



„PRZENOSZENIE POROSTÓW – SKUTECZNOŚĆ DZIAŁANIA I METODYKA JEGO WYKONANIA”



Autorzy: Dariusz Kubiak, Rafał Szymczyk

Niniejszy materiał został sfinansowany ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na podstawie umowy z dnia 22 grudnia 2022 r. nr 3443/2022/Wn50/NE-PO/D o realizację zadania pn. „Wsparcie Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w realizacji zobowiązań w zakresie ocen oddziaływania na środowisko i obszary Natura 2000”.
Za jego treść odpowiada wyłącznie Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska.
Projekt autorski został zmodyfikowany przez GDOŚ.



Weryfikacja merytoryczna

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Departament Ocen Oddziaływania

na Środowisko:

Angelina Przybyłek

Katarzyna Szondelmejer

Zdjęcie na okładce:

Angelina Przybyłek, Katarzyna Szondelmejer

Spis treści

1. Wykaz skrótów	3
2. Wstęp	5
3. Ogólna charakterystyka porostów	9
4. Opis stanu badań nad przenoszeniem porostów	15
5. Dyskusja wyników badań i wynikające z nich wnioski ogólne	30
6. Wskazania rozwiązań praktycznych w zabiegach translokacji ratujących.....	39
6.1. Określenie wymagań względem wykonawców i sprzętu	39
6.2. Gatunki porostów w stosunku do których uzasadnione jest stosowanie przedmiotowych zabiegów.....	40
6.3. Opis przebiegu przenoszenia	42
6.4. Wskazanie miejsc, do których należy przenosić porosty	53
6.5. Określenie optymalnych terminów wykonania	56
6.6. Sposoby oceny skuteczności zabiegu przenoszenia okazów.....	56
7. Propozycje możliwych „dobrych praktyk”	59
8. Propozycje wytycznych (zapisów) określających warunki decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach inwestycji	62
9. Bibliografia	64

1. Wykaz skrótów

- ooś - ocena oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko
- poś – ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2025 r. poz. 647 ze zm.)
- RDOŚ – Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
- sop - strefa oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko
- uop – ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. O ochronie przyrody (Dz. U. z 2024 r. poz. 1478 ze zm.)
- uooś - ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. z 2024 r. poz. 1112 ze zm.)

2. Wstęp

Opracowanie stanowi przedmiot umowy nr 32/GDOŚ/2025 zawartej przez Wykonawcę ze Skarbem Państwa – Generalnym Dyrektorem Ochrony Środowiska z siedzibą w Warszawie, reprezentowanym przez Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska, na wykonanie opracowania pod roboczym tytułem „*Przenoszenie porostów – skuteczność działania i metodyka jego wykonania*”. Potrzeba przedmiotowego opracowania wynika z prowadzonych przez właściwe organy postępowań w zakresie oceny oddziaływania na środowisko przedsięwzięć na terenie, na którym zostały zinwentaryzowane porosty. Podstawę formalno-prawną zabiegów przenoszenia porostów związaną z powyższymi postępowaniami stanowią przepisy ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. **o ochronie przyrody** (Dz. U. z 2024 r. poz. 1478 ze zm.; art. 2 ust. 1 w związku z art. 3 pkt 1) – dalej **uop**, ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. **prawo ochrony środowiska** (Dz. U. z 2025 r. poz. 647 ze zm.) – dalej **poś**, ustawy z dnia 3 października 2008 r. **o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko** (Dz. U. z 2024 r. poz. 1112 ze zm.) – dalej **uooś** oraz stosowne akty wykonawcze.

Artykuł 4 ust. 1 uop nakłada na organy administracji publicznej obowiązek dbałości o przyrodę będącą dziedzictwem i bogactwem narodowym. Ochrona przyrody, w rozumieniu art. 2 ust. 1 ww. ustawy, polega na zachowaniu, zrównoważonym użytkowaniu oraz odnawianiu zasobów, tworów i składników przyrody, w tym: dziko występujących grzybów, grzybów objętych ochroną gatunkową, siedlisk przyrodniczych, siedlisk zagrożonych wyginięciem, rzadkich i chronionych gatunków grzybów. Zgodnie z art. 3 ust. 1 ww. ustawy cele ochrony przyrody są realizowane przez uwzględnianie wymagań ochrony przyrody w strategiach, programach i dokumentach programowych, o których mowa w art. 14 ust. 1 poś, programach ochrony środowiska przyjmowanych przez organy jednostek samorządu terytorialnego, strategiach rozwoju województw, planach zagospodarowania przestrzennego województw, strategiach rozwoju gmin, strategiach rozwoju ponadlokalnego, planach ogólnych gmin, miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego i planach zagospodarowania przestrzennego morskich wód wewnętrznych, morza terytorialnego i wyłącznej strefy ekonomicznej oraz w działalności gospodarczej i inwestycyjnej.

Według poś (art. 127 ust. 1) ochrona zwierząt oraz roślin¹ polega m.in. na: 1) zachowaniu cennych ekosystemów, różnorodności biologicznej i utrzymaniu równowagi przyrodniczej, 2) tworzeniu warunków prawidłowego rozwoju i optymalnego spełniania przez zwierzęta i roślinność funkcji biologicznej w środowisku, 3) zapobieganiu lub ograniczaniu negatywnych oddziaływań na środowisko, które mogłyby niekorzystnie wpływać na zasoby oraz stan zwierząt oraz roślin, 4) zapobieganiu zagrożeniom naturalnych kompleksów i tworów przyrody.

Obowiązek ratowania zagrożonych wyginięciem gatunków roślin, zwierząt i grzybów objętych ochroną gatunkową w szczególności spoczywa na organach ochrony przyrody. Precyzuje to art. 60 ust. 1 uop, który reguluje kwestie podejmowania przez te organy działań w postaci przenoszenia okazów grzybów [*w tym porostów - komentarz autorski*] do innych miejsc *w celu ratowania zagrożonych wyginięciem gatunków (...)* objętych ochroną gatunkową. Przepis ten odnosi się do gatunków objętych ochroną gatunkową, które znajdują się w stanie zagrożenia wyginięciem. Konsekwentnie, w akcie wykonawczym do uop, tj. rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów, w § 8 pkt. 7 *przenoszenie grzybów* [objętych ochroną ścisłą oraz częściową - komentarz autorski] *z zagrożonych stanowisk na nowe stanowiska* zostało wymienione jako jeden z możliwych do zastosowania sposobów ochrony. Obecne w tym przepisie sformułowanie *stosuje się* oznacza, że ma on być zastosowany w konkretnej sytuacji zagrożenia gatunku.

Artykuł 6 ust. 1 poś stanowi, że: *Kto podejmuje działalność mogącą negatywnie oddziaływać na środowisko, jest obowiązany do zapobiegania temu oddziaływaniu.* W przypadku kiedy ingerencji w miejsca cenne przyrodniczo nie da się całkowicie uniknąć stosuje się zasadę ograniczania (łagodzenia) oddziaływania inwestycji na środowisko oraz kompensacji strat w przyrodzie. Działania kompensujące to działania najczęściej niezależne od przedsięwzięcia inwestycyjnego, których celem jest kompensacja znaczącego niekorzystnego oddziaływania na środowisko, jakie jest spowodowane realizacją tego przedsięwzięcia [Furmankiewicz i in. 2013]. Artykuł 75 ust. 1 poś wskazuje, że w trakcie

¹ Ustawa poś wymienia jedynie zwierzęta oraz rośliny, nie odnosząc się bezpośrednio do grzybów. Wynika to z dominującego w przeszłości (nieakceptowanego obecnie) podejścia do systematyki organizmów, w którym grzyby ujmowano w grupie roślin. Obecnie grzyby stanowią odrębną od zwierząt i roślin grupę organizmów, do której zaliczane są również grzyby zliczenizowane (porosty). Takie podejście jest obecne w ustawie uop, w szczególności w jej akcie wykonawczym - rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów.

prac budowlanych inwestor realizujący przedsięwzięcie jest obowiązany uwzględnić ochronę środowiska na obszarze prowadzenia prac. Jeżeli ochrona elementów przyrodniczych nie jest możliwa, należy podejmować działania mające na celu naprawienie wyrządzonych szkód, w szczególności przez kompensację przyrodniczą (art. 75 ust. 3 poś). Ustawa definiuje kompensację przyrodniczą jako *zespół działań obejmujących w szczególności roboty budowlane, roboty ziemne, rekultywację gleby, zalesianie, zadrzewianie lub tworzenie skupień roślinności, prowadzących do przywrócenia równowagi przyrodniczej lub tworzenie skupień roślinności, prowadzących do przywrócenia równowagi przyrodniczej na danym terenie, wyrównania szkód dokonanych w środowisku przez realizację przedsięwzięcia i zachowanie walorów krajobrazowych* (art. 3 ust. 8 poś). Zgodnie z art. 75 ust. 5 poś wymagany zakres kompensacji przyrodniczej w przypadku przedsięwzięć, dla których była przeprowadzona ocena oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko na podstawie uoos, określa decyzja o środowiskowych uwarunkowaniach oraz inne decyzje, przed wydaniem których została przeprowadzona ocena oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko. Obecny w uoos artykuł 82 ust. 1 pkt 2a stwierdza, że w przypadku gdy z oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko wynika potrzeba wykonania kompensacji przyrodniczej – konieczność jej wykonania stwierdza właściwy organ. Ponadto, jeżeli z oceny wynika taka potrzeba nakłada on obowiązek działań (pkt 2b) *w celu unikania, zapobiegania, ograniczania oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko*. Jeżeli w ocenie zapisano konieczność monitorowania oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko *nakłada obowiązek monitorowania, określając jego zakres, termin i obowiązki co do przedłożenia informacji o jego wynikach regionalnemu dyrektorowi ochrony środowiska, organowi wydającemu decyzję o środowiskowych uwarunkowaniach oraz, gdy jest to uzasadnione, wskazuje inne organy, którym należy przedłożyć wyniki...* (pkt 2c). Działania w postaci ograniczania negatywnych oddziaływań przedsięwzięcia na środowisko nie zostały szczegółowo zdefiniowane zarówno w zapisach poś jak i uoos. Można je jednak utożsamiać z działaniami minimalizującymi (środkami łagodzącymi, z ang. *mitigation*), zdefiniowanymi w podręczniku *Managing Natura 2000 sites. The provisions of Article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/CEE* [European Commission, 2000] następująco: *środki mające na celu zminimalizowanie lub wręcz wyeliminowanie negatywnego oddziaływania planu lub przedsięwzięcia, w trakcie lub po zakończeniu jego realizacji*. Choć pierwotnie działania te przewidziano dla obszarów Natura 2000,

minimalizacja znajduje zastosowanie wszędzie tam, gdzie istnieje ryzyko negatywnego oddziaływania na środowisko. Minimalizowane powinno być każde negatywne oddziaływanie, w tym na siedliska i gatunki wyszczególnione w załącznikach do Dyrektywy 92/43/EEC, także poza obszarami Natura 2000 oraz na stanowiska i siedliska gatunków chronionych na całym obszarze Polski (transpozycja Dyrektywy ELD do prawa krajowego - Dyrektywa 2004/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21 kwietnia 2004 r. w sprawie odpowiedzialności za środowisko w odniesieniu do zapobiegania i zaradzania szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu) [Furmankiewicz i in., 2013].

Celem opracowania jest zaproponowanie wytycznych dotyczących ochrony gatunków porostów objętych ochroną prawną i zagrożonych, na etapie budowy i eksploatacji inwestycji, w tym wskazanie skuteczności działania polegającego na przenoszeniu porostów narażonych na zniszczenie ze względu na oddziaływania bezpośrednie, pośrednie i skumulowane oraz wskazanie metodyki jego wykonania.

3. Ogólna charakterystyka porostów

Porosty stanowią jeden z wielu przykładów specyficznych relacji grzybów z innymi organizmami, służących bardziej efektywnemu wykorzystaniu zasobów środowiska – takich jak pożywienie czy przestrzeń życiowa [Kubiak, 2024]. Obligatoryjne symbiozy z fotoautotroficznymi glonami, tradycyjnie określane mianem porostów, tworzy około 20% wszystkich gatunków grzybów (głównie z typu grzybów workowych – *Ascomycota*). Choć różnego typu relacje symbiotyczne są zjawiskiem powszechnym w przyrodzie, symbioza porostowa jest pod wieloma względami wyjątkowa. Jedną z jej najbardziej charakterystycznych cech jest ogromna liczba organizmów uczestniczących w powstawaniu i prawidłowym funkcjonowaniu plechy porostowej. Jeszcze do niedawna – od czasu odkrycia podwójnej natury porostów przez Schwendenera w 1869 roku [Honegger, 2000] – definiowano je jako wspólnotę życia heterotroficznego grzyba (mykobionta) z jednym lub dwoma fotoautotroficznymi partnerami (fotobiontami), należącymi do zielenic (fykobiont) lub cyjanobakterii (cyjanobiont) [Honegger, 1998; Nash, 2008]. Nowoczesne narzędzia i techniki badawcze, zwłaszcza w zakresie obrazowania struktury morfologicznej plechy oraz analizy obecnych w niej genomów, doprowadziły do istotnego postępu w poznaniu struktury taksonomicznej porostów oraz roli i znaczenia poszczególnych partnerów symbiozy – biontów [Cernava i in., 2017; Hawksworth, Grube, 2020; Mark i in., 2020; Allen, Lendemer, 2022; Honegger, 2022]. Obecnie wiadomo, że z plechą każdego porostu związany jest również zróżnicowany taksonomicznie i funkcjonalnie mikrobiom grzybowo-bakteryjno-wirusowy, który może obejmować setki gatunków. Co najmniej część z tych mikroorganizmów jest ściśle zintegrowana z plechą porostu i znacząco przyczynia się do jej wewnętrznej stabilności oraz odporności na czynniki zewnętrzne [Grube i in., 2009; Bates i in., 2011; Aschenbrenner i in., 2016].

Podobnie jak inne autonomiczne (aposymbiotyczne) organizmy, porosty mają własne, możliwe do określenia wymagania życiowe. Do najbardziej istotnych czynników decydujących o występowaniu tych organizmów można zaliczyć: obecność odpowiedniego substratu (w tym jego strukturę fizyczną i chemizm), wilgotność, nasłonecznienie, temperaturę, konkurencję i szeroko rozumianą antropopresję [Schöller, 1997; Nash, 2008]. Warto podkreślić, że czynniki te wzajemnie na siebie oddziałują, modyfikując swój wpływ na porosty i kształtując ostatecznie określoną niszę ekologiczną (zespół podstawowych wymagań) oraz siedlisko danego gatunku (przestrzeń odpowiednią do wykorzystania,

w tym: mikrosiedlisko – np. drzewo żywicielskie lub jego część, powierzchnia skały, płat ziemi, oraz makrosiedlisko – np. drzewostan, murawa, głazowisko). Symbiotyczny charakter i specyficzna biologia plech porostowych – a zwłaszcza uniezależnienie się od wody obecnej w podłożu (większość gatunków pobiera wystarczające ilości wody bezpośrednio z atmosfery, w postaci opadów lub pary wodnej) – umożliwiają porostom występowanie w bardzo różnorodnych, często skrajnych ekosystemach [Nash, 2008; Ellis i in., 2021]. Organizmy te spotykane są najczęściej jako: epifity (rosnące na korze drzew, krzewów i krzewinek), epiksyle (na martwym drewnie, o różnym typie i stopniu rozkładu), epility (na głazach narzutowych i mniejszych kamieniach), epigeity (na glebie – mineralnej lub organicznej). Większość gatunków porostów zasiedla tylko określony typ substratu, choć istnieją także gatunki o szerszej amplitudzie ekologicznej, zdolne do wzrostu na różnych podłożach – zarówno pierwotnych (naturalnych), jak i wtórnych (zmienionych lub wytworzonych przez człowieka). Niektóre porosty potrafią kolonizować również podłoża nietypowe, nie występujące naturalnie w środowisku – w tym materiały i konstrukcje stworzone przez człowieka, takie jak antropogeniczne substraty skalne (np. beton, tynk, cegły, dachówki), metal (np. balustrady, skorodowany złom), szkło czy tworzywa sztuczne (np. opony samochodowe). Chociaż porosty mogą zasiedlać różne nowe mikrosiedliska, należy to rozumieć jako przejaw realizacji przez nie potencjalnej niszy, nie ma natomiast wyraźnych dowodów na zdolność tych organizmów do adaptacji do nowych warunków [Löhmus i in., 2023].

Jednym z fenomenów symbioz porostowych jest to, że te złożone, wielogatunkowe zbiorowiska wykazują strukturalne i funkcjonalne podobieństwo do roślin wyższych – w szczególności do ich organów asymilacyjnych, czyli liści [Sanders, 2001]. Podobnie jak u roślin, wspólnota porostowa jest uzależniona od dopływu energii słonecznej. Energia pochłaniana przez chloroplasty (obecne w komórkach fotobiontów) inicjuje proces fotosyntezy, w wyniku którego powstają związki organiczne wykorzystywane następnie w przemianach metabolicznych w całej symbiozie porostowej. W rezultacie pozycja troficzna porostów w ekosystemie upodabnia je do roślin – pełnią one funkcję producentów, mogąc w istotnym stopniu przyczyniać się do pierwotnej produkcji biomasy, a po obumarciu uczestniczą w obiegu materii i energii. Porosty charakteryzują się powolnym tempem wzrostu, zwykle nieprzekraczającym kilku milimetrów rocznie [Armstrong, Bradwell, 2011]. Z tego względu większość tych organizmów szczególnie licznie występuje tam, gdzie

nie muszą konkutować o przestrzeń i światło ze znacznie szybciej rosnącymi roślinami naczyniowymi. Generalnie porosty są organizmami wieloletnimi i długowiecznymi. Długość życia osobników pospolitych gatunków epifitycznych wynosi w sprzyjających warunkach od kilkunastu do kilkudziesięciu lat, jednak w przypadku skorupiastych gatunków naskalnych (zwłaszcza górskich lub arktycznych) może dochodzić nawet do kilku tysięcy lat [Armstrong, Bradwell, 2010].

Poza określonymi wymaganiami względem siedliska i podłoża, istotny wpływ na występowanie porostów mają sposób ich rozmnażania oraz zdolność do rozprzestrzeniania się za pomocą określonych diaspor [Armstrong, 1987; Brunialti i in., 2021]. Należy pamiętać, że o ostatecznym efekcie decyduje nie tylko maksymalna odległość rozprzestrzeniania się, lecz przede wszystkim skuteczność „zakładania się” nowych osobników. Wymagania gatunku mogą się różnić na poszczególnych etapach jego rozwoju osobniczego, a zatem kluczem do utrzymania dużej różnorodności porostów jest zróżnicowanie siedlisk, oferujących tym organizmom szeroką gamę możliwości [Kubiak, Osyczka, 2020]. Wiele odpowiednich dla porostów stenotopowych mikrosiedlisk (czyli miejsc o specyficznym substracie lub mikroklimacie) kształtuje się jedynie w wyniku naturalnych procesów, w zbiorowiskach charakteryzujących się odpowiednio długim czasem trwania – tzw. ciągłością ekologiczną. Obecność lub brak określonych gatunków porostów, uznawanych za wskaźniki ciągłości ekologicznej danego zbiorowiska, pozwala na wymierną ocenę tego ważnego atrybutu siedliska – istotnego również dla wielu innych grup organizmów [Kubiak, 2013].

Podobnie jak w przypadku innych grup organizmów, porosty tworzą lub współtworzą z innymi organizmami określone zbiorowiska, które mają charakter mniej lub bardziej dynamiczny. Wynika to zarówno z procesów naturalnych (dynamika gatunkowa, sukcesja zbiorowisk), jak i z bezpośrednich lub pośrednich skutków działalności człowieka (zanieczyszczenie środowiska, niewłaściwe gospodarowanie zasobami przyrodniczymi). Porosty odgrywają istotną rolę w ogólnej różnorodności biologicznej Polski. W skali kraju odnotowano dotychczas występowanie 1687 gatunków [Fałtynowicz i in., 2024]. Mimo że organizmy te pełnią wiele ważnych funkcji ekosystemowych, należą do najbardziej narażonych na wymarcie. Aż 56% polskich porostów znajduje się na tzw. czerwonej liście [Cieśliński i in., 2006], która obejmuje gatunki zagrożone w różnym stopniu wyginięciem (CR, EN, VU), słabo zagrożone (LC), bliskie zagrożenia

(NT) oraz uznane za wymarłe regionalnie (RE). Lista zagrożeń dotyczących tych organizmów jest niestety długa i obejmuje przede wszystkim skutki działalności człowieka – o różnej skali oddziaływania: globalnej, regionalnej lub lokalnej [Fałtynowicz, 1997; Cieśliński, Czyżewska, 1992]. W naturalnych warunkach, dzięki swojemu symbiotycznemu charakterowi, porosty są w stanie zasiedlać szeroką gamę siedlisk, w tym również ekstremalne – chłodne, jałowe i bardzo suche. W obliczu zanieczyszczenia środowiska oraz jego antropogenicznych przekształceń organizmy te reagują jednak najczęściej negatywnie na zmiany powodowane przez człowieka, do których na ogół nie potrafią się przystosować (z wyjątkiem nielicznych gatunków eurytopowych – np. chrobotek strzępiasty *Cladonia fimbriata*, liszajec szary *Lepraria incana*, pustułka pęcherzykowata *Hypogymnia physodes*, i toksytolerancyjnych – np. misecznica proszkowata *Lecanora conizaeoides*, orzast kolisty *Phaeophyscia orbicularis*, złotorost ścienny *Xanthoria parietina*). Do najbardziej istotnych zanieczyszczeń wpływających negatywnie na porosty należy zaliczyć: dwutlenek siarki SO₂, tlenki azotu NO i NO₂ (NO_x), fluorki (specyficzne źródła punktowe – np. huty aluminium), ozon (mniej wrażliwe niż rośliny, stężenia toksyczne tylko lokalnie), nawozy sztuczne i środki ochrony roślin, pył (pokrywając plechy porostów ogranicza dostęp światła do komórek glonów, ponadto związki toksyczne zawarte w pyłe mogą uszkadzać komórki), niektóre metale ciężkie [Richardson, 1992; Bates, 2004].

Najbardziej istotne i powszechne czynniki oddziałujące negatywnie na porosty wymieniono w tabeli 1. **Należy podkreślić, że nie jest to katalog zamknięty, dlatego w zależności od rodzaju przedsięwzięcia, jego lokalizacji i skali mogą zaistnieć inne czynniki.**

Różnorodność gatunkowa porostów jest zróżnicowana w poszczególnych regionach Polski, co wynika nie tylko z naturalnych warunków danego obszaru, lecz także ze stopnia synantropizacji miejscowej szaty roślinnej oraz poziomu uprzemysłowienia (i związanego z nim zanieczyszczenia). Regiony centralnej, południowej i południowo-zachodniej Polski są generalnie bardziej przekształcone i cechują się uboższą biotą w porównaniu z północnymi i północno-wschodnimi częściami kraju [Czyżewska, 2003a; Cieśliński 2003]. Fakt ten powinien być uwzględniany przy ocenie oddziaływania na środowisko przedsięwzięć na terenach, na których zinwentaryzowano porosty. W praktyce jednak, głównym źródłem informacji w tym zakresie są regionalne „czerwone listy” – podobnie jak

lista krajowa, często nieaktualne i opracowane jedynie dla wybranych regionów Polski [Czyżewska, 2003b; Kossowska, Fabiszewski, 2004; Szczepańska, 2009].

Tabela 1. Czynniki oddziałujące negatywnie na porosty [Fałtynowicz 2003; zmienione]

Czynnik	Grupa porostów szczególnie zagrożonych	Uwagi	Skutki oddziaływania (bezpośrednie i pośrednie)
Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego	Gatunki z wszystkich siedlisk i podłoży	Duży wpływ zanieczyszczeń transgranicznych (największy wpływ ma SO ₂ oraz NO _x)	Zaburzenie procesów fizjologicznych, osłabienie odporności na stres i w efekcie zamieranie osobników, zmiany parametrów fizykochemicznych siedlisk i substratów, ekspansja nielicznych gatunków toksytolerancyjnych
Działalność gospodarcza w lasach	Porosty epifityczne, epiksyliczne i naziemne	Zmiany struktury i składu gatunkowego drzewostanów, zmiany mikroklimatu, zmniejszenie liczby starych drzew, zmniejszenie ilości murszejącego drewna	Obniżenie liczebności gatunków w związku z wycinką drzew oraz zniszczenie okazów danego porostu, brak odpowiednich siedlisk i substratów, zmiana mikroklimatu, zaburzenie międzygatunkowych połączeń biocenotycznych, problemy z dyspersją i rozprzestrzenianiem się gatunków, spadek różnorodności gatunkowej
Usuwanie starych drzew rosnących poza lasami	Porosty epifityczne	Dotyczy zwłaszcza drzew przydrożnych	Obniżenie liczebności gatunków w związku z wycinką drzew oraz zniszczenie okazów danego porostu, brak odpowiednich siedlisk i substratów, izolacja, spadek różnorodności genetycznej lokalnych populacji
Gospodarka rolna	Głównie porosty epifityczne i epiksyliczne	Negatywny wpływ środków ochrony roślin i nawozów mineralnych, zapylenie	Zaburzenie procesów fizjologicznych, osłabienie odporności na stres, zamieranie wrażliwych gatunków, ekspansja nielicznych gatunków toksytolerancyjnych
Zmiana stosunków wodnych (przesuszenie)	Głównie wilgociolubne epifity	Zwykle oddziaływanie lokalne, o niewielkim zasięgu	Zaburzenie procesów fizjologicznych, osłabienie odporności na stres, zamieranie wrażliwych gatunków, kurczenie się siedlisk i substratów, obniżenie liczebności gatunków, izolacja i spadek różnorodności genetycznej lokalnych populacji (w efekcie obniżenie odporności na obecne i przyszłe zagrożenia)
Urbanizacja	Gatunki z wszystkich siedlisk i podłoży	Niszczenie wszystkich siedlisk i podłoży; oddziaływanie lokalne	Fizyczne niszczenie osobników i populacji, kurczenie się odpowiednich siedlisk i substratów, obniżenie liczebności gatunków, izolacja i spadek różnorodności genetycznej lokalnych populacji (w efekcie obniżenie odporności na obecne i przyszłe zagrożenia)

Tabela 1. Czynniki oddziałujące negatywnie na porosty [Fałtynowicz 2003; zmienione] cd.

Czynnik	Grupa porostów szczególnie zagrożonych	Uwagi	Skutki oddziaływania (bezpośrednie i pośrednie)
Motoryzacja	Głównie epifity	Zanieczyszczenie, rozbudowa infrastruktury związanej z drogami	Negatywny wpływ zanieczyszczeń i zmian mikroklimatu, fizyczne niszczenie osobników i populacji, kurczenie się istotnych dla lichenobioty epifitycznej siedlisk i substratów w postaci zadrzewień przydrożnych, obniżenie liczebności gatunków, izolacja i spadek różnorodności genetycznej lokalnych populacji (w efekcie obniżenie odporności na obecne i przyszłe zagrożenia), problemy z dyspersją i rozprzestrzenianiem się gatunków
Turystyka	Głównie porosty epilityczne	Dewastacja powierzchni głazów narzutowych na niżu oraz skał w górach; oddziaływanie lokalne	Fizyczne niszczenie osobników i populacji, obniżenie liczebności gatunków, izolacja i spadek różnorodności genetycznej lokalnych populacji (w efekcie obniżenie odporności na obecne i przyszłe zagrożenia)
Eksploracja surowców naturalnych	Gatunki z wszystkich siedlisk i podłoży	Kopalnie odkrywkowe, lokalne żwirownie, kamieniołomy, pozyskiwanie kamieni i głazów na niżu dla potrzeb budownictwa; oddziaływanie lokalne	Fizyczne niszczenie osobników i populacji, obniżenie liczebności gatunków, izolacja i spadek różnorodności genetycznej lokalnych populacji (w efekcie obniżenie odporności na obecne i przyszłe zagrożenia); zmiany parametrów środowiska w skali regionalnej
Zanieczyszczenie wód cieków	Gatunki epilityczne	Zanikanie porostów rosnących na głazach leżących w nurcie rzek i potoków oraz na ich brzegach; dotyczy północnej Polski oraz terenów podgórsko-górskich	Zamieranie osobników i populacji, obniżenie liczebności gatunków, izolacja i spadek różnorodności genetycznej lokalnych populacji (w efekcie obniżenie odporności na obecne i przyszłe zagrożenia)
Zbieractwo	Gatunki z wszystkich siedlisk i podłoży	Florystyka, zbiór w celach naukowych	Fizyczne niszczenie osobników i populacji, obniżenie liczebności gatunków, izolacja i spadek różnorodności genetycznej lokalnych populacji (w efekcie obniżenie odporności na obecne i przyszłe zagrożenia)
Zmiany klimatu	Głównie epifity	Utrata konkretnych gatunków forofitów, zmniejszanie odpowiednich podłoży i siedlisk dla porostów	Zamieranie drzew i drzewostanów

4. Opis stanu badań nad przenoszeniem porostów

Przenoszenie osobników (okazów) zagrożonych gatunków na nowe stanowiska oraz zwiększanie liczebności istniejących lokalnych populacji to znany od dawna i często praktykowany sposób czynnej ochrony gatunków. Najstarsze udokumentowane działania tego typu pochodzą z końca XIX wieku i dotyczą zwierząt [Morris i in., 2021]. Jednym z pierwszych opisanych przykładów przenoszenia porostów, przeprowadzonego w celu ratowania zagrożonej zniszczeniem populacji, był zabieg przeprowadzony przez Gilberta w 1980 r. w Wielkiej Brytanii, dotyczący translokacji listkowatego makroporostu *Lobaria amplissima* [Gilbert 1991, 2022; zobacz: szczegółowy opis pracy poniżej]. Kolejne eksperymenty z przenoszeniem porostów, podejmowane w celu odbudowy ich lokalnych populacji, datowane są na lata 90. XX w. [Smith, 2014]. Warto jednak dodać, że zabiegi te bazują na wynikach licznych eksperymentów prowadzonych już od lat 50-tych XX wieku, w których porosty przenoszono w celach badawczych – m.in. w celu analizy wpływu wybranych czynników środowiskowych (siedliskowych) na wzrost i rozwój poszczególnych gatunków oraz do monitorowania zanieczyszczenia powietrza za pomocą przeniesionych okazów [Brodo, 1961; Le Blanc, Rao, 1973; Jóźwiak i in., 2010; Mallen-Cooper, Cornwell, 2020]. W tym kontekście zabiegi takie określa się najczęściej terminem „transplantacji” (ang. *transplantation*). Choć badania te nie odnoszą się bezpośrednio do zagadnień konserwatorskich, dostarczają nam konkretnej wiedzy o biologii i ekologii porostów, która może zostać wykorzystana przy planowaniu czynnej ochrony tych organizmów – w szczególności zabiegów ich przenoszenia na nowe stanowiska. Eksperymenty z przeszczepami, w których osobniki lub ich zbiorowiska są przenoszone do miejsc o odmiennych warunkach środowiskowych, stanowiły istotny wkład w rozwój ekologii eksperymentalnej [Mallen-Cooper, Cornwell, 2020].

Przenoszenie porostów w celu ich ochrony (konserwatorskiej) przyjęło się określać terminem „translokacja” (ang. *translocation*) [Smith 2014]. W zależności od celu działania możemy mówić o translokacji konserwatorskiej sensu stricto, wzmocnieniu populacji lub ponownym wprowadzeniu (reintrodukcji) osobników danego gatunku (tab. 2). Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody (IUCN) definiuje translokacje ochronne jako *celowe przemieszczanie i wprowadzenie żywego organizmu, którego głównym celem jest korzyść dla ochrony: zazwyczaj obejmuje to poprawę stanu ochrony gatunków ogniskowych [kluczowych – komentarz autorski] lokalnie lub globalnie lub przywrócenie naturalnych*

funkcji lub procesów ekosystemu [Guidelines, 2013]. Ponieważ cytowane wytyczne wyraźnie podkreślają, że translokacje konserwatorskie dotyczą populacji przeniesionych gatunków lub ekosystemów, które te gatunki zajmują, pojęcie to nie może być używane w odniesieniu do sytuacji, w których korzyści odnoszą wyłącznie przeniesione osobniki. Wielu autorów odróżnia działania ukierunkowane na osiągnięcie określonych korzyści środowiskowych od zabiegów podejmowanych jako wymóg prawny – np. w celu zrekompensowania skutków zniszczeń związanych z realizacją inwestycji [Diallo i in., 2023; Doyle i in., 2023, 2024]. Jak wspomniano we wstępie, podejmowanie (nakaz) działań w postaci przenoszenia okazów grzybów (w tym porostów) na inne stanowiska, w celu ratowania zagrożonych wyginięciem gatunków, wynika bezpośrednio ze wskazanych aktów prawnych. W § 8 pkt 7 Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie ochrony gatunkowej grzybów (aktu wykonawczego w stosunku do uop) *przenoszenie grzybów* [objętych ochroną ścisłą oraz częściową – komentarz autorski] *z zagrożonych stanowisk na nowe stanowiska* zostało wskazane jako jeden ze sposobów ochrony gatunków prawnie chronionych. Mając na uwadze powyższe, proponujemy stosowanie dla działań będących przedmiotem niniejszego opracowania terminów: „**translokacje ratujące**” (ang. *rescue translocations, rescue operations*) lub „**translokacje łagodzące**” – odnoszące się do działań mających na celu kompensację negatywnych skutków inwestycji (ang. *mitigation translocation*). W sensie konserwatorskim pojęcie translokacji może być stosowane w odniesieniu do kompleksowych programów ochrony gatunków zagrożonych wyginięciem, o których mowa m.in. w art. 57 ust. 1 uop. W literaturze krajowej zabiegi przenoszenia osobników gatunku określane są również terminem „metaplantacja” [Jermaczek, 1999], jednak pojęcie to zasadniczo nie występuje w piśmiennictwie zagranicznym.

Liczba artykułów naukowych zawierających wątek przenoszenia porostów w różnych kontekstach jest bardzo duża. Podjęto nawet próby przeglądu i syntezy dotychczasowego stanu wiedzy w tym zakresie [Smith, 2014; Mallen-Cooper, Cornwell, 2020; Steele, 2021; Kong i in., 2022]. W dostępnej literaturze zdecydowanie dominuje jednak tradycyjny nurt bioindykacyjny. Translokacje jako metody ochrony najbardziej zagrożonych gatunków są stosowane rzadko, ponieważ wymagają ogromnego nakładu pracy, szerokiej wiedzy o biologii i ekologii konkretnego gatunku, a przy tym ich rezultaty są obarczone dużą niepewnością. Dla porównania, **ochrona siedlisk uznawana jest powszechnie za najskuteczniejszy sposób ochrony gatunków** [Fałtynowicz, 2021a;

Diallo i in., 2023]. Bardzo rzadko spotyka się ogólnodostępne sprawozdania z translokacji ratunkowych lub łagodzących, zwłaszcza takie, które zawierałyby rzetelną ocenę skuteczności podjętych działań. Tego rodzaju raporty na ogół nie są recenzowane przez specjalistów i pozostają niepublikowane, co sprawia, że nie są publicznie dostępne.

Tabela 2. Definicje terminów związanych z przenoszeniem organizmów – na podstawie wytycznych IUCN/SSC [za Morris i in., 2021].

Termin	Definicja	Synonim
Translokacja konserwacyjna (ang. <i>conservation translocation</i>)	Przemieszczanie w celach konserwacyjnych oznacza celowe przemieszczenie i wprowadzenie żywego organizmu, którego głównym celem jest uzyskanie korzyści dla jego ochrony. Zazwyczaj obejmuje to poprawę statusu ochrony gatunków kluczowych na poziomie lokalnym lub globalnym lub przywrócenie naturalnych funkcji bądź procesów ekosystemowych.	–
Wzmocnienie (ang. <i>reinforcement</i>)	Wzmocnienie to celowe przemieszczenie organizmów i ich wprowadzenie do istniejącej populacji osobników tego samego gatunku.	Powiększenie (ang. <i>augmentation</i>); Uzupełnienie (ang. <i>supplementation</i>)
Ponowne wprowadzenie (ang. <i>reintroduction</i>)	Reintrodukcja to celowe przemieszczenie i wprowadzenie organizmu w obrębie jego rodzimego zasięgu, z którego wcześniej ustąpił.	

Wybrane opracowania dotyczące przenoszenia porostów z uwypukleniem celu badań oraz zastosowanej metodyki:

1. Scheidegger C. 1995. Early development of transplanted isidioid soredia of *Lobaria pulmonaria* in an endangered population. *Lichenologist* 27(5): 361-374.

Badania przeprowadzono na populacji rzadkiego, wymierającego w Europie epifitycznego makroporostu — granicznika płucnika (*Lobaria pulmonaria*) — w kantonie Aargau (Szwajcaria) w żyznej buczynie *Melico-Fagetum*. Celem eksperymentu było sprawdzenie, czy przyżyciowe pobranie naturalnie wytwarzanych sorediów, ich osadzenie na sztuczne podłoża oraz translokacja na nowe stanowiska może skutecznie zwiększyć liczebność populacji. Diaspory wegetatywne z dojrzałej plechy pobrano za pomocą mokrego pędzla i przeniesiono do szalek Petriego z wodą destylowaną. Następnie, w ciągu 30 minut,

przeszczepiono je na dwa rodzaje podłoży: krążki z gazy chirurgicznej (8 mm średnicy) oraz krążki kory jesionu (wysuszone i przechowywane na powietrzu). Diaspory nanoszono pipetą lub pędzlem, umieszczając je precyzyjnie w oczkach gazy lub naturalnych pęknięciach kory. Krążki z gazy przymocowano aluminiowymi zszywkami do pni drzew-gospodarzy, natomiast krążki kory przyklejono klejem Rilacol SLB 3. Drzewa akceptorowe wybrano zgodnie z wiedzą ekspercką autora na temat potencjalnych siedlisk tego porostu. W określonych odstępach czasowych (2, 4, 6, 8, 10, 12 i 15 miesięcy) pobierano próbki do analizy mikroskopem skaningowym (SEM). Pozostałe dyski fotografowano w tych samych odstępach czasu, a następnie nieregularnie przez 3 lata. Eksperyment wykazał, że strzępki mocujące inicjalną plechę rozwinęły się z diaspor po 2–4 miesiącach, a później utworzyły się wierzchołkowe lub boczne pseudomerystatyczne strefy wzrostu, które po 15 miesiącach przekształciły się w płyty o szerokości 0,5 mm (charakterystyczne dla tego liściastego porostu). Gaza chirurgiczna okazała się lepszym podłożem do wzrostu i rozwoju młodocianych plech z przeszczepionych diaspor wegetatywnych. Zapewniała wystarczająco dużo bezpiecznych miejsc dla przetrwania w krytycznym okresie ich rozwoju. Wielką jej przewagą nad krążkami kory było to, że tę pierwszą można przymocować do forofitu i ostrożnie zintegrować z delikatną topografią perydermy (w tym pokrywą mszaków) bez zmiany chemizmu i wilgotności podłoża. Czas potrzebny do rozwoju zróżnicowanych płatów z diaspor nie różnił się między podłożem z gazy a dyskiem z kory. Badania wykazały jednak bardzo duże straty diaspor na obu typach substratu w początkowym okresie eksperymentu – większość (80%) została utracona w ciągu pierwszych 2 miesięcy, z powodu aktywności roślinożerców oraz higroskopijnych ruchów diaspor i podłoża, podczas naturalnych procesów wysuszania i nawilżania.

2. Gilbert, O.L. 2002. *A transplant operation involving Lobaria amplissima; The first twenty years. Lichenologist 34: 267–269.*

Praca przedstawia 20-letnie wyniki translokacji plech *Lobaria amplissima* w parku Wielkiej Brytanii. Jej powodem była konieczność usunięcia w 1980 roku ze względów bezpieczeństwa jesionu wyniosłego, na którym rosły plechy tego bardzo rzadkiego gatunku. Podjęto akcję ratunkową (Rada Ochrony Przyrody, obecnie English Nature), która polegała na przeniesieniu plech porostu na inne drzewa (dąb, jesion i platan) w parku. Wykonano

14 przeszczepów w postaci kawałków kory (ok. 5x3 cm) z przyczepionymi do nich fragmentami plech, które następnie przyklejono do pni drzew-biorców. Efektywność przeszczepów monitorowano przez dwadzieścia lat, obrysowując plechy na folii polietylenowej wodoodpornym markerem i sporządzając notatki. Jednocześnie monitorowano pozostałą naturalną populację tego gatunku w parku. Pierwsze wyniki wraz ze szczegółami zastosowanej metodyki opublikowano po dziesięciu latach (Gilbert 1991). Kolejne sprawozdanie opublikowano po 20 latach, co stanowi jeden z najdłuższych monitorowanych przypadków translokacji porostów. Przeszczepy monitorowano sześć razy w ciągu dwudziestu lat. Uzyskane wyniki wskazują, że przeszczepy, które przetrwały pierwszy rok po translokacji, miały wysokie prawdopodobieństwo przekształcenia się w żywotne, stabilnie rozwijające się plechy. W okresie pierwszych dziesięciu lat największe straty odnotowano w pierwszych dwunastu miesiącach, a były one spowodowane odrywaniem się słabo umocowanych fragmentów kory. Po dwóch latach zaobserwowano nowe odcinki plechy, które wytworzyły własne przyczepy na drzewie żywicielskim. Do dziesiątego roku większość z nich przekształciła się w zdrowo wyglądające, mocno przytwierdzone rozety. W ciągu kolejnych dziesięciu lat obserwowano zarówno dalsze wzrosty, jak i regularne, niewielkie straty; zmiany te odnotowano zarówno w przypadku plech przeszczepionych, jak i pozostałej naturalnej populacji tego gatunku.

3. Lidén, M., Pettersson, M., Bergsten, U., Lundmark, T. 2004. *Artificial dispersal of endangered epiphytic lichens: a tool for conservation in boreal forest landscapes. Biological Conservation, 118(4): 431-442.*

Celem badania była ocena przeżywalności i żywotności fragmentów krzaczkowatych porostów epifitycznych (*Evernia divaricata* i *Ramalina dilacerata*) po zabiegu translokacji, obejmującym fragmenty plechy o różnej wielkości oraz różne sposoby ich mocowania. Eksperyment przeprowadzono w trzech typach lasów borealnych w północnej Szwecji. Translokacji dokonano w tych samych drzewostanach, z których pobrano plechy, przenosząc je na drzewa, na których dany gatunek nie występował. Plechy przenoszono na siedliska odpowiadające naturalnemu występowaniu gatunku – tj. na gałęzie świerka (jedna gałąź skierowana na północ i jedna na południe - po 2 plechy na 1 gałąź). Aby zapobiec ewentualnej konkurencji, w miejscach mocowania usunięto inne porosty.

Plechę przymocowano do drzewa za pomocą nici nylonowej. Jeden z dwóch fragmentów na każdej gałęzi został dodatkowo osłonięty kokonem wykonanym z agrowłókniny (HPJ Fiberduk 17 g/m², HP). Uznano, że taka osłona może zwiększać wilgotność powietrza, a także chronić przed roślinożercami, konkurencją i trudnymi warunkami atmosferycznymi. Łącznie przeszczepiono 40 fragmentów (o długości 30 mm) na dziesięć losowo wybranych drzew, w ciągu dwóch godzin od pobrania materiału. Fragmenty monitorowano trzykrotnie przez okres 1 roku (od marca do sierpnia), przyznając każdemu z nich ocenę żywotności w zakresie od 5 do 0 (gdzie: 5 – całkowicie żywotny, 0 – martwy). Po roku eksperymentu poziom przeżywalności był wysoki we wszystkich typach siedlisk (85-97,5%). Ponadto, w przypadku wszystkich zachowanych plech odnotowano niewielki wzrost. Badania wykazały zasadność zastosowania agrowłókniny – plechy osłonięte cechowała większa żywotność w porównaniu z nieosłoniętymi.

4. Ryś A. 2006. *Granicznik płucnik Lobaria pulmonaria i jego ochrona w Lasach Państwowych. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 8/4: 288-302. [por. Ryś A. 2005. *Granicznik płucnik w Lasach Państwowych i jego ochrona. DGLP, Warszawa*]

Opracowanie raportuje wyniki badań przeprowadzonych w 2001 r. w ramach projektu „Ochrona stanowisk granicznika płucnika *Lobaria pulmonaria* w Polsce północno-wschodniej”. Podstawowym celem prac było poznanie występowania tego porostu na obszarze wybranych kompleksów leśnych (puszczańskich) RDLP w Białymstoku i Olsztynie (badania sfinansowane ze środków EkoFunduszu). W kolejnych latach, w okresie 2004-2005, w ramach projektu „Rozmieszczenie i ochrona stanowisk granicznika płucnika *Lobaria pulmonaria* dla potrzeb programów ochrony przyrody dla nadleśnictw”, rozszerzono zakres badań na teren kolejnych dyrekcji regionalnych (Szczecin, Szczecinek, Piła, Toruń, Gdańsk, Olsztyn, Lublin, Krosno, Kraków i Katowice). Dodatkowym elementem raportowanych działań były wstępne wyniki prób „implantacji” plech granicznika płucnika, przeprowadzonych na terenie Nadleśnictwa Strzałowo. Jak podaje autor, pomysł przenoszenia plech granicznika pojawił się w związku z powaleniem przez wiatr klonu, na którym rosło około 100 plech tego rzadkiego i zagrożonego porostu. Metodykę zabiegu przyjęto za publikacją szwajcarskiego lichenologa C. Scheideggera,

choć autor opracowania nie podaje bezpośredniego odniesienia do tej literatury. Plechy do przeszczepu pobrano bezpośrednio z powalonego klonu oraz wykorzystano do tego celu plechy, które odpadły wcześniej od drzewa (silny wiatr, intensywne opady deszczu i mokrego śniegu oraz odkuwanie od podłoża przez dziecięcy i kowaliki). Pierwsze przeszczepy (na wzór procedury opisanej przez C. Scheideggera) przyczepiano do podłoża za pomocą nierdzewnych zszywek tapicerskich. Niestety, po kilkunastu dniach – według autora na skutek silnego działania kwasów porostowych – zszywki zaczęły rdzewieć, powodując przebarwienia plechy, które następnie w tych miejscach obumierały. Podobne efekty obserwowano przy zastosowaniu nierdzewnych pinesek oraz cienkich drucików miedzianych (choć w tym ostatnim przypadku w mniejszym stopniu). Dopiero zużycie nici bawełnianych i małych gwoździków przyniosło pożądane rezultaty – plechy nie ulegały przebarwieniom, a nici można było łatwo usunąć po przyrośnięciu plech do podłoża plech; gwoźdźki, wbijane w korę, również były usuwane. Zdaniem autora, przy zastosowaniu tej metody plechy przyjmowały się i dobrze rosły, zachowując „dobrą kondycję fizjologiczną”. Trudno jednak jednoznacznie ocenić ten aspekt, ponieważ nie przeprowadzono żadnych pomiarów fizykochemicznych. Łącznie w okresie od lipca 2001 do grudnia 2003 r. wykonano 290 implantów na terenie 7 nadleśnictw RDLP Olsztyn oraz 3 nadleśnictw RDLP Białystok. Według autora projektu, zabieg zakończył się powodzeniem, choć brak jest bardziej konkretnych i zweryfikowanych danych potwierdzających ten sukces.

5. Roturier, S., Bäcklund, S., Sundén, M., Bergsten, U. 2007. *Influence of ground substrate on establishment of reindeer lichens after artificial dispersal. Silva Fennica, 41 :269–280.*

Celem eksperymentu było ilościowe określenie zdolności fragmentów plechy chrobotka łagodnego (*Cladonia mitis*) (o różnych rozmiarach) do osiedlania się i rozwoju po ich translokacji do różnych siedlisk oraz na różne typy podłoża, w kontekście konfliktu między tradycyjną, ekstensywną hodowlą reniferów z zasadami prowadzenia gospodarki leśnej – w szczególności przygotowania gruntu pod uprawę, skutkującym drastycznym niszczeniem naturalnej pokrywy mszysto-porostowej. Eksperyment przeprowadzono w Lasach Doświadczalnych Vindeln w północnej Szwecji. Wykorzystano w nim fragmenty

plech zebrane z okolicznych terenów, przepłukane wodą i pocięte na odcinki o długości 1 lub 3 cm (licząc od szczytu podecjów, z uwagi na znaczenie największego zagęszczenia komórek fotobiontycznych w tej części plechy). Każdy fragment oznaczono, przywiązując do jego podstawy cienką czerwoną bawełnianą nitkę, w celu odróżnienia ich od fragmentów mogących zostać przyniesionych przez wiatr. Fragmenty rozmieszczono ręcznie, w dwóch układach siedliskowych – w borze sosnowym w średnim wieku oraz na terenie pozrębowym – w kwadratach o boku 1×1 m, na czterech różnych typach podłoża: gleba mineralna, mech, gałązki i kora sosnowa (w dwóch wariantach jej wielkości). Eksperyment rozpoczęto w październiku, a jego przebieg monitorowano corocznie przez 3 lata. Wyniki dokumentowano za pomocą zdjęć cyfrowych, które poddano obróbce przy użyciu stosownego oprogramowania. Zebrane dane poddano analizie statystycznej. Badania analizujące przemieszczenie się fragmentów po roku od ich rozproszenia wykazały, że 70% i 94% pozostało w kwadratach badawczych, odpowiednio w drzewostanie zrębowym i leśnym. W tym drugim przypadku nie zaobserwowano istotnych różnic między badanymi podłożami, co miało znaczenie w przypadku drzewostanu pozrębowego. Tempo przemieszczania się fragmentów porostów było w tym przypadku najwyższe na podłożu mineralnym, gdzie tylko 7% fragmentów pozostawało w promieniu 3 cm od punktów rozproszenia, a 15% w promieniu 5 cm. Na podłożach z mchu i gałązek odpowiednio 70 i 76% sztucznie rozproszonych fragmentów pozostało w promieniu 3 cm, a 83 i 92% w promieniu 5 cm od ich pierwotnego położenia. W zrębie zupełnym istotne różnice w utrwalaniu się fragmentów porostów stwierdzono również między płatami grubej i cienkiej kory, na korzyść tej pierwszej. Wielkość odcinków plechy miała również istotny wpływ na liczbę fragmentów pozostałych w kwadratach; odpowiednio 77% fragmentów o średnicy 1 cm i 87% fragmentów o średnicy 3 cm pozostało w ich obrębie. Badania wykazały, że wielkość fragmentów plechy oraz odpowiednie przygotowanie podłoża mogą w istotnym stopniu wpłynąć na końcowy efekt translokacji naziemnych chrobotków.

6. Mežaka A. 2014. *Transplantation experiments with Neckera pennata and Lobaria pulmonaria in nemoral woodland key habitat and managed forest. Folia Cryptogamica Estonica 51: 61–66.*

Celem pracy była ocena wymagań siedliskowych granicznika płucnika (*Lobaria pulmonaria*) oraz jego zdolności do wzrostu w dwóch typach lasów, na podstawie eksperymentu z translokacją fragmentów plech tego porostu. Badania przeprowadzono w lesie naturalnym i gospodarczym na terenie Łotwy. Do translokacji wybrano fragmenty plechy o powierzchni około 9 cm², pobrane na wysokości 1,20 m z pięciu jesionów. Przeszczepy mocowano do pni drzew za pomocą żyłki oraz fragmentów sieci rybackiej, uprzednio usuwając porosty i mchy z miejsc mocowania. Wszystkie przeszczepy przeniesiono w dniu pobrania, spryskując każdy wodą destylowaną w celu zmniejszenia stresu fizjologicznego. Eksperyment rozpoczęto w listopadzie, a pierwsza kontrola została przeprowadzona po pięciu miesiącach. Powtarzano ją w podobnych okresach czasu przez trzy kolejne lata. Podczas kontroli wykonywano zdjęcie cyfrowe każdego przeszczepu, na podstawie którego oceniano żywotność według czterostopniowej skali umownej. Wyniki badań wykazały m.in., że żyłka i sieć rybacka nie są wystarczająco elastyczne, aby skutecznie utrzymać przeszczepy, a dodatkowo ulegały uszkodzeniom na skutek zimowych przymrozków. Znacznie lepsze rezultaty uzyskano przy zastosowaniu bawełnianego bandaża medycznego, który charakteryzował się większą elastycznością i zachowywał właściwości uciskowe nawet w niskich temperaturach. Po trzech latach eksperymentu zachowało się ponad 85% plech przymocowanych za pomocą bandażu medycznego i 75% plech przymocowanych za pomocą żyłki lub sieci rybackiej.

7. Zarabska-Bożejewicz D., Studzińska-Sroka E., Fałtynowicz W. 2015. Transplantation of lichen thalli: a case study on *Cetraria islandica* for conservation and pharmaceutical purposes, *Fungal Ecology* 16: 34-43.

Celem pracy była ocena zmian biomasy oraz składu chemicznego translokowanych plech naziemnego, krzaczkowatego porostu – płucnicy islandzkiej (*Cetraria islandica*). Przeszczepy składały się z fragmentów o długości do 3 cm (w dwóch wariantach wagowych – o łącznej masie 3,85 i 7,88 g) oraz z niepodzielonych plech (o masie 12,62 g). Dodatkowo, wyznaczono poletka kontrolne, z których usunięto całą roślinność oraz porosty. Badania przeprowadzono w Borach Tucholskich, w typowym dla tego gatunku drzewostanie sosnowym (*Leucobryo-Pinetum*). Obserwacje i pomiary prowadzono przez okres trzech lat. Wyniki badań wykazały, że sztuczne rozproszenie fragmentów plech może przyczynić

się do zwiększenia zasięgu występowania tego porostu, jak również do wzrostu jego ogólnej biomasy. Stwierdzono ponadto, że procent pokrycia i przyrost biomasy zależały od początkowej masy zastosowanych fragmentów – większe wykazywały większą stabilność i mniejsze ryzyko przemieszczania się poza powierzchnie badawcze. Równocześnie ustalono, że proces translokacji nie wpływał na skład chemiczny porostów. W badaniach zastosowano metodę oceny biomasy polegającą na zbiorze plech z powierzchni badawczych i ważeniu ich w warunkach laboratoryjnych po wysuszeniu.

8. Brooker, R.W., Brewer, M., Britton, A.J., Eastwood, A., Ellis, C., Gimona, A., Poggio, L. & Genney, D.R. 2017. *Feasibility study: translocation of species for the establishment or protection of populations in northerly and/or montane environments. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 913.*

Raport opracowany przez *Scottish Natural Heritage* (SNH) - instytucję rządową powołaną w celu ochrony i zarządzania dziką przyrodą, siedliskami przyrodniczymi i krajobrazem Szkocji – przedstawia wyniki pięcioletnich badań terenowych i eksperymentalnych translokacji porostu oskrzelki niwalnej (*Nephromopsis nivalis*) [=płucnica niwalna (*Flavocetraria nivalis*)] w paśmie górskim Cairngorms (Grampiany Wschodnie) w Szkocji. Gatunek ten, o charakterze arktyczno-alpejskim, w Polsce występuje głównie w wysokich górach (Tatry, Karkonosze, Babia Góra), z pojedynczymi stanowiskami na niżu (Mierzeja Wiśłana, Bory Tucholskie). Podstawowym celem badań było sprawdzenie, czy możliwe jest opracowanie modelu prognostycznego umożliwiającego wskazanie potencjalnych, odpowiednich siedlisk dla tego gatunku – zarówno w obrębie jego obecnego zasięgu, jak i poza nim – szczególnie w kontekście prognozowanych zmian klimatycznych. Uwzględniono szereg czynników środowiskowych i klimatycznych, a także zmienne związane z samym procesem translokacji, które następnie poddano analizie statystycznej i wykorzystano w modelowaniu. W ramach eksperymentu testowano m.in. efektywność zabiegu translokacji metodą „take and replace” [pol. „pobierz i zastąp”], polegającej na pobraniu okazu porostu i pozostawieniu go w tym samym miejscu, co pozwala wyeliminować wpływ zabiegu przenoszenia z puli potencjalnie negatywnych dla procesu translokacji zdarzeń. Do przeszczepu wykorzystano fragmenty plech o długości 3–4 cm, uzyskane poprzez podział większych osobników. Przed pobraniem plechy-dawców

zwilżano wodą demineralizowaną, a po osiągnięciu odpowiedniej elastyczności umieszczano je w plastikowych torebkach i transportowano w chłodnych warunkach do laboratorium. Tam oczyszczano je wodą demineralizowaną, suszono w temperaturze pokojowej przez dwa dni i ważono. Przed umieszczeniem ich ponownie w terenie, przeszczepy nawilżano. Aby ograniczyć kontakt z przeszczepem podczas umieszczania w środowisku, do fragmentu plechy przywiązywano czerwoną bawełnianą nitkę. Dodatkowo, środkową część przeszczepu delikatnie owijano cienkim drucikiem w plastikowej osłonie, którego drugi koniec mocowano do niewielkiego metalowego kołeczka, stabilizującego cały układ. Efektywność translokacji oceniano na podstawie przeżywalności przeszczepionych okazów oraz zmian ich wielkości i biomasy – ten ostatni parametr analizowano laboratoryjnie po zakończeniu eksperymentu. Przeprowadzono cztery warianty doświadczenia: kontrolny oraz trzy obejmujące różne sposoby aktywnego zarządzania przeszczepami. Wyniki badań wykazały bardzo wysoką przeżywalność przeniesionych plech (blisko 100%), co według autorów wskazuje zarówno na brak istotnie negatywnego wpływu procesu translokacji, jak i na odpowiednią jakość zajętych przez ten gatunek siedlisk. Sam fakt pojawienia się gatunku na nowym stanowisku nie musi bowiem oznaczać, że jego populacja będzie trwała. Może on być podatny na opóźniony efekt różnego typu oddziaływań – np. w postaci konkurencji międzygatunkowej. W efekcie stanowisko to może mieć charakter efemeryczny. Autorzy badań uznali, że stwierdzony przez nich brak tego typu negatywnych oddziaływań - dotyczący osobników narażonych na stres spowodowany zabiegiem pobrania okazu porostu i pozostawieniu go w tym samym miejscu, może stanowić dowód na właściwy stan środowiska.

9. Mežaka A., Ryabcev I.S., Ryabceva I.M., Urbanavichene I.N. 2021. Lichen transplantation method success in temperate forests: case studies in Russia and Latvia. *Materiały Mordowskiego Państwowego Rezerwatu Przyrody im. P. G. Smidowicza* 27: 236-244.

[<https://cyberleninka.ru/article/n/lichen-transplantation-method-success-in-temperate-forests-case-studies-in-russia-and-latvia>]

Jednym z aspektów pracy była ocena skuteczności zabiegu translokacji skorupiastych porostów epifitycznych: *Chaenotheca ferruginea*, *Graphis scripta* i *Pertusaria* [=Lepra]

albescens. Eksperyment przeprowadzono w lasach obwodu leningradzkiego w Rosji. Plechy porostów pobierano wraz z substratem – fragmentem kory drzewa-gospodarza (jodły – w przypadku *Ch. ferruginea* i olszy – w przypadku *G. scripta* i *P. albescens*) – i przenoszono na odpowiednie drzewa docelowe. Miejsca te wcześniej oczyszczano z zewnętrznych warstw łuszczącej się kory, tak by odpowiadały kształtem i wielkością przeszczepianym fragmentom. W badaniach zastosowano osiem wariantów mocowania: żel karboksymetylocelulozowy (CMC, tzw. guma celulozowa), maść ogrodnicza („graft seal” GS), klej wodny na bazie polioctanu winylu (PVA), kleje akrylowe i cyjanoakrylowe („superklej”), wariant mechaniczny z pineskami oraz warianty łączone. Łącznie przeszczepiono 654 próbki *C. ferruginea*, 210 próbek *G. scripta* i 80 próbek *P. albescens*. Stan zachowania przeszczepionych fragmentów oraz kondycję porostów oceniano według umownej, sześciostopniowej skali. Warto odnotować, że autorzy podjęli próbę oceny sukcesu kolonizacji nowego substratu przez badane gatunki. W tym celu z obszarów otaczających przeszczepy wypłukiwano zarodniki i propagule wegetatywne wodą destylowaną. Obecność diaspor oceniano mikroskopowo na podstawie przygotowanych preparatów. Pod względem skuteczności mocowania najlepsze wyniki uzyskano przy zastosowaniu kleju PVA. Dobre rezultaty przyniosły również warianty łączone, wykorzystujące mocowanie mechaniczne w połączeniu z maścią ogrodniczą lub cyjanoakrylem. Najmniej efektywne okazały się mocowania przy użyciu CMC i klejów akrylowych. Po dwóch latach eksperymentu zachowało się 57% próbek *C. ferruginea* oraz ponad 60% próbek *G. scripta* i *P. albescens*. Wszystkie zachowane przeszczepy były żywotne, jednak we wszystkich przypadkach odnotowano wyraźne pogorszenie ich kondycji.

10. Szymczyk R. 2022. Dziesięcioletni monitoring stanu plech biedronecznika Jeckera (*Punctelia jeckeri*) na stanowiskach zastępczych wykonany zgodnie z warunkami określonymi w decyzji Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie.

Szymczyk R. 2012. Metaplantacja plech biedronecznika Jeckera (*Punctelia jeckeri*) z drzewa rosnącego przy drodze wojewódzkiej nr 650 na odcinku Banie Mazurskie - Węgorzewo na uprzednio wybrane stanowiska alternatywne, zgodnie z warunkami określonymi w decyzji Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie.

Szymczyk R. 2013. Metaplantacja plech biedronecznika Jeckera (*Punctelia jeckeri*) z drzewa rosnącego przy drodze wojewódzkiej nr 650 na odcinku Kętrzyn - Srokowo na uprzednio wybrane

stanowiska alternatywne, zgodnie z warunkami określonymi w decyzji Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie.

Raport przedstawia wyniki 10-letniego monitoringu plech biedronecznika Jeckera (*Punctelia jeckeri*)(syn. *Punctelia ulophylla* biedronecznik wzniesiony) przeniesionych na drzewa przydrożne w województwie warmińsko-mazurskim. Zabieg translokacji przeprowadzono w 2012 roku na zlecenie Zarządu Dróg Wojewódzkich w Olsztynie, w związku z przebudową dróg, która wiązała się z koniecznością usunięcia drzew zasiedlonych przez ten gatunek porostu. Translokację plech biedronecznika Jeckera wykonano na podstawie wytycznych opracowanych na zlecenie Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Olsztynie przez dr Annę Zalewską (Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie). Plechy porostu pobierano z drzew-dawców razem z cienką warstwą kory (do 0,5 cm), a następnie umieszczano na drzewach zastępczych w specjalnie przygotowanych zagłębieniach (wycięciach w korze). Do mocowania użyto kleju epoksydowego, przy czym zwrócono uwagę na konieczność dostosowania temperatury zabiegu do warunków optymalnych dla danego preparatu – w przypadku klejów epoksydowych temperatura powietrza nie powinna być niższa niż 10°C. Skuteczność zabiegu oceniano na podstawie analizy fotografii wykonywanych w październiku każdego roku przez okres 10 lat. Głównym kryterium oceny była wartość procentowa przeszczepionych plech, które zachowały się po dekadzie obserwacji. Oceniano także obecność nowych soraliów i odcinków plechy, a także występowanie nekroz i uszkodzeń. Podkreślono trudność oceny rozmiaru plechy wynikającą ze zmiennego stopnia jej uwodnienia, zależnego od warunków pogodowych w czasie obserwacji. Przeszczepione plechy utrzymywały się przez kilka lat po zabiegu, jednak w dalszym okresie obumarły, co przypisano stosowaniu chemicznych środków ochrony roślin w przylegających uprawach. Plechy rosły na przydrożnym drzewie w otoczeniu pól i do takiego samego siedliska musiały zostać przeniesione. Jak pokazuje ten przykład, trudno jest przewidzieć typ i wpływ prowadzonych działań rolniczych dla występujące tam organizmy żywe.

11. Bjelland, T. 2023. Practical conservation action on a Critically Endangered lichen species. *Journal for Nature Conservation*, 75, 126474.

W pracy opisano procedurę działań ochronnych podjętych w południowo-zachodniej Norwegii w celu ratowania krytycznie zagrożonego w tym kraju listkowatego cyjanoporostu *Leptogium nibericum* (jeden z nielicznych porostów umieszczonych na Czerwonej Liście IUCN; kom. aut., por. Anderson, Yahr, 2021). Do eksperymentu wybrano dwie spośród dziewięciu znanych w Norwegii lokalizacji występowania tego gatunku, położone w nadmorskich, półnaturalnych lasach liściastych z dużym udziałem ogłowionego jesionu (*Fraxinus excelsior*). Pilna potrzeba podjęcia działań translokacyjnych wynikała z masowego zamierania jesionów – podstawowego substratu dla tego epifitycznego porostu. Jako drzewa docelowe, po analizie dostępnych źródeł, wytypowano leszczynę oraz jesiony (zarówno ogłowione, jak i nieogłowione). Ze względu na niewielką liczbę znanych stanowisk i osobników *L. hibernicum* w Norwegii, autorzy równolegle objęli badaniami również znacznie pospolitszy i niezagrożony w tym kraju gatunek – *L. saturninum*, należący do tej samej grupy funkcyjnej. *L. hibernicum* rozmnaża się bezpłciowo, głównie poprzez izydia i fragmenty plechy. Ze względu na słabe wykształcenie izydiów w dostępnych okazach, do eksperymentu wykorzystano wyłącznie niewielkie fragmenty plechy – o rozmiarach 2×5 mm oraz kilka większych, o wielkości 7×10 mm. Materiał pobrano i przeszczepiono tego samego dnia lub dnia następnego – przechowywano go w tym czasie w szalkach Petriego, w warunkach zapewniających odpowiednią wilgotność. Do mocowania plech użyto kleju spożywczego – 2% roztworu karboksymetylocelulozy (CMC). Krople kleju nanoszono w zagłębienia lub pęknięcia kory, aby ograniczyć ryzyko niekontrolowanego spływania. Fragmenty porostów przenoszono pęsetą i umieszczano na korze drzew, częściowo pomiędzy epifitycznymi mchami, co miało naśladować naturalne warunki siedliskowe tego częściowo epibryofitycznego gatunku. Eksperyment przeprowadzono jesienią – we wrześniu i październiku – aby zminimalizować ryzyko wysychania plech we wczesnej fazie po przeszczepieniu. Największe straty odnotowano w pierwszym roku od translokacji. Po czterech latach wskaźnik przeżywalności ustabilizował się na poziomie około 12% dla *L. hibernicum* oraz 19% dla *L. saturninum*. Wyższy wskaźnik przeżycia zaobserwowano w przypadku mniejszych fragmentów plechy – żaden z największych fragmentów nie przetrwał. Wszystkie zachowane przeszczepy wykazywały objawy żywotności. U niektórych zaobserwowano rozwój nowych fragmentów plechy, a w części przypadków rozwinęły się strzępki (tomentum) na spodniej stronie plechy, umożliwiające przytwierdzenie do substratu. Po czterech latach przetrwały

wyłącznie przeszczepy obu gatunków, które umieszczono na korze jesionu – uznanego za optymalne podłoże. Przeszczepy umieszczone na leszczynie nie przetrwały pierwszego roku.

5. Dyskusja wyników badań i wynikające z nich wnioski ogólne

Ze względu na złożony, wielogatunkowy charakter symbioz porostowych borykamy się z brakami w wiedzy o ich biologii i ekologii [Spribille 2018], co stanowi istotne ograniczenie działań w zakresie czynnej ochrony poszczególnych gatunków [Lõhmus i in., 2023]. Mimo że **dotychczasowe wyniki badań nad przenoszeniem porostów** dostarczają czasem cennych informacji, które w przyszłości z pewnością przyczynią się do rozwoju i doskonalenia praktycznych sposobów ochrony czynnej najbardziej zagrożonych gatunków, trudno nie odnieść wrażenia, że w zdecydowanej większości przypadków **mają one charakter przyczynkowy**. Niereplikowane badania korelacyjne (niezweryfikowane przez niezależne powtórzenia) pozostają jedynie sugestią, ponieważ ich wyniki mogą być zniekształcone przez błąd próbkowania oraz powszechne błędy losowe [Lõhmus i in., 2023]. Należy wyraźnie zaznaczyć, że każde działanie (i odpowiednia zgoda na nie), obejmujące przenoszenie rzadkich i zagrożonych gatunków (w szczególności podlegających ochronie), powinno opierać się na wynikach badań naukowych lub przynajmniej mieć naukowe przesłanki. Punktem odniesienia powinny być wyniki odpowiednio zaplanowanych i przeprowadzonych badań naukowych (eksperymentalnych), ukierunkowanych ściśle na poznanie skuteczności i celowości zabiegów translokacji konkretnych gatunków. Jak dotąd mamy do czynienia z opracowaniami powstającymi doraźnie, w reakcji na konkretne problemy (zdarzenia) środowiskowe, które zazwyczaj mają charakter studium przypadku.

Dotychczasowe wyniki badań nad przenoszeniem porostów (w szerokim znaczeniu tego pojęcia), mimo pozornie dużej liczby opracowań i zróżnicowania poruszanej w nich problematyki, pełne są ograniczeń, które postaramy się wykazać poniżej w kontekście możliwości wykorzystania tych danych w planowaniu translokacji ratujących. Mając na uwadze ogromną liczbę gatunków, które teoretycznie mogłyby zostać przewidziane do przeprowadzenia zabiegu translokacji ratujących w ramach działań ograniczających wpływ na porosty (objętych w Polsce ochroną lub zagrożone) w związku z realizacją przedsięwzięcia (zabieg translokacji wpisany w warunku decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach), zwraca uwagę stosunkowo **niewielka liczba taksonów, wobec których przeprowadzono tego rodzaju badania i oceny**. Z przedmiotowej literatury wyraźnie wynika szczególne zainteresowanie autorów naziemnymi porostami krzaczkowatymi (*Cladonia* sp., *Cetraria islandica*, *Nephromopsis nivalis*) oraz epifitycznymi porostami

listkowatymi i krzaczkowatymi – tzw. makroporostami (*Hypogymnia physodes*, *Pseudevernia furfuracea*, *Evernia prunastri* i *Lobaria pulmonaria*; zobacz: Mallen-Cooper, Cornwell, 2020). Jednak nawet w przypadku tego rodzaju porostów (generalnie o szerokim zasięgu występowania), ze względu na ograniczone lokalizacje dotychczas przeprowadzonych badań, należy z ostrożnością podchodzić do prób uogólniania wyników i ich rozszerzania na inne, podobne przypadki lub sytuacje. Jak podają Löhmus i in [2023], preferencje siedliskowe poszczególnych gatunków (a tym samym ich reakcje na wybrane parametry środowiska) mogą się znacząco różnić w zależności od obszaru ich występowania. W każdym przypadku planowane zabiegi należy rozpatrywać przez pryzmat regionalnych (lokalnych) uwarunkowań przyrodniczo-geograficznych, uwzględniając również unikalną historię danego obszaru oraz jego przyszłe perspektywy. Dotyczy to w szczególności bardzo indywidualnych przypadków translokacji ratujących.

Każde działanie, czy to w ramach realizowanej procedury badawczej, czy zabiegów czynnej ochrony gatunku, powinno mieć ściśle określony cel, a więc perspektywę osiągnięcia określonego stanu. Celowość działania możemy określić jako **zasadność i sensowność podejmowanych kroków w kontekście realizacji przyjętego celu**. W przypadku działań, które mogą decydować o losach zagrożonych i objętych prawną ochroną organizmów, podejmowane kroki powinny się charakteryzować uzasadnionym (w oparciu o wcześniejsze wyniki badań), wysokim prawdopodobieństwem osiągnięcia pożądanego stanu – inaczej mówiąc, sukcesu. Kluczowe pytanie, na które potencjalny wykonawca zabiegu (i jego zleceniodawca) powinni znać odpowiedź, brzmi: **kiedy i na jakiej podstawie można stwierdzić sukces translokacji porostów?** Udany zabieg przeniesienia powinien być definiowany nie tylko przez przetrwanie gatunku w określonej perspektywie czasu, ale przede wszystkim przez **ustanowienie nowej, stabilnej (rozmnażającej się) populacji osobników** [Guidelines, 2013]. W ocenie długoterminowej sukcesu translokacji należy uwzględnić również utrzymywanie się odpowiednio wysokiej zmienności genetycznej, umożliwiającej dostosowanie się lokalnej populacji do zmian środowiskowych [Doyle i in., 2023]. W praktyce dokonanie takiej oceny jest trudne, ponieważ wymaga długoterminowych i bardzo specjalistycznych badań.

W badaniach, w których pojawia się aspekt przenoszenia porostów i monitorowania ich stanu (żywołności), przeważa perspektywa czasowa 1-3 lat. Pojawiające się w większości publikacji informacje o „przeżyciu” przeniesionego okazu (plechy lub jej

fragmentu) w pierwszym lub kilku kolejnych latach po zabiegu (pomijając w tym miejscu fakt zróżnicowanego podejścia do określania „żywności” plechy), można uznać jedynie za połowiczny sukces. Jak podaje Allen [2017], może upłynąć nawet 10-30 lat, zanim będzie można ocenić skuteczność przeszczepów, co wynika z wyjątkowo niskiego tempa wzrostu tych organizmów. Warto w tym miejscu podkreślić fakt, że w decyzjach RDOŚ w Olszynie dotyczących czasu prowadzenia monitoringu przeniesionych plech porostów pojawia się okres 10 lat [Szymczyk 2022]. Badania obejmujące dłuższy okres obserwacji należą do rzadkości. Do takich należą 20-letnie badania Gilberta [1991, 2002], dotyczące translokacji ratującej granicznika tarczowego *Lobaria amplissima* w Wielkiej Brytanii, czy 14-letni eksperyment Gustafssona i in. [2013], związany z translokacją granicznika płucnika *Lobaria pulmonaria* w lasach środkowo-wschodniej Szwecji. W przypadku granicznika płucnika, uznawanego za modelowy gatunek w ekologii epifitycznych porostów [Ravera i in., 2023], cykl życiowy (od udanej kolonizacji podłoża do wytworzenia nowych jednostek dyspersyjnych) może wynosić 35-40 lat [Öckinger, Nilsson 2010; Jüriado i in. 2011]. Przy próbach ustalenia pojawu nowych osobników ważne jest, aby dysponować wiedzą o tym, czy przenoszony gatunek występował uprzednio (spontanicznie, przed zabiegiem) na drzewie-biorcy lub na drzewach sąsiednich. Jeżeli takich plech nie obserwowano, można ostrożnie założyć, że są to osobniki potomne pochodzące od przeszczepionych okazów (choć nadal jest to jedynie poszlaka). W ogólnej ocenie pomocną informacją może być fakt wytwarzania przez wyjściowe osobniki diaspor potomnych. Produkcja nowych osobników przez przeszczepione okazy stanowi bardzo ważny argument pozwalający uznać zabieg translokacji za skuteczny. Nie można jednak traktować tej sytuacji w sposób zero-jedynkowy. Zwiększona produkcja diaspor przez grzyby (w tym porosty) bywa często odpowiedzią na pogorszenie warunków siedliskowo-troficznych, stanowiąc reakcję na stres środowiskowy [Heitman i in., 2013; Wallen, Perlin. 2018]. Najlepszym rozwiązaniem wydaje się holistyczne spojrzenie na przeszczepiane okazy, co wymaga odpowiedniego doświadczenia i dobrej znajomości gatunku. W kilku publikacjach zaproponowano kilkustopniowe skale oceny skuteczności przeprowadzonych translokacji [Linden i in., 2004; Meżaka i in., 2021]. W praktyce najczęstszym sposobem oceny zmiany żywności plechy jest pomiar jej wielkości. Wielu autorów wskazuje jednak, że podczas oceny wzrostu porostów ograniczoną wartość ma miara liniowa, ponieważ zależy ona w dużej mierze od początkowej powierzchni i masy plechy. Lepszą miarą jest ocena

powierzchni lub przyrostów biomasy w stosunku do wartości początkowych tych parametrów [Jonsson Čabrajíc 2009]. Jak już wskazano, ten ostatni przypadek nie znajduje uzasadnienia w translokacjach konserwatorskich ze względu na jego destrukcyjny charakter. Analiza tylko jednego parametru może nie dostarczyć jednoznacznej odpowiedzi co do kierunku przebiegu procesu translokacji. Jak już wspomniano wcześniej (zobacz: Ogólna charakterystyka porostów), roczne tempo wzrostu pospolitych porostów listkowatych jest niewielkie, lecz zauważalne i mierzalne. Phillips [1969] określił średnie roczne tempo wzrostu plechy granicznika płucnika na około 5 mm (populacja północno-amerykańska, strefa klimatu podzwrotnikowego kontynentalnego), co w warunkach europejskich czyni ten gatunek jednym z najszybciej rosnących porostów [Honegger, 2012]. Z drugiej strony, jak podaje Lindsay [1856], plechy tego gatunku mogą się utrzymywać na tym samym drzewie, w tym samym miejscu, przez pół wieku (Wielka Brytania), nie wykazując istotnych zmian w strukturze i wielkości plechy. Podobne zjawisko, w perspektywie 30-letniej, zaobserwowano także w lasach Puszczy Napiwodzko-Ramuckiej [Kubiak, niepubl.]. W ocenie skuteczności zabiegu translokacji istotne znaczenie ma wytworzenie przez przeszczepioną plechę własnych struktur mocujących ją do substratu, co ostatecznie decyduje o jej usamodzielnieniu się i umożliwia usunięcie zastosowanych mocowań. Sytuacja ta dotyczy przede wszystkim listkowatych makroporostów, zwykle luźno przyczepionych do podłoża [Bjelland, 2023]. W ich przypadku strukturami odpowiedzialnymi za mocowanie plechy są chwytники lub warstwa tomentum. Inne istotne cechy związane z rozwojem plechy to uformowanie się nowych odcinków o strukturze charakterystycznej dla danego gatunku [Szymczyk, 2022; Bjelland, 2023]. Należy mieć również świadomość występowania porostów o zmiennej strukturze plechy, uwarunkowanej bieżącym stopniem jej uwodnienia. Do grupy tej należą m.in. porosty z rodzajów galaretnica (*Collema*) i pakość (*Leptogium*). Silnie wysyczone wodą plechy tych porostów mają zazwyczaj kształt listkowaty i konsystencję mniej lub bardziej galaretowatą. Po wyschnięciu ich plechy stają się niekształtne, sztywne i kruche. Ważne jest, aby dokonując opisu monitorowanych plech wyeliminować wpływ zmiennych niezależnych od samego zabiegu translokacji, takich jak stopień uwodnienia plechy. Stan ten można uzyskać poprzez sztuczne nawodnienie plechy przed obserwacją lub pomiarem, np. poprzez spryskanie jej powierzchni wodą. Za punkt odniesienia można przyjąć stan całkowitego wysycenia plechy wodą (pełnego uwodnienia), który wyraża się zatrzymywaniem przez plechę maksymalnej

możliwej ilości wody (woda utrzymuje się w przestrzeniach plechy i przestaje z niej wypływać). Aby zachować jak najlepszą kondycję plechy, Linden i in. [2004] spryskiwali podczas swojego eksperymentu przeszczepione porosty wodą pobraną z pobliskich jezior.

W przypadku porostów rozmnażających się płciowo i wytwarzających owocniki, za wskaźnik dobrostanu osobnika można uznać pojawienie się tych struktur. W tym przypadku jest to powiązane z odpowiednim wiekiem osobnika oraz obecnością osobników o odmiennym typie kojarzenia – w przypadku gatunków heterotallicznych. Wracając po raz kolejny do przykładu granicznika płucnika – owocniki (apotecja) u tego gatunku występują rzadko i pojawiają się zwykle na starszych, czasem nawet starzejących się plechach, które mają około 25 lat [Aschenbrenner i in., 2014]. Nawet jeśli u innych gatunków ten okres może być krótszy, to i tak wykracza poza ramy czasowe przyjmowane najczęściej w decyzjach administracyjnych dotyczących monitorowania skutków określonych działań w stosunku do gatunków podlegających ochronie. Świadczy to ponownie o konieczności zróżnicowanego podejścia do oceny efektywności podejmowanych zabiegów.

Kluczowym warunkiem powodzenia zabiegu transplantacji ratującej jest **dostępność odpowiednich siedlisk dla przeszczepianych porostów**. Hall i in. [1997] definiują **jakość siedliska** dla danego gatunku jako *zdolność środowiska do zapewnienia warunków odpowiednich dla przetrwania osobników i populacji*. Według wspomnianych autorów niska jakość siedliska oznacza zasoby dostępne dla przetrwania osobnika (-ów), średnia – dla przetrwania i rozmnażania, a wysoka – dla całej populacji. Należy podkreślić, że potencjalne siedliska mogą pozostać niezajęte przez gatunek z wielu różnych powodów, takich jak ograniczone rozpraszanie, niski potencjał demograficzny lokalnej populacji lub dynamika populacji na dużą skalę [Löhmus i in., 2023]. W przypadku porostów może o tym decydować także niedobór fotobiontów odpowiednich dla zarodników grzybów porostowych (mykobiontów) wytwarzanych drogą płciową.

Literatura opisująca przypadki translokacji przeważnie dotyczy przenoszenia osobników do siedlisk o warunkach raczej optymalnych dla gatunku (choć i to nie gwarantuje sukcesu). W przypadku inwestycji często mamy jednak do czynienia z obszarami już przekształconymi, z perspektywą dalszych, niekiedy drastycznych zmian środowiskowych. W takich sytuacjach niezbędne jest dokładne zdiagnozowanie realnych

i potencjalnych zagrożeń dla danego gatunku (zarówno w perspektywie krótkoterminowej, jak i długoterminowej) i na tej podstawie rozważenie celowości podejmowanego zabiegu. Wpływ przedsięwzięcia na różne komponenty środowiska oraz na przyrodę, a także zakres jego oddziaływania określa ocena oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko (ooś) w ramach postępowania o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach. Jeżeli taka ocena wskazuje na realne lub prawdopodobne, wyraźne pogorszenie jakości środowiska (w przypadku porostów szczególnie w zakresie jakości powietrza atmosferycznego) warunki takie należy uznać za niewłaściwe dla zabiegu translokacji w strefie oddziaływania.

Mając na uwadze zróżnicowany stan środowiska przyrodniczego w Polsce i wynikające z tego różnice w lokalnej lichenobioocie, można zauważyć pewien paradoks. Na obszarach o dużym bogactwie gatunkowym porostów (czyli w dobrych warunkach środowiskowych) translokacje porostów mają stosunkowo wysokie prawdopodobieństwo sukcesu, ale ich praktyczny efekt konserwatorski będzie zapewne niewielki. Natomiast w przypadku nielicznych i silnie zagrożonych populacji, które występują na terenach mocno przekształconych lub zanieczyszczonych – gdzie ochrona wydaje się szczególnie uzasadniona – perspektywy udanej translokacji są znikome.

W przypadku inwestycji na obszarze, na którym obecne są liczne populacje gatunków, mogących stanowić przedmiot translokacji, istnieje możliwość wykorzystania osobników do wzbogacenia innych, mniej licznych populacji. W takim przypadku kluczowym jest jednak zdiagnozowanie przyczyn niezadawalającego stanu docelowej populacji. Konieczna wydaje się również ocena wpływu stwierdzonych negatywnych czynników na prawdopodobieństwo sukcesu tego zabiegu. Z drugiej strony, należy mieć na uwadze pewne ryzyka takiego zabiegu, w szczególności w stosunku do populacji gatunków prawnie chronionych, w tym na stanowiskach podlegających ochronie obszarowej. Przenoszenie okazów między populacjami może się wiązać z ryzykiem przeniesienia patogenów, co w efekcie może przynieść efekt odwrotny od zamierzonego. Zabiegi takie wymagają specjalnej oceny naukowej i nie powinny być zaliczane do standardów działań, które stanowią przedmiot tego opracowania.

Biorąc pod uwagę powyższe, wypracowanie jednolitych, ogólnokrajowych wytycznych dotyczących translokacji ratujących i kompensacyjnych, obejmujących wszystkie chronione i zagrożone gatunki porostów w Polsce, wydaje się niemożliwe. Perspektywą jest regionalizacja tych wytycznych. Zasadniczym problemem pozostaje

jednak brak lub niewielka liczba aktualnych danych o rozmieszczeniu poszczególnych gatunków w regionach kraju. Przenoszenie gatunków do siedlisk o niskiej jakości nie znajduje uzasadnienia i z góry skazuje zabieg na niepowodzenie. Stąd też kluczową kwestią w decyzji o translokacji powinna być rzetelna ocena potencjalnych siedlisk docelowych, przeprowadzona nie tylko przez specjalistę od siedlisk, lecz także przez eksperta lichenologa.

Można odnieść wrażenie, że podczas analizy oddziaływania przedsięwzięcia na chronione gatunki (w tym porosty) prowadzonej w ramach postępowania w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach pomija się fakt, że w obowiązującym systemie prawnym ochronie podlegają nie tylko poszczególne osobniki (w tym ich części), lecz także ich siedliska. Przypomnijmy, że uop, definiuje siedlisko jako *obszar występowania gatunku w ciągu całego życia reprezentującego go osobnika (osobników) lub w dowolnym stadium jego rozwoju*. Należy wyraźnie podkreślić, że **niszczenie siedlisk gatunków jest jednym z głównych powodów spadku różnorodności gatunkowej organizmów** – również (szczególnie) w przypadku porostów. Z drugiej strony, obecne przepisy dopuszczają niszczenie ostoi gatunku (czyli potencjalnych jego siedlisk), co w praktyce ogranicza możliwości jego rozwoju i odbudowy populacji, zwiększając tym samym ryzyko wyginięcia nawet na dotychczasowych stanowiskach. Warto dodać, że w przypadku organizmów symbiotycznych, takich jak porosty, istotne znaczenie ma nie tylko obecność odpowiedniego substratu i specyficznych warunków mikroklimatycznych oraz dostępność kompatybilnych fotobiontów (pozyskiwanych przez grzyby lichenizujące często z otoczenia), a także różnorodność miejscowego mikrobiomu. Składniki mikrobiomu porostowego są prawdopodobnie rekrutowane przynajmniej częściowo z tzw. „deszczu bakteryjnego” [Mechan-Llontop i in., 2021], którego źródłem jest mikrobiom fyllosfery oraz innych substratów (w tym także innych, współwystępujących porostów). Zróżnicowanie tych mikroorganizmów jest szczególnie wysokie w naturalnych układach ekologicznych [Grimm i in. 2021]. Poza ogólnym charakterem siedliska istotne znaczenie ma także jego lokalizacja. Izolowane siedliska w dłuższej perspektywie nie gwarantują trwałości populacji – nie tylko ze względu na potencjalną niestabilność lokalnych warunków środowiskowych, ale także z powodu izolacji genetycznej. Niska różnorodność genetyczna czyni porosty bardziej podatnymi na zmiany środowiskowe, takie

jak zanieczyszczenie, zmiana klimatu lub pojawienie się nowych patogenów, co bezpośrednio wpływa na ich długoterminowe przetrwanie.

Problemy siedliskowe nie wynikają wyłącznie z ograniczonej dostępności odpowiednich siedlisk, ale również perspektyw ich trwałości w czasie oraz możliwości utrzymania określonych warunków w obrębie terenów przyległych. Wydaje się, że z perspektywy typu siedliska możemy oczekiwać większej skuteczności w przypadku zabiegów przenoszenia porostów na obszarach leśnych (generalnie o bardziej stabilnych, przewidywalnych warunkach) niż nieleśnych (otwartych, rolniczych). Jednak także w tym przypadku zaistnieć mogą realne problemy. Przenoszenie porostów objętych ochroną prawną w lasach gospodarczych jest problematyczne, ze względu na możliwy konflikt między zapisami o ochronie gatunkowej a obowiązującymi planami urządzania lasu. Znaczna część porostów podlegających ochronie w Polsce – w tym gatunki wskazane do zabiegu translokacji (zob. tab. 3) – to gatunki, których obecność może całkowicie wykluczać prowadzenie racjonalnej gospodarki leśnej. Dotyczy to m.in. takich gatunków jak *Collema flaccidum*, *Evernia divaricata*, *Leptogium cyanescens*, *L. saturninum*, *Lobaria amplissima* czy *L. pulmonaria*. Dodatkowo, niektóre z tych gatunków wymagają ustanowienia stref ochrony ostoji i stanowisk (*E. divaricata*, *L. amplissima*, *L. pulmonaria*). Warto przy tym zauważyć, że rozporządzenie o ochronie gatunkowej grzybów (w którym wymienione są chronione porosty) odnosi się do gatunków „dziko występujących”, co – zgodnie z uop (art. 5 § 15a) – obejmuje zarówno organizmy nie pochodzące z upraw lub hodowli, jak i osobniki wprowadzone do środowiska przyrodniczego w celu odbudowy lub zasilenia populacji. Ocena przydatności konkretnego obszaru jako siedliska docelowego dla przenoszonych porostów powinna zatem uwzględniać również te aspekty formalno-prawne. Mają one duże znaczenie także w przypadku siedlisk nieleśnych, gdzie najczęściej mamy do czynienia z mozaiką obszarów o różnym stopniu intensywności użytkowania oraz zróżnicowanym statusie własnościowym. Taka sytuacja rodzi wiele potencjalnych zagrożeń – często trudnych do przewidzenia na etapie planowania zabiegu translokacji. Przykładem może być sytuacja z województwa warmińsko-mazurskiego, gdzie przeszczepione plechy biedronecznika Jeckera (*Punctelia jeckeri*) na drzewach przydrożnych funkcjonowały prawidłowo przez kilka lat [Szymczyk, 2022]. Po zmianie użytkowania sąsiednich terenów – z łąk i pastwisk na pola uprawne – sytuacja uległa gwałtownemu pogorszeniu. Przeszczepione plechy biedronecznika, jak również towarzyszących mu gatunków, zaczęły

zamierać. Prawdopodobną przyczyną był wzrost intensywności zabiegów agrotechnicznych, w tym stosowanie środków ochrony roślin (prawdopodobnie fungicydów), których emisja objęła również drzewa z porostami.

W analizie ryzyka związanego z zabiegiem translokacji porostów warto uwzględnić również czynniki mniej oczywiste, choć wskazywane w literaturze jako potencjalnie istotne. Przykładem może być obecność (a także liczebność) ślimaków, które chętnie żerują na plechach porostów i mogą stanowić realne zagrożenie, zwłaszcza dla ich niewielkich, zagrożonych populacji [Szymczyk, 2022]. W niektórych przypadkach może to wymagać wdrożenia dodatkowych działań z zakresu czynnej ochrony, ukierunkowanych na zabezpieczenie już przeniesionych plech. Z drugiej jednak strony, istnieją badania sugerujące, że fragmenty plech niektórych gatunków porostów są w stanie przetrwać pasaż przez przewód pokarmowy ślimaków [Boch i in., 2011]. Może to wskazywać także na pozytywną rolę tych zwierząt w rozprzestrzenianiu się niektórych gatunków porostów.

6. Wskazania rozwiązań praktycznych w zabiegach translokacji ratujących

6.1. Określenie wymagań względem wykonawców i sprzętu

Jak wykazano, wiedza i doświadczenie w zakresie biologii i ekologii porostów może mieć duże (a niekiedy kluczowe – zobacz poniżej) znaczenie w perspektywie sukcesu zabiegu translokacji. Zabieg przenoszenia plech porostów powinien być wykonany przez specjalistę lichenologa lub osobę posiadającą tytuł zawodowy magistra (lub wyżej) w dyscyplinie nauki biologiczne (lub pokrewnej, np. nauki leśne) pod realnym (potwierdzonym pisemnie) nadzorem lichenologa. Za specjalistę lichenologa należy uznać osobę, która uzyskała stopień naukowy doktora w „zakresie” lichenologii lub osobę, która posiada tytuł zawodowy magistra w dyscyplinie nauk biologicznych (lub pokrewnej) i jednocześnie może się wykazać specjalistyczną wiedzą potwierdzoną autorstwem (lub współautorstwem) co najmniej 3 artykułów naukowych z zakresu lichenologii. O konieczności zaangażowania wykwalifikowanego lichenologa świadczy przykład nieudanego zabiegu transplantacji plech odnoźnicy bałtyckiej (*Ramalina baltica*) w województwie warmińsko-mazurskim. Pomimo zawartego w decyzji Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (RDOŚ) wymogu przeprowadzenia zabiegu z udziałem lichenologa, translokacja została zrealizowana bez jego nadzoru. Ani zlecający, ani wykonawca nie dopełnili formalnych warunków określonych w decyzji administracyjnej. Osoba przeprowadzająca zabieg nie była w stanie prawidłowo zidentyfikować plech *R. baltica* – przeniesione fragmenty kory zawierały bowiem plechy odnoźnicy jesionowej (*Ramalina fraxinea*). Tego rodzaju pomyłka jest trudna do wyobrażenia w przypadku aktywnych zawodowo specjalistów lichenologów.

Pomijając wspomnianą już kwestię poprawnej identyfikacji gatunku, należy zaznaczyć, że sam proces translokacji porostów nie wymaga zastosowania specjalistycznego sprzętu. Zakładając, że monitorowanie przeniesionych plech oraz ocena ich żywotności będą odbywać się wyłącznie w terenie, zalecane jest wykorzystanie sprzętu umożliwiającego cyfrową rejestrację obrazu w wysokiej rozdzielczości. Taka dokumentacja stanowi nie tylko potwierdzenie zakresu wykonanych prac, ale także umożliwia przeprowadzenie komputerowej analizy cech plechy (np. oceny zmian jej powierzchni), co zwiększa obiektywność i powtarzalność wyników monitoringu. Istotną kompetencją będzie w tym przypadku znajomość odpowiednich programów graficzno-analitycznych. W takim przypadku konieczne są zdjęcia w formacie zapewniającym wysoką (bezstratną) jakość

kompresji (np. uniwersalny format TIFF lub PNG). Niezależnie od wyjściowych ustawień ostateczne zdjęcie powinno być „ostre” – tj. pokazywać wszystkie szczegóły plechy, które mogą być istotne dla późniejszej oceny ewentualnych zmian. zdjęcie powinno obejmować zarówno przedmiotowe plechy jak i obrazować ich nowe siedlisko.

W trakcie zabiegu translokacji w zależności od wybranej metody można zastosować:

- nici bawełniane lub syntetyczne,
- nietoksyczne kleje do przymocowania fragmentów kory np. na bazie polioctanu winylu PVA (przed zastosowaniem należy sprawdzić etykietę produktu)²,
- papierowe koperty,
- spryskiwacz do wody,
- ostry nóż,
- podnośnik widłowy (w przypadku porostów naskalnych),
- skrzynki (do przenoszenia porostów naziemnych),
- i inne narzędzia, które zostaną wskazane w opinii specjalisty lichenologa.

6.2. Gatunki porostów w stosunku do których uzasadnione jest stosowanie przedmiotowych zabiegów

Dokonując decyzji o wyborze gatunków do potencjalnych translokacji ratujących za podstawę przyjęto wykaz gatunków objętych w Polsce ochroną prawną (Załączniki 1 i 2 do rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie ochrony gatunkowej grzybów) oraz listę gatunków zawartą w najnowszym wydaniu tzw. „czerwonej listy” porostów [Cieśliński i in., 2006], dalej określanych jako „gatunki zagrożone”. Należy podkreślić, że oba wspomniane opracowania są w istotnym stopniu nieaktualne – zarówno w zakresie oceny stopnia zagrożenia i potrzeby ochrony poszczególnych gatunków, jak i z uwagi na zmiany w taksonomii, jakie zaszły od momentu ich publikacji. Dlatego w przypadku gatunków

² Polioctan winylu (PVAc) jest powszechnie uznawany za stosunkowo bezpieczny, stosowany jest m.in. w produktach farmaceutycznych (w tym krople do oczu). Nie znamy bezpieczniejszego produktu o podobnych właściwościach spajających. Kleje na bazie żywic epoksydowych są toksyczne jedynie w stanie płynnym. Po całkowitym utwardzeniu żywica nie jest toksyczna. Klej epoksydowy zastosował Gilbert (1991) uzyskując pomyślny rozwój 10 z 14 implantów *Lobaria amplissima*, które po 10 latach dwukrotnie powiększyły powierzchnię. Podobnie klej epoksydowy zastosował Szymczyk (2022) gdzie po 10 latach nadal obserwowano żywotność przeniesionych plech *Punctelia jeckeri*. W przeciwieństwie np. do polichloru winylu (PVC), który występuje powszechnie, w tym jako składnik barierki przydrożnych, znaków i tablic drogowych, wyposażenia pojazdów, itp., a może być szkodliwy ze względu na zawartość dodatków, takich jak ftalany, ołów, rtęć czy kadm.

chronionych uwzględniono zrewidowaną ich listę, opracowaną przez Fałtynowicza [2021a]. W przypadku gatunków zagrożonych, uwzględniono jedynie taksony zaklasyfikowane do kategorii CR (krytycznie zagrożony), EN (wymierający) oraz VU (narażony). Pominięto gatunki sklasyfikowane jako NT (bliski zagrożenia), LC (najmniejszej troski) oraz DD (niedostateczne dane), zwłaszcza jeśli aktualne dane o ich rozmieszczeniu wskazują, że są to porosty powszechnie występujące lub rozprzestrzeniające się [Cieśliński i in., 2006; Fałtynowicz 2021b]. Przy wyborze gatunków kierowano się również opiniami specjalistów zajmujących się zawodowo daną grupą porostów, np. w odniesieniu do rodzaju *Stereocaulon* – dr Magdalena Oset (Uniwersytet Gdański, Katedra Taksonomii Roślin i Ochrony Przyrody, Pracownia Lichenologii i Mykologii Eksperymentalnej (informacja ustna). Z opracowania wykluczono gatunki uznane za wymarłe w Polsce (kategoria EX), których ponowne stwierdzenie jest bardzo mało prawdopodobne. Podobnie nie uwzględniono gatunków górskich, znanych jedynie z obszarów parków narodowych i objętych w związku z tym szczególną, obszarową formą ochrony. Proponowana lista nie obejmuje również gatunków skorupiastych, mimo że stanowią one większość gatunków z czerwonej listy. Powodem tego jest to, że zaledwie kilka z nich podlega ochronie prawnej, a ponadto, brak jest danych potwierdzających skuteczność zabiegów translokacji tej grupy porostów – intensywnie wrastających w podłoże, trudnych do oddzielenia i przeniesienia. Biologia i ekologia tych taksonów są stosunkowo słabo poznane, a ich poprawna identyfikacja taksonomiczna często narażona na trudności. Co więcej, gatunki te są najczęściej pomijane lub błędnie identyfikowane w trakcie inwentaryzacji prowadzonych przez osoby niebędące lichenologami (zobacz: wymagania wobec wykonawców i sprzętu). W efekcie, informacje na temat ich występowania są często niepełne, a same porosty mogą być niszczone podczas realizacji inwestycji bez świadomości ich obecności. Z uwagi na bardzo dużą ogólną liczbę gatunków podlegających analizie, dokonano ich wstępnego podziału na tzw. grupy funkcyjne [Ellis i in., 2021; Frati, Brunialti, 2023]. Pod pojęciem tym rozumiemy grupy porostów klasyfikowane na podstawie wspólnych cech funkcjonalnych – a nie wyłącznie taksonomicznych. Jako główne kryteria podziału przyjęto formę wzrostu oraz grupę ekologiczną gatunku. Podejście to jednocześnie wskazuje na szczególnie zagrożone typy siedlisk, wymagające ochrony. Warto podkreślić, że nawiązuje ono tym samym do treści rozporządzenia w sprawie ochrony gatunkowej grzybów, które w § 8 stanowi, że w celu ochrony gatunków grzybów objętych ochroną ścisłą oraz częściową stosuje się m.in.

(pkt. 2): zabezpieczanie siedlisk, ostoi i stanowisk grzybów, w szczególności: a) drzew w odpowiednim wieku i gatunku, b) rozkładającego się drewna w odpowiednim wieku i gatunku, c) odkrytych piaszczysk, d) skał i głazów oraz skupisk niewielkich kamieni, e) łąk i pastwisk uprawianych i użytkowanych ekstensywnie.

Wykaz gatunków proponowanych do translokacji ratujących (tab. 3) jest wynikiem swego rodzaju kompromisu i obejmuje 17 taksonów. W większości są to taksony bardzo rzadkie, których skuteczna translokacja może mieć znaczenie w kontekście zachowania ich populacji w skali kraju – np. *Gyalolechia fulgens*, *Lobaria amplissima* (z drugiej strony, uzyskanie zezwolenia na ich zniszczenie w przypadku jakiegokolwiek inwestycji jest bardzo mało prawdopodobne). Lista ta obejmuje jednak również kilka gatunków nieco częstszych, w przypadku których powyższe kryterium ma mniejsze znaczenie, ale jednocześnie są to porosty istotne dla ochrony przyrody, pełniące funkcje gatunków fokusowych (np. *Cladonia stellaris*, *Lobaria pulmonaria*). Skuteczne zabiegi ich przenoszenia mogą przyczynić się do popularyzacji i promocji działań na rzecz ochrony przyrody. **Gatunki wymienione w tabeli nr 3 stanowią propozycję, dlatego nie można uznać ich za katalog zamknięty.**

Nazewnictwo porostów (zarówno łacińskie – naukowe, jak i polskie – zwyczajowe) przyjęto zgodnie z opracowaniem Fałtynowicza i in. [2024].

6.3. Opis przebiegu przenoszenia

W perspektywie osiągnięcia zamierzonych celów zabiegu translokacji bardzo istotne znaczenie ma dobra żywotność okazów (plech) przenoszonych porostów. Na ogólną ocenę tego parametru składać się powinna analiza i ocena wszystkich możliwych cech. W szczególności należy zwrócić uwagę na cechy odbiegające wyraźnie od ogólnego obrazu osobników gatunku, prezentowanego w specjalistycznych źródłach (klucze i atlasy). Przedmiotowe plechy nie powinny mieć oznak nekroz (przebarwień – w różnych kolorach) lub fizycznych uszkodzeń (mechanicznych lub spowodowanych np. przez żerujące ślimaki). Plechy powinny być wolne od objawów występowania grzybów naporostowych – ich zakres jest bardzo szeroki i obejmuje m.in. zmiany barwy (plamy, przebarwienia, rozjaśnienie lub zaciemnienie różnych części porostu), deformacje, występowanie owocników i owocowań specyficznych dla danego gatunku (wytwarzane niekiedy w obrębie charakterystycznych galasów), odmienne od struktur tworzonych przez mykobionta

porostowego. Grzyby są najczęściej specyficzne dla danego gatunku porostu i występują głównie jako ich wyspecjalizowane pasożyty. Gama realizowanych przez nie strategii życiowych jest jednak dużo szersza, a niektóre gatunki mogą zmieniać swoje strategie troficzne w zależności od warunków zewnętrznych i kondycji plechy. Nawet wyspecjalizowane pasożyty mogą wyraźnie osłabiać kondycję plechy [Merinero, Gauslaa 2018], a tym samym obniżać jej zdolności do adaptacji i konkurencji – w efekcie prowadzić do jej obumierania. Identyfikacja grzybów naporostowych wymaga specjalistycznej wiedzy i doświadczenia, dlatego powinna być przeprowadzona przez specjalistę lichenologa.

W zależności od gatunku (oraz bieżącej sytuacji) translokacji mogą podlegać całe plechy lub ich fragmenty. Sposób poboru plechy (oddzielenia od substratu) zależy od konkretnego gatunku (zróżnicowania morfologicznego i grupy ekologicznej). Wymagana jest tu odpowiednia wiedza o biologii i ekologii tych organizmów. Szczegóły tego zabiegu zawarto również w tabeli 3. Bardzo ważne jest aby pobierać okazy bezpośrednio z miejsc ich naturalnego występowania i ograniczyć czas ich przetrzymywania przed zabiegiem translokacji. Pobranie i umiejscowienie (umocowanie) przeszczepów należy przeprowadzić tego samego dnia, lub ewentualnie dnia następnego. Plechy muszą być przechowywane w oddzielnych pojemnikach (np. papierowych kopertach lub pudełkach), w suchym i chłodnym miejscu. Ważne jest aby nie były one szczelnie zamknięte i „nieoddychające”. Okazy przygotowane do przeszczepienia muszą być jednogatunkowe – oczyszczone z innych porostów lub mszaków. Wszelkie manipulacje należy wykonać na wilgotnych plechach, wysuszone są bowiem kruche i łatwo ulegają uszkodzeniom mechanicznym. W razie potrzeby plechy należy sztucznie nawodnić poprzez spryskanie wodą destylowaną.

Tabela 3. Gatunki porostów proponowane do przeprowadzenia zabiegu translokacji w ramach działań ograniczających oddziaływanie przedsięwzięcia na środowisko [opracowanie własne].

Grupa	Gatunki proponowane [status gatunku]
Porosty naskalne (epilityczne) rosnące na niżu na kamieniach i głazach narzutowych (podłożach kwarcytowych, kwaśnych) w terenie otwartym.	<i>Xanthoparmelia delisei</i> (Duby) O. Blanco et al. – żeluczka Delisa [CH]; <i>Xanthoparmelia mougeotii</i> (Schaer.) Hale – żeluczka Mougeota; [CH; VU]; <i>Xanthoparmelia pulla</i> (Ach.) O. Blanco et al. – żeluczka drobna [CH; NT]; <i>Xanthoparmelia stenophylla</i> (Ach.) Heugel – żeluczka wąskolistna [CH]; <i>Montanelia soredata</i> (Ach.) Divakar & al. [=Melanelia soredata (Ach.) Goward & Ahti] – góralka sorediowa [CH]

Tabela 3. Gatunki porostów proponowane do przeprowadzenia zabiegu translokacji w ramach działań ograniczających oddziaływanie przedsięwzięcia na środowisko [opracowanie własne] cd.

Grupa	Gatunki proponowane [status gatunku]
Porosty naskalne (epilityczne) rosnące na niżu na różnej wielkości kamieniach i głazach narzutowych na obszarach leśnych, w miejscach zacienionych i wilgotnych, zwykle w dolinach rzek i potoków.	<i>Collema flaccidum</i> (Ach.) Ach. – galaretnica sztywna [CH; EN]; <i>Leptogium cyanescens</i> (Rabenh.) Körb. – pakość galaretowata [CH; VU]; <i>Leptogium saturninum</i> (Dicks.) Nyl. – pakość pilśniowata [CH; EN]
Porosty naziemne, skorupiasto-listkowate, rosnące na niżu i w niższych położeniach górskich, w murawach napiaskowych lub kserotermicznych, w miejscach nasłonecznionych i suchych, na przepuszczalnych, wapnistych glebach i porastających je mchach.	<i>Gyalolechia fulgens</i> (Sw.) Söchting, Frödén & Arup – jaskrotka jasna [CH; CR]
Porosty naziemne, listkowate, rosnące na podłożu wapiennym, najczęściej w górach – w szczelinach skalnych i na drobnym gruzie wapiennym (rumowiska), bardzo rzadko na niżu i na wyżynach - na wapnistej glebie (skarpy i zbocza).	<i>Solorina saccata</i> (L.) Ach. – dołączanka torbiasta [CH; VU]
Porosty naziemne o plechach krzaczkowatych, nie związane z substratem, rosnące w runie suchych borów sosnowych (chrobotkowych), na wydmach i w murawach, na glebach kwaśnych.	<i>Cladonia stellaris</i> (Opiz) Pouzar & Vězda – chrobotek alpejski [CH; EN]; <i>Nephromopsis nivalis</i> (L.) Divakar, Crespo & Lumbsch [= <i>Flavocetraria nivalis</i> (L.) Kärnefelt & A. Dell oskrzelka niwalna] – pawężnik niwalny [CH; EN]
Porosty naziemne (rzadziej naskalne) o plechach dwupostaciowych – rodzaj <i>Stereocaulon</i> , związane z substratem plechą pierwotną (często zanikającą), rosnące na ziemi lub skałach krzemianowych, w luźnych borach sosnowych lub w terenie otwartym.	<i>Stereocaulon tomentosum</i> Fr. – chróścik orzęsiony [CH; EN]; <i>Stereocaulon paschale</i> (L.) Hoffm. – chróścik pasterski [CH; CR (RE)]
Porosty epifityczne listkowate, o dużych plechach (makroporosty) słabo przylegających do substratu (z nielicznymi chwytnikami, częściowo epibryofityczne), charakterystyczne dla siedlisk leśnych (grądy, łęgi).	<i>Lobaria pulmonaria</i> (L.) Hoffm. – granicznik płucnik [CH; EN]; <i>Lobaria amplissima</i> (Scop.) Forssell – granicznik tarczowy [CH]
Porosty epifityczne listkowate o plechach średniej wielkości, z licznymi chwytnikami mocującymi plechę do substratu, charakterystyczne dla siedlisk leśnych i nieleśnych.	<i>Parmelina quercina</i> (Willd.) Hale – szarzynka dębowa [CH; CR]
Porosty epifityczne krzaczkowate, przymocowane do substratu uczepem, charakterystyczne dla siedlisk leśnych i nieleśnych.	<i>Ramalina baltica</i> Lettau – odnożyca bałtycka [CH; EN]; <i>Evernia divaricata</i> (L.) Ach. – mąkla rozłożysta [CH; CR]

Tabela 4. Szczegółowy opis procesu translokacji poszczególnych gatunków porostów [opracowanie własne].

Gatunek	Opis plechy	Sposób przenoszenia
<i>Xanthoparmelia delisei</i>	Plecha listkowata, przylegająca do podłoża, tworząca rozety 4-15 cm szer., odcinki wydłużone, 1-4 mm szer., promieniście rozchodzące się ku brzegom, pomarszczone, oliwkowobrazowawe do szarobrazowych, sporadycznie oprószone, na końcach zwykle ciemniejsze, dolna powierzchnia ciemnobrazowa do czarnej, z prostymi chwytnikami, apotecja zwykle obecne, liczne.	Przenoszenie całych zbiorowisk porostów wraz z ich substratem - głazów i kamieni. Przedmiotowe gatunki to porosty rosnące w siedliskach otwartych, eksponowanych. Docelowe lokalizacje powinny być oddalone od intensywnie uprawionych pól a także zieleni wysokiej, w celu osłabienia negatywnego wpływu środków ochrony roślin i nawozów (sztucznych i naturalnych – czynniki eutrofizacji) oraz konkurencji ze strony ubikwistycznych gatunków, których diaspory mogą przenosić się na substraty skalne z pobliskich drzew (i niekiedy intensywnie się rozwijając). Przenoszenie plech powinno odbywać się wraz z całym substratem (głaz, kamień) lub możliwie największym jego fragmentem. Należy zwrócić uwagę na możliwość fizycznych uszkodzeń lub zniszczenia plech podczas fizycznego przemieszczania substratu i dążyć do ich ograniczenia. Docelowe umiejscowienie głazów i kamieni powinno odpowiadać ich pierwotnemu położeniu (zagłębienie, ekspozycja, osłona). W ramach monitoringu należy zwrócić uwagę na ewentualną konieczność zabiegów ochrony czynnej w postaci eliminacji nadmiernie rozwijającej się roślinności zacierającej przeniesione głazy.
<i>Xanthoparmelia mougeotii</i>	Plecha listkowata (w częściach centralnych skorupiasto-areolkowana), bardzo ściśle przylegająca do podłoża, na obwodzie żółtawozielona, w centrum szarawa, mniej lub bardziej błyszcząca, tworząca rozety 0,5-2(-4) cm szer., odcinki plechy (0,2-)0,5-1(-1,5) mm szer., gładkie do pomarszczonych, czasami (z wiekiem) popękane, na górnej powierzchni z główkowatymi, żółtawobiałymi soraliami 0,5-1 mm szer., ułożonymi w okręgu, dolna powierzchnia brązowoczarna, z ciemnobrazowymi do czarnych, prostymi chwytnikami; apotecja bardzo rzadkie.	jak wyżej

Tabela 4. Szczegółowy opis procesu translokacji poszczególnych gatunków porostów
[opracowanie własne] cd.

Gatunek	Opis plechy	Sposób przenoszenia
<i>Xanthoparmelia pulla</i>	Plecha listkowata, przylegająca do przyrośniętej, do 15 cm szer., często zlewająca się w rozety; odcinki wydłużone, 1-3 mm szer., promieniście rozchodzące się ku brzegom, płaskie do wypukłych, o powierzchni nierównej i pomarszczonej, brązowe do ciemnobrązowych, nieznacznie ciemniejsze na zakończeniach, sporadycznie oprószone, dolna powierzchnia czarna, z prostymi chwytnikami; apotecja zwykle liczne.	jak wyżej
<i>Xanthoparmelia stenophylla</i>	Plecha listkowata, luźno przyczepiona do substratu, niekiedy nieregularna, do 20 cm szer., odcinki (0,5-)2-3(-5) mm szer., spłaszczone, dwudzielnie rozgałęzione, mniej lub bardziej odstające, górna powierzchnia żółtawozielona, białoplamista, dolna powierzchnia brązowa na brzegach, jasnobrązowa w częściach centralnych, z jasnymi, przeważnie prostymi chwytnikami (nieliczne w obwodowej części); apotecja częste.	jak wyżej
<i>Montanelia soredata</i>	Plecha listkowata, bardzo ściśle przyrośnięta do substratu, do 6 cm śr., odcinki oddzielone, 0,5-1,5 mm szer., płaskie, części końcowe nieznacznie rozszerzone, ciemnooliwkowobrzazowe do czarniawych, w miejscach zacienionych jaśniejsze - oliwkowobrzazowe, matowa, gładka do siateczkowatej na obwodzie, na końcach płatów bocznych z główkowatymi soraliami, soredia białawe, dolna powierzchnia ciemnobrązowa do czarnej, z rozproszonymi, ciemnymi, prostymi chwytnikami; apotecja rzadkie.	jak wyżej
<i>Leptogium cyanescens</i>	Plecha listkowata, w stanie wilgotnym prawie galaretowata (fotobiont - <i>Nostoc</i>), ściśle lub luźno przyrośnięta do substratu, 1-5(-10) cm szer., niebieskoszara; odcinki nieregularne, wydłużone, płaskie, oddzielne, 4-5(-10) mm szer., w stanie suchym cienkie jak papier, w stanie wilgotnym (35-)70-100(-120) µm grubości, całobrzegie, ząbkowane do nieregularnie ściętych, z okrągłymi wierzchołkami, pokryte izydiami. z gęstymi, blaszkowatymi do brzeżnych, zwykle cylindrycznymi, prostymi do ostatecznie rozgałęzionych, czasami spłaszczonymi izydiami. Dolna powierzchnia szara, gładka, z rozproszonymi kępkami białych hapterów, ale nie gęsto owłosionych; apotecja rzadkie.	jak wyżej

Tabela 4. Szczegółowy opis procesu translokacji poszczególnych gatunków porostów [opracowanie własne] cd.

Gatunek	Opis plechy	Sposób przenoszenia
<i>Collema flaccidum</i>	Plecha listkowata, w stanie wilgotnym galaretowata (fotobint - <i>Nostoc</i>), luźno przylegająca do podłoża, do 6 cm średnicy (zwykle mniej) i 70-170(-200) µm grubości, gładka, czarnobrazowa do czarnej, odcinki (0,5-)1-2(-3) cm szer., zaokrąglone na wierzchołku, spłaszczone, przylegające całobrzegim, falistym, nierozdętym brzegiem, z wyrostkami przypominającymi izydia, które w młodości są kuliste, ale szybko stają się spłaszczone i łuskowate, o szerokości 0,2-0,5(-0,8) mm, rozproszone i przeważnie proste. Dolna powierzchnia zwykle jaśniejsza, z rzadkimi białymi hapterami; apotecja rzadkie.	Przenoszenie całych zbiorowisk porostów wraz z ich substratem - głazów i kamieni. Sposób postępowania zasadniczo zbieżny z opisanym w przypadku naskalnych porostów siedlisk otwartych. Wymienione tu gatunki tworzą jednak wyraźnie odmienną grupę cyjanoporostów. Porosty te wymagają stałego lub odpowiednio długiego okresu dostępu do ciekłej wody. Występując często w tzw. strefie rozbryzgu pobierają ją bezpośrednio w postaci kropeł (cieklej). Zanieczyszczenie wód stanowi jeden z głównych czynników ich zagrożenia. W polskim Makrofitowym Indeksie Rzeczny obecność przedstawicieli rodzaju <i>Collema</i> w korycie cieków jest uznawana za wskaźnik ich najwyższej jakości ekologicznej (wartość L=10). Jakość wody to bardzo istotny czynnik, który należy uwzględnić w wyborze potencjalnego stanowiska docelowego.
<i>Leptogium saturninum</i>	Plecha listkowata, szerokołatkowa, 2-8(-10) cm śr., przyrośnięta do podłoża, ciemnooliwkowoszara do prawie czarnej, zwykle matowa; odcinki nieregularne, wydłużone, płaskie do wklęsłych, oddzielne, 5-15(-20) mm szer., 120-172 µm grubości, wierzchołki okrągłe, całe do nieregularnie ściętych, czasami podwinięte, pokryte licznymi, równomiernie rozmieszczonymi, ziarnistymi, kulistymi do krótko wydłużonych, czarnymi izydiami; dolna powierzchnia jasno- do ciemnobrazowej, pomarszczona, pokryta gęstym kutnerem białych włosków (do 0,2 mm długości); apotecja bardzo rzadkie.	jak wyżej
<i>Gyalolechia fulgens</i>	Plecha naziemna, plakodiowa – w środku jednolicie skorupiasta, na obwodzie z dość wyraźnymi odcinkami, regularnie rozetkowata lub nieregularna, do 3 cm średnicy, ściśle przylegająca do podłoża; odcinki o średnicy do 1,5 mm, o końcach zaokrąglonych lub wcinanych; plecha barwy białóżółtawej, jasnożółtej do żółtopomarańczowej, czasami delikatnie przyprószona; apotecja częste, lekanorowe, o średnicy do 1,5 mm, tarczki o barwie od ciemnopomarańczowej przez rdzawobrunatną do czerwobrunatnej, brzeżek barwy plechy lub nieco jaśniejszy.	Przenoszenie całych plech wraz z warstwą substratu - gleby i porastających ją mchów (na wyspach brytyjskich szczególnie często spotykana jest na mchu akrokarpicznym zębowlósie kędzierzawym <i>Trichostomum crispulum</i>). Ponieważ gatunek ten rośnie często na glebach piaszczystych podczas poboru i przenoszenia plechy należy intensywnie ją zwilżyć wodą wraz z podłożem, aby zapobiec pokruszeniu plechy i obsypywaniu się substratu. Porost wrażliwy na konkurencję ze strony roślin naczyniowych. Nieliczne dane literaturowe [Plantlife, 2025].

Tabela 4. Szczegółowy opis procesu translokacji poszczególnych gatunków porostów
[opracowanie własne] cd.

Gatunek	Opis plechy	Sposób przenoszenia
<i>Solorina saccata</i>	Plecha listkowata, przyczepiona do podłoża długimi chwytnikami, rozetkowata lub nieregularna, do 8 cm szer., głęboko wcinana lub składająca się z luźnych odcinków długości 1–3 cm, o zaokrąglonych końcach, płaskich i wcinanych lub pofałdowanych, czasami białawo oprószonych, w stanie suchym górna powierzchnia plechy barwy szarozielonej lub brunatnozielonej, w stanie wilgotnym intensywnie zielona blade szarozielona, apotecja częste, 2–4(5) mm śr., brunatne; podstawowy fotobiont chlorokokoidalny (<i>Coccomyxa</i>), dodatkowy – <i>Nostoc</i> , obecny w wewnętrznych cefalodiach.	Przenoszenie całych plech wraz z warstwą substratu (gleby, rumoszu skalnego, złożonego z wapieni lub margli). <i>S. saccata</i> rośnie w częściowo osłoniętych szczelinach skalnych, w miejscach wilgotnych. Taka specjalizacja siedliskowa wymaga szczególnie dobrego rozpoznania potencjalnych, siedlisk docelowych. Zobacz też: <i>Gyalolechia fulgens</i> .
<i>Cladonia stellaris</i>	Plecha pierwotna skorupiasta, efemeryczna i rzadko spotykana; podecja gęsto rozgałęzione, krzaczkowate, 2–10(15) cm wys., puste w środku, o powierzchni pilśniowatej (pozbawione kory), barwy białawej, żółtawej lub szarozielonawej; wszystkie gałązki podobne do siebie (brak wyraźnie zaznaczonej osi głównej), 0,5–2,5 mm szer., rozgałęziają się wielokrotnie najczęściej 4–dzielnie (szczytowe gwiazdźście) wskutek czego tworzą gęsty i mniej więcej kulisty krzaczek (główkę); apotecja bardzo rzadkie, brązowe, na zakończeniach odcinków.	Przenoszenie całych plech lub ich fragmentów. Są to gatunki o niskim potencjale konkurencyjnym, dlatego wskazane może się okazać uprzednie przygotowanie siedliska poprzez jego oczyszczenie z zalegającego martwego drewna i częściowe usunięcie obecnych w nim, bardziej ekspansywnych mchów i porostów. Jako gatunki generalnie ustępujące mogą wymagać dalszych zabiegów czynnej ochrony (w zakresie eliminacji gatunków ekspansywnych i gromadzenia się martwego drewna).
<i>Parmelina quercina</i>	Plecha listkowata, ściśle przyrośnięta do podłoża, zwykle tworząca regularne rozety o szer. do 8(-10) cm, jasnoszara do niebieskoszarej, gładka, często oprószona na brzegach; odcinki 2-5(-8) mm szer., zwykle krótkie, dychotomicznie lub nieregularnie rozgałęzione, zwarte i nachodzące na siebie w centrum, zakończenia zaokrąglone, niekarbowane lub bardzo nieznacznie i lekko wywnięte w dół, z czarnymi rzęskami na brzegach (zwykle rzadkimi i trudnymi do zauważenia), dolna powierzchnia czarna, brązowawa na końcach odcinków, z krótkimi (0,5-1 mm), dość grubymi, prostymi, czarnymi, matowymi chwytnikami, apotecja częste.	Przenoszenie całych plech wraz z cienką warstwą perydermy, fizyczne i / lub chemiczne mocowanie do substratu (zobacz: Opis przebiegu przenoszenia).

Tabela 4. Szczegółowy opis procesu translokacji poszczególnych gatunków porostów [opracowanie własne] cd.

Gatunek	Opis plechy	Sposób przenoszenia
<i>Stereocaulon tomentosum</i>	Plecha dwupostaciowa. Plecha pierwotna zanikająca. Plecha wtórna – pseudopodecja, luźno przyczepione do podłoża, do 5 cm wysokości, płójące lub wyprostowane, w górnej części z wieloma wygiętymi, krótkimi odgałęzieniami, z kremowoszarym kutnerem gęsto pokrywającym całą długość pseudopodetium. Fyllokladia spłaszczone i łuskowate, zachodzące na siebie i gęsto pokrywające pseudopodetium. Cefalodia niepozorne, ukryte w kutnerze na dolnej powierzchni pseudopodetium, zawierające <i>Nostoc</i> . Apotecja częste, boczne, zazwyczaj liczne, na końcach odgałęzień, ciemnobrązowe.	Przenoszenie całych plech wraz z częścią substratu. Podobnie jak w przypadku innych porostów naziemnych siedlisk otwartych mogą wymagać usunięcia części roślinności oraz dalszych zabiegów czynnej ochrony (w zakresie eliminacji bardziej ekspansywnych gatunków – roślin naczyniowych, mszaków i innych porostów).
<i>Stereocaulon paschale</i>	Plecha pierwotna zanikająca. Pseudopodecja do 5 cm wysokości, luźno przyczepione do podłoża, u nasady zamierające i czarniawe, rosnące w luźnych kępach, płójące się do wyprostowanych, z wyraźną gałęzią główną, słabo rozgałęzioną u nasady, bogato rozgałęzioną ku górze, pokrytą szarobiałym kutnerem. Fyllocladia zebrane w kępy, ziarniste, granularne lub palczaste, żółtawoszare, liczniejsze na końcach pseudopodecjów. Cefalodia liczne, nieregularne, krzaczaste, ziarniste lub brodawkowate, czarne, zawierające <i>Stigonema</i> . Apotecja rzadkie, terminalne, ciemnobrązowe.	jak wyżej
<i>Lobaria amplissima</i>	Plecha listkowata, szerokopłatowata, mniej lub bardziej skórzasta, tworząca duże, do 35 cm szer., regularne rozety, wilgotna zielonoszara, po wysuszeniu barwy kości słoniowej do szarobiałej, matowa, o powierzchni gładkiej do brodawkowatej (pyknidia); odcinki 7–20(-30) mm szer., zaokrąglone na wierzchołku, zatokowate na brzegach, przylegające do lekko zachodzących na siebie; na plesze obecne cefalodia - kuliste i częściowo wewnętrzne na dolnej stronie lub krzaczkowate i gęsto rozgałęzione (zewewnętrzne) na górnej stronie, niebiesko-zielono-brązowe lub brązowo-czarne, do 2 cm średnicy; dolna powierzchnia biała na brzegach, jasnobrązowa na pozostałej powierzchni, czasami czarna w pobliżu środka, owłosiona (tomentum), chwytniki niezbyt liczne; apotecja dość rzadkie.	jak wyżej

Tabela 4. Szczegółowy opis procesu translokacji poszczególnych gatunków porostów
[opracowanie własne] cd.

Gatunek	Opis plechy	Sposób przenoszenia
<i>Ramalina baltica</i>	Plecha krzaczkowata (kępkowa), w stanie wilgotnym zielonkawa do zielonkawoszarej, błyszcząca, wyrastająca z jednego uczezu, 4-6 cm wys.; odcinki (1-)2-4 mm szer., przetokowate i puste w środku w górnej części, rozdęte i mniej lub bardziej przezroczyste, zwykle bez bocznych odgałęzień, pojedyncze lub rzadziej po kilka z tego samego uczezu; na powierzchni liczne soralia, rozwijające się głównie w pęcherzykach na zakończeniach odcinków, w kształcie wargi do hełmu, z mączystymi solediami; apotecja bardzo rzadkie. Gatunek ten występuje głównie na korze drzew liściastych (na drzewach przydrożnych), rzadko na drewnie w terenie otwartym, rzadziej w zbiorowiskach leśnych w miejscach prześwietlonych. Gatunek ten jest bardzo podobny do <i>Ramalina obtusata</i> (Arnold) Bitter. Taksonomia obydwu gatunków wymaga badań i rewizji typów nomenklatorycznych.	Plechy należy pobierać wycinając je w całości (nasada - uczezu) z perydermy drzewa-dawcy i przenosić wraz z niewielkim jej fragmentem. Fragment kory (do 1 cm szer. i 3-5 mm grubości) należy mocować do substratu podobnie jak plechy porostów listkowatych (zobacz: <i>P. quercina</i>) za pomocą kleju. W przypadku źle pobranego okazu – bez odpowiednio dużego fragmentu substratu, konieczne może się okazać dodatkowe mocowanie mechaniczne (za pomocą bawełnianej nici). Powinno ono być na tyle luźne aby zapewnić ruch plechy, wynikający ze zmian uwodnienia lub oddziaływania wiatru (w przeciwnym razie ograniczenie to może skutkować uszkodzeniem plechy lub zniszczeniem plechy).
<i>Evernia divaricata</i>	Plecha krzaczkowata, przyczepiona do substratu uczezem, zwisająca, do 35 cm dł., rzadko płózająca się i bez wyraźnego uczezu, blado szarozielona do żółtawozielonej (ze wszystkich stron), matowa, intensywnie ale nieregularnie rozgałęziona (końcówki czasami ciemniejsze i zastrzone), uwodniona bardzo miękka; główne gałązki 0,5-1(-2,5) mm szer., ułożone przeważnie równoległe, czasami splecione, lekko obłe do kanciastych, gładkie lub z płytkimi podłużnymi rowkami, z nielicznymi bocznymi odgałęzieniami, zewnętrzna kora często pęka poprzecznie w starych okazach odsłaniając jasny, pajęczynowaty rdzeń; apotecja bardzo rzadkie. Preferuje siedliska wilgotne, umiarkowanie nasłonecznione, wystawione na wiatr. Rośnie głównie na kwaśnej korze drzew iglastych, rzadziej liściastych – zazwyczaj zasiedlając ich gałęzie.	jak wyżej
<i>Nephromopsis nivalis</i>	Plecha krzaczkowata, pojedynczo lub podwójnie dychotomicznie rozgałęziona, kremowa, u podstawy (zamierającej) żółtawobrazowa, czasami tworząca zwarte maty; odcinki 6-10 mm szer. i 2-4(-8) cm wys., o powierzchni dołkowatej i siateczkowato prążkowanej, wyprostowane do wznoszących się; dolna powierzchnia z wąskimi, przeważnie brzeżnymi, białawymi pseudocypellami; apotecja bardzo rzadkie.	jak wyżej

Tabela 4. Szczegółowy opis procesu translokacji poszczególnych gatunków porostów [opracowanie własne] cd.

Gatunek	Opis plechy	Sposób przenoszenia
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Plecha listkowata, szerokoładowata, do >40 cm szer. i do 0,5 mm grub., luźno przyczepiona do substratu (zwykle na jednym końcu), w stanie wilgotnym jasnozielona, po wysuszeniu szarozielona do żółtobrązowej; odcinki 1-3(-5) cm szer., mniej lub bardziej dychotomicznie podzielone z zatokowato wciętymi zakończeniami, początkowo przylegające, następnie w częściach wierzchołkowych przeważnie odstające od podłoża, górna powierzchnia matowa lub lekko błyszcząca, silnie siateczkowato prążkowana, z wyraźnymi zagłębieniami (którym odpowiadają na dolnej stronie zagłębienia), wzdłuż brzegów i na wyniesieniach obecne gruboziarniste soredia (s. izydiowe), dolna - biała do jasnobrązowej - na częściach wyniesionych oraz jasnobrązowa do ciemnobrązowej i delikatnie owłosiona (tomentum) - w zagłębieniach, chwytники nieliczne; apotecja rzadko spotykane; fotobiont chlorokokoidalny w warstwie fotobiontycznej plechy (<i>Symbiochloris</i>), w wewnętrznych cefalodiach cyjanobiont <i>Nostoc</i> .	Przenoszenie plech lub ich fragmentów, fizyczne mocowanie do substratu za pomocą nici lub gazy. Ważny jest właściwy wybór plech do zabiegu. Plech tych porostów (w szczególności <i>L. pulmonaria</i>) mogą występować na całym drzewie - od jego podstawy po koronę, w miejscach o wyraźnie odmiennych warunkach mikroklimatycznych. Jest to wynikiem ich specyficznej adaptacji do warunków ekologicznych i wiąże się z określoną fazą rozwoju osobniczego. Nie jest wskazane przenoszenie całych (senilnych) plech opadłych z korony na odmienne części drzewa - np. powierzchnię pnia (mogą one stanowić co najwyżej źródło diaspor). Do translokacji powinny być wykorzystywane przede wszystkim najmłodsze, brzeżne odcinki - tzw. merystematyczne (najlepiej wykazujące ukierunkowany wzrost pionowy).

W przypadku gatunków epifitycznych nie należy pobierać przeszczepów z drzew już ściętych (leżących co najmniej kilka dni) oraz wykorzystywać do tego plech zalegających na ziemi, opadłych spontanicznie z pnia lub korony. Nawet krótkotrwałe przebywanie plech porostów w takich zmienionych warunkach skutkuje stresem i stwarza istotne ryzyko infekcji ze strony oportunistycznych grzybów pleśniowych. Ryzyko to wzrasta istotnie w przypadku, gdy plechy są wilgotne i mają jednocześnie ograniczony dostęp do promieniowania słonecznego. W takich warunkach mogą „zapełnić” już po kilku dniach przebywania (plechy wysuszone są znacznie bardziej odporne na tego typu infekcje). W przypadku gdy możliwe jest dzielenie plech na mniejsze fragmenty, należy wybierać odcinki najmłodsze, u niektórych gatunków określane jako „merystematyczne” (umieszczone u różnych gatunków na szczytach lub brzegach plechy). Należy pamiętać, że orientacja pionowa przeszczepianych plech powinna być zgodna z ich wyjściowym stanem - nie jest dopuszczalne ich mocowanie w pozycji odwróconej. Dzielenie plech jest generalnie wskazane w przypadku gatunków wielkoplechowych, o wzroście

nierównomiernym. Podziału należy dokonać ostrymi, prostopadłymi cięciami (nie rozrywać plechy), tak aby zminimalizować powierzchnię uszkodzeń. Plechy listkowate o wzroście generalnie koncentrycznym (rozetkowate) (np. *Parmelina quercina*) należy przenosić w całości (lub ewentualnie w postaci połowy plechy – górnej i / lub dolnej). Są one zazwyczaj ściśle przyczepione do substratu za pomocą licznych chwytników. Struktury te są wytworem dolnej warstwy korowej, zwykle wysyczonej mniej lub bardziej intensywnie melaniną, która pełni ważne funkcje ochronne. Plechy tego typu należy więc pobierać z niewielkim fragmentem kory (możliwie cienkim, ale na tyle grubym aby nie popękał na drobne fragmenty), tak aby ograniczyć możliwe uszkodzenia chwytników i warstwy korowej, które mogą skutkować różnego rodzaju stresem biotycznym lub abiotycznym plechy [Mafole i in., 2019]. Sposób mocowania pobranej plechy do nowego substratu powinien w maksymalnym stopniu wkomponowywać ją w docelowy substrat. W tym celu w perydermie drzewa biorcy należy wyciąć zagłębienie o kształcie i głębokości (do 3-5 mm grubości) odpowiadające przygotowanemu wcześniej przeszczepowi (niedopuszczalne jest uszkodzenie żywych tkanek drzewa!). W przypadku gdy powierzchnia pnia pokryta jest gęstym kobiercem innych porostów lub mszaków może zaistnieć konieczność ich usunięcia – nie może to jednak dotyczyć gatunków chronionych. Najlepszym sposobem mocowania przeszczepu jest zastosowanie nietoksycznego kleju odpornego na warunki zewnętrzne. W problemowej literaturze znaleźć można bardzo wiele przykładów tego typu substancji spajających oraz ocen ich przydatności [Smith 2014]. Wydaje się jednak, że obecna oferta tego typu produktów jest dużo bardziej różnorodna, można więc rozważyć użycie substancji dotychczas niestosowanych w tym celu, mając na uwadze wymienione uprzednio kryteria (po zapoznaniu się z kartą produktu). Spośród substancji klejących testowanych przez Meżaka i in. [2021] za najbardziej przydatny wskazano klej wodny na bazie polioctanu winylu (PVA) – szeroko stosowany w różnych dziedzinach, takich jak rzemiosło, prace plastyczne, tapetowanie, a nawet w przemyśle budowlanym. Jest on trwały i elastyczny, a co najważniejsze bezpieczny dla środowiska, nie zawiera bowiem szkodliwych substancji chemicznych. Wydaje się jednak, że w warunkach zewnętrznych, w miejscach narażonych na bezpośredni kontakt z wodą, może dochodzić do osłabiania wiązania i rozklejania się substratów. Znaczenie może mieć w tym przypadku odpowiednie dopasowanie obu powierzchni i ograniczenie ekspozycji spoiny na warunki zewnętrzne. Równie bezpiecznym klejem, o lepszych właściwościach klejących i większej odporności

na warunki zewnętrzne, jest klej stolarski, np. bardzo popularny Wikol (klej dyspersyjny na bazie żywicy poliwinylowej). Warto również rozważyć zastosowanie uniwersalnego kleju termotopliwego („kleju na gorąco”) na bazie polimerów octanu etylowinyłu (EVA). Kleje tego typu cechuje duża elastyczność (także w niskich temperaturach) i odporność na warunki zewnętrzne (promieniowanie UV, ozon). EVA jest uważane za bardziej przyjazne (nietoksyczne) dla środowiska tworzywo sztuczne (w tym bezpieczne w kontakcie z żywnością). Jedynym ograniczeniem w jego stosowaniu jest konieczność użycia aplikatora (pistoletu). Z drugiej jednak strony efekt trwałego połączenia można uzyskać już po kilku sekundach. Przedstawione powyżej metody mocowania przeszczepu można zastosować także w przypadku epifitycznych porostów krzaczkowatych, przyczepionych do podłoża za pomocą uczepu (np. *Ramalina baltica*, *Evernia divaricata*). W tym przypadku zabieg poboru plechy i jej mocowania powinien ograniczać się do samego uczepu z niewielkim fragmentem perydermy wokół (około 5 mm śr.). W przypadku epifitycznych makroporostów, luźno związanych z podłożem (niekiedy częściowo epibrioitycznych) należy zastosować elastyczne sposoby mocowania, umożliwiające ruchy fizyczne plechy, wynikające z przemennych faz nawodnienia i wysuszenia oraz stosunkowo szybkiego ich wzrostu. Z wielu dotychczas przeprowadzonych eksperymentów wynika, że najlepszym sposobem mocowania plechy jest bawełniana gaza medyczna (lub nici bawełniane, o odpowiednio dużej średnicy, mocowane na krzyż). Decyduje o tym jej elastyczność i naturalność. Można ją przymocować do forofitu i ostrożnie zintegrować z delikatną topografią perydermy (w tym pokrywą mszaków) bez zmiany chemizmu i wilgotności podłoża [Scheidegger 1995]. Kwestią otwartą pozostaje sposób przymocowania krawędzi gazy. Z pewnością nie powinny to być spinki, pinezki lub gwoździki, wykonane z metalu podatnego na reakcje chemiczne ze składnikami otoczenia (korozję).

6.4. Wskazanie miejsc, do których należy przenosić porosty

Jak już wspomniano uprzednio, istotnym ograniczeniem zabiegu translokacji porostów może być brak odpowiednich siedlisk docelowych.

Warto w tym miejscu zwrócić uwagę na fakt istnienia w aktach prawnych i dyskusjach na temat ochrony przyrody wielu definicji „siedliska” i różnej interpretacji tego pojęcia. Z jednej strony ujmowane jest ono jako nieożywiona (abiotyczna) część środowiska lub ekosystemu (w skrajnym przypadku utożsamiane jest z glebą) [porównaj: Encyklopedia

leśna - <https://encyklopedialesna.com/haslo/siedlisko-lesne/>], z drugiej natomiast bywa ujmowane szerzej – w znaczeniu zbliżonym do ekosystemu (np. w terminologii prawnej Unii Europejskiej w związku z programem Natura 2000). Mówiąc o siedlisku w przypadku porostów należy mieć na uwadze to drugie podejście.

Potencjalne siedlisko musi spełniać wymagania niszy danego gatunku, w przeciwnym razie prędzej czy później zabieg zakończy się niepowodzeniem. Wybór nowego siedliska wymaga oceny takich aspektów jak: nasłonecznienie, wilgotność powietrza i podłoża, chemizm podłoża (pH, trofia), jakość powietrza i narażenie na zakłócenia fizyczne (np. osadzanie się pyłu, aktywność ludzi i zwierząt) [Smith 2014]. Dokonując takiej oceny należy mieć na uwadze także perspektywę zmian warunków w przyszłości. Niewłaściwa ocena siedliska w postaci niedostrzeżenia potencjalnej wtórnej sukcesji może prowadzić do stopniowej, naturalnej eliminacji translokowanych porostów. Do najbardziej istotnych zjawisk tego typu należy zaliczyć zarastanie i zacienianie stanowisk i substratów (głównie naziemnych i naskalnych, ale nie tylko). W przypadku różnych grup ekologicznych porostów może to przyjmować różne formy. Dla przykładu, negatywny wpływ na porosty epifityczne lipy może mieć fakt tworzenia przez drzewo licznych odrostów korzeniowych, które z czasem eliminują większość porostów związanych z pniem tego drzewa. Konieczne mogą się więc okazać dalsze zabiegi czynnej ochrony translokowanych porostów – w tym konkretnym przypadku polegające na regularnym okresowym usuwaniu pojawiających się odrostów. Istotnym problemem w przypadku translokacji porostów epifitycznych jest również to, że dotychczasowe wskazania do tego zabiegu dotyczą w większości przypadków drzew dojrzałych, a nawet starych. Drzewa takie mają szereg specyficznych właściwości (skulptura, chemizm, pojemność wodna perydermy, itp.), odmiennych od drzew młodych tego samego gatunku, co skutkuje obecnością bardziej zróżnicowanej (w tym specyficznej) lichenobioty. Przenoszenie porostów na stare drzewa, zwłaszcza o obniżonej żywotności lub gatunki drzew, wobec których istnieje duże ryzyko ich zamarcia w nieodległej przyszłości (w wyniku chorób epidemicznych – np. jesion wyniosły), rodzi pytanie o perspektywę trwania takiego substratu i jego lichenobioty. Brak tego rodzaju ciągłości pokoleniowej (i niekiedy gatunkowej) drzew stanowi istotne ograniczenie i zagrożenie dla utrzymywania się obecnej różnorodności porostów epifitycznych, związanych np. z drzewami przydrożnymi.

Pewną wskazówką w wyborze właściwych dla danego gatunku porostu siedlisk może być fakt naturalnego występowania żywotnych osobników tego gatunku (lub porostów o zbliżonych wymaganiach siedliskowych). Zasilanie takich licznych populacji niewielką liczbą osobników tego samego gatunku może budzić pytanie o sens takiego zabiegu. Działanie takie może być jednak uzasadnione w przypadku gatunków rozmnażających się płciowo, rzadko jednak rozmnażających się w ten sposób z powodu coraz większej izolacji nielicznych zachowanych populacji. Mowa tu o zasilaniu docelowej populacji osobnikami o odmiennym typie kojarzenia (np. przypadku granicznika płucnika *Lobaria pulmonari*; Singh i in., 2012). Wymagałoby to jednak szczegółowych badań genetycznych przenoszonej i docelowej populacji.

Aby ograniczyć ryzyko niepowodzenia, zabiegiem translokacji należy objąć możliwie dużą liczbę okazów porostów (co najmniej kilka), a w wyborze docelowego miejsca przeszczepu uwzględnić większą liczbę mikrosiedlisk (np. kilka drzew). Ryzyko niepowodzenia w przypadku pojedynczych plech jest na tyle wysokie, że pozwala kwestionować sens takiego zabiegu.

Zarówno ogólne stanowisko, jak i poszczególne miejsca translokacji porostów powinny być odpowiednio dokumentowane, a informacja o nich dostępna dla wszystkich organów i służb zarządzających danym terenem. Dokumentacja fotograficzna powinna obejmować zarówno wszystkie przeniesione okazy jak i ich bezpośrednią niszę (mikrosiedlisko; w zależności od konkretnej sytuacji będzie to np. - w przypadku epifitów fragment powierzchni pnia drzewa danej wystawy na całej jego szerokości, w przypadku gatunków naskalnych – cały głaz). Wskazane jest także wykonanie fotografii obejmującej całe makrosiedlisko (płat zbiorowiska leśnego, grupa drzew, płat murawy), w sposób umożliwiający ocenę zachodzących w nim zmian (np. pojawienie się nalotu drzew, odrostów na pniu drzewa, gatunków roślin inwazyjnych, itp.). Dla ułatwienia późniejszej analizy ewentualnych zmian zdjęcia obrazujące plechy powinny obejmować graficzny obraz skali – np. w postaci dostawionej podziałki liniowej.

Dane te (dokumentacja kartograficzna, fotograficzna, opisowa) powinny umożliwiać ich łatwe odszukanie w terenie w ramach kolejnych kontroli (monitoringu), które mogą być prowadzone przez osoby fizycznie nie uczestniczące w przenoszeniu tych porostów. Oznakowanie tych miejsc w terenie powinno być jednak dyskretne, tak aby nie budziło

zainteresowania osób postronnych i nie stwarzało dodatkowego ryzyka ich uszkodzenia lub zniszczenia.

6.5. Określenie optymalnych terminów wykonania

Porosty są organizmami wieloletnimi jednak ich aktywność życiowa w ciągu roku zmienia się, co jest spowodowane czynnikami mikroklimatycznymi. Najwyższa aktywność fotosyntetyczna porostów (i jednocześnie przyrost ich biomasy) przypada na okresy chłodne (jesień i wiosna), w których panuje najbardziej korzystny bilans w zakresie nasłonecznienia i wilgotności (dostępność wody). Właściwy wybór terminu może mieć kluczowe znaczenie dla sukcesu translokacji [Smith 2014]. Wielu autorów wskazuje, że najlepszym okresem do wykonania translokacji jest jesień – wrzesień-październik [Bjelland, 2023]. Warunki pogodowe panujące w tym okresie stwarzają duże prawdopodobieństwo odpowiedniego nawodnienia plechy i utrzymywania się wysokiej aktywności metabolicznej, co stwarza warunki do zwiększonej adaptacji plechy po przeszczepieniu. Jednocześnie, zainicjowany wzrost plechy może prowadzić do wytworzenia nowych odcinków plechy z chwytnikami. Wykonanie zabiegu w tym okresie pozwala zminimalizować ryzyko wysychania plechy we wczesnej fazie po przeszczepieniu. Należy jednak wyraźnie zaznaczyć, że o terminie wykonania zabiegu nie powinien decydować wyłącznie kalendarz ale realne warunki pogodowe, które zwłaszcza w ostatnich latach bardzo trudno prognozować. Wybór dokładnego terminu, należy więc pozostawić do decyzji specjaliście lichenologowi, przeprowadzającemu przedmiotowy zabieg.

6.6. Sposoby oceny skuteczności zabiegu przenoszenia okazów

Jak już wspomniano uprzednio, istnieją bardzo różne podejścia w zakresie kryteriów i sposobów oceny skuteczności zabiegu translokacji, wynikające z charakteru samego porostu, jak i celów zabiegu. Właściwa ocena powinna uwzględniać niewątpliwie zarówno aspekty ilościowe (wzrost liniowy, powierzchnia), jak i jakościowe (w zależności od biologii i modelu rozwoju osobniczego gatunku). W kilku publikacjach zaproponowano kilkustopniowe skale oceny skuteczności przeprowadzonych translokacji. Linden i in. [2004], dokonując oceny przeżywalności i żywotności przeszczepionych fragmentów epifitycznych, krzaczkowatych porostów *Evernia divaricata* i *Ramalina dilacerata* w północnej Szwecji, zastosowali skalę 6-stopniową:

- 5) **całkowicie żywotny**: brak oznak infekcji lub rozkładu, wysoki (typowy dla gatunku) poziom zielonego pigmentu,
- 4) **żywotny**: brak oznak infekcji lub rozkładu, obniżony poziom zielonego pigmentu,
- 3) **pofragmentowany, ale poza tym żywotny**: pigmentacja jak 4 i 5,
- 2) **chlorotyczny**: zanik zielonego pigmentu, oznaki lekkiego rozkładu,
- 1) **zamierający**: zainfekowany lub chory, oznaki rozkładu,
- 0) **martwy**: brak plechy lub jej zaawansowany rozkład.

W związku z tym, że liczba przenoszonych okazów jest zwykle niewielka, nie można poddać ich analizie statystycznej w celu określenia istotności analizowanych cech (zmian), co bardzo obniża wartość informacyjną takich danych. W każdym przypadku właściwa ocena skuteczności zabiegu przenoszenia porostów powinna odnosić się do ich stanu wyjściowego. Dlatego kluczowe znaczenie ma odpowiednio szczegółowa dokumentacja stanu przeszczepionych plech, wykonana w dniu ich translokacji. Pierwsza kontrola po zabiegu powinna się odbyć już po 1-2 miesiącach, w celu ewentualnych zmian i korekt umocowania plechy. W pierwszym roku wystarczające będą 2-3 kontrole, w kolejnych natomiast można ograniczyć ich liczbę do jednej rocznie. Kontrole powinny mieć charakter cykliczny, tj. odbywać się o tej samej porze roku (najlepiej jesienią). Najlepszym sposobem dokumentacji wyników wydaje się fotografia cyfrowa, przy zastosowaniu tych samych parametrów rejestracji obrazu (zobacz; 5.1. Określenie wymagań względem wykonawców i sprzętu). Fotografie powinny być wykonywane okazom znajdującym się w tym samym stopniu uwodnienia (silnie uwodnionym). Okazy wysuszone można sztucznie nawilżyć poprzez spryskanie ich wodą. Jak już wspomniano, w aspekcie ilościowym najbardziej odpowiednim parametrem oceny będzie zmiana wielkości powierzchni plechy, którą można ocenić na podstawie zunifikowanych zdjęć cyfrowych za pomocą stosownego oprogramowania. Ocena parametrów jakościowych powinna obejmować m.in. informacje o ewentualnych przebarwieniach lub uszkodzeniach plechy, w postaci: białych plam – spowodowanych uszkodzeniem zielenicowego fotobionta, czarnych plam – nekroz obydwu symbiontów, obszarów pozbawionych kory i części miąższu – uszkodzonych (zjedzonych) przez ślimaki (skupienia drobnych, zlewających się jasnych plamek), fragmentów oderwanych – z niewiadomych przyczyn. Bardziej specjalistycznej wiedzy wymagać będzie analiza cech związanych z rozwojem danego gatunku porostu. Do tej grupy cech zaliczyć można np.: wytwarzanie nowych, typowych (lub nietypowych) odcinków plechy, tworzenie

się soraliów lub izydiów, pojawienie się owocników, itp. Istotnym momentem (zwłaszcza w przypadku porostów epifitycznych mocowanych jedynie za pomocą nici lub gazy) będzie fakt wytworzenia przez plechę własnych chwytników – struktur mocujących ją do substratu. Jeżeli za ostateczny sukces translokacji uznamy ustanowienie się nowej, stabilnej populacji gatunku (zobacz: 4. Dyskusja wyników badań i wynikające z nich wnioski ogólne), dowodem na to będzie pojawienie się nowych osobników potomnych danego gatunku. Ocena taka wymaga odpowiednio długiego okresu obserwacji. Wydaje się, że 10-letni okres może być wystarczający do wymiernej oceny w przypadku większości gatunków porostów [Szymczyk, 2022].

7. Propozycje możliwych dobrych praktyk

Ochrona siedlisk uznawana jest powszechnie za najskuteczniejszy sposób ochrony rzadkich i zagrożonych porostów. Ta forma ochrony powinna więc mieć najwyższy priorytet na etapie wyboru lokalizacji przedsięwzięcia. Mimo że utrata pojedynczego siedliska i zamieszkujących go organizmów wydaje się nie mieć istotnego znaczenia, w kontekście masowości takich zdarzeń prowadzi to do poważnych strat różnorodności siedlisk i gatunków w skali kraju (Kujawa 2021).

Skuteczność działań kompensacyjnych/minimalizujących w przypadku porostów – w tym polegających na ich translokacji – trudno jest ocenić w perspektywie krótkookresowej (jeżeli już, to będzie to – naszym zdaniem – ocena raczej negatywna). Niewykluczone jednak, że właściwe działania zainicjowane na etapie projektowania inwestycji przyczynią się do odbudowy różnorodności porostów w dłuższej perspektywie czasu. W szczególności chodzi tu o zachowanie obecnych na obszarze inwestycji siedlisk i substratów ważnych dla różnorodności porostów, takich jak zgrupowania starych drzew, głązy i ich skupienia, płaty dobrze wykształconych muraw. Nawet jeżeli w danym momencie nie stanowią one siedlisk i ostoi rzadkich i zagrożonych gatunków niewykluczone, że staną się takimi spontanicznie w przyszłości. W przypadku porostów epifitycznych, większość cennych gatunków występuje głównie na pniach dużych (dojrzałych) egzemplarzy drzew. Ze względu na powolny wzrost drzewa odpowiednie dla porostów parametry osiągnie ono dopiero po kilkudziesięciu (lub więcej) latach. Dlatego wycinki drzew zasiedlonych przez porosty nie da się w szybkim tempie zrekompensować. Co prawda istnieją możliwości przesadzania dojrzałych drzew, ale w niewielkim stopniu dotyczy to drzew bardzo starych – szczególnie cennych z perspektywy lichenologicznej. Są to często tzw. drzewa-weterani (z bogactwem nadrzewnych mikrosiedlisk – blizn, dziupli i półdziupli, ubytków, otworów, pęknięć, martwic i próchnowisk, śladów rozkładu, suchych konarów lub pozostałości po ich wyłamaniu lub odcięciu). Ewentualne tego typu złożone translokacje powinny wynikać z połączonej oceny lichenologicznej i dendrologiczno-arborystycznej.

Posadzenie nowych drzew w ramach nasadzeń zastępczych (np. w alejach przydrożnych) nie wyrównuje w pełni straty za zniszczone siedliska porostów, ponieważ nie od razu będą mogły pełnić tę samą funkcję ekologiczną dla porostów co wycięte egzemplarze. Jednakże tworzenie nowych nasadzeń wydaje się najbardziej sensownym sposobem kompensacji w przypadku lichenobioty epifitycznej. Mimo że jest to dość

powszechne podejście, w praktyce widoczny jest brak odpowiedniej kontroli powykonawczej. Znane są bardzo liczne przykłady zamierania nowych nasadzeń już w pierwszych latach po ich wykonaniu. Trudno więc mówić w takim przypadku o efektywnym kreowaniu nowych siedlisk poprzez nasadzenia i odpowiednią pielęgnację drzew.

Ważne jest, aby maksymalnie wykorzystać zachowane cenne elementy przyrody z myślą o utrzymaniu minimalnej ciągłości ekologicznej siedlisk i substratów w przyszłości. Jeżeli występują w nich cenne gatunki porostów, mogą one pełnić w przyszłości funkcję źródła diaspor tych gatunków (szczególnie jeżeli gatunki te nie występują w bliskim otoczeniu). Może to jednak wymagać odpowiedniego ich zabezpieczenia na poszczególnych etapach inwestycji. Każda ingerencja w środowisko przyrodnicze zaburza łańcuch wzajemnych, samoregulujących się powiązań międzygatunkowych, co może skutkować np. intensywnym pojawem gatunków inwazyjnych. Ważne jest, aby wszelkie zabiegi ochrony czynnej były właściwie monitorowane, a w uzasadnionych przypadkach modyfikowane. Ponieważ porosty są ściśle związane ze swoim siedliskiem, wszelkie wskazania służące jego ochronie i właściwemu gospodarowaniu nim mają zastosowanie także w przypadku tych organizmów. Najlepszym przykładem są zadrzewienia alejowe, które doczekały się szeregu poradników metodycznych [Tyszko-Chmielowiec, 2010, 2012; Witkoś, 2012; Borek i in., 2018].

W przypadku szczególnie cennych lichenologicznie (ale też przyrodniczo) zadrzewień przydrożnych interesującym rozwiązaniem jest zachowanie fragmentów alei i przeprowadzenie drogi nowym śladem. Przykładami takich alternatyw są m.in. droga wojewódzka nr 519 na odcinku Małdyty – granica województwa warmińsko-mazurskiego oraz droga gminna do miejscowości Linowo w Gminie Purda (województwo warmińsko-mazurskie).

W przypadku inwestycji podziemnych (np. przy budowie rurociągów), gdzie teren przedsięwzięcia jest tylko okresowo przekształcony, alternatywą dla trwałej translokacji porostów może być czasowe ich przeniesienie w bezpieczne miejsce, a następnie przywrócenie w pierwotne lokalizacje. Może to dotyczyć porostów naskalnych oraz naziemnych. Jednak skuteczność tego zabiegu – zwłaszcza w tym drugim przypadku – będzie zależała od stopnia przekształcenia gleby (zmian jej parametrów fizyko-

chemicznych). W skrajnym przypadku może to skutkować poważną degradacją szaty roślinnej i w efekcie zniszczeniem całego siedliska.

8. Propozycje wytycznych (zapisów) określających warunki decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach inwestycji

W przypadku inwestycji stanowiących zagrożenie dla lokalnej bioty porostów (reprezentujących ją gatunków chronionych lub zagrożonych), w warunkach decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach inwestycji proponuje się zawrzeć podane poniżej zapisy. Jednak należy wyraźnie zaznaczyć, że takie zapisy powinny zostać opracowane dopiero po wydaniu opinii lichenologa do konkretnego przypadku translokacji:

- translokację plech porostów i monitoring żywotności wykonać przez lichenologa lub przy jego nadzorze;
- zabieg translokacji wykonać wiosną (marzec, kwiecień) lub jesienią (październik, listopad), uwzględniając w szczególności warunki pogodowe;
- miejsce do translokacji musi w szczególności spełniać wymagania niszy danego gatunku, warunki fizyko-chemiczne i zapewniać możliwość przetrwania, w perspektywie zmian warunków w przyszłości (dokładne miejsce translokacji powinno zostać wskazane w ww. opinii lichenologa);
- wybrane nowe forofity muszą być w dobrej kondycji, bez wypróchniałych części, aby prawdopodobieństwo usunięcia drzewa w ramach cięć sanitarnych lub uszkodzenia forofitu przez wiatr było jak najniższe;
- oznakowanie forofitu zastępczego i miejsca przymocowania implantu na jego korze, zapewniające ich odnalezienie musi być trwałe i wykonane w taki sposób, aby nie budziło zainteresowania przechodniów. Sam zabieg, podobnie jak obserwacje stanu plech, przeprowadzać możliwie sprawnie i szybko;
- pobranie, umocowanie i obserwacje stanu wyjściowego plech wykonać tego samego dnia. Jeśli czynności te muszą być rozdzielone, okres przechowywania pobranych okazów nie może przekroczyć dwóch tygodni. W tym czasie plechy należy przechowywać w oddzielnych papierowych torebkach (kopertach) w suchym, chłodnym miejscu;
- przed rozpoczęciem prac budowlanych przeprowadzić inwentaryzację gatunków porostów podlegających ochronie;

- w celu minimalizacji ingerencji przedsięwzięcia w siedliska, na których występują chronione lub zagrożone gatunki porostów należy je ogrodzić w widoczny sposób pod nadzorem specjalisty lichenologa;
- jeżeli obszar inwestycji stanowi wyjątkowo cenne siedlisko gatunków porostów należy wprowadzić stały nadzór przyrodniczy w zakresie porostów (lichenologiczny). Zadaniem nadzoru jest identyfikacja gatunków chronionych i bieżące zalecanie działań minimalizujących;
- przeprowadzić monitoring stanu populacji porostów (w tym przeniesionych i naturalnych) w okresie 10 lat od zakończenia inwestycji, w cyklach rocznych, w okresie wiosennym (marzec – kwiecień) lub okresie jesiennym (październik – listopad);
- wyniki monitoringu przekazywać organom zgodnie z art. 82 ust. 1 pkt 2 lit. c uoś.

9. Bibliografia

1. Allen, J.L. 2017. Testing lichen transplant methods for conservation applications in the southern Appalachian Mountains, North Carolina, U.S.A. *Bryologist*, 120(3): 311-319.
2. Allen, J.L., Lendemer, J.C. 2022. A call to reconceptualize lichen symbioses. *Trends in Ecology & Evolution*, 37, 7: 582-589.
Armstrong, R.A. 1987. Dispersal in a population of the lichen *Hypogymnia physodes*, *Environmental and Experimental Botany*, 27(3): 357-363.
3. Armstrong, R.A., Bradwell, T. 2010. Growth of crustose lichens: A review. *Geografiska Annaler series A Physical Geography*, 92(1): 3-17.
4. Armstrong, R.A., Bradwell, T. 2011. Growth of foliose lichens: a review. *Symbiosis*, 53: 1–16.
5. Aschenbrenner, I. A., Cardinale, M., Berg, G., and Grube, M. 2014. Microbial cargo: do bacteria on symbiotic propagules reinforce the microbiome of lichens? *Environ. Microbiol.*, 16: 3743–3752.
6. Aschenbrenner, I.A., Cernava, T., Berg, G., Grube, M. 2016. Understanding microbial multi-species symbioses. *Frontiers in Microbiology*, 7: 180.
7. Bates, S.T., Cropsey, G.W., Caporaso, J.G., Knight, R., Fierer, N. 2011. Bacterial communities associated with the lichen symbiosis. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77(4): 1309-1314.
8. Bates, J.W. 2004. Efekty oddziaływania na mszaki i porosty. W: Bell, J.N.W., Treshow, M. (red.). *Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin*: 345–384. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa.
9. Boch, S., Prati, D., Werth, S., Rüetschi, J., Fischer, M. 2011. Lichen endozoochory by snails. *PloS one*, 6(4), e18770.
10. Borek, R., Chmielowiec-Tyszkowski, D., Józefczuk, J., Krukowska-Szopa, I., Kujawa, A., Kujawa, K., Śliwa, P., Tyszkowski-Chmielowiec, P., Witkoś-Gnach, K., Zajackowski, J. 2018. *Zadrzewienia na obszarach wiejskich. Dobre praktyki i rekomendacje*. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, pp. 44.
11. Brodo, I.M. 1961. Transplant experiments with corticolous lichens using a new technique. *Ecology*, 42: 838–841.
12. Brooker, R.W., Brewer, M., Britton, A.J., Eastwood, A., Ellis, C., Gimona, A., Poggio, L. Genney, D.R. 2017. Feasibility study: translocation of species for the establishment or protection of populations in northerly and/or montane environments. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 913.
13. Bjelland, T. 2023. Practical conservation action on a Critically Endangered lichen species. *Journal for Nature Conservation*, 75, 126474.
14. Brunialti, G., Giordani, P., Ravera, S., Frati, L. 2021. The reproductive strategy as an important trait for the distribution of lower-trunk epiphytic lichens in old-growth vs. non-old growth forests. *Forests*, 12(1), 27.

15. Cernava, T., Erlacher, A., Aschenbrenner, I. A., Krug, L., Lassek, C., Riedel, K., i in. 2017. Deciphering functional diversification within the lichen microbiota by meta-omics. *Microbiome*, 5: 82.
16. Cieśliński, S., Czyżewska, K., 1992. Problemy zagrożenia porostów w Polsce. *Wiadomości Botaniczne*, 36(1–2): 5–17.
17. Cieśliński, S. 2003. Atlas rozmieszczenia porostów (Lichenes) w Polsce Północno-Wschodniej. Warszawa: Białowieska Stacja Geobotaniczna Uniwersytetu Warszawskiego.
18. Cieśliński, S., Czyżewska, K., Fabiszewski, J. 2006. Red list of the lichens in Poland. W: Z. Mirek, K. Zarzycki, W. Wojewoda, Z. Szeląg (Eds.), *Red list of plants and fungi in Poland* (pp. 71–89). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences.
19. Czyżewska, K. (red.) 2003a. Ocena zagrożenia bioty porostów Polski. *Monographiae Botanicae*, 91: 241-249.
20. Czyżewska, K. (red.) 2003b. Zagrożenie porostów w Polsce. *Monographiae Botanicae*, 91. Ss. 5-249.
21. Diallo, M., Mayeur, A., Vaissière, A.C. i in. 2023. The relevance of plant translocation as a conservation tool in France. *Plant Ecol.*, 224: 777–790.
22. Doyle, C.A., Abeli, T., Albrecht, M. A., Bellis, J., Colas, B., i in. 2023. Achieving conservation outcomes in plant mitigation translocations: the need for global standards. *Plant Ecology*, 224(9), 745-763.
23. Doyle, C.A.T., Garrard, G.E., Martin, J.K., Ooi, M.K.J. 2024. Mitigation and conservation plant translocations: Do perspectives of practice, funding and success vary between sectors?, *Biological Conservation*, 293, 110596.
24. Dyrektywa 2004/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21 kwietnia 2004 r. w sprawie odpowiedzialności za środowisko w odniesieniu do zapobiegania i zaradzania szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu. zaradzania szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu. Dz.U.UE.L.2004.143.56 z 30.04.2004, str. 56; Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 8, str. 357.
25. Ellis, C.J., Asplund, J., Benesperi, R., Branquinho, C., Di Nuzzo, L., Hurtado, P., Martínez, I., Matos, P., Nascimbene, J., Pinho, P., Prieto, M., Rocha, B., Rodríguez-Arribas, C., Thüs, H., Giordani, P. 2021. Functional traits in lichen ecology: a review of challenge and opportunity. *Microorganisms* 6, 9(4): 766.
26. European Commission: Directorate-General for Environment, *Managing Natura 2000 sites – The provisions of Article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/EEC*, Publications Office, 2000.
27. Fałtynowicz, W., 1997. Zagrożenia porostów i problemy ich ochrony. *Przegląd Przyrodniczy*, 8(3): 35–46.
28. Fałtynowicz, W. 2021a. Jaka ma być ochrona gatunkowa? Część I. Ochrona gatunkowa porostów, czyli co tak naprawdę chronimy? *Wiadomości Botaniczne*, 65, Article 653.

29. Fałtynowicz W. 2021b. Jaka ma być ochrona gatunkowa? Część II. Porosty – studium przypadku. Wiadomości Botaniczne, 65, Article 654.
30. Fałtynowicz, W. 2003. Różnorodność gatunkowa - porosty. W: R. Andrzejewski, A. Weigle (red.), Różnorodność biologiczna Polski: 29-35. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa.
31. Fałtynowicz, W., Czarnota, P., Krzewicka, B., Wilk, K., Jabłońska, A., Oset, M., Ossowska, E., Śliwa, L.E., Kukwa, M. 2024. Lichens of Poland: a fifth annotated checklist (s. 751). Polska Akademia Nauk.
32. Frati, L., Brunialti, G. 2023. Recent trends and future challenges for lichen biomonitoring in forests. Forests, 14(3): 647.
33. Furmankiewicz, J., Borowiec, M., Mroczyński, R., Antolak, M. 2013. Minimalizacje i kompensacje przyrodnicze. W: E. Biesiadka, J.J. Nowakowski (red.), Ocena oddziaływania na środowisko i monitoring przyrodniczy: 358-416. Wyd. Mantis, Olsztyn.
34. Gilbert, O.L. 1991. A successful transplant operation involving *Lobaria amplissima*. Lichenologist, 23: 73–76.
35. Gilbert, O. L. 2002. A transplant operation involving *Lobaria amplissima*; The first twenty years. Lichenologist, 34: 267–269.
36. Grimm M., Grube M., Schiefelbein U., Zühlke D., Bernhardt J., Riedel K. 2021. The Lichens' microbiota, still a mystery? Front. Microbiol., 12: 623839.
37. Grube, M., Cardinale, M., de Castro, J.V. Jr, Müller, H., Berg, G. 2009. Species-specific structural and functional diversity of bacterial communities in lichen symbioses. ISME Journal, 3(9): 1105-1115.
38. *Guidelines* 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. The Reintroduction and Invasive Species Specialist Groups' Task Force on Moving Plants and Animals for Conservation Purposes. Version 1.0. IUCN 2013. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2013-009.pdf>
39. Gustafsson, L., Fedrowitz, K., Hazell, P. 2013. Survival and vitality of a macrolichen 14 years after transplantation on aspen trees retained at clearcutting, Forest Ecology and Management, 291: 436-441.
40. Hall, L.S., Krausman, P.R., Morrison, M.L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology Wildlife Society Bulletin 1, 25(1):173-182.
41. Hawksworth, D.L., Grube, M. 2020. Lichens redefined as complex ecosystems. New Phytologist, 227: 1281–1283.
42. Heitman, J., Sun, S., James, T.Y. 2013. Evolution of fungal sexual reproduction. Mycologia, 105(1): 1–27.
43. Honegger, R. 2000. Simon Schwendener (1829–1919) and the dual hypothesis of lichens. Bryologist, 103: 307-313.
44. Honegger, R. 2012. The symbiotic phenotype of lichen-forming ascomycetes and their endo- and epibionts. W: B. Hock (ed.), Fungal Associations, 2nd Edition The Mycota IX: 287-339. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

45. Honegger, R. 1998. The lichen symbiosis - what is so spectacular about it? *Lichenologist* 30: 193–212.
46. Honegger, R. 2022. Lichens and their allies past and present. 6. W: B.Scott, C. Mesarich (eds.), *Plant relationships: Fungal-plant interactions. The Mycota* 5: 133–183. Cham: Springer.
47. Jermaczek, A. 1999. Programy ochrony gatunków. *Przegląd Przyrodniczy* X, 1/2: 103–112.
48. Jonsson Čabraić, A. 2009. Modeling lichen performance in relation to climate – scaling from thalli to landscapes. Doctoral dissertation, Department of Ecology and Environmental Sciences, Umeå University, Sweden.
49. Jóźwiak, M.A, Jóźwiak, M., Szwed, M. 2010. Metody transplantacji porostów stosowane w biomonitoringu powietrza atmosferycznego. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 11, s. 15–23. Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce.
50. Jüriado, I., Liira, J., Csencsics, D., Widmer, I., Adolf, C., Kohv, K., Scheidegger, C. 2011. Dispersal ecology of the endangered woodland lichen *Lobaria pulmonaria* in managed hemiboreal forest landscape. *Biodivers. Conserv.*, 20: 1803–1819.
51. Kong, R.S., Tedla, B., Schulz, M., and Sobze, J.-M. 2022. A review of lichen transplant studies and methods. Northern Alberta Institute of Technology Centre for Boreal Research, Peace River, AB, pp. 1–52.
52. Kossowska, M., Fabiszewski, J. 2004. Threatened lichens of Lower Silesia, Poland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 73(2): 139–150.
53. Kubiak, D. 2013. Porosty jako wskaźniki ciągłości ekologicznej zbiorowisk leśnych. W: M. Dynowska, H. Ciecierska (red.), *Biologiczne metody oceny stanu środowiska Tom 1. Ekosystemy lądowe*: 125–151. Wyd. Mantis, Olsztyn.
54. Kubiak, D., Osyczka, P. 2020. Non-forested vs forest environments: the effect of habitat conditions on host tree parameters and the occurrence of associated epiphytic lichens. *Fungal Ecology*, 47 (2020) 100957.
55. Kubiak, D. 2024. Porosty – grzyby nieoczywiste. *Grzyboteka. Magazyn Miłośników Grzybów* 1(7): 110–114.
56. Kujawa, K., Janku, K., Mana, M. and Choryński, A. 2021. The loss of farmland trees and shrubs in western Poland in the 21st century assessed with the use of Google Maps. *Baltic Forestry*, 27(1), 459.
57. Lidén, M., Pettersson, M., Bergsten, U., Lundmark, T. 2004. Artificial dispersal of endangered epiphytic lichens: a tool for conservation in boreal forest landscapes. *Biological Conservation*, 118(4): 431–442.
58. Lindsay, W.L. 1856. *A popular history of British lichens*. London.
59. LeBlanc, F., Rao, D.N. 1973. Effects of Sulphur Dioxide on Lichen and Moss Transplants. *Ecology*, 54(3), 612–617.
60. Lõhmus, A, Motiejūnaitė, J, Lõhmus, P. 2023. Regionally varying habitat relationships in lichens: The concept and evidence with an emphasis on north-temperate ecosystems. *J. Fungi (Basel)*, 10; 9(3): 341.

61. Mark, K., Laanisto, L., Bueno, C.G., Niinemets, Ü., Keller, C. Scheidegger, C. 2020. Contrasting co-occurrence patterns of photobiont and cystobasidiomycete yeast associated with common epiphytic lichen species. *New Phytologist*, 227: 1362–1375.
62. Mafole, T.C., Solhaug, K.A., Minibayeva, F.V., Beckett, R.P. 2019. Occurrence and possible roles of melanic pigments in lichenized ascomycetes. *Fungal Biology Reviews*, 33(3–4): 159-165.
63. Mallen-Cooper, M., Cornwell, W.K. 2020. A systematic review of transplant experiments in lichens and bryophytes. *Bryologist*, 123(3): 444-454.
64. Mechan-Llontop, M.E., Tian, L., Sharma, P., Heflin, L., Bernal-Galeano, V., Haak, D., Clarke, C.R., Vinatzer, B.A. 2021. Experimental evidence pointing to rain as a reservoir of tomato phyllosphere microbiota. *Phytobiomes Journal*, 5(4): 382-399.
65. Mežaka, A. 2014. Transplantation experiments with *Neckera pennata* and *Lobaria pulmonaria* in nemoral woodland key habitat and managed forest. *Folia Cryptogamica Estonica*, 51: 61–66.
66. Mežaka, A., Ryabcev, I.S., Ryabceva, I.M., Urbanavichene, I.N. 2021. Lichen transplantation method success in temperate forests: case studies in Russia and Latvia. *Materiały Mordowskiego Państwowego Rezerwatu Przyrody im. P. G. Smidowicza* 27: 236-244.
67. Merinero, S., Gauslaa, Y. 2018. Specialized fungal parasites reduce fitness of their lichen hosts. *Annals of Botany*, 121(1): 175–182.
68. Morris, S.D., Brook, B.W., Moseby, K.E., Johnson, C.N. 2021. Factors affecting success of conservation translocations of terrestrial vertebrates: A global systematic review. *Global Ecology and Conservation*, 28, e01630.
69. Nash, TH III 2008. *Lichen biology*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
70. Öckinger, E., Nilsson, S.G. 2010. Local population extinction and vitality of an epiphytic lichen in fragmented old-growth forest. *Ecology*, 91: 2100-2109.
71. Phillips, H.C. 1969. Annual growth rates of three species of foliose lichens determined photographically. *Bull. Torr. Bot. Cl.*, 96: 202-206.
72. Plantlife, 2025. The Rare Lichen that Travelled from Cornwall to Norfolk. <https://www.plantlife.org.uk/the-rare-lichen-that-travelled-from-cornwall-to-norfolk/>
73. Ravera, S., Benesperi, R., Bianchi, E., Brunialti, G., Di Nuzzo, L., Frati, L., Giordani, P., Isocrono, D., Nascimbene, J., Vallese, C., Paoli, L. 2023. *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm.: The multifaceted suitability of the lung lichen to monitor forest ecosystems. *Forests*, 14(10), 2113.
74. Roturier, S., Bäcklund, S., Sundén, M., Bergsten, U. 2007. Influence of ground substrate on establishment of reindeer lichens after artificial dispersal. *Silva Fennica*, 41: 269–280.
75. Richardson, D.H.S. 1992. *Pollution monitoring with lichens*. The Richmond Publishing, Slough.
76. Ryś, A. 2005. *Granicznik płucnik w Lasach Państwowych i jego ochrona*. DGLP, Warszawa.

77. Ryś, A. 2006. Granicznik płucnik *Lobaria pulmonaria* i jego ochrona w Lasach Państwowych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 8/4: 288-302.
78. Sanders, W.B. 2001. Lichens: The Interface between mycology and plant morphology. *BioScience*, 51(12): 1025–1035.
79. Scheidegger, C. 1995. Early development of transplanted isidioid soredia of *Lobaria pulmonaria* in an endangered population. *Lichenologist*, 27(5): 361-374.
80. Schöller, H. 1997. Ökologie und Verbreitung. W: Schöller H. (red.), *Flechten. Geschichte, Biologie, Systematik, Ökologie, Naturschutz und kulturelle Bedeutung*: 83-109. *Kleine Senckenberg-Reihe 27*. Sencken bergische Naturforschende Gesellschaft, Frankfurt am Main.
81. Smith, P. L. 2014. Lichen translocation with reference to species conservation and habitat restoration, *Symbiosis*, 62(1): 17–28.
82. Spribille, T. 2018. Relative symbiont input and the lichen symbiotic outcome. *Current Opinion in Plant Biology*, 4:5 7-63.
83. Steele, B. 2021. A Systematic Review of Translocation Methods in Lichens. Royal Botanic Gardens Edinburgh & The University Of Edinburgh.
84. Szymczyk, R. 2012. Metaplantacja plech biedronecznika Jeckera (*Punctelia jeckeri*) z drzewa rosnącego przy drodze wojewódzkiej nr 650 na odcinku Banie Mazurskie - Węgorzewo na uprzednio wybrane stanowiska alternatywne, zgodnie z warunkami określonymi w decyzji Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie (mscr.).
85. Szymczyk, R. 2013. Metaplantacja plech biedronecznika Jeckera (*Punctelia jeckeri*) z drzewa rosnącego przy drodze wojewódzkiej nr 650 na odcinku Kętrzyn - Srokowo na uprzednio wybrane stanowiska alternatywne, zgodnie z warunkami określonymi w decyzji Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie (mscr.).
86. Szymczyk, R. 2022. Dziesięcioletni monitoring stanu plech biedronecznika Jeckera (*Punctelia jeckeri*) na stanowiskach zastępczych wykonany zgodnie z warunkami określonymi w decyzji Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie (mscr.).
87. Szczepańska, K. 2009. Czerwona lista porostów zagrożonych w polskiej części Masywu Śnieżnika i Gór Białskich (Sudety Wschodnie). *Acta Botanica Silesiaca* 4: 143-159.
88. Tyszko-Chmielowiec, P. (red.) 2010. Jak zachować aleje. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, pp. 24.
89. Tyszko-Chmielowiec, P. (red.) 2012. Aleje skarbnice przyrody. Praktyczny podręcznik ochrony alej i ich mieszkańców. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, pp. 160.
90. Ustawa, 2004. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. z 2004 r. Nr 92, poz. 880 z późniejszymi zmianami).
91. Wallen, R.M., Perlin, M.H. 2018. An Overview of the Function and Maintenance of Sexual Reproduction in Dikaryotic Fungi. *Frontiers in microbiology*, 9, 503.

92. Witkoś, K. (red.) 2012. Aleje – podręcznik użytkownika. Jak dbać o drzewa, żeby nam służyły? Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, pp. 176.
93. Zarabska-Bożejewicz, D., Studzińska-Sroka, E., Fałtynowicz, W. 2015. Transplantation of lichen thalli: a case study on *Cetraria islandica* for conservation and pharmaceutical purposes, Fungal Ecology, 16: 34-43.