodę termicznego usuwania barszczu Sosnowskiego z użyciem gorącej wody zastosowano w przypadku siewek oraz osobników o wysokości powyżej 40 cm i niższych o mocno rozbudowanych rozetach liściowych, także kwitnących i/lub owocujących. Zabiegi polegały na zastosowaniu wody o temperaturze w zakresie 97-99°C na ww. nadziemne części roślin oraz iniekcji gorącej wody w okolice szyi korzeniowej w odniesieniu do największych roślin barszczy. Zabiegi wykonano z zastosowaniem technologii firmy Heatweed Technologies, przy użyciu specjalistycznego sprzętu. Testowano zabiegi w dwóch wariantach: (i) polewanie gorącą wodą części nadziemnych, (ii) jednoczesne polewanie gorącą wodą z iniekcją gorącej wody do szyi



Ryc. 178. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) w części łąkowej

Objaśnienia: A – podczas drugiego zabiegu polewania gorącą wodą, B – podczas drugiego zabiegu iniekcji gorącej wody do szyi korzeniowej wybranej rośliny, C – podczas ostatniego monitoringu efektów, widok na jedną z powierzchni testowych, gdzie zastosowano dwa zabiegi polewania gorącą wodą, D – podczas ostatniego monitoringu efektów, widok na jedną z powierzchni testowych, gdzie zastosowano dwa zabiegi polewania gorącą wodą wraz z jej iniekcją do szyi korzeniowej wybranej rośliny

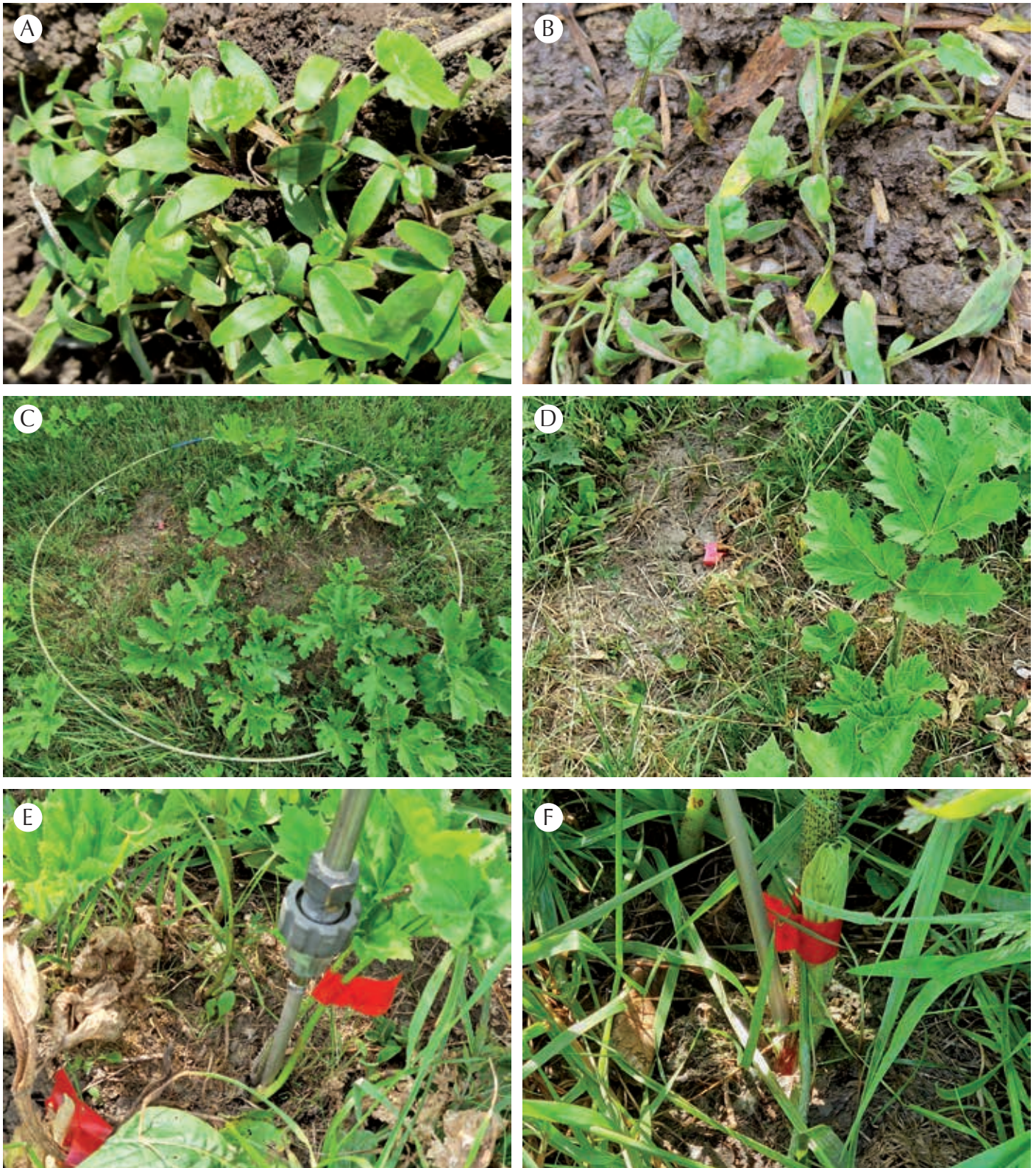
Fig. 178. Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) in the meadow section

Captions: A – during the second hot water treatment, B – during the second hot water injection treatment into the root neck of the selected plant, C – during the final monitoring of effects, view of one of the test plots where two hot water treatments had been applied, D – during the final effect monitoring of effects, view of one of the test plots where two hot water treatments had been applied along with its injection into the root neck of the selected plant

(fot./photo Katarzyna Bzdęga, 2022)

korzeniowej wybranych roślin. W stosunku do części roślin porastających obrzeża rowu melioracyjnego, stosowano po 4 zabiegi w roku 2022 i 2023 (ryc. 177A-D). W przypadku części łąkowej przeprowadzono 2 zabiegi w roku 2022 i kolejne 4 zabiegi w roku 2023 (ryc. 178A-D).

W każdym przypadku zabieg wykonano w dwóch wariantach tj. (i) polewania gorącą wodą części nadziemnych, (ii) polewania gorącą wodą części nadziemnych z jednoczesną iniekcją gorącej wody do szyi korzeniowej wybranych roślin. W pierwszym roku działań, zabiegi rozpoczęto w połowie czerwca i kontynuowano do połowy lipca. Z kolei w drugim roku, zabiegi rozpoczęto w połowie kwietnia i zakończono z końcem czerwca. Zabiegi prowadzono w odstępach co dwa/trzy tygodnie. Dodatkowo, aby nie dopuścić do obsiewania się, barszcze koszone zarówno w czasie trwania zabiegów, w miejscach poza powierzchniami testowymi oraz po zakończonym cyklu zabiegów, na powierzchniach kontrolnych (bez zabiegów z użyciem gorącej wody). Przy zwalczaniu barszczy podczas koszenia (pięciokrotnie w sezonie), jak też stosowania metody termicznej (m.in. przed zabiegami z użyciem gorącej wody), powstała biomasa w postaci: rozet liściowych lub odciętych liści (w przypadku niekwitnących roślin) lub odciętych części nadziemnych, w tym pędów kwiatostanowych z kwiatostanami/owocostanami (w przypadku roślin kwitnących/owocujących). Biomasa pozyskana podczas zabiegów koszenia/wycinki nadziemnych



Ryc. 179. Efekty zastosowania metody termicznej z użyciem gorącej wody w celu eliminacji barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) obserwowane w 2023 r.

Objaśnienia: A – młode rośliny w fazie siewek, B – poparzone siewki barszczu bezpośrednio po zabiegu polewania gorącą wodą, C – wygląd przykładowej powierzchni testowej bezpośrednio przed trzecim zabiegiem polewania i iniekcji gorącej wody do szyi korzeniowej wybranej rośliny, D – obumarły osobnik barszczu po drugim zabiegu iniekcji gorącej wody do szyi korzeniowej wybranej rośliny, E – obumarły i nowy osobnik barszczu poddany zabiegowi iniekcji gorącej wody, F – zregenerowany starszy osobnik barszczu podczas zabiegu iniekcji gorącej wody

Fig. 179. Effects of hot water method for Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*) eradication observed in 2023

Captions: A – young plants at the seedling stage, B – damaged hogweed seedlings immediately after the hot water pouring treatment, C – appearance of the sample test plot immediately before the third pouring treatment and hot water injection into the root neck of the selected plant, D – dead hogweed specimen after the second treatment of hot water injection into the root neck of the selected plant, E – dead and new hogweed specimen subjected to hot water injection treatment, F – regenerated older hogweed specimen during hot water injection treatment

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

części barszczy w roku 2022 została zagospodarowana przez zarządcę terenu. Z kolei w roku 2023 biomasę zebrano formując niewielkich rozmiarów pryzmy i pozostawiono do naturalnego rozkładu (wysuszenia), następnie rozdrobniono i rozplantowano w miejscu prowadzonych działań.

Co wynika z przeprowadzonych działań?

Wstępne obserwacje dotyczące zastosowania metody termicznej z użyciem gorącej wody w celu eliminacji barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*), wykazały że metoda w wariacie wyłącznego polewania gorącą wodą o temperaturze 98°C jest skuteczna w ograniczaniu/niszczeniu młodych roślin w fazie siewek. Ponadto zauważono, że gorąca woda stymulowała również rozwój kolejnych siewek z glebowego banku nasion, które każdorazowo obumierały w trakcie kolejnych zabiegów (ryc. 179). Metoda termiczna stosowana już od wczesnej wiosny może okazać się efektywnym sposobem niszczenia siewek kaukaskich barszczy (Antipin & Maganov 2018). Polewanie dwuletnich i starszych osobników wydaje się mniej efektywne w porównaniu do zabiegu iniekcji gorącej wody do szyi korzeniowej. Obserwowano przypadki roślin, które już po dwóch/trzech zabiegach iniekcji zamierały, pod warunkiem precyzyjnej aplikacji gorącej wody do szyi korzeniowej. Zużycie wody na każdy zabieg polewania jednej powierzchni testowej wynosiło od 9 do 10 1/3, 14 m² w czasie 60-70 s. Z kolei w przypadku iniekcji do szyi korzeniowej testowane zużycie wody wyniosło od 1,5 do 2 l/jednego osobnika, w czasie 15-20 s. Cztery zabiegi w ciągu roku okazały się wystarczające, jednak należy je prowadzić przynajmniej przez kilka lat, ponieważ w zależności od wielkości i wieku stanowiska, w glebie może być zdeponowany obfity bank nasion.

Porównując wyniki monitoringu przed rozpoczęciem działań i po ich zakończeniu w roku 2022, na jednym siedlisku, tj. na obrzeżach rowu melioracyjnego, stwierdzono w odniesieniu do osobników dwuletnich i starszych o mocno rozbudowanych rozetach liściowych, zmniejszenie się ich pokrycia w powierzchniach testowych w zakresie od 40% do nawet 80%. W odniesieniu do pokrycia gatunków niedocelowych, nie zaobserwowano negatywnych skutków stosowanej metody, przeciwnie – ich pokrycie pozostawało bez zmian lub nieznacznie wzrosło tj. nawet do ok. 25%, szczególnie w przypadku traw.

Faktyczna ocena skuteczności zastosowanej metody będzie możliwa po wdrożeniu zoptymalizowanego schematu metody wypracowanego w roku 2023 r., w kolejnych latach.

Należy podkreślić, że okres jednego roku jest niewystarczający, aby zniszczyć populacje barszczu. Co roku nasiona z owocujących osobników opadają na ziemię, z których wiosną wyrosną nowe osobniki, które należy zniszczyć. Regularne niszczenie metodą termiczną siewek przez kilka lat powinno stopniowo zmniejszać zagęszczenie roślin i ostatecznie doprowadzić do przeredzenia i ograniczenia populacji barszczu (Antipin & Maganov 2018). Nie są znane badania dotyczące oceny oddziaływania metody na organizmy glebowe, dlatego ten aspekt wymaga w przyszłości uzupełnienia.

4.2.3. Testowanie metody termicznej z wykorzystaniem pary wodnej w celu eliminacji źródeł rozprzestrzeniania się IAS-P

Wprowadzenie

Rozbudowa i modernizacja infrastruktury drogowej i kolejowej wiąże się z transportem dużych ilości mas ziemnych, które mogą zawierać diaspory (nasiona, kłęczka) inwazyjnych gatunków roślin (IAS-P). Przenoszenie diaspor w inne miejsca, gdzie do tej pory nie występowały, stwarza realne zagrożenie rozprzestrzenienia IAS-P (Bitarafan i in. 2022). Z tego względu nie powinno się rekomendować działań związanych z transportem mas ziemnych, bez koniecznej weryfikacji, że są one wolne od IAS-P. W niektórych krajach, np. w Norwegii obowiązuje zakaz transportowania ziemi z terenów, na których występują wybrane gatunki IAS-P. Często wykopaną i zanieczyszczoną diasporami IAS-P glebę, która niejednokrotnie posiada wysokie walory uprawowe, deponuje się na składowiskach lub w tunelach, aby uniknąć dalszego rozprzestrzeniania się IAS-P.

W XX wieku do zwalczania różnych rodzajów szkodników oraz nasion chwastów, była stosowana metoda fumigacji chemicznej, polegająca na odkażaniu gleby poprzez zastosowanie sub-

stancji chemicznych w postaci gazu, pary lub dymu. Do niedawna powszechnie stosowanym fumigatorem był bromek metylu. Jednak ze względu na powodowanie efektu cieplarnianego został wycofany z użycia na początku XXI wieku. Dlatego pojawiła się potrzeba poszukiwania innych rozwiązań, które umożliwiłyby oczyszczanie gleby bez użycia substancji chemicznych. W ostatnich latach coraz większą uwagę zwraca się na parowanie gleby jako metodę dezynfekcji gleby. Metoda ta dała obiecujące wyniki w zwalczaniu chwastów w warunkach szklarniowych i polowych (Bitarafan i in. 2021).

Technologia parowa jako metoda niechemiczna, stosowana stacjonarnie, np. w miejscu budowy nowej drogi, posiada potencjał do dezynfekcji dużych ilości mas ziemnych skażonych diasporami IAS-P. Może więc być stosowana do zapobiegania rozprzestrzenianiu się niepożądanych gatunków roślin na nowe obszary. Obróbka cieplna parą wodną zakłóca naturalną równowagę termiczną gleby. Wymusza ona wielofazowy przepływ wysokiej temperatury przez pory gleby szybko zwiększając przy tym jej temperaturę, co prowadzi do unieszkodliwienia diaspor.

Cel

Przetestowanie metody termicznej z wykorzystaniem pary wodnej polegało na sprawdzeniu czy metoda pozwoli na unieszkodliwienie diaspor IAS-P znajdujących się w glebie i jej późniejsze ponowne wykorzystanie. Skoncentrowano się na poszukiwaniu optymalnej temperatury gleby i odpowiedniego czasu ekspozycji materiału dla danej temperatury, w celu pozabawienia w sposób kontrolowany, wprowadzonych do masy glebowej żywotnych nasion IAS-P, zdolności kiełkowania i zahamowania regeneracji ich kłączy.

Czas i miejsce badań

Przeprowadzono dwa doświadczenia, tj. w październiku 2021 r. i sierpniu 2022 r. w Norwegian Institute of Bioeconomy Research (NIBIO) w Ås (Norwegia). Testy wykonano przy użyciu prototypu urządzenia do parowania gleby (ryc. 180A). Większy model zastosowanego prototypu,



Ryc.180. Urządzenia do dezynfekcji gleby za pomocą suchej pary wodnej

Objaśnienia: A – prototyp urządzenia parującego zastosowany w eksperymentach, B – większy model zastosowanego prototypu maszyny, w fazie testów (Soil Steam International AS, Stokke, Norwegia)

Fig. 180. Equipment for disinfection of soil with dry steam

Captions: A – prototype of the vaporiser device used in the experiments, B – larger model of the prototype machine used, in the testing phase (Soil Steam International AS, Stokke, Norway)

(fot./photo Wiktoria Kaczmarek-Derda, 2022)

znajduje się obecnie w fazie udoskonalania jako narzędzie przeznaczone do dezynfekcji gleby, ułatwiające recykling mas glebowych (ryc. 180B).

Przedmiot badań

W przeprowadzonych doświadczeniach wykorzystano: barszcz Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) i nawłóć kanadyjską (*Solidago canadensis*). Jednak dla lepszego zilustrowania jak działa testowana metoda, do badań włączono 2 gatunki będące częścią równoległe trwającego projektu norweskiego – „ResourceReturn”⁴. Są to analizowane także w ramach opisywanego Projektu: niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) i rdestowiec pośredni (*Reynoutria ×bohemica*).

Opis czynności związany z przygotowaniem materiału roślinnego

Dojrzałe nasiona wybranych IAS-P zebrano jesienią w 2020 i 2021 r. z obszarów ruderalnych w pobliżu Ås (Norwegia). Były one przechowywane w papierowych torebkach, w temperaturze pokojowej do czasu użycia ich w doświadczeniach. Do każdego zaplanowanego doświadczenia, odliczono po 100 nasion w czterech powtórzeniach dla każdego gatunku (ryc. 181A). Następnie nasiona umieszczono w polipropylenowych torebkach z włókniny (ryc. 181B). W przypadku niektórych gatunków, konieczny był zabieg przechłodzenia nasion w 4°C, aby przerwać ich okres spoczynku. Wynosił on dla barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) trzy miesiące, a dla niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) jeden miesiąc. Nasiona nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) nie wymagały przechłodzenia. W doświadczeniach wykorzystano także części podziemne (kłącza) rdestowca pośredniego pocięte na odcinki 10 i 5 cm, które zebrano w Ås, w pierwszym roku rozpoczęcia doświadczeń (ryc. 181B).



Ryc. 181. Przygotowanie materiału roślinnego do doświadczeń

Objaśnienia: A – etap liczenia nasion przykładowego IAS-P w 2023 r., B – nasiona IAS-P umieszczone w torebkach z włókniny polipropylenowej i fragmenty kłączy rdestowca pośredniego pocięte na odcinki 10 cm i 5 cm w 2020 r.

Fig. 181. Preparation of plant material for experiments

Captions: A – seed counting stage of exemplified IAS-P in 2023, B – IAS-P seeds placed in non-woven polypropylene bags and rhizome sections of intermediate knotweed cut into 10 cm and 5 cm sections in 2020

(fot./photo Wiktoria Kaczmarek-Derda)

⁴ Projekt pt. *New steam technology converts biologically contaminated soil masses and plant wastes into new resources – ResourceReturn* finansowany przez Research Council of Norway, Soil Steam International AS, Lindum AS, Toten Løkpakkeri AS, Larvik Løk AS, Norwegian Roads Administration, the Norwegian Agricultural Advisory Service (NLR), (nr grantu 321616)

Opis metody parowania

W dwóch doświadczeniach, w 2021 oraz w 2022 r., diaspory w postaci żywotnych nasion i kłaczy, poddano działaniu różnych temperatur podczas procesu parowania (Tabela 3).

Tabela 3. Opis warunków przeprowadzonych doświadczeń
Table 3. Description of the conditions used in the experiments

Doświadczenie pierwsze – 2021 r. The first experiment – 2021	Doświadczenie drugie – 2022 r. The second experiment – 2022
<ul style="list-style-type: none">• przetestowano pięć temperatur docelowych gleby: 60, 70, 80, 90 i 99°C przy czasie ekspozycji* wynoszącym 3 min. od momentu osiągnięcia temperatury docelowej / five target soil temperatures of 60, 70, 80, 90, and 99°C with an exposure duration* of 3 min. were tested from the moment the target temperature was reached• dla temperatury 60°C zastosowano dodatkowy czas ekspozycji – 24-godzinny, który następował bezpośrednio po 3 min. czasie ekspozycji / for the temperature of 60°C, an additional exposure duration of 24-hour was used, which immediately followed after the exposure duration of 3 min.• do przykrywania diaspor zastosowano glebę organiczną / organic soil was used to cover the diaspores• zastosowano cztery powtórzenia dla każdej badanej temperatury / four replications were used for each temperature tested	<ul style="list-style-type: none">• nie zastosowano czasu ekspozycji 24-godzinnego / 24-hour exposure duration was not used• do przykrywania diaspor zastosowano dwa rodzaje gleb, tj. glebę mineralną albo glebę organiczną / two soil types were used to cover the diaspores, i.e., mineral soil or organic soil

Objaśnienia: * – czas ekspozycji termicznej był złożony z dwóch etapów, I etap – obejmował proces parowania do momentu osiągnięcia temperatury docelowej, przy czym czas był różny dla każdej temperatury, II etap – następował bezpośrednio po etapie I i obejmował 3 min. okres ekspozycji od momentu osiągnięcia temperatury docelowej

Captions: * – the thermal exposure duration consisted of two stages, stage I – consisted of steaming process until the desired temperature was reached, with the time being different for each temperature, stage II – immediately followed after stage I and consisted of a 3-min. exposure time from the moment the target temperature was reached

W każdym powtórzeniu docelowej temperatury, torebki z diasporami (nasionami i kłaczami) umieszczano na dnie plastikowej perforowanej skrzynki i przykrywano 7 cm warstwą ziemi (ryc. 182A). Każdą skrzynkę wkładano do komory parowania, a w ziemi umieszczano 10 termometrów w celu monitorowania jej temperatury (ryc. 182B). Para była wpuszczana do komory parowej od góry, a następnie zasysana poprzez otwór w dnie komory (ryc. 182C). Proces zatrzymywano, gdy 5 spośród 10 termometrów, osiągnęło temperaturę docelową. Następnie po 3 min. z komory parowania wyjmowano skrzynki, a z nich torebki zawierające diaspory (próby). Wyciągnięte diaspory (nasiona i kłacza) były umieszczane w doniczkach (ryc. 182D). W przypadku 24-godzinnej ekspozycji, skrzynkę wyjmowano z komory parowania, po upływie 3 min. ekspozycji i umieszczano w zamkniętej styropianowej skrzyni na około 24 godziny (ryc. 182E). Kielkowanie nasion i odrastanie pąków na kłaczach, obserwowano w szklarni przez 8 tygodni (ryc. 182F). Kontrolę stanowiły nasiona i kłacza, które nie zostały poddane procedurze parowania.

Co wynika z przeprowadzonych doświadczeń?

Wstępne wyniki z obu przeprowadzonych doświadczeń wykazały, że gatunki różnie reagowały na testowane temperatury gleby po przeprowadzonym parowaniu (ryc. 183 i 184). W pierwszym doświadczeniu z 2021 r., najlepsze efekty uzyskano po zastosowaniu dwóch temperatur: 99°C w czasie 3 min. i 60°C w czasie 24 godzin. Ponadto na skuteczność zabiegu parowania istotny wpływ miało: dodatkowe ciepło, zanim gleba osiągnęła temperaturę docelową oraz dodatkowe ciepło, któremu poddano materiał badawczy, pozostawiając go w ziemi na 24 godziny. Spośród testowanych gatunków roślin w 2021 r., najbardziej uciążliwymi do zwalczania okazały się: nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis*) i rdestowiec pośredni (*Reynoutria ×bohemica*). W ich przypadku, całkowita śmiertelność nasion/fragmentów kłaczy następowała przy 99°C w czasie 3 min. Kielkowanie nasion nawłoci kanadyjskiej i odrastanie rdestowca pośredniego również zostało całkowicie zahamowane po zastosowaniu 60°C w czasie 24 godzin. U niecierpka



Ryc. 182. Metoda parowania – etapy doświadczenia

Objaśnienia: A – wypełnianie skrzynki ziemią zawierającą torebki z materiałem roślinnym – diasporami (próby), B – komora parowania z umieszczonymi w ziemi, 10 termometrami, C – parowanie w prototypie urządzenia, D – wyciąganie próbek po procesie parowania, E – 24-godzinna ekspozycja w skrzynkach styropianowych, F – ocena efektywności zastosowanej metody w doświadczeniu szklarniowym

Fig. 182. Soil steaming method – stages in the experiment

Captions: A – filling the box with soil containing bags of plant material – diaspores (samples), B – steaming container with 10 thermometers placed in the soil, C – process of steaming in the prototype device, D – extracting the samples after the steaming process, E – 24-hour exposure in styrofoam boxes, F – evaluation of the effectiveness of the applied method in a greenhouse experiment

gruczołowatego, kiełkowanie nasion zatrzymano już w 70°C w czasie 3 min. i 60°C w czasie 24 godzin. W doświadczeniu z 2021 r., nie oceniono wpływu parowania na nasiona barszczu Mantegazziego. Z nieznanych przyczyn, nasiona kontrolne ww. gatunku nie skiełkowały w szklarni.

W drugim doświadczeniu z 2022 r. zastosowano tylko jeden czas ekspozycji – 3 min., przy czym materiał badawczy umieszczano w dwóch typach gleb (mineralnej i organicznej). Podobnie, jak w roku poprzednim, wpływ parowania różnił się w zależności od gatunku. Jednak nie stwierdzono znaczących różnic między typami gleby. U wszystkich gatunków, najwyższą śmiertelność diaspor, uzyskano po zastosowaniu temperatury 99°C. Kiełkowanie nasion barszczu Mantegazziego zahamowano w temperaturze 99°C, a nawłoci kanadyjskiej w 90°C. U niecierpka gruczołowatego kiełkowanie nasion zatrzymano już w temperaturze 70°C.

99°C × 3 min & 60°C × 24 h

70°C × 3 min & 60°C × 24 h

99°C × 3 min & 60°C × 24 h



Solidago canadensis
(nasiona)



Impatiens glandulifera
(nasiona)



Reynoutria × bohemica
(10 i 5 cm fragmenty kłaczy)

Ryc. 183. Wymagania temperaturowe uniemożliwiające przeżycie nasion i pędów podziemnych wybranych IAS-P na podstawie wstępnych wyników doświadczeń przeprowadzonych w 2021 r.

Fig. 183. Temperature requirements preventing survival of seeds and underground shoots of selected IAS-P based on preliminary results of experiments conducted in 2021

(fot./photo Wiktoria Kaczmarek-Derda)

90°C × 3 min

70°C × 3 min

99°C × 3 min



Solidago canadensis
(nasiona)



Impatiens glandulifera
(nasiona)



Heracleum mantegazzianum
(nasiona)

Ryc. 184. Wymagania temperaturowe uniemożliwiające przeżycie nasion wybranych IAS-P na podstawie wstępnych wyników doświadczeń przeprowadzonych w 2022 r.

Fig. 184. Temperature requirements preventing survival of seeds of selected IAS-P based on preliminary results of experiments conducted in 2022

(fot./photo Wiktoria Kaczmarek-Derda)

Metoda parowania gleby może zapobiegać niepożądanemu rozprzestrzenianiu IAS-P – wnioski

Przeprowadzone doświadczenia wykazały, że stacjonarne parowanie gleby jako niechemiczna metoda kontroli, zastosowana np. w miejscu rozbudowy drogi, może być pomocna w dezynfekcji gleby skażonej diasporami IAS-P. Tym samym może być stosowana jako metoda kontroli uniemożliwiająca rozprzestrzenianie się IAS-P na nowe obszary. Jest to możliwe z uwagi na to, że proces parowania gleby suchą gorącą parą, prowadzi do natychmiastowego podniesienia temperatury powierzchni materiału roślinnego, co działa destrukcyjne na żywotność nasion i rozwój kłączy. Wykazano, że efekty testowanej metody są uzależnione od gatunku rośliny, zastosowanej temperatury i czasu trwania ekspozycji. Wyższe temperatury są bardziej efektywne, ale wymagają większego zużycia energii. Zatem proces parowania można dostosować do określonego gatunku rośliny. W przypadku podejrzenia, że masy ziemne mogą zawierać diasporę kilku gatunków roślin, zabieg należy dostosować do tych, występujących na danym obszarze.

4.2.4. Wykorzystanie wypasów owiec w redukcji występowania roślin inwazyjnych

Wprowadzenie

Inwazyjne gatunki roślin (IAS-P), w tym barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i nawłóć kanadyjską (*Solidago canadensis*), można zwalczać poprzez wypas zwierząt hodowlanych, m.in. owiec, kóz, bydła i trzody chlewnej. W przypadku inwazyjnego barszczu, zwierzęta hodowlane ograniczają rozrost jego populacji poprzez zgryzanie roślin, deptanie i buchtowanie. W wyniku wypasu, powstaje także gęsta darń składająca się z gatunków roślin odpornych na zgryzanie. Zmniejsza się również powierzchnia gleby posiadającej odpowiednie warunki do kiełkowania i rozwoju nasion barszczy (Nielsen i in. 2005; EPPO 2009). Dobre efekty zastosowania długotrwałego wypasu owiec osiągnięto w przypadku innego inwazyjnego gatunku, tj. barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*). W czasie wypasu prowadzonego przez 6 lat na łące porośniętej przez rośliny tego gatunku, już po 2 latach odnotowano, że pokrycie barszczem znacznie się zmniejszyło i zaczęła pojawiać się roślinność typowa dla tego siedliska. W wyniku prowadzonego wypasu, barszcz całkowicie wyeliminowano, a w glebie z wypasanego obszaru, pobranej do testów kiełkowania, nie stwierdzono kiełkujących ani żywych jego nasion (Andersen & Calov 1996). Polskie doświadczenia w zakresie zwalczania inwazyjnych barszczy za pomocą wypasu zwierząt hodowlanych, potwierdzają skuteczność tych działań w ograniczaniu jego rozprzestrzeniania się (Sachajdakiewicz & Mędrzycki 2014). Wieloletni wypas bydła lub owiec może być, także bardzo skuteczny w przypadku ograniczania rozprzestrzeniania się inwazyjnych nawłoci – późnej (*Solidago gigantea*) oraz kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) (Szépligeti i in. 2017; Visnyovszky 2017). Jednak preferencje pokarmowe zwierząt, zależą m.in. od fazy rozwoju nawłoci. Bydło i owce chętnie zjadają nawłóć przed okresem jej kwitnienia lub w czasie kiełkowania nasion, unikając przy tym roślin, które już zakwitły (Korda 2017). W zwalczaniu nawłoci najbardziej skuteczny jest wypas prowadzony systematycznie przez długi czas, natomiast pojawiające się w terenie liczne rośliny nawłoci świadczą o jego niewystarczającym wykorzystaniu (Vadász 2017). W zwalczaniu inwazyjnych nawłoci zaleca się wypas owiec, które chętnie zjadają młode pędy nawłoci, szczególnie po uprzednim koszeniu. Z kolei połączenie koszenia z wypasem, prowadzi do zwiększenia skuteczności prowadzonych zabiegów poprzez zmniejszenie liczby odrastających pędów nawłoci i zdecydowane ograniczenie rozmiarów ich populacji (Visnyovszky 2017).

Cel

Podjęte działania miały na celu ocenę skuteczności zwalczania nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) poprzez zastosowanie wypasu owiec dwóch ras rodzimych, tj. olkuskiej i polskiej owcy pogórza.

Czas i miejsce działań

Działania prowadzone były w dwóch obszarach, w Ojcowskim Parku Narodowym i na obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk” oraz w jego sąsiedztwie.

Wypas prowadzono w latach 2022 i 2023, przy czym w każdym roku odbyły się po dwie tury wypasu.

W Ojcowskim Parku Narodowym powierzchnia wypasu zlokalizowana była w miejscowości Prądnik Korzkiewski (50.178928N, 19.839025E). Do zwalczania nawłoci kanadyjskiej wykorzystano stado rodzimej rasy owiec długowłnistych, wytworzonej w rejonie dawnego powiatu olkuskiego, liczące 30 sztuk (ryc. 185A-B). Owce olkuskie to zwierzęta bezrogie, charakteryzujące się łagodnym usposobieniem. Od 2000 r. owce rasy olkuskiej objęte są programem ochrony zasobów genetycznych zwierząt (Kawęcka i in. 2022b).



Ryc. 185. Owce rasy olkuskiej w Ojcowskim Parku Narodowym

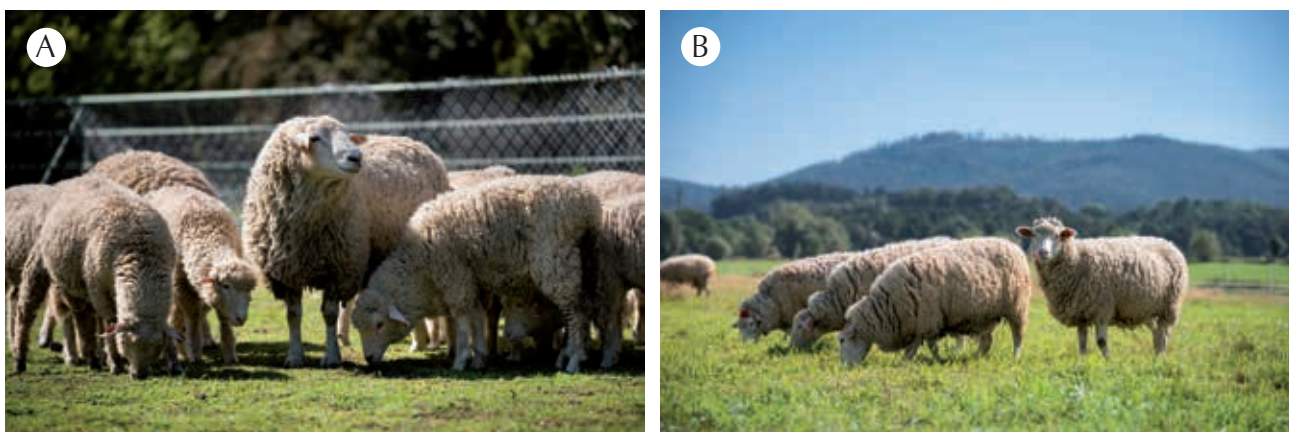
Objaśnienia: A – owce z jagniętami podczas wypasu w czerwcu 2022 r., B – dorosłe maciorki podczas wypasu w lipcu 2023 r.

Fig. 185. Olkuska breed sheep in the Ojcow National Park

Captions: A – sheep grazing with lambs in June 2022, B – adult ewes grazing in July 2023

(fot./photo Marta Pasternak)

W obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk” oraz w jego sąsiedztwie, dwie powierzchnie wypasu znajdowały się w miejscowości Grodziec Śląski (49.807553N, 18.870700E; 49.809745N, 18.862487E). Do wypasu barszczu Sosnowskiego wykorzystano stado owiec rasy polska owca pogórza (ryc. 186A-B) w liczbie 30 sztuk. Owce tej rasy są bezrogie, doskonale przystosowane do lokalnych, często niełatwych warunków podgórskich rejonów Polski (Kawęcka & Sikora 2009). Z powodzeniem mogą pełnić funkcje ekologiczne, związane z pielęgnacją krajobrazu (Kawęcka i in. 2022a). Od 2015 r. rasa polska owca pogórza, jest objęta programem ochrony zasobów genetycznych zwierząt.



Ryc. 186. Polskie owce pogórza w obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk” oraz w jego sąsiedztwie

Objaśnienia: A – tryk i jagnięta podczas wypasu we wrześniu 2023 r., B – owce podczas wypasu we wrześniu 2023 r.

Fig. 186. Polish Foothill sheep in and adjacent to Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”

Captions: A – ram and lambs grazing in September 2023, B – sheep grazing in September 2023

(fot./photo Marta Pasternak)

197

Opis działań związanych z wypasem

W Ojcowskim Parku Narodowym, który zмага się z nadmiernym rozprzestrzenianiem się nawłoci kanadyjskiej, owce rasy olkuskiej wypasane były dwukrotnie w 2022 i 2023 roku. Pierwsza tura wypasu przypadła na maj/czerwiec, natomiast druga tura na lipiec/sierpień. Każda tura trwała około 30 dni +/- 10 dni w zależności od szybkości i intensywności odrastania runi. Owce wprowadzano na obszar wypasu przy odroście runi 10-15 cm. Stado wypasano 24h/dobę (ryc. 187A-B). Prowadzony był stały monitoring z użyciem kamer oraz dozór przez osobę pilnującą stada.



Ryc. 187. Wypas owiec olkuskich w Ojcowskim Parku Narodowym na powierzchniach porośniętych przez nawłoc

Objaśnienia: A – pierwsza tura wypasu prowadzona w czerwcu w 2022 r., B – druga tura wypasu prowadzona w lipcu 2023 r.

Fig. 187. Olkuska breed of sheep grazing in the Ojcow National Park on areas overgrown by goldenrod

Captions: A – first round of grazing in June in 2022, B – second round of grazing conducted in July 2023

(fot./photo Marta Pasternak)

W obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk” oraz w jego sąsiedztwie, podjęto próbę ograniczenia rozprzestrzeniania się barszczu Sosnowskiego poprzez wypas stada polskich owiec pogórza (ryc. 188A-B). W obszarze Natura 2000, jak też w jego sąsiedztwie, owce wypasano na obu powierzchniach dwukrotnie w ciągu roku. Wypas trwał 8h/dobę, a stado było dowożone na miejsca wypasu codziennie. Podobnie jak w Ojcowskim



Ryc. 188. Wypas polskich owiec pogórza na powierzchni porośniętej przez barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*)

Objaśnienia: A – powierzchnia w obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk” w czerwcu 2022 r., B – wygląd barszczu Sosnowskiego w okresie rozpoczęcia wypasu w lipcu 2023 r.

Fig. 188. Grazing of Polish Foothill sheep on an area overgrown by Sosnowsky's Hogweed (*Heracleum sosnowskyi*)

Captions: A – an area in the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave „Morzyk” in June 2022, B – the appearance of Sosnowsky's Hogweed (*H. sosnowskyi*) during the period at the beginning of grazing in July 2023

(fot./photo Julia Stekla)

Parku Narodowym, działania obejmowały po dwie tury wypasu w latach 2022 i 2023. Pierwsza tura wypasu przypadała na maj/czerwiec, a druga tura na lipiec/sierpień. Z uwagi na bliską lokalizację obu powierzchni, w każdej turze wypasu prowadzono naprzemiennie – w jednym dniu owce wypasano na powierzchni w obszarze Natura 2000, zaś w dniu następnym wypas prowadzono w jego sąsiedztwie, na drugiej powierzchni. Po zakończeniu pierwszej tury wypasu i po odroście runi 10-15 cm, schemat drugiej tury wypasu, był analogiczny do pierwszego.

W obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk” oraz w jego sąsiedztwie, powierzchnie wypasowe były na bieżąco kontrolowane przez obsługę, która wyznaczała poszczególne kwatery w miejscach wypasu, poprzez wygradzanie ich pastuchem elektrycznym.



Ryc. 189. Koszar dla owiec olkuskich w Ojcowskim Parku Narodowym – sierpień 2022 r.

Objaśnienia: A – owce przebywające w okolicy koszar, B – zamaskowany koszar

Fig. 189. Paddock for the Olkuska breed of sheep grazing in the Ojcow National Park – August 2022

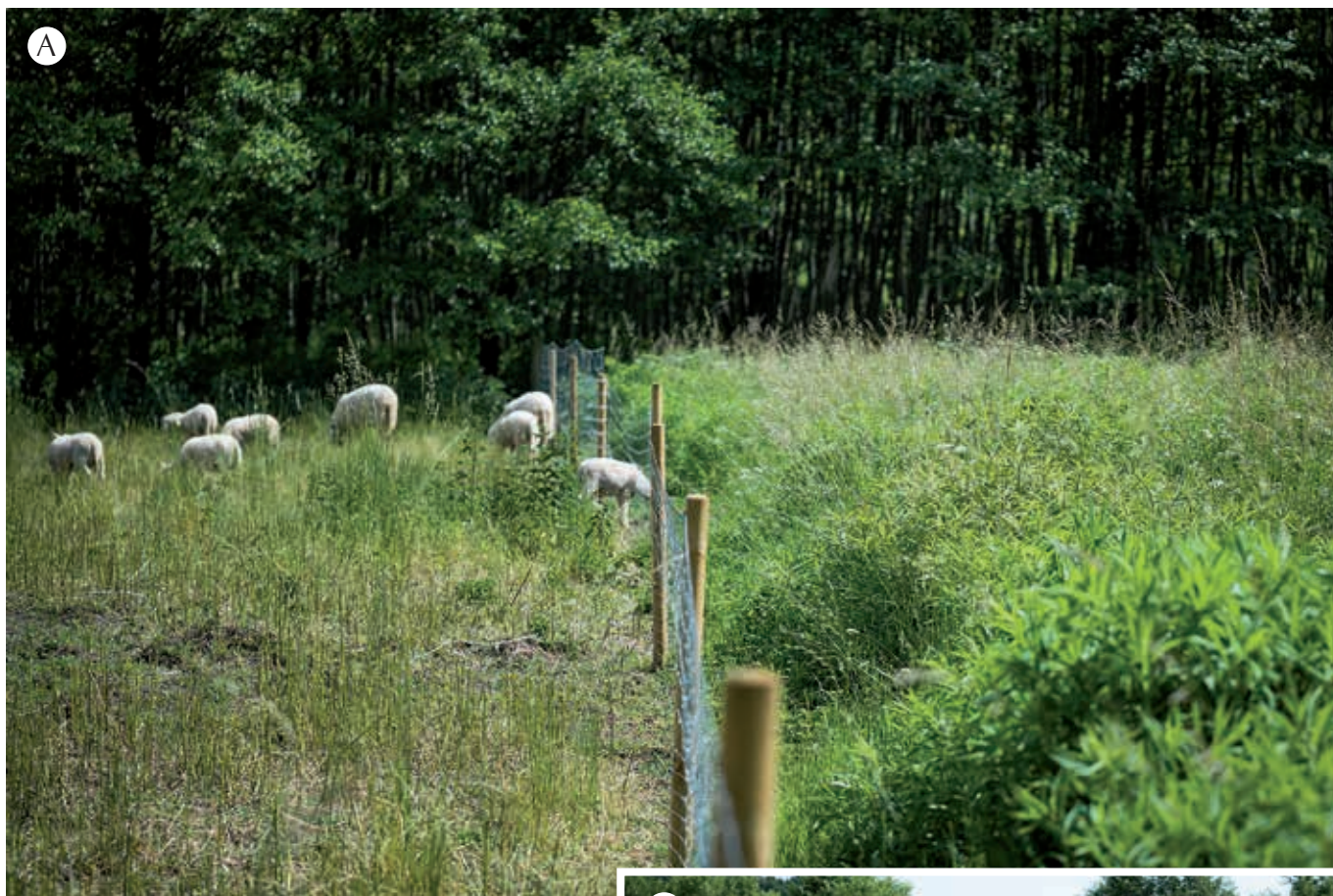
Captions: A – sheep staying near the paddock, B – disguised paddock

(fot./photo Marta Pasternak)

W Ojcowskim Parku Narodowym, zwierzęta miały stały dostęp do wody i schronienia – koszaru (ryc. 189A-B). Na wszystkich powierzchniach wypasowych, po zakończeniu wypasu i po przeprowadzeniu monitoringu, wykazano niedojady.

Przed rozpoczęciem i po zakończeniu wypasu, od owiec obu ras pobrano krew w celu zbadania parametrów, m.in. morfologii, glukozy, cholesterolu, kreatyniny, AST, ALT. Z obu obszarów, od owiec wypasanych przy owczarniach, które stanowiły grupę kontrolną dla zwierząt wypasanych na powierzchniach porośniętych przez rośliny inwazyjne, również pobrano krew. Wyniki badań krwi określą wpływ obecności inwazyjnej nawłoci i barszczu w diecie spasnanych zwierząt, na ich parametry zdrowotne.

Ponadto przed każdym wypasem oraz po jego zakończeniu, przeprowadzono monitoring botaniczny wypasanych powierzchni, ze szczególnym uwzględnieniem występowania zwalczanego gatunku rośliny inwazyjnej. Monitoring prowadzono na stałych powierzchniach badawczych (tj. poligonach badawczych), w kształcie koła, o powierzchni 10 m². W Ojcowskim Parku Narodowym



Ryc. 190. Efekty wypasu owiec rasy olkuskiej w Ojcowskim Parku Narodowym

Objaśnienia: A – wygląd powierzchni (po lewej stronie zdjęcia) w czasie pierwszej tury wypasu w czerwcu 2022 r., B – wygląd powierzchni (po lewej stronie zdjęcia) w czasie drugiej tury wypasu w sierpniu 2022 r.

Fig. 190. Effects of grazing the Olkuska breed of sheep in the Ojcow National Park

Captions: A – the appearance of the area (on the left side of the photo) during the first round of grazing in June 2022, B – the appearance of the area (on the left side of the photo) during the second round of grazing in August 2022

(fot./photo Marta Pasternak)

wym założono 5 poligonów, natomiast w obszarze Natura 2000 oraz w jego sąsiedztwie, 6 poligonów. Monitoring polegał na wykonaniu spisów gatunków wraz z oszacowaniem procentowym ich pokrycia. W celu oceny efektów zastosowanego wypasu, analizowano zmiany w pokryciu powierzchni zarówno przez inwazyjne rośliny, nawłoci kanadyjskiej i barszczu Sosnowskiego, jak też inne współwystępujące z nimi gatunki.

Co wynika z przeprowadzonych działań?

Wstępne obserwacje dotyczące wypasu wykazały, że lepszy efekt związany z ograniczeniem występowania nawłoci kanadyjskiej i barszczu Sosnowskiego, zaobserwowano w przypadku wypasu prowadzonego w Ojcowskim Parku Narodowym (ryc. 190A-B), gdzie owce wykorzystano do zredukowania powierzchni porośniętej przez nawłoc kanadyjską (*Solidago canadensis*).

Ze względu na dobre przystosowanie do lokalnych, często trudnych warunków środowiskowych, odporność na choroby, zdrowotność i długowieczność, owce ras rodzimych, doskonale nadają się do działań związanych z wypasem, którego celem jest zarówno zwalczanie roślin inwazyjnych, jak również kontrola wegetacji i pielęgnacja krajobrazu poprzez zastosowanie wypasu ekstensywnego na obszarach cennych przyrodniczo oraz objętych ochroną. Wypas jako zabieg pielęgnacyjny, stosowany jest w wielu parkach narodowych w Polsce, m.in. Magurskim PN, Bieszczadzkim PN czy Tatrzańskim PN (Molik & Błasiak 2015). Dodatkowo, wypas owiec w rejonach górskich odznacza się szczególnymi funkcjami kulturotwórczymi, co odróżnia te obszary od innych części kraju, nadając specyficzny charakter całej kulturze góralskiej w Polsce (Kawęcka i in. 2022b).

Zabiegi usuwania nawłoci kanadyjskiej poprzez wypas owiec, przeprowadzone na powierzchni w Ojcowskim Parku Narodowym, doprowadziły do zmniejszenia zajmowanej przez gatunek powierzchni o około 60% porównując stan z września 2023 r. do czerwca 2022 r. Wraz ze spadkiem pokrycia inwazyjnej nawłoci zaobserwowano, także wzrost bogactwa gatunkowego oraz pokrycia, m.in. pokrzywy zwyczajnej (*Urtica dioica*). W analogicznym okresie, zabiegi eliminacji barszczu Sosnowskiego na powierzchniach wypasu w obszarze Natura 2000 oraz w jego sąsiedztwie, spowodowały zmniejszenie pokrycia barszczu o około 30%. Wraz ze spadkiem pokrycia barszczu stwierdzono wzrost bogactwa gatunkowego oraz zwiększenie pokrycia innych gatunków, głównie traw.

4.3. Wczesna detekcja IAS-P oraz źródeł ich rozprzestrzeniania się

Skuteczne zwalczanie IAS-P wymaga kompleksowego podejścia, dlatego w Projekcie zaplanowano działania, które powinny przyczynić się do ograniczenia wprowadzania gatunków inwazyjnych na nowe obszary i szybszego reagowania na wczesnych etapach inwazji.

4.3.1 Metodyka wczesnego wykrywania miejsc występowania IAS-P z wykorzystaniem bezzałogowych statków powietrznych

Cele i założenia

Wczesne wykrywanie obecności IAS-P jest kluczowym elementem w ich skutecznym zwalczaniu. Najczęściej stwierdzenie ich obecności odbywa się podczas inwentaryzacji przyrodniczych w ramach monitoringów, opracowania planu inwestycyjnego lub planów zadań ochronnych. Badania takie są często prowadzone metodą marszrutową polegającą na szczegółowej penetracji terenu przez ekspertów. Metoda ta jest dokładna, ale jednocześnie czasochłonna i kosztowna. Istnieje zatem potrzeba opracowania bardziej efektywnej metody pozwalającej na szybkie, ekonomiczne oraz systematyczne monitorowanie obecności i rozprzestrzeniania się IAS-P. Bezzałogowe Statki Powietrzne (BSP), popularnie zwane dronami, stanowią obiecujące narzędzie w teledetekcji gatunków inwazyjnych. Dzięki postępowi technologicznemu, BSP oferują szeroko dostępną i relatywnie niedrogą opcję dla tradycyjnych metod inwentaryzacji. Wymaga to jednak interdyscyplinarnego podejścia, łączącego wiedzę z zakresu botaniki, biologii, ekologii i teledetekcji.

Niniejszą metodykę opracowano na podstawie analizy zastosowań BSP w identyfikacji wybranych IAS-P, na przykładzie barszczu kaukaskich, tj. barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i Mantegazziego (*H. mantegazzianum*). Metodyka bazuje na wiedzy i doświadczeniach operatorów BSP i botaników, wykorzystując ograniczone zasoby sprzętowe oraz finansowe. Zastosowanie metodyki zilustrowano przez studia przypadków realizowanych w obszarach trzech gmin: Koszęcin, Jasienica (woj. śląskie) oraz Krempna (woj. podkarpackie), na wytypowanych powierzchniach (por. rozdz. 2.2). W każdym przypadku najpierw przeprowadzono w terenie inwentaryzację przyrodniczą metodą marszrutową pod kątem występowania barszczu kaukaskich, a następnie pozyskano dane teledetekcyjne w zakresie widzialnym RGB przy użyciu Bezzałogowych Statków Powietrznych firmy DJI, model Mavic 2 Enterprise Dual i Phantom 4 PRO V2.0. Naloty zrealizowano w latach 2022 i/lub 2023.



Ryc. 191. Inwazyjne gatunki barszczy w fazie kwitnienia na przełomie lipca i sierpnia w 2022 r., w gminie Jasienica w województwie śląskim
Fig. 191. Invasive species of hogweed at the flowering stage at the end of July and the beginning of August in 2022, in the Jasienica commune in the Silesia province

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

W roku 2022 wykonano po dwa naloty w gminach Krempna i Koszęcin, pierwszy na wiosnę podczas fazy wykształcenia liści barszczy, a drugi – latem w fazie ich kwitnienia. W gminie Jasienica wykonano jeden nalot latem, ale na dwóch powierzchniach. Podczas nalotów pozyskano dane teledetekcyjne zarejestrowane w zakresie światła widzialnego (RGB). Lot nad docelowym terenem odbywał się na stałej wysokości względem poziomu morza, nie przekraczając 100 m n.p.m. Wykorzystywane w nalotach BSP, automatycznie rejestrowały współrzędne geograficzne pozyskiwanych zdjęć w procesie geotagowania, z których opracowano następnie ortofotomapy terenów badań. Na podstawie analizy pozyskanych danych ustalono, że inwazyjne gatunki barszczy najłatwiej zidentyfikować latem w fazie kwitnienia – w lipcu i sierpniu (ryc. 191).

W roku 2023 przeprowadzono naloty latem, a ich celem było zoptymalizowanie wysokości lotu BSP dla maksymalizacji skuteczności identyfikacji oraz opracowanie metodyki identyfikacji gatunków inwazyjnych w trybie rzeczywistym. W ocenie prawdopodobieństwa identyfikacji gatunków zrealizowaną przez doświadczonego botanika wykorzystano 5-stopniową skalę Likerta (1932). Ustalono, że optymalna wysokość realizacji nalotu dla identyfikacji gatunków inwazyjnych wynosi około 50 m.

Wytyczne do planowania inwentaryzacji terenowej występowania IAS-P na potrzeby identyfikacji z wykorzystaniem danych z BSP

Inwentaryzacja terenowa IAS-P jest kluczowym elementem w procesie ich monitorowania i zarządzania. Prawidłowo zaplanowane i przeprowadzone w tym zakresie prace, umożliwiają precyzyjną identyfikację obszarów występowania IAS-P, co stanowi fundament dla działań zaradczych związanych z eliminacją lub kontrolą ich rozprzestrzeniania się. W niniejszej metodyce,

inwentaryzacja terenowa jest niezbędnym pierwszym krokiem przed opracowaniem szczegółowych wytycznych dla badanego IAS-P na potrzeby jego identyfikacji z wykorzystaniem danych z BSP. Zasady pozyskania danych terenowych zostały przedstawione na przykładzie inwazyjnych barszczy kaukaskich.

a) Definicja Celu i Wymagań

Przed przystąpieniem do inwentaryzacji, należy precyzyjnie określić jej cel w odniesieniu do badanego gatunku, jak i specyfiki obszaru. Należy również zdefiniować kryteria sukcesu oraz wymagania, jakie muszą być spełnione, by inwentaryzacja była uznana za skuteczną. Jej celem w przypadku docelowego IAS-P w szerszym ujęciu jest:

- precyzyjne zdefiniowanie miejsc jego występowania,
- pozyskanie danych niezbędnych do jego identyfikacji przy wykorzystaniu technik tele-detekcyjnych,
- wskazanie powierzchni do monitoringu zmian zasięgu jego występowania, wskazanie obszarów wymagających podjęcia wobec niego działań zaradczych.

b) Przygotowanie Planu Inwentaryzacji

Etap ten stanowi fundament skutecznego i efektywnego identyfikowania oraz monitorowania gatunków inwazyjnych w środowisku. Jest to proces kompleksowy, wymagający zarówno adaptacji odpowiednich metodologii prowadzenia badań oraz zabezpieczenia niezbędnych narzędzi i zasobów:

- wybór obszaru – określenie powierzchni terenu, który zostanie objęty inwentaryzacją, powinno być oparte na wcześniejszych obserwacjach, zgłoszeniach lub predykcjach dotyczących obecności docelowego IAS-P,
- metodyka badawcza – należy dobrać metodę inwentaryzacyjną dostosowaną do specyfiki terenu oraz celów badania i choć sugerowana jest metoda marszrutowa, wybór odpowiedniej metodyki powinien być dostosowany do konkretnego przypadku,
- sprzęt i zasoby – precyzyjne określenie, jakie narzędzia i zasoby będą potrzebne do przeprowadzenia inwentaryzacji, czyli wskazanie sprzętu terenowego, właściwego oprogramowania i zespołu badawczego.

c) Przeprowadzenie Inwentaryzacji

Etap realizacji inwentaryzacji obejmuje zarówno dogłębne przygotowanie terenowe, mające na celu zrozumienie specyfiki badanego obszaru, jak i metodyczne zbieranie danych, które są niezbędne do dalszej analizy i opracowania strategii zarządzania:

- przygotowanie terenowe – przed przystąpieniem do właściwej inwentaryzacji, konieczne jest przeprowadzenie rekonesansu terenu, aby zapoznać się z lokalnymi warunkami i potencjalnymi przeszkodami,
- realizacja inwentaryzacji – zgodnie z opracowanym planem, zespół badawczy przeprowadza inwentaryzację. Ważne jest, aby każda obserwacja była dokładnie udokumentowana. Konieczne jest wykorzystanie GPS i narzędzi GIS w celu dokumentacji zbieranych danych. Informacje niezbędne do pozyskania w terenie powinny obejmować m.in.:
 - datę pozyskania danych,
 - dane o terenie lub powierzchniach monitoringowych, w tym współrzędne terenu (powierzchni monitoringowych) zajmowanych przez przedmiotowy IAS-P, stopień ich zacienienia, pokrycie nekromasy i nagiej gleby mineralnej (%),
 - dane na temat sposobu występowania osobników przedmiotowego IAS-P,
 - uśrednioną liczbę pędów/osobników wegetatywnych, kwitnących i/lub owocujących przedmiotowego IAS-P,
 - listę gatunków roślin niedocelowych i innych IAS-P z podaniem szacunkowego pokrycia powierzchni (%) zajmowanej przez stwierdzone gatunki w ocenianych powierzchniach,
 - sporządzenie dokumentacji fotograficznej.

d) Raportowanie

Po zakończeniu inwentaryzacji, zebrane dane powinny być przeanalizowane, a następnie opracowane tak, aby mogły posłużyć do charakterystyki obszaru badań pod kątem:

- zagrożenia wynikającego z występowania docelowego IAS-P,
- weryfikacji informacji o występowaniu docelowego IAS-P z wykorzystaniem danych z BSP.

Od jakości ww. danych będą zależały późniejsze wytyczne/rekomendacje do identyfikacji konkretnych gatunków inwazyjnych ze zdjęć lotniczych.

Wytyczne do planowania i realizacji nalogu BSP na potrzeby inwentaryzacji występowania IAS-P



Ryc. 192. Etapy inwentaryzacji IAS-P przy wykorzystaniu bezzałogowych statków powietrznych (BSP)

Fig. 192. IAS-P inventory stages using unmanned aerial vehicles (UAVs)

(opracowanie/compiled by: Sylwia Szporak-Wasilewska, Katarzyna Bzdęga)

Poniżej przedstawiono zasady postępowania służące realizacji czynności przygotowawczych i planistycznych w kontekście misji wykonywanych bezzałogowym statkiem powietrznym (ryc. 192):

a) Prace przygotowawcze

Wytyczne do planowania i realizacji nalogów bezzałogowymi statkami powietrznymi (BSP) stanowią niezbędny element skutecznej inwentaryzacji gatunków inwazyjnych. Poniżej przedstawiono szczegółowe kroki przygotowawcze, które mają na celu zapewnić efektywność i bezpieczeństwo misji wykonywanych za pomocą BSP zgodnie z obowiązującymi regulacjami.

- dobór sprzętu – wybór BSP powinien być podyktowany specyfiką zadania oraz warunkami terenowymi:
 - zalecane jest użycie BSP wyposażonego w sensor optyczny operujący w zakresie światła widzialnego (RGB) z funkcją transmisji obrazu na żywo i funkcją mapowania w tym trybie,

- należy zweryfikować, czy planowany do wykorzystania BSP spełnia aktualne przepisy oraz czy pilot ma uprawnienia wystarczające do wykonania lotu,
- należy zweryfikować operacyjne ograniczenia danego BSP, m.in. rzeczywisty nieprzekraczalny czas lotu, ograniczenia wynikające z warunków meteorologicznych (w tym maksymalną prędkość wiatru, dopuszczalny zakres temperatur, dopuszczenie do lotu w opadach).

W tabeli 4 przedstawiono zestaw wybranych najważniejszych parametrów dla przeprowadzenia nalotów.

Tabela 4. Szczegółowe parametry BSP oraz kamery optycznej do przeprowadzenia nalotów
Table 4. Detailed parameters for the unmanned aerial vehicle (UAV) and optical camera for flight operation

Parametr / Parameter	Uwagi / Details
Maksymalna wysokość względna BSP / Maximum relative altitude of the UAV	Sugerowana minimalna wysokość względna to 50 m, ze względu na duże prawdopodobieństwo wykonywania nalotów nad wysokimi drzewami / The recommended minimum relative flight altitude for UAV operations is set at 50 m to mitigate the risk of flying over tall trees
Maksymalny czas lotu BSP / Maximum flight time of the UAV	Maksymalny czas lotu jest określony przez producenta BSP. W zależności od warunków atmosferycznych czas lotu może ulec skróceniu i zawsze należy postępować zgodnie z informacjami przekazywanymi na bieżąco przez aparaturę BSP. Należy pamiętać o konieczności posiadania zapasowych baterii, jak i możliwości ich ładowania. Należy mieć na uwadze, że czas potrzebny na inwentaryzację jest zależny od wielu czynników, m.in. chwilowych warunków meteorologicznych, wysokości lotu, oczekiwanej rozdzielczości, kąta widzenia kamery, jej rozdzielczości, struktury krajobrazu (np. obecności zadrzewień) Szacowany całkowity czas przeprowadzenia operacji lotniczych: <ul style="list-style-type: none"> • na niewielkich obszarach (od 5 do 10 ha), wynosi około 90 min., • na terenach dużych (powyżej 20 ha), może przekroczyć 120 min. / The UAV's maximum operational flight duration is specified by the manufacturer and may vary under different atmospheric conditions. Operators should adhere to the real-time guidance provided by the UAV's control systems and ensure the availability of spare batteries and charging capabilities to maintain continuous operation. It is significant to recognize that the efficiency of the inventory process is influenced by various factors, including the prevailing meteorological conditions, designated flight altitude, targeted image resolution, the camera's field of view, resolution and the complexity of the landscape, such as the presence of forested areas. The estimated duration for aerial operations is as follows: <ul style="list-style-type: none"> • for smaller areas ranging between 5 to 10 ha, the operation is approximately 90 min., • for larger areas exceeding 20 ha, the duration may exceed 120 min.
Parametry kamery / Camera parameters	Minimalna zalecana rozdzielczość zdjęcia: 4056 × 3040 pikseli / The minimum recommended resolution for imagery stands at 4056 × 3040 pixels
Aparatura sterująca / Control equipment	Możliwość transferu obrazu na żywo, w rozdzielczości co najmniej 1920 × 1080 pikseli z funkcją mapowania / Live image transmission is possible, at a minimum resolution of 1920 × 1080 pixels, with a mapping function

- weryfikacja prawnych możliwości wykonania lotu
Przed przystąpieniem do realizacji misji należy sprawdzić wszelkie regulacje prawne które mogą wpłynąć na planowaną trasę lotu. Należy sprawdzić, czy w miejscu wykonywania lotów występują ograniczenia związane z wydzielonymi strefami powietrznymi, ryzykiem powietrznym lub naziemnym związanym z przelotem BSP. W tym celu konieczna jest:
 - weryfikacja zasięgu rezerwowanej strefy powietrznej – materiały publikowane przez Polską Agencję Żeglugi Powietrznej,
 - weryfikacja dokumentu AUP (Airspace Use Plan, plan użytkowania przestrzeni powietrznej – airspace.pansa.pl), lub AIP Polska (Aeronautical Information Publication zawiera szczegóły przepisów, procedury i inne informacje dotyczące eksploatacji statków powietrznych),
 - zgłoszenie lotu na <https://checkin.pansa.pl/>
W przypadku stwierdzenia obecności wydzielonej strefy powietrznej konieczne jest skontaktowanie się z określoną jednostką zarządzającą w celu otrzymania zezwolenia

na przeprowadzenie lotów (warunki uzyskania zezwolenia są zależne od jednostki zarządzającej).

- weryfikacja warunków lokalnych
Należy dokładnie zbadać obszar planowanego lotu, zwracając uwagę na przeszkody terenowe, takie jak wysokie drzewa czy zabudowania:
 - obecność terenów leśnych oraz wysokich drzew – Bank Danych o Lasach <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy>
 - obecność zabudowań, zagęszczenie dróg – Google Maps, Google Street View <https://www.google.com/maps/@52.4010064,16.920086,17z?hl=pl-PL>Na tym etapie należy wytypować miejsce startu/ładowania BSP. Powinno ono znajdować się z dala od przeszkód terenowych, zabudowań, miejsc wzmożonego ruchu pieszego oraz w miarę możliwości na terenie płaskim bez wysokiej roślinności.
- weryfikacja warunków meteorologicznych
Należy dostosować plan lotu do panujących i prognozowanych warunków atmosferycznych, aby zapewnić bezpieczeństwo oraz efektywność misji. W tym celu można posiłkować się prognozami meteorologicznymi zamieszczonymi na stronie www.meteo.pl. Szczególną uwagę należy zwrócić na:
 - siłę i kierunek wiatru – siła wiatru do 5 m/s,
 - opady oraz mgły – brak opadów, wilgotność poniżej 95%,
 - zachmurzenie – preferowana słoneczna pogoda, bez zachmurzenia w celu uzyskania jednolitych i stabilnych warunków oświetleniowych obszaru.Zalecany jest wielokrotny przegląd prognoz meteorologicznych obejmujących kolejne dni. Należy zmienić termin nalotów, jeśli przewidywane lub rzeczywiste warunki lotów zagrażają bezpieczeństwu i/lub wykraczają poza ramy dopuszczenia danego BSP do wykonywania lotów.

b) Planowanie misji

- planowanie wstępne – lokalizacja zadania
Określenie wstępnego miejsca startu i lądowania, trasy oraz zaplanowanie działań z uwzględnieniem ograniczeń prawnych i terenowych. Planowanie to powinno uwzględniać również potencjalne miejsca przelotu i obszary, które będą przedmiotem szczegółowych badań:
 - miejsce startu/ładowania powinno znajdować się w odległości kilkudziesięciu-kilkuset metrów od miejsca wykonywania lotu oraz z dala od przeszkód terenowych,
 - zaplanowana trasa powinna uwzględniać ograniczenia operacyjne, terenowe i prawne np. utrzymanie ciągłego kontaktu wzrokowego,
 - trasa nalotu powinna umożliwiać opracowanie ortofotomapy zdjęć lotniczych, dlatego należy zapewnić odpowiedni pokrywający się obszar pomiędzy kolejnymi zdjęciami (zazwyczaj 60-80% dla zdjęć wzdłuż tras i 30-60% pomiędzy trasami),
 - w obrębie trasy nalotu niezbędne jest zaplanowanie lokalizacji punktów osnowy fotogrametrycznej na potrzeby opracowania ortofotomapy zdjęć lotniczych (w przypadku analiz w trybie rzeczywistym nie jest to konieczne).
- planowanie szczegółowe – mniej niż 24 godziny przed rozpoczęciem misji
Aktualizacja planu w oparciu o najnowsze dane meteorologiczne oraz uwzględnienie ewentualnych zmian w dostępności przestrzeni powietrznej:
 - weryfikacja możliwych warunków pogodowych,
 - pozyskanie niezbędnych zgód (zarządzający przestrzenią powietrzną) – jeśli nie było możliwości wcześniejszego uzyskania zgód.
- planowanie końcowe – tuż przed wykonaniem misji
Bezpośrednio przed misją należy przeprowadzić ostateczną weryfikację warunków pogodowych, otrzymanych zgód, adekwatności miejsca startu/ładowania oraz zaplanowanej trasy. Podsumowując, na ostateczną weryfikację składa się:
 - weryfikacja warunków pogodowych,
 - weryfikacja warunków otrzymanych zgód,
 - weryfikacja adekwatności wcześniej określonego miejsca startu/ładowania,
 - weryfikacja występowania i lokalizacji przeszkód terenowych,

- weryfikacja zaplanowanej trasy,
- weryfikacja kompletności i sprawności wyposażenia.

Finalne sprawdzenie BSP oraz wyposażenia należy przeprowadzić z wyprzedzeniem, aby umożliwić czas na ewentualne korekty.

W dniu lub w przeddzień nalotu należy założyć w terenie punkty osnowy fotogrametrycznej, których lokalizację należy określić przy wykorzystaniu precyzyjnego GPS (w przypadku analiz w trybie rzeczywistym nie jest to konieczne).

c) Wykonanie nalogów

- przygotowanie BSP do lotu
Obejmuje zdjęcie osłon transportowych, weryfikację stanu naładowania baterii oraz sprawdzenie wszystkich funkcji BSP. Każdy lot powinien być poprzedzony kontrolą techniczną.
- realizacja nalogu
Wykonanie planowanego lotu zgodnie z opracowanym scenariuszem i pokryciem pomiędzy zdjęciami. Wykonywanie zdjęć z zastosowaniem odpowiednich parametrów kamery (z zachowaniem stałej ogniskowej), z uwzględnieniem specyfiki obszarów porośniętych przez gatunki inwazyjne i w warunkach oświetleniowych minimalizujących efekty cieniowania i odbłasków.
- dokumentacja
Archiwizacja pozyskanych danych teledetekcyjnych i geograficznych, oraz wstępna ich analiza szczególnie w kontekście ich jakości i kompletności.

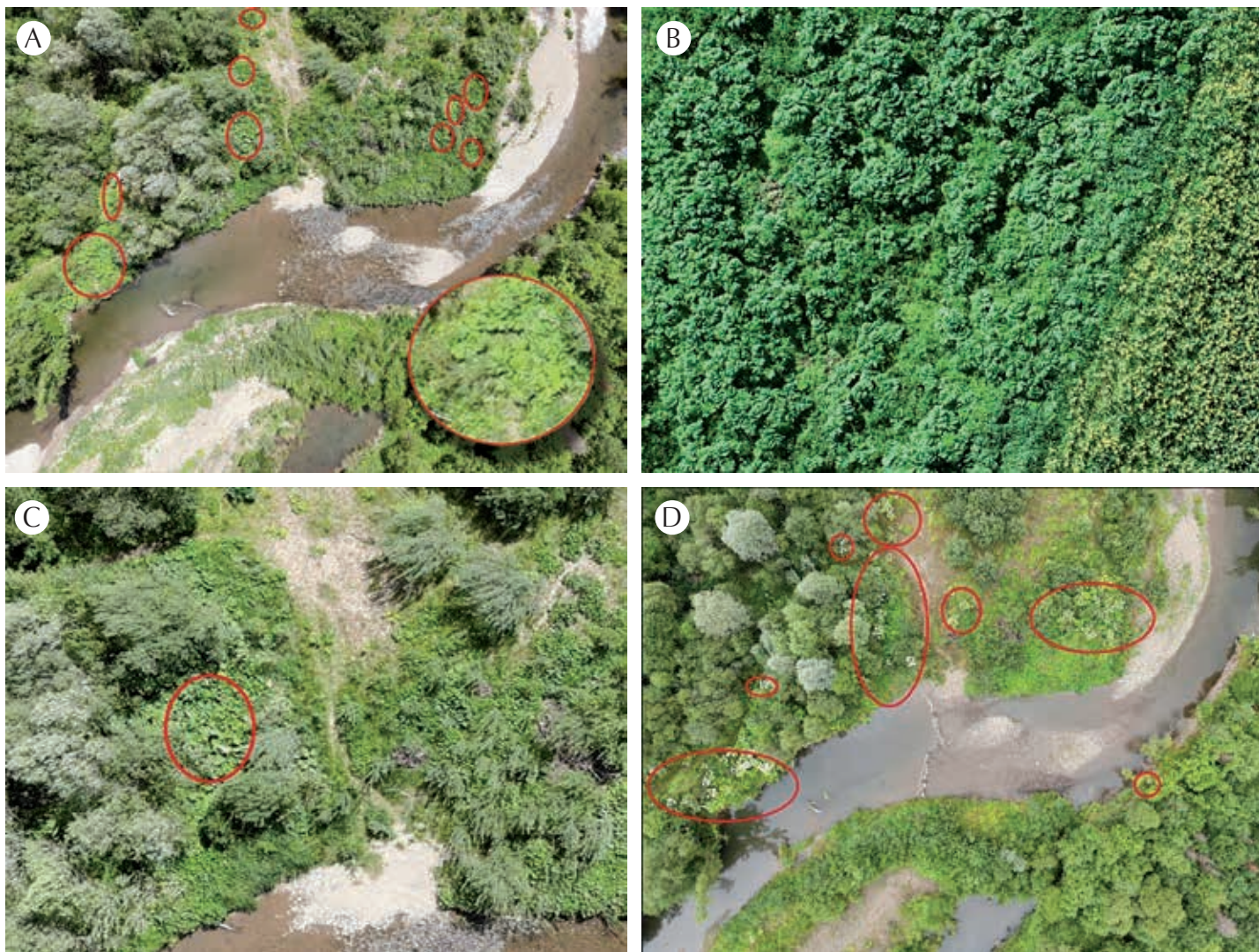
d) Przetwarzanie i analiza danych

- przetwarzanie danych
W celu opracowania wytycznych i rekomendacji dotyczących identyfikacji gatunku, niezbędne jest opracowanie ortofotomapy zdjęć lotniczych w środowisku GIS lub specjalistycznym oprogramowaniu teledetekcyjnym (np. ArcGIS Drone2Map, Pix4Dmapper, Agisoft Metashape lub darmowym OpenDroneMap) przy wykorzystaniu punktów osnowy fotogrametrycznej. W przypadku obszarów o urozmaiconej rzeźbie terenu (położonych np. w górach) niezbędne w procesie ortorektyfikacji zdjęć może okazać się wykorzystanie Numerycznego Modelu Terenu obszaru badań.
- analiza danych
Następnym krokiem jest identyfikacja gatunków przez ekspertów z zakresu botaniki i teledetekcji oraz opracowanie wytycznych dla danego gatunku. W przypadku identyfikacji w trybie rzeczywistym opracowanie ortofotomapy nie jest konieczne, ale zalecane. Skraca to czas opracowania wyników przedstawianych osobom zarządzającym danym obszarem.

Zalecenia interpretacyjne obecności gatunków inwazyjnych

Interpretacja danych z obserwacji terenowych i zdjęć wykonanych podczas nalogów Bezzałogowych Statków Powietrznych (BSP) jest kluczowym pierwszym etapem w procesie przygotowania wytycznych do identyfikacji wybranego gatunku inwazyjnego. W przypadku inwazyjnych gatunków barszczy analizy pozwoliły wytypować charakterystyczne cechy morfologiczne, które są widoczne na zdjęciach z BSP. W ich przypadku wykazano, że inwentaryzację najlepiej przeprowadzać w porze kwitnienia gatunku, ponieważ duże, białe kwiatostany są wówczas wyraźnie widoczne i różnią się od innych roślin. Z kolei istotnymi cechami morfologicznymi są:

- odcień zieleni płatków zdominowanych przez inwazyjne barszcze jest jaśniejszy, bardziej soczysty w porównaniu z sąsiadującą roślinnością (ryc. 193A). Taki charakterystyczny odcień zieleni może być kluczowym wskaźnikiem przy identyfikacji gatunku na zdjęciach wykonanych w zakresie RGB,
- struktura powierzchni płatków zajętych przez barszcze jest „falowana”, co wynika z charakterystycznej budowy liści tego gatunku – wydatne nerwy liści sprawiają, że na zdjęciach lotniczych falowana powierzchnia liści jest dobrze widoczna. Taka struktura jest niezwykle pomocna przy wizualnej ocenie obecności gatunku (ryc. 193B),



Ryc. 193. Cechy diagnostyczne pozwalające na identyfikację obecności inwazyjnych barszczy

Objaśnienia: A – jaśniejsza zieleni liści w porównaniu z otoczeniem, B – falista struktura płatów, C – odwrócone liście, D – duże białe kwiatostany

Fig. 193. Diagnostic features used to identify the presence of invasive hogweed by UAVs

Captions: A – lighter green foliage compared with the surroundings, B – wavy lobe structure, C – upturned leaves, D – large white inflorescences

(opracowanie/ compiled by Krzysztof Bujwid A, C-D; Katarzyna Bzdęga B)

- uwagę warto zwrócić również na liście, których spodnia, zwykle bardziej szara strona, jest widoczna. Jest to często efekt działania wiatru i wskazuje na duży rozmiar liści, co jest typowe dla barszczy (ryc. 193C),
- podczas kwitnienia barszcze wyróżniają się dużymi, białymi kwiatostanami, które są wyraźnie odmiennie od innych roślin i stanowią kluczowy element identyfikacji gatunku (ryc. 193D),
- barszcze mogą być trudne w identyfikacji szczególnie w okresie przed kwitnieniem, jeśli współwystępują z innymi gatunkami roślin takimi jak (ryc. 194A-B): ostrożeń warzywny (*Cirsium oleraceum*), żywokost lekarski (*Symphytum officinale*), świerżbęk korzenny (*Chaerophyllum aromaticum*) czy bodziszek błotny (*Geranium palustre*).

Określenie charakterystycznych cech morfologicznych dla innych IAS-P jest konieczne, ponieważ każdy gatunek będzie miał inny zestaw cech wyróżniających na zdjęciach lotniczych wykonanych z pułapu BSP. Opracowane przez ekspertów na podstawie analizy danych wytyczne i rekomendacje dotyczące cech identyfikacyjnych dla poszczególnych gatunków pozwolą na szybkie i efektywne ich rozpoznawanie w trybie rzeczywistym.



Ryc. 194. Wybrane gatunki współwystępujące z inwazyjnymi barszczami utrudniające ich identyfikację
 objaśnienia: A – żywokost lekarski (*Symphytum officinale*), B – bodziszek błotny (*Geranium palustre*)

Fig. 194. Selected species co-occurring with invasive hogweed making them difficult to identify by UAVs
 Captions: A – Common Comfrey (*Symphytum officinale*), B – Marsh Crane's-bill (*Geranium palustre*)

(fot./photo Katarzyna Bzdega, 2023)

W przypadku oceny w trybie rzeczywistym przy użyciu BSP praktyczne wskazówki dla interpretacji obejmują:

- przygotowanie przed inwentaryzacją – zapoznanie się z typowymi cechami IAS-P oraz porównanie ich z cechami innych gatunków roślin występujących w tym samym obszarze,
- wykorzystanie zdjęć z różnych pułapów nalotu o ile nie zdefiniowano wcześniej wysokości optymalnej,
- zastosowanie prostej metody ankietowej (metoda Likerta) w celu subiektywnej oceny prawdopodobieństwa występowania gatunku w terenie z pułapu BSP:
 - zdecydowanie nie można stwierdzić obecności gatunku (5),
 - prawdopodobnie nie można stwierdzić obecności gatunku (4),
 - trudno powiedzieć (3),
 - prawdopodobnie można stwierdzić obecność gatunku (2),
 - zdecydowanie można stwierdzić obecność gatunku (1).

W przypadku obszarów wątpliwych (4 i 3) obserwator przy wykorzystaniu funkcji mapowania zaznacza na analizowanym obrazie miejsca wymagające weryfikacji w terenie. Jest to szczególnie istotne w przypadku obszaru, na którym osoba identyfikująca nie jest w stanie uzyskać poziomu pewności 1 lub 2 w skali Likerta.

- konsultacja z ekspertami – zalecana z botanikiem i/lub ekspertem z dziedziny teledetekcji, w przypadku niejasności lub w celu potwierdzenia swoich obserwacji.

Ocena efektywności stwierdzenia obecności IAS-P

Określenie efektywności wykrywania obecności IAS-P przy zastosowaniu BSP wymaga analizy danych w środowisku GIS i wykorzystania metod statystycznych. Ocena jest niezbędna,

ponieważ pozwala sprawdzić czy wytypowane cechy morfologiczne IAS-P pozwalają na jego skuteczną identyfikację i przygotowanie rekomendacji oraz wytycznych. Taka ocena powinna być zrealizowana przez eksperta botanika oraz specjalistę z zakresu teledetekcji.

W przypadku identyfikacji miejsc występowania IAS-P w trybie rzeczywistym, niezbędna jest weryfikacja w terenie miejsc, gdzie na obrazie z BSP w skali Likerta prawdopodobieństwo jego występowania określono na poziomie najczęściej: „Trudno powiedzieć” lub „Prawdopodobnie nie można stwierdzić obecności gatunku”. W tym celu niezbędne jest zastosowanie procedury potwierdzającej obecność lub nieobecność IAS-P w terenie. Procedura obejmuje wskazanie przez botanika lokalizacji miejsc niepewnych z podaniem współrzędnych geograficznych. Od tego zależeć będzie dalsze postępowanie w analizowanym obszarze, na którym będą konieczne lub też nie, cykliczne działania monitoringowe i/lub zaradcze. Z tego względu wykorzystywany system BSP powinien umożliwiać także mapowanie w czasie rzeczywistym, gdzie obserwator może zaznaczać punkty na mapie lub w obrazie wideo.

Podsumowanie

Efektywność identyfikacji IAS-P jest kluczowym czynnikiem decydującym o sukcesie planowanych lub prowadzonych działań monitoringowych i zaradczych. Przedstawiona szybka metoda identyfikacji IAS-P w terenie, w czasie rzeczywistym jest możliwa do zrealizowania przez osoby nie będące botanikami, a mające do dyspozycji wytyczne identyfikacyjne i niewielką platformę latającą BSP z kamerą obrazującą w zakresie światła widzialnego (RGB). Jej celem jest zwiększenie skuteczności wykrywania miejsc występowania określonego IAS-P, wymagających monitoringu i/lub działań zwalczających. Drony znacznie skracają czas potrzebny na przeprowadzenie inwentaryzacji i zwiększają prawdopodobieństwo dostrzeżenia nowych stanowisk IAS-P stanowiących potencjalne źródło ich dalszego rozprzestrzeniania się. Nastęstwem wykrycia niepożądanego gatunku IAS-P może być, także konieczność przeprowadzenia szczegółowego monitoringu z wykorzystaniem metody marszrutowej i jego detekcji z zastosowaniem zaawansowanych metod identyfikacyjnych realizowanych już przez grupy eksperckie, aby m.in. precyzyjniej określić wielkość stanowisk i zaplanować strategię zwalczania. Ze względu na korzyści, jakie oferuje użycie BSP, zaleca się stosowanie dronów, także do przeprowadzania regularnych inwentaryzacji kontrolnych danego terenu. Jednak szczegółowa identyfikacja IAS-P na podstawie zdjęć z BSP wymaga zarówno znajomości ich specyficznych cech morfologicznych, odróżniających je od gatunków współwystępujących w obszarze analizy, jak również cech, które mogą powodować, że przedmiotowy IAS-P może być mylony. Dokładność identyfikacji można znacząco zwiększyć przy wykorzystaniu kamer obrazujących dodatkowo w zakresie bliskiej podczerwieni. Wymaga to jednak droższego sprzętu, opracowania nowych wytycznych identyfikacyjnych oraz znajomości bardziej zaawansowanych technik detekcji gatunków obejmujących różne metody klasyfikacji obrazu.

4.3.2 Zapobieganie wprowadzaniu IAS-P do ekosystemów chronionych wraz z analizą potencjalnych dróg przenoszenia

Celem niniejszego zadania było opracowanie rekomendacji umożliwiających zapobieganie rozprzestrzenianiu się IAS-P na tereny chronione, np. parki narodowe czy obszary Natura 2000. W pierwszej kolejności przeprowadzono inwentaryzację występowania inwazyjnych gatunków roślin w najbliższym sąsiedztwie ww. obszarów. Następnie, na podstawie zebranych informacji, zdefiniowano potencjalne źródła rozprzestrzeniania propagul IAS-P oraz zidentyfikowano możliwe drogi ich wprowadzania.

Założenia i cel badań

Główną przyczyną inwazji roślin obcego pochodzenia jest działalność człowieka, polegająca na ułatwianiu pokonywania przez nie barier geograficznych i ekologicznych oraz tworzeniu nowych siedlisk sprzyjających rozprzestrzenianiu się tych gatunków.

Postępujące zmiany w użytkowaniu gruntów, rozbudowa sieci transportowej, globalizacja różnych form działalności człowieka oraz wprowadzanie obcych roślin w celach gospodarczych i ogrodniczych, w powiązaniu ze zmianami klimatycznymi, sprzyjają ich rozprzestrzenianiu się,

w tym na obszary cenne przyrodniczo. Ograniczenie możliwości pojawienia się i dalszego rozprzestrzeniania się nowych obcych gatunków roślin, w tym IAS-P na określonym obszarze, wymaga gromadzenia szczegółowych danych, zarówno na temat ich aktualnego występowania, jak i dróg ich zamierzonego lub niezamierzonego wprowadzenia, które odgrywają kluczową rolę w powodzeniu inwazyjnych gatunków obcych (Turbelin i in. 2022). Zapobieganie napływowi IAS-P jest głównym priorytetem w zarządzaniu inwazjami biologicznymi (Saul i in. 2017). Z tego względu niezbędna jest większa wiedza na temat dróg przenoszenia inwazyjnych gatunków obcych, aby pomóc zmniejszyć liczbę wprowadzeń i skutków powodowanych przez inwazyjne gatunki obce, a ostatecznie poprawić zarządzanie nimi (Sirbu i in. 2022; Turbelin i in. 2022). Dotychczas przeprowadzone analizy odnosiły się do dużych obszarów, np. krajów (m.in. Solarz i in. 2018; Pergl i in. 2020; Sirbu i in. 2022).

Celem zadania była ocena zagrożenia, jakie stwarzają IAS-P dla obszarów cennych przyrodniczo w zależności od specyficznych warunków środowiskowych, wynikających z ich położenia oraz zidentyfikowanie dróg, jakimi są przenoszone na te obszary. Wiedza ta powinna dać podstawy do opracowania rekomendacji umożliwiających zapobieganie rozprzestrzenianiu się IAS-P na tereny chronione, takie jak parki narodowe, czy obszary Natura 2000.

Przedmiot i zakres badań

Modelowymi obszarami badawczymi były dwa parki narodowe na południu Polski: Ojcowski Park Narodowy (OPN) i Magurski Park Narodowy (MPN), dwa obszary Natura 2000: „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” (DŁ) i obszar „Łąki Nowohuckie” (LN) oraz użytek ekologiczny Park Leśny Witkowice (por. rozdz. 2.2, w którym wymienione obszary zostały scharakteryzowane).

Dane o występowaniu IAS-P zebrano na terenie wszystkich analizowanych obszarów, w ramach inwentaryzacji i działań przygotowawczych do działań zaradczych wobec wybranych gatunków (por. rozdz. 3 i 4.1) oraz w ich bezpośrednim sąsiedztwie (w buforze do 1 km od granicy obszaru chronionego), ze szczególnym uwzględnieniem brzegów cieków, ciągów komunikacyjnych, nieużytków i terenów zabudowanych, w tym ogrodów przydomowych i terenów zielonych zagospodarowanych.

Opis działań i zastosowane metody

W pierwszej kolejności przeprowadzono inwentaryzację występowania IAS-P na poszczególnych obszarach oraz w ich najbliższym sąsiedztwie (nieużytki, tereny zabudowane, w tym ogrody przydomowe i tereny zieleni urządzonej, linie komunikacyjne i brzegi wód). Zbierając dane o występowaniu IAS-P w sąsiedztwie obszarów chronionych, szczególną uwagę poświęcano gatunkom, które na podstawie istniejącej wiedzy uznano za stwarzające zagrożenie dla siedlisk przyrodniczych i gatunków chronionych na analizowanych obszarach (por. rozdz. 2.2 Gatunki i 2.2 Obszary). Ponieważ wobec tych gatunków podjęto w ramach Projektu określone działania zaradcze, kluczowe było zebranie danych o ich występowaniu w bliskim sąsiedztwie obszarów chronionych.

Na podstawie danych zebranych w terenie, pochodzących z literatury i dostępnych baz danych, a także wiedzy eksperckiej, zdefiniowano potencjalne źródła rozprzestrzeniania propagul IAS-P oraz możliwe drogi ich migracji. Ostatecznie każdemu inwazyjnemu gatunkowi przypisano drogi wprowadzenia i rozprzestrzeniania się, przyjmując jednocześnie stosowane aktualnie nazewnictwo w tym zakresie (Harrower i in. 2020; Solarz i in. 2018; Pergl i in. 2020).

Ocena zebranych danych dla poszczególnych obszarów

Ojcowski Park Narodowy (OPN)

Wśród kilkuset potwierdzonych gatunków obcych na obszarze OPN, stwierdzono kilka zagrażających gatunkom rodzimym i siedliskom przyrodniczym. Należą do nich gatunki stanowiące zagrożenie dla UE: niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*), dla Polski: gatunki z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria* spp.) oraz gatunki z rodzaju nawłóć (*Solidago* spp.), uznane na



Ryc. 195. Warunki występowania IAS-P stwarzających zagrożenie dla siedlisk przyrodniczych i gatunków w Ojcowskim Parku Narodowym i w jego bezpośrednim sąsiedztwie

Objaśnienia: A – rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) na brzegach Prądnika, w jego górnym biegu, na terenie miejscowości Sułoszowa (poza granicami Parku), B – niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) na brzegach zarośli między drogą a niewielkim potokiem – dopływem Prądnika w rejonie miejscowości Skała, C – nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis*) na skraju pola, przy granicy z Parkiem, D – kępy nawłóci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) na nieużytkowanych łąkach w bezpośrednim sąsiedztwie Parku, E – niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) w kolekcji roślin ogrodowych; Prądnik Korzkiewski, F – rdestowiec ostrokończysty (*R. japonica*) i nawłóć kanadyjska (*S. canadensis*) przy zabytkowej zabudowie w Ojcowie

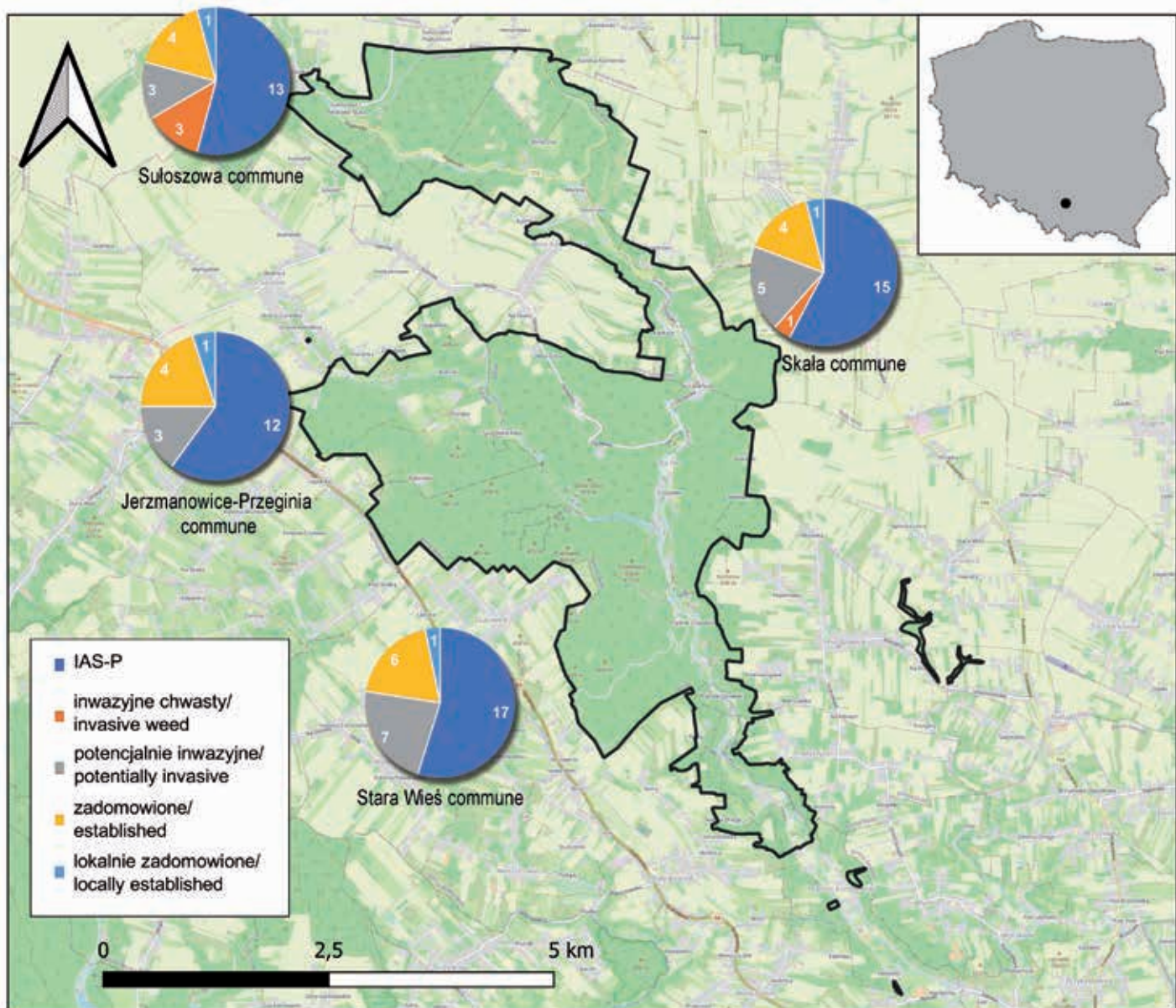
Fig. 195. Conditions for the occurrence of IAS-P posing a threat to natural habitats and species in the Ojcow National Park and its immediate vicinity

Captions: A – Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) on the banks of the Prądnik stream, in its upper reaches, in the area of Sułoszowa (outside the Park boundary), B – Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) on the banks of scrub between the road and a small stream – a tributary of the Prądnik stream in the area of Skała, C – Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) on the edge of a field, near the boundary with the Park, D – clumps of Canadian Goldenrod (*S. canadensis*) in unused meadows in the immediate vicinity of the Park, E – Himalayan Balsam (*I. glandulifera*) in a collection of garden plants; Prądnik Korzkiewski, F – Japanese Knotweed (*R. japonica*) and Canadian Goldenrod (*S. canadensis*) by historic buildings in Ojcow

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik A-C, E-F 2023; Katarzyna Bzdęga D 2022)

podstawie wyników badań naukowych za stwarzające zagrożenie dla cennych siedlisk murawowych i łąkowych (por. rozdz. 2.2 Gatunki).

Gatunki te odnotowano, także na obszarach sąsiadujących z OPN szczególnie w górnym biegu potoku Prądnik (ryc. 195A-B) oraz na nieużytkowanych łąkach i miedzach śródpolnych (ryc. 195C-D). Niektóre z nich można nadal spotkać w ogrodach przydomowych lub w ich sąsiedztwie (ryc. 195E-F).



Ryc. 196. Liczba obcych gatunków roślin naczyniowych odnotowanych w sąsiedztwie Ojcowskiego Parku Narodowego na terenie czterech gmin (status gatunków za Tokarska-Guzik i in. 2012, 2021)

Fig. 196. The number of alien vascular plant species recorded in the vicinity of the Ojców National Park in the four municipalities (species status after Tokarska-Guzik et al. 2012, 2021)

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)

Łącznie w otoczeniu OPN odnotowano występowanie kilkudziesięciu gatunków roślin o różnym statusie w Polsce (ryc. 196).

W tej grupie znalazły się IAS-P, które już występują w OPN (poza wyżej wymienionymi) przykładowo: winobluszcz zaroślowy (*Partenocissus inserta*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), orzech włoski (*Juglans regia*), przegorzan kulisty (*Echinops sphaerocephalus*) i gatunki jeszcze niepotwierdzone na terenie Parku, jak np. kolcowój pospolity (*Lycium barbarum*), rudbekia naga (*Rudbeckia laciniata*) i owłosiona (*R. hirta*) (ryc. 197A-D).

Niektóre z wymienionych gatunków stanowią potencjalne zagrożenie dla tych obszarów m.in. dławisz okrągłolistny (*Celastrus orbiculatus*) gatunek stwarzający zagrożenie dla UE i gatunki z rodzaju miskant (*Miscanthus* spp.), których spontaniczne rozprzestrzenianie się poza miejsca uprawy są coraz częściej dokumentowane z różnych regionów kraju (ryc. 197E-F).

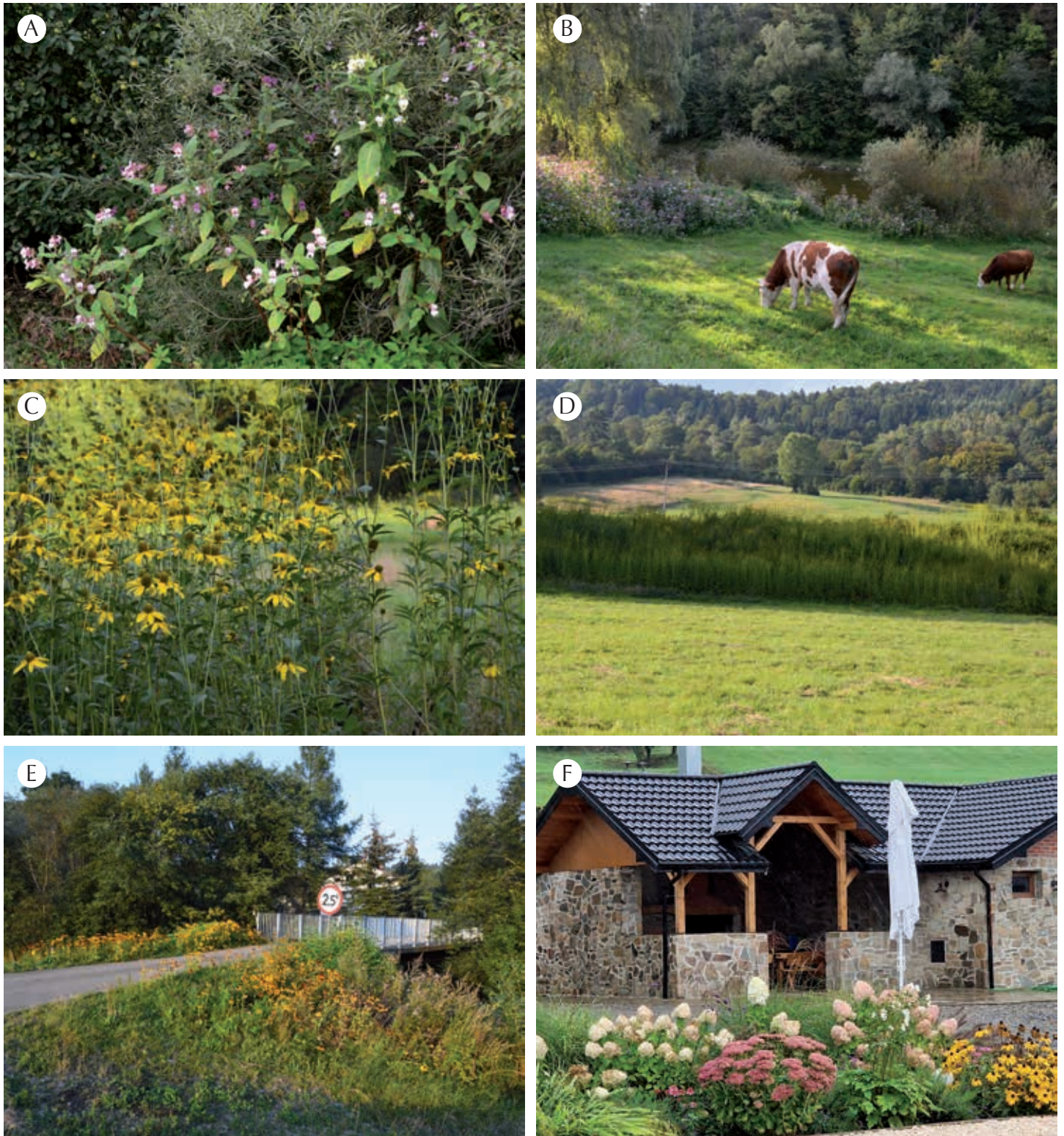


Ryc. 197. Przykłady gatunków obcych, które stanowią aktualne i potencjalne zagrożenie dla siedlisk przyrodniczych i gatunków Ojcowskiego Parku Narodowego

Objaśnienia: A – winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*) w ogrodzie przydomowym w Podmaszycach (poza Parkiem), B – winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*) w dolinie Prądnika na terenie Parku, na wapiennych ścianach ostańca jurajskiego, C – kolcowój pospolity (*Lycium barbarum*) w żywopłocie przy zabudowie w Prądniku Korzkiewskim przy granicy Parku, D – rudbekia naga (*Rudbeckia laciniata*) w ogrodzie przydomowym, Prądnik Korzkiewski, E – owocujący dławisz okrągłolistny (*Celastrus orbiculatus*) w ogrodzie przydomowym w Białym Kościele, F – miskant chiński (*Miscanthus sinensis*) w ogrodzie przydomowym, Prądnik Korzkiewski

Fig. 197. Examples of alien plant species that pose a current and potential threat to natural habitats and species in the Ojców National Park
 Captions: A – False Virginia-creeper (*Parthenocissus inserta*) in a home garden in Podmaszyce (outside the Park), B – False Virginia-creeper (*P. inserta*) in the Prądnik valley within the Park, on the limestone walls of a Jurassic outlier, C – Duke of Argyll's Teaplant (*Lycium barbarum*) in the hedge next to the buildings in Prądnik Korzkiewski near the border of the Park, D – Coneflower (*Rudbeckia laciniata*) in a backyard garden, Prądnik Korzkiewski, E – fruiting Staff-vine (*Celastrus orbiculatus*) in a backyard garden in Białym Kościele, F – Chinese Silver-grass (*Miscanthus sinensis*) in a backyard garden, Prądnik Korzkiewski

(fot./photo Katarzyna Bzdęga A i E-F; Barbara Tokarska-Guzik B-C i D 2023)



Ryc. 198. Przykłady gatunków obcych stanowiących aktualne i potencjalne zagrożenie dla siedlisk przyrodniczych i gatunków Magurskiego Parku Narodowego

Objaśnienia: A – niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) w zaroślach wierzbowych nad dopływem Wisłoki, w pobliżu zabudowy we wsi Huta Krempska, B – niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) na skraju pastwiska nad Wisłoką we wsi Kąty, C – rudbekia naga (*Rudbeckia laciniata*) na skraju pastwiska w rejonie Huty Krempskiej, D – zwarty łan rudbekii nagiej (*Rudbeckia laciniata*) na łąkach w rejonie Krempnej, E – rudbekia owłosiona (*R. hirta*) nad potokiem Ryjak we wsi Grab, F – rudbekia owłosiona (*R. hirta*) i jeden z gatunków miskanta (*Miscanthus* sp.) na rabacie bylinowej we wsi Polany

Fig. 198. Examples of alien species that pose a current and potential threat to natural habitats and species of the Magura National Park

Captions: A – Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) in willow thickets on a tributary of the Wisłoka River, near a building in the village of Huta Krempska, B – Himalayan Balsam (*I. glandulifera*) on the edge of a pasture on the Wisłoka River in the village of Kąty, C – Coneflower (*Rudbeckia laciniata*) on the edge of a pasture in the area of Huta Krempska, D – a dense patch of Coneflower (*R. laciniata*) on meadows in the area of Krempna, E – Black-eyed-Susan (*Rudbeckia hirta*) by the Ryjak stream in the village of Grab, F – Black-eyed-Susan (*R. hirta*) and one species of *Miscanthus* sp. in a perennial flowerbed in the village of Polany

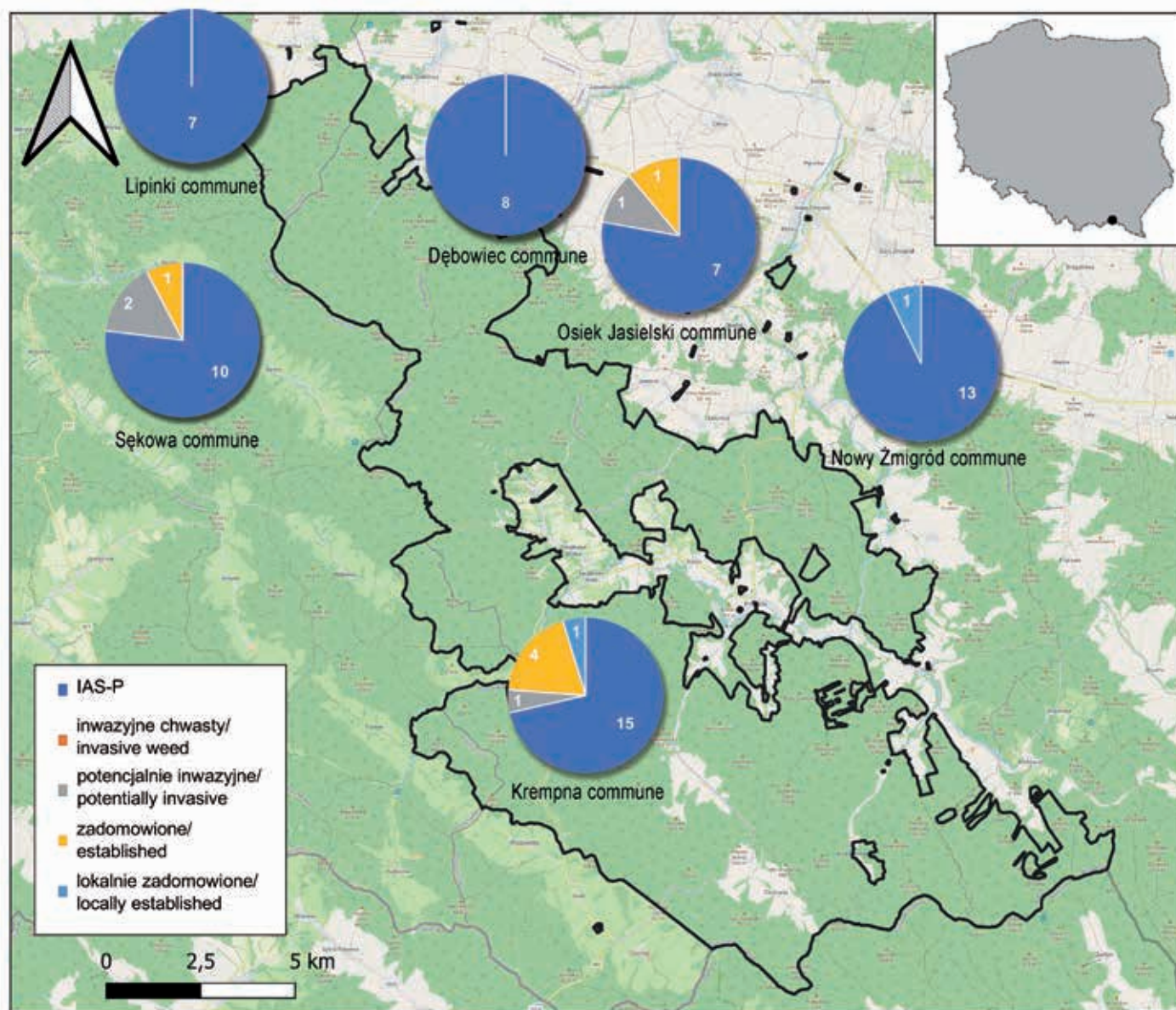
(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik A-E; Katarzyna Bzdęga F 2023)

Magurski Park Narodowy (MPN)

Podczas inwentaryzacji przeprowadzonej w MPN zebrano szczegółowe dane o występowaniu barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i gatunków z rodzaju rdestowiec (głównie r. ostrokończystego *Reynoutria japonica*), wobec których podjęto działania zaradcze w ramach zadań realizowanych w Projekcie (por. rozdz. 2.2 i 4.1).

Na obszarze i w miejscowościach przy granicy Parku występują, także inne IAS-P, w tym gatunki z rodzaju niecierpek: n. gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) i n. drobnokwiatowy (*I. parviflora*), a także rudbekie – naga (*Rudbeckia laciniata*) i owłosiona (*R. hirta*) oraz gatunki z rodzaju miskant (*Miscanthus* spp.) (ryc. 198A-F), które stwarzają aktualne lub potencjalne zagrożenie dla bioróżnorodności MPN.

W sąsiedztwie MPN, na terenie sześciu inwentaryzowanych gmin, potwierdzono kilkadziesiąt gatunków obcych o zróżnicowanym statusie w Polsce, które mogą potencjalnie zagrażać siedliskom przyrodniczym i gatunkom chronionym w Parku (ryc. 199).



Ryc. 199. Liczba obcych gatunków roślin naczyniowych odnotowanych w sąsiedztwie Magurskiego Parku Narodowego na terenie sześciu gmin (status gatunków za Tokarska-Guzik i in. 2012, 2021)

Fig. 199. The number of alien vascular plant species recorded in the vicinity of Magura National Park in six municipalities (species status after Tokarska-Guzik et al. 2012, 2021)

(opracowanie/compiled by Katarzyna Bzdęga)



Ryc. 200. Gatunki z rodzaju rdestowiec (*Reynoutria*) w miejscowościach sąsiadujących z Magurskim Parkiem Narodowym
Objaśnienia: A – r. sachaliński (*R. sachalinensis*) spotykany w ogrodach przydomowych, w rejonie zabudowań i na przydrożach, B – r. ostrokończysty (*R. japonica*) w opuszczonym ogrodzie w Pielgrzymce

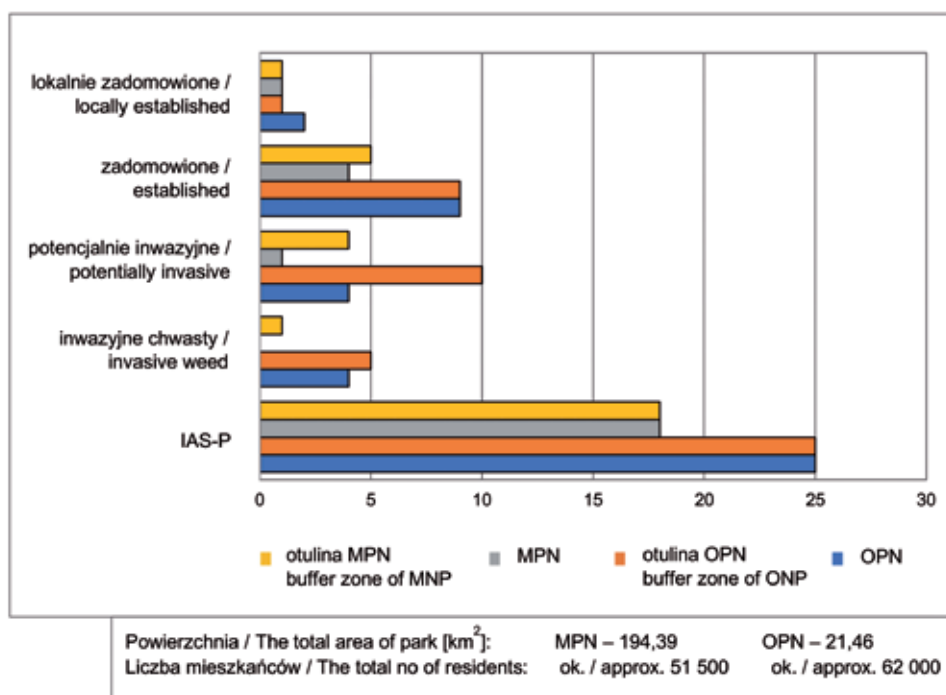
Fig. 200. Species of the genus *Reynoutria* in localities adjacent to the Magura National Park
Captions: A – Giant Knotweed (*R. sachalinensis*) found in home gardens, around buildings and on roadsides, B – Japanese Knotweed (*R. japonica*) in an abandoned garden in Pielgrzymka

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2023)

Były to zarówno gatunki ww., już występujące na obszarze MPN, których populacje znajdujące się przy granicy obszaru chronionego stanowią źródło potencjalnych diaspor, jak również gatunki dotąd nienotowane w Parku. Wśród nich są pozostałe gatunki z rodzaju rdestowiec: r. sachaliński (*Reynoutria sachalinensis*) i pośredni (*R. ×bohemica*) (ryc. 200A-B) czy dławisz okrągłolistny (*Celastrus orbiculatus*) – inwazyjny gatunek obcy stwarzający zagrożenie dla UE.

Co wynika z przeprowadzonych badań?

Porównanie udziału gatunków obcych, w tym inwazyjnych we florach obu analizowanych parków narodowych wskazuje na różnice wynikające z lokalnych warunków przyrodniczych (rodzaj i dostępność siedlisk), ale także w dużym stopniu z historii tych obszarów i form działalności człowieka (w przeszłości i współcześnie). Mimo blisko 10-krotnie mniejszej powierzchni Ojcowskiego Parku Narodowego, w porównaniu z Magurskim PN w jego przypadku potwierdzono dużo wyższą liczbę gatunków obcych, w tym inwazyjnych (ryc. 201).



Ryc. 201. Udział obcych gatunków roślin, ze szczególnym uwzględnieniem IAS-P, w OPN i MPN oraz w ich otulinach (wyróżnione kategorie gatunkowe za Tokarska-Guzik i in. 2012)

Fig. 201. Participation of alien plant species, with particular emphasis on IAS-P, in OPN and MPN and their buffer zones (species categories distinguished after Tokarska-Guzik et al. 2012)

Liczba gatunków obcych, w tym inwazyjnych, w przypadku porównywanych parków jest powiązana z presją człowieka w ich otoczeniu (rodzaj i wielkość terenów zabudowanych) oraz możliwymi drogami wprowadzania i rozprzestrzeniania się gatunków obcych (aktualne i historyczne formy aktywności człowieka, preferencje wprowadzania roślin określonych gatunków do uprawy jako ozdobne i użytkowe), a także przystosowań biologicznych tych gatunków do kolonizowania nowych miejsc i rozprzestrzeniania się, w tym sposobów rozmnażania. Do częstych dróg wprowadzania IAS-P na terenie obu parków narodowych należy *Ucieczka gatunków roślin ozdobnych z niekomercyjnych upraw ogrodniczych (np. z ogrodów przydomowych i działkowych, parków)*. Nadal wiele roślin gatunków obcych, w tym uznanych za inwazyjne, jest utrzymywanych w ogrodach przydomowych (m.in. rdestowce w miejscowościach sąsiadujących z MPN) (ryc. 202A-B). Istotne drogi wprowadzania, na które należy zwrócić uwagę to: *Zawleczenie gatunków z materiałami stosowanymi jako podłoże (z glebą, materiałem roślinnym – ściółką, sianem, słomą, trocinami itp.)* oraz *Zawleczenie gatunków na/w maszynach lub urządzeniach*. Tymi drogami mogą być nadal wprowadzane diaspory wielu gatunków, np. nasiona barszczu Sosnowskiego i niecierpka gruczołowatego, ale także kłącza roślin gatunków z rodzaju rdestowiec czy



Ryc. 202. Rośliny obce i inwazyjne w ogrodach przydomowych

Objaśnienia: A – w Magurskim Parku Narodowym; widoczna kępa nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*), winobluszcz (*Parthenocissus* sp.) na ścianie budynku i kwitnąca kępa rdestowca sachalińskiego (*Reynoutria sachalinensis*) za płotem w głębi ogrodu, B – w Ojcowskim Parku Narodowym; jeden z gatunków z rodzaju przegorzan (*Echinops* sp.) w ogródku w dolinie Prądnika, rośliny sadzone jako ozdobne i miododajne

Fig. 202. Alien and invasive plants in home gardens

Captions: A – in the Magura National Park; visible clump of Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*), *Parthenocissus* sp. on the wall of a building and a flowering clump of Giant Knotweed (*Reynoutria sachalinensis*) behind a fence deep in the garden, B – in the Ojcow National Park; one of the species of the Globe-thistle genus *Echinops* sp. in a garden in the Prądnik valley, plants planted as ornamental and melliferous

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2023)



Ryc. 203. Przykładowe powierzchnie, gdzie istnieje ryzyko zawleczenia diaspor IAS-P z masami ziemi lub na użytym sprzęcie

Objaśnienia: poszerzanie drogi w rejonie Ojcowskiego Parku Narodowego, w pobliżu miejsc występowania rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*)

Fig. 203. Examples of areas where there is a risk of the IAS-P diasporas being introduced in with soil masses or on used equipment

Captions: road widening in the area of Ojców National Park, near Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) sites

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2023)

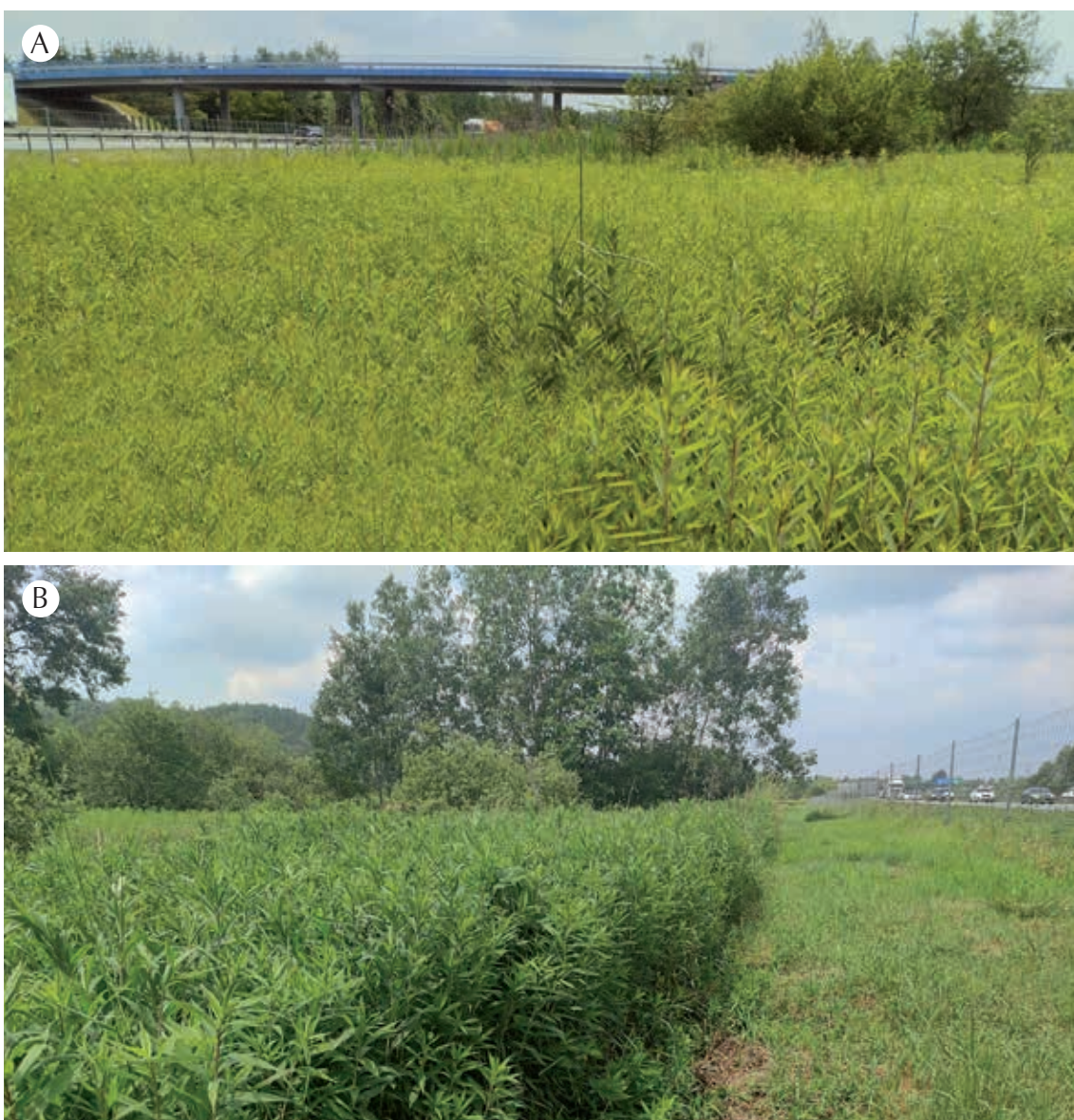
nawłóć (ryc. 203A-B). Obszary obu parków narodowych pozostają pod dużą presją turystyczną, dlatego należy uwzględnić *Zawleczenie gatunków przez podróżujących ludzi (w bagażu, na ubraniu, itp.)* jako możliwą drogę przenoszenia (świadomie lub nie) diaspor wielu IAS-P. Z kolei położenie MPN przy granicy państwowej, sprawia, że w analizie dróg przenoszenia należy uwzględnić także *Samodzielne rozprzestrzenianie się gatunków z obszarów położonych za granicą kraju, po ich wcześniejszej introdukcji na tych obszarach wskutek działalności człowieka.*

Obszar Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” (DToŁ)

Monitoring obszarów DToŁ, celem rozpoznania dróg przenoszenia i spontanicznego wnikania IAS-P, przeprowadzono w czerwcu i lipcu 2023 r. Monitoringiem objęto tereny dwóch obrębów DToŁ zlokalizowanych po obu stronach obwodnicy A4 w kierunku Kraków-Katowice. Monitoring prowadzono wzdłuż granic każdego z obrębów, obejmując nim także sąsiednie tereny.

Na badanym obszarze i sąsiadującym z nim terenie stwierdzono bardzo liczną reprezentację inwazyjnych nawłoci (*Solidago* spp.), które występowały pojedynczo, w rozproszeniu i w zwartych łanach. Stanowią one największe zagrożenie dla różnorodności gatunkowej roślin i zwierząt w DToŁ. Spośród innych gatunków inwazyjnych odnotowano obecność m.in. dębu czerwonego (*Quercus rubra*), rdestowców (*Reynoutria* spp.), niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*) i winobluszczu pięciolistkowego (*Parthenocissus quinquefolia*).

Analizowany obszar DToŁ znajduje się pod silną presją antropogeniczną. Z każdej strony jest otoczony przez osiedla mieszkalne oraz zabudowania o charakterze przemysłowo-handlowym i rekreacyjnym. Niemal środkiem obszaru przebiega południowa obwodnica Krakowa A4, oddana do użytku w roku 2003, o całorocznym, wysokim natężeniu ruchu.



Ryc. 204. Zwarte łany nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) wzdłuż dróg przebiegających w sąsiedztwie obszaru Natura 2000 „Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” w 2023 r.

Fig. 204. Dense patches of Canadian Goldenrod (*Solidago canadensis*) along roads running adjacent to the Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” in 2023

(fot./photo Katarzyna Puzyńska A; Agnieszka Synowiec B)

Stwierdzono dwa główne źródła introdukcji gatunków inwazyjnych na terenie DTOŁ. Pierwszym jest istniejąca sieć komunikacyjna o wysokim i średnim natężeniu ruchu. Z realizacją tej inwestycji związane są prace budowlane z wykorzystaniem dużych ilości ziemi niewiadomego pochodzenia, prawdopodobnie zanieczyszczonej diasporami i kłęczami roślin inwazyjnych. Stąd drogi *Zawleczenie gatunków z materiałami stosowanymi jako podłoże (z glebą, materiałem roślinnym – ściółką, sianem, słomą, trocinami itp.)* oraz *Zawleczenie gatunków na/w maszynach lub urządzeniach* należy wskazać jako istotne we wprowadzaniu IAS-P na analizowany obszar. Szlaki komunikacyjne są udokumentowanym źródłem rozprzestrzeniania się IAS-P, szczególnie tych rozsiewanych przez nasiona, na wielu innych obszarach. Inwazyjne nawłocie oraz rdestowce (*Reynoutria* spp.) bujnie porastają nasypy, rowy i pobliskie tereny obwodnicy (ryc. 204A-B).

Drugą przyczyną zadomowienia się IAS-P na terenie DTOŁ jest niewłaściwe gospodarowanie działkami przez prywatnych właścicieli. Z jednej strony dotyczy to niekoszonych działek rolnych, które obficie porastają nawłocie, wchodząc w dalsze etapy sukcesji wtórnej. Z drugiej – introdukcja gatunków inwazyjnych do ogrodów przydomowych i na tereny w otoczeniu działek. W trakcie analiz niejednokrotnie dokumentowano wyrzucanie całych bądź ściętych roślin ozdobnych z kwiatostanami lub owocami poza teren ogrodu, a także uprawę pnących gatunków obcych, które rozrastały się poza ogrodzenia, wkraczając na tereny chronione (ryc. 205). Analogiczne, jak w opisanych wyżej parkach narodowych, drogą przenoszenia jest *Ucieczka gatunków roślin ozdobnych z niekomercyjnych upraw ogrodniczych (np. z ogrodów przydomowych i działkowych, parków)*.



Ryc. 205. Pnącze inwazyjnego winobluszczu pięciolistkowego (*Parthenocissus quinquefolia*) rosnące poza ogrodzeniem
Fig. 205. The invasive Virginia-creeper (*Parthenocissus quinquefolia*) growing beyond a fence

(fot./photo Katarzyna Pużyńska, 2023)

Obszar Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” (ŁN)

Podczas inwentaryzacji przeprowadzonej na obszarze ŁN odnotowano pojawiające się na łąkach IAS-P: kolczurkę klapowaną (*Echinocystis lobata*), nawłóć późną (*Solidago gigantea*), niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*), rukiwnika wschodniego (*Bunias orientalis*), orzecha włoskiego (*Juglans regia*) i klonu jesionolistnego (*Acer negundo*). Zapewne większość ww. gatunków trafiła na obszar chroniony ŁN spontanicznie (nasiona rozprzestrzeniane z wiatrem, wodą czy za pośrednictwem zwierząt) z otaczających terenów (ryc. 206). Jednak, ze względu na bliskie sąsiedztwo terenów zabudowanych, można przyjąć, że przynajmniej dla części z nich drogą przenoszenia na analizowany obszar była *Ucieczka gatunków roślin ozdobnych z niekomercyjnych upraw ogrodniczych* (np. z ogrodów przydomowych i działkowych, parków), a następnie dalsze spontaniczne kolonizowanie dogodnych miejsc (w tym nieużytkowanych łąk).

Inne IAS-P, które stanowią potencjalne zagrożenie dla ŁN, to rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica*) i barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*). Obce gatunki mogą dostać się na omawiany teren wieloma drogami, m.in. z ziemią lub maszynami używanymi do prac ziemnych (*Zawleczenie gatunków z materiałami stosowanymi jako podłoże* (z glebą, materiałem roślinnym – ściółką, sianem, słomą, trocinami itp. oraz *Zawleczenie gatunków na/w maszynach lub urządzeniach*), dlatego należy zachować szczególną ostrożność przy podejmowaniu decyzji o pracach związanych np. z zabezpieczeniem skarpy, która znajduje się w pobliżu łąk, by przy okazji ich przeprowadzania nie zawlekać kolejnych IAS-P (ryc. 207).

Zagrożeniem dla roślinności jest również silna antropopresja mająca miejsce w otoczeniu ŁN w formie zabudowy. Rozwój zabudowy jednorodzinnej z ogródkami, czy mieszkaniowo-usługowej może prowadzić do niekorzystnych zmian w obrębie obszaru chronionego – nie tylko poprzez ograniczenie powierzchni cennych siedlisk przyrodniczych, ale także poprzez zmiany stosunków wodnych, co z kolei wpływa na skład gatunkowy zbiorowisk związanych z siedliskami podlegającymi ochronie. Ponadto, w wyniku postępujących zmian w bezpośrednim sąsiedztwie ŁN, prognozuje się również dalsze zwiększanie presji antropogenicznej na ten obszar, związanej ze wzrostem liczby odwiedzających i większe prawdopodobieństwo przypadkowego zawleczenia diaspór gatunków inwazyjnych (*Zawleczenie gatunków przez podróżujących ludzi* [w bagażu, na ubraniu, itp.]).



Ryc. 206. Sąsiedztwo zabudowy mieszkalnej i ogródków działkowych (z lewej) w pobliżu obszaru Natura 2000 „Łąki Nowohuckie” – potencjalne źródło gatunków obcych

Fig. 206. Neighborhood of residential development and allotments (left) near the Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie” – potential source of alien species



Ryc. 207. Pojedyncza kępa rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*) u podnóża skarpy na obrzeżach obszaru Natura 2000 „Łąki Nowohuckie”

Fig. 207. A single clump of Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) at the foot of the escarpment on the edge of the Natura 2000 site “Łąki Nowohuckie”

(fot./photo Wojciech Szewczyk, 2023)

Użytek ekologiczny Park Leśny Witkowice

Głównym zagrożeniem dla szaty roślinnej użytku ekologicznego Park Leśny Witkowice w obecnej formie, są IAS-P, które przenikają z sąsiednich obszarów. W ramach przeprowadzonej inwentaryzacji, zarówno na obszarze chronionym, jak i w jego bezpośrednim otoczeniu, potwierdzono występowanie północnoamerykańskich nawłoci (*Solidago* spp.) na gruntach bezpośrednio przylegających do użytku ekologicznego Las Witkowicki (ryc. 208A). Z kolei na niewykaszanych granicach działek z IAS-P dodatkowo stwierdzono niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*) (ryc. 208B).

Skuteczne rozprzestrzenianie się IAS-P na terenie użytku ekologicznego związane jest przede wszystkim z ich cechami biologicznymi, które umożliwiają efektywne rozsiewanie diaspor. Głównymi wektorami są tu: wiatr, woda (potok Bibiczanka) oraz zwierzęta. Sąsiedztwo obszarów rolniczych i zabudowanych zwiększa prawdopodobieństwo wprowadzania diaspor IAS-P za pośrednictwem dróg takich jak: *Ucieczka gatunków roślin ozdobnych z niekomercyjnych upraw ogrodniczych* (np. z ogrodów przydomowych i działkowych, parków), *Zawleczenie gatunków z materiałami stosowanymi jako podłoże* (z glebą, materiałem roślinnym – ściółką, sianem, słomą, trocinami itp.), *Zawleczenie gatunków na/w maszynach lub urządzeniach*, a także *Zawleczenie gatunków przez podróżujących ludzi* (w bagażu, na ubraniu, itp.).

Podsumowanie

Do zidentyfikowanych istniejących i potencjalnych dróg przenoszenia IAS-P zgodnie ze *Sprawozdaniem z analizy dróg niezamierzonego wprowadzania lub rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych* (Solarz i in. 2018) na analizowanych obszarach chronionych zaliczono:

- *Ucieczkę gatunków roślin z upraw rolnych (w tym roślin wykorzystywanych do produkcji biopaliw)*

Ta droga jest szczególnie istotna w przypadku barszczy kaukaskich i rdestowców.

- *Ucieczka gatunków roślin ozdobnych z niekomercyjnych upraw ogrodniczych (np. z ogrodów przydomowych i działkowych, parków)*



Ryc. 208. IAS-P występujące na gruntach bezpośrednio przylegających do użytku ekologicznego Park Leśny Witkowiec
 objaśnienia: A – kępy nawłoci (*Solidago* spp.) w otoczeniu użytku ekologicznego, B – niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) na niewykoszonej granicy działki w sąsiedztwie użytku ekologicznego

Fig. 208. IAS-P occurring on land directly adjacent to the ecological site Park Leśny Witkowiec

Captions: A – clumps of *Solidago* spp. in the vicinity of the environmental use site, B – Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) on an unmown plot boundary in the vicinity of the environmental use site

(fot./photo Beata Grygierzec, 2023)

Tą drogą, należy uznać w przypadku analizowanych obszarów za kluczową; dotyczy wielu gatunków roślin, w tym: barszczy kaukaskich, rdestowców, nawłoci, niecierpka gruczołowatego, a także gatunków z rodzajów przegorzań, winobluszcz, rudbekia czy miskant.

- *Zawleczenie gatunków z nasionami lub materiałem siewnym*

Dotyczy m.in. niecierpka gruczołowatego, rudbekii owłosionej i ambrozji bylicolistnej.

- *Zawleczenie gatunków z żywnością*

Droga potencjalnie możliwa w przypadku barszczy kaukaskich i niecierpka gruczołowatego.

- *Zawleczenie gatunków z materiałami stosowanymi jako podłoże (z glebą, materiałem roślinnym – ściółką, sianem, słomą, trocinami itp.)*

Droga istotna dla wszystkich analizowanych obszarów i stwierdzonych w ich obrębie gatunków; szczególnie dotyczy barszczy kaukaskich, niecierpka gruczołowatego, rdestowców i nawłoci, rudbekii nagiej, słonecznika bulwiastego; także niektórych roślin gatunków drzewiastych (jak m.in. dąb czerwony).

- *Zawleczenie gatunków na/w maszynach lub urządzeniach*

Droga istotna dla wszystkich analizowanych obszarów i stwierdzonych w ich obrębie gatunków; szczególnie dotyczy barszczy kaukaskich, niecierpka gruczołowatego, rdestowców i nawłoci.

- *Zawleczenie gatunków przez podróżujących ludzi (w bagażu, na ubraniu, itp.)*

Rola tej drogi wymaga dodatkowego potwierdzenia; potencjalnie dotyczy m.in. barszczy kaukaskich, niecierpka gruczołowatego i drobnokwiatowego oraz nawłoci.

- *Samodzielne rozprzestrzenianie się gatunków z obszarów położonych za granicą kraju, po ich wcześniejszej introdukcji na tych obszarach wskutek działalności człowieka*

Ta droga ma znaczenie dla jednego z analizowanych obszarów, Magurskiego Parku Narodowego, położonego przy granicy państwa ze Słowacją. Zgodnie z opisem tej drogi (Solarz i in. 2018), gatunek obcy po wprowadzeniu do danego regionu za pośrednictwem człowieka, może rozprzestrzeniać się w sposób naturalny, bez dalszego udziału i pomocy ze strony ludzi, z danego regionu na otaczające obszary, co stanowi istotę tej kategorii. Jest to dyspersja gatunków obcych poprzez

wtórne rozprzestrzenianie się z regionów, w których zostały one wprowadzone, do innych otaczających regionów (w których również gatunki te nie są rodzime). Granice, o których mowa, są zazwyczaj granicami poszczególnych państw, ale mogą również odnosić się do granic wewnątrz państw i mieć zasięg terytorialny. Kategoria ta obejmuje także gatunki obce wprowadzone jako „zanieczyszczenie” gatunków wędrownych (np. ptaków, ryb lub zwierząt kopytnych), które poruszają się bez udziału człowieka i mogą stanowić wektor obcych gatunków roślin przenoszonych w futrze, na piórach lub łapach).

Należy zaznaczyć, że mimo postępów w systemie klasyfikacji dróg przenoszenia gatunków obcych (por. Solarz i in. 2018), w wielu przypadkach jednoznaczne zaklasyfikowanie rozpatrywanego gatunku do danej drogi jest bardzo trudne. Dotyczy to zwłaszcza dróg niezamierzonego przenoszenia. Wynika to m.in. z faktu, że takie przypadki są z reguły bardzo słabo udokumentowane, włącznie z całkowitym brakiem nawet najbardziej podstawowych informacji na temat czasu i miejsca wprowadzenia czy liczby osobników wprowadzonych określoną drogą.

Jednocześnie, należy pamiętać, że większość gatunków obcych po wprowadzeniu na określony obszar (w tym do Polski) przy udziale człowieka, jest następnie zdolna do samodzielnego rozprzestrzeniania się, bez jakiegokolwiek dalszego udziału ludzi (ryc. 209).

Ponieważ taki sposób rozprzestrzeniania nie jest zaliczany do dróg przenoszenia gatunków obcych (Harrington i in. 2018; Solarz i in. 2018), nie został on uwzględniony w niniejszych analizach (nie należy go mylić z *samodzielną ekspansją do Polski po wcześniejszym wprowadzeniu gatunku poza granicami kraju*).



Ryc. 209. Niecierpki – gruczołowaty i drobnokwiatowy, wykorzystujące wodę jako skuteczny wektor spontanicznego ich rozprzestrzeniania się, na brzegach Wisłoki w rejonie Magurskiego Parku Narodowego

Fig. 209. *Balsams* – Himalayan Balsam (*I. glandulifera*) and Small Balsam (*I. parviflora*), using running water as an effective vector for their spontaneous spread, on the banks of the Wisłoka River in the area of the Magura National Park

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2023)

227

Co wynika z przeprowadzonych badań?

Skuteczna ochrona cennych walorów przyrodniczych obszarów chronionych oraz ograniczenie wprowadzania nowych gatunków obcych wymaga:

- dalszego rozpoznania dróg wprowadzania, w tym wskazaniu tzw. dróg priorytetowych wraz z opracowaniem rekomendacji dotyczących zarządzania tymi drogami;
- skoordynowania działań informacyjno-edukacyjnych, uwzględniających informacje w zakresie dróg wprowadzania IAS-P, wśród mieszkańców obszarów sąsiadujących z obszarami chronionymi oraz wśród turystów odwiedzających te obszary.

Ważnym byłyby odpowiednie regulacje prawne ograniczające presję człowieka na środowisko obszarów chronionych (w tym związane z lokalizacją nowej zabudowy w ich bezpośrednim sąsiedztwie).

4.4. Działalność prowadząca do zwiększenia świadomości społeczeństwa w zakresie negatywnego wpływu IAS-P na rodzimą przyrodę

Realizację Projektu zaplanowano w taki sposób, aby jego efekty oraz wiedzę nt. IAS-P upowszechnić ogółowi społeczeństwa, w szczególności lokalnym społecznościom obszarów objętych Projektem, a także różnym zainteresowanym grupom potencjalnych odbiorców, m.in. pracownikom administracji samorządowej, rolnikom, doradcom rolniczym, działkowcom i pszczelarzom oraz dzieciom i młodzieży. Działania informacyjno-edukacyjne realizowano w ramach powiązanych ze sobą trzech podzadań (por. rozdz. 4.4.1-4.4.3).

4.4.1. Działania szkoleniowo-edukacyjne skierowane do różnych grup odbiorców w zakresie poznania lokalnych IAS-P i konsekwencji ich występowania w przyrodzie

Kluczowym elementem zaplanowanych działań szkoleniowo-edukacyjnych było zwiększenie świadomości mieszkańców obszaru objętego Projektem na temat występowania IAS-P oraz konsekwencji wynikających z ich rozprzestrzeniania się w przyrodzie. Mieszkańcy gmin byli informowani o działaniach podjętych w ramach Projektu, oraz o wkładzie finansowym funduszy norweskich i funduszy EOG w to przedsięwzięcie. W skład tych działań weszły szkolenia dla dorosłych (mieszkańców gmin, rolników, doradców rolniczych, pszczelarzy). Szkolenia przeprowadzono w latach 2022-2023. Zaplanowano przeprowadzenie szkoleń dla mieszkańców przede wszystkim gmin objętych Projektem oraz szkoleń profilowanych dla poszczególnych grup zawodowych dostosowanych do ich potrzeb. Przeprowadzono również warsztaty dla dzieci w wieku 8-13 lat na temat IAS-P w ich otoczeniu, sposobów ich rozprzestrzeniania się i wpływu na przyrodę.

Zorganizowano ponadto konkursy dla dzieci i młodzieży z województw objętych Projektem (konkurs wiedzy o IAS-P, konkurs plastyczny na znak graficzny IAS-P dla szkół podstawowych oraz konkurs na plakat naukowy o tematyce IAS-P dla szkół ponadpodstawowych).

Szkolenia dla dorosłych

Zakres tematyczny szkoleń dla dorosłych obejmował:

- przedstawienie charakterystyki IAS-P objętych Projektem, występujących w południowej części Polski, tj. barszczy kaukaskich – b. Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) i b. Sosnowskiego (*H. sosnowskyi*), nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*) i n. późnej (*S. gigantea*), rdestowca ostrokończystego (*R. japonica*), r. sachalińskiego (*R. sachalinensis*) i r. pośredniego (*R. ×bohemica*) oraz niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*);
- wskazanie najważniejszych cech morfologicznych przydatnych w ich rozpoznawaniu;

- porównanie inwazyjnych i rodzimych gatunków z omawianych rodzajów pod względem cech morfologicznych;
- wskazanie roślin najczęściej mylonych z ww. IAS-P;
- prezentacja zagrożeń jakie stwarzają dla usług ekosystemowych, zdrowia i gospodarki oraz
- przedstawienie najnowszych rozporządzeń i aspektów prawnych związanych z IAS-P.

Dodatkowo w szkoleniach przeprowadzonych dla pszczelarzy uwzględniono alternatywne gatunki rodzime, z których można pozyskiwać pożytek pszczeli.

Jedno szkolenie trwało średnio dwie godziny włącznie z czasem przeznaczonym na dyskusję. Najczęściej szkolenia, w formie prezentacji, odbywały się w salach na terenie gmin objętych Projektem, m.in. w urzędach miast i gmin oraz w pomieszczeniach instytucji Partnerów Projektu, m.in. na Wydziale Rolniczo-Ekonomicznym Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie (ryc. 210A-B) czy na Wydziale Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach (ryc. 211A-B). Na terenie gmin województwa małopolskiego (Kraków, Skawina i Świątynki Górne) szkolenia realizowali pracownicy Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, natomiast na obszarze gmin województwa podkarpackiego (Krempna) i śląskiego (Jaworzno, Katowice, Koszęcin) pracownicy Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach. Po zakończeniu każdego szkolenia uczestnicy mieli możliwość oceny wydarzenia w anonimowej ankiecie ewaluacyjnej.



Ryc. 210. Dokumentacja fotograficzna ze szkoleń przeprowadzonych w Krakowie przez pracowników Wydziału Rolniczo-Ekonomicznego, Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie w 2023 r.

Objaśnienia: A – dla pszczelarzy, B – dla mieszkańców gminy

Fig. 210. Photographic documentation of training courses conducted in Krakow by employees of the Faculty of Agriculture and Economics, University of Agriculture in Krakow in 2023

Captions: A – for beekeepers, B – for community residents

(fot./photo Wojciech Szewczyk A; Dorota Gala-Czekaj B)



Ryc. 211. Dokumentacja fotograficzna ze szkoleń przeprowadzonych w Katowicach przez pracowników Wydziału Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach w 2022 r.

Objaśnienia: A – dla pszczelarzy, B – dla pracowników Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska i wykonawców działań zaradczych

Fig. 211. Photographic documentation of training sessions conducted in Katowice by employees of the Faculty of Natural Sciences of the University of Silesia in Katowice in 2022

Captions: A – for beekeepers, B – for employees of the Regional Environmental Directorate and remediation contractors

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

Szkolenie tematyczne dla pszczelarzy przeprowadzono, także podczas Konferencji Naukowej pt. „Tradycja i naturalna bioróżnorodność w pszczelarstwie – lokalne bezpieczeństwo żywnościowe” zorganizowanej w Żywcu-Moszczanicy w lutym 2023 r.

Warsztaty dla dzieci i młodzieży

Jedną z form aktywności edukacyjnej przeznaczonej dla uczniów klas 3-6 szkół podstawowych były warsztaty (ryc. 212A-H). W każdej z gmin objętych Projektem zorganizowano i przeprowadzono co najmniej dwa spotkania. W każdym z nich uczestniczyło do 20 osób. Celem warsztatów było, podobnie jak w przypadku szkoleń dla dorosłych, przedstawienie m.in. charakterystyki IAS-P najczęściej występujących w południowej części Polski, wybranych aspektów budowy



Ryc. 212. Dokumentacja fotograficzna z warsztatów przeprowadzonych dla dzieci

Objaśnienia: A-B – w Szkole Podstawowej we Wrząsowicach w gminie Świątniki Górne (woj. małopolskie) w 2022 r., C-D – w Ośrodku Edukacji Ekologiczno-Geologicznej GEOSfera, dla uczniów Szkoły Podstawowej nr 3 z Oddziałami Integracyjnymi w Jaworznie (woj. śląskie) w 2022 r., E-F – w Szkole Podstawowej z Oddziałami Integracyjnymi nr 58 w Katowicach (woj. śląskie) w 2023 r., G-H – w Szkole Podstawowej nr 1 w Dukli (woj. podkarpackie) w 2023 r. (Fot. Dorota Gala-Czekaj A-B; Tomasz Nowak C-D; Alina Urbisz E-F; Katarzyna Bzdęga G-H)

Fig. 212. Photographic documentation of workshop for children

Captions: A-B – at the Elementary School in Wrząsowice in the municipality of Świątniki Górne (province of Małopolskie) in 2022, C-D – at the GEOSfera Centre for Environmental and Geological Education, for students of Integrated Elementary School No. 3 in Jaworzno (province of Silesia) in 2022, E-F – at Integrated Elementary School No. 58 in Katowice (province of Silesia) in 2023, G-H – at Elementary School No. 1 in Dukla (province of Subcarpathia) in 2023

(fot./photo Dorota Gala-Czekaj A-B; Tomasz Nowak C-D; Alina Urbisz E-F; Katarzyna Bzdęga G-H)



Ryc. 213. Dokumentacja fotograficzna z zajęć przeprowadzonych na Wydziale Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach w 2022 r.

Objaśnienia: A – w ramach ogólnopolskich obchodów „Fascination of Plants Day”, B – „Nocy Biologów na Bis”

Fig. 213. Photographic documentation of classes held at the Faculty of Natural Sciences of the Silesian University in Katowice in 2022

Captions: A – as part of the nationwide celebration of “Fascination of Plants Day”, B – “Biologists’ Night for Encore”

morfologicznej i ich biologii, wpływu na zdrowie ludzi i zwierząt, oraz zagrożeń dla różnorodności rodzimych gatunków roślin i zwierząt. Omówiono również powszechnie stosowane sposoby zwalczania IAS-P. Ponadto uczestnicy brali udział w zajęciach sensorycznych, podczas których mieli okazję zapoznania się z zebranymi przez prowadzących w terenie, okazami roślin. Istotną część warsztatów stanowiły zajęcia plastyczne, m.in. polegające na kolorowaniu i opisywaniu zdjęć wybranych IAS-P. Na tej podstawie dzieci przygotowywały plakaty, których najważniejszymi elementami było opracowanie hasła (tytułu) wskazującego na niekorzystny wpływ IAS-P na środowisko, zwrócenie uwagi na sposoby ich rozprzestrzeniania się oraz przedstawienie własnych pomysłów dotyczących sposobów ich zwalczania. Formą podsumowania warsztatów był quiz pt. *Swój czy obcy?* podczas, którego uczniowie rozpoznawali czy przedstawiona roślina jest rodzimego czy obcego pochodzenia. Na zakończenie uczestnicy zajęć otrzymywali nagrody (niespodzianki) oraz mieli możliwość oceny wydarzenia wykorzystując specjalnie przygotowaną dla dzieci ankietę ewaluacyjną.

Poza zaplanowanymi aktywnościami dla dzieci i młodzieży różnych grup wiekowych (10-18 lat) organizowano dodatkowe zajęcia m.in. wykłady, pokazy i warsztaty tematyczne takie jak: *Persona non grata w zielonym świecie roślin*, przyrodniczy escape-room – *Pokonaj inwazję roślin i uwolnij nagrody!!!* czy quiz na temat roślin inwazyjnych *Poznaj zielonych intruzów*, w ramach różnych wydarzeń edukacyjnych np. Małopolskiej Nocy Naukowców, Olimpiady Wiedzy Ekologicznej dla uczniów szkół średnich, *Nocy Biologów*, *Nocy Biologów na Bis* oraz *Fascination of Plants Day* (ryc. 213A-B). Wszystkie aktywności miały na celu przede wszystkim zapoznanie uczestników z problematyką IAS-P.

W roku 2023 podczas XII edycji Nocy Biologów zorganizowanej na Wydziale Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach, jako aktywność w ramach Projektu IAS/EcoSystemCARE, ogłoszono m.in. wykłady pt. *Woda nie zabierze, złodziej nie ukradnie, czyli o wodnych roślinach obcego pochodzenia* oraz *Jeśli woda spokojna, nie sądz że nie ma w niej krokodyli – o wodnych inwazjach roślin w świetle obowiązującego prawa*. Przeprowadzono również warsztaty dla dzieci i młodzieży pt. *Inspektor Moczarka – rozpoznaj wodne rośliny obce i zdobądź tytuł detektywa*.

Konkursy dla dzieci i młodzieży

Inną formą aktywności o charakterze edukacyjno-informacyjnym, były przeprowadzone w trakcie realizacji Projektu, konkursy dla uczniów szkół podstawowych, ponadpodstawowych oraz różnych placówek edukacyjnych z województw: małopolskiego, podkarpackiego i śląskiego. Łącznie przygotowano i przeprowadzono trzy konkursy:

- 1 konkurs plastyczny na znak graficzny IAS-P, pt. *Uwaga! Zielona Inwazja!* skierowany do dzieci i młodzieży w wieku 10-14 lat (ryc. 214A). Na konkurs zostały nadesłane prace 63 autorów.
- 2 konkurs na projekt ulotki edukacyjnej dotyczącej IAS-P, pt. *Inwazja zielonych* dla dzieci i młodzieży w wieku 12-14 lat (ryc. 214B). W konkursie wzięło udział 101 uczestników.
- 3 konkurs na plakat naukowy w zakresie wiedzy o roślinach inwazyjnych dla uczniów szkół ponadpodstawowych pt. *Inwazja roślin* (ryc. 214C). Do konkursu przystąpiło 57 uczestników.

Wszystkie konkursy miały na celu zmobilizowanie uczniów na różnych poziomach edukacji do zgłębiania wiedzy na temat IAS-P. Zwycięzcom wszystkich konkursów przesłano dyplomy i nagrody rzeczowe, a ich szkolnym opiekunom listy gratulacyjne.

4.4.2. Przykłady multimedialnych narzędzi pomocnych w popularyzowaniu wiedzy na temat IAS-P

W ramach działań informacyjno-edukacyjnych zaplanowano także rozpowszechnienie multimedialnych narzędzi wspierających nauczycieli w popularyzowaniu wiedzy na temat IAS-P wśród dzieci i młodzieży. Materiały na temat IAS-P, w formie scenariuszy zajęć



Ryc. 214. Przykłady prac nagrodzonych w konkursach dla dzieci i młodzieży
 Objasnienia: A – na znak graficzny IAS-P, B – ulotkę na temat IAS-P, C – plakat naukowy
 Fig. 214. Examples of works awarded in competitions for children and young people
 Captions: A – logo for IAS-P, B – leaflet on IAS-P, C – scientific poster

i quizów, przygotowane w ramach nadal trwających warsztatów, zostaną udostępnienie po zakończeniu Projektu na portalach edukacyjnych dla nauczycielskich takich jak: Edux.pl, Quizlet i Kahoot.

4.4.3. Znaczenie projektu dla lokalnej społeczności

W celu zapoznania mieszkańców z działaniami prowadzonymi w Projekcie oraz zwrócenie uwagi na problematykę inwazji roślin, w miejscach realizowanych działań zaradczych, umieszczono dwa rodzaje tablic: informacyjne oraz informacyjno-edukacyjne (ryc. 215A-G). Treść tablic informacyjnych zawierała m.in. dane dotyczące celów Projektu, jego źródeł finansowania oraz czasu realizacji. Tablice zostały umieszczone m.in. w Magurskim Parku Narodowym, w rezerwacie przyrody „Las Murckowski” w Katowicach oraz na obszarach gmin np. Skawiny



Ryc. 215. Tablice informacyjne i informacyjno-edukacyjne
 Objasnienia: A-B – projekty tablic, C – w rezerwacie przyrody „Las Murckowski”, D – przy obszarze Góra Bielana w Jaworznie, E – w rezerwacie przyrody „Łęg nad Młynówką”, F – w Ojcowskim Parku Narodowym, G – w sąsiedztwie obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk”

Fig. 215. Information and education boards

Captions: A-B – draft boards, C – in the nature reserve “Las Murckowski”, D – near the Góra Bielana site in Jaworzno, E – in the nature reserve “Łęg nad Młynówką”, F – in the Ojcow National Park, G – in the vicinity of the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”

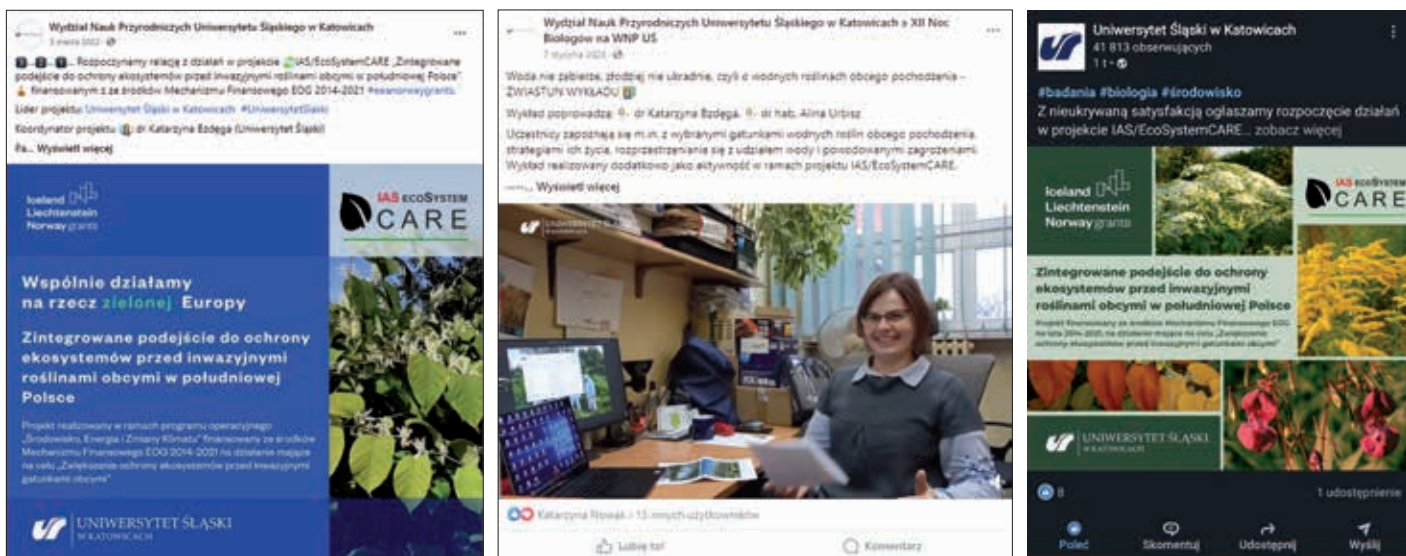
(fot./photo Alina Urbisz C i E 2022; Barbara Tokarska-Guzik D 2023; Anna Sołtys-Lelek F 2022; Katarzyna Bzdęga G 2023)

i Świątnik Górnych. Z kolei tablice informacyjno-edukacyjne dodatkowo upowszechniające wiedzę na temat szczegółowych działań realizowanych na obszarach objętych Projektem, zawierały m.in. opis IAS-P występujących na danym terenie i zastosowane metody ich zwalczania. Tablice umieszczono m.in. w parkach narodowych – Magurskim i Ojcowskim, w rezerwatach przyrody „Las Murckowski” i „Łęg nad Młynówką”, w obszarze Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enklawa „Morzyk” oraz na obszarach gmin Skawina i Świątniki Górne.

Strona internetowa i social media

Zgodnie z założeniami Projektu, na potrzeby popularyzacji działań projektowych utworzono stronę internetową. Zawiera ona m.in. informacje o źródłach finansowania projektu, realizowanych działaniach, w tym. edukacyjnych, jak również odsyłacze do innych stron popularyzujących wiedzę o IAS-P. Stronę projektu można śledzić pod adresem <https://iascareproject.us.edu.pl/index.php/pl/home-polski/>

Informacje o ważnych wydarzeniach organizowanych w ramach Projektu rozpowszechniano również poprzez social media m.in. Wydziału Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Śląskiego, tj. Facebook czy LinkedIn (ryc. 216).



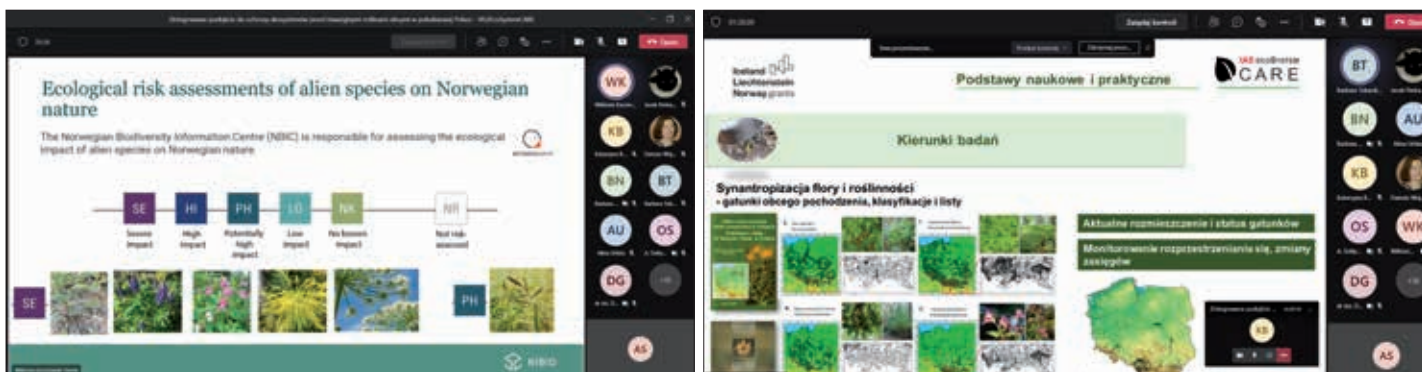
Ryc. 216. Przykładowe posty na platformach Facebook Wydziału Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach i LinkedIn Uniwersytetu Śląskiego

Fig. 216. Sample posts on the Facebook platforms of the Faculty of Natural Sciences of the University of Silesia in Katowice and LinkedIn of the University of Silesia

(opracowanie/compiled by Agnieszka Siemieniuk)

Konferencje i panel dyskusyjny

Rozpoczęcie realizacji Projektu zainicjowano na konferencji otwierającej zorganizowanej w trybie zdalnym w marcu 2022 r. (ryc. 217). Uczestnicy konferencji mieli okazję zapoznać się m.in. z harmonogramem zadań oraz możliwość wymiany wiedzy i doświadczeń w zakresie IAS-P, co usprawniło dalszą współpracę w ramach Projektu.



Ryc. 217. Przykładowe slajdy prezentacji uczestników konferencji otwierającej Projekt, która odbyła się w trybie zdalnym na platformie TEAMS

Fig. 217. Sample slides of the presentation by participants of the Project's opening conference, which was held remotely on the TEAMS platform



Ryc. 218. Dokumentacja fotograficzna z panelu dyskusyjnego zorganizowanego w Katowicach w październiku 2023 r.
 Objasnienia: A – moderatorzy panelu dyskusyjnego podczas dyskusji, B – zaproszeni goście i organizatorzy wydarzenia

Fig. 218. Photographic documentation from a panel discussion held in Katowice, in October 2023

Captions: A – panel moderators in the course of the discussion, B – invited guests and event organisers

(fot./photo Katarzyna Bzdęga)

W październiku 2023 r. odbył się w Katowicach zaplanowany w ramach Projektu panel dyskusyjny (ryc. 218A-B). Zorganizowane w trybie hybrydowym, spotkanie moderowane przez doświadczonych praktyków, pozwoliło na wymianę doświadczeń i dyskusję w zakresie realizowanych działań projektowych, także poszukiwanie rozwiązań pojawiających się problemów oraz wyznaczenie dalszych kierunków skutecznych działań związanych ze zwalczaniem IAS-P na terenie południowej Polski.

Główne cele i założenia Projektu oraz prowadzone w jego ramach działania prezentowano też w formie referatów i plakatów naukowych, podczas konferencji krajowych i zagranicznych, m.in. 5th Croatian Symposium on Invasive species w Zagrzebiu (listopad 2023 r.), XLV Międzynarodowa Konferencja Naukowa w Siedlcach (wrzesień 2023 r.) oraz konferencja z okazji Jubileuszu 70-lecia Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie (lipiec 2023 r.). Działania projektowe były, także dyskutowane m.in. w Slovak University of Agriculture in Nitra, Institute of Agronomic Sciences (sierpień 2023 r.) i przedstawiane w ramach webinaru z cyklu „Pożyteczne, inspirujące i intrygujące – cała prawda o roślinach” organizowanego przez Polskie Towarzystwo Botaniczne (https://www.youtube.com/watch?v=7rhp_dibYMs).

Ulotki, plakaty, notatki prasowe

Informacje o Projekcie rozpowszechniano w urzędach gmin, szkołach, instytucjach partnerskich poprzez dystrybucję plakatów oraz ulotek wykonanych wg własnych projektów. Łącznie przygotowano projekt pięciu ulotek (ryc. 219) zawierających treści na temat dzia-



Ryc. 219. Przykłady ulotek informacyjno-educacyjnych przygotowanych w ramach Projektu dla różnych grup odbiorców
Fig. 220. Examples of information and education leaflets prepared by the Project for different audiences

łań podjętych w projekcie, informujących mieszkańców gmin o zagrożeniach wynikających z rozprzestrzeniania się roślin inwazyjnych, podstawach prawnych zwalczania inwazyjnych gatunków i obowiązkach mieszkańców wynikających z przepisów prawa. Jeden z projektów ulotki wykonany został przez studentów III roku kierunku Biologia z Wydziału Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach, w ramach przedmiotu Inwazje biologiczne.

Notatki prasowe na temat działań realizowanych przez Partnerów Projektu pojawiły się, zarówno w mediach uniwersyteckich m.in. w Newsletter Uniwersytetu Śląskiego (Informacje dla Wspólnoty Akademickiej UŚ 15 (65)/2022 z dnia 27 kwietnia; Informacje dla Wspólnoty Akademickiej UŚ 1 (88)/2023 z dnia 18 stycznia), jak i w lokalnych czasopiśmie popularnonaukowych m.in. w czasopiśmie Magura (Sławniak 2022) (ryc. 220).

Podsumowując, działalność informacyjno-edukacyjna realizowana w ramach Projektu objęła bezpośrednio 7 gmin. W zaproponowanych działaniach wzięło udział co najmniej 400 dzieci w wieku od 8-13 lat, 100 osób w przedziale wiekowym – młodzież, 175 dorosłych mieszkańców gmin oraz trzy grupy zawodowe w liczbie co najmniej 525 osób. Pośrednio poprzez wykorzystanie narzędzi tradycyjnych takich jak: plakaty, ulotki, tablice edukacyjno-informacyjne oraz elektronicznych, m.in. strona projektu i media społecznościowe, objęła swym zasięgiem znacznie szerszy krąg odbiorców.



Ryc. 220. Notatka prasowa w czasopiśmie „Magura” na temat zwalczania IAS-P w Magurskim Parku Narodowym

Fig. 220. Press release in “Magura” magazine on combating IAS-P in the Magura National Park



Tablice informacyjno-edukacyjne ułożone przy obszarze Góra Bielana w Jaworznie

Information and education boards located near the Góra Bielana site in Jaworzno

(fot./photo Barbara Tokarska-Guzik, 2023)

5. Podsumowanie

Zrealizowany międzynarodowy Projekt pt. *Zintegrowane podejście do ochrony ekosystemów przed inwazyjnymi roślinami obcymi w południowej Polsce* [ang. *Integrated approach to ecosystems protection against invasive alien plants in southern Poland*] – IAS/EcoSystemCARE, wpisuje się w problematykę inwazji biologicznych, koncentrując się na ochronie różnorodności biologicznej i powstrzymaniu negatywnych konsekwencji inwazji roślin obcego pochodzenia poprzez kompleksowe działania obejmujące aktywną ochronę ekosystemów lądowych i nadrzecznych oraz populacji cennych gatunków roślin i zwierząt wraz z monitorowaniem osiągniętych efektów zwalczania IAS-P i odtwarzaniem wybranych zbiorowisk roślinnych oraz edukację ekologiczną. Ponadto Projekt przyczynił się do wypełnienia zapisów prawa wspólnotowego, zawartych w m.in. rozporządzeniu Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) (nr 1143/2014) w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych, i w rozporządzeniach wykonawczych Komisji (UE) oraz w aktach prawnych prawa polskiego m.in. w Ustawie o gatunkach obcych, w Rozporządzeniu Rady Ministrów w sprawie listy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii i listy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Polski, działań zaradczych oraz środków mających na celu przywrócenie naturalnego stanu ekosystemów (Dz. U. 2022, poz. 2649) i prawa lokalnego dotyczącego problematyki inwazji biologicznych lub uwzględniających problematykę z tego zakresu.

W celu rozwiązania problemów związanych z rozprzestrzenianiem się IAS-P na wybranych obszarach Polski południowej działania zrealizowano na terenie 2 parków narodowych, 4 obszarów Natura 2000, 2 rezerwatów przyrody, 2 użytków ekologicznych oraz na obszarach nieobjętych ochroną, zlokalizowanych w 7 gminach. Na obszarach tych problemy powodowały inwazyjne gatunki roślin: barszcze kaukaskie (*Heracleum* spp.) – 8 obszarów (w tym 4 chronione), rdestowce (*Reynoutria* spp.) – 7 obszarów (w tym 5 chronionych), nawłocie (*Solidago* spp.) – 6 obszarów (w tym 5 chronionych) oraz niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) (2 obszary chronione).

Działania usuwania i/lub kontroli ww. IAS-P przeprowadzono we wskazanych ekosystemach (leśnych, łąkowych, murawowych i nadrzecznych) z wykorzystaniem tradycyjnych, jak też innowacyjnych metod, które można traktować jako modelowe rozwiązania (wzorce) możliwe do wdrożenia na obszarach o podobnych uwarunkowaniach przyrodniczych. Zastosowano metody rekomendowane, jako najbardziej skuteczne w zwalczaniu określonego IAS-P, uwzględniające specyfikę lokalnych warunków bez użycia syntetycznych środków chemicznych. Dokonano oceny skuteczności dotąd przeprowadzonych działań zaradczych i ich wpływu na gatunki niedocelowe, na podstawie obserwacji i danych zebranych po zakończeniu, co najmniej dwuletniego cyklu

działań zaradczych. Wszystkie działania przeprowadzono zgodnie z zadaniami ochronnymi ustanowionymi dla każdego z obszarów chronionych objętych Projektem.

Zarówno działania podjęte w czasie realizacji Projektu, jak i ocena ich skuteczności będą kontynuowane w okresie tzw. trwałości Projektu, tj. trzech lat.

W ramach Projektu wypracowano metodykę wczesnego wykrywania miejsc występowania IAS-P z wykorzystaniem bezzałogowych statków powietrznych, co jest kluczowym elementem w skutecznym ich zwalczaniu na wczesnym etapie inwazji. Co więcej, w ekosystemach, na wskazanych obszarach chronionych objętych Projektem, zdefiniowano potencjalne źródła rozprzestrzeniania propagul IAS-P i zidentyfikowano możliwe drogi ich wprowadzania. Wiedza ta może stanowić podstawę do opracowania rekomendacji umożliwiających zapobieganie rozprzestrzenianiu się IAS-P na tereny chronione, takie jak parki narodowe, czy obszary Natura 2000 i wdrożenia dobrych praktyk w tym zakresie.

Zakładamy, że Projekt w znaczący sposób przyczynił się do upowszechnienia wiedzy i podniesienia świadomości społecznej na temat IAS-P, stwarzanych przez nie zagrożeń i wpływu na ekosystemy, także poprzez realizację różnych aktywności szkoleniowo-edukacyjnych skierowanych do zainteresowanych odbiorców, w tym przede wszystkim do mieszkańców obszarów objętych Projektem.

Mamy nadzieję, że nasze doświadczenia i wiedza w zakresie IAS-P, zgromadzone w ramach Projektu IAS/EcoSystemCARE, będą inspiracją podczas realizacji podobnych już kontynuowanych przedsięwzięć lub podjęcia nowych wyzwań zmierzających do ochrony różnorodności biologicznej przed zagrożeniami powodowanymi przez IAS-P.

6. Piśmiennictwo

- Adamowski W., Krzysztofiak L., Dajdok Z. 2018a. *Impatiens glandulifera* Royle – Karta informacyjna gatunku. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Adamowski W., Krzysztofiak L., Dajdok Z. 2018b. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Impatiens glandulifera* Royle w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia+^{PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Andersen U.V., Calov B. 1996. Long-term effects of sheep grazing on giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). *Hydrobiologia* 340: 277-284. doi.org/10.1007/BF00012768
- Antipin G.S., Maganov I.A. 2018. Thermal influence as a method of struggle with Sosnovsky Borshevik. *Hortus Botanicus* 13. hb.karelia.ru/journal/article_en.php?id=5122
- Babczyńska-Sendek B., Tokarska-Guzik B., Zarychta A. 2019. Program ochrony muraw w rejonie Góry Bielana w Jaworznie na lata 2019-2029 (na terenie działek 3/17 obr. 297 oraz 3192 obręb Jeleń). Urząd Miasta Jaworzna (maszynopis).
- Bailey J.P. 2003. Japanese Knotweed s.l. at home and abroad. [W:] L. Child, J.H. Brock, K. Prach, P. Pyšek., P.M. Wade, W. Williamson (eds.). *Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions*, Backhuys, Leiden, The Netherlands, p. 183-196.
- Bączek-Kwinta R. 2017. Swailing affects seed germination of plants of European bio-and agrice-nosis in a different way. *Open Life Sci.* 12: 62-75.
- Bellard C., Cassey P., Blackburn T.M. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters* 12(2): 20150623.
- Bitarafan Z., Kaczmarek-Derda W., Berge T.W., Tørresen K.S., Fløistad I.S. 2022. Soil steaming to disinfect Barnyardgrass-infested soil masses. *Weed Technology* 36(1): 177-185.
- Bitarafan Z., Kaczmarek-Derda W., Brandsæter L.O., Fløistad I.S. 2021. Stationary soil steaming to combat invasive plant species for soil relocation. *Invasive Plant Science and Management* 14: 164-171.
- Blaik T. 2018. Rozpoznanie przyrodnicze w obszarze Łąki w Jaworznie, (maszynopis).
- Budnik A., Kupiec I., Kwiatek A., Kasprzyk G. 2018. Miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego obszaru „Łąki Nowohuckie”. Prognoza oddziaływania na środowisko. Urząd Miasta Krakowa. Biuro Planowania Przestrzennego. Pracownia Branżowa. ss. 128.
- Buszko J., Sielezniew M., Stankiewicz A.M. 2005. The distribution and ecology of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in Poland. [W:] J. Settele, E. Kühn, J.A. Thomas (eds.). *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*, vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: *Maculinea* butterflies as a Model, p. 210-213.

- Bzdęga K., Mazurska K., Dajdok Z., Celka Z., Tokarska-Guzik B. (red.). 2022. Kompendium. Metody zwalczania rdestowców. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, 344 s. projekty.gdos.gov.pl/files/artykuly/186884/Kompendium-zwalczania-IGO---rdestowce_icon.pdf
- Bzdęga K., Urbisz Al., Tokarska-Guzik B. 2018a. *Reynoutria japonica* Houtt. – Karta informacyjna gatunku. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Bzdęga K., Urbisz Al., Tokarska-Guzik B. 2018b. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Reynoutria japonica* Houtt. w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia^{PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Bzdęga K., Urbisz Al., Tokarska-Guzik B. 2018c. *Reynoutria ×bohemica* Chrtek & Chrtkova – Karta informacyjna gatunku. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Bzdęga K., Urbisz Al., Tokarska-Guzik B. 2018d. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Reynoutria ×bohemica* Chrtek & Chrtkova w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia +PL – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Chittka L., Schürkens S. 2001. Successful invasion of a floral market. *Nature* 411, 653.
- Chłond D., Ćwikła J., Gromotka P. 2005. Łądowe pluskwiaki różnoskrzydłe (*Hemiptera: Heteroptera*) rezerwatu „Dolina Żabnika” w Jaworznie. *Acta Entomologica Silesiana*, 12-13: 19-27.
- Chłond D., Górczyca J., Herczek A. 2010. Inwentaryzacja modraszków i boru jodłowego w województwie Śląskim. Dokumentacja przyrodnicza dla obszarów NATURA 2000 w woj. śląskim: Dąbrowskie Łąki, Łąki w Jaworznie, Łąki w Sławkowie, Łąki w Śliwie, Lemańskie Jodły, (maszynopis).
- Chowanec J., Freiwald P., Nescieruk P., Patorski R. 2005. Inwentaryzacja wraz z udokumentowaniem terenów zagrożonych ruchami masowymi oraz terenów, na których ruchy te występują w obrębie dzielnic I-VII m. Krakowa. Państw. Instytut Geolog Oddz. Karpacki w Krakowie, (maszynopis).
- Chylarecki P., Kajzer K., Polakowski M., Wuczyński A., Tryjanowski P., Wysocki D. 2011. Wytyczne dotyczące ocen oddziaływania elektrowni wiatrowych na ptaki. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Dubiel E., Nobis A., Nobis M. 2011. Vascular plants and plant communities of the Zakrzówek district (Krakow). *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 18(1): 47-81.
- EPPO 2009. European and Mediterranean Plant Protection Organization 2009. *Heracleum mantegazzianum*, *Heracleum sosnowskyi* and *Heracleum persicum*. *Bulletin OEPP/EPPO* 39(3): 489-99. doi.org/10.1111/j.1365-2338.2009.02313.x
- Essl F., Dawson W., Kreft H., Pergl J., Pyšek P., van Kleunen M., Weigelt P., Mang T., Dullinger S., Lenzner B., Moser D., Maurel N., Seebens H., Stein A., Weber E., Chatelain C., Inderjit, Genovesi P., Kartesz J., Morozova O., Nishino M., Nowak P.M., Pagad S., Shu W., Winter M. 2019. Drivers of the relative richness of naturalized and invasive plant species on Earth. *AoB PLANTS* 11: plz051; [doi: 10.1093/aobpla/plz051](https://doi.org/10.1093/aobpla/plz051)
- Essl F., Lenzner B., Bacher S., Bailey S., Capinha C., Daehler C. ... & Jeschke J.M. 2020. Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment. *Global Change Biology*. 26(9): 4880-4893. doi.org/10.1111/gcb.15199
- Fenesi A., Vágási C.I., Beldean M., Földesi R., Kolcsár L.P., Shapiro J.T., Török E., Kovács-Hostyánszki A. 2015. *Solidago canadensis* impacts on native plant and pollinator communities in different-aged old fields. *Basic Appl. Ecol.* 16: 335-346.
- Flematti G.R., Ghisalberti E.L., Dixon K.W., Trengove R.D. 2004. A compound from smoke that promotes seed germination. *Science* 305(5686): 977. [doi: 10.1126/science.1099944](https://doi.org/10.1126/science.1099944)
- Foxcroft L.C., Pyšek P., Richardson D.M., Genovesi P., MacFadyen S. 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. *Biological Invasions* 19: 1353-1378. [doi: 10.1007/s10530-016-1367-z](https://doi.org/10.1007/s10530-016-1367-z)

- Gaertner M., Biggs R., Te Beest M., Hui C., Molofsky J., Richardson D.M. 2014. Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Diversity Distrib.* 20: 733-744. doi.org/10.1111/ddi.12182
- Gallardo B., Aldridge D. C., González-Moreno P., Pergl J., Pizarro M., Pyšek P., Thuiller W., Yesson C. & Vilà M. 2017. Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *Global Change Biology* 23: 5331-5343. doi: 10.1111/gcb.13798
- Genovesi P., Monaco, A. 2014. European guidelines on protected areas and invasive alien species. rm.coe.int/168063e4a0
- Gurevitch J., Padilla D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.* 19: 470-474.
- Górecki A., Zemanek B. (red.) 2009. Magurski Park Narodowy – monografia przyrodnicza. Krempna – Kraków, Oficyna Wydawnicza Text.
- Harrower C.A., Scalera R., Pagad S., Schönrogge K., Roy H.E. 2020. Guidance for interpretation of the CBD categories of pathways for the introduction of invasive alien species, Publications Office, European Commission, Directorate-General for Environment. data.europa.eu/doi/10.2779/6172
- Hasler C.T., Robinson K., Stow N., Taylor S.R. 2015. Population size and spatial ecology of Blanding's turtle (*Emydoidea blandingii*) in South March Highlands, Ottawa, Ontario, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 93: 509-514.
- Hejda M. 2009. Species accounts of 100 of the most invasive alien species in Europe: *Impatiens glandulifera* Royle, Himalayan balsam (Balsaminaceae, Magnoliophyta). In: DAISIE, Handbook of alien species in Europe. Invading nature: Springer series in invasion ecology 3. Springer, New York, p 351.
- Hejda M., Štajerová K., Pyšek P. 2017. Dominance has a biogeographical component: do plants tend to exert stronger impacts in their invaded rather than native range? *J. Biogeogr.* 44, 18-27.
- Henel K. 1998. 45 lat Rezerwatu Las Murckowski. *Przyroda Górnego Śląska* 12 (wkładka).
- Hyvönen T.T., Hagner M.M., Hurme T.K., Lindqvist B.E., Ojanen H.J. 2023. Control of *Heracleum mantegazzianum* with pyrolysis liquid products. *Weed Research* 63(5): 311-316. doi.org/10.1111/wre.12593
- Ivashchenko O., Makukh Y., Remeniuk S., Moshkivska S., Riznyk V., Auškalnienė O., Kadžienė G. 2022. Nonchemical control methods of Sosnovsky's hogweed (*Heracleum sosnovskyi* Manden.). *Zemdirbyste-Agriculture*, 109 (3): 269-276. doi.org/10.13080/z-a.2022.109.034
- Jain N., Kulkarni M.G., Van Staden J. 2006. A butenolide, isolated from smoke, can overcome the detrimental effects of extreme temperatures during tomato seed germination. *Plant Growth Regulation* 49: 263-267.
- Jastrzębski J. 2006. Geologiczno-inżynierskie uwarunkowania zagospodarowania obszaru Witkowice w Krakowie. (rkp). Eco-concept s.c. Kraków.
- Kawęcka A., Pasternak M., Puchała M. 2022a. Rodzime rasy owiec. Album zwierząt gospodarskich objętych w Polsce programami ochrony zasobów genetycznych. ISBN 978-83-7607-366-8 Wydawnictwo Naukowe Instytutu Zootechniki Państwowego Instytutu Badawczego, Kraków, s. 83-136.
- Kawęcka A., Pasternak M., Miksza-Cybulska A., Puchała M. 2022b. Native Sheep Breeds in Poland – Importance and Outcomes of Genetic Resources Protection Programmes. *Animals* 12(12): 1510. doi.org/10.3390/ani12121510
- Kawęcka A., Sikora J. 2009. Rodzime rasy owiec w górskich rejonach polski. *Zesz. Nauk. PTiE i PTG, Oddział w Rzeszowie* 11: 103-108.
- Kępczyński J., Kępczyńska E. 2023. Plant-derived smoke and karrikin 1 in seed priming and seed biotechnology. *Plants* 12: 2378. doi.org/10.3390/plants12122378
- Klein A.-M., Vaissière B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tscharntke T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B* 274, 303-313. doi.org/10.1098/rspb.2006.3721
- Korda M. 2017. A brief overview of technologies used for controlling invasive alien plant species. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (eds.). *Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control*. Rosalia Handbooks, Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest, p. 41-48.
- Kondracki J. 2002. *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN.

- Krzysztofiak L., Myśliwy M., Tokarska-Guzik B. (red.). 2022. Kompendium. Metody zwalczania niecierpka pomarańczowego i gruczołowatego. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Kudłek J., Pępkowska A. 2008. Natura 2000 – Standardowy Formularz Danych dla obszarów OSO, OZW, SOO – Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy PLH120065
- Kudłek J., Pępkowska A., Walasz K., Weiner J. 2005. Koncepcja ochrony różnorodności biologicznej miasta Krakowa. Instytut Nauk o Środowisku Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków, ss. 77.
- Kulkarni M.G., Ligot M.E., Van Staden J. 2011. Plant-derived smoke: Old technology with possibilities for economic applications in agriculture and horticulture. *S. Afr. J. Bot.* 77: 972-979.
- Lazzaro L., Essl F., Lugliè A., Padedda B. M., Pyšek P., Brundu G. 2018. Invasive alien plant impacts on human health and well-being. – In: Mazza G. & Tricario E. (eds), *Invasive species and human health*, p. 16-33, CAB International, Wallingford.
- Lazzaro L., Giuliani C., Benesperi R., Calamassi R., Foggi B. 2015. Plant species loss and community nestedness after leguminous tree *Acacia pycnantha* invasion in a Mediterranean ecosystem. *Folia Geobot.* 50: 229-238.
- Lenda M., Witek M., Skórka P., Moroń D., Woyciechowski M. 2013. Invasive alien plants affect grassland ant communities, colony size and foraging behaviour. *Biol. Invasions* 15: 2403-2414.
- Light M.E., Van Staden J. 2004. The potential for smoke in seed technology. *S. Afric. J. Bot.* 70: 97-101.
- Likert R. 1932. A Technique for the Measurement of Attitudes. *Archives of Psychology* 140: 1-55.
- Loydi A., Donath T.W., Eckstein R.L., Otte A. 2015. Non-native species litter reduces germination and growth of resident forbs and grasses: allelopathic, osmotic or mechanical effects? *Biol. Invasions* 17: 581-595.
- Marjańska E., Cwajna A., Sztajnykier I., Madej D., Moroń D. 2023. Inwazyjne obce gatunki nawłoci (*Solidago* spp.) zmieniają świat. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 79(3): 53-69.
- Masło D., Najberek K. 2014. Amerykańskie nawłocie kontra polskie motyle dzienne. [W:] Z. Mirek, A. Nikel (red.). *Ochrona przyrody w Polsce wobec współczesnych wyzwań cywilizacyjnych*. ss. 189-195. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Mika M., Leń P. 2017. Inwentaryzacja baz danych w zakresie rejestracji użytków ekologicznych na terenie miasta Krakowa. *Ecological Engineering* Vol. 50, 121-131. doi: 10.12912/23920629/65494
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2020. Vascular plants of Poland. An annotated checklist. *Rośliny naczyniowe Polski. Adnotowany wykaz gatunków*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków 1-526.
- Molik E., Błasiak M. 2015. Alternatywne kierunki użytkowania owiec szansą na przetrwanie drobnych gospodarstw na terenach gór i pogórza. *Problemy Drobnych Gospodarstw Rolnych* 1: 9-41.
- Moroń D., Lenda M., Skórka P., Szentgyörgyi H., Settele J., Woyciechowski M. 2009. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation* 142: 1322-1332.
- Mróz W. (red.) 2010. *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część 1.* GIOŚ, Warszawa.
- Najberek K., Kosior A., Solarz W. 2021. Alien balsams, strawberries and their pollinators in a warmer world. *BMC Plant Biol* 21, 500. doi.org/10.1186/s12870-021-03282-1
- Najberek K., Solarz W. 2011. Inwazje biologiczne w polskich parkach narodowych i krajobrazowych. [W:] Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). *Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski*. s. 624-639.
- Najberek K., Solarz W. 2021. Control method that may limit an invasive plant in a protected area: Stem breaking decreases alien goldenrod performance and enhances pest attack. *Global Ecology and Conservation* 30: e01785. doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01785
- Nentwig W., Bacher S., Kumschick S., Pyšek P., Vilà M. 2018. More than “100 worst” alien species in Europe. – *Biological Invasions* 20: 1611-1621. doi: 10.1007/s10530-017-1651-6

- Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W., Wade M. (eds.) 2005. The Giant Hogweed Best Practice Manual. Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe. Forest & Landscape Denmark, Hoersholm, p. 5-42.
- Nowak T., Węgrzynek B., Tokarska-Guzik B. 2015. Assets and threats to *Molinia* meadows (*Molinia caerulea* Alliance) on chosen NATURA 2000 areas in the eastern part of the Silesian Upland. Acta Scientiarum Polonorum. Agricultura 14(4): 49-61.
- Partoens M., Kulkarni M.G., Light M.E., Chukwujekwu J.C., Verschaeve L., Van Staden J. 2018. Genotoxicity studies on plant growth promoting smoke-water and smoke-derived compounds using *Vicia faba* and *Persea americana* S10 metabolic activation. S. Afr. J. Bot. 115: 269-275. doi.org/10.1016/j.sajb.2017.06.020
- Pergl J., Brundu G., Harrower C.A., Cardoso A.C., Genovesi P., Katsanevakis S., Lozano V., Perglová I., Rabitsch W., Richards G., Roques A., Rorke S.L., Scalera R., Schönrogge K., Stewart A., Tricarico E., Tsiamis K., Vannini A., Vilà M., Zenetos A., Roy H.E. 2020. Applying the Convention on Biological Diversity Pathway Classification to alien species in Europe. In: Wilson J.R., Bacher S., Daehler C.C., Groom Q.J., Kumschick S., Lockwood J.L., Robinson T.B., Zengeya T.A., Richardson D.M. NeoBiota 62: 333-363. doi.org/10.3897/neobiota.62.53796
- Perzanowska J. 2009. Obszary Natura 2000 w Małopolsce. Redakcja Perzanowska J., Grzegorzczak M., Kraków, ss. 311.
- Perzanowska J., Korzeniak J., Chmura D. 2019. Alien species as a potential threat for Natura 2000 habitats: a national survey. PeerJ. 2019 Nov 11;7:e8032. doi: 10.7717/peerj.8032. eCollection 2019
- Plan Zadań Ochronnych dla obszaru Natura 2000 PLH120069 Łąki Nowohuckie. 2016. krakow.rdos.gov.pl/files/artykuly/60435/nowohuckie_szablon.pdf, RDOŚ Kraków
- Pollard K. 2022. '*Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam)'. CABI Compendium. CABI International. doi: 10.1079/cabicompendium.28766
- Popay I., Parker C. 2022. '*Solidago canadensis* (Canadian goldenrod)'. CABI Compendium. CABI International. doi: 10.1079/cabicompendium.50599
- POWO. 2023. Plants of the World Online. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Published on the Internet. www.plantsoftheworldonline.org/
- Pyšek P., Hulme P.E., Simberloff D., Bacher S., Blackburn T.M., Carlton J.T., Dawson W., Essl F., Foxcroft L.C., Genovesi P., Jeschke J.M., Kühn I., Liebhold A.M., Mandrak N.E., Meyerson L.A., Pauchard A., Pergl J., Roy H.E., Seebens H., Kleunen M., Vilà M., Wingfield M.J., Richardson D.M. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. Biological Reviews 95, 6: 1511-1534. doi.org/10.1111/brv.12627
- Rąkowski G., Walczak M., Smogorzewska M. 2007. Rezerваты przyrody w Polsce Południowej. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 25 marca 2022 r. w sprawie specjalnego obszaru ochrony siedlisk Łąki w Jaworznie PLH240042.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000 (Dz. U. nr 77, poz. 510, z późn. zm.).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów (Dz. U. 2014 poz. 1408).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin (Dz. U. 2014 poz. 1409).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. 2016, poz. 2183, z późn. zm.).
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych (Dz. U. UE L 317 z 4.11.2014, s. 35).
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 24 listopada 1994 r. w sprawie utworzenia Magurskiego Parku Narodowego. Dz.U. 1994 nr 126 poz. 618.
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 9 grudnia 2022 r. w sprawie listy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii i listy inwazyjnych gatunków obcych

- stwarzających zagrożenie dla Polski, działań zaradczych oraz środków mających na celu przywrócenie naturalnego stanu ekosystemów (Dz. U. poz. 2649).
- Rozporządzenie wykonawcze Komisji (UE) 2016/1141 z dnia 13 lipca 2016 r. przyjmujące wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii zgodnie z rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 (Dz. U. UE L 189 z 14.07.2016, str. 4, z późn. zm.)
- Rozporządzenie wykonawcze Komisji (UE) 2017/1263 z dnia 12 lipca 2017 r. aktualizujące wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii ustanowiony w rozporządzeniu wykonawczym Komisji (UE) 2016/1141 na podstawie rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 (Dz. U. UE L 182 z 13.7.2017, str. 37)
- Rutkowski L. 2011. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa. 814 s.
- Sachajdakiewicz I., Śliwiński M., Tokarska-Guzik B. 2018a. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier – Karta informacyjna gatunku. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Sachajdakiewicz I., Śliwiński M., Tokarska-Guzik B. 2018b. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia+^{PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Sachajdakiewicz I., Szewczyk M., Tokarska-Guzik B. 2018c. *Heracleum sosnowskyi* Manden. – Karta informacyjna gatunku. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Sachajdakiewicz I., Szewczyk M., Tokarska-Guzik B. 2018d. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Heracleum sosnowskyi* Manden. w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia+^{PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Sachajdakiewicz I., Mazurska K., Mędrzycki P., Dajdok Z., Krzysztofiak L., Tokarska-Guzik B. (red.) 2022. Kompendium. Metody zwalczania barszczy kaukaskich. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. (red.) 2014. Wytyczne dotyczące zwalczania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) na terenie Polski. Opracowanie wykonane przez Fundację „Pałacy Problem – Heracleum” na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Warszawa, s. 1-93.
- Saul W.-C., Roy H.E., Booy O., Carnevali L., Chen H.-J., Genovesi P., Harrower C.A., Hulme P.E., Pagad S., Pergl J., Jeschke J.M. 2017. Assessing patterns in introduction pathways of alien species by linking major invasion data bases. *J Appl Ecol.* 54: 657-669. doi: [10.1111/1365-2664.12819](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12819)
- Schuh R.T., Weirauch C. 2020. True Bugs of the World (*Hemiptera: Heteroptera*) Classification and Natural History. Siri Scientific Press, 2nd edition, Manchester 2020, HC., 800 pp.
- Schuler K. 1982. Blütenbesuch durch Insekten an *Solidago canadensis* und *S. virgaurea*, eine vergleichende Studie. Bericht. Natur. Med. Ver. In Innsbrook 69: 127-144.
- Shaw D. 2022. '*Fallopia japonica* (Japanese knotweed)', CABI Compendium. CABI International. doi: [10.1079/cabicompendium.23875](https://doi.org/10.1079/cabicompendium.23875).
- Sirbu C., Miu I.V., Gavrilidis A.A., Gradinaru S.R., Niculae I.M., Preda C., Oprea A., Urziceanu M., Camen-Comanescu P., Nagoda E., Sirbu I.M., Memedemin D., Anastasiu P. 2022. Distribution and pathways of introduction of invasive alien plant species in Romania. *Neobiota* 75: 1-21. doi: [10.3897/neobiota.75.84684](https://doi.org/10.3897/neobiota.75.84684)
- Skórka P., Lenda M., Tryjanowski P. 2010. Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. *Biol. Conserv.* 143: 856-861.
- Sławniak J. 2022. Będziemy zwalczać rośliny inwazyjne. Magura. Biuletyn Magurskiego Parku Narodowego nr 2(28): 4.
- Solarz W., Mazurska K., Dajdok Z., Urbisz A., Nowak T., Chmura D., Król W., Najberek K., Okarma H., Tokarska-Guzik B. 2018. Sprawozdanie z analizy dróg niezamierzonego

- wprowadzania lub rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego II edycja. 2012. Część I. Uwarunkowania zagospodarowania przestrzennego. Biuro rozwoju regionu, Katowice. bip.katowice.eu/UrządMiasta/ZamierzeniaIProgramy/dokument.aspx?idr=94746&menu=633
- Szépligeti M., Kun R., Bartha S., Bodonczai L., Szentirmai I. 2017. Experience gained from the control of giant goldenrod in the Órség National Park. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (eds.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest, p. 131-135.
- Szymura M., Bzdęga K., Tokarska-Guzik B. 2018a. *Solidago canadensis* L. – Karta informacyjna gatunku. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Szymura M., Bzdęga K., Tokarska-Guzik B. 2018b. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Solidago canadensis* L. w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia+^{PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Szymura M., Bzdęga K., Tokarska-Guzik B. 2018c. *Solidago gigantea* Aiton – Karta informacyjna gatunku. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Szymura M., Bzdęga K., Tokarska-Guzik B. 2018d. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Solidago gigantea* Aiton w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia+^{PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo
- Szymura M., Szymura T.H. 2011. Rozmieszczenie nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenoz. Acta Bot. Sillesiaca 6: 195-212.
- Szymura M., Świerszcz S., Szymura T.H. 2022. Restoration of ecologically valuable grassland on sites degraded by invasive *Solidago*: lessons from a 6-year experiment. Land Degradation & Development 33(12): 1985-1998. <https://doi.org/10.1002/ldr.4278>
- Tokarska-Guzik B. 1996. Wilgotne łąki w Jaworznie zagrożone? Przyroda Górnego Śląska, 3.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. 192: 2372. Wyd. Uniw. Śląskiego, Katowice. www.sbc.org.pl/Content/39618/the_establishment_and_spread.pdf
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Dajdok Z., Mazurska K., Solarz W. 2021. Invasive alien plants in Poland – the state of research and the use of the results in practice. Environmental & Socio-economic Studies 9(4): 71-95. doi.org/10.2478/environ-2021-0027
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. 196 ss. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Tokarska-Guzik B., Fojcik B., Bzdęga K., Urbisz A., Nowak T., Pasierbiński P., Dajdok Z. 2017. Inwazyjne gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* spp. w Polsce – biologia, ekologia i metody zwalczania. Prace naukowe Uniwersytetu Śląskiego nr 3647, 1-180. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
- Tokarska-Guzik B., Nita J., Babczyńska-Sendek B., Myga-Piątek U., Rostański A., Sobala M., Zarychta A., Żemła-Sisicka A. 2018. Suplement do Waloryzacji przyrodniczej miasta Jaworzna odnoszący się do zagospodarowania przestrzennego obszarów cennych pod względem środowiska przyrodniczego i krajobrazu. Zakład Badawczo-Usługowy Ekos, Katowice, Wydział Ochrony Środowiska i Rolnictwa, Urząd Miasta Jaworzna (maszynopis).
- Turbelin A.J., Diagne C., Hudgins E.J., Moodley D., Kourantidou M., Novoa A., Haubrock P.J., Bernery C., Gozlan R.E., Francis R.A., Courchamp F. 2022. Introduction pathways of economically costly invasive alien species. Biol Invasions 24: 2061-2079. doi.org/10.1007/s10530-022-02796-5
- Uchwała Nr CXIV/1532/10 Rady Miasta Krakowa z dnia 20 października 2010 r. w sprawie ustanowienia użytku ekologicznego „Las w Witkowicach”.

- Uchwała Nr CXI/2916/18 Rady Miasta Krakowa z dnia 26 września 2018 r. w sprawie ustanowienia użytku ekologicznego „Zakrzówek”.
- Ustawa z dnia 11 sierpnia 2021 r. o gatunkach obcych. (Dz. U. poz. 1718, z późn. zm.).
- Vadász C. 2017. Experience of invasive plant species control in the Turjánvidék area of the Upper Kiskunság region. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (eds.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna-Ipoly National Park Directorate. Budapest, p. 183-190.
- Vanbergen A.J., Espíndola A., Aizen M.A. 2017. Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. *Nat Ecol Evol* 2, 16-25. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0412-3>
- Vilà M., Tessier M., Suehs C.M., Brundu G., Carta L., Galanidis A., Lambdon P., Manca M., Médail F., Moragues E., Travaset A., Troumbis A.Y., Hulme P.E. 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *J. Biogeogr* 33: 853-861. doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01430.x
- Visnyovszky T. 2017. The conservation management of Canadian goldenrod in the Aggtelek National Park. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (eds.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna-Ipoly National Park Directorate. Budapest, p. 197-201.
- Weber E., Jakobs G. 2005. Biological flora of Central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. *Flora* 200: 109-118. [doi:10.1016/j.flora.2004.09.001](https://doi.org/10.1016/j.flora.2004.09.001)
- Wilk T., Chodkiewicz T., Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L. 2020. Czerwona lista ptaków Polski. OTOP, Marki.
- Włodarczyk J. 2011. Parki narodowe Polski, ARTi, Warszawa.
- Wojewoda W., Ławrynówicz M. 2006. Czerwona lista grzybów wielkoowocnikowych w Polsce. [W:] Z. Mirek, K. Zarzycki, W. Wojewoda, Z. Szelaż (red.). Red list of plants and fungi in Poland. W. Szafer Institute of Botany, PAN, Kraków, s. 53-70.
- Zajac A., Zajac M. (red.) 2015. Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków
- Zarządzenie Nr 38/2013 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Katowicach z dnia 31 grudnia 2013 r. w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Cieszyńskie Źródła Tufowe PLH240001. www.gov.pl/web/rdos-katowice/cieszynskie-zrodla-tufowe-plh240001
- Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Krakowie z dnia 19 lipca 2017 roku w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Łąki Nowohuckie PLH120069. *Dziennik Urzędowy Województwa Małopolskiego*, Kraków, dnia 20 lipca 2017 r., Poz. 4869. ss. 16.
- Zarządzenie Nr 12/2018 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Katowicach z dnia 10 maja 2018 r. w sprawie ustanowienia zadań ochronnych dla rezerwatu przyrody Łęg nad Młynówką. bip.katowice.rdos.gov.pl/files/obwieszczenia/108103/Zarzadzenie_12_2018_RDOS_katowice.pdf
- Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Katowicach z dnia 22 listopada 2019 r. w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Łąki w Jaworznie PLH240042. www.gov.pl/web/rdos-katowice/laki-w-jaworznie-plh240042
- Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Krakowie z dnia 10 listopada 2021 roku w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy PLH120065. *Dziennik Urzędowy Województwa Małopolskiego*, Kraków, dnia 17 listopada 2021 r., Poz. 6518.
- Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Katowicach z dnia 22 listopada 2022 r., opublikowane w *Dzienniku Urzędowym Województwa Śląskiego* z 23 listopada 2022 r. poz. 7459, w sprawie rezerwatu przyrody „Las Murckowski”. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Katowicach – Portal Gov.pl, Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Katowicach. www.gov.pl/web/rdos-katowice/zarzadzenie-regionalnego-dyrektora-ochrony-srodowiska-w-katowicach-z-dnia-22-listopada-2022-r-opublikowane-w-dzienniku-urzedowym-wojewodztwa-slaskiego-z-23-listopada-2022-r-poz-7459-w-sprawie-rezerwatu-przyrody-las-murckowski

7. Summary

This publication is addressed to all those interested in active conservation, including in particular the local communities of the Project areas, local government employees, farmers, agricultural advisors, allotment holders, beekeepers and landowners struggling with the problems caused by Invasive Alien Species of Plants (IAS-P) on their land.

Protection of ecosystems against invasive alien plant species in southern Poland – good practices and new challenges

Editors

Katarzyna Bzdęga¹, Alina Urbisz¹, Barbara Tokarska-Guzik¹

Publication prepared within the framework of the international Project entitled *Integrated approach to ecosystems protection against invasive alien species of plants in southern Poland – IAS/EcoSystemCARE*

“Environment, Energy and Climate Change” Programme EEA Financial Mechanism 2014–2021 for the action aimed at “Increasing the protection of ecosystems against invasive alien species”

The team implementing the Project:

Leader: University of Silesia in Katowice (UŚ)

Consortium Partners

Partner representing the Donor States Norwegian Institute of Bioeconomy Research – NIBIO (N)

University of Agriculture in Krakow (UR)

Magura National Park (MPN)

National Research Institute of Animal Production in Krakow (IZ PIB)

Institute of Technology and Life Sciences National Research Institute (ITP PIB)

Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences (IOP PAN)

Institutions and entities supporting the Project:

Ojców National Park
Regional Directorate for Environmental Protection in Katowice
Regional Directorate for Environmental Protection in Krakow
Katowice Forest Inspectorate
Lubliniec Forest Inspectorate
Jaworzno Town Commune
Katowice City Commune
Koszęcin Commune
Krempna Commune
Skawina Commune
Świątniki Górne Commune
Urban Greenery Authority in Katowice
Urban Greenery Authority in Krakow

1. INTRODUCTION

Invasive alien species (IAS), including invasive alien species of plants (IAS-P), are now one of the greatest threats to the biodiversity of many areas in Poland and around the world, leading to the loss of species and even entire ecosystems (Gurevitch & Padilla 2004; Vilà et al. 2006; Bellard et al. 2016; Essl et al. 2020), furthermore causing damage to the economy, and negatively affecting human health (Lazzaro et al. 2018). The most dangerous species are those with a wide range of ecological tolerance, which, combined with climate change, promotes their mass take-over of new natural areas and their transformation by displacing native species. The synergy of ongoing climate change with other global changes exacerbates current invasions and facilitates new ones, thereby increasing the scope and impact of IAS on the environment and socio-economic aspects of human activity (Pyšek et al. 2020).

High-value ecosystems under protection, including those located in national parks, nature reserves and Natura 2000 sites, are not free from the risk of the spread of IAS-P, and are often sites of their abundant and even massive occurrence (among others Najberek & Solarz 2011; Foxcroft et al. 2017; Perzanowska et al. 2019). Invasive alien species of plants have negatively affect on the diversity and species composition of plant communities they take over (Lazzaro et al. 2015; Hejda et al. 2017). This is especially true for alien species capable of forming dense populations, which can have a significant impact on the diversity of native species at the community level and reduce species diversity in other syntaxa (Hejda 2009). Multiple adverse ecosystem processes are then observed (e.g., Gaertner et al. 2014; Loydi et al. 2015).

Biological invasions research teams emphasise that achieving international goals for biodiversity conservation and halting the harmful consequences of alien plant invasions requires striving to break the link between socioeconomic development and plant invasions through improved awareness and management, early detection and rapid response (Essl et al. 2019). In addition, recent studies related to assessing the resilience of protected areas to biological invasions, coupled with projected continental climate change, indicate the strategic value of protected areas in protecting native biodiversity (Gallardo et al. 2017).

These premises became the basis for the implementation of the Project entitled *Integrated approach to ecosystems protection against invasive alien species of plants in southern Poland – IAS/EcoSystemCARE*, in which a comprehensive approach was adopted, taking into account activities in the field of active protection of terrestrial and riparian ecosystems and populations of valuable plant and animal species, together with monitoring of the achieved effects of IAS-P control and restoration of selected plant communities and ecological education.

In order to develop model solutions to the problem, tasks have been planned to remove and/or control IAS-P in the indicated ecosystems, using both traditional and innovative methods which, where they have proved successful, will provide new models that can be implemented in similar areas.

It was assumed that methods recommended as the most effective in the control of a particular species, taking into account the specifics of local conditions and in accordance with the protective tasks established for the area, would be used. It was further assumed that IAS-P removal treatments in protected areas would be carried out without the use of synthetic chemicals.

In addition, activities are planned to eliminate the sources of IAS-P spread by seeking solutions to eliminate their diasporas deposited in the soil, as a remedial measure against invasion at its early stage. Moreover, in the ecosystems and areas covered by the Project, an attempt has been made to identify pathways for the spread of invasive plants, which will allow the development of recommendations to adopt good practices in this regard. In addition, in order to raise public awareness among local audiences, appropriate information and education activities were planned and were carried out on IAS-P, the risks they pose, and their impact on ecosystems.

The Project utilised the expert knowledge and experience of the staff of the scientific units and institutions involved as well as domestic and foreign experience relating to the main objective of the Project, taking into account existing legal regulations on environmental protection and nature conservation. The intention of the planned tasks of the Project, implemented within the borders of the three provinces, was to develop model solutions, allowing their implementation in similar natural conditions in other areas and obtaining a wider range of impact of the obtained effects (local-regional-superregional).

Thanks to the fact that the IAS/EcoSystemCARE Project was implemented by a consortium in which one of the Partners was an entity from the Donor States – the Norwegian Institute of Bioeconomy Research – NIBIO, an important element of the Project was the international exchange of knowledge and experience in the identification of IAS-P and methods of combating them.

2. INTRODUCTION – Purpose and Scope of the Project

The overarching goal of the Project entitled *Integrated approach to ecosystems protection against invasive alien species of plants in southern Poland – IAS/EcoSystemCARE* was to strengthen the resilience of selected ecosystems, primarily riparian and terrestrial ecosystems (forest, meadow, grassland), to the negative effects of climate change through their comprehensive protection against invasive alien species of plants¹.

Regions of southern Poland are among the areas in a country particularly affected by alien plant invasions (Tokarska-Guzik 2005; Tokarska-Guzik et al. 2012, 2017; Zajac & Zajac 2015). The following invasive species were found in the Project area: Caucasian hogweeds, i.e., Giant Hogweed *Heracleum mantegazzianum* and Sosnowsky's Hogweed *H. sosnowskyi*, and Himalayan Balsam – *Impatiens glandulifera*, which are on the list of alien species considered to pose a threat to the EU (Regulation (EU) No. 1143/2014 of the European Parliament and of the Council); knotweeds, i.e., Bohemian (Hybrid) Knotweed *Reynoutria ×bohemica*, Japanese Knotweed *R. japonica* and Giant (Sakhalin) Knotweed *R. sachalinensis*, which were included in the Regulation of the Council of Ministers on the list of invasive alien species posing a threat to the Union and the list of invasive alien species posing a threat to Poland, remedial actions and measures aimed at restoring the natural state of ecosystems (Journal of Laws 2022 item 2649) and many species indicated as posing such a threat include species from the genus goldenrod – *Solidago* spp. (Tokarska-Guzik et al. 2012, 2021; Szymura et al. 2018a & b; Marjańska et al. 2023). Most of the plant species listed are on the list of the “100 worst” alien species in Europe (Nentwig et al. 2018). These species form dense populations in many of the areas included in the Project, which have an adverse impact on forest, meadow, grassland and riparian ecosystems.

¹ *Invasive Alien Species of Plants (IAS-P)* – this term includes invasive alien species within the meaning of Article 3(2) of Regulation No. 1143/2014, including invasive alien species posing a threat to Poland (– invasive alien species posing a threat to a Member State within the meaning of Art. 3 pt. 4 of Regulation No. 1143/2014, included in the list of invasive alien species posing a threat to Poland), invasive alien species posing a threat to the Union (– invasive alien species posing a threat to the Union within the meaning of Article 3 pt. 3 of Regulation No. 1143/2014), and alien species deemed invasive in Poland based on the results of scientific research (Tokarska-Guzik et al. 2012, 2021).

In order to respond to the challenges indicated and to prevent adverse processes caused by IAS-P, the planned outcome of the Project was a comprehensive implementation of the protection and enhancement of biodiversity of selected ecosystems at the scale of several regions of southern Poland, treated as a model solution, taking into account:

- the use of effective methods to eliminate and/or control IAS-P populations that threaten valuable natural habitats and species, as well as pose a threat to humans;
- the implementation of actions to enhance existing biodiversity, restoration of natural habitats and species populations (with particular emphasis on xerothermic grasslands, *Molinia* meadows and riparian vegetation);
- a wider appreciation of the threats posed by IAS-P, how to counteract them and more effective nature conservation through environmental education.

2.1. Tasks planned within the framework of the Project

The scope of the Project included four main tasks, divided into thematic subtasks:

1. Active protection of terrestrial and riparian ecosystems by reducing the negative impact of invasive alien plant species (IAS-P), including through activities such as:
 - 1.1. Elimination of IAS-P occurring in scattered and small number of specimens/shoots in selected areas;
 - 1.2. Control of selected invasive species that are widespread and occupy large areas;
 - 1.3. Renaturalisation of ecosystems through restoration of vegetation/habitats in selected areas.
2. Development, refinement and testing of innovative methods to combat IAS-P, such as:
 - 2.1. Stimulating the growth of invasive goldenrod plants with an innovative, non-toxic biopreparation in order to more quickly mow down overgrown specimens before they release their seeds;
 - 2.2. Testing the hot water “thermal” method used to control Caucasian hogweeds;
 - 2.3. Testing the soil steaming “thermal” method to eliminate sources of IAS-P proliferation;
 - 2.4. Use of sheep grazing in reducing invasive plants.
3. Early detection of invasive plant species and sources of their spread by attempting to identify pathways for their introduction and spread in the ecosystems/Project areas, including:
 - 3.1. Development and implementation of a method for early detection of selected IAS-P using unmanned aerial vehicles;
 - 3.2. Prevention of IAS-P introduction into protected ecosystems by analysis of potential introduction pathways.
4. Increasing public awareness of the negative impact of IAS-P on native wildlife – information and communication through:
 - 4.1. Training and education activities to teach different audiences about local IAS-P, the consequences of their occurrence in nature (threats) and ways to eliminate them;
 - 4.2. Development and implementation of multimedia tools to help spread knowledge about IAS-P;
 - 4.3. Outreach activities about the objectives and next steps of the Project, its financing, and the importance of the Project to the local community.

2.2. Characteristics of species and areas affected by remedial actions

Taxa

The Project activities included invasive alien plant species from the genera *Heracleum* spp., *Solidago* spp., *Reynoutria* spp., and *Impatiens glandulifera*.

The publication presents the characteristics of each species, taking into account their nomenclature, origin, current legal status in the EU and Poland, important morphological features, biology and threats posed by them.

Areas where Project activities are conducted

The Project was implemented in environmentally diverse protected areas (national parks, Natura 2000 sites, nature reserves, ecological sites), as well as in unprotected areas in three provinces of southern Poland (Silesia, Lesser Poland and Subcarpathia provinces).

Data on the risks associated with the spread of IAS-P in selected protected areas were collected on the basis of documents made available by national parks, the Regional Directorates for Environmental Protection in Katowice and Krakow, and data from the author's teams implementing the Project. The analysis of the existing state was supplemented by submissions provided by municipalities.

Based on the assessment of risks associated with the spread of IAS-P in selected areas of southern Poland, the activities included 2 national parks, 4 Natura 2000 sites, 2 nature reserves, 2 ecological sites, and in unprotected areas located in 7 municipalities (see Table 1). The following species pose a problem in these areas: Caucasian hogweeds – 8 areas (including 4 protected), knotweeds – 7 areas (including 5 protected), invasive goldenrods – 6 areas (including 5 protected), and Himalayan Balsam (2 protected areas).

Each area was described by obtaining the following information: date of establishment, area occupied, purpose of protection, location, brief description of characteristics, and threats, with particular emphasis on IAS-P. In the cases of unprotected areas, invasive alien species of the genera *Heracleum* spp., *Reynoutria* spp., and *Solidago* spp. posed a threat. The areas covered varied in terms of land use and the degree of IAS-P spread. For each of them, a brief description is provided, focusing mainly on natural peculiarities and threats to the designated areas.

The chapter is extensively illustrated and documented from our own resources (Fig. 1–92).

3. Methods of research, remedial measure taken and monitoring of the results obtained

The methods of research and remedial measures adopted in the Project were aligned with the established specific objectives of the various Project tasks.

The following presents the scope and methods used in the task devoted to “Active protection of terrestrial and riparian ecosystems by reducing the negative impact of invasive alien plant species” (cf. chap. 2.1). The task was to eliminate or control IAS-P, taking into account both the characteristic features of the species (described in chap. 2.2 Species), as well as local habitat conditions (described in chap. 2.2 Areas).

Subsequent tasks implemented in the Project, i.e. “Development, refinement and testing of innovative methods for IAS-P control” and “Early detection of invasive plant species and sources of their spread by attempting to identify pathways for their introduction and spread in ecosystems/Project areas” (cf. chap. 2.1), were experimental in nature. For this reason, the methodology used is described separately in the individual subtasks (cf. chap. 4.2 and 4.3).

In the first stage of the task “Active protection of terrestrial and riparian ecosystems by reducing the negative impact of invasive alien plant species”, a detailed inventory was carried out, taking into account: 1) characteristics of the plant community that is subject to invasion (including species richness, number and frequency of protected species); 2) the characteristics of the habitat where remedial activities are planned to be carried out (banks of watercourses, grassy areas, former farmland, developed areas); 3) population characteristics of the invasive species (population size, mode of occurrence of specimens).

The scope of the task included the following stages:

- (1) field visit to confirm the presence of IAS-P and current natural conditions in the target area (parcel of land);
- (2) selection of the method of removal of a specific species adapted to local conditions (ecosystem type/occurrence of endangered, priority species) and the status of a specific area;
- (3) developing assumptions/guidelines for natural surveillance and monitoring the effects of removal of a specific IAS-P;
- (4) conducting initial-zero (“0”) monitoring;

- (5) preparing the necessary documents to select a contractor for remedial measures with a timetable; conduct the proceedings;
- (6) training for the contractor/company conducting the eradication;
- (7) carrying out IAS-P removal operations, according to the approved schedule, and with simultaneous nature supervision;
- (8) monitoring of effects (at successive stages of eradication);
- (9) conducting information and education activities.

It should be noted that remedial actions against invasive species plants were implemented on the basis of the conditions specified in the Regulation of the Council of Ministers of December 9, 2022, taking into account the specific local conditions (type of ecosystem/occurrence of endangered, priority species) and the status of the area (protected area/no form of protection). The selection of control methods for each species used methods recommended as the most effective and acceptable for use in Poland (among others by Najberek & Solarz 2021; Bzdęga et al. 2022; Krzysztofiak et al. 2022; Sachajdakiewicz et al. 2022; Szymura et al. 2022). In addition, it was assumed that no synthetic chemicals would be used in protected areas and areas valuable for environmental reasons (e.g., the immediate vicinity of water).

3.1. Methods of eradication and control of invasive alien species of plants (IAS-P)

Based on the information gathered (field inspection and existing source materials for each area), including the nature of the IAS-P occurrence, the following elimination and control methods were adopted (see Table 2):

- for species that occur in the selected areas in dispersion and in small numbers of specimens/shoots:
 - removal of plants by digging up individual specimens/cutting the root neck of the plant and removal of seedlings (uprooting, digging depending on local conditions and plant size) – in the case of Caucasian hogweeds, i.e., *Heracleum sosnowskyi* and *H. mantegazzianum* (Fig. 93A–C and 94A–C);
 - pulling out single specimens or hand mowing small patches at a frequency of 3 to 5 repetitions per growing season over a two-year period (2022–2023) – for *Impatiens glandulifera* (Fig. 94D);
 - digging out/ uprooting individual clumps/shoots – for *Solidago canadensis* and *S. gigantea*, as well as *Reynoutria* spp. (Fig. 94E–G).
- for selected invasive species that are widespread and occupy large areas:
 - double mowing of plants at the inflorescence/flowering stage, with removal and disposal of biomass – for Caucasian hogweeds (Fig. 95A); patch mowing (low to the ground): 3 repetitions per growing season over a 2-year period (2022–2023) – for species of the genus *Reynoutria* spp;
 - pulling/manually mowing patches at a frequency of 3 to 5 repetitions per growing season over a 2-year period (2022–2023) – for *Impatiens glandulifera* (Fig. 95B);
 - selective hand mowing (twice) with appropriate equipment to prevent accidental mowing of plants representing valuable native species or injury (or annihilation) of animals living there, with management of biomass at the site of operations – in protected areas (first mowing in mid-May at a height of approx. 20 cm, to interfere as little as possible with the development of the remaining desirable plant species in the habitat, and a second mowing on 1–15.09 at a height of 5–15 cm) (Fig. 95C); one-time mechanical mowing, without biomass removal – outside protected areas – for *Solidago canadensis* and *S. gigantea*;
 - two-fold mowing of plants with biomass clean up and disposal, or five-fold mowing, with biomass management at the site of operations – within protected areas (Fig. 95D–E); a minimum of three-fold mowing of plants in the vegetative phase, without biomass disposal – outside protected areas – for species of the genus *Reynoutria* spp. (Fig. 95F);
 - the “netting” method, which involves spreading a square-mesh steel mesh over the plant occurrence site. The netting was laid on wooden beams that were anchored to the

ground, which prevented it from being lifted by knotweed shoots growing through it; for a detailed description of the method, see Bzdęga et al. (2022) – for species in the genus *Reynoutria* spp. (Fig. 95G–I).

In particular situations, the methods used were modified/adapted according to the circumstances. For instance, due to the later timing of *Heracleum sosnowskyi* eradication activities in the Magura National Park in the first year of the tasks, the plants managed to set inflorescences. For this reason, before the actual treatments were carried out, they were felled (Fig. 94B), harvested, and then buried in a designated location at a depth of about 1 m, as recommended in the Council of Ministers' Regulation of December 9, 2022. In the area of the Urban park and ecological site "Zakrzówek", the first year of the implementation of the remedial actions was postponed due to weather conditions. The reason for the delay was the occurrence of strong hurricane-force winds, which caused numerous windfalls and the inability of the remedial team to reach the surface with appropriate equipment.

It should be noted that all treatments were carried out under the supervision of experts (botanists and national park staff) representing the Project Partners, in accordance with the scope and schedule adopted. Within a surveillance framework, control was carried out concerning the correctness of the activities carried out by the contractor, with regard to the specifics of the method used for the removal of individual IAS-P. During the surveillance, the method of carrying out the treatments was agreed and any possible need to correct the method of carrying out the activities in relation to the accessibility of the site and the characteristics of the substrate, such as the height of the cut stems, the equipment used and the handling of biomass was indicated.

Among other results, the supervision enabled adjusting the timing of treatments to local conditions. Such a situation occurred in the Magura National Park during a knotweed cutting operation, when, in the case of two plots, the work was delayed due to the detection of a buzzard's nest and the ongoing bird breeding season.

3.2. Methods of monitoring the achieved effects of the remedial measures

Legal basis

According to the current legal status in the European Union, member states shall establish a surveillance system covering invasive alien species posing a threat to the Union or incorporate it into their existing system (EU Regulation 2014). In addition to recording data on the occurrence in the environment and monitoring the spread of invasive alien species, the surveillance system required also includes (Article 19) "monitoring the effectiveness of eradication, control or population isolation measures in minimising impacts on biodiversity, related ecosystem services and, where appropriate, human health or the economy. Monitoring shall also assess impacts on non-target species where appropriate" (EU Regulation 2014).

In Poland, the surveillance system is defined by the Act of August 11, 2021 concerning alien species (Journal of Laws 2021, item 1718). The system is created based on the Central Data Register on IAS (Invasive Alien Species) (the so-called IAS Register), which collects information on IASs that pose a threat to the Union and IASs that pose a threat to Poland, including: 1) the determination of the presence of IAS in the environment, 2) the IAS covered by the authorisation to deviate from the prohibitions, and 3) the remedial measures carried out.

According to Article 18 (3) of the aforementioned law, conducting monitoring of the effectiveness of remedial measures and their impact on non-target species is mandatory for those carrying out these actions². Information on remedial measures carried out shall be submitted to the Central Data Register on IAS, in accordance with Article 6(2)(3) of the aforementioned law. This information shall include:

- (a) the name of the entity carrying out the remedial actions,
- (b) the location of the remedial actions,

² Reports on the monitoring of the effectiveness of remedial actions will be provided to the Managers of each area. On this basis, it will be possible to prepare submissions to the IAS Register

- (c) the date of commencement and completion of remedial actions,
- (d) identification of the measures applied as part of the remedial actions and measures to restore the natural state of ecosystems that have been degraded, damaged or destroyed by the IAS to which the remedial actions was applied,
- (e) the number of IAS specimens or determination of the area occupied by them after remedial actions,
- (f) determination of the impact of the remedial actions carried out on non-target species,
- (g) a description of the effectiveness of the remedial actions carried out,
- (h) the amount of costs of remedial actions carried out and measures to restore the natural state of ecosystems that have been degraded, damaged or destroyed by the IAS to which the remedial actions was applied.

The provisions of the Alien Species Act apply to the three taxa included in the Project, namely Caucasian hogweeds and Himalayan Balsam (species of concern to the Union) and knotweeds (species of concern to Poland) (cf. chap. 2.2).

Taking remedial actions against other alien species, including those of the genus *Solidago* spp., results from the provisions of the Law of April 16, 2004 on Nature Protection (Journal of Laws of 2022, item 916, as amended), including, in particular, those concerning Natura 2000 sites including Art. 28) and natural habitats of Community Interest (Art. 60a). Species of the genus *Solidago* spp. are not included in the lists of IASs posing a threat to the Union and Poland, but on the basis of current knowledge they have been recognised as species that can significantly alter the structure and function of ecosystems, including habitats of native species (see e.g., Tokarska-Guzik et al. 2012, 2021; Szymura et al. 2018a and b).

When carrying out work aimed at eliminating IAS-P from the environment, it is also necessary to bear in mind other regulations under the Law of April 16, 2004 on Nature Protection (Journal of Laws 2022, item 916, as amended), including the need to verify in detail the presence in a given area of protected species of plants, animals and fungi, for which the prohibitions included in the aforementioned law and relevant implementing acts apply (Regulation of the Minister of Environment of October 9, 2014 on the protection of plant species, Journal of Laws, item 1409; Regulation of the Minister of Environment of October 9, 2014 on the protection of species of fungi, Journal of Laws, item 1408; Regulation of the Minister of Environment of December 16, 2016 on the protection of animal species, Journal of Laws, item 2183, as amended). If there is a likelihood of, for instance: destroying the habitat of pollinating insects covered by species protection, or scaring and/or disturbing birds covered by species protection during the breeding season at breeding or rearing sites, in order to take into account the identified legal restrictions, the method of carrying out the work or its timing should be modified, and if this is not possible, permission should be sought in good time from the competent nature protection authority, i.e., the minister in charge of the environment (Article 56(2b) of the Law on Nature Protection).

Scope of ecological monitoring with description of activities performed

Evaluation of the effectiveness of the remedial actions applied against IAS-P and the impact on non-target species requires the collection of specific baseline (before the remedial measure is taken), staged and final (after the action is completed) data. However, the legislator does not specify the scope and manner of the assessment.

For the purpose of implementing the tasks of the Project, the scope of monitoring and the criteria for evaluating the effectiveness of the remedial actions carried out were adopted on the basis of the methodology proposed or even “used” during the implementation of pilot remedial measures (testing methods of control of selected invasive alien species) under the project POIS.02.04.00-00-0100/16-00 *Development of principles for the control and eradication of invasive alien species together with the carrying out of pilot activities and public education*, implemented by the General Directorate for Environmental Protection (GDEP) in 2021–2022. The scope and character of the monitoring conducted (including forms) can be found on the pages of the GDEP in compendia devoted to methods of combating selected IASs (e.g., Bzdęga et al. 2022).

The purpose of the monitoring carried out in the areas covered by the Project's activities was to assess the effectiveness of the treatments (control methods) applied and their impact on non-target species. A proper assessment is possible based on a comparison of the state of vegetation in the indicated plots before and after the treatments.

For the purposes of the Project, it was assumed that monitoring would be carried out on the basis of data collected from study plots (polygons) or transects (cf. below), in successive growing seasons, starting with the so-called initial (zero) monitoring – carried out before taking remedial (eradication) measures, i.e., in 2022, and following them in subsequent years, each time before undertaking the next treatment cycle (Fig. 96A–G).

Test plots/transects were established in dense patches of IAS-P or clumps of them. Each was given a corresponding number, and their centre was determined by driving a metal nail and a marked PVC plastic tube about 20 cm long (Fig. 96C). In addition, the geographic coordinates of the centre of each test plots were determined using a GPS/GNSS receiver (Fig. 96D). During the monitoring, various geo-information software applications were also used to plot the collected data on a map base, i.e., an orthophotomap with a resolution of min. 2–5 m, such as the QGIS application.

The monitoring carried out used the criteria for so-called basic ecological monitoring (BEM) and extended ecological monitoring (EEM), which were recommended for use in Poland, within the framework of the aforementioned GDEP project. These criteria were adopted during the planned conduct of remedial actions against selected IAS-P, taking into account among others, the rate of recovery of a particular invasive species and the impact of treatments on native plant and animal species (Bzdęga et al. 2022, among others). An identical method of monitoring was adopted for invasive goldenrods, despite the fact that they are not covered by the provisions of the Law on Alien Species (Journal of Laws 2021, item 1718) and the Regulation of the Council of Ministers on the list of invasive alien species posing a threat to the Union, nor are they on the list of invasive alien species posing a threat to Poland and the remedial measures and measures to restore the natural state of ecosystems (Journal of Laws 2022, item 2649).

According to the aforementioned criteria, the selection of the type of monitoring (basic – BEM/extended – EEM) depends on the presence of protected or endangered non-target species – from red lists – national or regional, as well as the establishment of natural habitats, listed in the Regulation of the Minister of Environment of April 13, 2010. on natural habitats and species of Community interest, as well as criteria for selecting areas eligible for recognition or designation as Natura 2000 sites (Journal of Laws No. 77, item 510, as amended), regardless of whether they are located within or outside Natura 2000 sites.

As part of the BEM and EEM, data on the occurrence of specimens and/or shoots as appropriate of each IAS-P were collected, with an estimate of the percent area occupied by them in the assessed test plots. The types of monitoring distinguished differed in the extent of data collected for non-target species. The BEM collected general data on the occurrence of the groups of non-target species distinguished (trees, shrubs, herbaceous plants and bryophytes) with an indication of their percent cover, while the EEM compiled lists of non-target plant species with an indication of their cover, or took a traditional phytosociological relevé.

The assessment of IAS-P participation in the areas covered by the Project's activities was carried out on designated test plots or transects. Their number depended on the total area of the treatment area. Control plots (or transects) were established in the first year of remedial measures (before the measures/actions were taken).

In the year in which the remedial actions were taken, assessments were made of the initial (zero) status of the IAS-P population before the treatments were undertaken, and then at the end of the growing season after the year's treatment cycle. In the following growing season, further monitoring of vegetation condition was carried out in the designated plots (polygons) or transects, each time before the next cycle of remedial actions was undertaken and again at the end of the growing season after the completion of the treatments.

The results of the first year's evaluation (condition "0") provided a baseline for subsequent surveys. The assessment was based on a comparison of the results of the cover and/or number of above-ground shoots of the IAS-P to be eradicated – e.g., the number of seedlings and shoots of juvenile/vegetative specimens in the control plots of, e.g., 1 m², 3.14 m², 10 m² (depending on the particular IAS-P to be eradicated), or in the control transects, e.g., with a width of 2 m and a length

of 10–100 m (depending on the particular IAS-P to be eradicated and how it is distributed) found before the start of the remedial actions, with the number of above-ground shoots of the IAS-P found after the last treatment in a given year (not earlier than two weeks after its completion) and in the following year, before the next cycle of remedial measures is undertaken (Fig. 97A–E).

In the final period of implementation of remedial actions, the determination of their impact on non-target species consisted of comparing the values of abundance indices of these species (Bzdega et al. 2022). Under the BEM, non-target species were considered collectively, through a generalised assessment of the abundance of trees, shrubs, herbaceous vascular plants and bryophytes, with their coverage determined on a percentage scale within the remedial area.

The following evaluations were used to assess the effectiveness of remedial measures, in the years following their implementation:

Rating 0: no effectiveness of remedial actions – rating given when the change in the share of the area occupied by IASs in relation to the area treated, is positive (the share has increased) or has reduced values of -10% or less;

Rating 1: low effectiveness of remedial actions – rating given when the change in the proportion of the area occupied by IASs relative to the area under treatment has values from -11 to -25%;

Rating 2: moderate effectiveness of remedial actions – a rating given when the change in the proportion of the area occupied by IASs relative to the area treated has values from -26 to -60%;

Rating 3: high effectiveness of remedial actions – rating awarded when the change in the proportion of the area occupied by IASs relative to the area treated has values from -61 to -95%;

Rating 4: total effectiveness – a rating awarded when the change in the proportion of the area occupied by IASs relative to the area treated has values from -96 to -100%.

Based on the changes found in the percentage cover of the area or its separated parts by non-target species (trees, shrubs, herbaceous vascular plants and bryophytes), an assessment of the impact of the remedial measures carried out on non-target species was undertaken, using the following assessments:

+3 – positive very high impact – increase in plant cover of non-target species in the remedial actions area or in its separated parts above +50%;

+2 – positive high impact – increase in plant cover of non-target species in the remedial actions area or its separated parts in the range of +50 to +26%;

+1 – positive low impact – increase in plant cover of non-target species in the remedial actions area or in its separated parts in the range from +25 to +6%;

0 – no impact – increase or decrease in plant cover of non-target species in the remedial actions area or its separated parts in the range of +5 to -5%;

-1 – negative low impact – decrease in plant cover of non-target species in the remedial actions area or in its separated parts in the range of -6 to -25%;

-2 – negative high impact – decrease in plant cover of non-target species in the remedial actions area or in its separated parts in the range of -26 to -50%;

-3 – negative very high impact – decrease in plant cover of non-target species in the remedial actions area or in its separated parts above -50%.

Proper evaluation of the effectiveness of the remedial actions and their impact on non-target species (relating to at least a two-year treatment cycle) will be possible on the basis of the next monitoring, which will be carried out at the optimum of plant development of individual species in 2024.

Scope of fauna monitoring with description of the measures introduced

In selected areas, separate faunal monitoring was additionally carried out, which covered selected groups of vertebrates and invertebrates, namely. **(1)** breeding birds, with particular emphasis on *Crex crex*, **(2)** populations of protected butterfly species of the family *Lycaenidae*, **(3)** populations of selected bee groups, with particular emphasis on representatives of the genus *Bombini*, **(4)** populations of representatives of the order *Heteroptera*.

Monitoring was conducted according to specific habitat types, both in areas subject to IAS-P elimination treatments and in their immediate vicinity (Fig. 98). Monitoring of the fauna of each type and for each group of animals was carried out according to an adequate methodology with the determination of the “0” condition before IAS-P removal activities were undertaken, in the first year of the Project, and observations of changes in each subsequent year of Project implementation.

Re 1. The **avifauna** surveys conducted were focussed on two tasks. First, as an indicator group authoritative for all biodiversity, birds are used, among other things, to assess the effectiveness of European Union strategies and policies, such as the Rural Development Programme (RDP). Therefore, in order to minimise the risk that the planned eradication of invasive alien plant species will have a negative impact on the diversity of native species, the qualitative and quantitative composition of the avifauna was assessed at selected sites before the start of the treatments. Secondly, the results thus collected simultaneously provided the basis for assessing the impact of these treatments on changes in avifauna composition. It was assumed that the removal of dense patches of invasive plant species would increase the diversity and abundance of birds associated with open areas.

The first stage of the work was a preliminary assessment. It was intended to identify such locations for which, even without performing more detailed pre-implementation monitoring, it could be recognised that there would be a high risk of significant negative impacts of planned IAS-P control treatments on populations of key bird species. This approach followed the precautionary principle and made it possible to rule out such locations *a priori* (Chylarecki et al. 2011). For this purpose, data available for the location were used on the occurrence of birds, the geographic location and physiography of the area, as well as on the located land in the vicinity of the analysed areas.

Birds were monitored at sites of *Heracleum sosnowskyi* and *Solidago canadensis* and *S. gigantea*.

For *H. sosnowskyi*, bird abundance was monitored in 2022 and 2023 at sites in three areas in southern Poland: i) Grodziec Śląski (Jasienica commune, Silesian province – two subplots identified as Morzyk and Łąki) (Fig. 98A–B), ii) Koszęcin (Koszęcin commune, Silesian province), iii) Kremarna (Kremarna commune, Subcarpathian province – two subplots Wrzosowa Polana and Kotań) (Fig. 98C–D) in the late period (June 3–July 17) of the 2022 breeding season. In 2023, the dates of the three inspections covered the period May 30–July 11.

The method of mapping nesting sites (singing males, voices of adult and juvenile birds, presence of juveniles, adult birds with food) was used to determine the presence of birds in a specific area. All observations were plotted on a map (satellite image) of the area using abbreviations commonly used in the cartographic method or, in the case of rare species, whole species names were used.

Bird counts were carried out with a breakdown of bird sightings/findings in (A) patches of Sosnowsky’s Hogweed and (B) within a radius of about 200–300 m from these patches, mapping all species residing in trees, shrubs, ground and moving through the air.

Another four areas selected for bird monitoring included sites where the plants being controlled were *Solidago canadensis* and *S. gigantea*. Two of them were located in the Ojcow National Park. The area named Ojcow N (50.237N, 19.821E) was about 7 hectares, while the Ojcow S area (50.174N, 19.848E) was about 2 hectares. Another two study areas were located within the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”. The area named Jaworzno W (50.207N, 19.320E) was about 7 hectares, while the Jaworzno E area (50.204N, 19.347E) was about 30 hectares. For each of these areas, avifauna data were collected and analysed separately.

In Ojcow National Park, the designated areas where treatments were planned were located in open country, while their immediate vicinity was mostly occupied by dense stands of trees. Since each of these habitat types is characterised by a completely different avifauna species composition, it was expected that the treatments carried out in the open area would not have a significant impact on the birds inhabiting the forest. Nevertheless, a border strip of forest about 50 metres wide was also inspected in 2023. In contrast, the plots of land planned for goldenrod control in the “Łąki w Jaworznie” were scattered over a much larger area with a fairly homogeneous character. Therefore, the controls covered the entire area within which the plots were located.

Based on the results of all inspections, the probability of nesting in the study areas was determined for each species found. The following categories were distinguished: a) non-breeding species, b) nesting possible, c) nesting probable, d) nesting certain. The approximate abundance of each species was also determined.

In 2022, 3 field inspections were carried out in each plot, between May and June. On the other hand, in 2023, in each plot, 7 field inspections were carried out between the third tenth of April and the first tenth of July.

Re 2. The subject of the study was to assess the population condition of two species of butterflies of the *Lycaenidae* family included in the EU Habitats Directive 92/43/EEC and under strict legal protection in Poland – *Phengaris teleius* (Fig. 99) and *Phengaris nausithous*.

The aim of the activities conducted was to assess the impact of the invasive plants *Solidago canadensis* and *S. gigantea* on the population size of *Phengaris nausithous* and *P. teleius*. The second objective was to evaluate the effectiveness of the ongoing activities undertaken by the Project in the study areas and prepare further recommendations.

Praying mantids were trapped in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie” PLH240042 and the adjacent area. Butterflies were caught by two people using the *Capture–Mark–Recapture* method in two complexes of habitat patches: JA – Jaworzno Górka (6 habitat patches) and JB – Łąki Ciężkowickie (5 habitat patches).

The surveys took place at the time of the peak of butterfly emergence and just after it in the period from July 21 to August 5, 2022. In the JA complex, trapping was carried out for 8 days, while in the JB complex it was carried out for 7 days, due to reduced butterfly numbers and partial mowing of meadows.

Butterflies were trapped on each patch for one hour. Specimens were captured with an entomological net, marked on the wing with a unique identifier and eventually released into the wild. The notebook recorded data on the grassland complex and habitat patch, information on the date and time of trapping, the species and sex of the butterfly. In addition, for each habitat patch, data were recorded on the relative cover of the host plant – *Sanguisorba officinalis*, invasive goldenrods, i.e., *Sanguisorba officinalis*, *Solidago canadensis* and *S. gigantea* (combined) and the cover of dominant (expanding) native species – *Phragmites australis* and *Calamagrostis epigejos*. An 11-point scale was used, where 0 – none, 1 – coverage up to 10%, 20 – coverage above 11–20%, etc. Plant coverages could add up to a number greater than 10, or more than 100%.

Each habitat patch has been mapped. The boundaries of the habitat patches were determined using a GPS receiver. In addition, a layer in the form of polygons was created in QGIS software to calculate the area of habitat patches and prepare overview maps.

Due to the very low probability of being caught and the very low numbers of butterflies caught, the actual numbers of specimens caught were determined.

For further analysis, the estimated butterfly abundances were converted to relative densities of specimens per hectare of monitored area. Butterfly densities, separately for butterfly species, were related to area coverage by the goldenrods.

Re 3. The process of pollination by wild insects can be disrupted by invasive plant species, which can cause pollinators to be drawn away from native plants that co-occur with them (Chittka & Schürkens 2001; Najberek et al. 2021). As a result, their pollination frequency may decline, reducing the reproductive success of native plants. Impacts of this kind carry consequences for both nature and the human economy (Vanbergen et al. 2017).

The work conducted compared the attractiveness to pollinators of two highly invasive alien species, *Solidago canadensis* and *Impatiens glandulifera*, with five native plant species. The activities were carried out in the Ojcow National Park. Alien goldenrods and balsams are effective in attracting pollinators, offering them significant amounts of flower food. This allows them to compete effectively with local flora (Schuler 1982; Chittka & Schürkens 2001).

Pollinator drawdown from co-occurring plants was not directly tested during the activities. Instead, it demonstrated the potential of alien plant species to be attractive to pollinators compared to native plants.

Activities were conducted in 2022 and 2023. The study plots were located in: Grodzisko (50.225794N, 19.829272E) and Prądnik Korzkiewski (50.173861N, 19.847898E). Two invasive

alien species, *S. canadensis*, *I. glandulifera*, and five co-occurring native species were selected for the study: *Geranium palustre*, *G. pratense*, *Cirsium oleraceum*, *Melampyrum nemorosum* and *Securigera varia*. The native plant species were selected so that they were pollinated by the same insects (*Apidae*), and their flowering stage coincided with that of the two alien species. In both study plots, the composition of alien species was the same, while it differed for native species. In Grodzisko there were two of the native species (*G. pratense*, *C. oleraceum*), while in Prądnik Korzkiewski there were four (*G. palustre*, *C. oleraceum*, *M. nemorosum*, *S. varia*).

In each of the study plots, the evaluation of pollination of individual plant species was conducted on one representative patch, which was selected for each species separately. Patches of individual plant species were spaced no more than 100 m apart. Bees were evaluated qualitatively and quantitatively. A total of six quantitative inspections were conducted, as well as two qualitative inspections. During quality control, only *Bombus* spp. were identified. Quantitative controls consisted of counting insects visiting specimens of a given species during twenty two-minute consecutive time segments. During the quantitative assessments, the insects were not caught. Their identification took place during the insects' visits to the flowers. During the quantitative assessment, identification of insects to the species level was not always possible, i.e., 94.2% of the bees were identified to species, 2.7% to genus, 3.0% to family, while 0.1% of the *Apidae* were bumblebees included in the *Bombus lucorum* complex. During qualitative inspections, the more difficult-to-identify *B. ruderarius*, for instance, were identified only after they were captured in an entomological net. Once tagged, they were released promptly at the site of capture. The research was conducted with the permission of the Ojcow National Park.

Re 4. The purpose of the activities carried out was to describe changes in the species composition of representatives belonging to the suborder *Heteroptera* bugs (*Heteroptera*), which were affected by the application of control methods for invasive species of *Solidago* spp. Rosy-winged bugs are a highly trophically diverse group of insects, within which are found both sucking phytophagous insects (which are often vectors of plant viral diseases), as well as numerous zoophagous insects that hunt their prey in diverse types of habitats (Schuh & Weirauch 2020). For the surveys planned in the Project, areas located in the city of Jaworzno, within the boundaries of the Natura 2000 site "Łąki w Jaworznie" and in the area of Góra Bielana were selected. The diversity of natural habitats occurring on the inventoried study plots is relatively small, but there are patches with the character of *Molinia* meadows (*Molinion*), oatgrass meadows (*Arrhenaterion*) and small patches with the character of xerothermic grasslands (*Festuco-Brometea*). The coverage of significant areas within the designated study fields by plants of the invasive genus (*Solidago*) which were to be eradicated has a significant impact on reducing the level of species diversity (Tokarska-Guzik 1996; Blaik 2018; Szymura et al. 2018a and b).

Accordingly, another goal of the Project's research was to assess the effectiveness of ongoing remedial actions on changes in *Heteroptera* species diversity observed in designated study plots and to prepare further recommendations.

Rosy-winged bugs were caught in designated areas and adjacent areas by two people, using the standard scooping method, using an entomological scoop with a rim diameter of 40 cm, in two complexes of habitat patches: JA – Jaworzno Górka (6 patches of habitat) and JB – Łąki Ciężkowickie (6 patches of habitat), as well as Góra Bielana JC (2 patches) (Fig. 101). The study was conducted from July 4 to August 24, 2022, with a total of 4 inspections. During a single inspection, trapping was done simultaneously in all surveyed plots.

Individual patches of the studied habitats were mapped using a Garmin GPSmap 64s device, then overview maps of each study plot were made using the obtained survey points (Fig. 102A–C).

Trapping of *Heteroptera* was conducted on sites with *Solidago* spp. (J2A, J3A, J4A, J5A, J6A, J2B, J3B, J4B, J5B) and reference sites (J1A, J1B, J6B), free of this invasive plant (Fig. 102A–B), and in two patches (JC) on Góra Bielana site in Jaworzno (Fig. 102C). Surveys were conducted in 24 designated transects of 50 m – 19 sections with invasive plant and 5 reference transects. The trapping of *Heteroptera* was carried out three times on the same transects in order to cover a full season of surveys and to be able to include the entire spectrum of species.

Based on the data collected, the general numbers of species found in environments with and without goldenrods were estimated.

3.3. Methods of vegetation/habitat restoration in selected areas

Areas where the cover of the invasive species was low and/or the condition of the habitat was sufficiently stable were left for spontaneous recovery of the vegetation after the remedial actions were completed. Only monitoring of vegetation status was conducted in these areas (cf. chap. 3.2). Restoration attempts, following the elimination of invasive species, have been undertaken in selected areas (or parts thereof), especially if the risk of IAS-P spreading again had been confirmed.

Three restoration methods were used: **1)** spreading freshly mown vegetation with propagules of species typical of the habitat; **2)** use of a specially prepared mixture of grass species typical of the habitat; **3)** use of a specialised mix of native plant species adapted to dry habitats.

Re 1. Renaturalisation of the area after the removal of goldenrods in *Molinia* meadow in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie” – after double mowing of patches with dominant goldenrods (cf. description in chap. 3.1) and removal of the resulting biomass, freshly mowed hay extracted from well-developed (species-rich) patches of grassland from the immediate vicinity was spread over the exposed areas. The treatment was carried out in separate parts of the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”, in two consecutive growing seasons (Fig. 103A–H).

Re 2. Renaturalisation of the goldenrod-covered area in the meadows in the Krakow area. In the spring of 2021, after mowing the plants by hand with a mechanical scythe and removing the resulting biomass, the soil was prepared for seed sowing by loosening the top layer. The treatment area was divided into four equal areas. A different seed mix of selected native plant species was sown on each site, according to the natural habitat type (*Molinia* meadows). The mixtures differed in composition and percentage of seeds of each species. The aim of the experiment was to obtain the optimal composition of the seed mixture of species adapted to specific edaphic-climatic conditions. The treatments were carried out in the area designated by the Board of Urban Greenery in Krakow, which belongs to the City Commune of Krakow and is located in the southwestern part of Krakow. The renovated area, 27.5 acres in size, is part of the buffer zone of the Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” and has been used for agricultural purposes in the past through mowing.

In September 2021, floristic censuses were made and coverage of identified plant species was estimated. *Solidago* spp. dominated the sward, with a share of about 90% (Fig. 104). Young vegetative shoots of goldenrods (about 3%), 15–40 cm high, were also recorded. In addition, species such as: *Carex acutiformis*, *C. echinata*, *Juncus conglomeratus*, *J. effusus*, *J. inflexus* were present. The total proportion of specimens of the above native plant species did not exceed about 6%. Also present in smaller numbers (up to 3%) were: *Glyceria maxima*, *Deschampsia caespitosa*, *Phalaris arundinacea* and *Equisetum palustre* (Fig. 105A–B). Notes were also made of sporadic records of, among other species: *Iris pseudacorus*, and of the grasses *Phleum pratense*, *Poa trivialis* and *Arrhenatherum elatius*. Over the entire area, vegetation coverage was uneven, ranging from 60–70% to 80–95%, with patches with 100% coverage, absent. On September 29, 2021, low vegetation mowing, i.e. close to the soil surface (Fig. 105A) was started with a rotary mower. Subsequently, all above-ground biomass was removed from the ground surface. In the next step, the area was tilled and sown with a previously prepared multi-species seed mixture (Fig. 105B), and the entire area was manually levelled with a light roller, in order, among other things, to better embed the seeds in the soil.

Previously collected plant seeds from the surrounding permanent grasslands of the variegated meadows were used to prepare the multi-species mixture (Fig. 106A–C). Seeds included such species as: *Sanguisorba officinalis*, *Betonica officinalis*, *Succisa pratensis*, *Polygonum bistorta*, *Lysimachia vulgaris*, *Geranium palustre*, *Filipendula ulmaria*, and from the grasses – *Molinia caerulea* (Fig. 107A–D).

The mixture was enriched with seeds of fodder grass species, including *Festuca arundinacea*, *Poa pratensis*, and *Phleum pratense*, which have medium to high economic value, as well as due to their being previously found making a low contribution to the community. In total, for the entire restoration area, i.e. 27.5 acres, about 20 kg of seed was sown, of which the proportion of grass seed in the mix was estimated at about 65%.

In the following year after sowing the multi-species restoration mixture, i.e., in June and July 2022, floristic censuses were made and plant cover was assessed over the entire restoration area. Then in mid-September of the same year, the plants were mown and the arisings removed from the site. Re-mowing took place in September 2023. Monitoring was carried out before and after the mowing treatment.

Re 3. The goal of the restoration effort was to attempt to suppress knotweed regeneration, combined with the restoration of populations of native plant species through the use of a specialised mix of native plant species adapted to dry habitats. To this end, in May 2023, on Góra Bielana site in Jaworzno, after knotweed removal treatments by mowing above-ground shoots and digging out underground rhizomes from a depth of up to about 40 cm, a specialised seed mixture (Fig. 108A–C) was sown on a dedicated area of about 440 m² (Fig. 108F) with a predominance of native plants and a significant proportion of self-fertilising grasses, enabling rapid turfing of the area after the removal of invasive knotweed and thus helping to reduce soil erosion. The mixture contained a total of 49 perennial and annual species and 12 species for poor soils and fast-drying sandy soils. Among them were: *Plantago lanceolata*, *Pimpinella saxifraga*, *Centaurea jacea*, *Verbascum nigrum*, *Prunella vulgaris*, *Dianthus deltoides*, *Jasione montana*, *Leucanthemum vulgare*, *Hieracium pilosella*, *Lotus corniculatus*, *Trifolium arvense*, *Achillea millefolium*, *Sanguisorba minor*, or *Echium vulgare*. Among the grasses were: *Briza media*, *Festuca rubra*, *F. ovina*, *Bromus erectus*, *Anthoxanthum odoratum* and species of the genus *Poa*, i.e., *P. compressa* and *P. angustifolia*. The mixture also included seeds of a species representing the sedges (*Cyperaceae*), namely *Carex flacca*.

In June of the same year, a procedure of selective manual uprooting of regrowing knotweed shoots and digging out the remaining rhizome fragments was carried out (Fig. 108G–H). In September, on the other hand, a re-mowing treatment was performed on the regrown shoots of the knotweed at a height of about 15–20 cm, so as not to damage the developing young plants of the native species (Fig. 108I–J).

The biomass created during the mowing/cutting of the above-ground parts of the knotweed and digging out the rhizomes was heaped at the sites of the activities agreed upon with the land manager. The piles were located in sunny and airy places, leaving them to decompose naturally (Fig. 108D–E). Harvested biomass (including underground parts), was placed on material that prevents re-rooting and was additionally covered from the top with mesh netting (15 × 15 mm) to prevent accidental dispersal by, among others, wind, animals and people (Fig. 108K–M). In the autumn of 2023, the dried above-ground parts of the knotweed, were shredded and decomposed at the site of the activities, while in the case of rhizomes, the aforementioned activities were scheduled to be carried out in the spring of 2024.

Piles with knotweed biomass were placed under special supervision due to the high regenerative capacity of these plants. All treatments were carried out in one growing season.

4. Results

The results obtained from the various tasks make it possible to add to the existing knowledge of remedial actions taken against IAS-P, including ways to eliminate and control selected species, as well as recommendations for early warning and prevention of the spread of these species.

4.1. Actively protect terrestrial and riparian ecosystems by reducing the negative impact of invasive alien plant species

One of the important results of the tasks carried out under the Project was the detailed confirmation of the occurrence of selected IAS-P in the analysed areas and the threats they cause. Detailed maps of the occurrence of these species have been drawn up for some areas. For instance, an inventory of invasive alien plant species was carried out in the Magura National Park, checking which species, where they are and how numerous they are in the park. About

20 Park Service employees took part in the field work, having been trained in advance to identify non-native plants and to use the GIS application installed on smartphones. The data collected in the field fed into MNP's GIS system and the maps that can be generated from them are shown in the following Fig. 109–111. It should be emphasised that the information collected in the field was essential for planning (including cost estimation) for the control of *Heracleum sosnowskyi* and *Reynoutria japonica*. The data collected is the basis for preparing/reporting information on the occurrence of IASs to the IAS Registry (cf. chap. 3.1).

4.1.1. Elimination of IAS-P in selected areas

The goal of the task was to carry out remedial actions leading to the elimination, or as complete and permanent removal as possible, of selected IAS-P populations in the areas indicated. Populations of Caucasian hogweeds and Himalayan Balsam have been targeted (cf. chap. 3.1). These activities were carried out in a total of 8 areas (see Table 2 in chap. 3.1).

In the case of **Caucasian hogweeds**, elimination was carried out by digging up individual specimens or incising the root neck of the plant (depending on local conditions) and removing seedlings (uprooting, digging) two or three times per growing season, depending on the area.

In three areas, i.e., the Magura National Park, the neighbouring commune of Krempna and the commune of Koszęcin, activities were repeated three times during the growing season, while in Natura 2000 sites: Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk” and “Łąki Nowohuckie” and in the ecological site Park Leśny Witkowice – twice.

The results were collected on the basis of monitoring carried out in permanent plots that varied in size (cf. chap. 3.2).

What is the result of the activities carried out?

The methods used gave a satisfactory end result in the form of a total (e.g., Koszęcin commune) or significant (e.g., Magura National Park, Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”, Krempna commune) decrease in the coverage of the invasive species on the plots covered by the remedial actions, with a simultaneous increase in species richness and coverage of native species. A different effect was noted in the area of the ecological site Park Leśny Witkowice, where, after a cycle of treatments, an increase in the number of hogweed specimens, as well as the area occupied by them, was found, compared with the state in the previous year, before the remedial actions were introduced. The result could be tied to the weather situation (heavy rains that caused mud floods) and local conditions (specifically the terrain). Presumably, new or previously deposited hogweed seeds in the soil were carried into the area of the stream valley with a mudslide. In addition, hogweed plants found in close proximity to the ecological site may be a source of spread.

The activities carried out allow us to draw the following conclusions:

- mechanical methods of digging up plants / cutting the root neck and removing *Heracleum sosnowskyi* seedlings had satisfactory results (grades 2–3: medium/high effectiveness of remedial actions, according to the adopted criteria);
- satisfactory results can already be obtained after the first year of application of the treatments, but the eradication of the species and accompanying ecological monitoring would need to be envisaged for a longer period of time – the activities carried out show that both in the case of large populations (e.g., Magura National Park, Krempna commune) and smaller populations (e.g., Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk”), the treatments carried out for two years did not eliminate the species, but did significantly weakened its populations;
- seedling digging/pulling activities should be adjusted according to the development and size of the plants (starting in May at latest). Plants that are too small, i.e., at the seedling stage, not having developed at least one true leaf, may be mistaken for other plants, and may be overlooked or trampled in treatments. They need to be large enough for removal to be effective;

- the timing of the start of the procedures for digging up individual specimens is important. It is most advantageous to plan the work to take place in the spring months (April, May). Leaf rosettes should be small enough to be easily dug up, yet large enough so that the chance of missing individual specimens is sufficiently minimised. If starting work at a later date, when the rosettes are well formed, it is recommended to use the method of cutting the root neck;
- after the removal of specimens of hogweed that have formed large leaf rosettes, which limit the germination of seeds of its own species, a large, even massive emergence of seedlings should be expected – in this situation it is necessary to carry out a very low mowing of seedlings or to dig them out, shaking the soil from the roots (the seeds of hogweed can survive for several years in the soil).

According to recommendations based on previous experience (Sachajdakiewicz et al. 2022), the biomass generated in the control of invasive hogweeds is best disposed of at the treatment site. To do this, it should be spread out in an airy and place with full exposure to the sun, forming small piles. Moving/transporting biomass to other remote locations is not recommended, as it may result in the accidental spread of the species, and it is also dangerous to human health. Biomass piles should be temporarily secured and marked (if located near places frequented by people). Alternative methods of handling biomass are indicated by the provisions of the Council of Ministers Regulation 2022 (§ 4.1. pt. 4), which can be applied, depending on local conditions.

In the case of **Himalayan Balsam**, Project activities were carried out in two areas (cf. Table 2 in chap. 3.1). Eradication was carried out by pulling out single specimens and/or mowing patches dominated by specimens of the species (depending on local conditions and the way the plants are found) three to five times per growing season, depending on the area.

What is the result of the activities carried out?

The methods used gave a satisfactory final result in the form of a total (100%) or almost total (up to 98–99%) decrease in the coverage of *Impatiens glandulifera* in the Ojcow National Park and a reduction in the size of the population of this species in the ecological site Park Leśny Witkowiec.

The activities carried out allow us to draw the following conclusions:

- mechanical methods involving pulling out *Impatiens glandulifera* plants along with their roots before they flower, had a satisfactory effect (grades 3–4: high/full effectiveness of remedial measures, according to the adopted criteria) after two seasons of conducted treatments,
- a positive effect can already be obtained after the first year of application of treatments (varying depending on the size of local populations), but the eradication of the species and accompanying ecological monitoring should be envisaged to continue for a longer period of time. From the measures carried out, it appears that the effect obtained may be temporary, due to the large seed bank formed by the species, which is a potential source for the development of new specimens in the next season;
- the date for the start of treatments is most favourably scheduled in the spring (optimally in May). The seedlings should be large enough to be easily identified, plucked, without skipping individual seedlings and without the risk of trampling smaller seedlings, including other non-target species.

In accordance with recommendations from previous experience (Krzysztofiak et al. 2022), it is recommended to leave the biomass generated during the control of impatiens on the site, in the form of small piles laid directly on the ground, for natural decomposition. Harvested biomass (i.e., shoots with or without roots) should not be isolated from the ground. One might consider covering the pile from the top with, for instance, a net to prevent accidental dispersal by wind or animals. This way of handling biomass does not generate costs related to its transportation and further management.

It should be remembered that the key aspect in carrying out the control of Himalayan Balsam by mechanical methods is to carry out remedial measures before seed set and fruit formation, which is the only way to reproduce and at the same time spread this species. If the removed plants contain seeds or are plant parts with seeds, they shall be buried to a minimum depth of 0.5 m (RM Regulation 2014).

4.1.2. Control of selected invasive species where they are widespread and occupying large areas

The goal of the task was to carry out remedial actions leading to maintaining the number of specimens of selected IAS-P populations at the lowest possible level, so that if a species cannot be completely removed, its invasiveness and undesirable impacts on biodiversity, related ecosystem services, human health or the economy are minimised (EU Regulation 2014). Populations of knotweeds and goldenrods have been targeted (cf. chap. 3.1).

For **knotweeds**, activities were carried out using several methods: the method of digging up/pulling out individual shoots/clumps five times during the growing season (in Ojcow National Park), the “netting” method (in Ojcow National Park and Magura National Park), and mowing patches of plants low to the ground three times during the growing season, as well as mowing plants before flowering two, three or five times in the growing season, with the biomass being transferred for disposal or with it being placed in heaps at the site of operations (protected areas) or without disposal of the resulting biomass (outside protected areas). These activities were carried out in a total of 6 areas (see Table 2 in chap. 3.1).

The results were collected on the basis of monitoring carried out in permanent plots that varied in size.

What is the result of the activities carried out?

Remedial actions applied to *Reynoutria* spp. yielded varying results, depending on the method.

Treatments of digging/extracting single clumps/shoots of knotweed applied in the Ojcow National Park had a satisfactory effect in the form of a complete decrease in the coverage of the invasive species in the area covered by the remedial actions.

The activities carried out allow us to draw the following conclusions:

- as a result of the applied treatments, the above-ground shoot cover of the species decreased by 97%. However, its eradication and accompanying ecological monitoring would need to be envisaged over a longer period of time – from the activities carried out, it appears that after a one-year treatment cycle, the knotweed continued to regenerate from unexcavated rhizome fragments later in the same growing season;
- the method could potentially be effective for small clumps of knotweed, provided it is carried out until no new shoots of the plant are found, but it is difficult to make a proper assessment of the effectiveness of its application after one year of operations.

The mowing methods used gave a satisfactory end result in the form of a total (e.g., the “Las Murckowski” and “Łęg nad Młynówką” reserves) or significant (e.g., Ojcow National Park, Magura National Park, “Zakrzówek” ecological site) decrease in the coverage of above-ground parts of the invasive species in the areas covered by the remedial actions, with a slight increase in species richness and coverage of native species. It should be noted that the results described illustrate the effect obtained after a series of treatments in a given growing season; therefore, it should be considered a temporary effect.

The activities carried out allow us to draw the following conclusions:

- mechanical methods involving the mowing of *Reynoutria* spp. plants had a satisfactory effect (ratings of 3–4: high/full effectiveness of remedial measures, according to the adopted criteria), after a series of treatments applied in a given growing season;
- a further positive effect of the application of mowing treatments was a slight increase in the number of non-target species, up to a few, in the test plots.

Taking into account the biological characteristics of knotweeds (described in chap. 2.2), including especially their high capacity for regeneration, control of the species by this method and accompanying environmental monitoring would need to be envisaged for a longer period of time – from the activities carried out, it appears that after two years of carrying out the treatments, the size of some patches of knotweed remained unchanged or increased, although with a reduction in the size (height) and density of shoots.

According to recommendations from previous experience (Bzdęga et al. 2022), mowing should be considered only as a control measure to reduce the spread of knotweed or as an adjunct treatment used with other methods. It does not permanently eliminate knotweed from the environment. The danger of using mowing in the control of knotweed, which can cause strong rhizome spread, typical of clonal plants, was pointed out. The overall effectiveness of mowing treatments used to control knotweed was rated as low, and the method itself as ineffective. Therefore, it is necessary to assume the need for mowing over a longer period of time.

The application of the “netting” method to knotweed gave a satisfactory end result for both areas (Ojcow National Park, Magura National Park). In the plots subjected to these remedial actions, the shoots of knotweed did not form dense clumps, grew in dispersion, and were lower compared to before the start of the measures. Already in the first year of application of the method, a beneficial effect of the netting action was observed, i.e., thicker shoots broke, fell over and dried up. In addition, species richness increased and coverage of native species also increased slightly.

The activities carried out allow us to draw the following conclusions:

- the “netting” method had a satisfactory effect – the observed changes were noticeable and consistent with the assumptions of the method used (Bzdęga et al. 2022). The effectiveness of remedial actions using the “netting” method indicated that the function of the mesh was particularly apparent in the second year after its establishment. In addition, it referred to the result obtained after 1 year of using the method, while it is recommended for use over a period of a minimum of 5 years. The effectiveness of the method should increase in subsequent years (Bzdęga et al. 2022);
- the method is envisaged to operate for several years, so that the eradication of the species by this method and accompanying ecological monitoring should be envisaged as taking place for a longer period of time;
- despite the higher financial outlay, the method is a more sustainable and less labour-intensive solution compared to, for instance, mowing. However, its use, like other methods in national parks, requires appropriate provisions in conservation plans or plans of conservation tasks for these areas.

The timing of the start of remedial actions against knotweed, depending on the method, is most favourably planned for spring: May (optimally) for digging and mowing treatments, and April/May for netting. These dates should also be adjusted according to the growth rate of the knotweed observed.

The key factor in the case of knotweed, is how the biomass is handled. In accordance with recommendations from previous experience (Bzdęga et al. 2022), due to the ease of spread of knotweed diaspores, it is recommended to leave the biomass generated during eradication at the site of its acquisition, within the boundaries of the treatment area or in the immediate vicinity. If the removed knotweed plants contain parts other than seeds from which it can reproduce – these parts shall be isolated from the ground and protected from spreading, in particular by covering with a net attached to the ground. If parts of knotweed are to be transported away from the site of their removal – in case they can reproduce – they will need to be protected from spreading during transport. Alternative ways of handling biomass are indicated by the provisions of the Council of Ministers Regulation 2022 (§ 4.1. pt. 4).

In the case of **goldenrods**, the activities were carried out using two methods: a method involving digging up/plucking individual shoots/clumps twice in the growing season (in the Ojcow National Park, in the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie” and on Góra Bielana in Jaworzno), and selective manual or mechanical mowing, once or twice in the growing season with biomass pruning and shredding (cf. chap. 3.1). These activities were carried out in a total of 7 areas (see Table 2 in chap. 3.1).

What is the result of the activities carried out?

Remedial actions against invasive goldenrods (*Solidago* spp.), involving methods of digging up/removing individual plant clumps/shoots and mowing, have yielded mixed final results. It proved more effective, in the short term, to use goldenrod digging rather than mowing treatments. The excavation method worked well for small areas where goldenrods occurred in their dispersal phase, in the form of single shoots or clumps (Ojcow National Park). On the other hand, mowing reduced the occurrence of goldenrods temporarily and to a small extent, as new shoots grew in a short period of time, which was observed in all areas (e.g., Ojcow National Park, Natura 2000 sites “Łąki w Jaworznie” and “Łąki Nowohuckie”, the Urban park and ecological site “Zakrzówek”) where this method was used. In all areas, after a cycle of treatments, no or low effectiveness of the remedial measures was found to have occurred.

The activities carried out allow us to draw the following conclusions:

- the mechanical method of digging up *Solidago* spp. had an immediate effect, but it should be noted that the actual end result depends on the correctness of the treatments carried out; if fragments of rhizomes are left in the soil, new shoots will grow out of them in the following year, resulting in the proliferation of clumps and the need to repeat the treatments in subsequent years;
- removal of larger and also dense clusters/ patches of goldenrods by digging may not be very effective due to the difficulty of avoiding leaving viable remnants;
- removal of goldenrods by mowing reduces its occurrence temporarily and to a small extent, because, in a short time, new above-ground shoots grow;
- the key to the effectiveness of the method of mowing goldenrods, seems to be the timing of the treatments and the degree of ground cover by the goldenrod – from the activities carried out in some areas (e.g., Skawina), it appears that after a two-year cycle of treatments involving mowing once during the season, in early August at the optimum of plant development, the final effect varied. In plots originally covered with goldenrods at up to 60% coverage, its shoots grew back more weakly compared to plots with 100% coverage, where the rate of regrowth was faster, and single flowering shoots were already observed in November of the same year.

Our own experience to date (gathered by the Project) and that of other teams (including Szymura et al. 2022) shows that selective mowing of goldenrods should be carried out twice in a season; the first mowing before the start of flowering of the plants, which should be cut in such a way so that at the same time the development of plants of native meadow species co-occurring with goldenrods is not restricted. This means that activities should be limited only to clumps/patches of goldenrods. During the first treatment, the mowing height should be adjusted to take account of the development stage of goldenrods and the development status of native meadow species. Optimally, this treatment should be carried out in June–July; if later as a last resort, cutting off the top parts of goldenrod shoots, including budding inflorescences. Do not allow mowing to be undertaken during the optimum flowering or initial seed setting period. The second mowing should be done between 1.09–15.09 at a height of 5–15 cm from the ground surface. Possible early undertaking of the first mowing (May) may result in the development of seeds before the planned second mowing, so in such a situation it is necessary to monitor the development status of goldenrod plants in the summer and possibly remove budding inflorescences.

It is best to handle the biomass of the above-ground parts of goldenrods as follows: collect it in small piles outside the area of operations, in places agreed upon with the land manager; then leave the dried biomass to decompose naturally (fresh biomass – provided it does not contain rhizomes and/or seeds – can also be used as green manure) or it can be pulverised to speed up its decomposition.

Underground parts of plants (if excavation has been undertaken) should be carefully collected and spread on material that prevents them from re-rooting, forming small-sized piles, in places indicated by the land manager. After drying, the plant material (rhizomes and shoot fragments) should be shredded and spread near the sites of the activities (e.g., under trees, i.e., outside the habitat patches). Piles containing rhizomes should be protected from possible dispersal by, for instance, animals or people, by covering them with a net attached to the ground. Note that special

attention should be paid to the places chosen for heaping – optimally designate them in airy, well-lit, sunny places, avoiding depressions of the terrain. This way of handling biomass (on-site treatments without the need to take it outside the area of operations) should minimise the risk of spreading diaspores during transport and reduce the overall cost of the operations. It should be emphasised that the above-mentioned activities should be carried out carefully and under supervision, and their effects monitored (if irregularities are found, corrective actions and/or necessary modifications to ongoing activities should be implemented).

In the case of **Caucasian hogweeds**, the activities undertaken consisted of mowing plants at the inflorescence or flowering stage twice during the growing season, with removal and disposal of biomass. The activities were carried out in two areas, i.e., the municipalities of Skawina and Świątniki Górne (cf. Table 2 in chap. 3.1).

What is the result of the activities carried out?

Based on the activities carried out, it was shown that mowing *Heracleum sosnowskyi* twice does not have the desired effect, except of preventing the plants from flowering and fruiting. Mowing treatments stimulate hogweed plants to regrow in the next growing season. Their regeneration is also possible if the soil seed bank contains hogweed seeds that will germinate in subsequent years. For these reasons, mowing cannot be recommended for use as a control method for this species.

4.1.3. Results of faunal monitoring

Accompanying the ecological monitoring conducted, faunal monitoring covered selected animal groups (cf. chap. 3.2). Observations were conducted in selected areas in patches with *Heracleum* spp., *Impatiens glandulifera* and *Solidago* spp.

What do the observations show?

Birds

Based on the collected results of bird counts, it should be concluded that patches of *Heracleum sosnowskyi* are not a convenient habitat for passerine birds. This is most likely due to: 1) the shape and habit of the hogweed itself – a tall main stem and rather sparse transverse stems (branches), in which it is difficult for birds to move, 2) the absence or scarcity of invertebrate (insect) resources in single-species patches of hogweeds. Patches of *H. sosnowskyi* should be eliminated from the environment, but these treatments should not take place during the breeding season, i.e., from mid-April to mid-July, as some species, e.g., *Acrocephalus palustris*, can nest in this environment. If it is not possible to carry out eradication at other times, in areas where osier (or other birds species) are likely to be found in patches of vegetation with hogweeds, IAS-P removal activities would have to be preceded by a bird inventory in the area to be carried out.

The results indicate that *Solidago* spp. removal treatments did not have a significant impact on local avifauna. One possible reason is that the period of one year after the removal treatments may be too short to detect its effects, even assuming that the treatments were 100% effective. Furthermore, open area bird species may have “failed” to respond in time to settle in areas from which goldenrods have been removed. Thus, it is expected that in the next breeding seasons, the impact of goldenrod control treatments on birds will become more noticeable. However, it should be noted that the most likely reason for the lack of significant changes in the avifauna of the study areas may be that their total area, including the area covered by goldenrod eradication, is too small for the birds of the open areas to perceive the effects of these activities as the appearance of new, sufficiently large areas of convenient habitat for them to inhabit.

Pollinators

The collected data made it possible to compare the activity of pollinators of the family *Apidae* on plants of alien and native origin, in the area of the Ojcow National Park. It is worth noting that

bees are the main pollinators of all the plants studied. The data show that the two invasive alien species, *Solidago canadensis* and *Impatiens glandulifera*, attracted more pollinators than the co-occurring native species. The exception was the native *Cirsium oleraceum*, whose flowers proved more attractive than those of Himalayan Balsam. Nevertheless, it was inferior in this respect to the alien goldenrods, with which *C. oleraceum* shares a common dominant pollinator – *Apis mellifera*. Therefore, it can be assumed that the co-occurrence of *C. oleraceum* with *S. canadensis* negatively affects the pollination of the first species. On the other hand, *C. oleraceum* appears to compete effectively with the highly nectariferous Himalayan Balsam, which can effectively draw pollinators away from wild and cultivated plants (Chittka & Schürkens 2001; Najberek et al. 2021). Therefore, it cannot be ruled out that the native species *C. oleraceum* can weaken the invasion of alien impatiens in places where the two species occur together. The results obtained for the remaining native species give cause for concern that the presence of plants representing alien flora in their places of occurrence may adversely affect their reproduction. Each of these species was visited by bees significantly less often compared to the two alien species, goldenrods and Himalayan Balsam. It is worth noting, however, that the results obtained do not directly prove that alien species draw pollinators away from native species. Nevertheless, based on the demonstrated differences in the frequency of flower visits of each of the studied species, it can be assumed that both invasive alien species may negatively affect the pollination of the co-occurring native species.

Butterflies of the family *Lycaenidae*

Studies have shown the negative impact of invasive plants on insects, specifically on two umbrella species, which are Scarce Large Blue (*Phengaris teleius*) and Dusky Large Blue (*Ph. nausithous*), whose habitat is overgrown by alien goldenrods. The negative impact of the goldenrods was reflected by the displacement of native plant species and the alteration of habitat conditions and disruption of vegetation structure and species composition. As a result, goldenrods also reduce insect abundance.

The habitat of the genus *Phengaris* butterflies studied is complex *Molinia* meadows. These butterflies require two key resources in their life cycle – the host plant *Sanguisorba officinalis* and host ants of the genus *Myrmica*. In particular, conservation efforts should aim to maintain a habitat that can provide the *Phengaris* butterflies with the aforementioned key resources, i.e., a July–September flowering host plant and the presence of host ants.

For the inventoried the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”, the most important threats have been listed in order (according to the Order of the Regional Director of Environmental Protection): abandonment/lack of mowing, alien invasive species, problematic native species, land-filling, land reclamation and drainage, and change in species composition (succession). The stated threats still exist, and the state of habitat preservation and its impact on current butterfly populations is the result of ongoing land use, insufficient or malfunctioning conservation measures, or even the absence of such measures from the establishment of the Natura 2000 site until now.

Higher populations of *Phengaris teleius*, compared with the co-occurring *Ph. nausithous*, can be considered a typical situation, as this condition is most often found in Poland. Very important from the point of view of the protection of the population of *Phengaris* butterflies and the importance of the studied Natura 2000 site is the fact that within each habitat patch, in the two studied complexes JA and JB, both species of butterflies occur simultaneously.

Heteroptera bugs

The habitat of the bug species studied is *Molinia* meadows, which, despite the presence of patches dominated by goldenrods, are still floristically rich and provide an abundant food base for phytophagous bugs. The high dispersal potential (ability to move) of the bugs, as well as the mosaic nature of this habitat, is conducive to maintaining the relative species richness of the group of insects studied. However, the high dominance of some bugs (in patches of the JC complex – cf. chap. 3.2), and their generally lower species diversity (in patches of the JB complex – cf. chap. 3.2), indicates the increasing degradation of the habitat caused by the spread of goldenrods, resulting in the impoverishment of the structure of bug groupings.

In particular, conservation efforts should be based on maintaining a habitat that can provide the bugs with adequate food resources and conditions that allow them to go through their entire life

cycle. Threats that persist in the habitat of the bug species studied include abandonment or lack of mowing, alien invasive species, land reclamation and land drainage. The conservation status of the habitat and its impact on the species composition and abundance of bugs often depends on, among other things, the way the land is used or the effectiveness of ongoing conservation measures since the establishment of the protected area.

4.1.4. Ecosystem restoration through vegetation/habitat restoration in selected areas

The activities undertaken in this task were experimental in nature, with the goal of accelerating the processes of restoring a specific type of plant community, adapted to local habitat conditions, following remedial treatments against a specific IAS-P (cf. chap. 3.3).

Renaturalisation of the area after goldenrod removal by freshly mown vegetation

The aim of the measure was to enhance the species diversity of *Molinia* meadows in locations (patches) dominated by invasive alien species of the goldenrod genus, after mowing them (cf. chap. 3.3). Along with decomposed hay extracted from meadow fragments with a preserved composition of native species, a larger pool of seeds of plants typical for the habitat was delivered to the surface after the goldenrod was mowed. Their development, it was intended, would further inhibit goldenrod regeneration.

In the Natura 2000 site “Łąki w Jaworznie”, in the area subjected to goldenrod removal (IAS-P plants mowed twice, in the next two growing seasons of 2022–2023, cf. chap. 3.3), In the 2023 growing season, a differential decrease in goldenrod cover (3–20%) was confirmed, depending on the site, as well as a decrease in the growth rate of IAS-P plants (goldenrod stems were lower compared to the height reached in the previous growing season, during initial monitoring) (Fig. 164A–B). Similarly, total coverage of non-target species increased, ranging from 1 to 5% depending on the site. Plant species that increased coverage included: *Polygonum bistorta*, *Betonica officinalis*, *Selinum carvifolia* and *Holcus lanatus*. Increased coverage of *Calamagrostis epigejos* was noted in limited areas. In contrast, the species for which a decrease in coverage was noted in several test plots was *Lysimachia vulgaris*. In the floristic composition of some of the monitored test plots, compared with the state recorded in the zero monitoring, new species appeared, including *Betonica officinalis* (which increased its coverage elsewhere in the treatment patch), *Ranunculus auricomus* and *Lychnis flos-cuculi*. Noteworthy is the more pronounced (recorded in several test plots) “response” of plants of two species to the treatments carried out, namely *B. officinalis* and *R. auricomus*.

It should be noted that due to the short period of the treatments carried out (two growing seasons), the data collected is not sufficient for a reliable assessment of the effects obtained. After repeating the treatment cycle in the 2023 growing season, another monitoring is needed in the summer of 2024 to document the effects and sustainability of the vegetation changes taking place, and to continue the activities in subsequent years. It should be assumed that the direction of renaturalisation adopted will bring the expected results over time, which is confirmed by the experiments of other researchers conducted over a 6-year period (Szymura et al. 2022). Sprinkling fresh hay on plots where above-ground goldenrod shoots were mowed at the same time (twice a season) significantly reduced IAS-P biomass and allowed the highest plant coverage of species typical of the plant community. It should be added that the hay that was spread evenly over the mowed area previously dominated by goldenrods was in a state of decomposition and thus did not block the germination of meadow plants.

Renaturalisation of the area after goldenrod removal using a specially prepared seed mix

The aim of the experiment was to obtain the optimal composition of the seed mixture of plant species adapted to specific edaphic-climatic conditions. For the experiment, alternative seed mix compositions and procedure were planned (cf. chap. 3.3).

In the area forming part of the buffer zone of the Natura 2000 site “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy”, floristic censuses were carried out and plant cover was assessed in June and July 2022, the following year after the sowing of the multi-species restoration mix. From the floristic

composition used in the mixture in the plots where the mixtures were sown, plant cover was found to be: *Lysimachia vulgaris* (8%), *Achillea millefolium* (2%), *Filipendula ulmaria* (2%), *Festuca arundinacea* (2%), *Geranium palustre*, and *Phleum pratense* (1%). Restoration treatments have improved conditions for the growth and development of plants that were originally found in small numbers or as seeds in the soil. Species of the genus *Carex* spp. have increased their share in the community (8%) and *Juncus* spp. (8%), as well as *Deschampsia caespitosa* (5%), *Lythrum salicaria* (4%), *Calystegia sepium* (3%) and *Agrostis capillaris* (3%) (Fig. 165A–C). Total herbaceous vegetation cover was estimated at 73%, while total coverage of non-target species was estimated at 81%. A total of 41 plant species were found in the renaturalised use. In mid-September 2022, the vegetation was mowed and removed from the plot.

In the second year after performing the restoration, the plants used in the seed mix did not increase their share in the community, with respect to the previous year. In contrast, species such as *Deschampsia caespitosa* and *Glyceria maxima*, which were present in the community in low proportion before restoration, covered even 5–6% of the plot in 2023. Total cover by herbaceous vegetation was estimated at 81%, while cover by non-target species was estimated as 90% (Fig. 166A–D). A total of 44 plant species were found in the restored area, including two new species from the mix, namely *Succisa pratensis* and *Poa pratensis*. At the end of September 2023, the vegetation was again mowed and the biomass was removed from the plot (Fig. 167A–C).

In order to increase biodiversity in the renaturalised area, including allowing other previously absent species whose seeds were in the applied mixture to appear in the community, a late mowing (preferably in September) should be carried out annually over the entire renaturalised area. The resulting above-ground biomass after mowing should be removed. These treatments should be performed regularly. Their abandonment will cause the area to be re-captured by goldenrods, which dominates the surroundings of the restored area, from where it can easily penetrate it.

Attempt to curb knotweed regeneration, combined with the restoration of populations of native plant species

In parallel to the ongoing restoration activities planned to control *Reynoutria japonica* on Góra Bielana site in Jaworzno (cf. chap. 3.3), with appropriate time lag, the effects of ongoing treatments was monitored.

Initial-zero monitoring was performed in the summer of 2022, with the full development of *R. japonica* and most associated plants. The data collected covered the entire IAS-P patch, in addition, two test plots (polygons) were established inside the patch (Fig. 168).

In the monitored patch of IAS-P, another alien species, *Parthenocissus inserta*, was present alongside the knotweed, the shoots of which climbed the stems of the knotweed. A herbaceous layer was not developed, the ground surface was covered with knotweed biomass (from previous growing seasons). Single seedlings and young plants of *Aegopodium podagraria* and *Convolvulus arvensis* were noted. Knotweed coverage in the established test plots was 100%.

In the next growing season (2023), a full cycle of remedial actions was carried out, involving the removal of above-ground shoots and underground rhizomes of knotweed to a depth of about 40 cm, along with the sowing of a seed mixture onto an exposed and properly prepared surface (cf. chap. 3.3). At the same time, the condition of the vegetation at the knotweed site was monitored at appropriate times (2–3 weeks after the treatment) (Fig. 169A–L).

Each time, after the treatments, the compactness of knotweed (as well as *P. inserta*) decreased, both in individual polygons and in the entire area covered by the plant. The shoots were lower and thinner (compared to the state in the 2022 season). However, in a relatively short period of time, knotweed shoots regenerated again from rhizome fragments remaining in the ground, despite repeated cutting treatments and a combination of cutting above-ground shoots and digging up rhizomes.

During the ongoing monitoring, other non-target species that were not recorded during the initial-zero monitoring were noted. Coverage of this group of herbaceous plants (excluding IAS-P) varied, depending on the site (from 5 to 20%). Seedlings and young plants whose seeds were introduced with the mixture were recorded: *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium arvense*, *Sanguisorba minor* and several species of grasses. In addition, seedlings of *Galium aparine*, *Glechoma hederacea* and *Setaria viridis* were found, which presumably germinated from the soil seed bank after the surface was exposed (Fig. 170A–D). *Calamagrostis epigejos* and

Rubus caesius, native species considered to be expansive (Frost 2010), have been recorded in one of the test plot, occurring in large numbers in the vicinity of the site.

Knotweed biomass was also monitored, both in the heaps where cut above-ground shoots were stacked and the heaps with rhizomes extracted from the soil (Fig. 171A–G). During the growing season, above-ground shoots dried out; no regeneration of the plant was noted, while there was regeneration of shoots from rhizomes arranged in a single layer and left in heaps to dry out. These shoots were manually broken. At the end of the growing season, only single shoots were recorded developing from rhizomes arranged in piles. The reason for this was the extremely vigorous rhizomes, from which, even after being dug up for a long time, single above-ground shoots still grew back at an uneven rate (Fig. 171A–G).

Taking into account the biological characteristics of knotweed, treatments to weaken the condition of IAS-P plants should continue in subsequent seasons. Only in the next growing season will it be possible to more fully evaluate the effects of sowing the seed mixture. Regardless of the result, it is recommended to repeat the treatment to enhance the effect.

Attention should be paid to the handling of knotweed biomass. Leaving it at the site of operations reduces the risk of IAS-P diaspores being introduced to new locations (e.g., during transport). It is important to handle it in such a way as to guarantee the drying of both above- and below-ground parts, which allows them to be broken down and thus accelerate the decomposition of biomass.

4.2. Characteristics of the innovative methods to combat IAS-P tested under the Project

Within the framework of Task 2 “Development, improvement and testing of innovative methods for IAS-P control”, several new (alternative) methods for IAS-P removal and control were tested. The task was in the form of experiments, which were carried out under field, greenhouse and laboratory conditions. The task concluded with an evaluation of effectiveness and the development of recommendations/guidelines on the scope, timing and intensity of treatments.

4.2.1. Stimulate the growth of invasive goldenrod plants with an innovative non-toxic biopreparation for faster mowing of overgrown specimens before seed release

The biopreparation is based on karrikin (KAR), a family of regulators of plant growth and development. A karrikin was first isolated in 2004 from smoke from burned above-ground plant parts, and its biological potential is still being investigated (Flematti et al. 2004; Bączek-Kwinta 2017; Kępczyński & Kępczyńska 2023). KAR has been proven to stimulate seed germination, plant growth and development, and has been found safe for use in agriculture and horticulture, among other applications (Partoens et al. 2018). Both karrikin and smoke-based formulations (e.g., aqueous extracts of smoke from burning various plant species) have been used in many countries to improve yields of various species (Jain et al. 2006; Kulkarni et al. 2011) and for natural reclamation of degraded areas (Light & Van Staden 2004).

Testing the method with a biopreparation containing an aqueous solution of karrikin (KAR) was to check its effectiveness in controlling small-scale or scattered populations of invasive alien species of the genus *Solidago*. These were the first activities using karrikin to control invasive goldenrods.

The work included: laboratory studies, greenhouse and field experiments in designated permanent plots.

The choice of karrikin for reducing the incidence of invasive goldenrods was preceded by laboratory studies and pot experiments conducted in 2021 at the Hugo Kołłątaj Agricultural University in Krakow. Field work was carried out in 2022–2023, in two Natura 2000 sites, namely “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” (DŁOŁ) and the “Łąki Nowohuckie” in Krakow (ŁN). Within them, a high density of invasive goldenrod populations covering up to 80–90% of their area has been recorded in much of the grassland communities. In DŁOŁ and ŁN, activities were carried out on permanent research plots (test plots). In the case of DŁOŁ, the test plots were established in a flat location, easily accessible due to the need for frequent monitoring and not

at risk of flooding after heavy rainfall. In the ŁN area, test plots were delineated on slopes where goldenrods occurred in patches. Prior to the establishment of the training grounds, the areas were mowed.

The biopreparation method, which belongs to the group of chemical methods, consisted of a single spray of soil and rosettes of invasive goldenrods with an aqueous solution of karrikin. This substance is a product of the combustion of organic matter and acts as a regulator of plant growth and development.

What is the result of the activities carried out?

Results from two years of experiments conducted in goldenrod-infested test plots located within two Natura 2000 sites showed that the biopreparation caused changes within the rhizomatous system of goldenrods, resulting in a significant reduction in the number of progeny rhizomatous buds formed in autumn. This should lead to a reduction in the number of above-ground goldenrod shoots in the treatment area the following year. Spraying was carried out between April and June, avoiding the influence of sunlight. It was assumed that a reduction in the density of regrowing goldenrod shoots of about 10% would occur in the next year of operations. The effectiveness of the method depends on weather conditions. Therefore, it is necessary to monitor the further effects of its application and the condition of the plants in the test plots, which in the future will enable more effective control using this method.

The method using karrikins, aimed at the gradual elimination of goldenrods, can be considered environmentally-friendly and applicable regardless of the type and structure of the ground compared with other chemical methods. It can be effective in controlling small-scale or scattered populations of invasive goldenrods. For large populations (more than a few acres), it may not be cost-effective. However, given the lack of data on its efficacy in subsequent years of use, as well as the effect of the active ingredient on non-target species, it should still be tested under different environmental conditions and over a longer period of time.

4.2.2. Testing a hot water “thermal” method used to control the Caucasian hogweeds

Due to the growing threat of the spread of IAS-P, including Caucasian hogweeds, efforts are being made in many countries to protect the environment, including the search for effective and environmentally friendly solutions to eliminate them and at the same time provide an alternative to the use of chemical methods (Ivashchenko et al 2022; Hyvönen et al. 2023). One of them is the hot water “thermal” method applied at a temperature of about 98 °C, which has the effect of destroying cell structures in the shoot tips and roots, leading to plant death (Antipin & Maganov 2018; Sachajdakiewicz et al. 2022).

To date, a hot water “thermal” method has been used in Poland to remove weeds in public spaces from various surfaces (including paving stones, sidewalk slabs, at curbs and on building facades) (Sachajdakiewicz et al. 2022). With regard to the control of Caucasian hogweeds, it was tested for the first time in the present Project. We tested the hot water thermal method to check its effectiveness against Caucasian hogweeds. The focus was on developing an optimal method scheme by testing different numbers and types of treatments, identifying the effective water temperature, estimating the level of water consumption, and determining the duration for the type of treatment used. The scope of work included determining the status of floristic composition before treatments, monitoring the developmental stage of hogweeds, carrying out control treatments, monitoring the effects of the treatments carried out, and preparing guidelines for the method developed.

Two experiments were carried out, i.e., in June–August 2022 and in April–September 2023. The site of the activities was an area in the vicinity of the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk” in Grodziec Śląski, covering two types of habitats, i.e., the edge of a drainage ditch and a hay meadow, within which permanent test plots were designated. The method of thermal removal of Sosnowsky’s Hogweed using hot water was applied to seedlings and specimens over 40 cm tall and lower with strongly expanded leaf rosettes, also flowering and/or fruiting. The treatments consisted of applying water at temperatures in the range of 97–99 °C

to the above-mentioned above-ground parts of the plants, and injecting hot water into the root neck area for the largest hogweed plants. Tests related to the thermal method were performed using the specialised equipment developed in Heatweed technology. Two treatment variants were tested: (i) hot water treatment of above-ground parts, (ii) hot water treatment of above-ground parts with simultaneous hot water injection into the root neck of selected plants. Four treatments each were applied in 2022 and 2023 (Fig. 177A–D) against some of the plants overgrowing the edges of the drainage ditch. In the meadow part of the investigation, two treatments were carried out in 2022 and another four treatments in 2023 (Fig. 178A–D). The task was carried out in cooperation between the Norwegian Institute of Bioeconomy Research (NIBIO) and the University of Silesia in Katowice.

What is the result of the activities carried out?

Preliminary observations have shown that the variant of the method involving the exclusive application of hot water with a temperature of 98°C is effective in reducing/destroying young plants at the seedling stage. In addition, it was noted that the hot water also stimulated the development of subsequent seedlings from the soil seed bank, which died each time during subsequent treatments (Fig. 179). The thermal method applied from early spring may prove to be an effective way to destroy Caucasian hogweed seedlings (Antipin & Maganov 2018). General hot water treatment of two-year-old and older specimens seems less effective compared with a hot water injection treatment into the root neck. Cases have been observed of plants dying off after just two/three injection treatments, provided the hot water is precisely applied to the root neck. Water consumption for each watering treatment of one test area ranged from 9 to 10 l per 3.14 m² delivered in 60–70 s. On the other hand, for injections into the root neck, the tested water consumption ranged from 1.5 to 2.0 l per individual, in 15–20 s. Four treatments per year proved to be sufficient, but they should be carried out for at least a few years, because depending on the size and age of the site, an abundant seed bank may have been deposited in the soil.

Comparing the results of pre- and post-activity monitoring in 2022, one habitat, i.e., the edge of a drainage ditch, showed a reduction in coverage in test plots ranging from 40% to as much as 80% for biennial and older specimens with strongly expanded leaf rosettes. With regard to the coverage of non-target species, no negative effects of the method were observed; on the contrary, their coverage remained unchanged or increased slightly, i.e., up to about 25%, especially in the case of grasses.

The actual evaluation of the effectiveness of the method used will be possible after the implementation of the optimised, method scheme developed in 2023.

It should be noted that a period of one year is insufficient to destroy hogweed populations by this method. Regular thermal destruction of seedlings over several years should gradually reduce plant density and eventually lead to thinning and reduction of the hogweed population (Antipin & Maganov 2018). There are no known studies on assessing the impact of the method on soil organisms, so this aspect needs to be completed in the future.

4.2.3. Testing the soil steaming “thermal” method to eliminate sources of IAS-P proliferation

The expansion and modernisation of road and rail infrastructure involves the transportation of large quantities of earth masses, which may contain diaspores (seeds, rhizomes) of invasive plant species (IAS-P). The movement of diaspores to other locations where they have not previously occurred poses a real threat of spreading IAS-P (Bitarafan et al. 2022). Therefore, land mass transportation activities should not be recommended without the necessary verification that they are IAS-P-free. In some countries, such as Norway, there is a ban on transporting soil from areas with selected IAS-P species. Often, soil dug up and contaminated with IAS-P diaspores, which often has high crop values, is deposited in landfills or tunnels to avoid further spread of IAS-P.

In the 20th century, the chemical fumigation method of decontaminating the soil by applying chemicals in the form of gas, steam or smoke was used to control various types of pests and

weed seeds. Until recently, the commonly used fumigant was methyl bromide. However, due to its role in contributing to the greenhouse effect, methyl bromide was withdrawn from use in the early 21st century. Therefore, there was a need to look for other solutions that would enable soil treatment without the use of chemicals. In recent years, soil steaming has received increasing attention as a method of soil disinfection. This method has shown promising results in weed control under greenhouse and field conditions (Bitarafan et al. 2021).

Steam technology, as a non-chemical method used stationary, such as at the site of a new road, has the potential to disinfect large quantities of earth masses contaminated with IAS-P diaspores. Thus, it can be used to prevent the spread of unwanted plant species to new areas. Steam treatment breaks the natural thermal balance of the soil. It forces a multiphase flow of high temperature through the pores of the soil while rapidly increasing the temperature of the soil, leading to the inactivation of diaspores.

Testing the thermal method with steam was to see if the method would allow the inactivation of IAS-P diaspores in the soil and its subsequent reuse. The focus was on the search for the optimal soil temperature and the appropriate exposure time of the material for a given temperature, in order to deprive the viable IAS-P seeds, introduced into the soil mass in a controlled manner, of their ability to germinate and inhibit the regeneration of their rhizomes. *Heracleum mantegazzianum* and *Solidago canadensis* were included in the experiment. However, to better illustrate how the tested method works, 2 species that are part of a parallel ongoing Norwegian project – *ResourceReturn*³ – were included in the study. These are also being analysed as part of the described IAS/EcoSystemCARE Project: *Impatiens glandulifera* and *Reynoutria ×bohemica*.

Two experiments were conducted, i.e., in October 2021 and August 2022, at the Norwegian Institute of Bioeconomy Research (NIBIO) in Ås, Norway. Tests were performed using a prototype soil steaming device (Fig. 180A). The larger model of the prototype used, is currently undergoing refinement as a tool designed for soil disinfection to facilitate recycling of soil masses (Fig. 180B).

The mature seeds of the selected IAS-P were first subjected to a chilling treatment at 4°C to break their dormancy period. It was three months for *H. mantegazzianum* and one month for *I. glandulifera*. *Solidago canadensis* seeds did not require refrigeration. The underground parts (rhizomes) of *R. ×bohemica* were also used in the experiments (Fig. 181B). Then, in two experiments, diaspores in the form of viable seeds and rhizomes were subjected to different temperatures during the steaming process (Table 3).

In each repetition of the target temperature, bags with diaspores (seeds and rhizomes) were placed at the bottom of a plastic perforated box and covered with a 7 cm layer of soil (Fig. 182A). Each box was placed in a steaming container, and 10 thermometers were placed in the ground to monitor its temperature (Fig. 182B). Steam was admitted into the steaming container from the top, and then sucked in through an opening in the bottom of the container (Fig. 182C). The process was stopped when 5 out of 10 thermometers reached the target temperature. Then, after 3 min, boxes were removed from the steaming container, and bags containing diaspores (samples) were removed from them. The extracted diaspores (seeds and rhizomes) were placed in pots (Fig. 182D). For the 24-hour exposure, the box was removed from the steaming container, after 3 min of exposure, and placed in a closed styrofoam box for about 24 hours (Fig. 182E). Seed germination and bud regrowth on rhizomes, were observed in the greenhouse for 8 weeks (Fig. 182F). The control was seeds and rhizomes that had not undergone the steaming procedure.

What are the results of the experiments?

Preliminary results from the two experiments showed that species responded differently to the steam treatment providing different soil temperatures (Fig. 183 and 184). In the first experiment in 2021, the best results were obtained after applying two temperatures: 99°C at 3 minutes and 60°C at 24 hours. In addition, the effectiveness of the steaming treatment was significantly affected by

³ Project entitled “New steam technology converts biologically contaminated soil masses and plant wastes into new resources – ResourceReturn” funded by Research Council of Norway, Soil Steam International AS, Lindum AS, Toten Løkpakkeri AS, Larvik Løk AS, Norwegian Roads Administration, the Norwegian Agricultural Advisory Service (NLR), (grant number 321616)

the additional heat before the soil reached the target temperature and the additional heat to which the test material was subjected by leaving it in the ground for 24 hours. Of the plant species tested in 2021, the most troublesome to eradicate were: *Solidago canadensis* and *Reynoutria ×bohemica*. In their cases, complete mortality of seeds/rhizome fragments occurred at 99°C for 3 minutes. Seed germination of *S. canadensis* and regrowth of *R. ×bohemica* were also completely inhibited after application of 60°C for 24 hours. In *Impatiens glandulifera*, seed germination was stopped as early as 3 minutes at 70°C and 24 hours at 60°C. In the 2021 experiment, the effect of steaming on *Heracleum mantegazzianum* seeds was not evaluated. For unknown reasons, the control seeds of the above species did not germinate in the greenhouse.

In the second experiment of 2022, only one exposure time of 3 minutes was used, with test material placed in two types of soil (mineral and organic). As in the previous year, the impact of steaming varied by species. However, there were no significant differences between soil types. In all species, the highest diaspore mortality was obtained after applying 99°C. Seed germination of *H. mantegazzianum* was inhibited at 99°C, and *S. canadensis* at 90°C. In *I. glandulifera*, seed germination was stopped at 70°C.

The soil steaming method can prevent unwanted spread of IAS-P – conclusions

Experiments have shown that stationary soil steaming as a non-chemical control method, applied, for instance, at a road expansion site, can be helpful in disinfecting soil contaminated with IAS-P diaspores. Thus, it can be used as a control method to prevent the spread of IAS-P to new areas. This is possible because the process of steaming the soil with dry hot steam, leads to an immediate increase in the surface temperature of the plant material, which has a destructive effect on seed viability and rhizome development. The effects of the tested method were shown to depend on the plant species, the temperature used and the duration of exposure. Higher temperatures are more efficient, but require more energy consumption. So the steaming process can be tailored to a specific plant species. If it is suspected that land masses may contain diaspores of several plant species, the treatment should be tailored to those found in the area.

4.2.4. Use of sheep grazing in reducing the occurrence of invasive plants

Invasive plant species (IAS-P), including *Heracleum sosnowskyi* and *Solidago canadensis*, can be controlled by grazing livestock, including sheep, goats, cattle and pigs. In the case of invasive hogweeds, livestock limit the spread of its population by gnawing and trampling on plants. As a result of grazing, a dense turf consisting of bite-resistant plant species is also formed. The area of soil having suitable conditions for germination and development of hogweed seeds also decreases (Nielsen et al. 2005; EPPO 2009). Good results from the use of long-term sheep grazing have been achieved with *Heracleum mantegazzianum*. When grazing was carried out for 6 years in a meadow overgrown by plants of this species, it was noted after only 2 years that the cover of hogweed significantly decreased and vegetation typical of this habitat began to appear. As a result of the grazing carried out, hogweed was completely eliminated, and in the soil taken for germination tests, no germinating or living hogweed seeds were found (Andersen & Calov 1996). The Polish experience in controlling invasive hogweeds with the help of livestock grazing confirms the effectiveness of these measures in reducing its spread (Sachajdakiewicz & Mędrzycki 2014). Perennial grazing by cattle or sheep can, also, be very effective in reducing the spread of invasive goldenrods – *Solidago gigantea* and *S. canadensis* (Szépligeti et al. 2017; Visnyovszky 2017). However, the food preferences of animals, depend on, among other things, the development stage of goldenrod. Cattle and sheep readily eat goldenrods before its flowering period or during seed germination, avoiding plants that have already flowered (Korda 2017). In the control of goldenrods, grazing carried out systematically over a long period of time is most effective, while the appearance of numerous goldenrod plants in the field testifies to its insufficient use (Vadász 2017). In controlling invasive goldenrods, it is recommended to graze sheep, which readily eat young goldenrod shoots, especially after prior mowing. The combination of mowing and grazing, on the other hand, leads to an increase in the effectiveness of the treatments carried out by reducing the number of goldenrod shoots regrowing and dramatically reducing the size of their population (Visnyovszky 2017).

The measures taken were aimed at evaluating the effectiveness of the control of *Solidago canadensis* and *Heracleum sosnowskyi* through the use of grazing sheep of two native breeds, namely Olkuska and Polish Pogórza sheep.

Activities were carried out in two areas, in the Ojcow National Park (for *S. canadensis*) and in the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – Enclave “Morzyk” and its vicinity (for *H. sosnowskyi*). Grazing was conducted in 2022 and 2023, with two rounds of grazing in each year.

In Ojcow National Park, the grazing area was located in Prądnik Korzkiewski. A flock of the native longhorn sheep breed, developed in the former Olkusz County region, numbering 30 heads, was used for Canadian Goldenrod control (Fig. 185A–B). Since 2000, Olkuska sheep have been included in the Animal Genetic Resources Conservation Program (Kawęcka et al. 2022b).

In the Natura 2000 site Cieszyńskie Źródła Tufowe – “Morzyk” Enclave and its vicinity, two grazing areas were located in Grodziec Śląski. A flock of 30 Polish Pogórza sheep (Fig. 186A–B) was used for grazing. Sheep of this breed are hornless, perfectly adapted to the often not easy local conditions of the foothill regions of Poland (Kawęcka & Sikora 2009). They can successfully perform ecological functions related to “nurturing” of the landscape (Kawęcka et al. 2022a). Since 2015, Polish Pogórza sheep breed is included in the program for the protection of animal genetic resources.

What is the result of the activities carried out?

Preliminary grazing observations showed that a better effect, related to IAS-P reduction, was observed in the case of grazing conducted in Ojcow National Park (Fig. 190A–B), where sheep were used to reduce the area overgrown by *S. canadensis*.

Treatments to remove Canada Goldenrod through sheep grazing, carried out on an area in Ojcow National Park, led to a reduction in the area occupied by the species by about 60% comparing the status from September 2023 to June 2022. Along with a decrease in the cover of the invasive goldenrod, an increase in species richness and cover was observed, including, among others, *Urtica dioica*. During the same period, eradication treatments of Sosnowsky’s Hogweed in grazing areas in and adjacent to the Natura 2000 site resulted in a reduction of hogweed coverage by about 30%. As hogweed coverage declined, species richness was found to increase, as well as coverage of other species, mainly grasses.

Because of their good adaptation to local, often harsh environmental conditions, disease resistance, healthiness and longevity, native-breed sheep are well suited to grazing operations aimed at both controlling invasive plants and controlling vegetation and “grooming” the landscape through the use of extensive grazing in naturally valuable and protected areas. Grazing as a “maintenance” treatment, is used in many national parks in Poland, including. Magura NP, Bieszczady NP or Tatra NP (Molik & Błasiak 2015). In addition, sheep grazing in mountainous regions is characterised by special cultural functions, which distinguishes these areas from other parts of the country, giving a specific character to the entire highland culture in Poland (Kawęcka et al. 2022b).

4.3. Early detection of IAS-P and the sources of its spread

Effective control of IAS-P requires a comprehensive approach, so the Project has planned activities that should help reduce the introduction of invasive species into new areas and respond more quickly to the early stages of invasion.

4.3.1. Methodology for early detection of IAS-P sites using unmanned aerial vehicles

Early detection of the presence of IAS-P is a key element in their successful eradication. Most often, the identification of their presence takes place during natural inventories as part of monitoring, development of an investment plan or plans for conservation tasks. Such surveys are

often carried out using the route method, involving detailed penetration of the area by experts. This method is accurate, but also time-consuming and expensive. Thus, there is a need to develop a more efficient method to quickly, economically and systematically monitor the presence and spread of IAS-P. Unmanned Aerial Vehicles (UAVs), popularly known as drones, are a promising tool in the remote sensing of invasive species. Thanks to advances in technology, UAVs offer a widely available and relatively inexpensive option to traditional inventory methods. However, this requires an interdisciplinary approach, combining knowledge from botany, biology, ecology and remote sensing.

The present methodology was developed based on the analysis of UAV applications in the identification of selected IAS-P, using *Heracleum sosnowskyi* and *H. mantegazzianum* as examples. The methodology is based on the knowledge and experience of UAV operators and botanists, using limited equipment and financial resources. The application of the methodology is illustrated through case studies implemented in the areas of three municipalities: Koszęcin, Jasienica (Silesian province) and Krempna (Subcarpathian province), on selected plots (cf. chap. 2.2) In each case, a natural history inventory was first conducted in the field using the route method for the presence of Caucasian hogweeds, and then remote sensing data was acquired in the RGB visible range using DJI's Unmanned Aerial Vehicles, model Mavic 2 Enterprise Dual and Phantom 4 PRO V2.0. The flights were carried out in 2022 and/or 2023.

In 2022, two flights each were carried out in the municipalities of Krempna and Koszęcin, the first in spring during the stage of hogweed leaf formation, and the second in summer during their flowering stage. In the Jasienica commune, one flight was carried out in the summer, but in two areas. Remote sensing data recorded in the visible light (RGB) range were acquired during the flights. The flight over the target area took place at a constant altitude relative to sea level, not exceeding 100 metres above sea level. The UAVs used in the flights automatically recorded the geographic coordinates of the acquired images during the geotagging process, from which orthophotomaps of the study areas were then developed. Based on the analysis of the acquired data, it was determined that invasive hogweed species are most easily identified in summer during the flowering phase – in July and August (Fig. 191).

The 2023 summer flights were conducted with the goal of optimising the flight altitude of the UAV to maximise identification efficiency and developing a methodology for real-time identification of invasive species. In assessing the probability of species identification realised by an experienced botanist, a 5-point Likert scale (1932) was used. It has been determined that the optimal height of flight implementation for identifying invasive species is about 50 m.

The described chapter also presents:

- guidelines for planning field inventory of IAS-P occurrence for identification using UAV data,
- interpretive recommendations for the presence of invasive species, and
- an evaluation of the effectiveness of the IAS-P finding.

Summary

The effectiveness of IAS-P identification is a key factor in determining the success of planned or ongoing monitoring and remedial measures. The presented fast method of identifying IAS-P in the field, in real time, is feasible for non-botanists with identification guidelines and a small UAV flying platform with a visible light (RGB) imaging camera. Its goal is to increase the effectiveness of detecting sites of specific IAS-P that require monitoring and/or eradication efforts. Drones significantly reduce the time it takes to conduct inventories and increase the likelihood of spotting new IAS-P sites that are potential sources of further spread. The consequence of detecting an undesirable IAS-P species may be, also, the need to carry out detailed monitoring using the route method and its detection using advanced identification methods already implemented by expert groups in order to, among other things, more precisely determine the size of the sites and plan an eradication strategy. Due to the benefits offered by the use of UAVs, the use of drones is recommended, including for conducting regular inspection inventories of a given area. However, detailed identification of IAS-P from UAV imagery requires both knowledge of the specific morphological characteristics that distinguish them from co-occurring species in the area

of analysis as well as features that may cause the IAS-P in question to be confused. Identification accuracy can be significantly improved with cameras that additionally image in the near-infrared range. However, this requires more expensive equipment, the development of new identification guidelines, and knowledge of more advanced species detection techniques involving various image classification methods.

4.3.2. Prevention of IAS-P introduction into protected ecosystems by an analysis of potential introduction pathways

The purpose of this task was to develop recommendations to prevent the spread of IAS-P into protected areas, such as national parks and Natura 2000 sites. First of all, an inventory of the presence of invasive plant species in the immediate vicinity of the above-mentioned areas was carried out. Then, on the basis of the information gathered, potential sources of IAS-P propagules were defined and possible routes for their introduction were identified.

The main cause of alien plant invasions is human activity, facilitating their crossing of geographic and ecological barriers and creating new habitats conducive to the spread of these species.

Progressive changes in land use, the expansion of the transportation network, the globalisation of various forms of human activity, and the introduction of alien plants for economic and horticultural purposes, coupled with climate change, are promoting their spread, including to areas of natural value. Reducing the possibility of the appearance and further spread of new alien plant species, including IAS-P in a specific area, requires the collection of detailed data, both on their current occurrence and on the pathways of their intended or unintended introduction, which play a key role in the success of invasive alien species (Turbelin et al. 2022). Preventing the influx of IAS-P is a top priority for managing biological invasions (Saul et al. 2017). Therefore, greater knowledge of the transmission pathways of invasive alien species is needed to help reduce the number of introductions and impacts caused, and ultimately improve their management (Sirbu et al. 2022; Turbelin et al. 2022). The analyses carried out so far have referred to large areas, such as countries (Solarz et al. 2018; Pergl et al. 2020; Sirbu et al. 2022, among others).

The goal of the task was to assess the threat posed by IAS-P to areas of natural value, depending on the specific environmental conditions resulting from their location, and to identify the routes by which they are transmitted to these areas. This knowledge should provide a basis for developing recommendations to prevent the spread of IAS-P into protected areas, such as national parks or Natura 2000 sites.

The model research areas were two national parks in southern Poland: Ojcow National Park (OPN) and Magura National Park (MNP), two Natura 2000 sites: the “Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy” (DŁOŁ) and the “Łąki Nowohuckie” (ŁN) area, as well as the ecological site Park Leśny Witkowiec (the listed areas are described in chap. 2.2).

IAS-P occurrence data were collected in all analysed areas, as part of the inventory and preparatory activities for remedial actions against selected species (cf. chap. 3 and 4.1) and in their immediate vicinity (within a buffer of up to 1 km from the border of the protected area), with particular attention to the banks of watercourses, traffic routes, wasteland and developed areas, including home gardens and landscaped green areas.

When collecting data on the occurrence of IAS-P in the vicinity of protected areas, special attention was paid to species that, based on existing knowledge, were considered to pose a threat to natural habitats and protected species in the analysed areas (cf. chap. 2.2 Species, and 2.2 Areas). Since specific remedial measures have been taken against these species under the Project, it was crucial to collect data on their occurrence in close proximity to protected areas.

On the basis of data collected in the field from literature and available databases, as well as expert knowledge, potential sources of IAS-P propagules and their possible migration routes were defined. Finally, each invasive species was assigned pathways of introduction and spread, while adopting the nomenclature currently used in this regard (Harrower et al. 2020; Solarz et al. 2018; Pergl et al. 2020).

Summary

Identified existing and potential IAS-P introduction pathways according to the *Report on the Analysis of Routes of Unintentional Introduction or Spread of Invasive Alien Species* (Solarz et al. 2018) in the analysed protected areas include:

- *Escape of plant species from agricultural crops (including crops used for biofuel production)*

This pathway is particularly important for *Heracleum* spp. and *Reynoutria* spp.

- *Escape of ornamental plant species from non-commercial horticultural crops (e.g., from home and allotment gardens, parks)*

This path, should be considered in the case of the analysed areas as a key one; many plant species are affected, including: *Heracleum* spp., *Reynoutria* spp., *Solidago* spp., *Impatiens glandulifera*, as well as species from the genera *Echinops*, *Parthenocissus*, *Rudbeckia* or *Miscanthus*.

- *Introduction of species with seeds or seed*

It concerns, among other species *Impatiens glandulifera*, *Rudbeckia hirta* and *Ambrosia artemisiifolia*.

- *Introduction of species with food.*

A path potentially possible for Caucasian hogweeds and Himalayan Balsam.

- *Introduction of species with materials used as a substrate (with soil, plant material – mulch, hay, straw, sawdust, etc.)*

Pathway relevant to all areas analysed and species found within them; especially relevant to species of the genera *Heracleum* spp., *Reynoutria* spp. and *Solidago* spp. as well as *Impatiens glandulifera*, *Rudbeckia laciniata*, *Helianthus tuberosus*; also some plants of woody species (such as, but not limited to. *Quercus rubra*).

- *Introduction of species in/on machinery or equipment*

Pathway relevant to all analysed areas and species found within them; especially relevant to species of the genera *Heracleum* spp., *Reynoutria* spp., *Solidago* spp. and *Impatiens glandulifera*.

- *Introduction of species by travelling humans (in luggage, on clothing, etc.)*

The role of this pathway requires additional confirmation; potentially involving *Heracleum* spp., *Solidago* spp. as well as *Impatiens glandulifera* and *I. parviflora*, among others.

- *Autonomous spread of species from areas abroad, after their previous introduction in these areas due to human activities*

This pathway is important for one of the areas under study, the Magura National Park, located on the state border with Slovakia. According to the description of this pathway (Solarz et al. 2018), an alien species, once introduced into a region via humans, can spread naturally, without further human involvement or assistance, from the region to surrounding areas, which is the essence of this category. This is the dispersion of non-native species through secondary spread from the regions where they were introduced to other surrounding regions (where the species are also non-native). The borders in question are usually those of individual states, but they can also refer to borders within states and be territorial in scope. This category also includes alien species introduced as a “pollutant” of migratory species (e.g., birds, fish or ungulates) that move without human intervention and may be a vector for alien plant species carried in fur, feathers or paws).

It should be noted that despite advances in the classification system of pathways for the transfer of alien species (cf. Solarz et al. 2018), in many cases it is very difficult to unambiguously classify the species under consideration into a particular pathway. This is especially true for unintentional transfer routes. This is due, among other things, to the fact that such cases are generally very poorly documented, including a complete lack of even the most basic information on when and where they were introduced or how many specimens were introduced by a particular route.

At the same time, it should be borne in mind that most alien species, once introduced into a specific area (including Poland) with human involvement, are then capable of spreading on their own, without any further human involvement (Fig. 209).

Because this mode of dispersal is not counted as a route of transmission for alien species (Harrington et al. 2018; Solarz et al. 2018), it was not included in the present analyses (not to be confused with an independent expansion into Poland after a previous introduction of the species outside the country).

What are the findings of the study?

Effective protection of the valuable natural values of protected areas and limiting the introduction of new alien species requires:

- further recognition of the pathways of introduction, including the identification of so-called priority pathways with the development of recommendations for the management of these paths;
- coordinate information and education activities, including information on IAS-P introduction pathways, among residents of areas adjacent to protected areas and among tourists visiting these areas.

Appropriate legal regulations limiting human pressure on the environment of protected areas (including those related to the location of new development in their immediate vicinity) would be important.

4.4. Activities leading to increased public awareness of the negative impact of IAS-P on native wildlife

The implementation of the Project was planned in such a way that its effects and knowledge of the IAS-P disseminate to the general public, especially to the local communities of the Project areas, as well as to various interested groups of potential recipients, including local government employees, farmers, agricultural advisors, allotment holders and beekeepers, and children and youth. Information and education activities were carried out within the framework of interrelated three subtasks (cf. chap. 4.4.1– 4.4.3).

4.4.1. Training and education activities aimed at different audiences in learning about local IAS-P and the consequences of their occurrence in nature

A key element of the planned training and education activities was to raise awareness among residents of the Project area about the occurrence of IAS-P and the consequences of their spread in nature. Residents of the municipalities were informed about the activities undertaken as part of the Project, and about the financial contribution of the Norwegian and EEA funds to the Project. These included training for adults (community residents, farmers, agricultural advisors, beekeepers). The training was carried out between 2022 and 2023. It was planned to conduct training courses for residents primarily of the municipalities covered by the Project, as well as profiled training courses for specific professional groups tailored to their needs. A workshop was also held for children aged 8–13 on IAS-P in their environment, how they spread and how they affects nature.

In addition, contests were organised for children and young people from the provinces covered by the Project (IAS-P knowledge contest, IAS-P graphic sign art contest for elementary schools, and IAS-P-themed science poster contest for high schools).

4.4.2. Examples of multimedia tools to help spread knowledge about IAS-P

As part of the information and education activities, it is also planned to disseminate multimedia tools to support teachers in popularising knowledge about IAS-P among children and adolescents. Materials on IAS-P, in the form of lesson plans and quizzes, prepared as part of the still-ongoing workshops, will be made available after the end of the Project on teacher education portals such as: [Edux.co.uk](https://www.edux.co.uk), [Quizlet](https://www.quizlet.com/) and [Kahoot](https://www.kahoot.com/).

4.4.3. Importance of the Project for the local community

In order to familiarise residents with the activities carried out in the Project and to draw attention to the problem of plant invasions, two types of boards were placed at the sites of the

implemented remedial measures: informational and informational-educational (Fig. 215A–G). The content of the information boards included, among other things, data on the objectives of the Project, its sources of funding and the time of implementation. The information and education boards additionally disseminating knowledge about the detailed activities implemented in the areas covered by the Project, included, among other things, a description of IAS-P occurring in the area and the methods used to combat them.

In accordance with the Project's assumptions, a website was created to spread project activities <https://iascareproject.us.edu.pl/index.php/pl/home-polski/>. Information about important events organised by the Project was also disseminated through social media, among others. Faculty of Natural Sciences at the University of Silesia, i.e., Facebook or LinkedIn (Fig. 216). The launch of the Project was initiated at an opening conference held remotely in March 2022 (Fig. 217). In October 2023, a panel discussion planned by the Project was held in Katowice, Poland (Fig. 218A–B). Organised in a hybrid mode, the meeting, moderated by experienced practitioners, allowed for the exchange of experience and discussion of ongoing project activities, also seeking solutions to emerging problems and setting further directions for effective action to combat IAS-P in southern Poland.

The main goals and objectives of the Project, as well as the activities carried out within its framework, were also presented in the form of scientific papers and posters, during national and international conferences. Information about the Project was disseminated in municipal offices, schools, partner institutions through distribution of posters and flyers made according to their own designs. A total of five flyers were drafted (Fig. 219). Press notes on the activities carried out by the Project Partners appeared, both in the university media, among others, in the Newsletter of the University of Silesia (Information for the US Academic Community 15 (65)/2022 of April 27; Information for the Academic Community of the US 1 (88)/2023 of January 18), as well as in local popular science magazines including Magura (Slawniak 2022) (Fig. 220).

In summary, the information and education activities implemented under the Project directly covered 7 municipalities. At least 400 children between the ages of 8–13, 100 people in the youth age range, 175 adult residents of the municipalities, and three professional groups of at least 525 people participated in the proposed activities. Indirectly, through the use of traditional tools such as posters, flyers, educational and informational boards, and electronic tools such as the Project website and social media, among others, it reached a much wider audience.

Summary

Implemented international Project *Integrated approach to ecosystems protection against invasive alien species of plants in southern Poland* – IAS/EcoSystemCARE focused on the protection of biodiversity and halting the negative consequences of invasive alien species of plants through comprehensive measures including active protection of terrestrial and riparian ecosystems and populations of valuable plant and animal species, together with monitoring of the achieved effects of IAS-P eradication and restoration of selected plant communities and environmental education. In addition, the Project has contributed to the fulfilment of the provisions of Community law, contained in, among others, the Regulation of the European Parliament and of the Council (EU) (No. 1143/2014) on preventive and remedial measures with regard to the introduction and spread of invasive alien species, and the implementing regulations of the Commission (EU), as well as in legal acts of Polish law, among others. in the Law on Alien Species, in the Regulation of the Council of Ministers on the list of invasive alien species posing a threat to the Union and the list of invasive alien species posing a threat to Poland, remedial measures and measures aimed at restoring the natural state of ecosystems (Journal of Laws 2022, item 2649) and local laws dealing with or taking into account issues of biological invasions.

Removal and/or control activities of the aforementioned IAS-P were carried out in the indicated ecosystems (forest, meadow, grassland and riparian) using traditional as well as innovative methods, which can be regarded as model solutions (patterns) possible to implement in areas with similar natural conditions. Methods recommended as the most effective in combating a particular IAS-P were used, taking into account the specifics of local conditions without the use of synthetic chemicals. An assessment of the effectiveness of the remedial measures carried out so far and their impact on non-target species was made, based on observations and data collected after the

completion of at least a two-year cycle of remedial measures. All activities were carried out in accordance with the conservation tasks established for each of the protected areas included in the Project.

Both the activities undertaken during the implementation of the Project and the evaluation of their effectiveness will continue during the period of the so-called sustainability of the Project, i.e., three years.

The Project has developed a methodology for early detection of IAS-P (*Heracleum* spp.) sites using unmanned aerial vehicles, a key element in effectively controlling them at an early stage of invasion. Moreover, in the ecosystems, in the designated protected areas covered by the Project, potential sources of spread of IAS-P propagules were defined and possible routes of their introduction were identified. This knowledge can form the basis for developing recommendations to prevent the spread of IAS-P into protected areas, such as national parks or Natura 2000 sites, and implementing good practices in this regard.

We assume that the Project has significantly contributed to the dissemination of knowledge and raising public awareness of IAS-P, the threats they pose and their impact on ecosystems, also through the implementation of various training and educational activities aimed at interested audiences, including primarily residents of the Project areas.

It is our hope that the collected experience and knowledge in the field of IAS-P, as presented in this study, can serve as inspiration when implementing similar projects already underway or taking on new challenges to protect biodiversity from threats related to IAS-P.

 **Kontekst**
Wydawnictwo

WYDAWNICTWO NAUKOWE

Wydanie I

Wydawnictwo Naukowe Kontekst – Poznań 2024

Papier kreda matowa 150 g/cm³, 18 a.w.

Oddano do składu: 10 II 2024. Podpisano do druku 7 III 2024







UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH



 **Kontekst**
Wydawnictwo

WYDAWNICTWO NAUKOWE
www.wkn.com.pl

ISBN: 978-83-66476-82-0

ISBN 978-83-66476-82-0



9 788366 476820 >