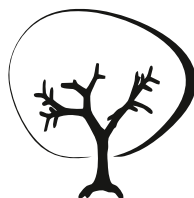


KONFERENCJA NAUKOWA
DRZEWA I LASY
W ZMIENIAJĄCYM SIĘ ŚRODOWISKU

KÓRNIK-POZNAŃ, 17-19 PAŹDZIERNIKA 2016



MATERIAŁY KONFERENCYJNE



Instytut Dendrologii
Polskiej Akademii Nauk
w Kórniku

Drzewa i lasy w zmieniającym się środowisku

Drzewa i lasy w zmieniającym się środowisku

Konferencja naukowa
Kórnik–Poznań, 17–19 października 2016

Materiały konferencyjne

Redakcja
Dominik Tomaszewski
Andrzej M. Jagodziński

Bogucki Wydawnictwo Naukowe
Poznań 2016

Redakcja

Dominik Tomaszewski, Andrzej M. Jagodziński

Projekt okładki i logo Konferencji

Radosław Rakowski, Andrzej M. Jagodziński

Wydanie materiałów konferencyjnych sfinansowane
przez Fundację Zakłady Kórnickie.

Copyright © Instytut Dendrologii PAN w Kórniku, Kórnik 2016

ISBN 978-83-7986-121-7

Bogucki Wydawnictwo Naukowe
ul. Górna Wilda 90, 61-576 Poznań
www.bogucki.com.pl
e-mail: biuro@bogucki.com.pl

Druk i oprawa: Uni-druk

Patronat



MINISTERSTWO
ŚRODOWISKA

Jan Szyszko
Minister Środowiska



Stefan Malepszy
Wiceprezes Polskiej Akademii Nauk



Konrad Tomaszewski
Dyrektor Generalny Lasów Państwowych

Komitet Honorowy



Tomasz Markiewicz
Dyrektor
Regionalnej Dyrekcji
Lasów Państwowych
w Poznaniu



Polskie Towarzystwo Leśne
Oddział Wielkopolski



Kazimierz Grzesiak
Prezes Zarządu
Fundacji Zakłady Kórnickie



Jerzy Lechnerowski
Burmistrz
Miasta i Gminy Kórník



Jan Grabkowski
Starosta Poznański

Patronat Medialny



PRZEGŁĄD LEŚNICZY

GŁOS LASU



Partnerzy



Komitety Naukowy

Przewodniczący:

prof. dr hab. Tomasz Zawila-Niedzwiecki
Komitet Nauk Leśnych i Technologii Drewna PAN
Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych w Warszawie

Członkowie:

dr hab. Janusz Czerepko
Instytut Badawczy Leśnictwa w Sękocinie Starym

prof. dr hab. Barbara Godzik
Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN w Krakowie

prof. dr hab. Jan Holeksa
Wydział Biologii Uniwersytetu im. A. Mickiewicza w Poznaniu

prof. dr hab. Zbigniew W. Kundzewicz
Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN w Poznaniu

prof. dr hab. Małgorzata Mańka
Komisja Nauk Leśnych i Drzewnych Oddziału PAN w Poznaniu
Wydział Leśny Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu

prof. dr hab. Jan Marek Matuszkiewicz
Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyckiego PAN
w Warszawie
Wydział Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Kazimierza Wielkiego w Bydgoszczy

prof. dr hab. Jacek Oleksyn
Instytut Dendrologii PAN w Kórniku

dr hab. Maciej Skorupski
Wydział Leśny Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu

prof. dr hab. Roman Słowiński
Oddział Polskiej Akademii Nauk w Poznaniu
Wydział Informatyki Politechniki Poznańskiej

prof. dr hab. Jerzy Szwagrzyk
Wydział Leśny Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

prof. dr hab. Michał Zasada
Wydział Leśny Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Komitet Organizacyjny

Przewodniczący:

Andrzej M. Jagodziński

Członkowie: Monika Dering, Marcin Dyderski (sekretariat), Paweł Horodecki, Tomasz Leski, Adrian Łukowski (sekretariat), Kinga Nowak-Dyjeta, Emilia Pers-Kamczyc, Radosław Rakowski, Karolina Sobierajska, Dominik Tomaszewski, Marcin Zadworny

Spis treści

Wprowadzenie	21
Sesja plenarna	23
Wpływ zmian środowiska na lasy Puszczy Białowieskiej <i>Janusz Czerepko, Jacek Hilszczański, Andrzej Boczoń, Krzysztof Stereńczak, Radosław Gawryś</i>	25
Seven ways a warming climate can kill the boreal forest <i>Lee E. Frelich</i>	38
Długofalowe badania poziomu zanieczyszczeń środowiska z wykorzystaniem bioindykacyjnych właściwości leśnych gatunków mchów <i>Barbara Godzik, Paweł Kapusta</i>	48
Gospodarka leśna a ochrona przyrody w zmieniającym się środowisku przyrodniczym i kulturowym <i>Jan Holeksa</i>	61
Zmiany klimatu i ich skutki – obserwacje, prognozy i adaptacja <i>Zbigniew W. Kundzewicz</i>	77
Rozważania nad modelem ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych – przypadek szczególny: Puszcza Białowieska <i>Jan Marek Matuszkiewicz</i>	92
Ekosystemy leśne to także dynamicznie zmieniające się populacje zwierzyny <i>Maciej Skorupski</i>	111
Naturalne zaburzenia w dynamice ekosystemów leśnych – konsekwencje dla ochrony przyrody i dla leśnictwa <i>Jerzy Szwagrzyk</i>	117
Przedsięwzięcia rozwojowe Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe <i>Konrad Tomaszewski</i>	127
Sesja referatowa	139
Wpływ sposobu postępowania z pozostałościami zrębowymi i przygotowania gleby na wzrost sosny zwyczajnej (<i>Pinus sylvestris</i> L.) z sadzenia i samosiewu <i>Marta Aleksandrowicz-Trzcińska, Stanisław Drozdowski, Zbigniew Wołczyk, Henryk Żybura</i>	141

Obce gatunki drzew w Nadleśnictwie Starogard – występowanie oraz dynamika rozprzestrzeniania <i>Jan Banacki</i>	143
Przemiana sposobu zagospodarowania lasu na przerebowy na przykładzie jednostki kontrolnej Trzebieszowice w Nadleśnictwie Łądek-Zdrój <i>Władysław Barzdajn, Wojciech Kowalkowski</i>	144
Analiza odnowienia naturalnego jarzębu brekinii (<i>Sorbus torminalis</i>) na powierzchni doświadczalnej w Nadleśnictwie Krzyż (północno-zachodnia Polska) <i>Leszek Bednorz, Renata Nowińska</i>	145
Wpływ depozycji azotu organicznego w środowisku na reprodukcję drzew <i>Michał Bogdziewicz, Elizabeth E. Crone, Michael A. Steele, Rafał Zwolak</i>	149
Phenotypic and transcriptomics dynamics during tension wood induction in <i>Eucalyptus globulus</i> <i>Victor Carocha, Francisco Fernandes, Pedro Fevereiro, Jacqueline Grima-Pettenati, Jorge A. Pinto Paiva</i>	150
Przeobrażenia siedlisk torfowisk bałtyckich w ostatnich 200 latach w świetle badań dendrochronologicznych na przykładzie „Bagna Kusowo” (NW Polska) <i>Anna Cedro, Zofia Sotek</i>	151
Wpływ rozproszonego promieniowania słonecznego na zdolność lasu sosnowego w Tucznie do pochłaniania CO ₂ <i>Bogdan H. Chojnicki, Klaudia Ziemblińska, Marek Urbaniak, Paweł Strzebiński, Janusz Olejnik</i>	152
Ekologia jodły pospolitej <i>Abies alba</i> Mill. przy północno-wschodniej granicy zwartego zasięgu na tle wybranych cech ukształtowania terenu <i>Bożenna Czarnecka, Łukasz Chabudziński, Anna Rysiak, Teresa Brzezińska-Wójcik</i> ..	154
Wpływ zaburzeń generowanych przez borsuka na strukturę glebowego banku nasion zróżnicowanych zbiorowisk leśnych <i>Joanna Czarnecka, Przemysław Kurek, Małgorzata Jankowska-Błaszczuk</i>	156
Odnowienie naturalne dębu w drzewostanach sosnowych – szansa na przyszłość <i>Dorota Dobrowolska</i>	157
Antropopresja a lasy <i>Małgorzata Falencka-Jabłońska</i>	159
Czy nasiona sosny z drzew porażonych jemiolą są gorszej jakości? <i>Marian J. Giertych, Natalia Jasiczek, Jan Suszka</i>	161
Od spoczynku do aktywności – molekularne i strukturalne modyfikacje paków świerka jako przykład adaptacji do zmieniających się warunków środowiska <i>Marzenna Guzicka, Tomasz Andrzej Pawłowski, Aleksandra M. Staszak, Daniel Józef Chmura, Roman Rożkowski</i>	162
Struktura demograficzna oraz zróżnicowany stopień porażenia przez szrotówkę reliktowych populacji kasztanowca zwyczajnego w Grecji <i>Grzegorz Iszkuło, Łukasz Walas, Monika Dering, Petros Ganatsas, Emilia Pers-Kamczyc</i>	164

Struktura gatunkowa lasów – wskaźnik różnorodności biologicznej procesu Forest Europe <i>Marek Jabłoński</i>	166
Dynamika opadu organicznego oraz dekompozycji liści w drzewostanach rosnących na rekultywowanym zwałowisku pokopalnianym i terenach leśnych <i>Andrzej M. Jagodziński, Paweł Horodecki</i>	168
Różnorodność glebowych banków nasion w lasach liściastych strefy umiarkowanej <i>Małgorzata Jankowska-Błaszczuk, Joanna Czarnecka</i>	170
Morfologiczne i anatomiczne adaptacje igieł sosny zwyczajnej (<i>Pinus sylvestris</i> L.) do życia w chłodnych siedliskach <i>Artur Jankowski, Tomasz Wyka, Roma Żytkowiak, Jacek Oleksyn</i>	171
Taksonomiczne zróżnicowanie rzadkich i zagrożonych gatunków reliktowych z zachodniej części zasięgu rodzaju <i>Zelkova</i> <i>Anna K. Jasińska, Krystyna Boratyńska, Adam Boratyński, Beata Rucińska, Gregor Kozłowski, Laurence Fazan, Sébastien Bétrisey, Emanuel Gerber, Hagiaga Safarov, Giuseppe Garfi</i>	173
Wpływ różnych gatunków drzew na kształtowanie się zbiorowisk grzybów ektomykoryzowych w środowisku zmienionym przez człowieka <i>Izabela L. Kałucka</i>	174
Genotyp drzew i środowisko glebowe jako czynniki kształtujące zbiorowiska mikroorganizmów glebowych w ryzosferze topoli <i>Leszek Karliński, Maria Rudawska</i>	175
Wpływ sposobu odnowienia lasu na zawartość węgla organicznego w glebie <i>Andrzej Kędziora, Damian Józefczyk</i>	177
Czynniki determinujące różnorodność funkcjonalną i genetyczną mikroorganizmów w glebach leśnych <i>Beata Klimek, Maria Niklińska, Marcin Chodak, Małgorzata Jaźwa, Marcin Gołębiewski</i>	178
Wpływ gospodarki leśnej na biotę grzybów wielkoowocnikowych <i>Anna Kujawa</i>	179
Znaczenie robinii akacjowej dla zgrupowań ptaków lęgowych awifauny krajobrazu rolniczego w świetle danych wieloletnich <i>Krzysztof Kujawa</i>	181
Dynamika zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej w perspektywie badań paleoekologicznych <i>Małgorzata Latałowa, Marcelina Zimny, Anna Pędziszewska</i>	184
Metagenomika zbiorowisk grzybów glebowych związanych z siewkami sosny w szkółkach leśnych o zróżnicowanym czasie użytkowania <i>Tomasz Leski, Maria Rudawska, Marcin Pietras, Hanna Kwaśna</i>	185
Kształtowanie się biot grzybów zlichenizowanych (porostów) fitocenoz borowych Polski w warunkach zmieniającego się charakteru i poziomu skażeń atmosfery oraz wobec prognozowanych przemian klimatu <i>Grzegorz Z. Leśnianański</i>	187

Czy nasze lasy są rodzime? <i>Andrzej Lewandowski, Monika Litkowiec</i>	189
Wpływ wylesień na zmiany chemizmu wód źródłanych w Masywie Skrzycznego w Beskidzie Śląskim <i>Stanisław Małek, Katarzyna Krakowian, Aleksander Maria Astel</i>	189
Kriokonserwacja nasion drzew – obecny stan wiedzy i możliwość jej zastosowania w praktyce leśnej <i>Marcin Michalak, Teresa Hazubska-Przybył, Jan Suszka, Tadeusz Tylkowski, Beata P. Plitta-Michalak, Paweł Chmielarz</i>	191
Model zrównoważonej ilości martwych drzew na przykładzie lasu bukowo-jodłowego <i>Joanna Mielczarczyk</i>	193
Chroniona czy/i zagospodarowana Puszcza Białowieska miejscem zachowania różnorodności gatunkowej drzew <i>Stanisław Miścicki, Anna Gazda</i>	194
Zmiana struktury odnowienia lasu pod wpływem roślinożernych ssaków kopytnych w Białowiejskim Parku Narodowym <i>Stanisław Miścicki, Anna Gazda, Emilia Wysocka-Fijorek</i>	196
Zagrożenia funkcjonowania ekosystemów wynikające z przenawożenia azotem <i>Maria Niklińska</i>	197
Wysoczyzny i aluwia rzeczne. Różnicujący wpływ położenia drzewostanów na reakcje przyrostowe dębu szypułkowego i ich uwarunkowania hydroklimatyczne <i>Bernard Okoński, Marcin Koprowski, Bartosz Kochanowski</i>	199
Wpływ efektywnych mikroorganizmów (EMy) i nawozów fosforynowych na wzrost i mykoryzację buka zwyczajnego (<i>Fagus sylvatica</i>) i dębu szypułkowego (<i>Quercus robur</i>) hodowanych w szkółce gruntowej <i>Jacek Olchowik, Roman Bzdyk, Stanisław Drozdowski, Justyna Nowakowska, Hanna Szmidla, Katarzyna Sikora, Tomasz Oszako</i>	201
Metoda kowariancji wirów jako narzędzie wspierające praktykę leśną <i>Janusz Olejnik, Marek Urbaniak, Klaudia Ziemblińska</i>	202
Profil związków lotnych liści osobników kasztanowca (<i>Aesculus</i>) różniących się podatnością na szrotówka kasztanowcowiaczka (<i>Cameraria ohridella</i> Deschka & Dimić) <i>Maja Paterska, Hanna Bandurska, Mariusz Dziadas</i>	203
Wpływ warunków środowiska na zróżnicowanie wewnątrzgatunkowe spoczynku nasion <i>Tomasz A. Pawłowski, Jan Suszka, Aleksandra M. Staszak</i>	204
Zmiany klimatu w interakcjach drzewo – grzyb – środowisko <i>Marcin Pietras, Marta Kolanowska</i>	206
Niektóre cechy wzrostowe i zaopatrzenie w składniki pokarmowe drzew w warunkach zrehabilitowanych i zalesionych terenów pogórniczych <i>Marcin Pietrzykowski</i>	207

Modyfikacje epigenetyczne a nowe możliwości oceny żywotności nasion <i>Beata P. Plitta-Michalak, Barbara Bujarska-Borkowska, Szymon Kotlarski, Mirosława Barciszewska, Jan Barciszewski, Tadeusz Tylkowski, Paweł Chmielarz, Marcin Michalak</i>	208
Czy drzewostany sosny zwyczajnej (<i>Pinus sylvestris</i> L.) wykazują tendencje adaptacyjne do lokalnych ekosystemów? Próba odpowiedzi na podstawie analiz nasion i markerów genetycznych <i>Paweł Przybylski, Szymon Jastrzębowski, Katarzyna Masternak</i>	210
Wzrostowe i fizjologiczne reakcje siewek drzew leśnych na regulowany deficyt wodny <i>Piotr Robakowski, Władysław Barzdajn, Wojciech Kowalkowski, Barbara Politycka, Tomasz Wyka, Artur Jankowski, Winnicjusz Kasprzyk, Michał Lenart</i>	211
Udział dżdżownic w obiegu pierwiastków w ekosystemie leśnym <i>Anna Rożen, Łukasz Sobczyk, January Weiner</i>	212
Dzieje obecności i aktywności człowieka w Puszczy Białowieskiej na podstawie badań archeologicznych i historycznych <i>Tomasz Samojlik</i>	213
Przestrzenna charakterystyka zamierania świerka w Puszczy Białowieskiej w 2015 r. <i>Krzysztof Stereńczak, Miłosz Mielcarek, Bartłomiej Kraszewski, Żaneta Ciarka, Aneta Modzelewska, Małgorzata Białczak, Rafał Sadkowski</i>	215
Jodła pospolita (<i>Abies alba</i> Mill.) w lasach Pomorza <i>Paweł Strzeński</i>	216
Zagęszczenie, rozmieszczenie i zróżnicowanie grubości drzew o wymiarach pomnikowych w Rezerwacie Ścisłym Białowieskiego Parku Narodowego <i>Andrzej Szczepkowski, Andrzej Grzywacz, Andrzej Keczyński, Kamil Bielak, Leszek Bolibok, Bogdan Brzezicki, Włodzimierz Buraczyk, Stanisław Drozdowski, Leszek Gawron, Henryk Szeligowski, Jacek Zajczkowski</i>	218
Proteomiczne, biochemiczne i fizjologiczne analizy ujawniają strategię adaptacyjną topoli do wzrostu w zmieniającym się środowisku <i>Agnieszka Szuba, Gabriela Lorenc-Plucińska</i>	220
Czy granice zwartych zasięgów drzew w Polsce mogą być tłumaczone warunkami klimatycznymi i jak zasięgi mogą się zmienić w wyniku ocieplenia klimatu? <i>Tomasz H. Szymura, Magdalena Szymura</i>	221
Rola lasów prywatnych w obliczu zmian środowiskowych <i>Stefan Traczyk</i>	222
Zmiany właściwości runa w procesie wieloletnich przemian żywnych lasów liściastych. Studium przypadku z Obrębu Ochronnego Rezerwat Białowieskiego Parku Narodowego <i>Leokadia Witkowska-Zuk, Artur Obidziński, Kamil Bielak, Piotr Zaniewski, Katarzyna Marciszewska, Wojciech Ciurzycki, Andrzej Keczyński, Bogdan Brzezicki</i> .	224
Zaakceptować obcego?! – miejsce gatunków introdukowanych w zmieniającym się środowisku <i>Beata Woziwoda</i>	225

Sosna zwyczajna jako obiekt badań genetycznych podstaw zmienności adaptacyjnej <i>Błażej Wójcikiewicz, Monika Litkowiec, Witold Wachowiak</i>	226
Ekologiczny model drzewostanu w badaniach wpływu zmian klimatu na las <i>Jacek Zajączkowski, Bogdan Brzezicki</i>	228
Produkcja ekosystemu netto a czynniki środowiskowe w lesie sosnowym <i>Klaudia Ziemblińska, Marek Urbaniak, Bogdan Heronim Chojnicki, Thomas Andrew Black, Shuli Niu, Janusz Olejnik</i>	230
Bonitacja wzrostowa drzewostanu = bonitacja siedliska? <i>Jacek Zientarski</i>	233
Ekologiczne konsekwencje lat nasiennych: badania w Puszczy Gorzowskiej <i>Rafał Zwolak, Michał Bogdziewicz, Elizabeth E. Crone, Leszek Rychlik, Aleksandra Wróbel</i>	233
Wpływ wiatrołomu na zmiany sezonowe i zróżnicowanie przestrzenne składu chemicznego wód drenujących stoki Tatr Zachodnich <i>Mirosław Żelazny, Przemysław Kruk, Anna Wolanin, Joanna Fidelus, Joanna Paulina Siwek, Stanisław Małek</i>	235
Sesja plakatuwa	237
Zmiany w zadrzewieniach głównych ulic Warszawy w latach 1973–2015 <i>Aneta H. Baczewska, Wojciech Dmuchowski, Paulina Brągoszewska</i>	241
Wpływ zasolenia gleby na stan równowagi jonowej w liściach lipy krymskiej (<i>Tilia ×euchlora</i> K.Koch) <i>Aneta H. Baczewska, Wojciech Dmuchowski, Paulina Brągoszewska, Dariusz Gozdowski</i>	241
Ustępowanie spoczynku nasion z rodzaju <i>Cotoneaster</i> <i>Barbara Bujarska-Borkowska, Jan Suszka</i>	243
Czy można sklonować najstarsze dęby pomnikowe? <i>Paweł Chmielarz, Szymon Kotlarski, Tadeusz Tylkowski, Marcin Michalak</i>	243
Wzrost i przeżywalność świerka z europejskich populacji w warunkach środowiskowych Wielkopolski <i>Daniel J. Chmura, Roman Rożkowski, Damian Michałowicz, Marzenna Guzicka</i>	247
Jak brzoza radzi sobie ze stresem? <i>Monika Czaja, Anna Kolton, Agnieszka Baran, Ewa Muszyńska, Piotr Muras</i>	248
Występowanie <i>Impatiens parviflora</i> DC. w rezerwacie „Wielki Las” (Nadleśnictwo Pniewy) na tle czynników środowiskowych je determinujących <i>Natalia Czapiewska, Aleksandra Ćwiejkowska, Marcin K. Dyderski, Andrzej M. Jagodziński</i>	251
Środowiskowe uwarunkowania występowania <i>Padus serotina</i> , <i>Quercus rubra</i> i <i>Robinia pseudoacacia</i> w Wielkopolskim Parku Narodowym <i>Marcin K. Dyderski, Andrzej M. Jagodziński</i>	252

Zmiany w występowaniu roślin storczykowatych flory leśnej okolic Wejherowa spowodowane oddziaływaniem cementowni <i>Artur Eichmann, Joanna Gołębiewska, Anna Kuczyńska</i>	254
Wpływ stopnia opanowania drzew przez jemiołę pospolitą <i>Viscum album</i> L. na ich stan zdrowotny (na przykładzie miasta Praszka) <i>Elżbieta Gołąbek, Jarosław Sławiński</i>	256
PurpleWalls: Towards the understanding of the molecular regulation of xylogenesis in <i>Salix purpurea</i> <i>Carolina Gomes, Jorge A. Pinto Paiva</i>	258
Struktura ekologiczna runa lasu w dąbrowie w pierwszej fazie eksperymentalnego wypasu owiec <i>Tomasz Hałatkiewicz, Małgorzata Jankowska-Błaszczuk</i>	259
Wpływ określonych systemów regulatorów wzrostu na aktywność peroksydazy gwajakolowej podczas indukcji somatycznej embriogenezy <i>Picea</i> spp. <i>Teresa Hazubska-Przybył, Ewelina Ratajczak, Ewa Marzena Kalemba</i>	260
Dynamika odnowienia <i>Padus serotina</i> pod drzewostanami 14 gatunków w latach 2005–2013 <i>Paweł Horodecki, Marcin K. Dyderski, Katarzyna Rawlik, Andrzej M. Jagodziński</i> ...	262
Ile zjada szrotówek kasztanowcowiaczek (<i>Cameraria ohridella</i>)? Studia nad jakością pokarmu <i>Radosław Jagiełło, Marian J. Giertych</i>	264
Czy zależność budowy morfo-anatomicznej igieł sosny zwyczajnej (<i>Pinus sylvestris</i> L.) od średniej temperatury siedliska jest zachowana w warunkach doświadczeń proveniencyjnych? Analiza igieł juvenilnych i igieł osobników dorosłych <i>Artur Jankowski, Tomasz Wyka, Roma Żytkowiak, Jacek Oleksyn</i>	266
Orzech włoski (<i>Juglans regia</i> L.) jako gatunek inwazyjny w zadrzewieniach wybranych cieków Poznania <i>Krzysztof Janku, Mostefa Mana, Ewa Arczyńska-Chudy</i>	267
Różnorodność śródleśnych zbiorowisk łąkowo-szuwarowych w dolinie rzeki Bukówki <i>Magdalena Janyszek, Mieczysław Grzelak, Dorota Wrońska-Pilarek</i>	268
Wpływ składu gatunkowego drzewostanu na zmiany chemizmu wód źródeł w zlewni potoku Jaszcz i Jamne (Gorce) <i>Michał Jasik, Stanisław Małek</i>	270
Wytwarzanie molekularnych mechanizmów chroniących przed stresem środowiskowym dojrzewające nasiona buka zwyczajnego (<i>Fagus sylvatica</i> L.) <i>Ewa M. Kalemba, Ewelina Ratajczak</i>	271
Zasady ochrony dzwoniecznika wonnego (<i>Adenophora liliifolia</i> (L.) A.DC.) w widnych, reliktowych lasach Polski, Czech i Słowacji <i>Adam Kapler, Romana Prausova, Lucie Mareckova, Jerzy Puchalski</i>	272
Wielkość koron dębów w klasach biosocjalnych w drzewostanach III i V klasy wieku <i>Katarzyna Kaźmierczak, Tomasz Najgrakowski</i>	274

Struktura ploidalności w grupie wierzb <i>Salix retusa</i> agg. w kontekście taksonomicznym i geograficznym <i>Piotr Kosiński, Elwira Śliwińska</i>	276
Wpływ warunków hodowli <i>in vitro</i> pędów dębu (<i>Quercus robur</i> L.) na efektywność ich namnażania <i>Szymon Kotlarski, Agata Obarska, Teresa Hazubska-Przybył, Marcin Michalak, Paweł Chmielarz</i>	277
Czy gospodarka leśna wpływa na różnorodność biologiczną grzybów mykoryzowych? <i>Marta Kowalska, Maria Rudawska, Małgorzata Stasińska, Tomasz Leski, Leszek Karliński</i>	279
Wpływ struktury zadrzewień śródpolnych na liczebność kluczowych gatunków ptaków <i>Krzysztof Kujawa, Tomasz Kniola</i>	281
Długoterminowy wpływ zgryzania na wzrost i rozwój cisa pospolitego <i>Mariana Kýpětová, Łukasz Walas, Peter Jaloviar, Grzegorz Iszkuło</i>	283
Bożodrzew gruczołkowaty (<i>Ailanthus altissima</i>) – atrakcyjny przybysz z Azji czy szkodliwy intruz? Rozmieszczenie i odnowienie naturalne w Poznaniu <i>Aneta Ladach, Marcin K. Dyderski, Andrzej M. Jagodziński</i>	285
Ocena żywotności i wzrostu drzew w warunkach siedlisk o podwyższonej koncentracji siarki na zrekultywowanych i zalesionych terenach po Kopalni Siarki „Jeziórko” <i>Justyna Likus-Cieślak, Marcin Pietrzykowski</i>	287
Holocenska historia jodły pospolitej (<i>Abies alba</i> Mill.) w Polsce określona na podstawie geograficznego rozmieszczenia haplotypów mitochondrialnego i chloroplastowego DNA <i>Monika Litkowiec, Andrzej Lewandowski</i>	289
Ocena populacji czeremchy amerykańskiej (<i>Padus serotina</i> (Ehrh.) Borkh.) w rezerwacie „Świetlista Dąbrowa koło Obrzycka” <i>Roksana Lubkowska, Maria Wojterska</i>	290
Różnorodność grzybów saproksylicznych w drzewostanach gospodarczych i niepodlegających gospodarowaniu <i>Piotr Łakomy, Hanna Kwaśna, Wojciech Szewczyk, Marlena Baranowska-Wasilewska, Jolanta Behnke-Borowczyk</i>	292
Zamieranie sosn i świerków w wyniku suszy 2015–2016 <i>Piotr Łakomy, Katarzyna Nowik, Jarosław Góral, Radosław Cieślak</i>	294
Rola odnowień i nasadzeń w procesie sukcesji wtórnej grądowego zbiorowiska zastępczego w 27-letnich badaniach eksperymentalnych <i>Grażyna Łaska</i>	295
Pył zawieszony o różnym pochodzeniu na liściach czeremch: <i>Prunus padus</i> i <i>P. serotina</i> a wzrost i rozwój szubargi pięcioplamki (<i>Gonioctena quinquepuntata</i>) <i>Adrian Łukowski, Robert Popek, Radosław Jagiełło, Ewa Mąderek, Piotr Karolewski</i> .	297

Spontaniczna regeneracja drzewostanu po rozległym wiatrowale lasu mieszanego na żyznym siedlisku <i>Zbigniew Maciejewski, Jerzy Szwagrzyk</i>	299
Temperatura determinuje zagęszczenie aparatów szparkowych igieł sosny zwyczajnej (<i>Pinus sylvestris</i> L.) w Skandynawii <i>Sławomir Marek, Roma Żytkowiak, Jacek Oleksyn</i>	301
Zmiany ekspresji genów zaangażowanych w proces formowania drewna u topoli kalifornijskiej (<i>Populus trichocarpa</i> Torr. & A.Gray) <i>Katarzyna Marzec-Schmidt, Natalia Wojciechowska, Agnieszka Ludwików, Agnieszka Bagniewska-Zadworna</i>	302
Intercepcja drzew w zmieniającym się środowisku <i>Anna Mszal, Łukasz Kowalski, Anna Klamerus-Iwan</i>	304
Spektrofotometryczna analiza barwy kwiatów różaneczników (<i>Rhododendron</i> L.), rosnących na cmentarzu ewangelickim w Pszczynie, metodą L*a*b* <i>Piotr Muras, Krzysztof Nowak</i>	305
Drzewa z rodzaju <i>Ulmus</i> w krajobrazie leśnym Polski <i>Anna Napierała-Filipiak, Maciej Filipiak</i>	306
Teledetekcja w badaniu wpływu suszy na stan zdrowotny drzewostanów dębowych <i>Sylvia A. Nasiłowska, Jan Kotlarz, Mariusz Kacprzak, Alicja Rynkiewicz</i>	308
Czy płeć wpływa na sezonowe zmiany zawartości azotu i węgla w igłach cisa pospolitego i jałowca pospolitego? <i>Kinga Nowak-Dyjeta, Marian Jędrzej Giertych, Grzegorz Iszkuło</i>	309
Glebowy bank nasion wybranych zbiorowisk leśnych Wielkopolskiego Parku Narodowego <i>Renata Nowińska, Justyna Dubkiewicz</i>	310
Aktywność biochemiczna gleb w rezerwach i w lasach gospodarczych <i>Grażyna Olszowska</i>	313
Zmiany wskaźników ekochemicznych w drzewostanie sosnowym (<i>Pinus sylvestris</i> L.) oraz w drzewostanie sosnowym z podszytem bukowym (<i>Fagus sylvatica</i> L.) na gruntach porolnych w Nadleśnictwie Tuczo <i>Elżbieta Pastwik, Stanisław Małek</i>	315
Wpływ obcego gatunku <i>Carya ovata</i> (Mill.) K.Koch na roślinność runa na potencjalnych siedliskach grądowych w Nadleśnictwie Czarniejewo <i>Sonia Paż, Natalia Czapiewska, Marcin K. Dyderski, Andrzej M. Jagodziński</i>	317
Struktura gatunkowa drzew i krzewów – pomników przyrody w Polsce <i>Joanna Pietrzak-Zawadka</i>	318
Wpływ zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym o różnym pochodzeniu na wzrost i kondycję pięciu gatunków drzew i krzewów <i>Robert Popek, Adrian Łukowski, Piotr Karolewski, Jacek Oleksyn</i>	320

Kielkowanie ziaren pyłku cisa pospolitego (<i>Taxus baccata</i>) i jałowca pospolitego (<i>Juniperus communis</i>) w warunkach <i>in vitro</i> Mariola Rabska, Emilia Pers-Kamczyc	322
Tempo rozkładu nekromasy <i>Impatiens parviflora</i> DC. na tle wybranych rodzimych gatunków roślin grądowych Katarzyna Rawlik, Andrzej M. Jagodziński, Marek Kasprówsz	323
Wpływ gwałtownego wylesienia – wiatrołomu – na zróżnicowanie przestrzenne składu chemicznego wód Monika Sajdak, Przemysław Kruk, Dariusz Strzyżowski, Karolina Jońca, Anna Wolanin, Janusz Siwek, Mirosław Żelazny	325
Geograficzne zróżnicowanie populacji <i>Cupressus sempervirens</i> we wschodniej części Śródziemnomorza Katarzyna Sękiewicz, Monika Dering, Adam Boratyński	327
Wpływ promieniowania rozproszonego na aparat fotosyntetyczny buka zwyczajnego (<i>Fagus sylvatica</i> L.) Tomasz Sobala, Magdalena Trojak, Ernest Skowron, Joanna Nowek, Maciej Kocurek, Rafał Podlaski	329
Zróżnicowanie morfologiczne szyszek w rojach mieszańcowych <i>Pinus sylvestris</i> i <i>P. uncinata</i> Karolina Sobierajska, Adam Boratyński, Krystyna Boratyńska	330
Brzezina bagienna (<i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum pubescentis</i>) na torfowiskach przekształconych antropogenicznie Zofia Sotek, Małgorzata Stasińska, Ryszard Malinowski, Mateusz Bocian, Patrycja Radke	332
Wpływ warunków przechowywania nasion topoli czarnej (<i>Populus nigra</i> L.) na zmiany w proteomie Aleksandra Maria Staszak, Tomasz Andrzej Pawłowski, Jan Suszka	333
Wpływ orki leśnej na emisję wzbogaconego ditlenku węgla Marcin Stróżecki, Hanna Silvenoinnen, Marek Urbaniak, Paweł Strzeliński, Bogdan H. Chojnicki, Janusz Olejnik	335
Wpływ warunków i czasu przechowywania na żywotność, kielkowanie i wschody nasion buka zwyczajnego (<i>Fagus sylvatica</i> L.) Jan Suszka, Barbara Bujarska-Borkowska	337
Wpływ azotu na rozkład ściółki iglastej z terenów długotrwale narażonych na skażenie metalami Agata Tarasek, Maria Niklińska	338
Zbiorowiska grzybów ektomykoryzowych sosny i brzozy z terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi Artur Trzebny, Wojciech Bierza, Mirosława Dabert, Lidia Trocha	339
Zaburzenie procesu zarastania torfowiska „Długie Bagno” w Kampinoskim Parku Narodowym Łukasz Tyburski	341

Kontrolowane zapylanie <i>Populus nigra</i> gwarancją jakości nasion i siewek Tadeusz Tytkowski, Grzegorz Musiela	343
Zróżnicowanie populacji sosny zwyczajnej (<i>Pinus sylvestris</i> L.) z północno- wschodniej granicy zasięgu Lech Urbaniak, Ewa M. Pawlaczyk, Paulina Lesiczka	345
Czy monofagiczny namiotnik czeremszacek może wykorzystywać inne rośliny drzewiaste niż czeremchę zwyczajną? Sebastian Urbaniak, Michał Armata, Wanda Janek, Piotr Karolewski, Adrian Łukowski	346
Określenie optymalnej wilgotności nasion leśnych gatunków drzew owocowych (<i>Prunus avium</i> L., <i>Malus sylvestris</i> L., <i>Sorbus aucuparia</i> L.) przechowywanych w temperaturze -3°C , -18°C i -196°C do trzech lat Mikołaj Wawrzyniak, Marcin Michalak, Tadeusz Tytkowski, Paweł Chmielarz	348
Przystosowanie nasion do hydrochorii a migracyjny i kolonizacyjny sukces tawuły kutnerowatej (<i>Spiraea tomentosa</i> L.) Blanka Wiatrowska, Władysław Danielewicz	350
Jak są zmykoryzowane obce gatunki drzew w Arboretum Kórnickim? Grzyby ektomykoryzowe orzesznika siedmiolistkowego (<i>Carya laciniosa</i> (F.Michx.) Loudon) i orzesznika gorzkiego (<i>C. cordiformis</i> (Wangenh.) K.Koch) Robin Wilgan, Marcin Pietras, Tomasz Leski, Marta Kowalska, Maria Rudawska	352
Immunocytochemiczna lokalizacja składników ściany komórkowej łodygi topoli kalifornijskiej (<i>Populus trichocarpa</i> Torr. & Gray) Natalia Wojciechowska, Joanna Mucha, Agnieszka Bagniewska-Zadworna	354
Wzrost i morfologia systemów korzeniowych sosny zwyczajnej (<i>Pinus sylvestris</i> L.) w warunkach zrekonstruowanej gleby technogenicznej na obiekcie składowania odpadów po flotacji rud cynku i ołowiu Bartłomiej Woś, Marcin Pietrzykowski, Marek Pająk, Justyna Likus-Cieślak	355
Wpływ wiatrołomu na sezonowe zmiany cech fizykochemicznych wód w północnej części zlewni Kościeliskiego Potoku (Tatry Zachodnie) Maria Wójciak, Amanda Kosmowska, Joanna Paulina Siwek, Mirosław Żelazny	356
Zróżnicowanie gatunkowe i preferencje siedliskowe grzybów zlichenizowanych w zbiorowiskach borów, lasów liściastych i zadrzewień na terenie Sandru Nowotomyskiego Daria Zarabska-Bożejewicz, Krzysztof Kujawa	358
Leaf shape variability of <i>Ulmus minor</i> Mill. sensu latissimo in natural populations (from Croatia) assessed via elliptic Fourier descriptors Marko Zebec, Dominik Tomaszewski	359
Zmiany w bilansie CO_2 i klimatycznym bilansie wodnym jako efekt zniszczeń lasu sosnowego w wyniku tornado Klaudia Ziemblińska, Marek Urbaniak, Janusz Olejnik	361
Analiza botaniczna i gospodarka leśna na obszarze Łęgów Odrzańskich w północnej części województwa dolnośląskiego Adam Zych, Lesław Zimny	363

Zmienność genetyczna i morfologiczna populacji kosodrzewiny (<i>Pinus mugo</i> Turra) w kontekście adaptacji do warunków środowiska <i>Weronika Barbara Żukowska, Witold Wachowiak</i>	364
Indeks autorów.....	367

Wprowadzenie

Heraklit z Efezu – presokratyczny filozof grecki, ojciec wariabilizmu – w traktacie filozoficznym „O naturze” zawarł wiele przemyśleń dotyczących stałości i przemijania. Jego słynne *panta rhei* towarzyszy nam od wczesnych etapów edukacji, z czasem jednak zmieniamy swoje rozumienie znaczenia tego zdania. Nie budzą wątpliwości też jego uszczegółowione stwierdzenia – to, że wszystko się zmienia z wyjątkiem samego prawa zmiany, i to, że życie jest ciągłą zmianą. Życie przyrodnika tymi zmianami jest naznaczone – nie tylko w odniesieniu do życia własnego, ale i do tego, które jest obiektem jego badań. Rośliny drzewiaste, zwłaszcza zaś drzewa – ze względu na swą długowieczność, dużą zmienność genetyczną oraz zdolność do zajmowania zróżnicowanych siedlisk – są niezwykle ciekawym obiektem badań obejmujących różne poziomy organizacji przyrody. Drzewa decydują o fizjonomii tworzonych przez siebie układów – w najbardziej złożonej postaci przyjmujących wymiar ekosystemów leśnych, które z kolei umożliwiają istnienie innym gatunkom roślin, a także grzybom czy zwierzętom, tworząc w ten sposób nową jakość funkcjonalną. Zmiana w obrębie zarówno takich układów, jak i pojedynczych elementów je tworzących jest wpisana w ich istnienie i stanowi zagadnienie, któremu wielu badaczy poświęca czas. Przekonać się o tym można, czytając streszczenia wystąpień naukowców zaprezentowane podczas konferencji naukowej „Drzewa i lasy w zmieniającym się środowisku”, zorganizowanej przez Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk w Kórniku oraz Komisję Nauk Leśnych i Drzewnych Oddziału Polskiej Akademii Nauk w Poznaniu. O tym, że zaproponowana tematyka konferencji wpisała się w zainteresowania wielu badaczy, a jednocześnie stanowi ciekawy temat dla leśników – praktyków, świadczy fakt, że zgłaszając łącznie około 150 wystąpień (referatów i plakatów), w konferencji zadeklarowało swój udział ponad 260 badaczy i praktyków z różnych ośrodków akademickich oraz reprezentujących instytucje, które bazują na aktualnej wiedzy i wdrażają ją do praktyki, np. praktyki leśnej. Niezmiernie cieszy nas także to, że wśród uczestników konferencji jest wielu młodych naukowców, którzy zechcieli przedstawić wyniki prowadzonych przez siebie badań i przedyskutować je w tak licznych gronie. A wbrew twierdzeniu o zmienności wszystkiego właśnie chyba to jest niezmiennie – otwartość naukowców na dyskusję i na poddawanie krytyce nie tyle uzyskanych przez siebie wyników, ile ich interpretacji.

dr Andrzej M. Jagodziński

prof. dr hab. Tomasz Zawila-Niedzwiecki

Kórnik, 17 października 2016 r.

Sesja plenarna

Wpływ zmian środowiska na lasy Puszczy Białowieskiej

Janusz Czerepko, Jacek Hilszczański, Andrzej Boczoń,
Krzysztof Stereńczak, Radosław Gawryś*

*Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
j.czerepko@ibles.waw.pl

Streszczenie

W świetle wyników badań długookresowych nad sukcesją w zbiorowiskach leśnych jesteśmy przekonani, że lasy uznawane za naturalne zmieniają się w czasie. Warunki środowiska, rozumiane jako zespół czynników biotycznych i abiotycznych, zarówno naturalnych, jak i powstałych w wyniku działalności człowieka, kształtowały lasy naturalne w czasie i przestrzeni. Obecna struktura spontanicznie rozwijających się biocenoz leśnych odzwierciedla historię zmian czynników środowiska w trakcie ich rozwoju. W związku z tym coraz częściej nurtuje nas pytanie, jak lasy naturalne, uznawane często za wzorzec dla lasów gospodarczych, będą rozwijały się w świetle stosunkowo szybko zachodzących zmian warunków środowiska, obejmujących zmiany klimatu oraz zmiany presji człowieka w czasie i przestrzeni.

Puszcza Białowieska, której lasy cechują się zróżnicowanym stopniem naturalności i intensywnością zagospodarowania, dzięki prowadzeniu na jej terenie długookresowych badań stanowi doskonały obiekt do określania wpływu zmian środowiska i interakcji poszczególnych elementów ekosystemów leśnych.

Podstawowe implikacje płynące z wyników badań prowadzonych przez Instytut Badawczy Leśnictwa na terenie Puszczy Białowieskiej wskazują na:

- zmiany w środowisku, które przyczyniły się do zaniku lub ograniczenia występowania siedlisk wielu gatunków roślin i zwierząt oraz zespołów leśnych,
- wyższą temperaturę powietrza, zmiany w opadach atmosferycznych i coraz częstsze susze, prowadzące do występowania zaburzeń związanych m.in. z gradacjami owadów, powstawaniem wiatrołomów oraz zwiększeniem się liczby pożarów,
- konieczność prowadzenia w części lasów Puszczy ochrony czynnej mającej na celu zachowanie bądź restytucję gatunków cennych przyrodniczo.

Wstęp

Zmiany globalne środowiska to podstawowy czynnik mający wpływ na różnorodność biologiczną (Secretariat... 2016). Główną przyczyną zmniejszania się liźzebności, a nawet wymierania gatunków, są przekształcenia środowiska ich życia. Urbanizacja, industrializacja, fragmentacja środowisk poprzez budowę dróg, regulację rzek czy też zanieczyszczenia powietrza, melioracje – to tylko niektóre przejawy działalności człowieka zakłócające równowagę biologiczną. Obserwowane zmiany warunków klimatycznych przyczyniają się do zanikania wielu nisz ekologicznych gatunków. Mała różnorodność ekosystemów powoduje większą wrażliwość na zmiany środowiska, zwłaszcza że w wyniku działalności człowieka wiele typów ekosystemów, szczególnie agrocenoz, to monokultury. W świadomości społecznej kryzys bioróżnorodności wyrażony jest poprzez spadek różnorodności gatunkowej w ekosystemach, nazywanej również bogactwem gatunkowym. Tym samym im więcej gatunków ustępuje, tym bardziej zmniejsza się różnorodność gatunkowa. Zasadniczym dokumentem, którego celem jest wdrożenie dobrych praktyk w zakresie przeciwdziałania procesowi zanikania gatunków i ich siedlisk, jest konwencja o różnorodności biologicznej (ang. Convention on Biological Diversity, w skrócie CBD), która ma charakter umowy międzynarodowej i została sporządzona 5 czerwca 1992 r. na Szczycie Ziemi w Rio de Janeiro. Konwencja formułuje zasady ochrony, pomnażania oraz korzystania z zasobów różnorodności biologicznej. Polska ratyfikowała CBD w 1995 r. W oparciu o CBD powstała Dyrektywa Siedliskowa i wiele rozwiązań w zakresie ochrony gatunków oraz siedlisk transponowano do prawa krajowego.

Zmiany sukcesyjne zbiorowisk oraz populacji gatunków leśnych będące wynikiem zmian w środowisku zawsze inspirowały badaczy. Jednak podstawowym ograniczeniem w tego rodzaju badaniach były ramy czasowe. Przykładowo w zespole grądu subkontynentalnego *Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962 okres obejmujący serie sukcesji wtórnej (np. po wiatrołomie) od stadium inicjalnego do fazy optymalnej obejmuje 350 lat (Faliński 1986). Choć powszechność jednej z metod poboru prób w badaniach nad sukcesją roślinności w postaci zdjęcia fitosocjologicznego obejmuje niespełna 100 lat, pozwala to w Europie na śledzenie zmian zachodzących w strukturze zbiorowisk leśnych.

W oparciu o uzyskane wyniki badań różnorodność biologiczna w niniejszej pracy będzie rozpatrywana głównie na podstawie wieloletnich obserwacji i na dwóch poziomach, tj. różnorodności gatunkowej i ekosystemów.

Zmiany warunków środowiska Puszczy Białowieskiej

Średnie roczne opady w Białowieży w latach 1950–2015 wyniosły 634,5 mm. Sumy rocznych opadów charakteryzowały się dużą zmiennością – od 425,9 mm w 1953 r. do 933,0 mm w 1974 r. Biorąc pod uwagę wielkość opadów rocznych, można zauważyć pewną cykliczność następujących po sobie okresów odmien-

nych pod względem przychodu wody z opadów. Można wyróżnić cztery wyraźne okresy:

- 1950–1966 – kiedy przeważały lata z opadami poniżej wartości opadu średniego wieloletniego, a średni opad roczny wyniósł 573,4 mm; odnotowano 8 lat suchych lub bardzo suchych (opad poniżej 90% opadu średniego), nie wystąpiły lata bardzo mokre (powyżej 125% opadu średniego);
- 1967–1981 – w którym przeważały lata z opadami wyższymi od opadu średniego wieloletniego, a średni opad roczny wyniósł 733,6 mm; odnotowano 9 lat mokrych i bardzo mokrych (powyżej 110% opadu wieloletniego) i tylko jeden rok suchy, nie wystąpiły lata bardzo suche;
- 1982–2008 – z przewagą lat z opadami niższymi od opadu średniego wieloletniego, średni opad roczny wyniósł 603 mm, odnotowano 12 lat bardzo suchych i suchych, nie wystąpiły lata bardzo mokre;
- od 2009 r. – opady powyżej średniej wieloletniej, ze średnią dla okresu wynoszącą 690,0 mm; wystąpiły lata bardzo mokre.

Od 2009 r. wielkość opadów rocznych wskazywała na występowanie okresu z opadami większymi niż chociażby w latach „suchych” 1982–2008, co powinno skutkować uzupełnieniem zasobów wodnych gleb i podwyższeniem poziomu wód gruntowych. Jednak w 2015 r. suma opadów wyniosła zaledwie 511,0 mm, co klasyfikuje ten rok jako suchy (80,5% opadu średniego). Wielkość opadów w kolejnych latach pokaże, czy okres ten nadal będzie miał charakter mokry, czy też dwa lata bardzo mokre (2009 i 2010) były wyjątkiem, a okres ten będzie ponownie zaliczany do lat „suchych”.

Kolejnym ważnym czynnikiem klimatycznym mającym wpływ na rozwój zbiorowisk leśnych jest temperatura powietrza. Średnia temperatura powietrza w Białowieży w latach 1950–2015 wyniosła 6,9°C. Średnia roczna temperatura występowała w zakresie od 5,1°C w 1956 r. i 1969 r. do 9,2°C w 1989 r. Wyznaczone równania trendów wykazały, że w rozpatrywanym okresie średnia roczna temperatura powietrza wzrosła o 1,2°C, na co decydujący wpływ miał wzrost w półroczu zimowym o 1,6°C.

Wzrost średniej rocznej temperatury powietrza w wieloleciu 1951–2005 był obserwowany na przeważającym obszarze Polski, szczególnie w północnej i zachodniej części kraju (Michalska 2011). Autorka obliczyła, że na każde 10 lat temperatura w Białymstoku wzrasta średnio o 0,14°C, w Suwałkach o 0,18°C, a w Olsztynie o 0,20°C. Podobnie wypadło porównanie lat 1991–2000 z okresem 1961–1990 wykonane przez Zaworę (2005), który wykazał, że wzrost temperatury w Polsce wyrażony przez wartość obszarową średnią roczną w okresie 1991–2000 w porównaniu z latami 1961–1990 wyniósł 0,6°C. Najwyraźniejszy wzrost temperatury wystąpił w okresie zimowym, a zwłaszcza w styczniu i lutym – odpowiednio 1,9°C i 1,5°C. Autor ten wykazał także, że wzrost temperatury spowodował nieznaczne wydłużenie termicznego okresu wegetacyjnego, który rozpoczyna się 1–2 dni wcześniej i kończy kilka dni później. W Białowieży długość okresu wegetacyjnego charakteryzuje stabilność, jednak obserwuje się wcześniejsze rozpoczynanie i kończenie meteorologicznego okresu wegetacyjnego – MSW (Boczoń 2006). Obliczenia MSW wykonane według metodyki Hucula-

ka i Makowca (1977) potwierdziły, że średnia długość MSW wynosi w Białowieży 205 dni.

Temperatura i opady atmosferyczne mają zasadniczy wpływ na stopień uwilgotnienia siedlisk, a także na poziom wód gruntowych i przepływ wód w ciekach. Długookresowe badania poziomu wód gruntowych prowadzone w latach 1985–2005 wykazały stopniowe obniżanie się poziomu wody gruntowej na terenie Puszczy Białowieskiej, co należy łączyć z niskimi opadami i stopniowym wzrostem temperatury powietrza w tym okresie. Większe opady w 2009 r. skutkowały podniesieniem poziomu wody gruntowej (Pierzgański 2010).

Oprócz zmian warunków klimatycznych znaczenie dla rozwoju lasów mają zanieczyszczenia powietrza. W porównaniu z innymi regionami kraju Puszcza Białowieska charakteryzuje się niskim dopływem zanieczyszczeń powietrza, który ponadto systematycznie się zmniejsza od lat 80. XX w. (Malzhan i in. 2014; Stan... 2014; Stan... 2015). Nieznacznie wyższe zanieczyszczenia obserwuje się lokalnie w sąsiedztwie siedzib ludzkich, szczególnie w okresie zimowym.

Długookresowe zmiany sukcesyjne zachodzące w zespołach leśnych Puszczy Białowieskiej

Prezentowane badania sukcesji roślinności były realizowane w dwu etapach. W latach 2003–2009 badania fitosocjologiczne prowadzono na powierzchniach założonych na siedliskach bagiennych i łęgowych Puszczy Białowieskiej. Powtórzono wtedy 151 powierzchni (Czerepko 2011). Zdjęcia fitosocjologiczne z siedlisk bagiennych i łęgowych reprezentowały 8 zespołów leśnych, zarówno w Białowieckim Parku Narodowym, jak i rezerwatach puszczańskich. Następnie w latach 2011–2015 w ramach projektu zleconego przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych odtworzono 310 powierzchni w 11 zespołach leśnych na terenie Puszczy występujących na siedliskach wilgotnych i świeżych. Powierzchnie zlokalizowane były głównie w obrębie Białowieckiego Parku Narodowego oraz 8 rezerwatów puszczańskich.

Powierzchnie zdjęć fitosocjologicznych wykorzystane w opracowaniu niniejszego referatu zostały założone średnio 40 lat temu przez prof. Aleksandra Sokołowskiego w celu charakterystyki szaty roślinnej Puszczy Białowieskiej. Powtórzenie tak dużej liczby zdjęć fitosocjologicznych na tak szeroką skalę w jednym obiekcie i w tak stosunkowo długim okresie ma miejsce po raz pierwszy na terenie Polski, ale też jest wyjątkiem w szerszym zakresie przekraczającym granice kraju (Czerepko 2008).

W oparciu o analizę danych fitosocjologicznych w przeciągu 40 lat na siedliskach bagiennych i łęgowych, m.in. w Puszczy Białowieskiej, stwierdzono następujące zmiany (Czerepko 2011):

1. Nastąpił bujny rozwój drugiego piętra drzewostanu, podszytu i warstwy zielonej, przy jednoczesnym spadku pokrycia warstwy mchów.
2. Przeciętą liczbą gatunków roślin w zdjęciu zwiększyła się o dwa taksony.

3. Ogólna liczba gatunków w dwu porównywanych okresach badawczych istotnie zmalała.
4. Analiza roślinności na podstawie wskaźników ekologicznych wskazuje na zmniejszenie się wilgotności siedlisk.
5. Proces osuszania się siedlisk spowodował wzrost pokrycia warstwy zielnej i krzewów, przy jednoczesnej redukcji pokrycia warstwy mchów. W strukturze runa zaznaczył się proces zanikania gatunków charakterystycznych dla torfowisk leśnych, takich jak *Sphagnum* spp., mających zasadnicze znaczenie w sedymentacji torfu.
6. Na siedliskach lasów bagiennych następuje wzrost frekwencji i udziału w fitocenozach szeregu gatunków mezo- i eutroficznych lasów liściastych, głównie w wyniku postępującego procesu mineralizacji torfu prowadzącego do wzrostu żyzności siedlisk.
7. Największe zmiany w składzie florystycznym runa zaszły w zespole borealnej świerczyny, bielu oraz sosnowego mszaru wysokotorfowiskowego.
8. W badanych zespołach roślinnych zmiany sukcesyjne zaszły w następujących kierunkach:
 - zespół *Ledo-Sphagnetum magellanici* zmienił swój skład florystyczny w kierunku *Vaccinio uliginosi-Pinetum*,
 - zespół *Vaccinio uliginosi-Pinetum* w części płatów upodabnia się do torfowcowo-brzozowego lasu bagiennego i borealnej świerczyny, a w części powierzchni z płytką warstwą torfu do borów wilgotnych,
 - zespół torfowcowo-brzozowego lasu bagiennego uległ zmianom składu florystycznego głównie ze względu na pojawienie się gatunków mezo- i eutroficznych lasów liściastych, choć kierunek tych zmian jest jeszcze nieustabilizowany,
 - zespół *Sphagno girgensohnii-Piceetum* podlega zmianom roślinności, głównie ze względu na rozpad drzewostanu świerkowego i tym samym wzrastowi udziału gatunków liściastych, zarówno grądowych, jak i łęgowych,
 - *Thelypteridi-Betuletum pubescentis* zmieniło swój skład florystyczny w kierunku żyzniejszych postaci *Sphagno girgensohnii-Piceetum*,
 - *Ribeso nigri-Alnetum* w większości płatów upodabnia się do uboższych postaci *Fraxino-Alnetum*, rzadziej natomiast do *Thelypteridi-Betuletum pubescentis*,
 - zespoły łęgów *Fraxino-Alnetum* i *Ficario-Ulmetum* zwiększają w swoim składzie gatunkowym udział gatunków grądowych i upodabniają się tym samym do grądów niskich.

Na powierzchniach założonych w siedliskach wilgotnych i świeżych w okresie dzielącym pierwsze i ostatnie powtórzenie badań fitosocjologicznych nastąpiły następujące zmiany w strukturze zbiorowisk leśnych (Gawryś, Czerepko – mat. niepubl.):

1. W badanych zespołach roślinnych nastąpiło zmniejszenie pokrycia pierwszego piętra drzewostanu przy jednoczesnym wzroście pokrycia drugiego piętra drzewostanu oraz podrostu i podszytu.

2. W wyniku zwiększenia udziału grabu i lipy największy wzrost pokrycia drugiego piętra drzewostanu wystąpił w zespole świetlistej dąbrowy (sześciokrotny), trzcinnikowo-świerkowym borze mieszanym (pięciokrotny) i grądach (dwukrotny).
3. Świerk w zespołach borowych jest gatunkiem o najwyższej dynamice wzrostu w dolnych warstwach drzewostanu.
4. W siedliskach borowych zaobserwowano zwiększoną ilość nalotu sosnowego przy jednoczesnym regresie tego gatunku w pozostałych warstwach drzewostanu.
5. Stopień pokrycia podszytu i podrostu zwiększył się najbardziej w borach mieszanych, głównie za sprawą wzrostu pokrycia grabu i leszczyny.
6. W runie odnotowano wzrost pokrycia terenu przez roślinność zielną (szczególnie na siedliskach borów i borów mieszanych) oraz spadek stopnia pokrycia w przypadku mchów i porostów. Największe, bo ponadtrzykrotne, zmniejszenie pokrycia warstwy zielnej wystąpiło w zespole świetlistej dąbrowy.
7. Średnia liczba gatunków roślin w powtórzonych zdjęciach była niższa o 6 taksonów w porównaniu ze zdjęciami historycznymi. Największy spadek przeciętnej liczby gatunków stwierdzono w powtórzonych zdjęciach fitosocjologicznych zespołu świetlistej dąbrowy (39 gatunków), a najmniejszy wzrost w borze świerkowym czernicowym (9 gatunków).
8. Zmalała średnia liczba gatunków drzew i krzewów oraz roślin zielnych, przy jednoczesnym wzroście średniej liczby gatunków mchów i porostów.
9. Ogólna liczba gatunków roślin zmniejszyła się o 21% i dotyczy to przede wszystkim roślin zielnych o wyższych wymaganiach świetlnych i preferujących siedliska borów i borów mieszanych.
10. Odnotowano wzrost wartości wskaźnika wilgotności, trofizmu oraz kwasowości gleby.
11. Niemal we wszystkich badanych zespołach nastąpił spadek liczby wystąpień i wartości współczynnika pokrycia roślin charakterystycznych dla klasy *Vaccinio-Piceetea* oraz gatunków charakterystycznych dla ciepłolubnych dąbrów, przy jednoczesnym wzroście gatunków charakterystycznych dla mezo- i eutroficznych lasów liściastych z klasy *Quercio-Fagetea*.
12. Siedliska świetlistych dąbrów i grądów miodownikowych zatraciły swoją odrębność w wyniku zaniku gatunków ciepłolubnych i upodobiły się tym samym do grądów typowych.
13. Ogólna liczba gatunków chronionych na badanych powierzchniach zmalała o 38%, z czego gatunków objętych ochroną częściową ubyło 37%, a ściśłą 44%.
14. Największe tempo zmian roślinności stwierdzono w ciepłolubnych dąbrowach, grądach miodownikowych, borach i borach mieszanych, a najmniejsze w grądach, dębowo-świerkowym borze mieszanym wilgotnym oraz dębniaku turzycowym.
15. Zespoły reprezentowane przez bory świeże upodobiły się do borów mieszanych, a bory mieszane do lasów mieszanych.

16. Najmniejszym zmianom uległ zespół grądu subkontynentalnego *Tilio-Carpinetum*.

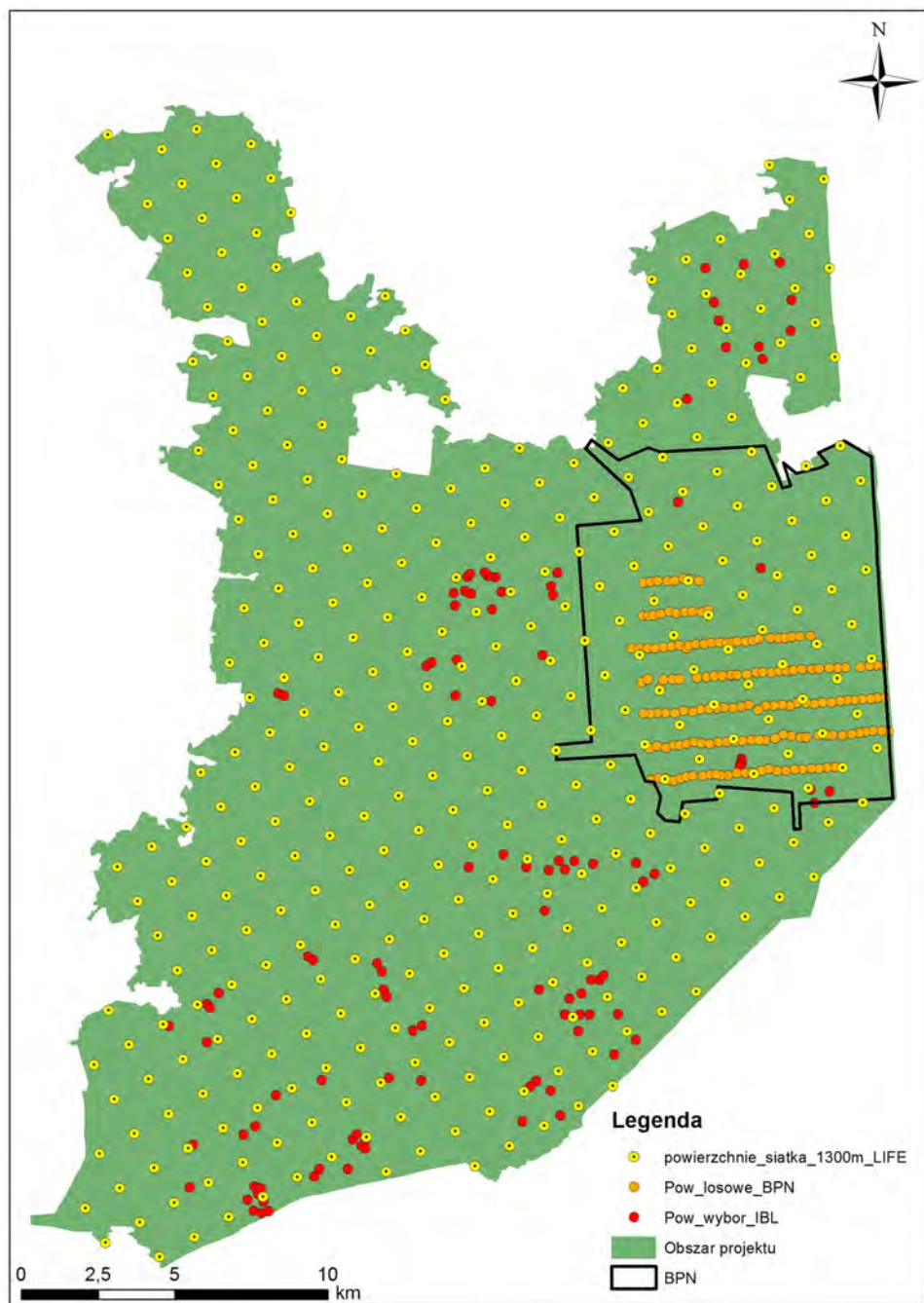
Zmiany w strukturze drzewostanów puszczańskich

Puszcza Białowieska to bogata mozaika zbiorowisk leśnych formowana przez człowieka i naturę od wieków. Jako całość jest jednym z największych i najlepiej zachowanych drzewostanów na niżu środkowo-wschodniej Europy. Od 80 lat prowadzone są tu prace naukowe mające na celu poznanie procesów zachodzących w strukturze drzewostanów tego cennego obszaru leśnego.

Najstarsze powierzchnie badawcze w Puszczy Białowieskiej to pięć powierzchni pokrywających 14,9 ha w Białowieskim Parku Narodowym (BPN), założonych przez prof. Tadeusza Włoczewskiego i pomierzonych pierwszy raz w 1936 r. na terenie Białowieskiego Parku Narodowego (Bernadzki i in. 1998). W kolejnych latach zakładane były także inne powierzchnie na obszarze Puszczy Białowieskiej (Sokołowski 2004; Drozdowski i in. 2012; Paluch 2015), w tym w BPN (Brzeziecki i in. 2012; Miścicki 2012a, b).

Generalne wnioski płynące z badań nad długookresową dynamiką drzewostanów są następujące:

1. W drzewostanach PB wyłączonych spod ingerencji człowieka sosna w naturalny sposób nie odnawia się efektywnie (Paluch 2004).
2. Zwiększa się udział grabu, przede wszystkim na siedliskach grądów (Drozdowski i in. 2012; Paluch 2015).
3. Sosna, dąb i brzoza zmniejszają wyraźnie swój udział w odnawiających się drzewostanach. Zjawisko to odnotowano w różnych warunkach, zarówno ochrony ścisłej, jak i ochrony częściowej (Paluch 2015).
4. Po 2000 r. stwierdzono znaczną redukcję jesionu w drzewostanach PB (Paluch 2015).
5. Świerk odnawia się efektywniej w borowych i wilgotnych siedliskach leśnych. W ostatnich dekadach udział tego gatunku uległ drastycznej redukcji w drzewostanach borów mieszanych i grądów (Paluch 2015).
6. W starodrzewach zagospodarowanej części Puszczy Białowieskiej w latach 1949–2006 do grupy gatunków ekspansywnych zaliczono grab i lipę, stabilnych – olszę i świerk, natomiast do ustępujących – dąb, jesion, klon, sosnę, brzozę, wiąz i osikę (Drozdowski i in. 2012).
7. W starodrzewach zagospodarowanej części Puszczy Białowieskiej występują bardzo podobne procesy jak na obszarze ochrony ścisłej BPN, tj. homogenizacja struktury drzewostanów spowodowana wzrostem udziału grabu, połączona z sukcesywnym ustępowaniem dębu, sosny, klonu i pozostałych mniej licznych gatunków (Drozdowski i in. 2012).
8. Na obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego można uszeregować gatunki drzew w kolejności (od gatunku najbardziej „bezpiecznego” do najbardziej „zagrożonego”): grab, lipa, olsza, świerk, brzoza, dąb, sosna, jesion, klon, wiąz i osika. Poczynając od dębu, poziom zagrożenia można



Ryc. 1. Rozkład powierzchni naziemnych wykorzystywanych w projekcie Life+ ForBio-Sensing

- określić jako krytyczny, tj. wskazujący na możliwość całkowitego ustąpienia danego gatunku albo przynajmniej zmniejszenia jego roli do mało istotnej domieszki (Brzeziecki i in. 2012).
9. W latach 1995–2005 w dawnym Rezerwacie Ścisłym Białowieskiego Parku Narodowego zmienił się udział powierzchni poszczególnych naturalnych faz rozwojowych drzewostanu, a za główną tego przyczynę należy uznać zamieranie świerków w następstwie gradacji kornika drukarza (Miścicki 2012b).
 10. Wykorzystując wyniki uzyskane na próbnym powierzchniach porównawczych, wykazano, że w dwuletnim okresie roślinożerne ssaki kopytne negatywnie wpływały na rozwój odnowienia lasu w drzewostanach objętych ochroną ścisłą w Białowieskim Parku Narodowym (Kweczlich, Miścicki 2004).

Przytoczone powyżej wyniki prac są ważnym zasobem wiedzy na temat procesów zachodzących w drzewostanach Puszczy Białowieskiej. Niestety jak do tej pory obszar Puszczy nie doczekał się jednorodnej siatki powierzchni badawczych, gdzie w sposób ujednolicony byłoby możliwe śledzenie procesów w niej zachodzących. Dodatkowo, pomimo szerokiego zastosowania teledetekcji już w XX w., na obszarze Puszczy Białowieskiej nie wykorzystano na większą skalę tego rodzaju danych. Te dwie główne przesłanki były pretekstem do opracowania wniosku do programu LIFE+. W efekcie od 2014 do 2021 r. Instytut Badawczy Leśnictwa realizuje projekt LIFE+ ForBioSensing PL – kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych, współfinansowany przez Komisję Europejską, Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej i Instytut Badawczy Leśnictwa.

Badania w ramach projektu ForBioSensing obejmują m.in. analizę drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych, a w jego ramach założona została sieć powierzchni w całej Puszczy Białowieskiej (ryc. 1). W sumie do analiz struktury drzewostanu wykorzystywanych jest 685 stałych powierzchni monitoringowych. Pierwszymi efektami realizowanego projektu oraz pozyskanych w jego ramach danych jest potwierdzenie wcześniej przytaczanych wniosków o wycofywaniu się świerka, szczególnie z siedlisk świeżych. Ponadto obserwuje się wzrost udziału grabu według danych dotyczących odnowienia, gdzie dominuje on na siedliskach grądowych. Jeśli chodzi o sosnę, to praktycznie nie odnotowano jej odnowienia na powierzchniach monitoringowych.

Analizy teledetekcyjne pozwoliły na określenie zasięgu gradacji kornika drukarza w 2015 r. W lipcu miąższość stojących martwych drzew wynosiła niespełna 700 000 m³. Analizy martwych świerków umożliwiły wskazanie obszarów najbardziej dotkniętych działaniami kornika drukarza i wsparcie administracji publicznej w podejmowaniu optymalnych dla Puszczy Białowieskiej decyzji.

Dane z projektu Life+ ForBioSensing wykorzystane zostały również w ekspertyzie przygotowanej dla Ministerstwa Środowiska (Stereńczak i in. 2015). Dane teledetekcyjne pozwoliły na przygotowanie map potencjalnego zagrożenia stojącymi martwymi drzewami, co pozwoli administracji publicznej podjąć decyzję o działaniach zmniejszających zagrożenie życia i zdrowia ludzi korzystających z dróg publicznych i szlaków turystycznych. Szczegółowa analiza przeciwpożarowa umożliwiła opisanie potencjalnego ryzyka związanego z nagłym pojawieniem

się dużych ilości materii organicznej oraz wskazała kierunki działań organizacyjno-technicznych mających na celu minimalizację istniejącego zagrożenia pożarowego.

Długookresowe zmiany zachodzące w populacjach wybranych gatunków owadów

Typowym przykładem gatunku, którego populacje podlegają znacznym wahaniom liczebności implikowanym zmianami klimatycznymi i charakterem działalności gospodarczej człowieka, jest kornik drukarz. W Puszczy Białowieskiej jest to gatunek postrzegany zarówno jako zagrożenie dla stabilności zespołów roślinnych, w których dominującą rolę odgrywa świerk, jak i jako gatunek, którego działalność przynosi szereg korzystnych zjawisk w odniesieniu do funkcjonowania ekosystemu i szeroko pojętej bioróżnorodności, co ma szczególne znaczenie w odniesieniu do obszarów chronionych. Liczne badania wskazują na znaczenie kornika jako tzw. gatunku kluczowego (Lawton, Jones 1995; Müller i in. 2008). Rola kornika drukarza jako gatunku kluczowego polega przede wszystkim na tworzeniu otwartych przestrzeni w drzewostanie, które można porównać do powierzchni wiatrołomowych, istotnych dla funkcjonowania zbiorowisk roślinnych i zwierzęcych, w tym zwłaszcza owadów (Sokołowski 2002; Bouget, Duelli 2004). W przypadku owadów saproksylicznych oddziaływanie środowisk „wytworzonych” przez kornika wiąże się z dostępnością i jakością martwego drewna na gniazdach kornikowych, czyli przede wszystkim z korzystnymi warunkami termicznymi, które stanowią bardzo ważny czynnik rozwoju specyficznej biocenozy.

Podczas gdy obecność gniazd kornikowych wpływa na zróżnicowanie struktury drzewostanu i polepszenie warunków rozwojowych wielu organizmów, to wielkopowierzchniowe gradacje kornika, z którymi mamy do czynienia obecnie w Puszczy, mogą w dłuższej perspektywie przynosić negatywne skutki wynikające z drastycznych zmian środowiska. Zjawisko takie jest szczególnie groźne dla gatunków związanych z żywymi starymi drzewami, a w przypadku zamierania świerka na wypowych stanowiskach wrażliwych na zmiany środowiskowe – gatunków stenotopowych. Do takich gatunków należy m.in. chrząszcz rozmiaż kolweński (*Pytho kolwensis*) z załącznika II Dyrektywy Siedliskowej, wykorzystujący specyficzną niszę wytworzoną przez działalność kornika jako miejsca rozwoju i schronienia (Siitonen, Saaristo 2000). Także nadmiar martwych drzew świerkowych nie sprzyja rozwojowi bioróżnorodności z nimi związanej. Ilość martwego drewna nie jest jednocześnie kluczowym czynnikiem determinującym różnorodność owadów saproksylicznych (Gossner i in. 2013). Martwe świerki nie są preferowane np. przez gatunki uważane za wskaźniki dobrego zachowania środowisk związanych z martwym drewnem, takie jak: zgniotek cynobrowy (*Cucujus cinnaberrinus*), zgniotek szkarłatny (*C. haematodes*), ponurek Schneidera (*Boros Schneideri*). W Puszczy Białowieskiej gatunki te zdecydowanie preferują odpowiednio: osikę, olszę i sosnę, co pokazują wstępne wyniki inwentaryzacji wskaźnikowej prowa-

dzionej przez Instytut Badawczy Leśnictwa na zlecenie Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych (Hilszczański – mat. niepubl.).

Kornik drukarz jest gatunkiem wielogeneracyjnym, a na liczbę jego pokoleń wpływa klimat sezonu wegetacyjnego. W suche, ciepłe lata gatunek ten wyprzewadza w Puszczy Białowieskiej do pięciu pokoleń (łącznie z siostrzanymi), podczas gdy normalnie są trzy. Opracowany w Szwecji model występowania gradacji kornika drukarza pokazuje, że jest to funkcja dostępności materiału do zasiedlenia, czyli występowania wiatrołomów, oraz warunków pogodowych. Badacze szwedzcy stwierdzili, że ocieplenie klimatu znacząco zwiększa potencjalne straty w drzewostanach powodowane przez kornika. Przy wzroście średniej temperatury o 1°C – nawet ponaddwukrotnie. Działania człowieka związane z ograniczaniem populacji kornika, polegające na terminowym usuwaniu wiatrołomów oraz drzew zasiedlonych, zdecydowanie redukują te straty (Jönsson i in. 2012). Ewidentnym przykładem wpływu wiatrołomów oraz braku reakcji człowieka na rozwój gradacji kornika jest obecna sytuacja w Puszczy Białowieskiej, gdzie po szkodach w lasach spowodowanych przez wiatr w 2012 r. rozwinęła się gradacja trwająca obecnie (2012–2016). W trakcie pięciu lat kornik zabił drzewostany świerkowe o miąższości około miliona metrów sześciennych i były to głównie drzewa starszych klas wieku, szczególnie istotne z punktu widzenia ochrony bioróżnorodności puszczańskiej.

Symulacje dynamiki populacji kornika drukarza przeprowadzono także w południowej Szwecji (Jönsson i in. 2007). Gatunek ten ma na tym obszarze tylko jedną generację w ciągu roku, przy zakładanym wzroście średniej temperatury rocznej o 2–3°C bardzo realna jest możliwość wystąpienia drugiej generacji, natomiast wzrost o 5–6°C może doprowadzić do rozwoju kolejnej generacji tego kornika. Autorzy badań podkreślają jednak, że spore znaczenie ma też rozpoczęcie sezonu wegetacyjnego, w związku z czym nawet ocieplenie klimatu przy wahaniach temperatury na początku sezonu nie musi powodować wystąpienia następnych generacji kornika.

Wnioski

1. Obserwowane zmiany struktury fitocenoz są wynikiem zachodzących procesów regeneracji zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej po dawnych zniekształceniach spowodowanych m.in. wypasem lub pożarem. Ponadto zmiany w kierunku ocieplenia się klimatu powodują wzrost udziału gatunków charakterystycznych dla mezo- i eutroficznych lasów liściastych.
2. Przywrócenie naturalnej struktury zanikających zespołów grądów miodownikowych i świetlistych dąbrów wymaga stosowania metod aktywnej ochrony przyrody.
3. W związku z brakiem w Puszczy Białowieskiej i strefie klimatu umiarkowanego lasów, które nie były w przeszłości użytkowane gospodarczo, ochrona bierna na obszarach leśnych prowadzi do następujących skutków: obniżenia bogactwa gatunkowego, zmniejszenia różnorodności roślinności w skali

zespołów i podzespołów leśnych, zaniku gatunków podlegających ochronie prawnej. Pojawienie się nowych gatunków jest niewspółmiernie mniejsze niż ich zanikanie, a ponadto wśród nowych gatunków dotyczy to częściowo taksonów obcych geograficznie. Stąd też jest kwestią czasu, kiedy to gatunki obce w zbiorowiskach Puszczy Białowieskiej staną się powszechne.

4. Istnieje konieczność powtarzania obserwacji fitosocjologicznych w interwale dziesięcioletnim w celu zweryfikowania określonych na każdym z etapów badań kierunków zmian roślinności oraz dalszych efektów biernej ochrony przyrody.
5. Zmiany klimatyczne, utożsamiane głównie z ociepleniem, powodują wzrost presji populacji owadów na drzewostany. Przykładowo dłuższe i bardziej intensywne gradacje kornika drukarza wpływają na funkcjonowanie w Puszczy Białowieskiej wielu siedlisk i gatunków, dla których świerk odgrywa zasadniczą rolę.

Literatura

- Boczoń A. 2006. Charakterystyka warunków termiczno-pluwialnych w Puszczy Białowieskiej w latach 1950–2003. *Leśne Prace Badawcze* 1: 57–72.
- Czerepko J. 2008. A long-term study of successional dynamics in the forest wetlands. *Forest Ecology and Management* 255: 630–642.
- Czerepko J. 2011. Zmiany roślinności na siedliskach mokradeł leśnych północno-wschodniej Polski. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Rozprawy i Monografie*. Sękocin Stary.
- Drozdowski S., Brzeziecki B., Żybura H., Żybura B., Gawron L., Buraczyk W., Zajączkowski J., Bolibok L., Szeligowski H., Biela K., Widawska Z. 2012. Wieloletnia dynamika starodrzewów w zagospodarowanej części Puszczy Białowieskiej: gatunki ekspansywne i ustępujące. *Sylvan* 156(9): 663–671.
- Faliński J.B. 1986. *Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forest*. Junk Publishers, Dordrecht.
- Gossner M.M., Floren A., Weisser W.W., Linsenmair K.E. 2013. Effect of dead wood enrichment in the canopy and on the forest floor on beetle guild composition. *Forest Ecology and Management* 302: 404–413.
- Huculak W., Makowiec M. 1977. Wyznaczanie meteorologicznego okresu wegetacyjnego na podstawie jednorocznych materiałów obserwacyjnych. *Zeszyty Naukowe SGGW AR, Leśnictwo* 25: 65–73.
- Jönsson A.M., Harding S., Bårring L., Ravn H.P. 2007. Impact of climate change on the population dynamics of *Ips typographus* in southern Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology* 16: 70–81.
- Jönsson A.M., Schroeder L.M., Lagergren F., Anderbrant O., Smith B. 2012. Guess the impact of *Ips typographus* – an ecosystem modelling approach for simulating spruce bark beetle outbreaks. *Agricultural and Forest Meteorology* 166–167: 188–200.
- Kweczlich I., Miścicki S. 2004. Ocena wpływu roślinożernych ssaków kopytnych na odnowienie lasu w Białowieskim Parku Narodowym. *Sylvan* 6: 18–29.
- Lawton J.H., Jones C.G. 1995. Linking species and ecosystems: Organisms as ecosystem engineers. [W:] J.H. Lawton, C.G. Jones (red.), *Linking Species and Ecosystems*. Chapman and Hall, New York, s. 141–150.

- Malzahn E. (red.) 2014. Zmiany warunków klimatycznych i wodnych w środowisku lasów naturalnych Puszczy Białowieskiej. Maszynopis IBL.
- Michalska B. 2011. Tendencje zmian temperatury powietrza w Polsce. *Prace i Studia Geograficzne* 47: 67–75.
- Miścicki S. 2012a. Structure and dynamics of temperate lowland natural forest in the Białowieża National Park, Poland. *Forestry* 84(4): 363–373.
- Miścicki S. 2012b. Dynamika naturalnych faz rozwojowych drzewostanów w Białowieżskim Parku Narodowym. *Sylvan* 8: 616–626.
- Mueller-Dombois D., Ellenberg H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley and Sons, New York.
- Paluch R. 2004. Stan, warunki i problemy odnowienia naturalnego sosny w Puszczy Białowieskiej. *Sylvan* 11: 9–21.
- Paluch R. 2015. Wieloletnie zmiany składu gatunkowego drzewostanów naturalnych w Puszczy Białowieskiej. *Sylvan* 4: 278–288.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity United Nations Environment Programme. 2016. Biodiversity and climate change. Making use of the findings of the IPCC's Fifth Assessment Report (<https://www.cbd.int/climate/doc/biodiversity-ar5-brochure-en.pdf>).
- Siitonen J., Saaristo L. 2000. Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation* 94(2): 211–220.
- Sokołowski A.W. 2004. *Lasy Puszczy Białowieskiej*. CILP, Warszawa.
- Pierzgalski E. (red.) 2010. *Operat zarządzania wodami i ochrony ekosystemów wodnych (do planu ochrony Białowieskiego Parku Narodowego)*. Maszynopis IBL.
- Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2013 roku na podstawie badań monitoringowych. 2014. IBL.
- Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2014 roku na podstawie badań monitoringowych. 2015. IBL.
- Stereńczak K., Szczygieł R., Kwiatkowski M., Kraszewski B., Ciarka Ż., Mielcarek M. 2015. Wpływ ilości martwego drewna w Puszczy Białowieskiej na zagrożenie pożarowe oraz zagrożenie dla ludzi. Maszynopis IBL.
- Zawora T. 2005. Temperatura powietrza w Polsce w latach 1991–2000 na tle okresu normalnego 1961–1990. *Acta Agrophysica* 6(1): 281–287.

Seven ways a warming climate can kill the boreal forest

Lee E. Frelich

*Center for Forest Ecology, Department of Forest Resources, University of Minnesota,
1530 Cleveland Ave. N., St. Paul, MN, 55108 USA, freli001@umn.edu*

Abstract

The southern boreal forests of North America are susceptible to large changes in composition as temperate forests or grasslands may replace them as the climate warms. A number of mechanisms for this have been shown to occur in recent years: (1) death of individual boreal trees through gap dynamics and gradual infiltration of temperate species; (2) trophic cascades causing a delayed response followed by sudden change from boreal to temperate forest; (3) wind and/or hail storms removing large swaths of boreal forest and suddenly releasing temperate understory trees; (4) wind storms followed by high-intensity fires in slash fuels, leading to sudden conversion to fire dependent temperate species such as oak; (5) heat and drought stress killing large swaths of boreal forest along the prairie-forest border with replacement by grasslands or savannas; (6) insect infestation (native and exotic) due to lack of extreme cold that formerly kept insect populations at bay, killing large areas of boreal forest within a few years; (7) phenological disturbance due to early springs that has the potential to kill enormous swaths of coniferous boreal forest within a few years. Although most models project gradual change from boreal forest to temperate forest or savanna, most of these mechanisms have the capability to quickly transform large swaths (size range tens to millions of square kilometers) of boreal forest to other vegetation types. Therefore, many large surprises are likely to occur in the southern boreal forest over the next century, with major impacts on forest productivity, ecosystem services, and wildlife habitat.

Introduction

The southern boreal forest boundary in North America lies adjacent to temperate forests and grasslands. This includes temperate deciduous forests in eastern North America, temperate rainforests in western North America, and grasslands in the center of the continent. Here we examine the southern boreal biome boun-

dary in the Great Lakes Region of central North America, which includes boreal forests of jack pine (*Pinus banksiana*), black spruce (*Picea mariana*), white spruce (*P. glauca*), balsam fir (*Abies balsamea*), quaking aspen (*Populus tremuloides*), and paper birch (*Betula papyrifera*), and temperate forests of sugar maple (*Acer saccharum*), red maple (*A. rubrum*), hemlock (*Tsuga canadensis*), yellow birch (*Betula alleghaniensis*), beech (*Fagus grandifolia*), northern red oak (*Quercus rubra*), American basswood (*Tilia americana*) and white pine (*Pinus strobus*) in northern Michigan, Wisconsin, and Minnesota (USA) and Ontario and Manitoba, Canada. Oak savannas with bur oak (*Quercus macrocarpa*), northern pin oak (*Q. ellipsoidalis*) and prairie grasses and forbs also occur adjacent to the boreal forest in northwestern Minnesota and southeastern Manitoba, Canada.

This paper discusses mechanisms – sudden or gradual – that could convert boreal forest into other vegetation types at stand, landscape or regional spatial extents. All of these (see ‘Mechanisms of boreal replacement in a warming climate’ below) have been observed locally or regionally, due to the relatively small degree of warming that has already taken place. We know that some mixture of these mechanisms will push the biome boundary of the southern boreal forest northwards as the climate warms. However, the timing, extent and spatial scale of these mechanisms cannot be predicted with current knowledge. Messy transitions from boreal forest to temperate vegetation types with multiple mechanisms will certainly take forests out of their ‘safe operating space’ in terms of disturbance regime as the climate warms during the 21st Century (Johnstone et al. 2016).

Mechanisms of boreal forest replacement in a warming climate

Mechanism 1. Gradual invasion by temperate tree species. This could occur due to warmer summers in locations where summer temperatures and length of the warm season limit the growth of temperate tree species (Fisichelli et al. 2012, 2014, Fig. 1) or where extreme winter minimum temperatures are no longer lethal to temperate tree species (ca -45°C). Summer and winter boreal forests (where temperate tree species are kept out by cool summers or winter minimum, respectively) would thus be affected differently. The temperate invasion could occur over several decades so that temperate tree species gradually replace boreal tree species through gap-by-gap replacements as individual boreal trees die of old age (Montgomery, Frelich 2015). Although this was not occurring in the study region during the 1950s (Curtis 1959), it has started to occur between 2010 and 2015, due to warming that has already happened (Fisichelli et al. 2014, Fig. 2).

Mechanism 2. Trophic cascades causing a delayed response to warmer climate, followed by sudden change from boreal to temperate forest. This is a combination of delayed infiltration of the boreal forest understory by shade-tolerant temperate tree species, followed by sudden die off of the boreal overstory, truncating or eliminating the gradual gap replacement process that would otherwise occur. Basically, the two large herbivores present in the region, moose (*Alces alces*) and white-tailed deer

(*Odocoileus virginianus*), prefer to eat seedlings of temperate species like sugar maple, red maple, northern red oak, yellow birch and hemlock (Fig. 3), more than boreal species like spruce and fir, although there are a few boreal species they also eat (i.e. quaking aspen, paper birch, Frelich et al. 2012). The consumption of temperate seedlings invading nearby boreal stands thus prevents establishment of a temperate understory until the climate becomes so warm that it exceeds the tolerance of boreal trees, which then die without having a temperate understory in place. In mixed ecotonal temperate-boreal forest stands, deer can change the growth rates of temperate and boreal tree saplings relative to each other, raising the threshold temperature at which temperate trees can replace boreal trees (Fisichelli et al. 2012). The trophic cascade effects also vary in a mosaic pattern across the landscape, due to the locations of gray wolf (*Canis lupus*) packs; in areas with high wolf densities, deer populations are low and unhindered expansion of temperate tree species into adjacent boreal stands can occur, whereas in other areas with low wolf populations, deer populations are higher and prevent the establishment of temperate tree seedlings (Callan et al. 2013; Frelich et al. 2012). Deer densities can also interact with other factors to create complex responses of temperate and boreal tree species to changing climate (Fisichelli et al. 2013a,b).

Mechanism 3. Sudden replacement after gradual invasion by temperate tree species in the understory. In boreal stands with an established temperate understory (e.g. red maple under boreal spruce-fir-birch-aspen forests in northern Minnesota), a large event that kills larger boreal trees, releasing the temperate understory, would lead to a rapid transition rather than a slow transition as in Mechanism 1. This would occur at medium spatial extents when derechos (straight line wind events associated with severe thunderstorms) level the canopy over 100s to 1000s of km². Wind storms commonly kill large trees, while leaving most saplings alive (Rich et al. 2007). This is a well-known mechanism termed disturbance-mediat-

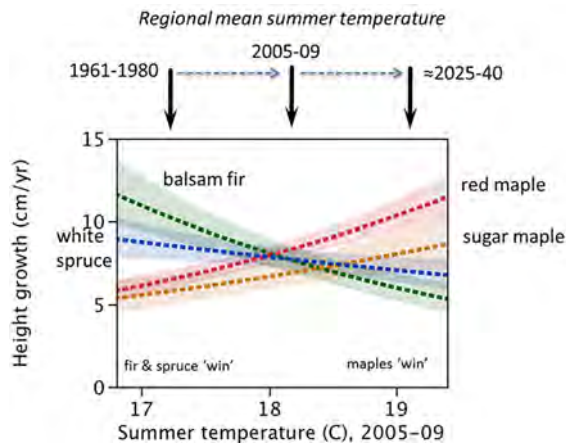


Fig. 1. Height growth of understory saplings across a range summer temperatures in ecotonal mixed temperate-boreal forest in northern Minnesota, USA. After Fisichelli et al. (2012)



Fig. 2. Sugar maple sapling (right) invading a boreal balsam fir forest in northern Wisconsin USA. Balsam fir saplings on left. Photo by Lee E. Frelich

ed accelerated succession (Abrams, Scott 1989). Usually this simply accelerates the normal successional process from shade-intolerant mature trees to shade-tolerant understory trees within a single biome (e.g. paper birch to spruce and fir in the boreal forest, or to hemlock and sugar maple in the temperate forest). However, in the context of a warming climate along the southern boundary of the boreal forest, combined with the observed understory invasion of temperate saplings, the mechanism can cause biome conversion.

Mechanism 4. Wind and fire disturbance combination. This is already converting large tracts from conifers to aspen and birch within the boreal forests of northern Minnesota (beyond the areas where temperate species have invaded the understory (Rich et al. 2007; Anoszko et al. in review, Fig. 4). Basically, wind-felled pine, spruce and fir stands have their cones on the ground along with dense slash, leading to consumption of seeds and seedlings in any fire that follows the wind-storm within one–two decades. Fires in windfall slash have unusually high intensities and severities (Frelich 2002). This leaves the forest without a replacement layer, so that ruderal species of herbs, shrubs and trees can take over, possibly temperate grassland or forest species in the southern boreal forest, depending on how warm the regional climate has become. Because a warmer climate leads to more days per year with conditions that will support extreme convective wind-storms at the latitudes of the southern boreal forest, and the resulting slash is



Fig. 3. Northern red oak sapling height growth reduced to zero by deer browsing in northern Minnesota, USA. Photo by Nick Fisichelli

very flammable, this combination of events is expected to increase dramatically as the climate warms. Succession to temperate species like red maple and red oak after combined wind and fire disturbance in the boreal biome would be an ecological surprise compared to historical successional patterns (Paine et al. 1998).

Mechanism 5. Long, warm summers and increased drought stress. Much of the boreal forest lies adjacent to grasslands, and there is a change in climate from positive P-PET (which supports forest) to negative P-PET (which supports grasslands, Danz et al. 2011), over relatively short spatial distances of 10–100 km (Danz et al. 2013). A shift in the zero balance line for precipitation and evaporation could lead to widespread forest death, especially during a run of several unusually warm and dry years that could occur decades before the mean climate turns over to a grassland climate. Runs of several warm dry years has already led to conversion from boreal forest to grassland/savanna in some parts of Canada (Michaelian et al. 2011), and mortality of boreal species such as paper birch (Jones et al. 1993, Fig. 5), and should continue to do so in the future. However, the drying of the climate could also lead to conversion from boreal forest to drought-tolerant temperate tree species. Bur oak, northern pin oak, and northern red oak are already present near the southern boreal forest on dry sites, and white oak (*Quercus alba*) and black oak (*Q. velutina*) could migrate there (Frelich, Reich 2009). Thus, a mosaic of grassland, savanna and woodland could form, especially



Fig. 4. Conifer forest converted to birch after a wind and fire combination of disturbances in Minnesota, USA. Windstorm was in 1999 and fire in 2002. Photo by Dave Hansen

in boreal forests on the Canadian Shield, which underlies northern Minnesota, Ontario and Manitoba, and has soils that are generally shallow to bedrock.

Mechanism 6. Insect infestation due to lack of extreme winter cold. Populations of many potentially lethal insect species are kept at bay by occasional winter cold spells (Logan et al. 2003), which in the central North American boreal forest can be -40 to -55°C . For example, mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*), although native in western North America, has exploded in recent years after a run of several warm winters, and has killed millions of ha of lodgepole pine (*Pinus contorta*). This insect pest has not been able to reach the study region, due to lack of trees across the Great Plains, and extremely cold winters across the southern boreal forest, where it has been shown that native jack pine is a suitable host (Rosenberger 2016). Now, with warmer winters, this insect is making progress towards the study area. Many other potential insect pests that have remained at low populations for decades or centuries could become problems, and there are likely to be surprises as to which species have tree-killing outbreaks in the future. Numerous invasive insect pests and diseases have also been introduced to North America (471 species, Roy et al. 2014), and most of these also have winter temperature limitations. If climate change caused nothing other than warmer nights at mid winter, it could still kill large swaths of the boreal forest.

Mechanism 7. Phenological disturbance. This is a new concept as a disturbance. It would be manifested as early springs causing trees to break dormancy too early, and needle reddening in boreal conifers. This happened in springs of 2007 and 2012 in northern Minnesota and adjacent Ontario. Unlike tree species from the



Fig. 5. Dying boreal paper birch forest after severe drought in 8 of the last 10 summers, North Shore Lake Superior, Minnesota, USA. Photo by David Hansen, September 2008



Fig. 6. Phenological disturbance – needle reddening of boreal jack pine and balsam fir in northern Minnesota, USA, after warm March of 2012. Photo by Eli Anoszko

southern USA, boreal tree species do not have the ability to remain dormant when at least two weeks of warm weather occurs at what would normally be mid winter. For example, during March 2012, temperatures of 20–30°C occurred in northern Minnesota and adjacent Ontario for two weeks, and the trees came out of dormancy, followed by needle reddening and loss of most of their foliage (Fig. 6). Although these trees recovered after the following three winters with late springs of normal temperatures, occurrences of extremely warm March weather 2–3 years in a row would kill boreal conifers, which have needle life spans of 4–7 years, and do not have the same ability to recover from defoliation as deciduous tree species. Very large areas could be affected by phenological disturbance, since persistent ridges in the jet stream that lead to long periods of anomalously warm weather can occur at subcontinental spatial extents.

Discussion

There is a lot of redundancy among all of these mechanisms of boreal forest change, with respect to their ability to cause major change in boreal vegetation. If one mechanism does not lead to replacement of a given parcel of boreal forest, another, or several others, could. At the regional scale, a mosaic of boreal forests in varied stages of shifting to temperate forests, savannas or grasslands is likely to occur by the middle of the 21st Century. Landscape heterogeneity and chance occurrences of the various mechanisms will lead to geographically heterogeneous changes with patch sizes at spatial extents from 10¹ to 10⁷ km².

Most of these mechanisms would lead to rapid conversion of forests to other vegetation types, not the gradual conversion that is commonly modeled. The paleoecological record shows episodes of both gradual and rapid change during the Holocene, at both stand and landscape scales. Among mechanisms of change pointed out in this paper, only M1 would always be gradual (at stand and landscape scales), although M2 and M3 have a gradual component followed by a rapid change. Only M1 is commonly modeled for forest response to gradual climate forcing in Global Circulation Models, although the LANDIS landscape simulation allows fire and wind (and sometimes other disturbances) to be taken into account (Gustafson 2013). M4, M5, M6 and M7 would appear to be gradual from the viewpoint of short time scales (1–2 yr), but appear to be sudden on longer time scales (decades). Non-linear and threshold (cusp) changes such as those that most mechanisms would cause are hard to model (Frelich 2016), however, conceptual models of mechanisms like those in this paper need to be known before researchers can learn to model non-linear/threshold type forest change.

Spatial scale of change and its relationship to temporal scale of change is also important to consider. Sudden changes at the individual tree and stand scale (e.g. caused by M1 and M4, respectively) may lead to gradual changes at the landscape scale, as it would take decades to a century or more for all trees or stands to die or be hit by a stand-leveling wind storm. However, some of the mechanisms mentioned above could create sudden shifts at landscape and even regional scales.

Phenological disturbance (M7) and droughts (M5) could work at the largest spatial extents among the mechanisms, since all of central North America could be affected by anomalous weather brought about by the meanderings of the jet stream. Insect infestation (M6) can work at very large spatial extents, but generally affects only one dominant tree species at a time.

Note that many different types of double (or multiple) whammies (Paine et al. 1998) could also happen as the mechanisms start to overlap; e.g. one landscape or one stand could have trees dying from insect infestation, drought, and phenological disturbance, and then suffer wind damage followed by fire. Frelich and Reich (2010) describe a multiple whammy involving drought, invasive earthworms, deer herbivory, insects, storms and fires that could push conversion of forest to prairie in central North America. Thus, messy transitions from boreal forests to temperate forests or savannas are likely to occur, and we don't have the ability at this time to predictively map the mechanisms.

Finally, it is likely that long lag times to establish new forests will occur, especially in cases where mechanisms of change that cause rapid loss of existing boreal forest occur over large spatial extents. Shrublands could develop and last several centuries until new temperate tree species migrate in. If the future climate and soil combination favors savanna vegetation, then new vegetation may develop rapidly, although even in savannas, there are a number of species that are slow to migrate, so that diversity of the vegetation may still lag climate change for a few centuries.

Literature

- Abrams M.D., Scott M.L. 1989. Disturbance-mediated accelerated succession in two Michigan forest types. *Forest Science* 35: 42–49.
- Anozko E., Frelich L.E., Reich P.B. Rapid shifts in community composition and strong successional convergence following multiple disturbances in the southern boreal forest. *Fire Ecology*. *In review*.
- Callan R., Nibbelink N.P., Rooney T.P., Wiedenhoef J.E., Wydeven A.P. 2013. Recolonizing wolves trigger a trophic cascade in Wisconsin (USA). *Journal of Ecology* 101: 837–845.
- Curtis J.T. 1959. The vegetation of Wisconsin. The University of Wisconsin Press, Madison.
- Danz N.P., Frelich L.E., Reich P.B., Niemi G.J. 2013. Abrupt prairie-forest transition across a smooth climate gradient in presettlement Minnesota, USA. *Journal of Vegetation Science* 24: 1129–1140.
- Danz N.P., Reich P.B., Frelich L.E., Niemi G.J. 2011. Vegetation controls vary across space and spatial scale in a historic grassland-forest biome boundary. *Ecography* 32: 402–414.
- Fischelli N.A., Frelich L.E., Reich P.B. 2012. Sapling growth responses to warmer temperatures 'cooled' by browse pressure. *Global Change Biology* 18: 3455–3463.
- Fischelli N.A., Frelich L.E., Reich P.B. 2013b. Climate and interrelated tree regeneration drivers in mixed temperate-boreal forests. *Landscape Ecology* 28: 149–159.
- Fischelli N.A., Frelich L.E., Reich P.B. 2014. Temperate tree expansion into adjacent boreal forest patches facilitated by warmer temperatures. *Ecography* 37: 152–161.

- Fischelli N.A., Frelich L.E., Reich P.B., Eisenhauer N. 2013a. Linking direct and indirect pathways mediating earthworms, deer, and understory composition in Great Lakes forests. *Biological Invasions* 15: 1057–1066.
- Frelich L.E. 2002. *Forest Dynamics and disturbance regimes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Frelich L.E., Peterson R.O., Dovciak M., Reich P.B., Vucetich J.A., Eisenhauer N. 2012. Trophic cascades, invasive species, and body-size hierarchies interactively modulate climate change responses of ecotonal temperate-boreal forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society-B* 367: 2955–2961.
- Frelich L.E., Reich P.B. 2009. Wilderness conservation in an era of global warming and invasive species: a case study from Minnesota's Boundary Waters Canoe Area Wilderness. *Natural Areas Journal* 29: 385–393.
- Frelich L.E., Reich P.B. 2010. Will environmental changes reinforce the impact of global warming on the prairie-forest border of central North America? *Frontiers in Ecology and Environment* 8: 371–378.
- Gustafson E.J. 2013. When relationships estimated cannot be used to predict the future: using mechanistic models to predict landscape ecological dynamics in a changing world. *Landscape Ecology* 28: 1429–1437.
- Johnstone J.F., Allen C.D., Franklin J.F., Frelich L.E., Harvey B.J., Higuera P.E., Mack M.C., Meentemeyer R.K., Metz M.R., Perry G.L.W., Schoennagel T., Turner M.G. 2016. Changing disturbance regimes, ecological memory and forest resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*. *In press*.
- Jones E.A., Reed D.D., Mroz G.D., Leichty H.O., Cattellino P.J. 1993. Climate stress as a precursor to forest decline: paper birch in northern Michigan, 1985–1990. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 229–233.
- Logan J.A., Regniere J., Powell J.A. 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 130–137.
- Michaelian M., Hogg E.H., Hall R.J., Arsenault E.. 2011. Massive mortality of aspen following severe drought along the southern edge of the Canadian boreal forest. *Global Change Biology* 17: 2081–2094.
- Montgomery R., Frelich L.E. 2015. Forest succession and gap dynamics. [In:] K. Peh, R. Corlett, Y. Bergeron (eds), *Handbook of Forest Ecology*. Routledge Press, p. 141–153.
- Paine R.T., Tegner M.J., Johnson E.A. 1998. Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems* 1: 535–545.
- Rich R.L., Frelich L.E., Reich P.B. 2007. Wind-throw mortality in the southern boreal forest: effects of species, diameter and stand age. *Journal of Ecology* 95: 1261–1273.
- Rosenberger D. 2016. Susceptibility and suitability of northeastern North American pines for mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae*, Hopkins. Ph.D. Thesis, University of Minnesota.
- Roy B.A., Alexander H.M., Davidson J., Campbell F.T., Burdon J.J., Snieszko R., Brasier C. 2014. Increasing forest loss worldwide from invasive pests requires new trade regulations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 457–465.

Długofalowe badania poziomu zanieczyszczeń środowiska z wykorzystaniem bioindykacyjnych właściwości leśnych gatunków mchów

Barbara Godzik*, Paweł Kapusta

Zakład Ekologii, Instytut Botaniki im. W. Szafera Polskiej Akademii Nauk, ul. Lubicz 46,
31-512 Kraków, *b.godzik@botany.pl

Streszczenie

W badaniach stopnia zanieczyszczenia środowiska szeroko stosowane są, obok metod technicznych, metody biologiczne. Wśród wskaźników biologicznych do najczęściej wykorzystywanych należą mchy i porosty, rzadziej rośliny naczyniowe. Ośrodek krakowski (Zakład Ekologii IB PAN) prowadzi badania z użyciem biowskaźników od blisko 40 lat. Mchy *Pleurozium schreberi* i *Hylocomium splendens* są jednymi z najczęściej stosowanych biowskaźników do określania poziomu zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi. Gatunki te posłużyły do waloryzacji środowiska parków narodowych Polski już w drugiej połowie lat 70., potem prowadzono regularne badania w Puszczy Niepołomickiej, a od początku lat 90. (1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015) Polska uczestniczy w ramach konwencji LRTAP w europejskim monitoringu depozycji metali. W tym przypadku badania prowadzone są w dużej skali przestrzennej (obszar całej Polski), gdzie mamy do czynienia ze znacznym zróżnicowaniem naturalnych warunków środowiskowych i jednocześnie dużym zróżnicowaniem wpływów o charakterze antropogenicznym. Mchy są zbierane bezpośrednio w terenie (lasach różnego typu). W latach 90. ubiegłego wieku nastąpił znaczący spadek poziomu metali ciężkich; w 2010 r. stwierdzono istotnie niższe stężenia kadmu, miedzi, niklu i ołowiu niż w roku 1995. Przestrzenne wzorce akumulacji metali w mchach były zbliżone w obu latach badań (1995 i 2010): południowa część Polski, bardziej uprzemysłowiona i gęściej zaludniona, jest bardziej zanieczyszczona niż pozostała część kraju. Ostatnie dane (2015) są obecnie w opracowaniu. Badania z wykorzystaniem mchów jako wskaźników depozycji metali ciężkich: Zn, Pb, Cd, Ni, V, Cu, Fe i Cr są jednymi z najdłużej prowadzonych badań monitoringowych. Od niedawna mchy wykorzystywane są dodatkowo jako wskaźniki depozycji azotu oraz innych, w przeszłości rzadko monitorowanych pierwiastków (As, Hg, Mo, Li, Pt, Pd, Rh). Wyniki uzyskane w ramach tego monitoringu mogą stanowić podstawę do weryfikacji danych wejściowych w modelowaniu ładunków krytycznych (szcze-

gólnie azotu). Monitoring obciążeń środowiska daje możliwość oceny efektów depozycji pierwiastków na organizmy żywe, stąd też ważna jest ich kontynuacja.

Wstęp

Jednym z efektów działalności człowieka jest zwiększona podaż różnych zanieczyszczeń w środowisku. Pojawiające się w powietrzu (a potem w glebie) duże ilości łatwo przyswajalnych związków azotu, fosforu, metali ciężkich itp. zaburzają proporcje pomiędzy pobieranymi przez rośliny pierwiastkami i prowadzą do zwiększonej zmienności składu chemicznego roślin w dużej skali przestrzennej. Struktura chemiczna roślin, choć jest zdeterminowana genetycznie i charakterystyczna dla danego gatunku, nie jest niezmienna i dlatego ma dużą wartość wskaźnikową. Poszczególne osobniki, nawet w obrębie tej samej populacji, mogą się znacznie różnić zawartością poszczególnych pierwiastków, skład chemiczny rośliny zależy bowiem od wielu czynników, np. od stadium rozwojowego, lokalnej presji roślinożerców, lokalnej dostępności składników odżywczych czy też obecności w środowisku substancji toksycznych. Źródłem zmienności składu chemicznego jest, z jednej strony, powszechne u organizmów żywych dążenie do utrzymania określonego składu chemicznego ciała, a z drugiej, silnie nierównomierna w przestrzeni i czasie dystrybucja i dostępność substancji odżywczych i ksenobiotyków, które zaburzają proporcje pomiędzy pobieranymi pierwiastkami.

Reakcja organizmów na zmieniające się warunki środowiskowe, np. wzrost poziomu metali ciężkich, jest cechą wykorzystywaną w bioindykacji. Badania składu chemicznego organizmów i czynników nań wpływających mogą być prowadzone w oparciu o organizmy modelowe – biowskaźniki. W przypadku gdy chodzi o kontrolę poziomu metali ciężkich w środowisku, do najczęściej stosowanych biowskaźników należą mchy. Zdolność mszaków do kumulowania znacznych ilości metali ciężkich jest bardzo dobrze poznana (Grodzińska i in. 1990, 1997; Tyler 1990; Kovács 1992; Markert 1993; Markert i in. 2003). Przyjmuje się, że akumulacja metali w mchach zachodzi głównie w powierzchniowych warstwach komórek w wyniku wymiany jonowej. Wykazano też, że ilość zaakumulowanych metali w mchach jest proporcjonalna do ich obecności w powietrzu. Niektóre gatunki mają szeroki zasięg geograficzny, są pospolite i obficie występują w różnych zbiorowiskach roślinnych (Grodziński 1980; Maschke 1981; Kovács 1992; Markert i in. 2003).

Mchy wykorzystywane są zarówno w długofalowym monitoringu środowiska w małej skali (np. Puszcza Niepołomska), jak i w kontroli dużych obszarów (danego kraju, całego kontynentu). Badania takie zostały zapoczątkowane i potem szeroko rozwinięte w krajach skandynawskich (Rühling, Tyler 1973). W Polsce dwa gatunki mchów (*Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*) były zastosowane do określania poziomu depozycji metali w środowisku parków narodowych; badania te rozpoczęto w drugiej połowie lat 70. i kontynuowano w regularnych odstępach czasowych (Grodzińska 1978; Makomaska 1978; Grodzińska i in. 1990,

1994, 1997, 1999). Od początku lat 90. (1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015) Polska uczestniczy w europejskim monitoringu depozycji metali w środowisku (Rühling i in. 1994, 1997; Rühling, Steinnes 1998; Buse i in. 2003; Harmens i in. 2008, 2013). Zgodnie z tym programem mchy są zbierane w Polsce mniej więcej na 300 stanowiskach. Kolejne zbiory wykazywały stopniowe obniżanie się poziomu zanieczyszczenia, nadal jednak Polska i sąsiadujące kraje Europy Środkowej należą do najbardziej zanieczyszczonych metalami ciężkimi regionów na naszym kontynencie (Harmens i in. 2013, 2015). Efektem badań prowadzonych w Polsce przez zespół ekologów z Instytutu Botaniki im. W. Szafera Polskiej Akademii Nauk są liczne publikacje, także o zasięgu międzynarodowym. Dane z Polski są publikowane przede wszystkim w raportach europejskich (Rühling, Steinnes 1998; Buse i in. 2003; Harmens i in. 2008, 2013) i z regionu Grupy Wyszehradzkiej (Suchara i in. 2007a,b), a także w wielu opracowaniach jednostkowych (np. Grodzińska 1978; Grodzińska i in. 1990, 1994, 1997, 1999; Godzik, Szarek 1993; Szarek-Łukaszewska i in. 2002; Kapusta i in. 2014a, b; Harmens i in. 2015).

Materiał i metody analityczne

Próby mchu *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. zbierano w lasach iglastych lub mieszanych zgodnie z zasadami określonymi przez ICP Vegetation (poniżej). Analizy zawartości metali ciężkich (HM) wykonano spektrofotometrycznie (spektrofotometr absorpcji atomowej – metoda płomieniowa i bezpłomieniowa), analizy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) chromatograficznie (HPLC), a azotu (N) metodą Kjeldahla.

Wyniki i dyskusja

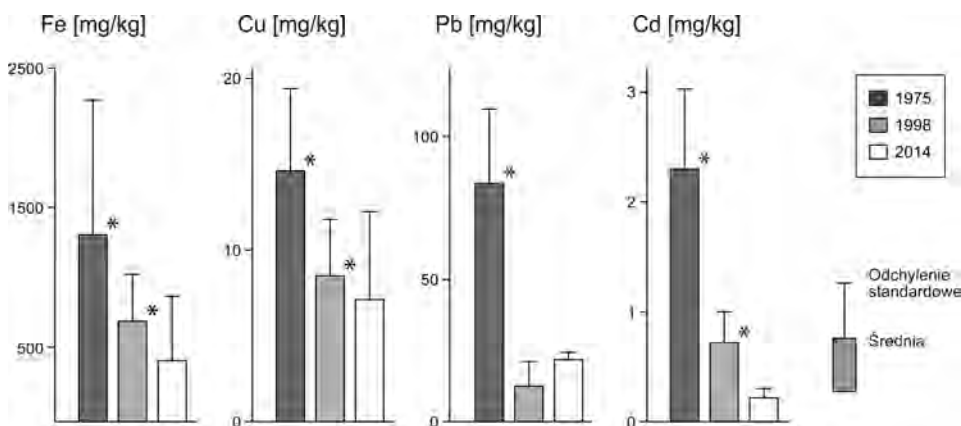
Zmiany poziomu metali ciężkich w małej skali przestrzennej – badania w Puszczy Niepołomickiej

Puszcza Niepołomska jest największym kompleksem leśnym (11 762,3 ha) położonym na wschód od Krakowa (10–30 km) i Górnego Śląska (ok. 70 km). Usytuowana jest w zachodniej części Kotliny Sandomierskiej (49°59'–50°07'N i 20°13'–20°28'E) w widłach rzek Wisły i Raby. Dzieli się na część północną (1820 ha) i południową (8870 ha), które różnią się budową geologiczną, rzeźbą terenu, glebą i roślinnością. Od momentu powstania dużej huty stali w Nowej Hucie (1950) Puszcza jest narażona na oddziaływanie emisji przemysłowych z tego źródła i z aglomeracji krakowskiej, które z wiatrami z przeważających kierunków od zachodu ku wschodowi niosą pyły z metalami ciężkimi. W latach 70. huta osiągnęła najwyższą wartość produkcji wynoszącą ponad 7 mln ton/rok. W tym czasie emisja pyłów kształtowała się na poziomie 140 tys. ton/rok, a emisja SO₂ wynosiła 160 tys. ton/rok (Weiner i in. 1997). W ostatnich latach wielkość produkcji znacznie spadła. Zmieniono również szereg procesów technolo-

gicznych na bardziej przyjazne środowisku, a tym samym emisje zanieczyszczeń gazowych i pyłowych, zarówno z huty stali, jak i miasta, są obecnie dużo niższe.

Mech *Pleurozium schreberi* do oceny stopnia zanieczyszczenia środowiska Puszczy Niepołomickiej zbierany był po raz pierwszy w roku 1975 (Makomaska 1978) na 15 stanowiskach. Kolejne zbiory miały miejsce w roku 1992 (15 stanowisk; Godzik, Szarek 1993), w 1998 (77 stanowisk; Szarek-Łukaszewska i in. 2002) i 2014 (95 stanowisk; dane niepubl.). Celem tych badań jest prześledzenie zmian poziomu metali ciężkich w czasie (tj. od okresu, kiedy emisje zanieczyszczeń były bardzo wysokie, do czasów współczesnych) i w przestrzeni oraz ocena wpływu zanieczyszczeń na kondycję drzewostanów Puszczy Niepołomickiej. Wyznaczenie położenia stanowisk zbioru mchów za pomocą GPS umożliwia także w dalszej przyszłości kontynuację tego typu analiz.

Badania w Puszczy Niepołomickiej przy wykorzystaniu mchów jako wskaźników pokazują statystycznie istotne zmiany w czasie w kierunku obniżenia poziomu metali ciężkich (ryc. 1). Największy spadek stężeń metali zanotowano między połową lat 70. a końcem lat 90. XX w., czyli w okresie, gdy znacząco spadła produkcja stali w Hucie im. T. Sendzimira (obecnie Mittal S.A. Stal Polska, wcześniej Huta im. Lenina) i nastąpiło obniżenie emisji pyłów z aglomeracji krakowskiej (Weiner i in. 1997; Szarek-Łukaszewska i in. 2002). Jednocześnie, wraz z obniżeniem poziomu metali w czasie, zmienił się wzór ich dystrybucji w przestrzeni. W latach 1975, 1992 i 1998 do najbardziej zanieczyszczonych należała zachodnia część Puszczy, najbliższa miastu i huty stali, w ostatnich latach wzór ten jest mniej widoczny i różnice między zachodnią a wschodnią częścią tego kompleksu leśnego nie są statystycznie istotne (Makomaska 1978; Godzik, Szarek 1993; Szarek-Łukaszewska i in. 2002, jak też dane niepubl.). Przy znaczącym spadku napływu zanieczyszczeń z większej odległości (Górny Śląsk, Kraków) coraz bardziej widoczny jest wpływ lokalnych, niewielkich źródeł emisji. Chociaż poziom metali ciężkich w Puszczy Niepołomickiej jest obecnie relatywnie niższy niż w latach



Ryc. 1. Porównanie zmian w czasie wysokości stężeń wybranych metali ciężkich w *Pleurozium schreberi* w Puszczy Niepołomickiej; różnice statystycznie istotne ($p < 0,05$; test Wilcoxon) zostały oznaczone gwiazdkami

poprzednich (70., 90.), to nadal jednak wyższy niż na terenach czystych (dane niepubl.).

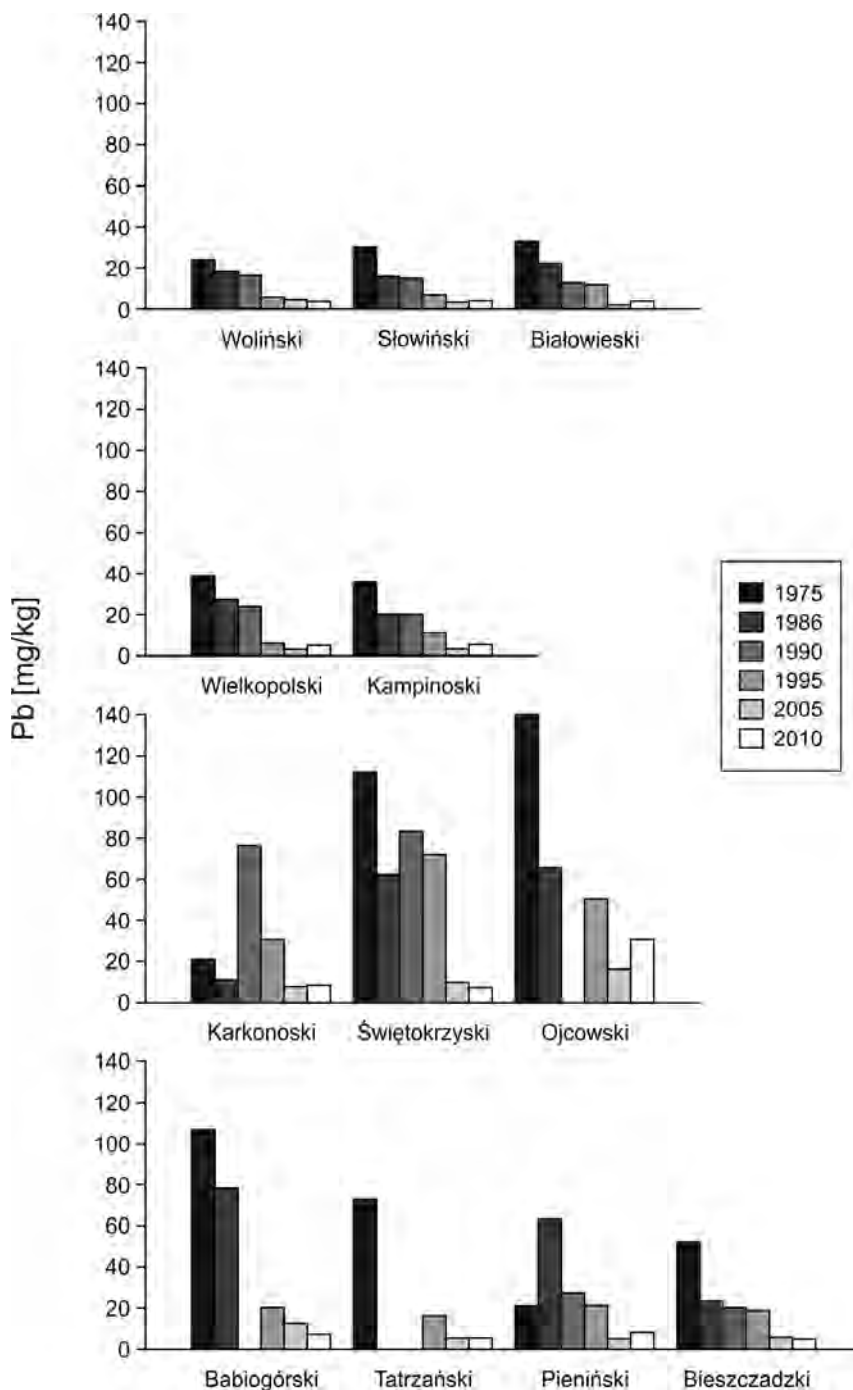
Zmiany poziomu metali ciężkich na obszarze parków narodowych

Lasy polskich parków narodowych podlegały monitoringowi metali ciężkich przy użyciu mchów jako biowskaźników od roku 1975 (dane tylko z 12 istniejących wówczas parków narodowych; Grodzińska 1978). Od roku 1986 analizy te były wykonywane w 5-letnich interwałach. 40-letnie badania pokazały, że parki narodowe położone w północnej części Polski (Woliński, Słowiński, Białowiecki) należą do najczystszych pod względem obciążenia metalami ciężkimi. Parki w centralnej części naszego kraju (Wielkopolski, Kampinoski) są średnio zanieczyszczone, a parki w południowej Polsce (Świętokrzyski, Ojcowski) oraz część górskich parków (Karkonoski, Babogórski, Tatrzański) charakteryzują się najwyższymi poziomami metali (ryc. 2). W ciągu kolejnych lat wyraźnie widać stopniowe obniżanie się poziomu metali w większości parków narodowych, chociaż trend ten jest najbardziej widoczny dla parków położonych z dala od krajowych i ponadgranicznych źródeł zanieczyszczenia (ryc. 2) (Grodzińska 1978; Grodzińska i in. 1990).

W zebranych w 1986 r. w parkach narodowych próbach *Pleurozium schreberi* oznaczono również poziom cezu (^{137}Cs). Analizy te wykazały zróżnicowanie poziomu radionuklidów zgodne z ich dystrybucją po wypadku w Czarnobylu (koniec kwietnia 1986 r.). Najwyższe stężenia cezu wykryto w mchach pochodzących z parków narodowych: Ojcowskiego i Białowieckiego oraz z górskich parków południowej Polski. Obraz ten był zgodny z kierunkiem przemieszczania się chmur radioaktywnych i jednocześnie z występowaniem opadów atmosferycznych w tym czasie (Grodzińska i in. 1993).

Zmiany poziomu metali ciężkich w dużej skali przestrzennej – badania na obszarze Polski

Program monitoringu metali ciężkich zdążający do poznania stopnia zanieczyszczenia kontynentu europejskiego został stworzony w początkach lat 80. XX w. przez grupę ekologów skandynawskich (Nordic Expert Group for Heavy Metal Deposition). W Polsce badania w dużej skali przestrzennej, tj. na obszarze całego kraju, zapoczątkowano w roku 1990. Duże zróżnicowanie naturalnych warunków środowiskowych i jednocześnie znaczne zróżnicowanie wpływów o charakterze antropogenicznym implikowało pobór prób w dużym zagęszczeniu. Mech *Pleurozium schreberi* pobrano wówczas na 150 stanowiskach dość regularnie rozmieszczonych na powierzchni Polski (Grodzińska i in. 1994), z zachowaniem określonych warunków, tj. przeprowadzeniem zbiorów w okresie czerwiec–wrzesień, na każdym stanowisku z powierzchni około 200 m², w odpowiedniej odległości od drzew dla wykluczenia modyfikującego wpływu opadu podkoronowego, w odległości co najmniej 300 m od dużych szlaków komunikacyjnych, 100 m od mniejszych, z dala od lokalnych źródeł emisji. Analizy chemiczne wykonywane były tylko dla części zielonej, fotosyntetyzującej mchu (gametofit).



Ryc. 2. Porównanie średnich stężeń (mg/kg) ołowiu (Pb) w *Pleurozium schreberi* w latach 1975–2010 w parkach narodowych Polski

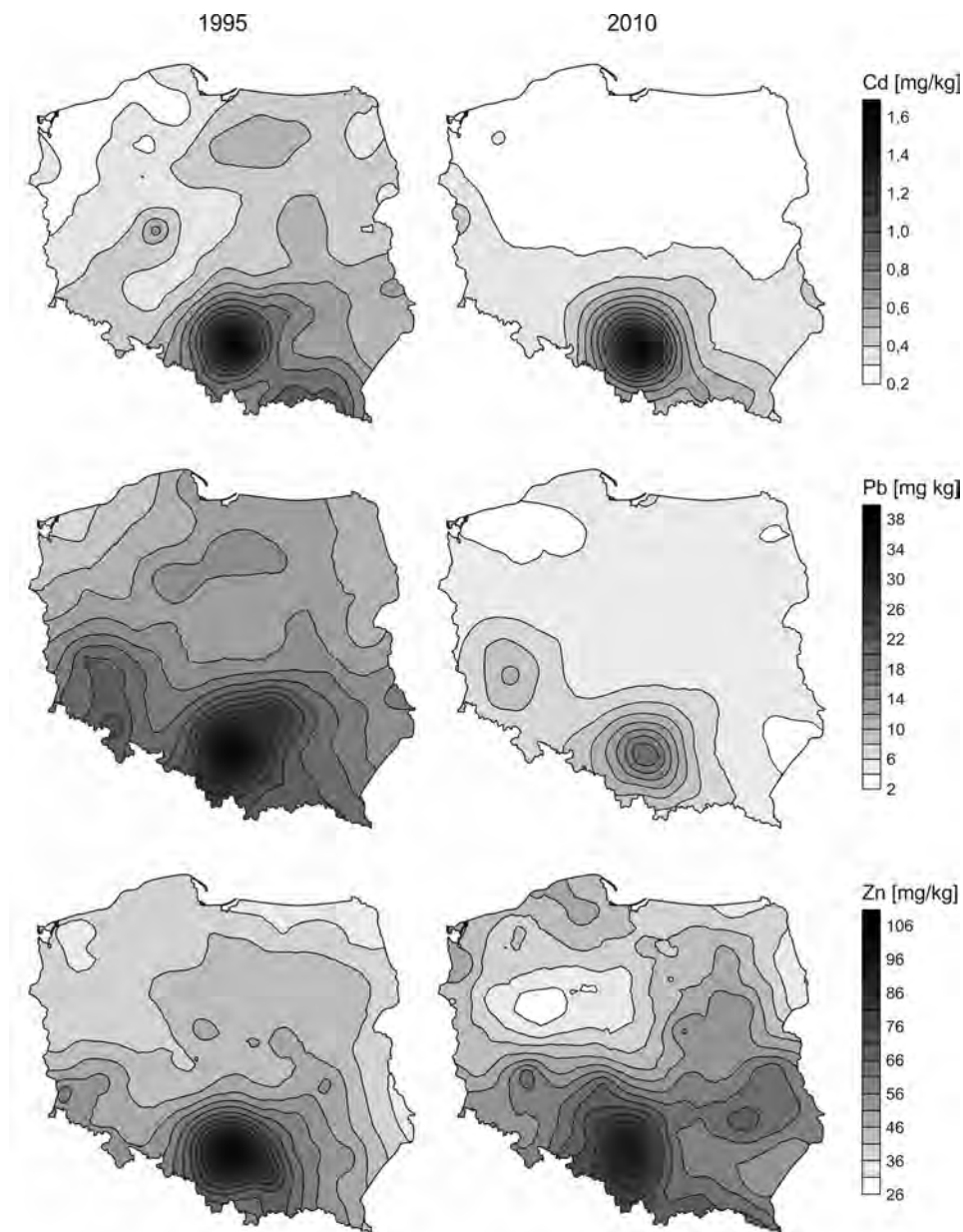
Drugi zbiór miał miejsce w roku 1995 na 297 stanowiskach. Po raz pierwszy wyniki badań przeprowadzonych w naszym kraju zostały wtedy przekazane do centrum prowadzącego badania w Europie przez ICP Vegetation (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops), gdzie WGE (Working Group on Effects) koordynuje badania w ramach wypełniania zapisów Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LTRAP). Od 2000 r. badaniami kieruje Centre for Ecology and Hydrology (CEH) (Bangor, Wielka Brytania). Kolejny zbiór przeprowadzono na całym obszarze naszego kraju na 320 stanowiskach w roku 2010. Dwukrotnie, tj. w roku 2000 i 2015, badania prowadzono tylko w obrębie czterech dużych powierzchni położonych w transekcie z południowego zachodu ku północnemu wschodowi. Dwie z tych powierzchni zlokalizowane były w regionach silnie zanieczyszczonych (dolnośląski, śląsko-krakowski), jedna na regionie średnio zanieczyszczonym (mazowiecki) i jedna w obszarze referencyjnym (północno-wschodnia część Polski).

Celem badań prowadzonych na terenie Polski było wskazanie obszarów najbardziej zanieczyszczonych oraz porównanie poziomu obciążenia środowiska (lasów) w naszym kraju na tle całej Europy.

Systematyczne zmniejszanie się wielkości emisji i w konsekwencji depozycji metali w Europie skutkowało obniżeniem stężeń tych pierwiastków w mchach. Generalnie, największe spadki stężeń metali w mchach notowano między rokiem 1990 a 1995 (lub 2000). Dla mchów zebranych w latach 1990 i 2005 najbardziej widoczny był spadek stężeń ołowiu, arsenu, wanadu, kadmu i żelaza (odpowiednio o 72,3%, 71,8%, 60,4%, 52,2%, 45,2%). Średnie spadki zarejestrowano dla cynku, miedzi, niklu (odpowiednio o 29,3%, 20,4%, 20,0%), natomiast brak było istotnej zmiany w stężeniu chromu (Harmens i in. 2008). Biorąc pod uwagę dłuższy, 20-letni, przedział czasowy (1990–2010), należy stwierdzić, że średnie stężenie kadmu i ołowiu zmniejszyło się o odpowiednio 51% i 77%, chromu o 43%, cynku o 34%, niklu o 33%, żelaza o 27%, a miedzi o 11% (Harmens i in. 2013, 2015).

Badania przeprowadzone w Polsce wskazują, że nadal największymi źródłami zanieczyszczeń są centra najsilniej uprzemysłowione. Przestrzenny wzór rozmieszczenia obszarów najbardziej obciążonych metalami jest związany z kopalniami rud i metalurgicznymi zakładami ich przeróbki. Do najbardziej zanieczyszczonych regionów należy województwo dolnośląskie (z Legnicko-Głogowskim Okręgiem Miedziowym), region śląsko-krakowski (m.in. z licznymi zakładami przemysłowymi i kopalniami usytuowanymi na Górnym Śląsku oraz z kopalniami i hutą cynku w Bukowni koło Olkusza w województwie małopolskim). W związku z usytuowaniem kopalń i hut miedzi w województwie dolnośląskim najwyższe stężenia tego pierwiastka rejestrowane były w tym regionie, a kadmu, ołowiu, cynku (ryc. 3) i żelaza w województwie małopolskim w obu porównywanych latach (tj. 1995 i 2010) (Kapusta i in. 2014a).

W okresie od 1990 do 2010 r. redukcja emisji do atmosfery metali była znacząca i wynosiła około 30% dla miedzi, 40% dla ołowiu i 50% dla kadmu i cynku (GUS 1998, 2012). Średnie stężenia metali w *Pleurozium schreberi* były niższe



Ryc. 3. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń kadmu (Cd), ołowiu (Pb) i cynku (Zn) w *Pleurozium schreberi* na obszarze Polski w latach 1995 i 2010 (Kapusta i in. 2014a, zmienione)

w roku 2010 w porównaniu z 1995 (tab. 1), jednak nie zawsze te różnice były statystycznie istotne dla poszczególnych województw (Kapusta i in. 2014a). Na tle Europy Polska sytuuje się nadal między krajami o dość wysokim poziomie

Tabela 1. Porównanie dla lat 1995 i 2010 podstawowych statystyk dla stężeń (mg/kg) kadmu (Cd), ołowiu (Pb) i cynku (Zn) w *Pleurozium schreberi* z Polski (Kapusta i in. 2014a, zmienione)

Pierwiastek	Rok	Średnia	Mediana	Minimum	Maksimum
Cd	1995	0,54	0,54	0,05	6,3
	2010	0,45	0,30	0,12	14,3
Pb	1995	17,3	13,8	4,3	270
	2010	6,7	4,9	1,5	141
Zn	1995	47,5	42,8	18,6	208
	2010	51,8	47,5	7,5	211

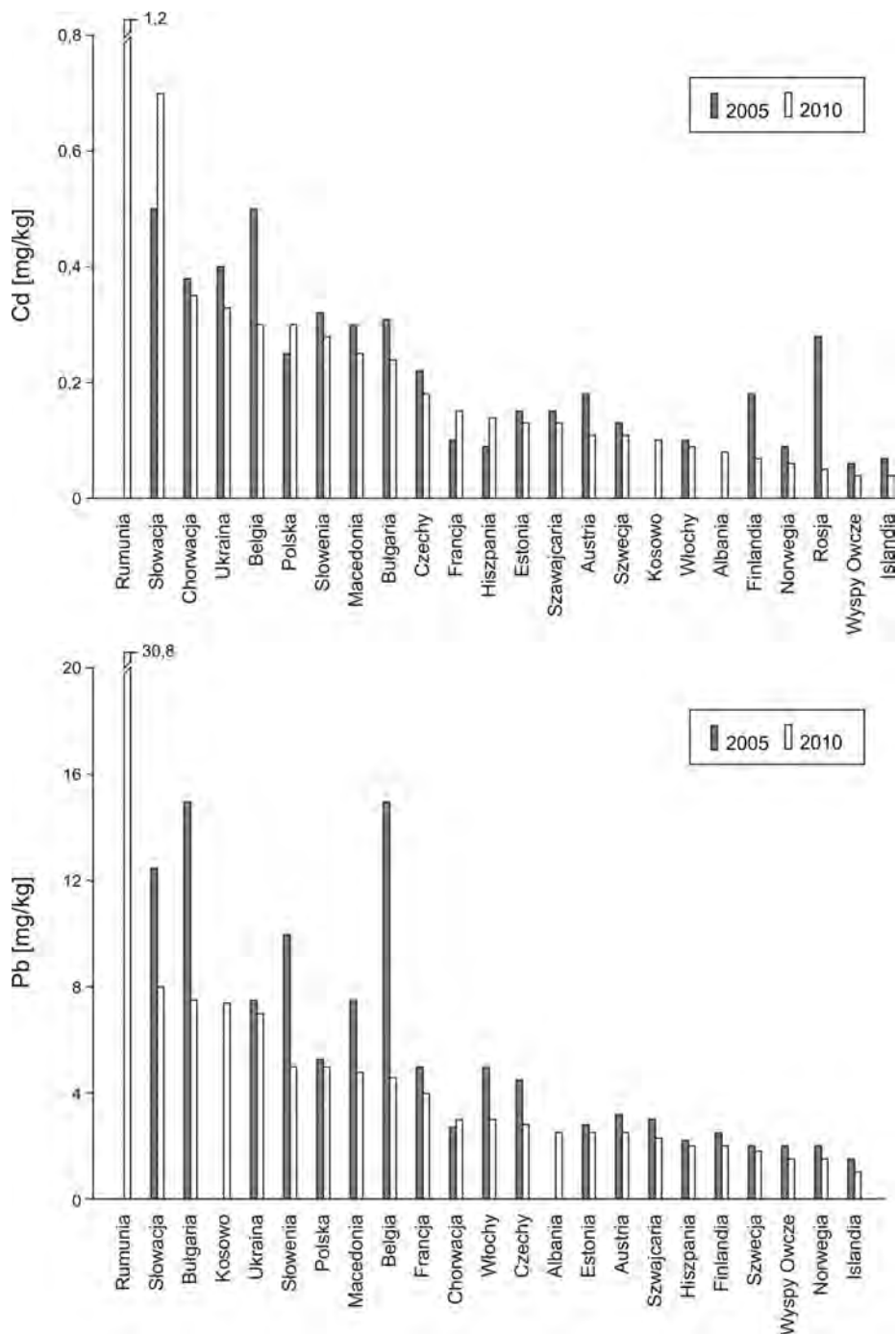
zanieczyszczenia, np. pod względem obciążenia kadmem nasz kraj zajmuje szóste miejsce, a pod względem poziomu ołowiu siódme miejsce (na 24 kraje) (ryc. 4).

Pleurozium schreberi został wykorzystany nie tylko jako wskaźnik obciążenia środowiska metalami ciężkimi (HM), ale również azotem (N) i wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (WWA). W Polsce badania poziomu azotu przeprowadzono w roku 2010 na 320 stanowiskach. Stwierdzono znaczne zróżnicowanie stężeń tego pierwiastka na terenie naszego kraju. Najwyższe stężenia występowały na obszarach o intensywnej industrializacji lub bezpośrednio w sąsiedztwie zakładów emitujących związki azotu, np. zakładów produkujących nawozy mineralne (Puławy, Police, Kędzierzyn-Koźle, Tarnów-Moście) (Kapusta i in. 2014b). Poziom azotu był zbliżony do stężeń stwierdzonych w silnie uprzemysłowionych krajach Europy, znacznie wyższy niż w Skandynawii (Harmens i in. 2013, 2015).

Analizę 16 związków WWA wykonano na trzech obszarach położonych na transekcie od południowego zachodu ku północnemu wschodowi, tj. w regionie śląsko-krakowskim, mazowieckim i podlaskim. Stwierdzono, że najwyższe sumaryczne stężenie WWA oraz największa liczba związków WWA występuje w najbardziej uprzemysłowionym i zurbanizowanym regionie naszego kraju (śląsko-krakowskim); najniższe wartości tych parametrów zaobserwowano w północno-wschodniej części Polski (region podlaski) (Godzik i in. 2014).

Podsumowanie

1. Mchy są dobrymi wskaźnikami pokazującymi trendy zmian poziomu metali ciężkich w czasie i przestrzeni. Z powodzeniem stosować je można również jako rejestratory poziomu azotu i WWA w środowisku. Metoda ta jest jednocześnie tanim sposobem oceny jakości środowiska.
2. Przestrzenny obraz rozmieszczenia stężeń metali jest specyficzny dla poszczególnych pierwiastków.
3. Najniższe stężenia metali w Europie notowane są w Skandynawii, natomiast najwyższe – w najbardziej uprzemysłowionych krajach (m.in. Wielkiej Brytanii, Belgii) oraz w krajach południowo-wschodniej części kontynentu (m.in. Albanii, Macedonii, Rumunii), a także w Polsce.



Ryc. 4. Porównanie średnich stężeń kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) (mediana) w mchach w 2005 i 2010 r. w krajach europejskich (Harmens i in. 2013, zmienione)

4. Od lat 90. obserwuje się w Europie stałe obniżanie się stężeń większości analizowanych metali ciężkich.

Literatura

- Buse A., Norris D., Harmens H., Buker P., Ashenden T., Mills G. 2003. Heavy metals in European mosses 2000/2001 survey. UNECE ICP Vegetation Centre. Centre for Ecology and Hydrology, Bangor.
- GUS. 1998. Środowisko. Rocznik statystyczny. Warszawa.
- GUS. 2012. Środowisko. Rocznik statystyczny. Warszawa.
- Godzik B., Szarek G. 1993. Heavy metals in mosses from the Niepołomice Forest – changes during 1975–1992 years. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 38(1): 199–208.
- Godzik B., Szarek-Łukaszewska G., Kapusta P., Stępień K. 2014. PAHs concentrations in Poland using moss *Pleurozium schreberi* as bioindicator. *Polish Botanical Journal* 59(1): 137–144.
- Grodzińska K. 1978. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks. *Water, Air, and Soil Pollution* 9: 83–97.
- Grodzińska K. 1997. Ocena skażenia środowiska Polski metalami ciężkimi przy użyciu mchów jako biowskaźników. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.
- Grodzińska K., Godzik B., Szarek G. 1993. Skażenie polskich parków narodowych metalami ciężkimi, siarką i radionuklidami. *Prądnik. Prace i Materiały Muzeum im. W. Szafera, Ojców*. 7–8: 153–158.
- Grodzińska K., Szarek G., Godzik B. 1990. Heavy metal deposition in Polish National Parks – changes during ten years. *Water, Air and Soil Pollution* 49: 409–419.
- Grodzińska K., Szarek G., Godzik B., Braniewski S., Chrzanowska E. 1994. Mapping air pollution in Poland by measuring heavy metal concentration in mosses. [W:] J. Solon, E. Roo-Zielińska, A. Bytnerowicz (red.), *Climate and atmospheric deposition studies in forest. Conference Papers 19. IGSO PAS*, Warszawa, s. 197–209.
- Grodzińska K., Szarek-Łukaszewska G., Godzik B. 1999. Survey of heavy metal deposition in Poland using mosses as indicators. *Science of the Total Environment* 229: 41–51.
- Grodziński W. 1980. Biowskaźniki w służbie ochrony środowiska. *Wszechświat* 7–8: 161–166.
- Harmens H., Norris D., Aboal Viñas J., Alber R., Aleksienak Y., Ashmore M., Barandovski L., Berg T., Bermejo R., Blum O., Carballeira Ocaña A., Coşkun M., Coşkun M., Çayır A., Dam M., De Temmerman L., Dieffenbach-Fries H., Elustondo D., Ermakova E., Fernández Escribano J.Á., Florek M., Frolova M., Frontasyeva M.V., Galsomies L., Godzik B., Gonzalez Miqueo L., Grodzińska K., Jarvis K., Jeran Z., Jordan C., Kapusta P., Karhu J., Korzekwa S., Krmar M., Kubin E., Kvietkus K., Lasheras E., Leblond S., Liiv S., Lloyd A., Magnússon S., Maňková B., Meresova J., Miranova S., Nikodemus O., Olsson T., Oszlanyi J., Pankratova Y., Pesch R., Piispanen J., Poikolainen J., Radnovich D., Rausch de Traubenbergs C., Riss A., Rühling Å., Santamaría J., Schröder W., Spiric Z., Stafilov T., Steinnes E., Strelkova L., Suchara I., Sucharová J., Szarek-Łukaszewska G., Tabors G., Thöni L., Uggerud H., Urumov V., Vergel K., Yurukova L., Zechmeister H.G. 2008. Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990–2005). ICP Vegetation Programme Coordination Centre, Centre for Ecology & Hydrology, Bangor.
- Harmens H., Norris D., Mills G., Aboal Viñas J., Alber R., Aleksienak Y., Baceva K., Barandovski L., Berg T., Blum O., Carballeira Ocaña A., Chilian A., Cucu-Man S.-M.,

- Culicov O.A., Dam M., Danielsson H., De Temmerman L., Dunaev A.M., Elustondo D., Ene A., Fernández Escribano J.Á., Frontasyeva M.V., Gheboianu A., Godzik B., Goryainova Z.I., Hanus A., Hoydal K., Infante Olarte J.M., Izquierda S., Jeran Z., Kapusta P., Karhu J., Karlsson G.P., Kubin E., Laffray X., Lazo P., Lebedeva N.A., Leblond S., Liiv S., Magnússon S., Maňková B., Martínez-Abaigar J., Maxhuni A., Núñez-Olivera E., Piispanen J., Poikolainen J., Popescu I.V., Qarri F., Radulescu C., Riss A., Ruttens A., Santamaría J.M., Skudnik M., Spiric Z., Stafilov T., Steinnes E., Stihl C., Suchara I., Sucharová J., Thöni L., Todoran R., Tomás-Las-Heras R., Uggerud H.T., Vergel K.N., Vikhrova I.V., Waegeneers N., Yurukova L., Zechmeister H.G., Zinicovscaia I. 2013. Heavy metals and nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long-term temporal trends in Europe. ICP Vegetation Programme Coordination Centre, Centre for Ecology & Hydrology. Bangor.
- Harmens H., Norris D.A., Sharps K., Mills G., Alber R., Aleksiyenak Y., Blum O., Cucu-Man S.-M., Dam M., De Temmerman L., Ene A., Fernandes J.A., Martínez-Abaigar J., Frontasyeva M., Godzik B., Jeran Z., Lazo P., Leblond S., Liiv S., Magnusson S.H., Mankovska B., Pihl Karlsson G., Piispanen J., Poikolainen J., Santamaría J.M., Skudnik M., Stafilov T., Steinnes E., Stihl C., Suchara I., Thöni L., Todoran R., Yurukova L., Zechmeister H.G. 2015. Heavy metal and nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some „hotspots” remain in 2010. *Environmental Pollution* 200: 93–104.
- Kapusta P., Szarek-Łukaszewska G., Godzik B. 2014a. Present and past deposition of heavy metals in Poland as determined by moss monitoring. *Polish Journal of Environmental Studies* 23(6): 155–159.
- Kapusta P., Szarek-Łukaszewska G., Godzik B., Łopata B. 2014b. Recent nitrogen deposition in Poland monitored with the moss *Pleurozium schreberii*. *Polish Botanical Journal* 59(1): 137–141.
- Kovács K. (red.) 1992. Biological indicators in environmental protection. Akademiai Kiadó, Budapest.
- Makomaska M. 1978. Heavy metal contamination of pinewoods in the Niepołomice Forest (Southern Poland). *Bulletin de L'Académie Polonaise des Sciences. Série des Sciences Biologiques Cl. II*, 26(10): 679–685.
- Markert B. (red.) 1993. Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim–New York–Basel–Cambridge.
- Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. (red.) 2003. Bioindicators/Biomonitors – principles, assessment, concepts. Elsevier Science, Amsterdam.
- Maschke J. 1981. Moose als Bioindikatoren von Schwermetall-Immissionen. Eine Übersicht der bereits untersuchten lokalen und regionalen Gebiete. *Bryophytorum Bibliotheca* 22: 1–492.
- Rühling Å. (red.) 1994. Atmospheric heavy metal deposition in Europe – estimations based on moss analysis. *Nord* 9: 1–53.
- Rühling Å., Rasmussen L., Pilegaard K., Mäkinen A., Steinnes E. 1997. Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe 1995. *Nord* 37: 1–46.
- Rühling Å., Steinnes E. 1998. Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995–1996. *Nord* 15: 1–67.
- Rühling Å., Tyler G. 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution* 2: 445–455.
- Suchara I., Florek M., Godzik B., Mankovska B., Rabnecz G., Sucharova J., Tuba Z., Kapusta P. 2007a. Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. P. I. Eight toxic metals. KLEMO, Zvolen, Průhonice.

- Suchara I., Florek M., Godzik B., Mankovska B., Rabnecz G., Sucharova J., Tuba Z., Kapusta P. 2007b. Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. P. II. Fifty three elements. KLEMO, Zvolen, Průhonice.
- Szarek-Łukaszewska G., Grodzińska K., Braniewski S. 2002. Heavy metal concentration in the moss *Pleurozium schreberi* in the Niepołomice Forest, Poland: changes during 20 years. *Environmental Monitoring Assessment* 79: 1231–237.
- Tyler G. 1990. Bryophytes and heavy metals: a literature review. *Botanical Journal of the Linnean Society* 104: 231–253.
- Weiner J., Fedro-Braniecki S., Reed D., Maclean A., Strong M. 1997. Niepołomice Forest – a GIS analysis of ecosystems response to industrial pollution. *Environmental Pollution* 98: 381–388.

Gospodarka leśna a ochrona przyrody w zmieniającym się środowisku przyrodniczym i kulturowym

Jan Holeksa

*Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska, Wydział Biologii,
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań,
janhol@amu.edu.pl*

Wstęp

Wykorzystywanie zasobów leśnych w ramach gospodarki leśnej i ochrona bogactwa przyrodniczego lasów to dwie formy aktywności ludzkiej, które są przykładem różnorodności związków człowieka z otaczającym go światem przyrody. Od wielu dziesięcioleci toczy się spór o to, w jakim zakresie jedna i druga aktywność ma być realizowana. Spór wydaje się nie mieć końca, a obie jego strony budują coraz solidniejszy mur między sobą. Dowodzi tego między innymi gorąca dyskusja wokół Puszczy Białowieskiej (Blicharska, van Herzele 2015). Licznych kontrowersji nie jest w stanie zażegnać ani wdrażanie w leśnictwie zasad zrównoważonej gospodarki leśnej, ani realizacja programu Natura 2000 wprowadzonego na ogromną skalę w polskich lasach (Ustawa... 1991; Zarządzenie nr 11... 1995; Zarządzenie nr 11A... 1999; Pawlaczyk, Mróz 2003; Gutowski i in. 2004; Czerepko 2008; Dawidziuk 2011). Zapewne dalszego sporu nie da się uniknąć, ponieważ jedna i druga forma aktywności stara się osiągać inne cele. Można jednak wszelkie dyskusje prowadzić z użyciem argumentów merytorycznych bez korzystania z pomówień wynikających z emocji i uprzedzeń.

Jedna i druga forma aktywności realizowana jest w określonych warunkach wyznaczanych zarówno przez właściwości środowiska przyrodniczego, jak i kulturowego. Wielkość kompleksów leśnych i ich dostępność, klimat, żyzność leśnych gleb, cechy gatunkowe drzew budujących drzewostany oraz obecność innych organizmów tworzących biocenozy leśne warunkują sposoby postępowania hodowlanego i ochronnego oraz wielkość użytkowania (Jaworski 2011–2013). Jednocześnie cały ów przyrodniczy kontekst ma duże znaczenie dla naszego postrzegania przyrody oraz rozwijania idei jej ochrony. Zarówno gospodarka leśna, jak i ochrona przyrody są także mocno uzależnione od kontekstu kulturowego. Z bogatego kulturowego otoczenia jednej i drugiej dziedziny ludzkiej aktywności chcę zwrócić uwagę na trzy elementy, które wydają mi się ważne. Pierwszym są potrzeby materialne i niematerialne, które mogą być zaspokojone poprzez uży-

wanie dóbr pozyskanych w lesie bądź do zaspokojenia których potrzebny jest bezpośredni kontakt z lasem. Drugim elementem jest nasza wiedza o środowisku przyrodniczym, w tym wiedza o różnorodności i przemianach lasu. Chodzi przy tym zarazem o wiedzę będącą rezultatem dociekań naukowych wąskiego grona specjalistów, jak i o wiedzę, która jest dostępna każdemu dzięki bezpośredniemu obcowaniu z lasem. Trzecim elementem jest postrzeganie lasu przez pryzmat systemu wartości, który jest budowany z uwzględnieniem wspomnianych już materialnych i niematerialnych potrzeb oraz dostępnej wiedzy.

Środowisko przyrodnicze i środowisko kulturowe ulegają nieustannym przemianom. Na skutek przemian środowiska przyrodniczego zmienia się nie tylko las – zmieniają się także zasady gospodarki leśnej oraz przekonania rządzące ochroną przyrody. Sposoby prowadzenia gospodarki leśnej oraz metody i formy ochrony przyrody zmieniają się również dlatego, że zmienia się otoczenie kulturowe. Powyższe stwierdzenia nie mogą budzić wątpliwości. Co więcej, są truizmem. Banalne przestaje być jednak ich konkretyzowanie w odniesieniu do sporu, jaki toczą ze sobą reprezentanci nauki i przedstawiciele leśnictwa. Warto zatem poszukać odpowiedzi przynajmniej na dwa pytania, wchodząc w tę polemikę między gospodarką leśną a ochroną przyrody w lasach: Czy zdajemy sobie w pełni sprawę, zarówno ekolodzy, jak i leśnicy, jakie zmiany zaszły i zachodzą w przyrodniczym i kulturowym otoczeniu gospodarki leśnej i ochrony przyrody? Czy jesteśmy świadomi, jak przemiany środowiska przyrodniczego i kulturowego determinują nasz stosunek do lasów i w konsekwencji także wspomnianą polemikę?

Przemiany środowiska przyrodniczego – ocieplenie klimatu

Zmiany klimatu, a mówiąc bardziej precyzyjnie: jego ocieplanie się, stało się w ostatnich trzydziestu latach zjawiskiem przyrodniczym wzbudzającym największe zainteresowanie. Literatura z zakresu leśnictwa dotycząca przemian lasu i gospodarowania w lesie w związku ze wzrostem temperatury powietrza jest ogromna. W działach *Forestry* i *Biodiversity conservation* najbardziej znanej bazy naukowej *Web of Science* znajdowało się na początku września 2016 r. odpowiednio 1170 i 1860 pozycji poświęconych ocieplaniu się klimatu. Pojedyncze pierwsze publikacje pojawiły się około połowy lat 80. ubiegłego wieku i dotyczyły zmian zasięgu drzew w górach i na dalekiej północy (np. Morin, Payette 1984; Kullman 1986). Zainteresowanie nieco wzrosło na początku lat 90., jednak dopiero od roku 2004 liczba publikacji zaczęła gwałtownie przyrastać. W 2015 r. w dziale *Forestry* znalazły się 144 artykuły naukowe i inne wydawnictwa, a w dziale *Biodiversity conservation* było ich w tym samym roku 2015. Dostępna jest zatem ogromna wiedza na temat reakcji leśnych ekosystemów na wzrost temperatury, przy czym zwraca uwagę fakt, że ponad połowa prac ukazała się w ciągu zaledwie ostatnich pięciu lat. Oznacza to, że przełożenie tej wiedzy na praktykę gospodarki leśnej i praktykę ochrony przyrody jest na razie możliwe tylko w niewielkim zakresie (Szwagrzyk 2014).

Niepewność wzbudzą między innymi perspektywy fizjologicznych ograniczeń wzrostu drzew w cieplejszym klimacie, prognozy zmian tempa przyrostu drzewostanów. Trudno przewidywać przesunięcia w rozmieszczeniu gatunków. Wiele znaków zapytania pozostaje wobec rozwoju gradacji owadów i chorobotwórczych grzybów. Brakuje też zgody w kwestii zmian częstości występowania ekstremalnych zjawisk pogodowych (Lindner i in. 2010; Milad i in. 2011; Rabasa i in. 2013; McDowell, Allen 2015; Raffa i in. 2015; Shestakova i in. 2016). Na tym etapie rozpoznania zjawiska ocieplenia klimatu i reakcji ekosystemów leśnych na to ocieplenie możliwe są zatem jedynie działania zawierające spory ładunek intuicji. Ich trafności nie możemy być pewni ze względu na ograniczony w dalszym ciągu zasób wiedzy na temat złożonych relacji między wzrostem temperatury a funkcjonowaniem ekosystemów leśnych.

Przewidywania przyszłych zmian zdają się sugerować stały wzrost temperatury przynajmniej do końca XXI w. Większość prognoz bazuje na czwartym raporcie sporządzonym w ramach Międzyrządowego Panelu ds. Zmian Klimatu (IPCC 2007). Nawiązując do wspomnianego raportu, Bartholy i in. (2007) przewidują, że do 2100 r. temperatura lata może wzrosnąć w Europie Środkowej i Wschodniej o 4–5°C, a zimą o 3–4°C. Tak znaczny wzrost temperatury oznaczałby daleko idące zmiany w szacie leśnej Polski. Wystarczy przypomnieć, że w górach Europy Środkowej średnia temperatura roku spada o około 0,6°C na każde 100 m wzniesienia. Zatem wzrost średniej temperatury o 4°C oznacza podniesienie się pięter klimatycznych aż o 600–700 m w ciągu zaledwie 100 lat. To znacznie więcej niż pionowy zasięg poszczególnych pięter leśnych. Gdyby te prognozy okazały się prawdziwe tylko w połowie, to możemy spodziewać się ogromnych zmian w szacie leśnej Europy (Kutnar, Kobler 2011). Trzeba jednak pamiętać, że wszelkie prognozy klimatu sięgające tak daleko w przyszłość są obarczone nie tylko brakiem precyzji w przewidywaniu przyszłej emisji gazów cieplarnianych, które są powszechnie uznane za najważniejszą przyczynę ocieplenia. Ograniczona wiarygodność prognoz jest również skutkiem sporych luk w wiedzy na temat zjawisk fizycznych rządzących atmosferą (Liszewska 2014).

W ostatnich latach ukazały się wyniki licznych metaanaliz dotyczących przeszłych zmian temperatury (Loehle 2007; Loehle, McCulloch 2008; Bungten i in. 2011; Esper i in. 2012). Bungten i in. (2011) stwierdzili, że przed XX w. były liczne okresy, kiedy temperatura zmieniała się równie szybko bądź niewiele wolniej w porównaniu z tempem jej przyrostu pod koniec XX stulecia. Więcej, okresy, w których następowało tak szybkie ocieplanie się klimatu, rzadko trwały dłużej niż kilkadziesiąt lat. Stały wzrost temperatury trwający około 100 lat miał miejsce prawdopodobnie tylko na przełomie starej i nowej ery oraz w VII w. Przeważały natomiast krótkie, występujące naprzemiennie, kilkudziesięcioletnie okresy ocieplania się i oziębiania klimatu. Przeszłe zmiany klimatu sugerują, że zrealizowanie się scenariuszy zaproponowanych przez IPCC (2007) w postaci stałego wzrostu temperatury do końca XXI w. może być mało prawdopodobne. Zatem kolejną zasadniczą niepewnością, która pojawia się względem obserwowanych zmian warunków klimatycznych, jest ich długotrwałość. Po gwałtownym ociepleniu może nadejść równie gwałtowne oziębienie, jak dowodzą tego wspomniane wcześniej

prace. Niewątpliwie gospodarka leśna i ochrona przyrody powinna uwzględnić oba aspekty zmian klimatu: stosunkowo dużą nieprzewidywalność reakcji ekosystemów leśnych na ocieplenie oraz niepewność co do przebiegu ocieplania się klimatu, zwłaszcza zaś trwałości obserwowanego trendu.

Zrównoważona gospodarka leśna a ochrona przyrody wobec zmian klimatycznych

W obliczu niepewnych prognoz przyszłych zmian w środowisku przyrodniczym i równie trudnych do przewidzenia reakcji lasów na te zmiany działania podejmowane w ramach gospodarki leśnej powinny przede wszystkim zmierzać do rozproszenia ryzyka hodowlanego. Można to czynić poprzez takie formowanie lasu, aby możliwe były jego różne odpowiedzi na zachodzące zmiany w środowisku (Szwagrzyk 2014). Jednym z zasadniczych kierunków działań w tym zakresie jest przywracanie i podtrzymywanie różnorodności gatunkowej drzewostanów i uwzględnienie w hodowli lasu gatunków dotychczas słabo wykorzystywanych. W ciągu siedemdziesięciu lat udział lasów z panującymi gatunkami liściastymi zwiększył się z 13 do ponad 23% (Zajączkowski i in. 2015). Obecność wielu gatunków w drzewostanie, z których każdy inaczej reaguje na czynniki środowiskowe, zapewnia zmniejszenie ryzyka jednoczesnego obumarcia wielu drzew. Z większym bogactwem gatunkowym wiąże się zmieszanie drzewostanów w mniejszej skali przestrzennej. Zwłaszcza jednostkowe i grupowe zmieszanie przyczynia się do rozproszenia zasobów pokarmowych dla gatunków żerujących na wybranych drzewach, a tym samym zmniejszenia zagrożenia ich gradacyjnym pojawem (Björkman i in. 2015). Obok zróżnicowania gatunkowego w ramach drobnopowierzchniowego zmieszania drzewostanu istotne jest też uwzględnienie wieku drzew, ponieważ na różnych etapach życia są one uszkodzane i uśmiercane przez różne pasożyty i różnych roślinożerców. Szersze wykorzystywanie odnowienia naturalnego, które przeszło przez sito środowiskowe, jest również ważne (Szwagrzyk 2014).

Znaczne ryzyko hodowlane w szybko i kierunkowo zmieniającym się środowisku jest związane z długowiecznością drzew. Długowieczność jest też cechą niekorzystną z punktu widzenia hodowlanego w warunkach częstego występowania ekstremalnych zjawisk pogodowych, ponieważ im starsze i okazalsze są drzewa, tym prędzej ulegają wichurom i tym bardziej narażone są na susze. W rezultacie wcześniej obniżają swoją żywotność i łatwiej ulegają roślinożernym owadom i pasożytniczym grzybom. Stąd ważnym kierunkiem zabiegów hodowlanych zwiększających odporność drzewostanów na zaburzenia ma być utrzymywanie ich stanu zdrowotnego na odpowiednio wysokim poziomie (Seppälä 2009). Innym postulowanym rozwiązaniem, choć zdecydowanie gorszym z punktu widzenia ochrony przyrody, jest obniżenie wieku rębności (Parker i in. 1998; Björkman i in. 2015).

Nie wszystkie proponowane środki służące dostosowaniu metody hodowli drzewostanów do globalnych zmian klimatu są do zaakceptowania w ramach współczesnej ochrony przyrody nastawionej na zachowanie różnorodności biologicznej lasów. Zwłaszcza obniżenie wieku rębności drzew i zwiększenie dbałości o stan sanitarny lasów pozostaje w sprzeczności z tym celem. Obniżenie wieku drzew oznacza bowiem zmniejszenie liczby grubych drzew w lesie. Ich urzeźbiona kora oraz obecne w nich dziuple i próchnowiska sprzyjają wielu gatunkom grzybów i porostów, licznym grupom zwierząt bezkręgowych, a spośród kręgowców zwłaszcza ptakom (Moning, Müller 2011; Baker i in. 2015; Roberge i in. 2015). Z kolei zwiększenie dbałości o stan sanitarny lasu wiąże się z eliminowaniem drzew zainfekowanych, obumierających i świeżo obumarłych. Konsekwencją jest zmniejszenie ilości rozkładającego się drewna i pogorszenie warunków bytowania setkom, a nawet tysiącom gatunków saproksylobiontycznych grzybów, porostów, mszaków i zwierząt bezkręgowych (Faliński, Mułenko 1996; Lassauce i in. 2011). Wynika stąd, że w cieplejszym klimacie wypełnianie wymagań ochrony przyrody może być trudniejsze niż dzisiaj.

Pozostając w kręgu problemów związanych z ochroną różnorodności biologicznej, trzeba zwrócić uwagę jeszcze na dwa ważne zagadnienia. Pierwszym jest ciągłość pokrywy leśnej, od której zależy i zależeć będzie przemieszczanie się gatunków w reakcji na zmiany warunków klimatycznych. Od lat 40. do lat 70. ubiegłego stulecia lesistość Polski zwiększyła się znacznie, z nieco ponad 20% do prawie 28%. Od początku lat 80. tempo zalesiania wyraźnie osłabło (Siuta, Żukowski 2011). W rezultacie szata leśna Polski nadal jest „archipelagiem” leśnych wysp rozrzuconych wśród otwartych terenów. Większość z nich ma zaledwie od kilku do kilkudziesięciu kilometrów kwadratowych. Tylko niektóre mają powierzchnię liczoną w tysiącach kilometrów kwadratowych. Przy takiej strukturze przestrzennej lasów wiele gatunków może mieć duże trudności w wędrowaniu ku nowym terenom o bardziej odpowiednim klimacie. Zwiększenie lesistości poprzez łączenie izolowanych wysp leśnych, zwłaszcza tych największych, i zapewnienie lasom przestrzennej ciągłości jest ważnym zadaniem stojącym zarówno przed gospodarką leśną, jak i ochroną przyrody. W tym zakresie te dwie formy aktywności jak najbardziej powinny się wspierać. Jednak na najbliższe 50 lat przewiduje się wzrost powierzchni lasów w Polsce zaledwie o 39 tys. km², co zwiększy lesistość o 2,3% (Borecki, Stępień 2014). Nie jest to optymistyczna prognoza i lasy Polski długo jeszcze będą „archipelagiem” w większości małych wysp.

Pozostaje do rozważenia kwestia ingerencji w procesy kształtujące strukturę lasu i jej przemiany. Spodziewane jest zwiększanie się intensywności i częstości gwałtownych zjawisk pogodowych (Milad i in. 2011). Słaba jest też przewidywalność reakcji lasów na zmiany klimatu. Czy wobec tego dla zachowania różnorodności lasów lepiej stawiać na naturalne procesy czy przeciwdziałać im poprzez wzmoczoną ingerencję?

Zgodnie z hipotezą Connella (1978, 1979), bogactwo gatunkowe jest najwyższe przy pośredniej częstości występowania zaburzeń. Zarówno rzadko występujące zaburzenia, jak i zaburzenia bardzo częste zmniejszają bogactwo gatunkowe. Od końca lat 70. hipoteza Connella była wielokrotnie testowana. Również nie-

które badania prowadzone w lasach strefy umiarkowanej ujawniły, że częstotliwość występowania zaburzeń należy do ważnych czynników determinujących ich bogactwo gatunkowe (Kershaw, Mallik 2013). Biorąc pod uwagę hipotezę Connella (1979) oraz prognozy dotyczące wzrostu częstości i intensywności zaburzeń wraz z ocieplaniem się klimatu, za uzasadnione można uznać przypuszczenie, że także bogactwo gatunkowe lasów strefy umiarkowanej może być narażone na redukcję. Jest to tym bardziej prawdopodobne z powodu wspomnianego występowania znacznej części lasów w postaci izolowanych wysp (Milad i in. 2011). W takiej sytuacji ograniczone stają się możliwości kolonizacyjne wielu gatunków, dla których tereny otwarte stanowią trudną do przebycia barierę.

Podobnie jak w przypadku gospodarki leśnej, również w ochronie przyrody realizowanej w zmieniającym się klimacie dobrym rozwiązaniem będzie stosowanie zasady rozproszonego ryzyka. Z jednej strony nie należy rezygnować z ochrony biernej, dzięki której przebieg procesów ekologicznych nie jest zakłócany bezpośrednią ingerencją. Z drugiej zaś – trzeba korzystać z zabiegów hodowli lasu, aby przeciwdziałać obumieraniu rozległych połąci drzewostanów bądź dużej części drzew w drzewostanach. Pierwsze rozwiązanie jest możliwe do zastosowania przede wszystkim w rozległych i zwartych kompleksach leśnych, gdzie spore jest prawdopodobieństwo, że po lokalnej ekstynkcji gatunek może powrócić na utracone stanowiska dzięki osobnikom bądź diasporom miejscowego pochodzenia. Wobec niewielkich, izolowanych fragmentów lasów trzeba raczej rozważać stosowanie aktywnej ochrony. Co więcej, zasada rozproszonego ryzyka podpowiada, że nawet w obrębie najbardziej rozległych obszarów ze zwartą pokrywą leśną, o wielkości ponad 1000 km², warto byłoby różnicować formy ochrony: obok ochrony biernej aktywnie formować strukturę lasów, aby zaburzenia miały małą szansę rozprzestrzeniania się na cały obszar. Niemniej pożądane byłoby powiększenie ogólnej powierzchni i poszczególnych obszarów leśnych poddanych ochronie biernej. Obserwowanie na dużych powierzchniach przemian lasów w trakcie zachodzącego ocieplania się klimatu ma niebagatelne znaczenie dla poznania zjawisk, o których nadal bardzo mało wiemy.

Przemiany środowiska kulturowego – rozwój wiedzy o przyrodzie

Kultura jest tym wszystkim, co jest rezultatem rozmaitej aktywności społeczeństwa. W ramach kultury dochodzi do ukształtowania określonej wizji człowieka – tego, jak człowiek sam siebie rozumie i jak postrzega relacje zachodzące między jednostkami i ludzkimi zbiorowościami. W ramach kultury rozwija się rozumienie otaczającego świata. Jest ono formowane poprzez codzienne, subiektywne doświadczenie każdego z nas i wymianę tych jednostkowych doświadczeń. Znaczące miejsce w budowaniu tego rozumienia mają nauki przyrodnicze poszukujące obiektywnej prawdy. Odkrywają one mechanizmy, które rządzą światem przyrody. W szczególności na naukach przyrodniczych spoczywa zadanie odkry-

wania różnorodności biologicznej i wyjaśniania związków przyczynowych, które ją zwiększają, podtrzymują bądź ograniczają w rozmaitych środowiskach. Nauki przyrodnicze mają spore znaczenie dla budowania relacji zachodzących między światem ludzkim a światem przyrody. W dużej mierze z ich osiągnięć korzysta się przy pozyskiwaniu zasobów przyrody. Niewątpliwie mamy z tym do czynienia w leśnictwie, które precyzuje cele i rozwija metody działania w oparciu o badania naukowe. Zarazem nauki przyrodnicze mają też znaczący udział w organizowaniu hierarchii wartości w odniesieniu do świata przyrody.

Ostatnie czterdzieści lat przyniosło ogromny rozwój wielu dziedzin nauki. Między innymi nauki biologiczne zajmujące się środowiskiem przyrodniczym doznały znacznego przyspieszenia od lat 70. ubiegłego wieku. Od tamtego czasu zdano sobie sprawę z rozmaitych zagrożeń stojących na drodze rozwoju ludzkości. Najpierw niepokój wzbudziła groźba przeludnienia, jednocześnie zwrócono uwagę na zanieczyszczenia powietrza, wyczerpywanie się zasobów słodkiej wody i surowców energetycznych, wylesienia i degradację gleby, potem podniesiono problem utraty różnorodności biologicznej i inwazji gatunków obcych, wreszcie na pierwszy plan wybiło się ocieplenie klimatu. Świadomość tych zagrożeń sprzyjała rozwojowi ekologii. Nastąpił szybki postęp w metodach badawczych. Dostępne stały się nowe narzędzia pozwalające precyzyjniej mierzyć cechy środowiska abiotycznego i biotycznego oraz analizować ogromne ilości danych liczbowych. Ten burzliwy rozwój dość szybko przyniósł w ekologii radykalne zmiany w rozumieniu podstawowych mechanizmów rządzących populacjami, biocenozami i ekosystemami. Rozkwit ekologii w drugiej połowie XX w. miał spory wpływ na przemianę poglądów na temat ochrony przyrody. Ostatnio można obserwować coraz częstsze próby włączania tych nowych poglądów do zarządzania gospodarką leśną.

Zmiana paradygmatu w ekologii

Na przełomie lat 70. i 80. ubiegłego stulecia nastąpiła w ekologii zmiana podejścia do funkcjonowania ekosystemów. Zauważono nieadekwatność powszechnie dotąd podzielanych poglądów na temat dynamiki ekosystemów, które miały nieuchronnie zmierzać w kierunku stanu równowagi zwanego klimaksem. Od tamtego czasu stopniowo ustępowały one miejsca przekonaniom, że przemiany układów ekologicznych mogą w tych samych warunkach przebiegać po różnych trajektoriach, a poszczególne stany ekosystemów są osiągane różnymi drogami. Krótko mówiąc, okazało się, że naturalne układy ekologiczne mają wiele różnych stanów i wiele różnych szlaków, po których następują ich przemiany. Gwoździem do trumny poglądów o dążności przyrody do równowagi stały się wyniki wielu badań, które pokazywały, że naturalne układy przyrodnicze powstałe bez udziału człowieka powszechnie ulegają gwałtownym przemianom. Ich przyczyną były pożary, susze, wichury, sztormy, powodzie, gradacje owadów i wiele innych, a nazywano je zaburzeniami ekologicznymi. W bazie naukowej *Web of Science* liczba publikacji na temat lasów zawierających słowo *disturbance* rośnie lawinowo od

lat 70. O ile na początku tej dekady każdego roku publikowano tylko kilkanaście prac zawierających wspomniane słowo, to dziesięć lat później corocznie ukazywało się ich około 100, a w ostatnich latach prawie 2000. Rośnie nie tylko liczba publikacji uwzględniających zaburzenia, lecz także ich udział w całości dorobku naukowego na temat lasów. O ile na początku lat 70. publikacje ze słowem *disturbance* stanowiły ułamek procenta wszystkich prac w dziale *Forestry*, to około roku 2000 ten udział osiągnął prawie 10%. Oczywiście nie wszystkie prace poświęcone były zaburzeniom ekologicznym, ale wyraźnie ujawnia się coraz większa uwaga skupiona na zjawiskach gwałtownych, nagle zmieniających dotychczasowy stan.

Jednocześnie opracowania uwzględniające problematykę równowagi stają się w badaniach lasu coraz rzadsze. Ich liczba co prawda zwiększa się – po roku 2000 corocznie publikowano 30–40 prac zawierających słowo *climax*. Maleje jednak ich udział w ogólnej aktywności badawczej w lasach, który nie sięga obecnie nawet 0,2%, podczas gdy do lat 60. wahał się między 1 a 2%. Ważne dla rozwoju poznania procesów rządzących układami ekologicznymi było zwrócenie większej uwagi na czas i przestrzeń, w jakich te procesy zachodzą. Okazało się, że wielkość i tempo zmian obserwowanych w układach ekologicznych bardzo mocno są uzależnione od skali prowadzonych obserwacji, zarówno w aspekcie przestrzennym, jak i czasowym. W ten oto sposób nastąpiło przejście od „paradygmatu równowagi” do „paradygmatu braku równowagi” w ekologii (Pickett i in. 1992; Wu, Loucks 1995).

Po wcześniejszym, historycznym już stanowisku ekologów zachowało się do dzisiaj głęboko zakorzenione przekonanie o równowadze natury. Ma to być cecha przyrody nieskażonej działaniami człowieka, czyli przyrody określanej mianem pierwotnej bądź naturalnej. Jakże często pod pojęciem „powrotu do natury” kryje się pragnienie powrotu do jakiejś pierwotnej równowagi między człowiekiem a otaczającym go światem przyrody, która jednak nigdy nie miała nic wspólnego z rzeczywistością.

Zmiana paradygmatu okazała się ogromnie istotna dla rozwoju ekologii. Zaniechano ogromnego wysiłku badawczego zmierzającego do zdefiniowania właściwości układów ekologicznych w stanie równowagi. Zmiana oznaczała również porzucenie poszukiwania warunków, w jakich układ ekologiczny na drodze rozwoju zmierza do punktu równowagi i utrzymuje się w tym stanie. Przełom, jaki dokonał się w ekologii pod koniec lat 70., miał także ogromne znaczenie dla ochrony przyrody. Ekologia, obok innych nauk przyrodniczych, ma bowiem spory udział w określeniu celów i wypracowaniu metod ochrony przyrody (Pickett i in. 1992).

Skutki rozwoju ekologii dla ochrony przyrody

Radykalna zmiana poglądów na temat mechanizmów kształtujących środowisko przyrodnicze miała spory wpływ na przemianę sposobów realizowania ochrony przyrody, w tym przyrody lasów. W świecie przyrody postrzeganym przez pryzmat równowagi starano się zachować wybrane fragmenty lasu w określonym

stanie. Do objęcia ochroną nadawał się nawet mały skrawek lasu, byleby miał cechy wskazujące na to, że jest w stanie równowagi. Takich cech uparcie poszukiwano. Głównie zwracano uwagę na dopasowanie składu gatunkowego fitocenozy do warunków glebowych. Obiekty spełniające zadane kryteria uznawane były za naturalne bądź zbliżone do naturalnych, a jeśli nie było oznak i dowodów na ich użytkowanie w ciągu ostatnich wieków, to zasługiwały na miano zbliżonych do pierwotnych. W przypadku lasów, których stan bądź historia nie wskazywały na naturalność, a zasługiwały z jakichś względów na ochronę, podejmowano rozmaite zabiegi, aby tę naturalność przywrócić. Stąd wziął się podział na ochronę ścisłą, na którą zasługiwały fragmenty lasów uznane za naturalne, i tak zwaną ochronę częściową lub czynną, której zadaniem było między innymi przywrócenie naturalności. Kiedy stan naturalny został osiągnięty, wystarczyło możliwie maksymalnie chroniony las zabezpieczyć przed jakimkolwiek wpływem człowieka. Zatem jednym z najważniejszych zadań ochrony przyrody realizowanej zgodnie z „paradygmatem równowagi” była ochrona przed człowiekiem, bo przede wszystkim on, a nie siły natury, mógł tę równowagę zniszczyć.

W świecie przyrody widzianym z perspektywy paradygmatu braku równowagi najważniejsze nie są jej wybrane stany i struktury. Nie ma takiej hierarchii ważności. Ważne są wszelkie stany i struktury, a także ich przemiany i wreszcie procesy, które tymi przemianami kierują. Ochrona przyrody uwzględniająca ten współczesny punkt widzenia skupia się na procesach, a nie na stanach. Nie pomija oczywiście wybranych obiektów, na przykład gatunków, które z powodu rzadkości występowania stają się zagrożone, albo gatunków kluczowych lub osłonowych, których obecność jest związana z występowaniem wielu innych gatunków. Zrozumiano też, że trudno w ochronie przyrody o osiągnięcie sukcesu, jeśli jest ona nastawiona na wspieranie wielu gatunków na raz; gatunków o bardzo różnych, czasem przeciwnych wymaganiach. W przypadku ochrony ponadgatunkowych układów ekologicznych najważniejsza stała się zatem ochrona procesów determinujących ich przemiany i różnorodność; różnorodność, która jest efektem nie tylko zróżnicowania warunków glebowych i klimatycznych, ale także jest rezultatem różnego kontekstu w odniesieniu do czasu i miejsca; czasu – bo fragmenty (płaty) biocenozy mogą być na różnym etapie rozwoju po ostatnim zaburzeniu; miejsca – bo płaty znajdujące się w ich sąsiedztwie mogą mieć różną historię. Między płatami następuje wymiana zasobów, aktywna migracja jednych organizmów i bierny transport innych. Ukierunkowanie na ochronę procesów w odniesieniu do jakiegokolwiek obiektu, czy to rezerwatu czy parku narodowego, wymaga uwzględnienia faktu, że jest on zawsze częścią większego systemu ekologicznego, który rozciąga się poza jego granicami.

Skutki rozwoju ekologii dla zrównoważonej gospodarki leśnej

Dzięki badaniom ekologicznym prowadzonym w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat dowiedzieliśmy się bardzo dużo o tym, jak funkcjonuje przyroda i jak niewiele wspólnego z rzeczywistością miały nasze wcześniejsze wyobrażenia o jej działa-

niu. Ta nowa wiedza została już w sporej części wdrożona w działania na rzecz ochrony przyrody w parkach narodowych i rezerwatach. A jak tę nową wiedzę na temat braku równowagi ekologicznej w lasach wykorzystuje leśnictwo? Jakie zabiegi hodowlane i ochronne warto podejmować w lesie, aby ochronić jego bogactwo przyrodnicze pozostające w znacznej mierze w związku z naturalnymi zaburzeniami? Odpowiedzi na te dwa pytania poszukiwane są intensywnie od kilkunastu lat, o czym świadczy bogate piśmiennictwo. Między innymi takie kierunki rozwoju leśnictwa zostały zaproponowane na kontynencie północnoamerykańskim (Landers i in. 1999; Long 2009) i w lasach borealnych Europy (Kuuluvainen 2002). Zdecydowanie mniejsze zainteresowanie tymi zagadnieniami można zauważyć w Europie Środkowej. Dzieje się tak w jakiejś mierze dlatego, że niewiele jest opracowań ukazujących reżim zaburzeń w lasach Polski i krajów ościennych. Jeśli jakieś zaburzenia pojawiały się, to z reguły ich powstanie łączono z gospodarką leśną bądź innymi formami działalności człowieka, a nie z czynnikami naturalnymi. Łatwo było o takie powiązania, ponieważ lasów pozostawionych poza ingerencją gospodarki leśnej jest w tej części Europy bardzo mało. Wobec niedużej powierzchni prawdopodobieństwo zaobserwowania w nich rzadko występujących zaburzeń o dużej intensywności jest niewielkie. Stąd nawet gdy zaburzenia występowały na obszarze parków narodowych, nie były uznawane za reprezentatywne dla naszych lasów, a raczej były postrzegane jako wybryk natury (Bzowski, Dziewolski 1973). Biorąc pod uwagę niedostatki w rozpoznaniu procesów kształtujących lasy Europy Środkowej, konieczne jest powiększenie obszarów ochrony bierniej i utworzenie zwłaszcza dużych obiektów, rzędu setek i tysięcy hektarów, poddanych takiej ochronie.

W jakimś stopniu odpowiedzią na zapotrzebowanie ochrony bogactwa przyrodniczego lasów jest obowiązująca ustawa o lasach z 1991 r. Zapisano w niej wdrażanie zasad zrównoważonej gospodarki leśnej. Ma ona na celu takie uformowanie struktury lasów, aby zapewnić trwałość ich bogactwa biologicznego i produktywności oraz możliwość wypełnienia innych jeszcze funkcji ochronnych, gospodarczych i socjalnych (ustawa o lasach 1991). Nie przypuszczam, aby ustawa z 1991 r. mogła w jakikolwiek sposób uwzględnić wiedzę o zaburzeniach ekologicznych, o których dzisiaj wiemy, że są ważne dla życia lasu.

Skoro zrównoważona gospodarka leśna ma zachować bogactwo gatunkowe leśnych biocenoz, to jej dzisiejsza realizacja powinna w jakimś zakresie stosować metody hodowlane nawiązujące do reżimu zaburzeń kształtującego od wieków lasy Europy Środkowej i ich różnorodność biologiczną. Wydaje się, że takie nawiązania już istnieją, a ich wyrazem jest bogaty zestaw rębni. Etap hodowli lasu, jakim jest rębnia, jak najbardziej odpowiada pojęciu zaburzenia – powoduje nagłą eliminację wielu drzew, raptownie zmienia strukturę lasu, modyfikuje warunki środowiska abiotycznego i dostępność zasobów (por. White, Pickett 1985). Usuwanie drzew w trakcie rębni nie jest co prawda nastawione na naśladowanie naturalnych zjawisk uśmiercających drzewa i drzewostany, lecz na zapewnienie odpowiednich warunków dla pojawienia się i rozwoju młodego pokolenia drzew. Tym samym zróżnicowanie rębni związane jest z zaspokojeniem potrzeb odnowienia różnych gatunków.

W warunkach naturalnych odnowienie drzew jest przede wszystkim reakcją na zaburzenia w drzewostanie. Jest to wyraz ewolucyjnego przystosowania drzew na etapie kiełkowania nasion oraz rozwoju nalotu i podrostu do warunków pojawiających się na skutek zaburzeń. Gospodarka leśna, która chociaż częściowo wykorzystuje naturalne odnawianie się drzew, nawet jeśli nie wzoruje się na obserwowanych zaburzeniach naturalnych, to stosuje zabiegi w jakimś stopniu do nich podobne. Do tej pory czyni to zapewne nieświadomie, lecz jeśli bardziej chce uwzględnić potrzeby ochrony przyrody, to powinna to robić z większą świadomością. Jest to potrzebne dla zapewnienia odpowiednich warunków nie tylko młodemu pokoleniu drzew, ale jeszcze innym składnikom leśnej biocenozy.

Świadome naśladowanie zaburzeń w ramach prowadzonej gospodarki leśnej oznacza uwzględnianie nie tylko samego faktu obumierania warstwy drzew. Nie wystarczy różnicowanie wielkości powierzchni pozbawionych drzew od niewielkich, kilkuarowych luk po rozległe połacie o rozmiarach wielu hektarów. Równie ważne jest branie pod uwagę skutków zaburzeń w postaci pojawienia się w lesie rozmaitych elementów, dzięki którym wiele gatunków może w nim egzystować. W pierwszym rzędzie do takich elementów należą martwe pnie: zarówno stojące, jak i leżące na dnie lasu oraz reprezentujące różne etapy rozkładu. Do nie mniej ważnych elementów należy mikrotopografia powierzchni gleby powstała na skutek wywracania się drzew. Pagórki i dolinki wykrotów urozmaicają fizyczne i chemiczne właściwości gleb. Dają też szansę na osiedlenie się gatunkom, które nie znajdują dla siebie miejsca w zwartym runie. Wiedza o tych składnikach lasu jeszcze trzydzieści lat temu była niewielka. Dopiero po roku 1990 liczba publikacji im poświęconych zaczęła gwałtownie wzrastać. W ostatnich latach ukazywało się corocznie kilkaset pozycji o tych elementach lasu. Połowa dorobku naukowego na ich temat pochodzi z ostatnich dziewięciu lat. Jest to zatem wiedza świeżej daty i nadal czeka na pełniejsze zastosowanie w leśnictwie.

Kolejnym ważnym aspektem bogatej już wiedzy o zaburzeniach jest częstotliwość ich występowania. Gospodarka leśna nastawiona na ochronę bogactwa biologicznego lasów nie może pomijać wieku drzew i drzewostanów uśmiercanych na skutek wichur, gradacji owadów i innych czynników. Mimo oddziaływania tych czynników sporo drzew w naszych warunkach dożywa dwustu i więcej lat i osiąga metr i więcej grubości. Takich drzew nie powinno zabraknąć w lasach gospodarczych, jeśli mają one spełniać ważną rolę w ochronie bogactwa biologicznego (ustawa o lasach 1991).

Warto zauważyć, że jeszcze kilkadziesiąt lat temu, kiedy panował paradygmat równowagi, przyrodnicy zwracali uwagę, że gospodarka leśna zaburza ekosystemy leśne i niszczy ów naturalny stan równowagi w lasach. Podkreślali, że dzieje się tak na skutek zubażania składu gatunkowego drzewostanów i ujednolicania ich struktury na dużych powierzchniach. Miało to narażać lasy na uleganie rozmaitym kłęskom w postaci wiatrowałów, gradacji owadów lub epifitoz grzybów. Niewątpliwie wiele było racji w tej krytyce i posłużyła ona do zmian w realizowaniu gospodarki leśnej. Dzisiaj gospodarka leśna stara się zachować las w stanie, który można by określić mianem równowagi. Przeciwdziała ona rozmaitym gwałtownym zjawiskom, które las z tego stanu wytrącają. Znalazło to nawet

wyraz w ustawie o lasach, w której zapisano, że jednym z celów zrównoważonej gospodarki leśnej jest zachowanie korzystnego wpływu lasów na równowagę przyrodniczą. Tymczasem ekologowie lasu dostarczają coraz więcej dowodów, że wiatrowały, gradacje owadów i epifitozy grzybów zawsze były obecne w lasach wszystkich stref klimatycznych i nadal pełnią ważną rolę w formowaniu ich przyrodniczej różnorodności. Dzisiaj wiemy, że środowisko leśne może zmieniać się gwałtownie w odpowiedzi na oddziaływanie rozmaitych losowo, czyli w dużej mierze nieprzewidywalnie, działających czynników zaburzających strukturę lasu. W tych nowych okolicznościach gospodarka leśna znowu, paradoksalnie, działa przeciw naturze. Stara się bowiem uczynić to środowisko bardziej przewidywalnym, bardziej stabilnym i odpornym na zmiany.

Od rozwoju wiedzy przyrodniczej i gospodarowania w lesie do postrzegania wartości w przyrodzie

Nauki przyrodnicze wyjaśniają funkcjonowanie przyrody, poznają mechanizmy nią rządzące. To ich podstawowa rola. Dążąc do poznania prawdy o przyrodzie, kształtują rozumienie otaczającego nas świata i oddziałują na to, w jaki sposób jest on postrzegany. Przede wszystkim to rozumienie i postrzeganie budowane jest u samych przedstawicieli środowiska naukowego, którzy biorą aktywny udział w poznawaniu. Zarazem nauki przyrodnicze mają znaczący udział w organizowaniu hierarchii wartości w odniesieniu do świata przyrody. Coraz bardziej one, a nie bezpośrednie poznanie dostępne każdemu w kontakcie z przyrodą, stają u podstaw wyboru celów w ochronie przyrody oraz proponowanych środków działania zmierzających do ich osiągnięcia. Zachwyt nad bogactwem i pięknem form życia, który stoi u podwalin dziewiętnastowiecznej ochrony przyrody, zdaje się za sprawą nauk przyrodniczych schodzić na drugi plan. Coraz ważniejsze stają się procesy przyrodnicze i ograniczenie ludzkiej ingerencji w ich przebieg. Czyż nie oznacza to, że w dalszym ciągu na pierwszy plan wybija się ochrona przyrody przed człowiekiem? Jak kilkadziesiąt lat temu, kiedy uważano, że człowiek zaburza równowagę przyrody i przed nim należy ją przede wszystkim chronić. Zapomina się wręcz czasem, że wiedza każdego z nas nie jest wyłącznie rezultatem naukowych dociekań, lecz jej źródłem są także nasze zmysły wrażliwe na kolory, kształty, dźwięki, zapachy i smaki. Ta wiedza, będąca efektem nienaukowego kontaktu z przyrodą, też ma znaczenie dla jej postrzegania i wartościowania.

Trzeba ponadto pamiętać, że ludzie nauki w procesie badawczym zaspokajają jedną z ważnych ludzkich potrzeb – potrzebę wiedzy i rozumienia. Realizują swoją pasję twórczą i nie jest dla nich obojętne, jak funkcjonuje las i czy jego życie jest modyfikowane ludzką ingerencją; czy las, który jest ich laboratorium badawczym, ma służyć jeszcze innym celom, które mogą być konkurencyjne. Podobnie jest z pracą leśników, których zaangażowanie zawodowe związane jest z wykorzystaniem zasobów leśnych do zaspokojenia równie ważnej potrzeby. Ma ona wiele wspólnego z tworzeniem, poprzez kształtowanie środowiska, w którym pracują

i często żyją. Czynią to dzięki pracy, dzięki formowaniu lasu według swojej najlepszej wiedzy: tej przyrodniczej i tej ekonomicznej. Nie jest dla nich obojętne, jaki jest las – najważniejsza część ich warsztatu pracy i czy ma służyć on innym celom, zwłaszcza konkurencyjnym wobec tych, które sami realizują. Starają się zapewnić jego trwałość, od której zależy nie tylko przyszłość produkcji drewna, ale także przyszłość miejsca, w którym przyszło im spędzić znaczną część życia. I jeszcze jeden aspekt. Ludzie nauki i leśnicy dzięki pracy zaspokajają kolejną ważną potrzebę życiową, jaką jest potrzeba bezpieczeństwa dla nich samych i ich rodzin. W osobach pracowników nauki i leśnictwa stają naprzeciw siebie różne potrzeby – wszystkie ważne i konieczne do zaspokojenia. Można powiedzieć, że obie strony realizują w oparciu o las własne, partykularne interesy, lecz o żadnym z nich nie można powiedzieć, że jest tym ważniejszym. Istotne jest natomiast, aby wszystkie potrzeby mogły być zaspokajane i aby ich realizacja przyczyniała się w możliwie maksymalnym stopniu do zachowania biologicznego bogactwa lasów.

Nauki przyrodnicze, w tym ekologia i nauki leśne, jak najbardziej powinny mieć wkład w formowanie naszego systemu wartości w odniesieniu do przyrody, a w konsekwencji w realizowany system jej ochrony. Ale one tego systemu wartości nie tworzą w oderwaniu od całości życia społecznego. Przyrodoznawcy i ludzie zajmujący się gospodarką leśną mają prawo do wyrażania swoich opinii, do przekonywania do nich jak najszerszych kręgów społeczeństwa, także siebie nawzajem, i do podejmowania działań, aby wcielać w życie swoje wizje ochrony przyrody.

To, co wydaje się ważne w relacjach między gospodarowaniem w lasach a ich ochroną, jest dostrzeżenie, że można co prawda realizować je w tych samych miejscach i osiągać sukcesy w jednej i drugiej aktywności, jednak ich wzajemna relacja jest zawsze konkurencyjna. Nie da się w pełni chronić przyrody i w pełni gospodarować w tym samym lesie – zawsze jeden cel będzie dominował nad drugim. Bez reszty potrzeby gospodarki leśnej i ochrony przyrody są możliwe do zaspokojenia na oddzielnych obszarach. I tu pojawia się konieczność odpowiedzi na podstawowe pytanie – ile lasów objąć ochroną rezerwatową zapewniającą niezakłócony ingerencją ludzką przebieg procesów przyrodniczych? Proponuję następującą odpowiedź – tym więcej, im mniej jest miejsca dla tych procesów w lasach zagospodarowanych dla produkcji drewna.

Literatura

- Baker S.C., Halpern C.B., Wardlaw T.J., Crawford R.L., Bigley R.E., Edgar G.J., Evans S.A., Franklin J.F., Jordan G.J., Karpievitch Y., Spies T.A., Thomson R.J. 2015. Short- and long-term benefits for forest biodiversity of retaining unlogged patches in harvested areas. *Forest Ecology and Management* 353: 187–195.
- Bartholy J., Pongrácz R., Gelybó G. 2007. Regional climate change expected in Hungary for 2071–2100. *Applied Ecology and Environmental Research* 5: 1–17.
- Björkman C., Bylund H., Nilsson U., Nordlander G., Schroeder M. 2015. Effects of new forest management on insect damage risk in a changing climate. [W:] C. Björkman, P.

- Niemelä (red.), Climate change and insect pests. CABI Climate Change Series. Vol. 7: 248–266.
- Blicharska M., Van Herzele A. 2015. What a forest? Whose forest? Struggles over concepts and meanings in the debate about the conservation of the Białowieża Forest in Poland. *Forest Policy and Economics* 57: 22–30.
- Borecki T., Stępień E. 2014. Charakterystyka stanu zasobów drzewnych w Polsce, prognoza ich rozwoju oraz rozmiaru użytkowania do 2070 roku (lasy państwowe, lasy niepaństwowe). [W:] K. Rykowski (red.), *Lasy i drewno a zmiany klimatyczne, Zagrożenia i szanse. Materiały pierwszego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym*. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, s. 55–74.
- Bzowski M., Dziewolski J. 1973. Zniszczenia w lasach Tatrzańskiego Parku Narodowego spowodowane przez wiatr halny wiosną 1968. *Ochrona Przyrody* 38: 115–154.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical forests and coral reefs. *Science* 199: 1302–1310.
- Connell J.H. 1979. Intermediate-Disturbance Hypothesis. *Science* 204: 1344–1345.
- Czerepko J. (red.) 2008. Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Dawidziuk J. 2011. Obszary przyrodniczo cenne w gospodarce leśnej. [W:] T. Poskrobko (red.), *Zrównoważony rozwój obszarów przyrodniczo cennych. T. 1. Planistyczne i implementacyjne aspekty rozwoju obszarów przyrodniczo cennych*. Wyższa Szkoła Ekonomiczna w Białymstoku, Białystok, s. 229–241.
- Faliński J.B., Mułenko W. (red.) 1996. Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park. Functional group analysis and general synthesis (Project CRYPTO 3). *Phytocoenosis* 8 (N.S.), *Archivum Geobotanicum* 6: 1–224.
- Gutowski J., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. 2004. *Drugie życie drzewa*. WWF Polska. Warszawa–Hajnówka.
- IPCC 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change. WMO-UNEP.
- Jaworski A. 2011–2013. Hodowla lasu. T. 1–3. PWRiL, Warszawa.
- Kershaw H.M., Mallik A.U. 2013. Predicting plant diversity response to disturbance: applicability of the Intermediate Disturbance Hypothesis and Mass Ratio Hypothesis. *Critical Reviews in Plant Sciences* 32: 383–395.
- Kullman L. 1986. Recent tree-limit history of *Picea abies* in the southern Swedish Scandes. *Canadian Journal of Forest Research* 16: 761–771.
- Kutnar L., Kobler A. 2011. Prediction of forest vegetation shift due to different climate-change scenarios in Slovenia. *Šumarski List* 135: 113–126.
- Kuuluvainen T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97–125.
- Landres P.B., Morgan P., Swanson F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179–1188.
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H., Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027–1039.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Kolstrom M., Lexer M.J., Marchetti M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259: 698–709.
- Liszewska M. 2014. Klimat w Polsce w XXI wieku – prawdopodobne kierunki zmian; perspektywa klimatów lokalnych. [W:] K. Rykowski (red.), *Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: Zagrożenia i szanse. Materiały pierwszego panelu ekspertów w ramach prac*

- nad Narodowym Programem Leśnym. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, s. 35–44.
- Loehle C. 2007. A 2000 year global temperature reconstruction based on non-tree ring proxy data. *Energy & Environment* 18: 1049–1058.
- Loehle C., McCulloch J.H. 2008. A 2000-year global temperature reconstruction based on non-tree ring proxies. *Energy & Environment* 19: 1049–1058.
- Long J.N. 2009. Emulating natural disturbance regimes as a basis for forest management: A North American view. *Forest Ecology and Management* 257: 1868–1873.
- McDowell N.G., Allen C.D. 2015. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. *Nature Climate Change* 5: 669–692.
- Milad M., Schaich H., Bürgi M., Konoki W. 2011. Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management* 261: 829–843.
- Moning C., Müller J. 2011. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9: 922–932.
- Morin A., Payette S. 1984. Recent expansion of tamarack at the forest limit (northern Quebec). *Canadian Journal of Botany* 62: 1404–1408.
- Parker W.C., Colombo S.J., Cherry M.L., Greinfenhausen S., Papadopol C.S., Scarr T. 1998. Forest management response to climate change. [W:] S.J. Colombo, L.J. Buse (red.), The impacts of climate change on Ontario's forests. Ontario Forest Research Institute. Forest Research Information Paper 143: 40–49.
- Pawlaczyk P., Mróz W. 2003. Natura 2000 a gospodarka leśna. [W:] Natura 2000 w lasach Polski. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Pickett S.T.A., Parker V.T., Fiedler P.L. 1992. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. [W:] P.L. Fiedler, S.K. Jain (red.), Conservation biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management. Chapman and Hall, New York–London, s. 65–88.
- Rabasa S.G., Granda E., Benavides R., Kunstler G., Espelta M.J., Ogaya R., Peñuelas J., Scherer-Lorenzen M., Gil W., Grodzki W., Ambrozy S., Bergh J., Hódar J.A., Zamora R., Valladares F. 2013. Disparity in elevational shifts of European trees in response to recent climate warming. *Global Change Biology* 19: 2490–2499.
- Raffa K., Aukema B., Bentz B.J., Carroll A.L., Hicke J.A., Kolb T.E. 2015. Responses of tree-killing bark beetles to a changing climate. [W:] C. Björkman, P. Niemelä (red.), Climate change and insect pests, CABI Climate Change Series 7: 173–201.
- Roberge J.-M., Lamas T., Lundmark T., Ranius T., Felton A., Nordin A. 2015. Relative contributions of set-asides and tree retention to the long-term availability of key forest biodiversity structures at the landscape scale. *Journal of Environmental Management* 154: 284–292.
- Seppälä R., Buck A., Katila P. 2009. Adaptation of Forests and People to Climate Change. A Global Assessment Report. IUFRO World Series 22. Helsinki.
- Shestakova T., Gutierrez E., Kirryanov A., Camarero J.J., Genova M., Knorre A.A., Linares J.C., de Dios V.R., Sanchez-Salguero R., Voltas J. 2016. Forests synchronize their growth in contrasting Eurasian regions in response to climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of The United States of America* 113: 662–667.
- Siuta J., Żukowski B. 2011. Wzrosty lesistości kraju od 1946 roku. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 47: 133–145.
- Szwagrzyk J. 2014. Prawdopodobne zmiany zasięgów występowania gatunków drzewiastych – konsekwencje dla hodowli lasu. [W:] K. Rykowski (red.), Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: Zagrożenia i szanse. Materiały pierwszego panelu ekspertów

- w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, s. 45–54.
- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Dz.U. 1991 nr 101, poz. 444).
- White P.S., Pickett S.T.A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. [W:] S.T.A. Pickett, P.S. White (red.), The ecology of natural disturbances and patch dynamics. Academic Press, New York, s. 3–13.
- Wu J., Loucks O.L. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70: 439–466.
- Zajączkowski G., Jabłoński M., Jabłoński T., Małecka M., Kowalska A., Małachowska J., Piwnicki J. 2015. Raport o stanie lasów w Polsce 2014. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych. Warszawa.
- Zarządzenie nr 11 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 14.02.1995 r. w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych.
- Zarządzenie nr 11A Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 11 maja 1999 r. zmieniające zarządzenie Nr 11 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 14 lutego 1995 r. w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych.

Zmiany klimatu i ich skutki – obserwacje, prognozy i adaptacja

Zbigniew W. Kundzewicz

*Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, ul. Bukowska 19, 60-809 Poznań
kundzewicz@yahoo.com*

Streszczenie

Od kilkudziesięciu lat obserwuje się wyraźne zmiany klimatu, i to w każdej skali przestrzennej – od punktowej i lokalnej, przez regionalną, krajową, kontynentalną, do globalnej. Na podstawie już istniejących danych stwierdzić można, że ocieplenie stało się faktem. Spośród czynników kształtujących klimat (aktywność Słońca, parametry orbitalne ruchu Ziemi oraz skład atmosfery ziemskiej) to zmiany stężenia atmosferycznych gazów cieplarnianych są odpowiedzialne za większość obserwowanych zmian, przy czym zmienność naturalna złożonego systemu atmosfery i oceanu, związana np. z oscylacją ENSO, AMO, NAO czy AO, wywiera znaczny wpływ na wahania klimatu wokół powolnego trendu. Modele prognozy wskazują na kontynuację procesu ocieplenia w efekcie rosnącego stężenia dwutlenku węgla, metanu i podtlenku azotu w atmosferze. Również zaobserwowane zmiany i modelowe prognozy w odniesieniu do charakterystyk fizycznych bezpośrednio zależnych od temperatury (np. tempo topnienia lodowców i lądolodów czy zmiany poziomu morza) są niewątpliwe. Jednak zmienność opadu atmosferycznego jest znacznie bardziej złożona, i to zarówno w kontekście już poczynionych obserwacji, jak i prognoz. W cieplejszym klimacie można oczekiwać zmiany charakterystyk szeregu ekstremów pogodowych, które jeszcze się nasilą – wzrośnie ich amplituda, częstotliwość oraz czas trwania. W ramach referatu przedstawiona zostanie przebudowa klimatu i jej konsekwencje o szczególnym znaczeniu dla ekosystemów leśnych. Omówiony zostanie również zakres niepewności związanej z prognozami na dalszą przyszłość, istotny zwłaszcza w kontekście adaptacji do skutków zmian klimatu.

Wstęp

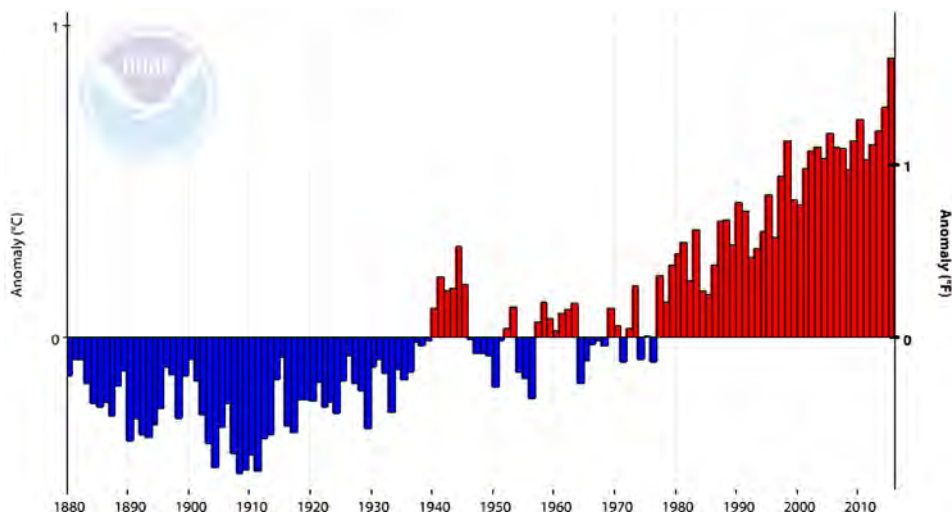
Od kilku dziesięcioleci klimat ziemski wyraźnie się ociepla. Zasadniczą przyczyną ocieplenia jest wzrost stężenia tzw. gazów cieplarnianych w atmosferze. Prognozy wskazują, że jeśli nie uda się ograniczyć tego procesu (poprzez redukcję emisji

albo zwiększenie wiązania, czyli sekwestracji), dalsze ocieplenie i efekty towarzyszące są nieuniknione. Przewidziane zmiany klimatu będą miały wielki wpływ na ekosystemy leśne.

Obserwacje

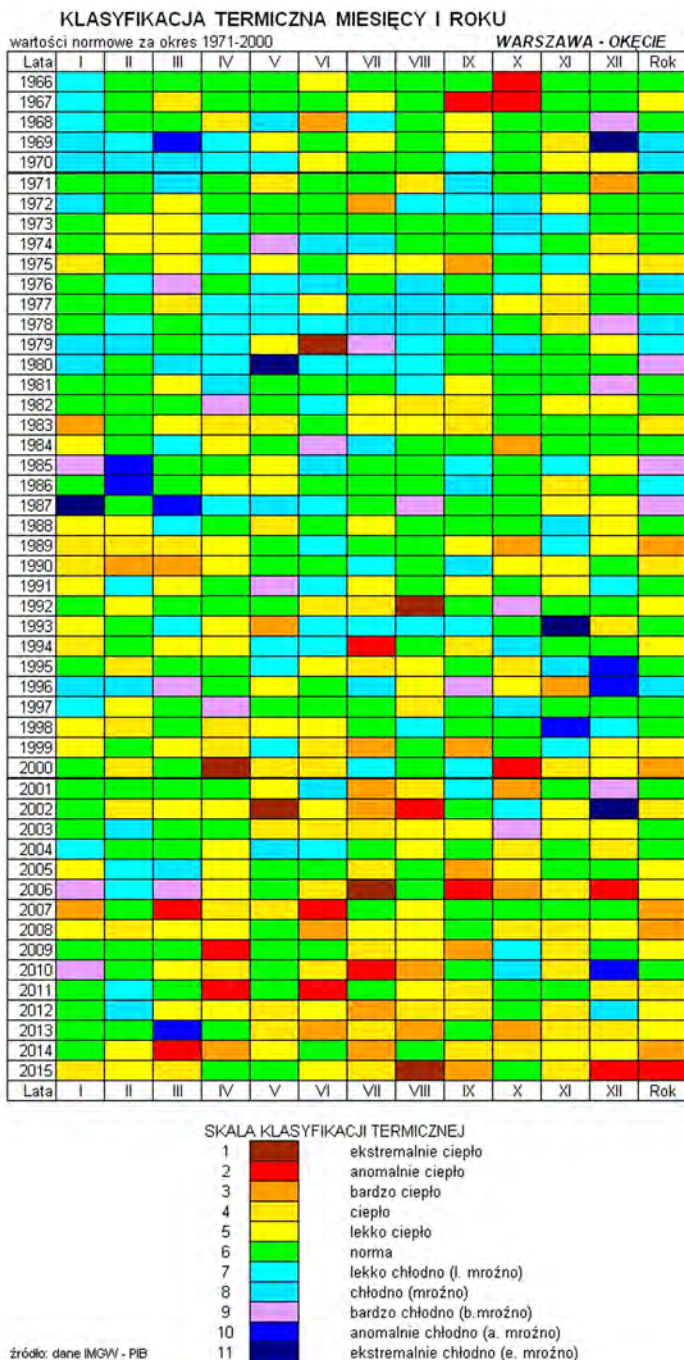
Nie ulega wątpliwości, że temperatura wzrasta w każdej skali przestrzennej – globalnej, kontynentalnej, krajowej, regionalnej i punktowej. Piąty Raport Międzyrządowego Panelu Zmian Klimatu (IPCC 2013) orzeka, że globalna temperatura średnia powierzchni lądów i oceanów wzrosła w okresie 1901–2012 mniej więcej o $0,89^{\circ}\text{C}$.

Wyniki analiz szeregów czasowych wartości temperatury powietrza obserwowanych w różnych skalach dowodzą niezbicie ocieplania się klimatu. Rok 2015 okazał się globalnie najcieplejszy w historii pomiarów (por. ryc. 1), o temperaturze przewyższającej poprzedni rekord średniej rocznej temperatury globalnej z roku 2014 aż o $0,13^{\circ}\text{C}$ – i był 39. kolejnym rokiem o temperaturze globalnej przewyższającej średnią z okresu referencyjnego 1951–1980. Świadczy to o wyraźnej kontynuacji długofalowego trendu ocieplenia. Każdy rok XXI w. (2001–2015) należy do 16 globalnie najcieplejszych lat w historii notowań. Każda z ostatnich trzech dekad była cieplejsza od poprzedniej (por. ryc. 1) i cieplejsza od wszystkich wcześniejszych dekad od początku obserwacji. Okres 1983–2012 na półkuli północnej był prawdopodobnie najcieplejszym 30-leciem w ostatnich 1400 latach (IPCC 2013).



Ryc. 1. Odchylenia temperatury globalnej od średniej z 1951–1980, według GISS NASA

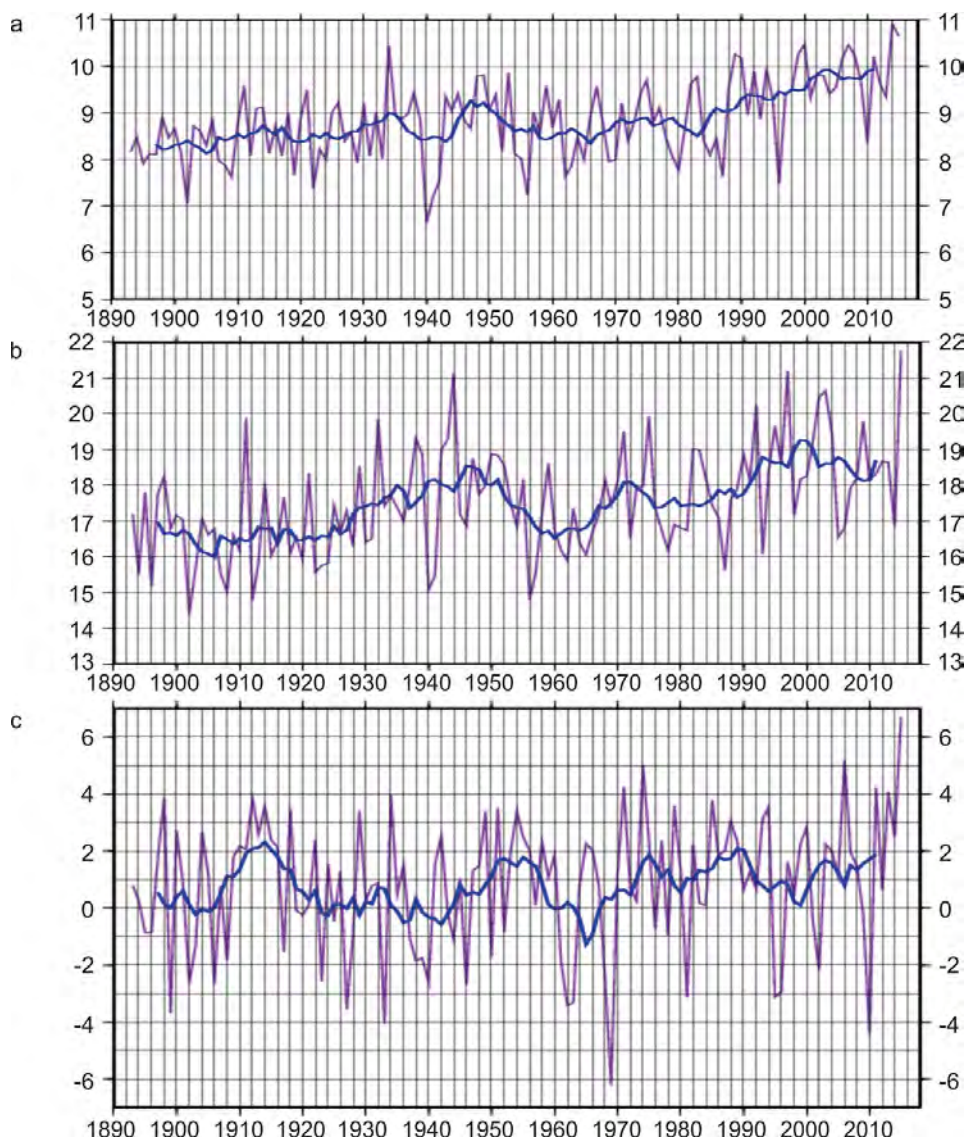
Źródło: <http://data.giss.nasa.gov/>.



Ryc. 2. Klasyfikacja termiczna miesięcy i roku dla stacji Warszawa-Okęcie, według prof. Haliny Lorenc, w odniesieniu do okresu referencyjnego 1971–2000
Źródło: www.imgw.pl.

Także w Polsce, zarówno w skali całego kraju, jak i w poszczególnych regionach, padło w roku 2015 wiele rekordów temperatury w różnych przedziałach czasowych (najcieplejszy rok czy najcieplejsze poszczególne miesiące).

Ocieplenie w skali punktowej na stacjach Warszawa-Okęcie i Poczdam (Niemcy) przedstawiono na rycinach 2 i 3. Na stacji Warszawa-Okęcie rok 2015 był jedynym rokiem anomalnie ciepłym w okresie, dla którego dostępne są dane



Ryc. 3. Rekordowe temperatury średnie zanotowane w Poczdamie, dla roku (a), sierpnia (b) i grudnia (c) (°C)

Źródło: www.klima-potsdam.de.

(ryc. 2), a sierpień 2015 r. był ekstremalnie ciepły. W Poczdamie rok 2015 okazał się drugim najcieplejszym w historii pomiarów – był o $0,26^{\circ}\text{C}$ chłodniejszy niż dotychczas najcieplejszy 2014 r. (odpowiednio: $10,91^{\circ}\text{C}$ w 2014 i $10,65^{\circ}\text{C}$ w 2015), podczas gdy jeszcze wcześniejszy rekord został osiągnięty w roku 2000 ($10,47^{\circ}\text{C}$). Natomiast sierpień 2015 i grudzień 2015 r. okazały się najcieplejsze w kategorii poszczególnych miesięcy w historii obserwacji, które prowadzone są od roku 1893, przy czym grudzień 2015 r. (o średniej temperaturze miesięcznej $+6,70^{\circ}\text{C}$) był cieplejszy od dotychczasowego lidera, grudnia 2006 r. (o średniej temperaturze miesięcznej $+5,17^{\circ}\text{C}$) aż o $1,53^{\circ}\text{C}$. W ciągu czterech dni w grudniu 2015 r. średnia temperatura dobowa przekroczyła $+10^{\circ}\text{C}$, a 26 grudnia maksymalna temperatura osiągnęła $+14,40^{\circ}\text{C}$.

Wzrostowi temperatury towarzyszy kurczenie się kriosfery (topnienie lodowców i lądolodów, zmniejszanie się powierzchni lodu arktycznego) oraz wzrost poziomu mórz.

Prognozy zmian klimatu

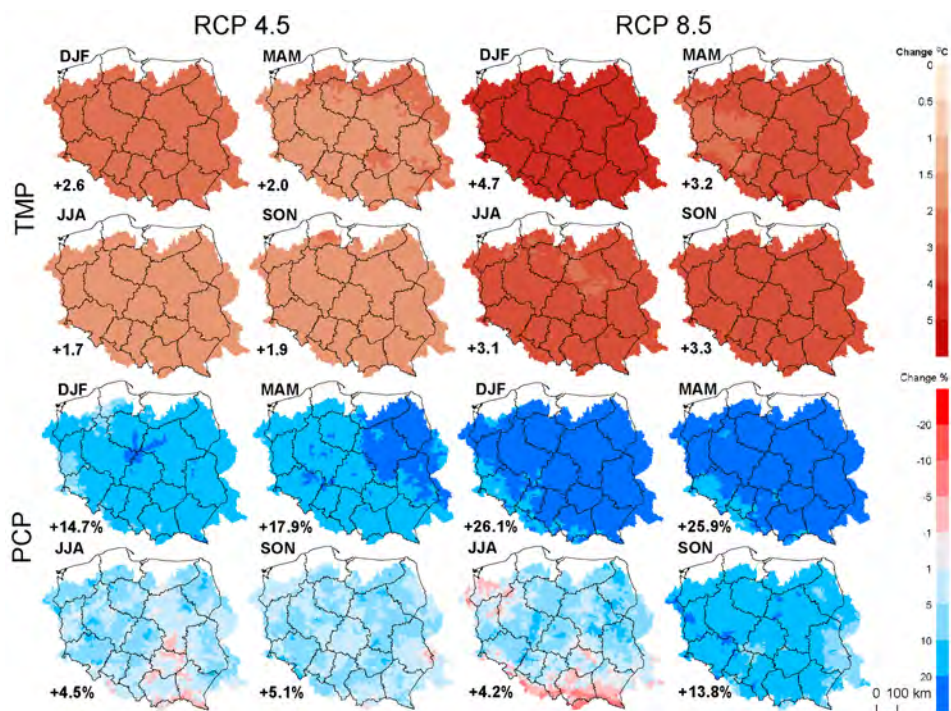
Obecne ocieplenie klimatu nie ma precedensu, jako że wszystkie poprzednie zmiany klimatu w historii naszej planety miały charakter naturalny. Powodowane były one zmianami aktywności Słońca, zmianami parametrów orbitalnych ruchu Ziemi, potężnymi erupcjami wulkanów czy upadkami asteroid na powierzchnię Ziemi (Kundzewicz 2013). Obecnie człowiek ma wielki wpływ na środowisko, a w szczególności na skład atmosfery, od którego zależy klimat. Okres, w którym żyjemy, nazywa się czasami antropocenem, używając nomenklatury geologicznej.

Wzrost temperatury zaobserwowany w ostatnich dekadach jest przede wszystkim wynikiem aktywności ludzkiej – spalania paliw kopalnych i wylesienia, które powodują wzrost stężeń gazów cieplarnianych w atmosferze. Obecne stężenia najważniejszych gazów cieplarnianych: dwutlenku węgla (CO_2), metanu (CH_4) i podtlenku azotu (N_2O), znacznie przekraczają zakres zapisany w naturalnych archiwach rdzeni lodowych w ostatnich 800 tys. lat. Powoduje to ciągły wzrost tzw. globalnego wymuszenia radiacyjnego (IPCC 2013). Stężenie atmosferycznego CO_2 wzrosło o ponad 30% od 1958 r., odkąd zaczęły się systematyczne obserwacje na Mauna Loa, a mniej więcej o 40% od 1750 r., przy czym zmienność naturalna złożonego systemu atmosfery i oceanu (quasi-cykl ENSO, AMO, NAO, AO) wywiera znaczny wpływ na wahania klimatu wokół powolnego trendu.

Skoro lepiej rozumiemy przeszłość i teraźniejszość, możemy mieć większe (choć ciągle ograniczone) zaufanie do wnioskowania o przyszłości. Modele klimatu potwierdzają, że klimat ziemski będzie się ocieplał, z oczywistymi konsekwencjami – dalszym wzrostem poziomu oceanów, topnieniem lodowców itd. Dwutlenek węgla, który ludzkość już wprowadziła i jeszcze wprowadzi do atmosfery, będzie przez długie dekady wzmacniał efekt cieplarniany. Jeśli natomiast globalne emisje gazów cieplarnianych będą dalej rosły w sposób niekontrolowany, skutki ocieplenia mogą przybrać niebezpieczny rozmiar. Szczególnie obawiamy się wzrostu ryzyka zagrożeń systemów unikatowych, wzrostu częstości

i intensywności ekstremów pogodowych, niekorzystnego rozkładu konsekwencji, wysokiego kosztu zagregowanego skutków zmian klimatu i możliwości wystąpienia wielkoskalowych zdarzeń o ogromnych negatywnych skutkach. Prawdopodobieństwo niekorzystnych konsekwencji zmian klimatu rośnie wraz ze wzrostem stężenia gazów cieplarnianych w atmosferze i – w konsekwencji – z podwyższeniem temperatury. Wielu negatywnych skutków można uniknąć, osłabić je czy też opóźnić poprzez wdrożenie skutecznej polityki zapobiegania zmianom klimatu, np. poprzez ograniczenie ocieplenia globalnego do nie więcej niż 2°C od poziomu przedprzemysłowego. Jeśli ocieplenia nie uda się ograniczyć, adaptacja do niekorzystnych skutków zmian klimatu może być bardzo trudna.

Na ryc. 4 przedstawiono modelowe prognozy (mediana z symulacji za pomocą szeregu modeli klimatycznych) zmian temperatury średniej i sumy opadów atmosferycznych w zlewniach Wisły i Odry dla horyzontu 2074–2100 (w porównaniu z wieloleciem kontrolnym 1974–2000), dla czterech pór roku, przy założeniu dwóch scenariuszy emisji (RCP 4.5 i RCP 8.5). Widoczne jest dalsze wyraźne



Ryc. 4. Modelowe prognozy (mediana z symulacji za pomocą szeregu modeli klimatycznych) zmian temperatury średniej i sumy opadów atmosferycznych w zlewniach Wisły i Odry dla horyzontu 2074–2100 (w porównaniu z wieloleciem kontrolnym 1974–2000), dla czterech pór roku, przy założeniu dwóch scenariuszy emisji (RCP 4.5 i RCP 8.5). Oznaczenia: TMP – temperatura, PCP – opad, DJF – zima (grudzień–luty), MAM – wiosna (marzec–maj), JJA – lato (czerwiec–sierpień), SON – jesień (wrzesień–listopad)

Źródło: Piniewski, Szcześniak (2016).

ocieplenie. Przy założeniu scenariusza RCP 8.5 średni wzrost temperatury dla całego obszaru rozważanego przekracza 3°C dla każdej pory roku, a najwyższy jest zimą (4,7°C). Dominuje wzrost opadów na większości powierzchni zlewni Wisły i Odry, choć prognozy opadów letnich wskazują na możliwość wystąpienia mniejszych opadów na pewnych obszarach. Przy założeniu scenariusza RCP 8.5 największy średni wzrost opadów, przekraczający 25%, spodziewany jest zimą i wiosną, a najmniejszy latem (4,2%).

Jednak konkretne prognozy, w szczególności dotyczące opadu, obarczone są istotną dozą niepewności. Modele zgadzają się co do wzrostu opadów na północy Europy, a redukcji opadów na południu kontynentu. W Polsce niepewność jest większa, szczególnie w odniesieniu do opadów letnich. Rośnie ona wraz ze zmniejszaniem się skali przestrzennej rozważań – dla małego obszaru, który jest istotny pod kątem adaptacji, niepewność jest wyższa niż dla poziomu kontynentalnego czy krajowego.

Wpływ zmian klimatu na ekosystemy leśne

Potencjalny wpływ zmian warunków klimatycznych na ekosystemy leśne jest bardzo poważny. Zmianom ulegać mogą: zasięg gatunków, wzrost i produktywność oraz odporność na zakłócenia. Można obawiać się zmian rozkładu gatunków (w tym utraty różnorodności biologicznej) i przestrzennego zakresu ich występowania. Zmiany klimatu mogą też zwiększyć ryzyko ekspansji obcych gatunków inwazyjnych.

Wzrost temperatury wiosną i jesienią spowoduje wydłużenie sezonu wegetacyjnego. Jednak w lecie fale upałów i susze nie będą korzystne. Produkcja masy roślin będzie ograniczona przede wszystkim przez niedostatek wody niezbędnej do fotosyntezy, a także przez wysoką temperaturę i niedostatek substancji pokarmowych.

Prognozy przewidują, że ekosystemy poddane będą coraz większemu stresowi wodnemu z powodu czynników związanych z brakiem lub nadmiarem wody (susza, intensywny opad, powódź). Odpowiedzi gatunków flory i fauny na zmiany klimatu zależą jednak od wielu pozaklimatycznych stresów, takich jak: zmiana składu atmosfery (wpływająca na klimat), dostępność azotu i fosforu, rosnące stężenie atmosferycznego dwutlenku węgla i zmiany ozonu, zanieczyszczenia, użycie środków chemicznych, eksploatacja i fragmentacja ekosystemów, modyfikacja i utrata siedlisk, współzawodnictwo z inwazyjnymi gatunkami obcymi, wpływ nowych szkodników i chorób. Trudno oddzielić efekty zmian klimatu, struktury krajobrazu, użytkowania terenu i pokrycia powierzchni – łączne występowanie wielu czynników, interaktywnie w tym samym czasie, bardzo utrudnia analizę, zwłaszcza że efekty nie muszą być addytywne. Zmiany klimatu oddziałują na produktywność terenów, co z kolei prowadzi do zmian użytkowania terenu, które z kolei skutkują zmianami pokrycia powierzchni terenu, wpływającymi na zmiany klimatu.

Na przestrzeni dziejów skład gatunkowy drzewostanów w polskich lasach uległ wielkim przeobrażeniom – gatunki iglaste zostały wprowadzone sztucznie na siedliskach naturalnie zdominowanych przez gatunki liściaste. W warunkach zmian klimatu monokultura sosnowa poddana jest ryzyku niekorzystnego rozwoju sytuacji w wyniku wysokiej podatności na szkody spowodowane suszą, wiatrem, śniegiem i lodem, a także wrażliwości na ataki grzybów i owadów. W Polsce produkcja pierwotna netto drzew iglastych może się zmniejszyć.

Zmiany klimatu przyczyniają się do zmian reżimu zakłóceń w ekosystemach – zmienia się częstotliwość i intensywność takich zjawisk, jak: pożary lasu, nadmiar lub niedostatek wody, silne wiatry czy gradacje szkodników. Zmiany cyklu hydrologicznego, takie jak wcześniejszy spływ wiosenny i niższe przepływy niżówkowe latem i jesienią, mają zasadnicze znaczenie dla ekosystemów leśnych. Im cieplejsze staną się zimy, tym dotkliwsze mogą być późne przymrozki, których nie da się wykluczyć i w cieplejszym klimacie (por. przymrozki w maju 2007 i w maju 2011 r.).

Fenologia, zasięg, skład gatunkowy i różnorodność biologiczna

W reakcji na zmiany klimatu gatunki roślin i zwierząt zmieniają swój zasięg i liczebność. Wszystko, co żyje, szuka sobie odpowiedniego klimatu. Obserwacje polowe dokumentują liczne przykłady przesuwania się zasięgu występowania gatunków flory i fauny w kierunku odpowiedniego klimatu (w poszukiwaniu właściwej temperatury), a więc ku biegunom (ku wyższym szerokościom geograficznym) i w górę wzniesień – na wyższe wysokości n.p.m. Syntetyczna publikacja obejmująca Europę (Chen i in. 2011) pokazuje, że gatunki lądowe przesunęły się o 7 km na dekadę w kierunku północnym, a o 11 m na dekadę w kierunku wierzchołków gór. Góry mogą stanowić refugium dla niektórych gatunków, ale endemiczne gatunki występujące na wierzchołkach gór są szczególnie zagrożone.

Ocieplenie prowadzi do zmian fenologicznych. W systemach biologicznych zauważono przyspieszenie wiosennych stadiów fenologicznych, wynikające ze wzrostu temperatury i redukcji pokrywy śnieżnej. Zmieniają się terminy występowania periodycznych zjawisk w rozwoju roślin, związane z przyspieszeniem nadejścia wiosny (wcześniejsze kiełkowanie, rozwój liści, kwitnienie, owocowanie) i zwierząt (zakończenie hibernacji, przylot ptaków wędrownych, składanie jaj). W cieplejszym klimacie u niektórych owadów możliwy jest wzrost liczby gradacji w sezonie. Tendencja do przyspieszenia pojawów wiosennych dotyczy, rzecz jasna, warunków przeciętnych, gdyż w pojedynczym roku (np. 2013, z bardzo zimnym marcem) fenologiczne stadia wiosenne mogą wystąpić z opóźnieniem.

Zmiany klimatu mogą wpłynąć na zakłócenie synchroniczności, np. między czasem kwitnienia roślin i czasem aktywności owadów zapylających. Zmiany mogą ulegać interakcje między gatunkami, np. zmiany synchroniczności w układzie drapieżnik–ofiara czy konsument–źródło pokarmu w łańcuchu troficznym.

Zmiany klimatu mogą sprzyjać inwazji obcych gatunków flory i fauny, które wywierają wpływ na ekosystemy leśne (wraz z ich różnorodnością biologiczną) i systemy produkcji. Ocieplenie sprzyja rozszerzeniu zasięgu występowania gatunków na nowe obszary, a także ich przeżyciu i rozmnażaniu się.

Zmiany klimatu mogą spowodować przekroczenie tolerancji fizjologicznej gatunków. Ryzyko wyginięcia gatunków może rosnąć, ponieważ niektóre taksony mogą nie być w stanie zaadaptować się do danych warunków w miejscu, gdzie żyją, ani też migrować do miejsc o bardziej sprzyjających warunkach. Obecnie obserwowane tempo wymierania gatunków jest prawdopodobnie najwyższe w historii, choć interpretacja przypuszczalnie nie ogranicza się do zmian klimatu.

Przyrost biomasy

Przyrost biomasy zależy od szeregu zmiennych związanych z klimatem (temperatura, wilgotność), a także ze składem atmosfery (nawożenie węglem, azotem i uszkodzenie spowodowane ozonem). Istnieje ścisły związek między warunkami klimatycznymi a reakcjami przyrostowymi drzew. Szereg zjawisk klimatycznych, z biotycznymi konsekwencjami, powoduje straty, niwecząc przyrost z wielu lat. Stres uwarunkowany klimatycznie (np. przez susze i fale upału) prowadzi do spadku szybkości wzrostu, nasilenia śmiertelności drzew, zmiany reżimów pożarów, gradacji owadów i ataku przez patogeny.

Wystąpienie bardzo wysokich prędkości wiatru może być powodem dużych strat w lasach. Istnieje nieliniowa zależność między wzrostem temperatury a wzrostem szybkości wiatru (por. Schelhaas i in. 2010).

Durlo (2012) rozważał wpływ klimatu na stabilność drzewostanów górskich w Beskidzie Śląskim, zauważając zagrożenie dla przyrostu drewna. W Beskidzie Śląskim przeważają siedliska górskie, w których dominuje świerk. Prowadzi on nieoszczędną gospodarkę wodną (dla wyprodukowania jednostki suchej masy potrzebuje więcej wody niż inne drzewa iglaste). Przy niedosycie wody transpiruje i ogranicza wzrost. Według Durły (2012) prognozy klimatyczne sugerują znaczne pogorszenie warunków klimatycznych, dyskwalifikując świerk jako gatunek dominujący w drzewostanach regla dolnego do wysokości 800 m n.p.m. na tym terenie.

Pożary lasów

Choć pożary lasu są w większości wzniecane przez człowieka, warunki pogodowe i akumulacja palnej biomasy odgrywają zasadniczą rolę w zmianach ryzyka pożarowego. Występowanie coraz częstszych okresów upałów i suszy w lecie, w połączeniu z silnym wiatrem, sprzyja powstawaniu groźnych pożarów wielkoobszarowych.

Od wielu lat obserwowana jest w Polsce tendencja wzrostowa zarówno liczby i powierzchni pożarów, które sięgają daleko poza miejsca ich powstania, jak i wielkości powodowanych przez nie strat.

W cieplejszym klimacie obawiamy się wzrostu częstości występowania pogody sprzyjającej pożarom, dłuższych sezonów, w czasie których występują pożary, a także rozszerzenia powierzchni narażonej na ryzyko pożaru. Prognozy mówią o wyraźnym zwiększeniu częstości epizodów suszy i fal upałów oraz zagrożenia pożarowego (EEA 2012)

Ryzyko pożaru, mierzone np. przez wskaźnik pożarowy pogody, zależy od zawartości wilgoci w ściółce i w innych palnych materiałach na powierzchni gruntu

i w glebie. Istotna jest też wilgotność powietrza, dobowa temperatura maksymalna, opad i maksymalna prędkość średnia wiatru.

Ekstrema związane z wodą

Wszystkie problemy wodne można zaliczyć do trzech ogólnych kategorii: zbyt mało wody, zbyt dużo wody lub woda zbyt zanieczyszczona. Zmiany klimatu nie wywołują nowych jakościowo sytuacji. Należy raczej oczekiwać zmiany (wzrostu) częstotliwości występowania trzech wymienionych kategorii problemów wodnych, a także nasilenia ich intensywności. Zaobserwowano redukcję sumy opadów w ciepłej części roku na korzyść opadów zimowych i ujemny bilans wodny w okresie wegetacyjnym. W latach suchych odnotowuje się ograniczenie przyrostu świerka, defoliację i posusz. Rozkład czasowy opadu zmienił się niekorzystnie. Obserwuje się długie ciągi dni bez opadu przerywane ulewami, które szybko wpływają, nie odnawiając zapasów wody w glebie.

Długotrwałe susze będą zapewne przerywane falami intensywnych opadów. Narastają zagrożenia związane zarówno z suszami osłabiającymi stan zdrowotny drzewostanów, jak i opadami nawałnymi powodującymi szkody powodziowe. Rozmiar szkód powodziowych i powstałych w następstwie susz zależy m.in. od rodzaju i kondycji drzewostanów oraz warunków środowiskowych. W latach suchych i bardzo suchych skala tych szkód przybiera charakter regionalny, a straty sięgają dziesiątków milionów złotych, np. 43,5 mln zł w roku 2006. Największe straty zanotowano wówczas w uprawach, młodnikach i w szkółkach, a niższe w drzewostanach starszych.

Jedną z największych powodzi w lasach była powódź w lipcu 1997 r., kiedy powierzchnia terenów zalanych w dolinie Odry wynosiła 233,7 km² (z czego tereny leśne stanowiły 65,8%), a szkody związane z powodzią odnotowano na powierzchni około 1160 km² lasu (Ciołkosz, Bielecka 1998). Wprawdzie woda zalała przede wszystkim drzewostany liściaste (82%) na siedliskach łęgowych, przystosowane do wylewu rzeki, ale dotarła również do lasów iglastych na siedliskach borowych, a zatem o niewielkiej odporności na podtopienie. Wiśniewski (1998) przedstawił specyfikację szkód powodziowych, uwzględniając nie tylko straty na terenach zalanych, lecz także na obszarach objętych gwałtownym przepływem wód w ciekach lub spływem powierzchniowym. Na terenach górskich szkody obejmowały: zniszczenia pokrywy glebowej, erozję liniową na szlakach zrywkowych i w korytach cieków, ruchy masowe (np. spłynięcie 4 ha lasów w Nadleśnictwie Limanowa) oraz zniszczenie infrastruktury technicznej. Łączne straty w lasach związane z powodzią w 1997 r. oszacowano na 197 mln zł, czyli kwotę porównywalną z przeciętnym rocznym zyskiem Lasów Państwowych (Pierzgałski i in. 2012).

Można spodziewać się, że w przyszłości wzrośnie ryzyko nie tylko suszy, ale i powodzi. Nie ma w tym żadnej sprzeczności.

Świadczenia ekosystemów

Świadczenia ekosystemów leśnych można podzielić na cztery kategorie: produkcja (np. drewna czy żywności), regulacja (np. klimatu), podtrzymywanie (np.

cykli biogenów i zapylenie) oraz świadczenia kulturalne (zapewniające korzyści duchowe i rekreacyjne). Niektóre z nich są jednak zagrożone w obliczu zmian klimatu.

Wśród świadczeń produkcyjnych ekosystemów leśnych można widzieć drewno jako surowiec o wielu zastosowaniach, a także las jako źródło bioenergii oraz żywności. Świadczeniami związanymi z regulacją są: zapewnienie czystej wody i powietrza, ochrona przed lawinami i osuwiskami, regulacja przepływów rzecznych (łagodzenie ekstremów – podwyższanie minimów i obniżanie maksimów) oraz ochrona przed erozją i degradacją gleby.

Przewidywane ocieplenie klimatu może doprowadzić do pogorszenia warunków egzystencji dominujących w Polsce drzewostanów iglastych, a to zagraża świadczeniom ekosystemów. Szczególnie podatne na wpływ suszy są drzewostany świerkowe, które mają duże potrzeby wodne i płaskie systemy korzeniowe. W wyniku pojawiających się susz glebowych świerki masowo wypadają z drzewostanów. Dla drzew liściastych, których udział wzrasta, najsilniejszymi czynnikami szkodliwymi są: susze, duże dobowe różnice temperatury oraz oparzenia słoneczne.

Adaptacja ekosystemów leśnych do zmian klimatu w kontekście niepewności

Rośliny mają (ograniczoną) zdolność samoistnego przystosowania się do nowych warunków (adaptacja autonomiczna). Mogą zwiększyć zasięg korzeni, sięgając nieco dalej i głębiej, przez to adaptując się do niedostatku wody. Istnieje jednak granica tolerancji na brak lub nadmiar wody, po której przekroczeniu następuje osłabienie, a nawet zamieranie drzew. W wyniku suszy lub zalania terenu występuje nasilenie gradacji owadów, osłabiające stan zdrowotny drzew.

W warunkach wzrostu stężenia atmosferycznego CO₂ przymykają się aparaty szparkowe roślin, ograniczając stratę wody w wyniku transpiracji. Poprawia się więc efektywność zużycia wody przez rośliny. Jednak wymogi chłodzenia powierzchni liści, związane z upałem towarzyszącym suszy, mogą prowadzić do otwarcia aparatów szparkowych.

Wrażliwość lasów zależy od wpływu klimatu na systemy leśne i od zdolności do adaptacji, zarówno adaptacji autonomicznej (samoistnej i spontanicznej), jak i możliwości wdrożenia planowej polityki adaptacyjnej. W przypadku systemów szczególnie wrażliwych i znacznych zmian klimatu autonomiczna adaptacja nie wystarczy. Działania adaptacyjne dotyczą reakcji zarówno na zagrożenia, oraz szanse, które niosą ze sobą zmiany klimatu (np. przedłużenie sezonu wegetacyjnego).

Ponieważ dalsze ocieplenie jest nieuchronne, a cykl produkcji drzewnej trwa bardzo długo, potrzebna jest tzw. adaptacja antycypacyjna (przewidyująca), tzn. reakcja na przewidywane zmiany w przyszłości. Jednak prognozy klimatyczne dla dalszej przyszłości, co ma znaczenie dla gospodarki leśnej (np. odpowiednio do

czasu życia drzew), są tym bardziej niepewne, im odleglejszy jest rozważany horyzont czasowy. Nie można więc oczekiwać precyzyjnych wskazówek odnośnie do optymalnego wyboru. Na pytanie: „adaptacja do czego?” nie istnieje dokładna odpowiedź. Specjaliści gospodarki leśnej muszą podejmować decyzje w warunkach znacznej niepewności.

Niepewność prognoz związanych ze zmianami klimatu ma wpływ na praktykę adaptacji w gospodarce leśnej. Po pierwsze, nie można zakładać, że da się precyzyjnie określić zmiany charakterystyk klimatycznych w przyszłości. Po drugie, w oparciu o dotychczasowe rozpoznania nie można dokładnie oszacować konsekwencji różnych polityk ochrony klimatu w dziedzinie zasobów leśnych. Potrzebna jest więc elastyczność planowania. Jest oczywiste, że lepsza adaptacja do istniejącej zmienności klimatu (np. zadowalające radzenie sobie z obecnymi suszami i powodziami) daje lepsze podstawy do adaptacji do przyszłych zmian klimatu. Wraz z postępami nauki o klimacie i wzbogaceniem baz danych powiększa się dostępna informacja. Niezbędne są współpraca multidyscyplinarna i transfer informacji w obie strony – od nauki do praktyki (rozpowszechnianie wiedzy o prognozach zmian) i od praktyki do nauki (artykułowanie praktycznych potrzeb).

Millar i in. (2012) wyróżniają cztery zasadnicze grupy opcji adaptacji ekosystemów leśnych do zmian klimatu: wzmocnienie odporności, wzrost odnawialności, umożliwienie odpowiedzi ekosystemów na zmiany klimatu oraz odtworzenie procesów i funkcji mocno zmienionych ekosystemów.

Oczywistym obszarem adaptacji jest regeneracja lasu, która zapewnia możliwość bezpośredniego dostosowania składu gatunkowego lasu do zmieniających się warunków klimatycznych. Regeneracja decyduje o wyborze gatunków warunkującym różnorodność biologiczną. Trzeba wybrać gatunki charakteryzujące się lepszą tolerancją co do oczekiwanych zmian (tzn. mające szerszą niszę) lub szczególnie dopasowane do specyficznych przyszłych warunków klimatycznych (Lindner i in. 2008).

Jedną z rozważanych strategii jest zabezpieczanie się przed wystąpieniem szerokiego zakresu możliwych zmian poprzez zwiększanie różnorodności gatunków. Obecnie mamy w Polsce drzewostany monokulturowe, skład gatunkowy niedostosowany do siedliska i charakterystyczną strukturę wiekową – dużo drzewostanów w średnich klasach wieku (Borecki, Stępień 2012). W perspektywie zarządzania ryzykiem zaleca się dywersyfikację, a więc stworzenie i utrzymanie ekosystemów leśnych z różnorodnym składem gatunków drzew, właściwych wiekiem i strukturą.

W kontekście prognoz klimatycznych istotna jest redukcja ryzyka związanego z zakłóceniami abiotycznymi i biotycznymi (pożary lasów, powały, erozja, osuwiska), w tym zintegrowana osłona przeciwpożarowa na terenach leśnych i przyległych terenach nieleśnych oraz ochrona przed szkodnikami i chorobami. Konieczny jest rozwój systemów prewencji i ostrzegania, umożliwiających ograniczenie ryzyka pożarów, szczególnie w pokrywających wielkie obszary monokulturach sosnowych, które są bardzo podatne na ogień.

Adaptacja powinna umożliwić redukcję wrażliwości i podatności drzew i lasów, zwłaszcza w cennych ekosystemach leśnych, oraz gospodarkę różnorodnością biologiczną – wybór odpowiednich gatunków i proveniencji, ochronę dojrzałych stanowisk, kluczowych gatunków, grup funkcjonalnych, refugium i najbardziej zagrożonych gatunków poza swoimi siedliskami oraz unikanie fragmentacji krajobrazu i tworzenie korytarzy różnorodności biologicznej, a także utrzymywanie zdrowia i witalności ekosystemów leśnych (Lindner i in. 2008).

Lasy są bardzo wrażliwe na zmiany, a ich długi czas życia nie pozwala na szybką adaptację do zmian środowiska (w tym klimatu). Adaptację trzeba więc planować na długo przed wystąpieniem zmian. Lasy zarządzane dziś będą musiały radzić sobie z warunkami klimatu panującego za kilkadziesiąt lat. Prognozy klimatyczne są jednak obciążone znaczną niepewnością, stąd bardzo ważne jest monitorowanie zmian umożliwiające aktualizację przewidywań. Produktowność lasu będzie silnie zależeć od interakcji wyższej temperatury, zmian opadu i zmienności klimatycznej.

Wnioski

Klimat ziemski ociepla się, a źródłem ocieplenia jest wzrost stężeń tzw. gazów cieplarnianych – przede wszystkim dwutlenku węgla, metanu i podtlenku azotu, w wyniku wzrostu emisji i redukcji zdolności sekwestracji dwutlenku węgla wskutek wylesienia, które w skali globalnej dominuje nad zalesianiem. Prognozy wskazują, że dalsze ocieplenie i efekty towarzyszące są nieuniknione, a ich rozmiar zależy od demografii, rozwoju społeczno-ekonomicznego, technologii i polityki przeciwdziałania ociepleniu. Jeśli globalne emisje gazów cieplarnianych będą dalej rosły w sposób niekontrolowany, ocieplenie może przybrać niebezpieczny rozmiar. Dlatego trzeba ograniczyć zmiany klimatu poprzez osłabienie efektu cieplarnianego – redukcję emisji gazów cieplarnianych i zwiększenie sekwestracji dwutlenku węgla przez roślinność, a lasy w szczególności. Prognozy dla klimatu Polski wskazują na kontynuację ocieplenia i przeważnie lekki wzrost rocznej sumy opadów. Znaczna jest jednak ich niepewność.

Jak trafnie zauważył prof. Kazimierz Rykowski z Instytutu Badawczego Leśnictwa, w odniesieniu do zmian klimatu las występuje w poczwórnej roli. Może być przyczyną zmian klimatu, a więc źródłem dwutlenku węgla (np. w razie pożaru). Może być też ofiarą niekorzystnych zmian klimatu (np. przez słabszy przyrost biomasy spowodowany suszami, zaburzenia w różnorodności biologicznej ekosystemów leśnych, zmiany składu gatunkowego, zmiany naturalnych zasięgów gatunków drzew, wzrost wrażliwości lasów na szkodniki, choroby i pożary). Las może być beneficjentem zmian klimatu w efekcie dodatkowego nawożenia dwutlenkiem węgla, którego stężenie w atmosferze rośnie. Przyrost biomasy wyraża się wzrostem zapasów drewna na pniu i tempa przyrostów oraz korzystnymi warunkami do odnowienia i regeneracji. Wreszcie las może być ważnym sprzymierzeńcem w przeciwdziałaniu zmianom klimatu, wiążąc znaczne ilości dwutlenku

węgla w masie roślinnej i zapobiegając dalszej kumulacji gazów cieplarnianych w atmosferze.

Przewiduje się zmiany zasięgów występowania współczesnych lasotwórczych gatunków drzew. W wyniku zmian klimatycznych (temperatury i opadów) optimum ekologiczne świerka może przesunąć się na północ i wschód (Rykowski 2008), a na południu Polski rola świerka może ograniczyć się do gatunku domieszkowego.

Prognozowane zmiany wskazują na pilną potrzebę poważnego zastanowienia się nad trudnym wyzwaniem: jakie powinny być lasy i gospodarka leśna w obliczu zmian klimatu niosących wzrost temperatury powietrza oraz częstości i intensywności susz i gwałtownych opadów, jeśli zdajemy sobie sprawę z niepewności prognoz?

Odpowiednio przemyślane działania zapobiegające zmianom klimatu i przeciwdziałające ich niekorzystnym skutkom (adaptacja do zmian klimatu) mogą i powinny być integralną częścią trwałego i zrównoważonego rozwoju i wzmacniać się wzajemnie.

Podziękowania

Wyniki przedstawione w niniejszym referacie zostały uzyskane w ramach projektu CHASE-PL (Climate change impact assessment for selected sectors in Poland) Polsko-Norweskiego Programu Badawczego (umowa Pol-Nor/200799/90/2014).

Literatura

- Borecki T., Stępień E. 2012. Urzędzeniowe przesłanki do strategii rozwoju zasobów leśnych w Polsce. [W:] A. Grzywacz (red.), *Wizja przyszłości polskich lasów i leśnictwa do 2030 r.* Polskie Towarzystwo Leśne, Spała, s. 167–181.
- Chen I.-C., Hill J.K., Ohlemüller R., Roy D.B., Thomas C.D. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333(6045): 1024–1026.
- Ciołkosz A., Bielecka E. 1998. Zastosowanie teledetekcji satelitarnej i systemu informacji geologicznej w określaniu zasięgu i skutków powodzi. [W:] *Zagrożenia klęskami żywiołowymi. Materiały Konferencji Naukowo-Technicznej.* Ministerstwo Ochrony Środowiska, Bielsko-Biała, s. 143–152.
- Durło G.B. 2012. Wpływ obserwowanych i prognozowanych warunków klimatycznych na stabilność drzewostanów górskich w Beskidzie Śląskim. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków.
- EEA (European Environment Agency), 2012. *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012.* doi:10.2800/66071.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2013. *Summary for Policymakers.* [W:] T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley (red.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- Kundzewicz Z.W. 2013. *Cieplejszy świat – rzecz o zmianach klimatu.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

- Lindner M., Garcia-Gonzalo J., Kolström M., Green T., Reguera R., Maroschek M., Seidl R., Lexer M.J., Netherer S., Schopf A., Kremer A., Delzon S., Barbati A., Marchetti M., Corona P. 2008. Impacts of Climate Change on European Forests and Options for Adaptation. AGRI-2007-G4-06. Report to the European Commission Directorate-General for Agriculture and Rural Development (ec.europa.eu/agriculture/analysis/external/euro_forests/full_report_en.pdf).
- Millar C.I., Skog K.E., McKinley D.C., Birdsey R.A., Swanston C.W., Hines S.J., Woodall C.W., Reinhardt E.D., Peterson D.L., Vose J.M. 2012. Adaptation and Mitigation. [W:] J.M. Vose, D.L. Peterson, T. Patel-Weynand (red.), Effects of climatic variability and change on forest ecosystems: a comprehensive science synthesis for the U.S. forest sector. U.S. Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, Forest Service, Portland, s. 125–192.
- Pierzgalski E., Tysza J., Stolarek A. 2012. Powódzie i susze w lasach. [W:] H. Lorenc (red.), Klęski żywiołowe a bezpieczeństwo wewnętrzne kraju. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, s. 243–255.
- Piniewski M., Szczesniak M. 2016. CHASE-PL report on the hydrological modelling of RCM climate change scenarios for the Vistula and Odra basins (maszynopis).
- Rykowski K. 2008. Climate change, forest, forestry relationships. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Schelhaas M.-J., Hengeveld G., Moriondo M., Reinds G.-J., Kundzewicz Z.W., ter Maat H., Bindi M. 2010. Assessing risk and adaptation options to fires and windstorms in European forestry. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 15(7): 681–701.
- Wiśniewski S. 1998. Skutki lipcowej powodzi 1997 w lasach. Materiały Międzynarodowej Konferencji Las i Woda, Kraków, s. 450–456.

Rozważania nad modelem ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych – przypadek szczególny: Puszcza Białowieska

Jan Marek Matuszkiewicz

Wydział Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Kazimierza Wielkiego w Bydgoszczy,
al. Ossolińskich 12, 85-093 Bydgoszcz, jan_mat@twarda.pan.pl

Wstęp

Wyjątkowość obiektu przyrodniczego, jakim jest Puszcza Białowieska, nie ulega najmniejszej wątpliwości. Dla uzasadnienia tego zdania można wskazać bardzo wiele opracowań przyrodniczych z różnych dziedzin nauk biologicznych, geograficznych, leśnych i innych, a także nauk historycznych i społecznych. W opiniach bardzo uproszczonych Puszcza Białowieska jest „lasem pierwotnym” lub „lasem naturalnym”, co jednak nie odpowiada rzeczywistości. Ważne jest jednak, że na tym terenie mamy do czynienia z występowaniem biocenoz wykazujących cechy układów zbliżonych do naturalnych w stopniu niespotykanym w innych kompleksach leśnych Niżu Europejskiego. Jako społeczeństwo będące właścicielem takiego skarbu przyrodniczego jesteśmy zobowiązani w stosunku do naszych następców i do społeczności międzynarodowej do szczególnej ochrony Puszczy.

Obszar Światowego Dziedzictwa UNESCO „Białowieża Forest” został utworzony w oparciu m.in. o kryterium X: „Obejmuje najbardziej znaczące i istotne siedliska przyrodnicze dla ochrony różnorodności biologicznej in-situ, włączając zagrożone gatunki posiadające wyjątkową uniwersalną wartość z punktu widzenia nauki lub ochrony”.

Cała Puszcza Białowieska podlega ochronie jako obszar Natura 2000, w części dodatkowo jako Białowiecki Park Narodowy, a poza jego granicami w formie licznych rezerwatów przyrody. Są też inne prawne uwarunkowania dla ochrony Puszczy, w tym wymienione powyżej zaliczenie jej do kategorii obszarów Światowego Dziedzictwa UNESCO. Zdaniem autora, z przyrodniczego punktu widzenia istnieją poważne argumenty za objęciem całości Puszczy ochroną o najwyższym statusie, tj. parku narodowego, co zostanie rozwinięte w dalszej części rozważań.

Jednocześnie jednak należy brać pod uwagę realną sytuację, to znaczy fakt, że rozszerzenie zasięgu BPN zostało ograniczone i większość polskiej części Puszczy pozostaje w zarządzie ALP, czyli funkcjonuje jako las gospodarczy, choć o szczególnym statusie (Leśny Kompleks Promocyjny). Rozpatrując zagadnienia szczegółowe, należy zatem uwzględniać oba aspekty – zarówno ochronę przyrody, jak

i zagadnienia gospodarcze, z którymi związane są problemy ekonomiczno-społeczne.

Nie można też zapominać, że większość obszaru Puszczy była mniej lub bardziej intensywnie użytkowana od bardzo dawna, zwłaszcza w XX w., co spowodowało poważne i długotrwałe zmiany w biocenozach. Następstwa tych zmian są nadal widoczne w biocenozach, nawet tych, które są objęte ochroną ścisłą od prawie wieku („stara” część BPN). Działania gospodarki leśnej mogą niektóre procesy regeneracyjne w biocenozach ukierunkować i przyspieszyć. Być może jest to nawet do pogodzenia z ekonomicznie opłacalnym wykorzystywaniem lasu, do czego, ogólnie rzecz biorąc, społeczeństwo ma prawo.

Na tle sporu o konkretne działania administracji Lasów Państwowych w sytuacji „klęski ekologicznej” ujawnił się z wielką siłą spór o charakterze ideologicznym i metodologicznym o zasadnicze podejście do ochrony przyrody w Puszczy. Szereg pojęć (np. lasu naturalnego) oraz uznanych do tej pory metod postępowania (np. metody ograniczania populacji kornika) zostało zakwestionowanych lub na nowo zdefiniowanych przez organizacje ekologiczne i część środowiska naukowego. Bez głębszego wejścia w te zagadnienia i ich uściślenia argumenty stron sporu są niekompatybilne.

Kryzys lat 2012–2016 widziany oczyma „ekologów”

Warto bliżej przyjrzeć się argumentom „ekologów”, do czego materiałem może być opracowanie czternaściora autorów „Spór o przyszłość Puszczy Białowieskiej: mity i fakty. Głos w dyskusji” (Wesołowski i in. 2016). W tym miejscu nie zamierzam analizować wielu istotnych zagadnień szczegółowych i przytaczanych argumentów. Nie będę także powtarzał licznych argumentów na rzecz wyjątkowości Puszczy i potrzeby jej ochrony, uważam je bowiem za bezdyskusyjne. Skupię się na rozpatrzeniu niektórych, moim zdaniem dyskusyjnych, elementów podstaw teoretyczno-metodologicznych, na których oparte jest stanowisko autorów. Zacząć należy od przyjmowanych definicji pojęć podstawowych.

Pojęcie lasu naturalnego

Autorzy przywołanego artykułu, po zadeklarowaniu się jako strona w sporze o ocenę planowanych działań administracji Lasów Państwowych w Puszczy Białowieskiej¹, stawiają podstawowe pytanie: „Czym jest las?” Uważają przy tym, że zarysowały się dwa odmienne stanowiska na zdefiniowanie tego pojęcia. Przybliżę je w skrócie, lecz zgodnie z tekstem (Wesołowski i in. 2016):

„Dla zwolenników użytkowania Puszczy las to przede wszystkim obiekt działalności gospodarczej, w którym prowadzi się różne zabiegi w celu osiągnięcia jak

¹ Artykuł był napisany i rozpowszechniany w początku 2016 r., tj. w okresie procesu decyzyjnego odnośnie aneksu do Planu Urządzenia Lasu dla Nadleśnictwa Białowieża.

najlepszego efektu, pozyskania cennego ekonomicznie surowca drzewnego. (...) Uwaga gospodarzy skupia się na drzewostanach, najbardziej pożądanym (cennym) gatunków, w wieku umożliwiającym ich obecne lub przyszłe gospodarcze wykorzystanie. (...) A zatem wszystkie organizmy, które spowalniają wzrost cennych gatunków drzew lub powodują ich przedwczesną śmierć stają się »szkodnikami«, które należy »zwalczać«. Osiągnięcie celów ekonomicznych wymaga przejęcia przez człowieka kontroli nad procesami zachodzącymi w lesie i ciągłej ingerencji w ich przebieg.

Dla rzeczników ochrony przyrody las – jak formułował to w latach 50. XX wieku prof. nauk leśnych Jan J. Karpiński – to »dynamiczny twór przyrody, w którym układem zależności, powiązań i wzajemnych wpływów zespolone są w niepodzielną całość: określona roślinność z przeważającym udziałem form drzewiastych, związane z nią zwierzęta oraz wykorzystywane przez rośliny i zwierzęta podłoże geologiczne, gleba, woda i klimat«.

Wszystkie organizmy są w tam równo cenne, nie ma gatunków mniej i bardziej »wartościowych«, nie ma też pożytecznych i szkodliwych. Nie ma lepszych i gorszych procesów. Rozwój lasu jest wynikiem zjawisk naturalnych i nie wymaga interwencji człowieka» [podkreślenie JMM].

Autorzy artykułu bardzo upraszczają pierwsze podejście, a przy sformułowaniu drugiego, obok uznanej definicji, dodają też zdania, które budzą sprzeciw. Przyjęcie tezy o równocенności gatunków może mieć tylko uzasadnienie ideologiczne, a nie naukowe – przyrodnicze. Ekologia wypracowała szereg stwierdzeń o nierównocенności gatunków w biocenozach, o czym świadczą takie pojęcia, jak: »gatunki dominujące«, »edyfikatorzy«, »gatunki kluczowe lub zwornikowe«, »gatunki parasolowe« czy »gatunki inwazyjne«. Także w ochronie przyrody status poszczególnych gatunków jest różny, a w dodatku różny w różnym czasie i w różnym miejscu. Nauka przynosi dane o zróżnicowaniu gatunków, o różnej ich filogenezie, o rozmaitych ich strategiach, o eksploatowaniu jednych przez drugie itd. To wszystko wskazuje na nierównocенność gatunków. Przeniesienie zasad ze społeczeństwa ludzkiego (»poprawność polityczna«) do świata przyrody jest nie naukowe, lecz wyłącznie ideologiczne. Podobnie przekonanie, że nie ma lepszych i gorszych procesów pozostaje w sprzeczności z badaniami ekologicznymi, np. dotyczącymi procesów antropizacji (recesja, degeneracja), gdzie procesy prowadzące do destrukcji ekosystemu lub obniżenia różnorodności układu albo zaniku układu relikтового lub temu podobne traktuje się jako gorsze. Pozostaje tylko problem podmiotu oceniającego i kryteriów oceny.

Kontynuując koncepcję dwubiegunowości pojęcia »las«, autorzy artykułu wprowadzają dwie uściślone definicje:

»Słowo »las« używane w tak diametralnie różnych znaczeniach, traci swą wartość komunikacyjną, dlatego też, w dalszej części tego tekstu – dla uniknięcia niejasności – używamy dwóch terminów: las »gospodarczy (uprawiany)« na określenie lasu, znajdującego się pod kontrolą człowieka i poddanego jego stałej ingerencji i las »naturalny«, w którym **człowiek nie ingeruje w przebieg procesów naturalnych, przy czym nie ma tu znaczenia, czy w przeszłości jakieś formy użytkowania miały w takim lesie miejsce**, bo las »naturalny« nie jest

tożsamy z „pierwotnym”. Te dwie formy istnienia lasu (gospodarczy i naturalny) **wzajemnie się wykluczają, w jednym miejscu i czasie może istnieć tylko jedna z nich**. Osiągalne jest jednak ich rozdzielenie w przestrzeni; lasy »uprawiane« i »naturalne« mogą zajmować różne części tego samego kompleksu leśnego” [podkreślenia JMM].

Pojęcie „lasu naturalnego” wbrew pozorom jest trudne do zdefiniowania, co można zauważyć, przeglądając choćby odpowiednie hasło w encyklopediach i słownikach. Zwykle przymiotnik „naturalny” określany jest jako: ‘taki, który powstał i rządzi się prawami natury’, z czego mało co wynika, bo trudno zdefiniować, co to jest natura². Niewątpliwie przymiotnik „naturalny” opisuje sytuację przeciwną do takiej, którą można opisać przymiotnikami: „sztuczny”, „antropogeniczny”, „zależny od działań człowieka”. Las naturalny definiowany jest w „Otwartej Encyklopedii Leśnej” (www.encyklopedia.laspolskie.pl) następująco:

„Przez las naturalny rozumie się taki las, w którym gospodaruje głównie przyroda, a człowiek ogranicza swą ingerencję wyłącznie do pozyskania użytku, nie zmieniając swą działalnością składu gatunkowego i naturalnej biocenozy. Ponieważ las naturalny regeneruje się w drodze naturalnego odnowienia i sukcesji ekologicznej, dlatego cechuje go również znaczna odporność biologiczna”.

Zwrócić można uwagę, że przytoczone pojęcie lasu naturalnego jest poza wszystkim innym bardzo nieostre, trudno bowiem ustalić, jakie pozyskanie użytków nie zmienia jeszcze naturalnego charakteru lasu, a jakie już go pozbawia. Zatem „las naturalny” to pewien wzorzec, który w naszych częściach Europy jest wizją wypracowaną przez naukowców, nieco inną w zależności od specjalności naukowej, w której funkcjonuje. W każdym razie taki wzorzec „lasu naturalnego”, o typie zależnym od siedliska, przewiduje określone cechy układu, wśród których skład florystyczny i stosunki ilościowe są na pierwszym miejscu. Jednym z takich zbliżonych pojęć jest funkcjonujące w fitosocjologii pojęcie potencjalnej roślinności naturalnej.

Autorzy omawianego artykułu podali nieco inną definicję, a mianowicie jako rozstrzygające przyjęli, czy człowiek aktualnie ingeruje czy nie w przebieg procesów, które określili jako naturalne. A więc najpierw trzeba wiedzieć, które procesy takimi są, a które nie. Jeżeli jako procesy naturalne będziemy rozumieć wszystkie procesy spontaniczne, a tak mogłoby wynikać z zaprezentowanej definicji, to wszystkie lasy powstałe spontanicznie, a budowane przez obce gatunki inwazyjne (np. lasy klonu jesionolistnego w dolinie rzeki lub laski robiniove na terenach ruderalnych) uzyskają status lasu naturalnego. Dodatkowo jeszcze autorzy twierdzą, że tylko stan aktualny jest ważny i nie ma znaczenia historia danego fragmentu lasu. Tymczasem, jak wykazują liczne badania (w tym jednej z autorek omawianego artykułu), na stanowiskach w przeszłości odlesionych, w szczególności na gruntach porolnych, odtwarzający się las wtórny, zarówno gdy odtwarza się spontanicznie, jak i gdy jest sadzony przez człowieka, daleko odbie-

² Naturalny – ‘właściwy naturze, przyrodzie, zgodny z prawami natury, utworzony, powstały, odbywający bez udziału człowieka’ (Słownik języka polskiego – www.sjp.pl)

ga od modelu właściwego dla siedliska typu lasu „naturalnego”. Brakuje w nim tzw. „gatunków starych lasów”, których proces rekolonizacji może być bardzo długotrwały (nawet paręset lat), często jeszcze zależnie od położenia w stosunku do refugium. Wyczuwamy zatem, że las „naturalny” musi spełniać także takie warunki, jak: rodzimy, właściwy dla regionu skład gatunkowy, odpowiedni dla siedliska i we właściwych proporcjach, odpowiednia struktura przestrzenna i troficzna, typowe, „naturalne” powiązania między gatunkami, niekiedy właściwy dla danego siedliska sezonowy reżim stosunków siedliskowych (np. stosunków wodnych). Zatem pojęcie „lasu naturalnego” jest znacznie bogatsze niż to, jakie przyjęło czternaścioro autorów. Mam także zastrzeżenia co do prostej alternatywności podziału na lasy gospodarcze i naturalne, widzę bowiem szereg rozmaitych wariantów, w których kwalifikacja taka byłaby wątpliwa, np. lasu spontanicznie regenerującego, ale wykazującego jeszcze istotne ślady dawniejszego użytkowania albo lasu poddawanego renaturalizacji poprzez działania człowieka czy takiego lasu, który utracił jakiś ważny element (dużego drapieżnika albo roślinożercę), i dopiero działania człowieka mogą ten element przywrócić. Czy gdyby nie udało się restytucja żubra, która przecież nie była procesem naturalnym, można by mówić o „naturalności” Puszczy? Czy Puszcza bez niedźwiedzia może być uważana za „naturalną”? Podana w omawianym artykule definicja prawdopodobnie miała służyć jako argument w bieżącej dyskusji, czyniła bowiem skomplikowane zagadnienie aż nadto prostym: jest pozyskanie drewna – las jest gospodarczy, zaprzestaje się pozyskania – las staje się automatycznie naturalny. Takie uproszczenie jest niewątpliwie zbyt daleko idące i utrudnia rzeczową dyskusję.

Pojęcie starodrzewu

Innym przykładem manipulacji definicjami pojęć podstawowych jest przyjęta dla Puszczy Białowieskiej przez ministerstwo definicja starodrzewu, która zastosowana została w „Planie urzędzenia lasu dla Leśnego Kompleksu Promocyjnego” oraz „Planie Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000”, potocznie zwana „definicją wg Profesora Wesołowskiego”. W skrócie: przyjmuje wiek ponad 100 lat osobników gatunku drzewa, który ma ponad 10% udziału. Definicja ta jest jawnie niezgodna z doniesieniami nauk leśnych, które wskazują początek fazy starodrzewu wyraźnie później, np. w drzewostanach sosnowych około 160 lat. Prawdopodobnie wprowadzający tę definicję zakładali, że od czasu rozpoczęcia intensywnego pozyskiwania drewna w Puszczy w okresie I wojny światowej mija 100 lat, wobec tego drzewostany ponadstuletnie mogą być uważane za naturalnego pochodzenia. To założenie jest jednak co najmniej wątpliwe, przy przyjętych kryteriach bowiem „ponadstuletnie” mogą się okazać niedoręby z czasów I wojny i z okresu działania tzw. Century.

Metodyka przygotowania planów

Przygotowanie planów urządzenia lasu (PUL) dla nadleśnictw i planu zadań ochronnych (PZO) dla obszaru Natura 2000 odbyło się w warunkach narzuconych ograniczeń, których zgodność z wiedzą i praktyka leśną jest co najmniej wątpliwa. Dotyczy to wykluczenia z eksploatacji starodrzewów kwalifikowanych wedle wspomnianego wyżej nowego kryterium, wykluczenia siedlisk wilgotnych, wprowadzenia limitu pozyskania drewna niewynikającego z bilansu w wydzieleniach, lecz z przyjętej arbitralnie i niepoddanej żadnej kalkulacji wielkości. Plany oparte na wadliwych założeniach nie mogą być dobre. Bardzo szybko zweryfikowały to warunki realne, w tym przypadku masowa i wieloletnia gradacja fitofaga (kornika)³. Nieodpowiednie plany w połączeniu z administracyjnymi ograniczeniami interwencji na obszarach chronionych (w rezerwach) uniemożliwiły nadleśnictwom skuteczne przeciwdziałanie tymi metodami, którymi posługują się od lat. Klęska wywołana przez gradację kornika na wielką skalę nie jest „naturalnym procesem”, jej warunki bowiem zostały stworzone przez wcześniejsze o kilkadziesiąt lat działania człowieka (sadzenie świerków w zakresie znacznie większym niżby to wynikało ze specyfiki regionalnej zbiorowisk leśnych) przy równoczesnym uniemożliwieniu w lasach gospodarczych ograniczania gradacji w ostatnich latach. Niewątpliwie za obecny stan Puszczy odpowiada Ministerstwo Środowiska, które przyjęło błędne założenia i nie skorygowało ich na czas (a nawet przeciwnie). Wedle wszelkiego prawdopodobieństwa wynikało to z oparcia się na jednostronnych opiniach niektórych specjalistów ekologów oraz działaczy organizacji ekologicznych.

Czy w Puszczy jest klęska i co z tego wynika?

Alarmujące dane służb leśnych (bardzo liczne) określają aktualną sytuację w Puszczy stanem klęski wynikającej z trwającej już cztery lata gradacji kornika i wskazują na konieczność przeciwdziałania jej. Stan awaryjny widzą także autorzy omawianego artykułu, którzy – co należy podkreślić na ich korzyść – nigdzie nie napisali, że aktualny stan jest efektem „procesu naturalnego”, choć zbytnio bagatelizują zagrożenie. Widzą oni to następująco:

„Trwająca obecnie gradacja kornika drukarza jest z pewnością wielkoskalowym zaburzeniem. Jest ona wynikiem splotu różnych czynników, wśród których niebagatelny udział mają popełnione przed kilkadziesiątoma laty błędy (obsadzenie świerkami znacznych powierzchni lasu). W wyniku tego powstały na dużych obszarach jednowiekowe drzewostany świerkowe, obecnie atakowane przez korniki. Nie jest to jednak najsilniejsza z zarejestrowanych w Puszczy gradacji (Mokrzecki 1923), przetrwa ją 80–90% świerków”.

³ Gdyby doszło do rozszerzania zasięgu parku narodowego, należałoby zrezygnować z tych planów jako podstawy dla planu ochrony parku.

Pominę w tym miejscu zagadnienie, czy zasięg jest katastrofalny (jak uważają leśnicy), czy też to niewielka korekta w ilościowej i wiekowej strukturze populacji świerka w Puszczy (jak chcą wspominani autorzy)⁴. Jeżeli nawet mamy do czynienia z „wielkoskalowym zaburzeniem”, to musimy się zastanowić (w tym miejscu tylko ogólnie), jakie skutki to wywoła, zwłaszcza gdyby takie zaburzenie powtarzało się co jakiś czas, częściowo na skutek braku interwencji. Wielką wartością Puszczy Białowieskiej jest stosunkowo duża stabilność tego układu ekologicznego trwająca przez długi czas. Istnieje możliwość, że stosunkowo stabilny układ Puszczy Białowieskiej przed XX w., potem zdestabilizowany działaniami gospodarczymi w lasach, następnie w miarę lat prowadzony w ramach gospodarki leśnej do odbudowy stabilizacji, teraz stanie się niestabilny na skutek spontanicznych procesów. Przejścia z układów stabilnych do niestabilnych, czyli funkcjonujących w warunkach okresowych zaburzeń, takich jak np. pożary, a w tym przypadku gradacje kornika, są (jak pokazują podręczniki ekologii, np. Krebsa) związane prawie zawsze z obniżeniem różnorodności biologicznej. Ma to miejsce szczególnie wtedy, gdy występuje pewien stopień antropopresji na dany układ, a przecież całkowite wyeliminowanie antropopresji nie jest możliwe. Musimy dodatkowo brać pod uwagę, że układ ekologiczny Puszczy Białowieskiej powinniśmy rozpatrywać w kategorii „wyspy” i stosować teorię wynikającą z „teorii biogeografii wysp”. Wedle tej teorii niestabilność zwiększa wymieranie, przez co obniża się różnorodność gatunkowa. Między innymi z tego powodu nie można dla Puszczy Białowieskiej zastosować modeli ochrony wypracowanych w miejscach, gdzie chroniony obiekt jest fragmentem bardzo rozległych kompleksów leśnych. Puszcza Białowieska jest zbyt mała, zbyt wyjątkowa i zbyt cenna, by można ją wystawiać na ryzyko utraty wartości w wyniku niestabilności, wobec czego czynniki destabilizujące powinny być nawet sztucznie i interwencyjnie ograniczane.

Czy można przyjąć postulaty czternaściora autorów?

W przekazie autorów omawianego artykułu bardzo silnie podkreślony jest postulat, aby całą Puszczę w części obecnie zarządzanej przez Lasy Państwowe objąć ochroną o charakterze ochrony ścisłej, nie tylko bowiem wykluczają oni możliwość działań interwencyjnych w rezerwach (co przecież w określonych sytuacjach i przy zachowaniu odpowiedniej procedury jest prawnie dopuszczalne), ale także w na nowo zdefiniowanych starodrzewach, na siedliskach wilgotnych i bagiennych, a w praktyce, przy niskim limicie pozyskania, wszędzie. Pomysł, aby w lasach administrowanych przez nadleśnictwa zaprowadzić w całości ochronę ścisłą jest wadliwy podwójnie. Po pierwsze nadleśnictwo nie jest odpowiednim administratorem dla obszaru chronionego, takim powinien być park narodowy, a po drugie – nawet w parku narodowym nie wszystkie obszary podlegają ochronie ścisłej. Warto tu zauważyć, że ekosystem lub krajobraz Puszczy Białowieskiej

⁴ Wrywkowe wizje lokalne w Puszczy w pierwszej połowie 2016 r. nie wydają się potwierdzać optymizmu autorów artykułu.

zawiera elementy, które jednoznacznie nie tylko mają pochodzenie antropogeniczne, ale także dla bieżącego utrzymania się wymagają stałej lub okresowej działalności człowieka. Są więc ewidentnie nienaturalne (a więc: gospodarcze?) w znaczeniu przewidzianym przez czternaścioro autorów. Oczywistym przykładem są łąki śródleśne i inne środowiska bezleśne, a także niektóre typy lasu, np. dąbrowy świetliste. Te siedliska mają wielkie znaczenie dla niektórych gatunków (np. dla żubrów albo orlików) i ogólnie bardzo podnoszą różnorodność gatunkową i biocenotyczną Puszczy. Jeżeli „naturalność procesów” rozciągnie się na teren całej Puszczy (np. cała będzie objęta ochroną ścisłą), to zajdą głębokie zmiany, polegające na zaniku takich siedlisk, których skutki prawdopodobnie nawet trudno przewidzieć.

Puszcza powinna być bardzo rozsądnie, delikatnie i, o ile się da, drogą „naturalnych procesów” pielęgnowana, a nie pozostawiona sama sobie w stanie niestabilności, bo tak naprawdę nie wiemy, jaki będzie „stan naturalny”. Przekonanie, że będzie on lepszy od tego stanu, który moglibyśmy wypielęgnować przy przyjęciu dobrego modelu, jest założeniem ideologicznym, opiera się bowiem na niesprawdzalnej przesłance.

Alternatywa dla Puszczy

Zatem podstawowy dylemat odnośnie do Puszczy Białowieskiej jest taki:

- albo zdecydowana większość Puszczy pozostaje lasem gospodarczym, w którym gospodaruje ALP, przy uwzględnieniu zasad rozwoju zrównoważonego, a w szczegółach prawideł przyjętych dla obszarów Natura 2000 i poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych,
- albo całość (lub przynajmniej zdecydowana większość) zostaje objęta zasięgiem Białowieskiego Parku Narodowego i wtedy ochrona przyrody będzie tam miała absolutny priorytet, a realizowana będzie przez służby parku, według wypracowanych już wzorów, przy czym wedle wszelkiego prawdopodobieństwa tylko jej część byłaby objęta ochroną ścisłą, a większość ochroną czynną, niewykluczającą działań polegających między innymi na wycince niektórych drzew.

Rozpatrzmy pokrótce te możliwości.

Możliwość 1. Czy w Puszczy Białowieskiej na trwale planuje się współistnienie parku narodowego z Lasami Państwowymi, wykorzystywanymi gospodarczo? Jeżeli tak, to należy szczególnie poszukiwać możliwości współistnienia gospodarki leśnej, dającej efekty ekonomiczne i społeczne, z ochroną przyrody realizowaną na obszarze Natura 2000 poza obszarami parku narodowego i rezerwatów przyrody, choć z uwzględnieniem uwarunkowań wynikających z ich istnienia. W tym wariantcie oczekiwać należy, że Lasy Państwowe będą gospodarować na tym terenie, wykorzystując najlepsze i sprawdzone metody stosowane w leśnictwie, kierując się potrzebami ochrony przyrody, ale także uwzględniając zagadnienia ekonomiczne oraz potrzeby społeczności lokalnej.

Takie podejście wynika z przyjęcia **zasad rozwoju zrównoważonego** i nie jest ono pozbawione konkretnych argumentów.

W dokumentach Organizacji Narodów Zjednoczonych pojęcie rozwoju zrównoważonego jest definiowane jako: „Zrównoważony rozwój Ziemi to rozwój, który zaspokaja podstawowe potrzeby wszystkich ludzi oraz zachowuje, chroni i przywraca zdrowie i integralność ekosystemu Ziemi, bez zagrożenia możliwości zaspokojenia potrzeb przyszłych pokoleń i bez przekraczania długookresowych granic pojemności ekosystemu Ziemi”.

W Polsce zasada zrównoważonego rozwoju jest zapisana w art. 5 konstytucji RP. W ustawie Prawo ochrony środowiska podana jest następująca definicja zrównoważonego rozwoju: „(...) taki rozwój społeczno-gospodarczy, w którym następuje proces integrowania działań politycznych, gospodarczych i społecznych, z zachowaniem równowagi przyrodniczej oraz trwałości podstawowych procesów przyrodniczych, w celu zagwarantowania możliwości zaspokajania podstawowych potrzeb poszczególnych społeczności lub obywateli zarówno współczesnego pokolenia, jak i przyszłych pokoleń”.

Zrównoważony rozwój (zwany także niekiedy ekorozwojem) określony został 27 zasadami przyjętymi podczas Szczytu Ziemi w Rio de Janeiro w sprawie środowiska i rozwoju (tzw. „Deklaracja z Rio”). Dla dalszego toku narracji przypomnieć można kilka z nich:

1. „Zasada 1 – Istoty ludzkie są w centrum zainteresowania w procesie zrównoważonego rozwoju. Mają prawo do zdrowego i twórczego życia w harmonii z przyrodą.
2. Zasada 4 – Aby osiągnąć zrównoważony rozwój, ochrona środowiska powinna stanowić nierozłączną część procesu rozwoju i nie może być rozpatrywana oddzielnie od niego.
3. Zasada 22 – Ludność tubylcza i ich wspólnoty, a także inne wspólnoty lokalne odgrywają znaczną rolę w zarządzaniu środowiskiem i rozwoju, ze względu na ich wiedzę i tradycję”.

Rozwój zrównoważony jest pojęciem, które zakłada interakcję trzech podstawowych elementów, określanych skrótowo jako: „społeczeństwo”, „**środowisko przyrodnicze**” i „ekonomia”. Interakcje pomiędzy społeczeństwem a ekonomią powinny być „sprawiedliwe”, pomiędzy środowiskiem przyrodniczym a ekonomią „wykonalne”, a pomiędzy społeczeństwem a środowiskiem przyrodniczym „akceptowalne” (lub „znośne”). W naszym przypadku to oznacza, że postulat maksymalnego sukcesu jakiegoś gatunku czy pełnego zachowania jakiegoś siedliska przyrodniczego, nie musi być spełniony. Wystarczy, że będziemy mieli przekonanie o jego trwałości. Przykładowo: populacja dzięcioła trójpalczastego jest obecnie trwała i niezagrożona – to stan zadowalający, choć populacja ta mogłaby być większa. Wedle wszelkiego prawdopodobieństwa stan zadowalający (o ile kryteria nie zostały nadmiernie wyśrubowane) dotyczy aktualnie w Puszczy wszystkich przedmiotów ochrony, poza jedynie gatunkami i siedliskami o antropogenicznych uwarunkowaniach, bo z tymi jest gorzej.

Przyjmując zasady zrównoważonego rozwoju i regułę, że interakcje pomiędzy społeczeństwem a środowiskiem przyrodniczym powinny być „akceptowalne”,

można przyjąć dopuszczalność ograniczonej gospodarki leśnej w Puszczy poza BPN.

Możliwość 2. Czy Puszcza Białowieska (a ściślej jej polska część) ma być docelowo w przyszłości objęta najwyższą formą ochrony, jaką jest park narodowy? Jeżeli tak, to wszystkie działania powinny być temu podporządkowane, w tym także działania gospodarki leśnej, która będzie miała wygasający charakter. Natomiast bezpośrednie działania w biocenozach określi przyszły plan ochrony, wskazujący obszary ochrony ścisłej, obok których będą też tereny, na których drzewostany byłyby ewentualnie przebudowywane ściśle pod kątem najefektywniejszej ochrony czynnej zbiorowisk i siedlisk lub gatunków.

Rozszerzenie parku narodowego odbyło się prawie 20 lat temu, więc ponowne rozpatrzenie możliwości dalszego powiększenia BPN jest w zmieniających się warunkach, zarówno społeczno-ekonomicznych, jak i przyrodniczych – zasadne. Przemawia za tym szereg konkretnych argumentów, które będą bliżej rozpatrzone.

Podstawowe argumenty za rozszerzeniem Białowieskiego Parku Narodowego:

1. Puszcza Białowieska jest obiektem przyrodniczym, którego unikatowa wartość jest niepodważalna, zarówno pod względem przyrodniczym, jak i historycznym, społecznym oraz symbolicznym. Nie ma drugiego takiego obiektu w Polsce, a może i w Europie. Bardzo wyraziście wartość przyrodniczą Puszczy opisują autorzy omawianego artykułu, choć nie używają tego jako argumentu w sprawie rozszerzania parku narodowego. Jest też wiele opracowań szczególnie dokumentujących wartości przyrodnicze. Jednym z ostatnich jest wykonane w Instytucie Badawczym Leśnictwa opracowanie „Potrzeby aktywnej ochrony gatunków i siedlisk w Puszczy Białowieskiej” (Hilszczański 2015). Według piszącego te słowa ze względów przyrodniczych optymalnym rozwiązaniem wydaje się objęcie całej polskiej części Puszczy Białowieskiej (lub przynajmniej głównej jej części, np. bez tzw. Puszczy Ładzkiej, o odmiennej historii) zasięgiem Białowieskiego Parku Narodowego, co postulowane było przez wielu przedstawicieli nauk przyrodniczych i leśnych już przed dwudziestu laty, przy okazji rozszerzania zasięgu BPN.
2. Puszcza Białowieska i poszczególne jej części są objęte różnymi formami ochrony przyrody (ochrona gatunkowa roślin i zwierząt, park narodowy, obszar Natura 2000 PLC200004, liczne rezerваты, LKP, rezerwat biosfery, Obszar Światowego Dziedzictwa UNESCO „Białowieża Forest”), jednak w większości jest formalnie lasem gospodarczym, podległym Lasom Państwowym. W tym stanie rzeczy sytuacja prawna poszczególnych części Puszczy Białowieskiej jest nad wyraz skomplikowana i prowadzi do konfliktów oraz zasadniczo utrudnia zarówno ochronę przyrody, jak i gospodarkę leśną. Zdecydowanie poprawiłoby sytuację w tym zakresie objęcie całej Puszczy zasięgiem parku narodowego jako najwyższej przewidzianej prawem polskim formy ochrony przyrody. Cała Puszcza zyskałaby jednego administratora w miejsce wielu.
3. Dla parku narodowego jako całości Puszczy Białowieskiej można by stworzyć spójny plan ochrony poszczególnych dóbr przyrodniczych oraz wykorzystania dla celów społecznych, co obecnie nie jest (?) możliwe. Określono by przy

tym, co i w jakim zakresie jest najważniejsze – ochrona aktualnego stanu, w tym ukształtowanej przez dotychczasowy rozwój różnorodności biologicznej i krajobrazowej (konsekwencją jest ochrona czynna wielu elementów, np. łąk, zanikających dąbrów świetlistych, zanikających stanowisk niektórych gatunków itp.), czy też stworzenie warunków do maksymalnie spontanicznych procesów ekologicznych, co z kolei prowadziło do uproszczenia struktury krajobrazowej (np. zaniku łąk), a także do niekontrolowanych zjawisk powodujących niestabilność ekosystemów w niektórych sytuacjach (np. gradacji fitofaga, wchodzenia gatunków inwazyjnych i in.).

4. Powiększony park narodowy otrzymałby nowy plan ochrony (a materiałów do tego jest już bardzo dużo), który różnicowałby poszczególne części w zakresie statusu ochrony i jej celów. Ochrona ścisła wcale nie musiałaby obejmować całości terenu. Jestem przekonany, że przewidziane byłyby także obszary poddane ochronie częściowej i krajobrazowej (np. śródleśne łąki). Na terenach poddanych ochronie częściowej mogłyby być realizowane zarówno potrzeby ochrony naturalnych procesów biocenotycznych, jak i konkretne działania na rzecz podtrzymywania różnorodności biologicznej powstałej przez historyczny rozwój, renaturalizacji odkształconych dawniejszą gospodarką lasów poprzez przebudowę ich drzewostanów oraz inne. Plan przewidywałby także, jakie powinny być adekwatne działania na wypadek klęsk, takich jak gradacja kornika. Jest wysoce prawdopodobne, że odpowiedzialny plan ochrony przewidywałby takie działania, które obecnie są kontestowane przez „ekologów”, gdy wykonują je nadleśnictwa.
5. Puszcza Białowieska od czasów niepamiętnych była wykorzystywana gospodarczo, a o prowadzonych w niej działaniach decydowały potrzeby władców. Przez czas długi główną potrzebę stanowiło utrzymywanie bogatego stanu grubej zwierzyny łownej. Ta potrzeba tylko w niewielkim stopniu była przeciwna dla naturalnego charakteru leśnych ekosystemów, i to ona zdecydowała o podstawowym kształcie Puszczy, który utrzymał się do czasów współczesnych jako pozostałość po lesie pierwotnym⁵. W późniejszych czasach coraz większą rolę zaczęto przypisywać pozyskiwaniu drewna (szczególnie w okresie I wojny światowej oraz w początkach lat 20.). Miało to zasadniczo negatywne następstwa dla naturalnego charakteru leśnych ekosystemów, choć mogło przyczyniać się także do pewnego wzbogacenia różnorodności biologicznej. Masowe wyręby w Puszczy w początkach odrodzonej polskiej państwowości podyktowane były katastrofalną sytuacją państwa, które walczyło o byt ekonomiczny. Także późniejsze masowe, choć coraz bardziej ograniczane, wyręby mogły być uzasadnione palącymi potrzebami państwa polskiego oraz miejscowej społeczności. Zmiany ekonomiczne i społeczne, jakie mamy za sobą, znacznie ograniczyły potrzeby eksploatacji Puszczy w daw-

⁵ Pojęcie „pierwotności lasu” jest nad wyraz dyskusyjne, przy bliższym poznaniu bowiem trudno jest wskazać taki realny okres w przeszłości, kiedy z jednej strony działalność człowieka była nieistotna, a z drugiej inwentarz flory i typów zbiorowisk był porównywalny z aktualnym.

⁶ Pojęcie „naturalności” jest również dyskusyjne od strony ekologicznej; tu używam go w dotychczasowym czy też potocznym rozumieniu.

- niejszym rozumieniu. Według opinii prezentowanej przez RDLP trzy puszczańskie nadleśnictwa muszą być dotowane, ich wynik finansowy jest bowiem ujemny. Powstaje zatem pytanie o uzasadnienie ekonomiczne dla trzymania się formuły lasów gospodarczych w administracji LP. Być może (problem dla ekonomistów) rozszerzenie parku narodowego nie musi być odrzucone ze względów ekonomicznych. Ustanowienie parku narodowego nie oznacza bowiem zaprzestania w nim jakiejkolwiek działalności, nawet i takiej, która przynosi korzyści ekonomiczne (patrz inne parki narodowe). Równocześnie w coraz większym stopniu działania o charakterze gospodarczym w regionie przesuwają się od wyrębu i przerobu drewna ku innym formom działalności.
6. Należy wziąć pod uwagę, że w ciągu dziesięcioleci zmieniają się potrzeby społeczne i rozwiązania organizacyjne powinny być do nich dopasowane. W ostatnich dziesięcioleciach znacznie wzrosło w społeczeństwie poczucie odpowiedzialności za stan przyrody oraz potrzeba mniej lub bardziej bliskiego kontaktu (choćby na ograniczonych obszarach) z układami ekologicznymi prezentującymi warunki o charakterze naturalnym. Idzie za tym wiele ludzkich aktywności, takich jak turystyka kwalifikowana, działania niezależnych organizacji i inne. Objęcie całej Puszczy zasięgiem parku narodowego może być odpowiedzią na wiele tych wyzwań.
 7. Bardzo istotne jest zmienianie się społecznych nastrojów. Z moich doświadczeń wynika, że bardzo wielu obywateli naszego kraju, zwłaszcza młodych, w „sporze o Puszcę Białowieską” przychylił się do stanowiska tzw. ekologów, ich argumenty bowiem znajdują u nich zrozumienie lub częściej oddźwięk w sferze uczuć i hierarchii wartości. Wynika to w pewnym stopniu z niskiej wiedzy o konkretnych (często specjalistycznych) zagadnieniach i trudności w ocenie argumentów obu stron, zwłaszcza gdy bardzo jednostronni dziennikarze (np. AW z „Gazety Wyborczej”) prezentują problemy Puszczy jako spór zachłannych gospodarczo leśników oraz obrońców przyrody o wielkiej wiedzy i czystych intencjach. Czy tak jest w istocie, to sprawa całkiem inna. W nastrojach społecznych nie wszystko daje się wyjaśnić i przewidzieć, ale rozszerzenie parku narodowego (zwłaszcza gdy jest uzasadnione innymi argumentami) byłoby zgodne ze społecznymi nastrojami, których ogólnie pozytywnego wydźwięku nie zamierzam kwestionować.
 8. Problem Puszczy Białowieskiej ma bardzo duże znaczenie wizerunkowe. Niewątpliwie w aktualnym stanie wizerunek Lasów Państwowych, leśników, Ministerstwa Środowiska i jego kierownictwa, a także naszego kraju doznał znaczącego uszczerbku, co stwierdzam ze smutkiem, w moim przekonaniu bowiem dla ochrony przyrody jest niewątpliwie niekorzystne przeciwstawianie celów ochrony przyrody praktyce leśnej, która w ogromnym stopniu formuje ekosystemy leśne naszego kraju. Obawiam się także o wizerunek Polski. Przez wiele dziesięcioleci mogliśmy się wręcz chwalić instytucjonalną ochroną od prawie 100 lat Puszczy Białowieskiej jako „pierwotnego lasu Europy”, a teraz jesteśmy zmuszeni do udzielenia odpowiedzi na postawione zarzuty przez uprawnioną do tego Komisję Europejską. Zarzuty są według mnie nieuzasadnione, ale to między innymi postępowanie resortu sprzed lat paru doprowa-

dzilo do powstania konfliktowej sytuacji. Moim zdaniem wprowadzanie ograniczeń dla gospodarki leśnej na podobieństwo obszarów ochrony ścisłej na terenie formalnie gospodarczych lasów państwowych nie jest właściwe. Przy tym ograniczenia te wprowadzone zostały w innej postaci niż w ramach planu urządzenia lasu. Taka sytuacja niezgodności praktyki ze stanem prawnym prędzej czy później musiała doprowadzić do poważnego konfliktu. Gradacja kornika i jej następstwa są raczej efektem niż przyczyną chorobliwej sytuacji, która nas kompromituje. Jako wyjście widzę rozpoczęcie prac nad przygotowaniem projektu zasadniczego rozszerzenia parku narodowego i określenie realnej perspektywy czasowej w tym zakresie (tzw. „mapy drogowej”). Jasne pokazanie kroków do wykonania powinno poprawić wizerunek kraju.

Jeżeli wnioski te trzeba by ubrać w hasło na demonstracji lub plakacie, sformułowałbym je następująco: „Park narodowy – tak! Pełna ochrona ścisła na całym terenie – nie!”

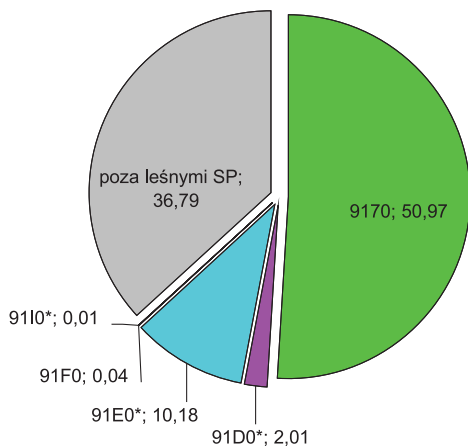
Leśne siedliska przyrodnicze Puszczy Białowieskiej

W rozporządzeniu Ministra Środowiska z 16 maja 2005 r. w sprawie typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000 wymienionych jest 76 typów siedlisk przyrodniczych, a wśród nich 18 typów siedlisk leśnych. Informację o występowaniu typów siedlisk przyrodniczych w Puszczy Białowieskiej zawiera podstawowy dokument, jakim jest Standardowy Formularz Danych (tzw. SDF) dla Obszaru Natura 2000 PLC 200004 „Puszcza Białowieska”. Wymienia on 12 typów siedlisk przyrodniczych, a wśród nich jest pięć typów będących zbiorowiskami leśnymi:

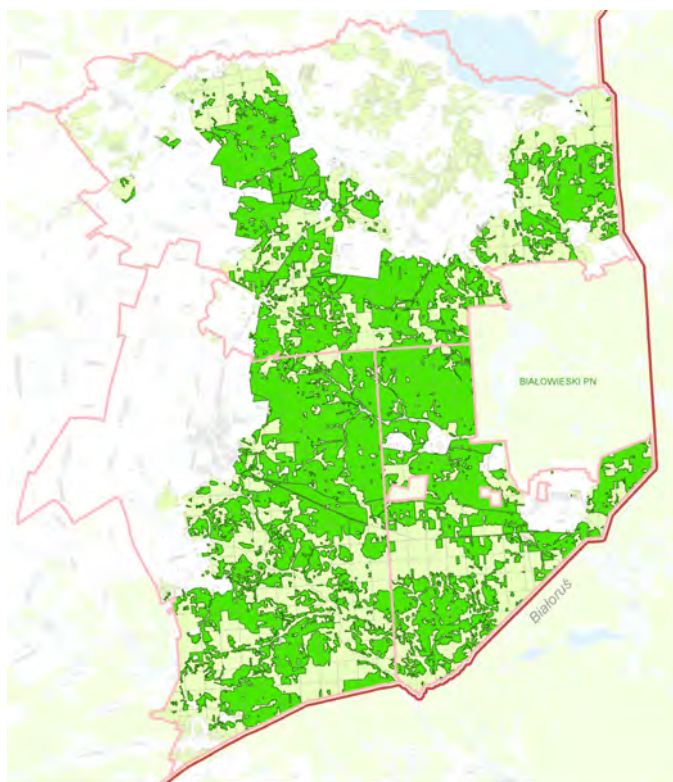
- 9170 – grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum*, *Tilio-Carpinetum*),
- 91D0 – bory i lasy bagienne (*Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, *Pino mugo-Sphagnetum*, *Sphagno girgensohnii-Piceetum* i brzoźowo-sosnowe bagienne lasy borealne),
- 91E0 – łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albo-fragilis*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae*, olsy źródliskowe).
Wyraźnie mniejsze znaczenie ma siedlisko:
- 91F0 – łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*),
a zdecydowanie niewielkie siedlisko priorytetowe:
- 91I0 – ciepłolubne dąbrowy (*Quercetalia pubescenti-petraeae*).

W przyjętym rozporządzeniu Ministra Środowiska z 7 listopada 2014 r. planie ochrony dla Białowieskiego Parku Narodowego w punkcie 1.2.1 stwierdzono, że celem ochrony ekosystemów leśnych jest utrzymanie właściwego stanu ochrony siedlisk przyrodniczych Natura 2000: 9170, 91E0 i 91D0.

Na Obszarze Natura 2000 PLC200004 „Puszcza Białowieska”, w części poza BPN, która obejmuje zgodnie z projektem Planu Zadań Ochronnych (PZO) 52630,28 ha, co stanowi 83,3% całego obszaru, stwierdza się udział poszczególnych leśnych siedlisk przyrodniczych, jak na rycinie 1.



Ryc. 1. Udział [%] leśnych siedlisk przyrodniczych na Obszarze Natura 2000 „Puszcza Białowieża”. Dane z projektu zarządzenia w sprawie ustanowienia PZO Puszcza Białowieża. Dotyczy obszaru z wyłączeniem BPN



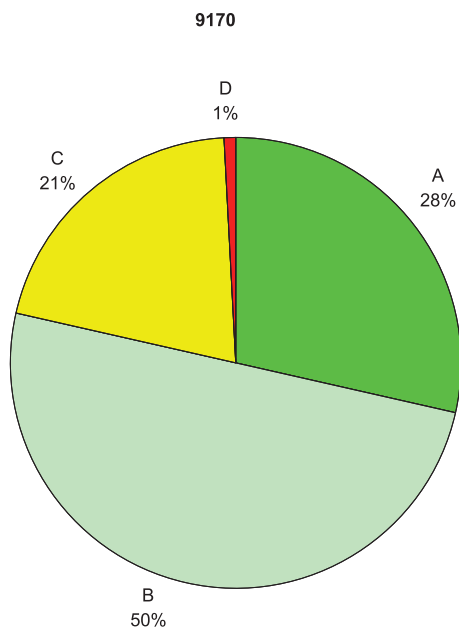
Ryc. 2. Zasięg siedliska przyrodniczego 9170 w trzech nadleśnictwach wchodzących w skład Leśnego Kompleksu Promocyjnego Puszcza Białowieża

Widoczna jest ogromna rola siedliska 9170 w pokrywie roślinnej Puszczy Białowieskiej. To mniej więcej połowa całego obszaru! Siedlisko 9170 jest dość równomiernie rozmieszczone na terenie Puszczy Białowieskiej (ryc. 2). Szczególnie zwarte jego fragmenty zajmują północne części Nadleśnictw Białowieża i Hajnówka. Razem z Białowieskim Parkiem Narodowym obszary te stanowią jądro lasów grądowych Puszczy Białowieskiej, wobec czego powinny tam być traktowane w sposób szczególny.

Analizując stan siedlisk przyrodniczych w lasach gospodarczych Puszczy Białowieskiej, stwierdza się na podstawie danych z PUL dla LKP, że siedlisko 9170 w znacznej części odbiega od stanu dobrego (ryc. 3).

Prawie dokładnie połowa powierzchni siedliska 9170 zakwalifikowana została pod względem stanu zachowania do kategorii B (dobry). Powierzchnia płatów o stanie zachowania A (doskonały) jest większa (ale niezbyt wyraźnie) od kategorii C (średni lub zdegradowany). Pokazuje to, że siedlisko 9170 wymaga niewątpliwie poprawy (przynajmniej na 1/5 zasięgu), i to na znacznych powierzchniach, jest to bowiem siedlisko bardzo rozpowszechnione i bezwzględna powierzchnia płatów odkształconych jest duża. Zasięg siedliska o stanie zachowania C wynosi ponad 5588 ha. Wart uwagi jest także rozkład przestrzenny płatów o różnym stanie, co przedstawiono na rycinie 4.

Widoczna jest koncentracja płatów o małym odkształceniu w centralnej części obszaru w pobliżu BPN oraz w kilku rejonach Nadleśnictwa Browsk. Przestrzen-



Ryc. 3. Udział [%] klas określających stan zachowania siedliska przyrodniczego 9170 zamieszczony w planie urządzenia lasu dla trzech nadleśnictw wchodzących w skład Leśnego Kompleksu Promocyjnego Puszcza Białowieska

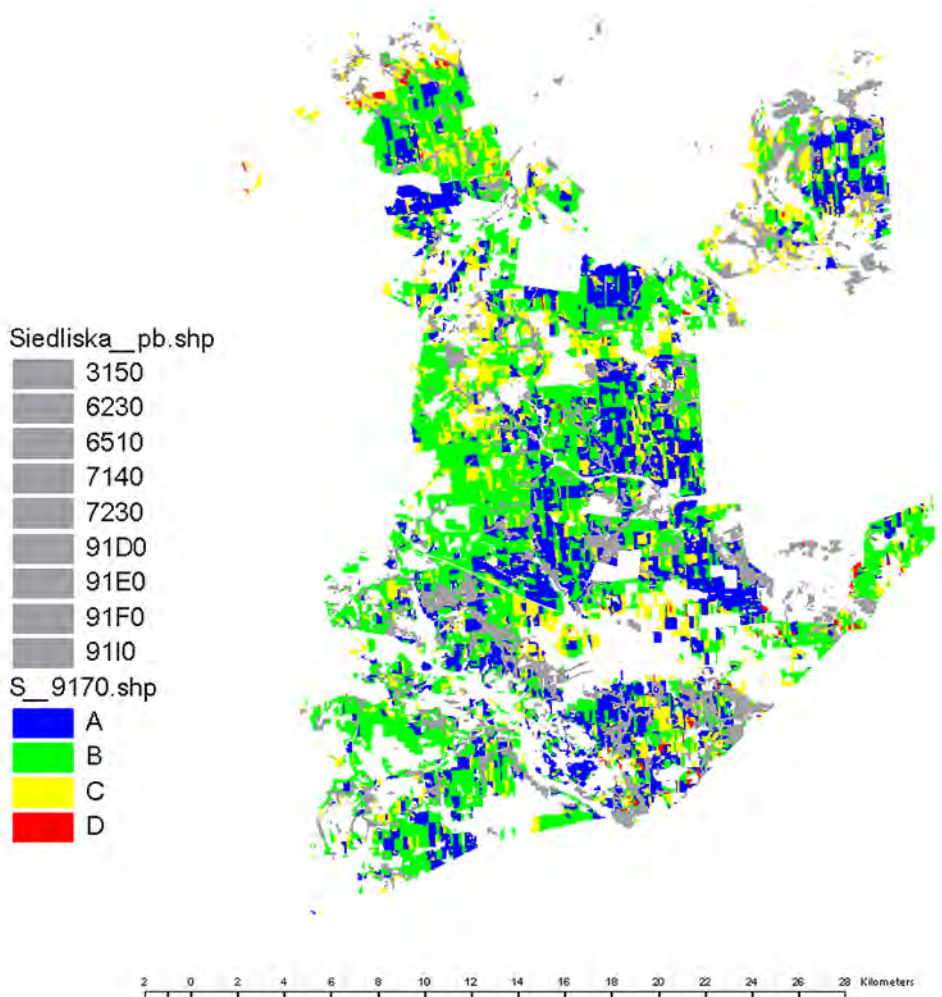
ny rozkład płatów o różnym stopniu zachowania, wykazujący skupianie się pewnych kategorii, nasuwa wniosek o możliwym zróżnicowaniu podejścia do siedliska w poszczególnych częściach Puszczy i zaproponowaniu nieco odmiennych strategii jego ochrony w różnych strefach. Przy planowaniu tego typu rejonizacji należałoby w sposób oczywisty brać pod uwagę zasięg form ochrony przyrody, tj. głównie rezerwatów.

Nieco inny obraz stanu ochrony przedmiotu ochrony siedlisko 9170 wyłania się z tabeli 1.

W PZO ogólna ocena stanu siedliska 9170 została przyjęta jako niezadowolająca (U1). Jest to wynik zaskakujący, w powszechnej opinii przyrodników bowiem grądy Puszczy Białowieskiej stanowią niejako wzorzec dla tego rodzaju zbiorowisk w całej Europie środkowowschodniej. Oczywiście dotyczy to głównie grądów w BPN, ale i tak obniżona ocena w lasach poza Parkiem nie jest zrozumiała sama przez się. Trzeba bowiem pamiętać, że normy ocen siedlisk Natura 2000 powinny być przystosowane nie tyle do terenów poddanych ochronie ścisłej, ile do terenów, na których jest prowadzona prawidłowa gospodarka leśna, dopuszczająca także eksploatację drzewostanów. Z tabeli tej widać, że to ocena struktury i funkcji jest odpowiedzialna za obniżenie oceny ogólnej. Spośród zastosowanych dziewięciu wskaźników tego parametru pięć ocenionych zostało na U1 (stan niezadowolający), a pozostałe na FV (stan właściwy). Wśród tych, które mają obniżoną ocenę, są: „gatunki dominujące”, „inwazyjne gatunki obce w runie”, „martwe drewno”, „wiek drzewostanu” i „pionowa struktura roślinności”.

Tabela 1. Siedlisko 9170 – stan ochrony przedmiotu ochrony objęty Planem Zadań Ochronnych dla obszaru Natura 2000 „Puszcza Białowieska”

Parametr stanu	Wskaźnik	Ocena stanu ochrony wg skali FV, UI, U2	Ogólna ocena stanu ochrony siedliska wg skali FV, UI, U2
Powierzchnia siedliska		FV	
	Gatunki charakterystyczne	FV	
	Gatunki dominujące	U1	
	Gatunki obce geograficznie	FV	
	Inwazyjne gatunki obce w runie	U1	
Struktura i funkcje	Martwe drewno	U1	U1
	Wiek drzewostanu	U1	
	Pionowa struktura roślinności	U1	
	Naturalne odnowienie drzewostanu	FV	
	Zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna	FV	
Perspektywy ochrony		FV	



Ryc. 4. Przestrzenne rozmieszczenie klas określających stan zachowania siedliska przyrodniczego 9170 zamieszczony w planie urządzenia lasu dla trzech nadleśnictw wchodzących w skład Leśnego Kompleksu Promocyjnego Puszcza Białowieża

Niektóre szczegółowe zagadnienia działań ochronnych w siedlisku 9170 wobec kłęski kornika drukarza

Niemal we wszystkich typach zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieżskiej świerk jest naturalnym elementem drzewostanów, ale jego rola w poszczególnych typach jest różna, tylko w przypadku 3–4 zespołów leśnych świerk może być zaliczony do tzw. charakterystycznej kombinacji gatunków, a w przypadku dwu zespołów leśnych jego rola jest zdecydowanie dominująca. Wyraźnie większa jest rola

świerka w lasach gospodarczych, gdzie na wielu siedliskach jego duży udział jest następstwem wyrębów z XX w. (zwłaszcza tych z okresu I wojny światowej i lat 20.) i nasadzeń tym gatunkiem dokonywanych w ramach gospodarki leśnej. Jak się sądzi, rola świerka w zbiorowiskach leśnych Puszczy, nawet tych w rezerwach ścisłych i PN, może w przyszłości zmniejszać się, na co wpływ będzie miała ekspansja gatunków liściastych (zwłaszcza grabu), a być może także ocieplenie klimatu. Gradacja kornika stanowi niewątpliwie poważne i gwałtowne naruszenie układu przyrodniczego, jaki jest znany do tej pory. Świerk jest masowo atakowany zarówno na siedliskach, gdzie jego duża rola jest wynikiem działalności człowieka, więc można by go traktować jako element „niepotrzebny” (grądy, łęgi, olsy), jak i na siedliskach, gdzie jego rola jest biocenotycznie ważna (bory, bory mieszane, borealne świerczyny).

Wypadanie świerka z drzewostanów zmienia cały ekosystem Puszczy, przy czym masowość i gwałtowność tego procesu powoduje w efekcie degenerację fitocenozy, która trwać będzie dłużej lub krócej, zależnie od siedliska i okoliczności.

Pozostawienie martwych drzew świerka na miejscu, w przypadku siedliska 9170 oraz innych eutroficznych, spowoduje opóźnienie procesu regeneracji, na skutek zmian w środowisku glebowym (próchnica nakładowa, zakwaszenie). Redukcję pozostawionego martwego drewna w ekosystemie grądowym spowodować może dopiero pożar. Powstaje pytanie: przeciwstawiać się temu w sposób aktywny czy pozostawić to siłom natury, które prędzej czy później doprowadzą do stanu równowagi?

W najważniejszym (bo najbardziej rozpowszechnionym) zespole grądu naturalna jest (jak się przyjmuje) domieszka świerka w drzewostanie, ale gatunek ten nie należy do tzw. charakterystycznej kombinacji gatunków. Dominacja świerka w drzewostanie na tym siedlisku jest wynikiem zniekształceń wywołanych dawniejszą działalnością człowieka. Renaturalizacja drzewostanu w grądzie mogłaby być dokonywana poprzez ograniczenie udziału tego gatunku w drzewostanach, co mogłoby być wykonywane w połączeniu z ograniczaniem skutków gradacji kornika. Nie ma przy tym znaczenia wiek drzewostanu i zmniejszanie udziału świerka mogłoby być wykonywane także w drzewostanach starszych niż 100 lat, zarówno w sytuacji, gdy to świerk jest w wieku ponad 100 lat, jak i wtedy, gdy ponadstuletni jest drzewostan tworzony przez inny gatunek.

Pozostawianie dużych ilości martwych pni (stojących i leżących) świerka na siedliskach grądów (np. zamarłych na skutek gradacji kornika) nie jest uzasadnione przyrodniczo. Zapas martwego drewna, niewątpliwie w jakimś stopniu konieczny, powinien być pod względem gatunkowym w ogólnym zarysie zgodny z naturalną (optymalną) kombinacją drzewostanów żyjących, nadmiar rozkładającego się drewna szpilkowego będzie bowiem czynnikiem zmieniającym warunki glebowe, a pewnie także biocenotyczne. Ta zmiana raczej opóźni i zdeformuje, niż przyspieszy, naturalne procesy regeneracji fitocenozy, choć, ogólnie biorąc, na siedliskach grądowych prawdopodobnie nie spowoduje trwałej degradacji. Można zakładać, że usunięcie zamierających lub zamarłych świerków z lasów grądowych raczej przyczyni się do ich regeneracji niż spowoduje degenerację.

Znaczna część gatunków runa grądów, w tym istotne dla tego zbiorowiska geofity, potrzebuje gleby z dobrze rozłożoną próchnicą typu mul, a nie próchnicy nakładowej. Zatem duże ilości ściółki iglastej i martwego drewna iglastego mogą je ograniczać. Wobec tego za być może ryzykowne należy uznać pozostawianie dużych ilości zamartłych świerków na siedliskach innych niż typowe świerczyny (świerczyna na torfie, bór mieszany dębowo-świerkowy).

Sztuczne odnowienia gatunkami właściwymi dla typu siedliskowego lasu i zespołu roślinnego może przyspieszyć proces renaturalizacji biocenoz grądów, dzięki czemu ocena ich stanu według klasyfikacji siedlisk Natura 2000 mogłaby wzrosnąć (obecnie U1, docelowo FV). Uniknięto by także ryzyka zdominowania drzewostanów przez 1–2 gatunki o największej zdolności konkurencyjnej (głównie grab). Z drugiej strony każda działalność polegająca na formowaniu biocenoz opiera się na wizji, jaką się ma odnośnie do docelowego stanu za lat 100 i więcej, zwłaszcza przy niepewności dotyczącej wpływu zmian klimatycznych na poszczególne typy zbiorowisk leśnych. Dla wizji tej jest bardzo istotne, czy zakłada się trwałość gospodarki leśnej w Puszczy. Czy odnowienia będą w przyszłości pielęgnowane? Tylko w warunkach trwałej gospodarki leśnej sensowne wydaje się sztuczne odnawianie drzewostanów.

Oczywiście możliwe jest postawienie na naturalną regenerację zbiorowisk i ekosystemów, co prawdopodobnie byłoby stosowane na znaczną skalę, gdyby rozszerzono zasięg parku narodowego. Liczyć się jednak należy z tym, że na tej drodze renaturalizacja może przebiegać wolniej (choć niewątpliwie taniej) oraz że może pociągnąć za sobą spadek różnorodności biologicznej, układy pod słabym wpływem człowieka są bowiem bogatsze niż w pełni naturalne. Zatem zaniechanie działań odbija się na różnorodności. Postawić można pytanie: Co ważniejsze: „naturalność” czy „różnorodność” biocenoz?

Literatura

- Hilszczański J. (red.) 2015. Potrzeby aktywnej ochrony gatunków i siedlisk w Puszczy Białowieskiej. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary (manuskrypt).
- Wesołowski T., Kujawa A., Bobiec A., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Engel J., Falkowski M., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Nowak S., Orczewska A., Mysłajek R.W., Walankiewicz W. 2016. Spór o przyszłość Puszczy Białowieskiej: mity i fakty. Głos w dyskusji. www.forestbiology.org (2016), Article 1: 1–12.

Ekosystemy leśne to także dynamicznie zmieniające się populacje zwierzyny

Maciej Skorupski

*Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań, maskorup@up.poznan.pl*

Ekosystemy leśne składają się z wielu elementów, z których często w potocznym rozumieniu wyłącza się świat zwierzęcy. Gdy mówimy o lasach sosnowo-dębowych, od razu przed oczami staje nam las mieszany, z potężnymi dębami i często górującymi nad nimi sosnami. O wiele mniej osób ujrzy oczyma wyobraźni taki las z bujnym podszytem lub w różnych stadiach rozwoju, a zwykle tylko specjaliści i pasjonaci wiążą definicję tego lasu z roślinnością zielną, stanowiącą najważniejszy składnik runa leśnego. Ale znam też osoby, którym hasło lasu sosnowo-dębowego kojarzyć się będzie z bardzo bogatym światem bezkręgowców glebowych, praktycznie niezauważalnych dla zwykłego śmiertelnika. Wśród leśników i przyrodników spotkamy również osoby potrafiące jednym tchem wymienić całe listy owadów szkodliwych, zamieszkujących takie lasy. Ale (poza myślami) w obrazie lasu brakuje nam zwykle dużych ssaków, bo wydaje nam się, że ich tam nie ma. Oczywiście, że są, ale prowadząc skryty tryb życia, są zwykle niewidoczne w godzinach pobytu w lesie przeciętnego człowieka. Niestety ten element behawioru, szczególnie jeleni szlachetnych, wprowadza w błąd nawet przez lata polujących na nie myśliwych, którym trudno jest zaakceptować fakt, że w XXI w. obserwujemy znaczący wzrost zagęszczenia populacji niektórych gatunków kopytnych, zwłaszcza w rejonach północnej i południowo-zachodniej Polski. Jest wiele przyczyn, które doprowadziły do niespotykanego wcześniej wzrostu zagęszczenia łosi i jeleni, a wpływ tego zjawiska obserwujemy zarówno w postaci zwiększonych szkód od zwierzyny w lasach, powodujących duże problemy w hodowli lasu, jak i wzrostu nakładów na ochronę lasu przed zwierzyną.

Podstawową przyczyną przegęszczenia populacji sarny, dzika, a przede wszystkim jelenia, jest fakt, że myśliwi niezbyt intensywnie polują i wykonują dużo mniejszy odstrzał zwierzyny, niż wynosi jej coroczny przyrost. Tak więc paradoksalnie można stwierdzić, że myśliwi, chroniąc zwierzynę przed normalną eksploatacją, doprowadzili do wzrostu zagęszczenia niektórych gatunków. Bo nie ma wątpliwości, i zostało to wielokrotnie potwierdzone, że człowiek bez trudu potrafi eliminować gatunki dużych kręgowców z otaczającego środowiska. Nawet w dzisiejszych czasach są kraje, w których naturalnie występujące jelenie są tak nieliczne, że rzeczywiście objęto je ochroną w celu odrestaurowania tego gatunku. W przypadku łosia należy zwrócić uwagę, że moratorium, zawieszające polowania na ten gatunek łowny, trwa już kilkanaście lat. Stan populacji gatunku

znacząco przekracza najwyższe znane liczebności z końca XX w., a jednak nadal nie podjęto decyzji o przywróceniu gospodarki łowieckiej wobec łośi, mimo bardzo wysokich i dotkliwych szkód, które wyrządzają w środowisku leśnym.

W wyniku prowadzonych w naszej Katedrze badań telemetrycznych uzyskaliśmy odpowiedź, dlaczego mimo dużej liczebności zwierzyny tak trudno ją dostrzec w otaczającym nas środowisku. Okazało się, że łanie jelenia rzadko opuszczają środowisko leśne, nawet kiedy korzystają z suto zastawionego stołu na polach uprawnych. W ciągu roku tylko 10–15% czasu spędzają poza lasem, i to zwykle nocą. W przypadku jeleni byków ten czas jest jeszcze krótszy i oscyluje między 5 a 10% i też prawie wyłącznie po zachodzie słońca. No, ale myśliwi, spędzający wiele przełomów nocy i dnia, a często i całe noce w lesie, powinni mieć możliwość regularnego obserwowania wszystkich jeleni występujących na terenie ich łowiska. Najcelniejszą odpowiedzią, potwierdzającą ten skryty tryb życia, są najcenniejsze trofea byków łownych o medalowych porożach. Na pierwsze pytanie, czy myśliwi, który pozyskał takiego byka łownego (który spełnił już swoje zadanie reprodukcyjne, a jeszcze wytworzył bardzo duże poroże), zna „swoje” jelenie na miejscowym łowisku, odpowiada, że tak. Często nawet, że jest w stanie prawie co do sztuki podać ich liczbę i rozmieszczenie. Drugie pytanie, brzmiące: „skoro tak i skoro wszyscy myśliwi obserwowali przez ostatnie pięć lat tego wspaniałego medalowego byka, jak to się stało, że jemu udało się go pozyskać, a nie innemu myśliwemu?”, spotyka się z ostrym zaprzeczeniem, że nikt go dotychczas nie widział, a ów myśliwy miał szczęście (zwykle na rykowisku go usłyszeć i podejść) i cała obserwacja do podjęcia decyzji o prawidłowym odstrzale selekcyjnym zazwyczaj trwa około kilkudziesięciu sekund. A więc gdzie wcześniej spędził ten byk swoje 11–12 lat życia, skoro nikt go nie widział? Jest to kolejny ważny element układanki, która doprowadziła do tej wyjątkowej sytuacji naszego zwierzostanu.

Następna ważna przyczyna to zlecenie mniej więcej przed 40 laty oszacowania tak zwanej pojemności żywieniowej łowiska. Zespół najlepszych polskich naukowców przygotował bardzo szczegółową analizę, opisującą dostępny dla zwierzyny żer w lesie i jego wartość energetyczną, którego pobranie nie powodowało szkód. Musimy sobie przypomnieć, że w latach 70. ubiegłego wieku dominowały w odnowieniach niegrodzone uprawy sosnowe, a wyliczona z dużą ostrożnością średnia pojemność łowiska leśnego w przybliżeniu na około 80 osobników jeleni na 1000 ha lasu mogłaby z powodzeniem zostać zastosowana i dzisiaj. Niestety, wyniki badań przechodzące przez szczeble urzędnicze doznały istotnej metamorfozy i przyjęte (prowizorycznie?) wskaźniki 15–35 jeleni na 1000 ha leśnej powierzchni obwodu (w wyjątkowych przypadkach 50) obowiązują do dzisiaj.

Na początku lat 90. XX w. zaobserwowano silnie rosnące szkody w lesie i oszacowano, że doszło do znacznego wzrostu zagęszczenia populacji jelenia szlachetnego. Podjęta wówczas decyzja o redukcji tego gatunku doprowadziła do znaczącego zmniejszenia stanu liczebności jeleni, ale też bardzo mocno odbiła się na strukturze wiekowej jeleni byków i przez długie lata prowadzono odbudowę najstarszej, trzeciej klasy byków, które po wypełnionej misji prokreacyjnej mogą być pozyskiwane bez uszczerbku dla kondycji genetycznej populacji. Jednak

odradzające się populacje jelenia trafiły na inne czasy. Wprawdzie dopuszczalne zagęszczenia wciąż się zgadzały w sprawozdawczości, ale tym razem pojawiające się coraz częściej szkody w uprawach i młodnikach neutralizowane były coraz to nowymi metodami ochrony przed zwierzyną, wśród których grodzenie stało się rozwiązaniem pojawiającego się problemu. Jednakże koszty te zaczęły gwałtownie rosnąć, a środowisko leśne znacząco przekształcać na dotychczas nieznanie: lasy trudne do przejścia dla zwierzyny i człowieka ze względu na liczne grodzenia, z dużą powierzchnią odnowień i młodników niedostępnych dla dużych roślinożerców. Czy to znaczy, że wszechobecne płoty w lesie są wynikiem wyłącznie wyższych stanów populacji zwierzyny? Odpowiedź brzmi nie, a dokładnie – nie tylko. Musimy wrócić do ważnej cezury, jaką jest rok 1996, kiedy w naszych lasach rozpoczęła się era, w której leśnicy, pochylając się nad biotopem, określają, jaką wprowadzić biocenozę i potem właśnie taką tam wprowadzają. Proces zwany potocznie przebudową drzewostanów całkowicie wyrzucił do góry nogami poprzednio istniejącą erę wykorzystywania gatunków iglastych, zwykle w formie monokultur, w celu maksymalizacji produkcji drewna. Bo trzeba zdać sobie sprawę, że w bezmiarze sosny przygotowane gniazdo z posadzoną dębem, jeśli nie będzie ogrodzone, to padnie łupem pojedynczych saren, wprawdzie przez kolejne kilka lat, ale będzie to uprawa nie do wyprowadzenia. W takich więc przypadkach to nie ochrona przed nadmiernie przegęszczoną zwierzyną determinuje wykorzystanie grodzień, ale nasza decyzja gospodarcza o podjęciu trudu kreowania dla przyszłych pokoleń bardziej trwałych, zrównoważonych i biologicznie zróżnicowanych drzewostanów. To ważny aspekt w dyskusji o wysokich kosztach ochrony lasu przed zwierzyną, gdyż patrząc z przedstawionej powyżej perspektywy, należy stwierdzić, że jest to kolejny koszt ochrony środowiska leśnego ponoszony przez Lasy Państwowe dla społeczeństwa, a działania te oparte są na rzetelnych badaniach naukowych.

Obecnie zarówno Polski Związek Łowiecki, jak i Lasy Państwowe oraz Ministerstwo Środowiska wyraźnie wskazują na konieczność ponownego opracowania tych kryteriów, więc niebawem będziemy pewnie mieli bardziej zbliżone do rzeczywistości wskaźniki pojemności łowiska. Ale dopóki obowiązują stare, czy należy się dziwić, że wszędzie w sprawozdaniach są one utrzymywane? W końcu jedynym sposobem podważenia wyników tak zwanych „całorocznych obserwacji” byłaby bezpośrednia wielkopowierzchniowa inwentaryzacja zwierzyny, która jest przedsięwzięciem trudnym, a dodatkowo przy zagęszczeniach zwierzyny znacząco poniżej 15 osobników na 1000 ha (jakie w większości kraju są prezentowane), mało skuteczna. Dlatego nie było możliwości weryfikowania danych podawanych do sprawozdań i bardzo dobrze się stało, że z inicjatywy Lasów Państwowych, przy ścisłej współpracy z PZŁ, zwrócono się do świata nauki, żeby zweryfikować i potem zaproponować empiryczne metody inwentaryzacji zwierzyny i w ten sposób za pomocą nowych (czy też odświeżonych) metod oszacować obecne stany zwierzyny.

Takie wielkie przedsięwzięcie rozpoczęło się w 2011 r. Ale chyba najważniejszą sprawą było to, że włączyły się do niego praktycznie wszystkie łowieckie leśne ośrodki badawcze. W badaniach koordynowanych przez Wydział Leśny w Pozna-

niu wzięli udział specjaliści z zakresu łowiectwa z Wydziałów Leśnych w Krakowie i Warszawie, a także z Instytutu Badawczego Leśnictwa i Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Przeprowadzono wielkopowierzchniową inwentaryzację zwierzyny metodą liczenia tyralierą, a także obserwacje letnie zwierzyny, w całości nadzorowane przez pracowników naukowych tych jednostek. Uzyskane wyniki wskazały na dużo większy poziom zagęszczenia zwierzyny, szczególnie jeleni szlachetnych, niż ówczesnie wykazywano. Metodę sprawdzono w kilku kolejnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych, zweryfikowano w wielu nadleśnictwach roczne plany łowieckie i wykonano je, co również w sposób empiryczny potwierdziło uzyskane wcześniej wyniki. Dopracowana i szczegółowo opisana metoda została zastosowana na większości powierzchni leśnych w Polsce w 2016 r. i, co najważniejsze, wyniki uzyskane w latach 2012 i 2016, w połączeniu z wykonanymi planami łowieckimi potwierdziły, że zastosowane metody matematyczne dają odpowiedź na pytania o zagęszczenie, strukturę płci, przyrost, a co za tym idzie – najbardziej tajemniczą informację, czyli o poziom śmiertelności tak zwanej pozałowieckiej, obejmującej upadki zwierząt z powodu chorób, zabijane przez drapieżniki i dziki, te, które padły ofiarą kłusowników, oraz te, które zginęły na drogach i w innych wypadkach (np. utonęły po wejściu na słabo zamrożone wody stojące). Wiedza na temat realnej liczebności zwierzyny nie służy wyłącznie do sporządzania, a potem wykonywania planu łowieckiego, lecz daje zupełnie inne, bardzo ważne informacje o środowisku.

Stwierdzenie to uzyskuje swoją wiarygodność, gdy zwracamy uwagę również na fakt, że interakcje z przyrodą i gospodarką, wywołane tą sytuacją, są dużo bardziej złożone. Wyliczając koszty ochrony lasu przed zwierzyną oraz koszty szkód wyrządzanych przez nią, często zapomina się o transferze biogenów z pól do lasów, w którym uczestniczy zwierzyna, a które wpływają na przyrost lasów. No właśnie... ile taki jeleni jest w stanie wprowadzić pierwiastków do środowiska leśnego? Z prostych przeliczeń wynika, że jelenia można traktować jako 0,2 tak zwanej Dużej Jednostki Przeliczeniowej, którą we wzorcu stanowi bydło domowe, a konkretnie samica tego gatunku, zwana krową. Jeden przeciętny jeleni wprowadza do środowiska przynajmniej kilka kilogramów odchodów dziennie. To stanowi w skali roku około 2 ton, na które składają się około 0,5% azotu (N), 0,13% fosforu (P), 0,58% potasu (K) i 0,16% magnezu (Mg). Czy są to duże ilości, mające znaczenie dla przyrostu drzewostanów? Według oficjalnych danych, średnie zagęszczenie jelenia szlachetnego na terenach leśnych Polski wynosi około 22 osobniki na 1000 ha. Czyli ten tylko gatunek powinien dostarczyć kilka do kilkudziesięciu kilogramów różnych biogenów na hektar w jednym cyklu produkcyjnym drzewostanu. Ale rzeczywiste zagęszczenie jest przynajmniej dwa i pół razy większe, co powoduje, że dostarczone biogeny mają udział od 10 do 20% całkowitej ich ilości zawartej w drewnie drzewostanu rębego. W Polsce istnieją jednak również lasy, w których zagęszczenie jeleni nie tylko sięga 100 osobników na 1000 ha, ale znacząco je przekracza, osiągając w skrajnych przypadkach ponad 300 osobników na 1000 ha. W takich przypadkach populacje jeleni są w stanie dostarczyć w całym cyklu produkcyjnym ponad połowę biogenów wywożonych z drewnem z lasu. Należy dodać, że znaczący ilość odchodów wprowadzanych

do środowiska leśnego pochodzi z terenów otaczających lasy: pól uprawnych i łąk, bądź wynika z okresowego dokarmiania zwierzyny. Jeśliby tak zintensyfikowane nawożenie organiczne miało wpływ na wzrost przyrostu choćby o 1%, to uzyskana w ten sposób ilość drewna ma wartość ponad stu kilkudziesięciu milionów złotych co roku, co bilansowałoby wszystkie koszty ochrony lasu przed zwierzyną w Polsce. A jeśli ten wpływ jest większy niż symboliczny 1%? Czy nie można wykluczyć, że za wzrostem przeciętnego przyrostu w lasach w ostatnich kilku latach o kilkanaście procent kryje się nie tylko wpływ zmian klimatycznych, zmian struktury i składów gatunkowych lasów, ale być może gwałtowny wzrost liczebności dużych roślinożerców w lasach, wnoszących do niego tak duże ilości biogenów, że powoduje to mierzalny „efekt nawożący”? To zjawisko należy szczegółowo zbadać i udzielić odpowiedzi na zadane pytania, ale rzadko kto patrzy na zwierzynę z perspektywy naprawdę sprzymierzeńca lasów i leśnika.

A przecież taka analiza powinna być uzupełniona o wpływ wyższych wartości zagęszczenia zwierzyny na tereny wiejskie, w których rozwijają się profesjonalne usługi łowieckie, a społeczność ma szerszy dostęp do zdrowej żywności w postaci świeżej dziczyzny. Niestety, z innych efektów wyższego zagęszczenia zwierzyny, które obserwujemy w naszych lasach, niewątpliwie obawy budzi jej rola w rozprzestrzenianiu kleszczy, a wraz z nimi różnego rodzaju chorób odzwierzęcych. Ale i w tym przypadku jedna wiadomość jest dobra, bo to właśnie jeleniowate mają w swojej krwi antycyala, które powodują, że kleszcze pijące z nich krew tracą krętki borelii, co znaczy po prostu tyle, że te piękne ssaki (sarny, daniel, jelenie i łosie) biorą czynny udział w wygaszaniu ognisk boreliozy.

Na koniec jednak należy wskazać istniejące problemy i zagrożenia, jakie powodują liczniejsze populacje wielkich roślinożerców. Wprowadzie w lasach gospodarczych, ponosząc wysokie koszty ochrony lasu przed zwierzyną, udaje się wyprowadzać nowe pokolenia drzewostanów o pożądanym składach gatunkowych, jednak niestety dużo bardziej skomplikowana jest sytuacja na powierzchniach objętych ochroną, a szczególnie ochroną ścisłą. Często bagatelizowana jest rola zwierzyny na takich powierzchniach, bo uszkodzanie drzew na terenie chronionym, w którym przyroda ma sobie radzić sama, nie jest szkodą. Lasy naturalne (jak choćby najcenniejsza część Białowieskiego Parku Narodowego – rezerwat) przez setki lat pozostawały pod presją zwierzyny, jednak w znacząco niższym zagęszczeniu niż obecnie. W sytuacji, w której wyeliminowano część drapieżników (jak choćby niedźwiedzia), ale też wskutek znaczącego wzrostu ilości biomasy w otaczających drzewostanach gospodarczych i na polach uprawnych, obserwowane wyższe zagęszczenie zwierzyny powoduje większą presję, szczególnie na odnowienia naturalne, niż przez ostatnie kilkaset lat. Paradoksalnie akcje niektórych organizacji proekologicznych w ramach ochrony Puszczy Białowieskiej, polegające na utrudnianiu bądź uniemożliwianiu odstrzału jeleni jako elementu naturalnego Puszczy, są działaniem najgroźniejszym dla przyszłości wielowiekowego lasu naturalnego, którym możemy wciąż się chlubić na całym świecie. Jednym z podstawowych skutków tej zmiany w środowisku leśnym jest inny skład gatunkowy młodego pokolenia drzew, tworzącego się w ramach wtórnej sukcesji naturalnej i przejawiającego się np. we wzroście udziału graba w stosunku do

dębu, chętniej zgryzanego w odnowieniach. Należy bowiem pamiętać, że skoro człowiek nie ma ingerować w środowisko takiego naturalnego lasu, to pozostawienie wyższego zagęszczenia zwierzyny, podlegającej gospodarce łowieckiej, właśnie jest czynnikiem antropogenicznym, a nie naturalnym czynnikiem biotycznym.

Podsumowując, można stwierdzić z pewnością, że znacząca zmiana zagęszczenia dużych roślinożerców w ostatnich latach jest jedną ze zdecydowanie najistotniejszych zmian środowiska leśnego, która jest chyba najbardziej niedoceniana w ocenie lasów w zmieniającym się środowisku.

Naturalne zaburzenia w dynamice ekosystemów leśnych – konsekwencje dla ochrony przyrody i dla leśnictwa

Jerzy Szwagrzyk

*Zakład Bioróżnorodności Leśnej, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, al. 29 listopada 46,
31-425 Kraków, rlszwagr@cyf-kr.edu.pl*

Streszczenie

Naturalne zaburzenia: huragany, powodzie, pożary i gradacje owadów silnie oddziałują na strukturę i dynamikę ekosystemów leśnych. Wiele gatunków leśnych jest wyraźnie przystosowanych do naturalnych zaburzeń, a procesy odnawiania lasu są zazwyczaj silnie z nimi powiązane. Badanie wpływu naturalnych zaburzeń na procesy zachodzące w lasach ma stosunkowo krótką historię i w znacznej mierze koncentrowało się na obszarach chronionych. Naturalne zaburzenia odgrywają jednak znaczącą rolę nie tylko w lasach rozwijających się spontanicznie, bez udziału człowieka, ale i w lasach gospodarczych. W perspektywie globalnych zmian powszechna jest obawa, że zarówno częstotliwość, jak i gwałtowność naturalnych zaburzeń może się zwiększyć. Stanowić to będzie poważne wyzwanie dla gospodarki leśnej. Większe ryzyko wystąpienia naturalnych zaburzeń połączone ze zwiększeniem tempa przyrostu drzewostanów wymagać będzie rozwiązań odbiegających istotnie od wzorców, które dominują obecnie w europejskim leśnictwie.

Co to są naturalne zaburzenia?

Naturalne zaburzenia to zachodzące nieregularnie i trudne do przewidzenia zjawiska prowadzące do gwałtownego obniżenia poziomu biomasy zbiorowiska roślinnego oraz, choć nie zawsze, do radykalnej redukcji liczby osobników (Pickett, White 1985; Attiwill 1994). Redukując biomasę i zagęszczenie roślin, naturalne zaburzenia zwiększają dostępność zasobów – przede wszystkim światła, ale często również wody czy składników mineralnych w glebie (Grime 1978; Pickett, White 1985). Do naturalnych zaburzeń zaliczamy zjawiska takie, jak: pożary, powodzie, lawiny, osuwiska, huraganowe wiatry (Veblen i in. 1994; Johnson, Miyanishi 2007). Do grupy naturalnych zaburzeń należą też zaburzenia o charakterze biotycznym – takie jak gradacje roślinożernych owadów czy gwałtowne i maso-

we pojawienie się patogenów grzybowych (Costello i in. 1995; Fillion i in. 1998; Szwagrzyk 2000). Krótkotrwałość i nieprzewidywalność odróżniają zaburzenia od stresu; czynniki stresowe także obniżają tempo wzrostu roślin i stan biomasy, ale mają charakter długotrwały i przewidywalny (Grime 1978). Niska temperatura, susze czy ubóstwo mineralne gleby to przykłady oddziaływania czynników stresowych.

Pierwsza książka będąca syntezą badań nad wpływem naturalnych zaburzeń na dynamikę zbiorowisk i ekosystemów ukazała się już ponad trzydzieści lat temu (Pickett, White 1985). W następnych latach nastąpił gwałtowny wzrost liczby publikacji z tego zakresu; badania te wskazują na znaczącą rolę naturalnych zaburzeń w dynamice ekosystemów leśnych. Efektem tych badań były setki artykułów w czasopismach naukowych (Fischer i in. 1990; Turner i in. 1997; Franklin i in. 2002; Seidl i in. 2011a; Tepley, Veblen 2015) oraz kolejne podręczniki (Frelich 2002; Johnson, Miyanishi 2007).

Szczególną rolę odgrywają zaburzenia w ekosystemach leśnych. Zaburzenia takie zdarzają się na tyle rzadko, że zwykle nie bierzemy pod uwagę możliwości ich wystąpienia, a ich pojawienie się jest traktowane jako katastrofa burząca naturalny porządek w przyrodzie. Takie podejście jest nietrafne; zjawiska te mają w przyrodzie swoje ważne miejsce i ogromny wpływ na kształtowanie składu i struktury zbiorowisk leśnych na długie stulecia (Veblen i in. 1994; Barnes i in. 1998; Frelich 2002). Są jednak bardzo trudne do badania, stąd świadomość roli, jaką odgrywają w dynamice lasu, jest na razie bardzo nikła. Tymczasem rozległe, rzadkie zaburzenia mają poważne konsekwencje zarówno dla ochrony przyrody, jak i dla gospodarki leśnej.

Skutki naturalnych zaburzeń dla dynamiki ekosystemów leśnych

Naturalne zaburzenia pojawiają się niespodziewanie i trwają krótko. Ich bezpośrednim skutkiem w przypadku ekosystemów leśnych jest przede wszystkim wzmożona śmiertelność drzew. Część z nich ginie natychmiast, część zamiera stopniowo (Peterson 2000; Wolf i in. 2004; Rich i in. 2007). To są bezpośrednie skutki wystąpienia zaburzenia. Ale oprócz tych oczywistych i łatwo dostrzegalnych skutków naturalne zaburzenia mają też konsekwencje silnie rozciągnięte w czasie.

Pierwszym z nich jest wpływ na odnawianie lasu. Procesy odnawiania lasu są zwykle silnie powiązane z występowaniem naturalnych zaburzeń (Frelich 2002; Woods 2004). Niewielkie, ale w miarę często powtarzające się zaburzenia – na przykład huraganowe wiatry tworzące mniejsze lub większe luki w okapie lasu – sprzyjają odnowieniu gatunków, które już przed ich wystąpieniem były obecne na dnie lasu, utworzywszy bank nalotów (Nagel, Diaci 2006; Bobiec 2007; Panayotov i in. 2011). Częste zaburzenia o niewielkiej intensywności zazwyczaj utrwalają dominację gatunków cieniowyttrzymałych w drzewostanie (Dobrowolska,

Veblen 2008; Nagel i in. 2010). Aby mogły się odnowić gatunki światłozadne, w tym typowe gatunki pionierskie, musi najpierw dojść do zniszczenia drzewostanu na większej powierzchni (Franklin i in. 2002; Dobrowolska 2015). Do tej grupy zaburzeń – zwanych w anglojęzycznym piśmiennictwie Large Infrequent Disturbances (LID) – należą intensywne pożary lasu, wyjątkowo silne powodzie czy huragany, niszczące większość drzew na znacznych powierzchniach leśnych (Turner i in. 1997; Zielonka, Malcher 2009). Należą też do nich rozległe gradacje owadów, tak jak to ma ostatnio miejsce w przypadku kornika drukarza w świerczynach Karpat (Szewczyk i in. 2004; Sproull i in. 2015) czy północno-wschodniej Polski.

Równie ważny jest wpływ naturalnych zaburzeń na strukturę lasu. Pozostałością zaburzeń są zawsze martwe drzewa; duże pnie rozkładają się powoli i stanowią element struktury lasu przez wiele dziesięcioleci (Kulakowski i in. 2003; Holeksa i in. 2008). Jeszcze dłużej, bo przez stulecia, przetrwają wzgórki i zagłębienia na dnie lasu powstałe wskutek wystąpienia wykrotów (Ulanova 2000; Kuuluvainen, Kalmari 2003). Niektóre elementy struktury lasu związane z zaburzeniami są mniej czytelne; konieczne były pomiary na stałych powierzchniach badawczych, żeby odkryć, że bardzo gęste fragmenty lasu naturalnego o mało zróżnicowanym rozkładzie wielkości drzew też mogą być efektem naturalnych zaburzeń.

Długoterminowe konsekwencje występowania naturalnych zaburzeń

Bardziej długoterminowym skutkiem naturalnych zaburzeń jest presja selekcyjna, przekładająca się z czasem na powstanie adaptacji, łagodzących skutki zaburzeń albo pozwalających na szybkie wykorzystanie zasobów uwalnianych w wyniku wystąpienia zaburzenia (Grime 1978; Stearns 1992).

Występowanie w przyrodzie naturalnych zaburzeń przyczyniło się do powstania wśród roślin wielu przystosowań. Najlepiej widać to na przykładzie przystosowań do ognia; wśród roślin są adaptacje do przetrwania pożaru określonego typu. Gruba korowina w dolnej części pnia umożliwia drzewom przetrwanie przyziemnego pożaru (Oliver, Larson 1992; Barnes i in. 1998). Inne przystosowania pozwalają na odnowienie bezpośrednio po pożarze (Veblen i in. 1994; Turner i in. 1997). W niektórych przypadkach ogień jest wręcz niezbędny do zrealizowania przez dany gatunek pełnego cyklu życiowego (Hernández-Serrano i in. 2011). W skali globalnej gatunki roślin przystosowane do pożarów liczone są w tysiącach, a w niektórych typach ekosystemów – na przykład na sawannach – większość gatunków wykazuje przystosowania do ognia (Keeley i in. 2011).

Przystosowania do innych zaburzeń są często mniej specyficzne i nie zawsze łatwo je zidentyfikować, ale takie zjawiska, jak trwałe bank nasion w glebie czy bank pąków śpiących, też są efektem przystosowania do zaburzeń (Clarke, Dorji 2008), pozwalając roślinie albo przetrwać zaburzenie i odtworzyć zniszczone

struktury, albo odnowić się zaraz po jego wystąpieniu. Bez uwzględnienia naturalnych zaburzeń budowa i biologia wielu gatunków roślin byłyby zupełnie niezrozumiałe.

Spośród naszych rodzimych gatunków drzew leśnych największą grupę stanowią te, które przystosowane są do naturalnych zaburzeń (Brzeziecki, Kienast 1994; Brzeziecki 2000) – cechują się zdolnością do regeneracji po mechanicznych uszkodzeniach, możliwością wegetatywnego rozmnażania czy dużą zdolnością dyspersji nasion. W warunkach długotrwałego braku zaburzeń gatunki te są wypierane przez gatunki silne konkurencyjne, co w naszych lasach oznacza przede wszystkim zdolność tworzenia zwartego okapu koron, uniemożliwiającego rekrutację roślin o większych wymaganiach świetlnych. W wielu starszych, naturalnych drzewostanach obserwuje się obecnie silną dominację niewielkiej grupy silnych konkurencyjnie gatunków drzew, takich jak buk czy grab, połączoną ze spadkiem udziału gatunków o większych wymaganiach świetlnych.

Wiara, że pewne gatunki powinny być w danym miejscu trwale obecne, jest też mocno zakorzeniona w leśnictwie. Daje to niekiedy dziwne efekty; pospolite w naszym krajobrazie leśnym gatunki drzew określa się lokalnie mianem „zagrożonych” (Brzeziecki i in. 2012). Tymczasem kluczowym problemem jest skala przestrzenna i czasowa, w jakiej analizujemy interesujące nas zjawiska. Jesteśmy przyzwyczajeni do stosowania pewnych schematów, wynikających z naszych potrzeb czy tradycji. Ale przyroda nie musi wcale funkcjonować tak, jakbyśmy chcieli. Być może wyznaczone przez nas granice parków narodowych czy rezerwatów przyrody są zupełnie sztuczne i dlatego w ich granicach nie udaje się nam zaobserwować ciągłości pewnych procesów, na przykład odnowieniowych?

Konsekwencje występowania naturalnych zaburzeń dla ochrony przyrody

Zasady ochrony przyrody kształtowały się ponad sto lat temu, kiedy nauki przyrodnicze były bez porównania mniej zaawansowane niż obecnie, a ekologia znajdowała się dopiero we wstępnej fazie rozwoju. Przyjmowano zatem jako rzecz niebudzącą wątpliwości założenia, które z czasem w konfrontacji ze stwierdzonymi naukowo faktami okazały się całkowicie błędne. Objęcie ścisłą ochroną muraw kserotermicznych było przejawem przekonania, że w naszym krajobrazie funkcjonowały niegdyś zbiorowiska naturalnych stepów; stąd istniejąca do dziś kategoria „rezerwatu stepowego”. Rzeczywistość zweryfikowała te przekonania w ciągu paru dziesięcioleci; zbiorowiska roślinności kserotermicznej ukształtowały się pod wpływem gospodarki człowieka i po jej zaniechaniu ulegają szybko sukcesji leśnej (Medwecka-Kornaś 1986; Michalik 1989).

Koncepcje „równowagi w przyrodzie”, którymi od początku swoich dziejów operowała ekologia, były bardziej zakorzenione w filozofii starożytnych Greków niż w faktach naukowych (Cuddington, Beisner 2005). Z czasem okazywało się, że równowaga ta jest zjawiskiem złożonym, że można ją różnie definiować

i wyróżniać jej typy, a szereg zjawisk w przyrodzie ma charakter równowagi dynamicznej; realizuje się ona poprzez cykle bardzo nieraz intensywnych zmian. Oczekiwanie, że liczebności populacji różnych gatunków będą stałe, są zatem pozbawione naukowego uzasadnienia. Niemniej nie tylko były, ale i są powszechne; wystarczy przyrzeć się systemowi Natura 2000, aby znaleźć tam odzwierciedlenie wiary w stałość przyrody.

Ochrona przyrody rzeczywiście oparta była na założeniu, że jedynym istotnym zaburzeniem jest działalność człowieka, a przyroda pozostawiona bez bezpośredniej ludzkiej ingerencji okaże się stabilna. To, że założenie o zasadniczej stałości i niezmienności przyrody okazało się błędne, wiadomo już od dość dawna, a współczesna ochrona przyrody odwołuje się do zupełnie innych teorii niż przed pięćdziesięciu laty (Pullin 2004; Krebs 2011). Mimo to dawne przyzwyczajenia nie zniknęły; cały czas trwa odwoływanie się do przebrzmiałych koncepcji. Robią to czasem entuzjaści ochrony przyrody, a czasem jej krytycy (Poznański 2013).

Przyroda dynamiczna i zmienna, na którą składają się zjawiska i procesy rozciągnięte w czasie, a niekiedy też w przestrzeni, stanowi wyzwanie zarówno dla tych, którzy starają się ją chronić przed wpływem człowieka, jak i dla tych, którzy chcą nią gospodarować i zarządzać. Wiemy już, że nasze obszary chronione są zbyt małe, aby zmieścić w swoich granicach pewne zjawiska czy procesy (Rosenzweig 1995). Dużo zależy zatem od tego, co dzieje się poza obszarami chronionymi, w zagospodarowanej części krajobrazu (Kuuluvainen 2002; Lindenmayer, Franklin 2002).

Nie znaczy to, że to, co dzieje się na obszarach chronionych, jest bez znaczenia. Nawet jeżeli zajmują one zbyt małą powierzchnię, aby pomieścić w sobie różne zjawiska czy procesy, ich rola dla ochrony może być kluczowa. W dyskusjach na temat ochrony przyrody w lasach często powraca argument, że jeżeli pewne gatunki czy zbiorowiska są obecne w lasach, to najwyraźniej gospodarka leśna im nie szkodzi. To ryzykowna interpretacja; być może gatunki te przetrwały w zagospodarowanym krajobrazie tylko dlatego, że są w nim nadal miejsca, gdzie się nie gospodaruje: rezerваты, parki narodowe czy ostatnio różne inne formy (powierzchnie referencyjne, ostoje ksylobiontów itd.). W naszych lasach, w których gospodarka leśna ma charakter wielofunkcyjny, trudno o czytelne i wyraziste przeciwstawienia. Nie mamy większych obszarów, na których gospodarka leśna byłaby ukierunkowana tylko na produkcję drewna, podobnie jak nie mamy większych obszarów, na których pozyskiwania drewna nie byłoby w ogóle. Na większej części obszaru naszych parków narodowych prowadzi się cięcia związane z przebudową drzewostanów, a obszary ochrony ścisłej są bardzo niewielkie: nigdzie w Polsce nie przekraczają 10 tys. ha w jednym fragmencie. Zbyt mało wiemy o biologii i ekologii rzadkich gatunków, a zwłaszcza o ich możliwościach dyspersji, aby móc stwierdzić, czy dany gatunek potrafiłby przetrwać w sytuacji, gdyby każdy fragment lasu był zagospodarowany.

Konsekwencje występowania naturalnych zaburzeń dla leśnictwa

Przez długi czas leśnictwo w Europie ignorowało naturalne zaburzenia. Idea „lasu normalnego” zakładała, że postępując konsekwentnie, można ukształtować las, w którym udział poszczególnych klas wieku będzie wyrównany. Nigdy się to jednak w pełni nie udało. Oprócz licznych zawirowań historycznych i ekonomicznych wpłynęła też na to przyroda ze swoją zmiennością i dynamiką, a przede wszystkim właśnie naturalne zaburzenia (Schelhaas i in. 2003; Rykowski 2012).

W Ameryce Północnej świadomość roli naturalnych zaburzeń ukształtowała się stosunkowo wcześniej. Idea, że gospodarka leśna imituje naturalne zaburzenia, pojawiła się w północnoamerykańskim leśnictwie już w połowie ubiegłego stulecia (Franklin, Hemstrom 1981). Z pozoru analogia jest trafna; tam, gdzie występują na przykład naturalne zaburzenia w postaci pożarów o dużej intensywności, stosowanie rozległych zrębów zupełnych dawało podobne skutki. W efekcie jednego i drugiego procesu gwałtownie zmniejszała się biomasa drzew, a zasoby – światło, woda i składniki mineralne w glebie – stawały się dostępne dla rozwoju kolejnej generacji drzew. Przez długie dziesięciolecia koniecznością naśladowania naturalnych zaburzeń uzasadniano stosowanie w zachodniej części Ameryki Północnej bardzo rozległych zrębów zupełnych. Zręby te miały przecież naśladować pożary, których powierzchnia liczona jest też zwykle w setkach, jeżeli nie w tysiącach hektarów (Lindenmayer, Franklin 2002; Newton i in. 2006).

Trzeba jednak wiedzieć, że argumentacja ta została już definitywnie sfalsyfikowana przez rozwój ekologii (Franklin i in. 2002; Nitschke 2005). Podobieństwo zrębu zupełnego do wielkiego pożaru czy huraganu jest bardzo powierzchowne. Pożar, huragan czy gradacja owadów zabijają drzewa, ale ich nie usuwają z lasu. Martwe pnie i kłody pozostają na miejscu i rozkładają się przez dziesiątki lat, powoli uwalniając zawarte w nich składniki mineralne (Holeksa i in. 2008). Zanim się rozłożą, tworzą na dnie lasu mozaikę mikrosiedlisk; niektóre z nich, pod pniami obalonych drzew, są nawet silniej zacienione niż były przed wystąpieniem zaburzenia, podczas gdy inne są w pełni oświetlone (Peterson, Pickett 1995). Zręby zupełne ujednolicają środowisko, a naturalne zaburzenia zwiększają jego mozaikowość (Franklin i in. 2002; Foster, Orwig 2006). To usuwanie drzew po pożarze czy huraganie, a nie sam pożar czy huragan, powoduje skutki, które zwykło się przypisywać naturalnym zaburzeniom (Donato in. 2006; Lindenmayer, Noss 2006; Fraver i in. 2011).

Oczywiście leśnictwo może wiele zyskać poprzez wykorzystanie wiedzy o ekologii naturalnych zaburzeń. Próby zaadaptowania tej wiedzy w praktyce leśnej są już podejmowane od pewnego czasu (Harvey i in. 2002; Franklin i in. 2007; Rykowski 2009). Narasta też świadomość, że wraz z globalnymi zmianami klimatu zwiększyć się może częstość występowania i zasięg naturalnych zaburzeń (Dale i in. 2001; Seidl i in. 2011b). Może to nas zmusić do weryfikacji wielu założeń, na których opierają się obecne reguły gospodarowania w lasach. Na przykład: jak długo w warunkach zmieniającego się klimatu i wzrostu zagrożenia rozpadem drzewostanów na wielkich powierzchniach da się kontynuować politykę akumu-

lacji zapasu na pniu? Być może w niedalekiej przyszłości czekają nas wielkie wyzwania i ważne decyzje. Warto pomyśleć o tym wcześniej.

Podziękowania

Praca ta została napisana w ramach projektu badawczego nr 2012/07/B/NZ8/01908, finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki.

Literatura

- Attiwill P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247–300.
- Barnes B.V., Zak D.R., Denton S.R., Spurr S.H. 1998. *Forest ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Bobiec A. 2007. The influence of gaps on tree regeneration: A case study of the mixed lime-hornbeam (*Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962) communities in the Białowieża Primeval Forest. *Polish Journal of Ecology* 55: 441–455.
- Brzeziecki B. 2000. Strategie życiowe gatunków drzew leśnych. *Sylvan* 144(8): 5–14.
- Brzeziecki B., Kienast F. 1994. Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimian model. *Forest Ecology and Management* 69: 167–187.
- Brzeziecki B., Keczynski A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M. 2012. Zagrożone gatunki drzew Białowieżskiego Parku Narodowego (Rezerwat Ścisły). *Sylvan* 156(4): 252–261.
- Clarke P.J., Dorji K. 2008. Are trade-offs in plant resprouting manifested in community seed banks? *Ecology* 89: 1850–1858.
- Costello J.D., Leopold D.J., Smallidge P.J. 1995. Pathogens, patterns and processes in forest ecosystems. *BioScience* 45(1): 16–24.
- Cuddington K., Beisner B. (red.) 2005. *Ecological Paradigms Lost. Routes of Theory Change*. Elsevier Academic Press, Burlington–San Diego–London.
- Dale V.H., Joyce L.A., McNulty S., Nelson R.P., Ayres M.P., Flannigan M.D., Hanson P.J., Irland L.C., Lugo A.E., Peterson C.J., Simberloff D., Swanson F.J., Stocks B.J., Wotton B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience* 51(9): 723–734.
- Dobrowolska D. 2015. Forest regeneration in north-eastern Poland following a catastrophic blowdown. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 1172–1182.
- Dobrowolska D., Veblen T.T. 2008. Treefall-gap structure and regeneration in mixed *Abies alba* stands in Central Poland. *Forest Ecology and Management* 255: 3469–3476.
- Donato D.C., Fontaine J.B., Campbell J.L., Robinson W.D., Kaufman J.B., Law B.E. 2006. Post-Wildfire Logging Hinders Regeneration and Increases Fire Risk. *Science* 311: 352.
- Filion L., Payette S., Delwaide A., Bhiri N. 1998. Insect defoliations as major disturbance factors in the high-altitude balsam fir forest on Mount Megantic, southern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1832–1842.
- Fischer A., Abs G., Lenz F. 1990. Natural development of forest stands after windthrow: approaches to research on virgin forest in the German Federal Republic. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 109(5): 309–326.
- Foster D.R., Orwig D. 2006. Preemptive and Salvage Harvesting of New England Forests: When Doing Nothing is a Viable Alternative? *Conservation Biology* 20(4): 959–970.
- Franklin J.F., Hemstrom M.A. 1981. Aspects of succession in the coniferous forests of the Pacific Northwest. [W:] D.C. West, H.H. Shugart, D.B. Botkin (red.), *Forest Succession: Concepts and Application*. Springer Verlag, New York, s. 212–229.

- Franklin J.F., Mitchell R.J., Palik B.J. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. General Technical Report NRS 19. USDA Forest Service. Northern Research Station.
- Franklin J.F., Spies T.A., Van Pelt R., Carey A.B., Thornburgh D.A., Berg D.R., Lindenmayer D.B., Harmon M.E., Keeton W.S., Shaw D.C., Bible K., Chen J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas fir as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399–423.
- Fraver S., Jain T., Bradford J.B., D'Amato A.W., Kastendick D., Palik B., Shinneman D., Stanovick J. 2011. The efficacy of salvage logging in reducing subsequent fire severity in conifer-dominated forests of Minnesota, USA. *Ecological Applications* 21(6): 1895–1901.
- Frelich L.E. 2002. *Forest Dynamics and Disturbance Regimes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Grime J.P. 1978. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Harvey B.D., Leduc A., Gauthier S., Bergeron Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369–385.
- Hernández-Serrano A., Verdú M., González-Martínez S.C., Pausas J.G. 2011. Fire structures pine serotiny at different scales. *American Journal of Botany* 100: 2349–2356.
- Holeksa J., Zielonka T., Żywiec M. 2008. Modeling the decay of coarse woody debris in a subalpine Norway spruce forest of the West Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 415–428.
- Johnson E.A., Miyanishi K. (red.) 2007. *Plant Disturbance Ecology*. Academic Press, San Diego.
- Keeley J.E., Pausas J.G., Rundel P.W., Bond W.J., Bradstock R.A. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Sciences* 16(8): 406–411.
- Krebs C.J. 2011. *Ekologia*. PWN, Warszawa.
- Kulakowski D., Veblen T.T., Bebi P. 2003. Effect of fire and bark beetle outbreak legacies on disturbance regimes of a subalpine spruce forest in Colorado. *Journal of Biogeography* 30: 1445–1456.
- Kuuluvainen T. 2002. Disturbance dynamics in boreal forests: Defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fennica* 36(1): 5–12.
- Kuuluvainen T., Kalmari R. 2003. Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 40(6): 401–413.
- Lindenmayer D.B., Franklin J.F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity*. Island Press, Washington–Covelo–London.
- Lindenmayer D.B., Noss R.F. 2006. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 20(4): 949–958.
- Medwecka-Kornaś A. 1986. Ekologiczne problemy ochrony rezerwatowej roślin. *Acta Universitatis Lodzensis, Folia Zoologica* 3: 21–35.
- Michalik S. 1989. Problemy ochrony ścisłej i częściowej w Ojcowskim Parku Narodowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 45: 15–25.
- Nagel T., Diaci J. 2006. Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 629–638.
- Nagel T.A., Svoboda M., Rugani T., Diaci J. 2010. Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth *Fagus-Abies* forest of Bosnia-Herzegovina. *Plant Ecology* 208: 307–318.

- Newton M., Fitzgerald S., Rose R.R., Adams P.W., Tesch S.D., Sessions J., Atzet T., Powers R.F., Skinner C. 2006. Comment on "Post-Wildfire logging hinders natural regeneration and increases fire risk". *Science* 313: 615.
- Nitschke C. 2005. Does the harvesting emulate fire disturbance? A comparison of effects on selected attributes in coniferous-dominated headwater systems. *Forest Ecology and Management* 214: 305–319.
- Panayotov M., Kulakowski D., Larenjeiro Dos Santos L., Bebi P. 2011. Wind disturbance shape old Norway-spruce dominated forest in Bulgaria. *Forest Ecology and Management* 262: 470–481.
- Peterson C.J. 2000. Damage recovery of tree species after two different tornadoes in the same old growth forest: A comparison of infrequent wind disturbances. *Forest Ecology and Management* 135: 237–252.
- Peterson C.J., Pickett S.T.A. 1995. Forest reorganization: A case study in an old-growth forest catastrophic blowdown. *Ecology* 76: 763–774.
- Pickett S.T.A., White P.A. (red.) 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, San Diego–New York–Berkeley.
- Poznański R. 2013. Ocena metod i zasad gospodarowania w Lasach Państwowych w minionym dwudziestolecu. *Sylvan* 157(4): 298–305.
- Pullin A.S. 2004. *Biologiczne podstawy ochrony przyrody*. PWN, Warszawa.
- Rich R.L., Frelich L., Reich P.B. 2007. Wind-throw mortality in the southern boreal forest: effects of species, diameter and stand age. *Journal of Ecology* 95: 1261–1273.
- Rosenzweig M.L. 1995 *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Rykowski K. 2009. Szast i leśnictwo jutra. *Las Polski* 20: 8–10.
- Rykowski K. 2012. Huragan w lasach: klęska czy zakłócenie rozwoju? IBL, Sękocin Leśny.
- Schelhaas M.-J., Nabuurs G.J., Schuck A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9(11): 1620–1633.
- Seidl R., Fernandes P.M., Fonseca T.F., Gillet F., Jönsson A.M., Merganičová K., Netherer S., Arpaci A., Bontemps J.-D., Bugmann H., Gonzalez-Olabarriá J.R., Lasch P., Meredieu C., Moreira F., Schelhaas J.-M., Mohren F. 2011a. Modelling natural disturbances in forest ecosystems; a review. *Ecological Modeling* 222: 903–924.
- Seidl R., Schnelhaas M.-J., Lexer M. 2011b. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17(9): 2842–2852.
- Sproull G.J., Adamus M., Bukowski M., Krzyżanowski T., Szweczyk J., Statwick J., Szwagrzyk J. 2015. Plot and Stand-level Patterns and Predictors of Norway Spruce Mortality Caused by Bark Beetle Infestation in the Tatra Mountains. *Forest Ecology and Management* 354: 261–271.
- Stearns S.C. 1992. *The evolution of life histories*. Oxford University Press, Oxford.
- Szweczyk J., Szwagrzyk J., Muter E. 2011. Tree growth and disturbance dynamics in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 938–944.
- Szwagrzyk J. 2000. Rozległe naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg, charakter i znaczenie dla dynamiki lasu. *Wiadomości Ekologiczne* 46: 3–19.
- Tepley A.J., Veblen T.T. 2015. Spatiotemporal fire dynamics in mixed-conifer and aspen forests in the San Juan Mountains in southwestern Colorado, USA. *Ecological Monographs* 85(4): 583–603.
- Turner M.G., Dale V.H., Everham E.H. 1997. Fires, hurricanes and volcanoes: comparing large disturbances. *BioScience* 47(11): 758–768.
- Ulanova N.G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135: 135–167.

- Veblen T.T., Hadley K.S., Nel E.M., Kitzberger T., Reid M., Villalba R. 1994. Disturbance regime and disturbance interactions in a Rocky Mountains subalpine forest. *Journal of Ecology* 82: 125–135.
- Wolf A., Moller P.F., Bradshaw R.H.W., Bigler J. 2004. Storm damage and long-term mortality in a semi-natural, temperate deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 182: 197–210.
- Woods K.D. 2004. Intermediate disturbance in a late-successional hemlock-northern hardwood forest. *Journal of Ecology* 92: 464–476.
- Zielonka T., Malcher P. 2009. The dynamics of a mountain mixed forest under wind disturbances in the Tatra Mountains, central Europe – a dendroecological reconstruction. *Canadian Journal of Forest Research* 39(11): 2215–2223.

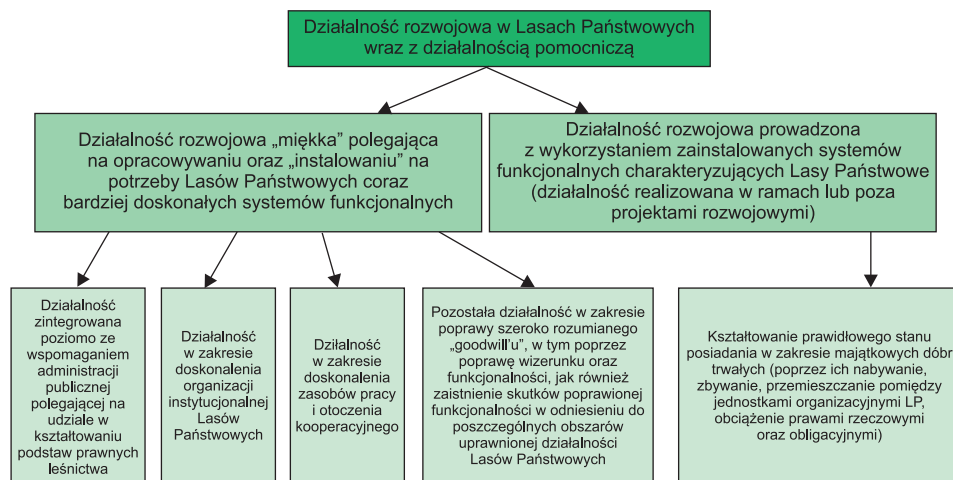
Przedsięwzięcia rozwojowe Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe

Konrad Tomaszewski

Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, ul. Grójecka 127, 02-124 Warszawa

Działalność rozwojowa prowadzona przez Lasy Państwowe ma bardzo szeroki zakres, obejmując nie tylko działania polegające na nabywaniu lub wytwarzaniu w drodze robót budowlano-montażowych materialnych dóbr trwałych na własne potrzeby, lecz również opracowywanie i wprowadzanie do praktyki gospodarczej coraz doskonalszych systemów funkcjonalnych. Klasyfikację działalności rozwojowej Lasów Państwowych obrazuje schemat na rycinie 1.

Działalność rozwojowa określana mianem „miękkiej” prowadzona jest na kilku płaszczyznach. Pierwszą grupą działań w tym obszarze jest wspomaganie administracji publicznej w zakresie kształtowania podstaw prawnych leśnictwa. Obecne przepisy stwarzają praktycznie każdemu podmiotowi prawnemu możliwość współuczestniczenia w procesie stanowienia aktów strategicznych z głosem opiniodawczo-doradczym, a nadanie jednoznacznych uprawnień i zarazem obciążenie Lasów Państwowych obowiązkiem wpływania na treść tych dokumentów poprzez formułowanie postulatów oraz opinii jest z prawnego punktu widzenia konieczne. Udział Lasów Państwowych w procesie stanowienia dokumentów strategiczno-programowych powinien mieć przede wszystkim charakter swo-



Ryc. 1. Schemat działalności rozwojowej Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe

istych działań prewencyjnych, zapobiegających utrwalaniu w projektach tychże dokumentów zapisów sprzecznych z generalnymi zasadami trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, a także rodzących zobowiązania względem podmiotów prowadzących gospodarkę leśną niemożliwych do zrealizowania w zgodzie z kryteriami prawidłowej gospodarki leśnej czy z zasadą gospodarności.

Następnym obszarem „miękkiej” działalności rozwojowej jest doskonalenie organizacji instytucjonalnej Lasów Państwowych. Lasy Państwowe w „cywilnoprawnym” reprezentowaniu Skarbu Państwa kształtują własną sytuację prawną także wówczas, gdy prowadzą działalność rozwojową, skutkującą podnoszeniem funkcjonalności, w tym efektywności lasów państwowych, m.in. poprzez trwałą poprawę wizerunku, a także poprzez opracowywanie oraz wprowadzanie do praktyki gospodarczej coraz doskonalszych systemów funkcjonalnych. Wizerunek, poszczególne wdrożone systemy funkcjonalne oraz inne podobne niemajątkowe dobra prawne wpływające na funkcjonalność Lasów Państwowych wchodzą w skład zorganizowanego zbioru dóbr prawnych, wykorzystywanych przez ten podmiot do prowadzenia uprawnionej działalności. Te niemajątkowe dobra (np. wizerunek, organizacja, własne systemy funkcjonalne niewyczerpujące znamion wartości niematerialnych i prawnych) nie stanowią przedmiotu własności Skarbu Państwa, ale także nie są własnością Lasów Państwowych – samoistnie bowiem nie mogą być przedmiotem obrotu. Stanowią przymiot (atrybut) Lasów Państwowych. Nie można poddać obrotowi renomy czy organizacji podmiotu. Natomiast, gdyby występowała („nie daj Boże”) możliwość zbywania (w całości lub w części) zorganizowanego zbioru dóbr prawnych, wykorzystywanych przez Lasy Państwowe do prowadzenia działalności przez ten podmiot, to omawiane dobra prawne o niemajątkowym charakterze, wpływające na funkcjonalność Lasów Państwowych – u nabywcy ulegałyby przekształceniu w dobra majątkowe, zwane w ustawie z dnia 29 września 1994 r. o rachunkowości wartością firmy (wartość firmy to składnik aktywów majątkowych ujmowany w księgach rachunkowych nabywcy jako różnica między ceną nabycia a bilansową wartością aktywów majątkowych we władaniu Lasów Państwowych).

Kolejnym obszarem „miękkiej” działalności rozwojowej jest doskonalenie zasobów pracy i otoczenia kooperacyjnego. W tym zakresie należy dążyć do doskonalenia procesów związanych z zatrudnianiem pracowników, kształtowaniem struktury zatrudnienia w Lasach Państwowych, szkoleniami i doskonaleniem pracowników, prowadzeniem ocen pracowniczych, kształtowaniem rezerwy kadrowej, awansowaniem pracowników oraz integrowaniem kadry pracowniczej. Szczególnie istotne są w tym miejscu także inne działania służące trwałej mobilizacji i motywacji pracowniczej, które są podejmowane w głównej mierze przez bezpośrednich przełożonych. Kształtowanie otoczenia kooperacyjnego polega z kolei na tworzeniu sprzyjającego klimatu do współpracy. Kreowanie postaw kooperantów może odbywać się poprzez działania edukacyjne i promocyjne, a także poprzez zawieranie trwałych porozumień. Jest to obszar charakteryzujący się szczególną wrażliwością z uwagi na fakt ciągłych zmian w otoczeniu Lasów Państwowych. Na zmiany te ma wpływ zarówno rozwój gospodarczy, jak i zmieniające się nastroje społeczne. Aby sprostać oczekiwaniom poszczególnych grup

interesariuszy, w PGL LP funkcjonują zespoły i komisje, angażujące członków tych grup. Współpraca Lasów Państwowych z szeroko rozumianym otoczeniem odbywa się w oparciu o zasady otwartości, dialogu i wymiany doświadczeń.

Obok „miękkiej” działalności rozwojowej wyróżnić można działalność „twardą”, której efektami są nabywane lub wytwarzane trwale dobra majątkowe. Lasy Państwowe każdego roku rezerwują środki finansowe na realizację zaplanowanych inwestycji. Są to środki angażowane zarówno na potrzeby wytworzenia środków trwałych niezbędnych do prowadzenia zrównoważonej gospodarki leśnej, jak i wspomagające samorządy w lokalnych inwestycjach, głównie drogowych na zasadzie przedsięwzięć wspólnych.

Długoterminowe projektowanie rozwoju organizacji powinno obejmować sformułowanie zintegrowanego zbioru koncepcji systemów funkcjonalnych. Koncepcje poszczególnych systemów funkcjonalnych Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe jako nadsystemu zostały ujęte w dokumencie o charakterze strategicznym – „Wizja działań na rzecz rozwoju PGL LP”.

Aby zaprojektowany kształt poszczególnych systemów funkcjonalnych mógł przynieść organizacji korzyści, powinien zostać skutecznie wprowadzony w życie. Obok codziennej działalności rozwojowej, rozumianej jako wysiłek intelektualny podejmowany w celu udoskonalenia istniejących systemów funkcjonalnych, dobrą praktyką urzeczywistniania strategii jest dokonywanie tego poprzez realizację projektów.

W celu sprawnej i efektywnej realizacji przedsięwzięć rozwojowych o charakterze projektowym zostały określone zasady zarządzania przedsięwzięciami rozwojowymi – projektami w PGL LP. Definiują one podstawowe pojęcia związane z realizacją projektów oraz określają zadania osób w nich uczestniczących. Pod pojęciem „projekt” należy rozumieć każde przedsięwzięcie rozwojowe służące osiągnięciu założonego rezultatu, obejmujące złożoną sekwencję działań realizowanych w określonym czasie i w ramach określonego budżetu. Realizacja projektu rozpoczyna się w momencie wydania decyzji zarządczej o jego uruchomieniu oraz zatwierdzenia wniosku o jego realizację. Kończy się natomiast w momencie osiągnięcia celów projektu poprzez zatwierdzenie informacji końcowej z realizacji i wydanie decyzji zarządczej o zakończeniu przedsięwzięcia lub wydanie decyzji o jego przerwaniu, gdy okazuje się, że zrealizowanie celów nie jest możliwe lub ustaly przyczyny, dla których rozpoczęto projekt. Natomiast „programami” będą kompleksowe, wieloletnie przedsięwzięcia obejmujące grupę odrębnych projektów służących realizacji jednej z koncepcji systemów funkcjonalnych określonych w „Wizji działań na rzecz rozwoju PGL LP”. Program określa priorytety, kierunki działań i środki przeznaczone na jego realizację.

Zarządzanie projektem jest procesem obejmującym inicjowanie, planowanie, koordynowanie, monitorowanie działań, ryzyka i zasobów pracy oraz motywowanie uczestników projektu, przy wykorzystaniu dostępnej wiedzy, umiejętności i narzędzi dla osiągnięcia celów projektu oraz zakończenie projektu i gromadzenie wiedzy z jego realizacji. Szczególną rolę w procesie zarządzania projektem odgrywa koordynator (kierownik) projektu. Jego zadaniem jest takie wykonywanie wszystkich czynności zarządzania projektem, aby umożliwić osiągnięcie

celów w ramach założonego zakresu prac i przy założonym czasie oraz budżecie. Do realizacji zadań projektowych, jeżeli wymaga tego przedsięwzięcie, powołuje się zespół projektowy. Członkowie zespołu wspierają koordynatora w realizacji zaplanowanych zadań.

Dążąc do urzeczywistnienia zapisów „Wizji działań na rzecz rozwoju PGL LP”, Lasy Państwowe przystąpiły do realizacji szeregu przedsięwzięć rozwojowych obejmujących następujące zagadnienia:

- system okresowej, powszechnej inwentaryzacji gatunków roślin, zwierząt i innych organizmów,
- projekt – Leśne Gospodarstwa Węglowe,
- projekt – Wartościowanie Nieruchomości Leśnych,
- pakiet projektów rozwojowych związanych z funkcjonowaniem zakładów LP o zasięgu regionalnym (wydobywanie pospolitych kopalin, drewno energetyczne; budownictwo drewniane, promocja dziczyny),
- znowelizowane zasady sprzedaży drewna,
- projekt – Wielki Szlak Leśny – wypoczynek, turystyka, edukacja i historia.

Wielkoskalowa inwentaryzacja przyrodnicza oraz monitoring przyrodniczy na obszarach leśnych

Nowoczesne leśnictwo, realizowane poprzez zrównoważoną i wielofunkcyjną gospodarkę leśną, w sposób szczególny dba o polską przyrodę. Jest to właściwa odpowiedź na wyzwania, jakie postawiono przed polskim modelem leśnictwa w XXI w.

Rozliczne konwencje wskazujące na konieczność ochrony przyrody, ratyfikowane przez Polskę, przynależność do Wspólnoty Państw Europejskich rodzą zobowiązania, których wypełnienie wymaga wdrożenia nowych narzędzi służących pozyskiwaniu i gromadzeniu wiedzy przyrodniczej. Nieprzypadkowo sieć obszarów Natura 2000 w dużej mierze wyznaczona została na gruntach leśnych zarządzanych przez Lasy Państwowe. Lasy te cechuje wysoka wartość przyrodnicza, charakteryzująca się występowaniem wielu rzadkich i chronionych gatunków roślin i zwierząt oraz siedlisk przyrodniczych.

Właściwe zarządzanie obszarami leśnymi, w szczególności lasami zlokalizowanymi w sieci Natura 2000, zrównoważone użytkowanie siedlisk i gatunków w nich chronionych w ramach zrównoważonej gospodarki leśnej, harmonijnie godzącej konieczność ich ochrony i zaspokajanie określonych potrzeb gospodarczych i społecznych, musi opierać się na rzetelnej i szczegółowej wiedzy przyrodniczej.

Strategiczny projekt Lasów Państwowych jest praktyczną realizacją powyższej zasady. Planowanie działań z zakresu gospodarki leśnej czy też z zakresu ochrony czynnej musi opierać się na dobrej jakości informacji o jego walorach przyrodniczych. Zasada ta dotyczy nie tylko obszarów Natura 2000 na gruntach zarządzanych przez Lasy Państwowe, ale ma charakter uniwersalny i powinna

być stosowana na całym obszarze zarządzanym przez Lasy Państwowe. Dalszym rozwinieciem tej zasady powinno być wykorzystanie informacji przyrodniczej zgromadzonej w systemie informatycznym Lasów Państwowych przez organy administracji rządowej różnego szczebla, instytucje i podmioty gospodarcze zaangażowane w proces planowania i realizacji działań mających wpływ na środowisko.

Wielkoskalowa inwentaryzacja i monitoring ekosystemów leśnych wpisuje się w realizację celów szczegółowych zaproponowanych w projekcie „Strategii na rzecz odpowiedzialnego rozwoju”. W Strategii tej przyjęto obligatoryjną zasadę, że warunkiem koniecznym towarzyszącym wszelkim podejmowanym działaniom aktywizującym rozwój gospodarczy i społeczny kraju jest należyta dbałość o środowisko naturalne. Aby sprostać temu wyzwaniu, konieczna jest wiarygodna informacja o dużym stopniu szczegółowości, dotycząca wartości przyrodniczej ekosystemów leśnych. Wykorzystywanie pozyskanych w ramach projektu danych przy planowaniu i realizacji inwestycji służących osiągnięciu celów ujętych w strategii jest niezbędne dla prawidłowej realizacji wszystkich jej celów.

Obecnie w Polsce, w ujęciu regionalnym i lokalnym (kompleks leśny, nadleśnictwo, obszar Natura 2000), brakuje spójnego systemu inwentaryzowania i monitorowania walorów przyrodniczych. Funkcjonujący monitoring przyrodniczy realizowany przez Główny Inspektorat Środowiska ze względu na niewielką liczbę nierównomiernie rozmieszczonych powierzchni monitoringowych w sposób dalece niewystarczający diagnozuje walory przyrodnicze terenów leśnych. Realizowana od kilku lat Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasu zasadniczo skupia się na badaniu drzewostanów, pomijając inne elementy ekosystemów leśnych. Brak rzetelnej i aktualnej informacji o walorach przyrodniczych na danym obszarze w wielu przypadkach nie pozwala właściwie ocenić wpływu na środowisko różnych przedsięwzięć, zwłaszcza o charakterze inwestycyjnym. Skutkować to może powstaniem znaczących szkód w środowisku naturalnym. Koszty społeczne i ekonomiczne takich zdarzeń są bardzo wysokie. Realizacja przedmiotowego projektu dostarczy informacji, które pozwolą uniknąć, lub znacząco ograniczą, negatywny wpływ na środowisko inwestycji, koniecznych dla właściwego rozwoju kraju.

Cele projektu:

1. Pozyskanie rzetelnych, o dużym stopniu szczegółowości, danych o walorach przyrodniczych obszarów leśnych.
2. Dostarczenie organom administracji rządowej różnych szczebli wysokiej jakości danych o walorach przyrodniczych obszarów leśnych.
3. Podniesienie jakości opracowywanych na obszarach Natura 2000 planów zadań ochronnych oraz planów urządzenia lasu z zakresem planu zadań ochronnych (poprzez dostarczenie wiarygodnych informacji na temat przedmiotów ochrony na obszarach Natura 2000).
4. Optymalizacja prowadzonej obecnie zrównoważonej gospodarki leśnej poprzez uwzględnienie pozyskanej w ramach projektu informacji w planach urządzenia lasu.

5. Znaczące ograniczenie negatywnego wpływu inwestycji z różnych dziedzin gospodarki poprzez dostarczenie informacji o środowisku na szczeblu lokalnym, które będą wykorzystywane w procesie decyzyjnym.
6. Podniesienie jakości opracowywanych planów, strategii i innych dokumentów o charakterze planistycznym poprzez dostarczenie danych przyrodniczych do wykorzystania przy ich opracowywaniu.

Przewiduje się objęcie projektem całości obszarów leśnych zarządzanych przez Lasy Państwowe oraz obszarów leśnych w parkach narodowych.

Waloryzacja ekosystemów leśnych pod względem przyrodniczym realizowana będzie z wykorzystaniem tzw. gatunków wskaźnikowych świadczących o wysokiej jakości przyrodniczej ekosystemów leśnych, m.in. tzw. gatunków starych lasów, gatunków parasolowych – owady, ptaki, duże drapieżniki (gatunki ze szczytu piramidy troficznej), gatunków stenotopowych itp. Przewiduje się wykonywanie szeregu inwentaryzacji, m.in.: entomologicznej, ornitologicznej, herpetologicznej, chiropterologicznej.

Założona zostanie sieć stałych powierzchni monitoringowych rozmieszczonych w regularnej siatce o wymiarach 1×1 km; na powierzchniach tych realizowany będzie szereg badań, m.in. pomiar drzewostanu (drzewa żywe i martwe), zdjęcie fitosocjologiczne (spisanie wszystkich gatunków roślin metodą Brauna-Blanqueta), odłów chrząszczy epigeicznych (wykładanie pułapek Barbera), określenie zasobów węgla organicznego w glebie. Dopuszcza się modyfikację metodyki i zakresu badań prowadzonych na powierzchniach monitoringowych. Nabywana wiedza, gromadzone doświadczenia praktyczne oraz regionalna specyfika przyrodnicza obszarów, na których będzie wdrażany projekt, czyni takie założenie oczywistym. Ponadto w wydzieleniach leśnych (drzewostanowych), w których zlokalizowano powierzchnie monitoringowe, przeprowadzone zostaną oględziny przyrodnicze, w ramach których odnotowywane będą rzadkie lub chronione gatunki roślin. W ww. wydzieleniach inwentaryzowane będą również wybrane (wskaźnikowe) gatunki chrząszczy związanych z martwymi drzewami.

Założeniem projektu jest powtarzalność ww. działań, dzięki czemu możliwe będzie monitorowanie zmian ekosystemów leśnych w dłuższych sekwencjach czasowych.

Projekt realizować będą pracownicy Lasów Państwowych posiadający stosowną wiedzę przyrodniczą i przeszkoleni z zakresu prac do wykonania w ramach inwentaryzacji. Zakłada się możliwość zaangażowania do prac inwentaryzacyjnych osób niezatrudnionych w Lasach Państwowych, dysponujących wiedzą o charakterze eksperckim w określonych dziedzinach (np. ornitologów, entomologów, chiropterologów itp.).

Uzyskane dane gromadzone będą w systemie informatycznym Lasów Państwowych, a po ich opracowaniu, na podstawie stosownego wniosku, będą udostępniane zainteresowanym podmiotom.

W 2016 r. na mocy aktów sprawstwa kierowniczego Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych, tj. zarządzenia nr 29, decyzji nr 336 i zatwierdzonych 14 czerwca oraz decyzji nr 453 zatwierdzonej 11 lipca 2016 r. rozpoczęto realizację projektu na obszarze Puszczy Białowieskiej – całość prac terenowych (I i II etap,

3 nadleśnictwa puszczańskie i Białowiecki Park Narodowy) – oraz na obszarze Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Krośnie – 10 nadleśnictw oraz Magurski i Roztoczański Park Narodowy (I etap).

W 2017 r. planuje się rozszerzenie prac inwentaryzacyjnych na kolejne zgrupowania nadleśnictw na obszarach leśnych zarządzanych przez PGL LP oraz w parkach narodowych pozostałej części kraju.

Leśne Gospodarstwa Węglowe

Wymogi ochrony środowiska przyrodniczego są jednym z ważniejszych uwarunkowań rozwoju społeczno-gospodarczego, a globalne zmiany klimatyczne i rosnąca presja związana z rozwojem ekonomicznym i społecznym uwypukliły znaczenie polityki państwa w zarządzaniu zasobami środowiska przyrodniczego. PGL LP przygotowuje projekt „Leśne Gospodarstwa Węglowe”, którego celem jest wykazanie roli obszarów leśnych w łagodzeniu negatywnych skutków zmian klimatycznych i pochłanianiu gazów cieplarnianych w środowisku. Działania w ramach projektu przyczynią się do utworzenia modelu pochłaniania dwutlenku węgla przez polskie lasy oraz doprowadzą do automatycznego określania ilości zakumulowanego węgla dla każdego wydzielenia drzewostanowego w Zintegrowanym Systemie Informatycznym Lasów Państwowych. Bardzo ważną kwestią będzie testowanie efektywności dodatkowych działań zmierzających do zwiększenia retencji CO₂ w ekosystemach leśnych. Wypracowane modele posłużą do udoskonalenia sposobu raportowania pochłaniania CO₂ przez Polskę w ramach porozumień międzynarodowych. Jednocześnie utworzenie systemu wewnętrznego, krajowego obrotu kredytami węglowymi umożliwi prowadzenie działalności promującej wkład różnych podmiotów gospodarczych w zwiększanie ilości węgla zretencjonowanego w lasach. W efekcie tej części projektu, w ramach rozszerzonej gospodarki leśnej, dzięki realizacji zadań i czynności dodatkowych, powstaną jednostki dodatkowego pochłaniania wprowadzane do obrotu z prawem nabycia przez zainteresowane instytucje i przedsiębiorstwa w ramach kształtowania *goodwillu* oraz polityki społecznej odpowiedzialności.

Realizacja projektu „Leśne Gospodarstwa Węglowe” wiąże się z koniecznością przeprowadzenia szerokiego zakresu badań zmierzających do uzyskania ilościowych informacji dotyczących bilansu węgla w ekosystemach leśnych przy uwzględnieniu różnicowania ich struktury oraz różnych scenariuszy działań gospodarczych. W szczególności działania dodatkowe prowadzone w drzewostanach zakwalifikowanych do Leśnych Gospodarstw Węglowych związane będą m.in. z „zarządzaniem” liczbą drzew w drzewostanie, strukturą socjalną, strukturą gatunkową i budową wewnętrzną drzewostanu oraz sposobem wymiany generacyjnej lasu. Projekt będzie obejmował trzy etapy.

W etapie pierwszym w różnych częściach Polski wybrano ponad 20 jednostek organizacyjnych PGL LP (nadleśnictw), na których terenie wytypuje się obszary o łącznej powierzchni nieprzekraczającej 30 tys. ha. Tam właśnie będą realizowane Leśne Gospodarstwa Węglowe (LGW). Podstawowym obiektem działań

będą leśne wydzielania drzewostanowe, których zbiór stanowi łączną powierzchnię dla realizacji działań dodatkowych. Jednocześnie etap I zakłada, że w latach 2017–2020 zostanie przeprowadzona nowoczesnymi metodami inwentaryzacja węgla w lasach Polski. W tym czasie, we współpracy z wiodącymi ośrodkami naukowymi, zostanie dopracowana metodyka zbierania danych, wybór reprezentatywnych powierzchni badawczych na terenie całego kraju, a także prowadzone będą na szeroką skalę pomiary w terenie i pobieranie próbek biomasy ze wszystkich rezerwuarów węgla w ekosystemach leśnych. Równolegle wykonywane prace laboratoryjne będą zmierzały do określenia ilości i zmienności zasobów węgla w zależności od rezerwuarów – części składowych ekosystemu leśnego – i w zależności od rodzaju działań w ramach prowadzonej gospodarki leśnej. Na tym etapie zostaną opracowane szczegółowe rozwiązania dotyczące czynności gospodarczych w leśnictwie prowadzących do zwiększenia pochłaniania dwutlenku węgla przez polskie lasy.

W etapie II, przewidzianym na lata 2021–2030, zostaną opracowane oryginalne polskie wzory allometryczne i współczynniki przeliczeniowe biomasy, które posłużą do zbudowania modelu bilansu węgla w lasach. Jednocześnie prowadzone będą prace oceniające efektywność działań dodatkowych pod kątem pochłaniania atmosferycznego dwutlenku węgla. Uwzględnienie najbardziej efektywnych działań dodatkowych pozwoli zidentyfikować nowe obszary, które zostaną włączone do Leśnych Gospodarstw Węglowych.

Etap III projektu (lata 2031–2050) obejmuje dalsze badania efektywności działań dodatkowych w leśnictwie na zwiększenie retencji CO₂ w ekosystemach leśnych oraz włączanie do Leśnych Gospodarstw Węglowych kolejnych obszarów.

Wartościowanie Nieruchomości Leśnych

Projekt „Wartościowanie Nieruchomości Leśnych” zmierza do kompleksowego rozwiązania kwestii procedury określania wartości lasów i innych nieruchomości gruntowych, wchodzących lub mających wejść w skład zasobów zarządzanych przez PGL LP. Nowa koncepcja wartościowania nieruchomości leśnych zakłada zmiany istniejących sposobów określania wartości drzewostanu i gruntu, obejmujące zastosowanie nowoczesnych metod rynkowych. Projekt przewiduje realizację prac przygotowawczych, naukowych, wdrożeniowych oraz działalność upowszechniającą rezultaty prac nad projektem.

Badania naukowe obejmować będą opracowanie metodyki wartościowania nieruchomości leśnych z uwzględnieniem nowoczesnych metod rynkowych w oparciu o techniki kapitalizacji i dyskontowania, stworzenie koncepcji lokalnych szeregów rozwojowych drzewostanów oraz ustalenie leśnej stopy procentowej. Prace wdrożeniowe obejmować będą m.in. przygotowanie dokumentacji technicznej oraz instalację oprogramowania w ramach SILP umożliwiającego przeprowadzenie prac wdrożeniowych w jednostkach organizacyjnych LP. Działania wdrożeniowe będą wykonywane w wybranych nadleśnictwach PGL LP. Upowszechnienie dorobku z realizacji projektu umożliwi wykorzystanie opracowanej

nowatorskiej metody określania wartości nieruchomości leśnych przez szerokie kręgi interesariuszy, w tym m.in. na potrzeby wykreowania standardu rzeczoznawczego czy ustalania majątku Skarbu Państwa.

Pakiet projektów rozwojowych związanych z funkcjonowaniem zakładów LP o zasięgu regionalnym (wydobywanie pospolitych kopalin; drewno energetyczne; budownictwo drewniane)

W strukturze Lasów Państwowych funkcjonują zakłady regionalne, których głównym zadaniem jest wspieranie jednostek Lasów Państwowych w zakresie robót, dostaw i usług. Ponadto zakłady mogą rozszerzyć swą działalność o sprzedaż podmiotom zewnętrznym produktów wytwarzanych na potrzeby Lasów Państwowych. Jest konieczne, aby działalność zakładów odbywała się w uprawnionym obszarze działalności Lasów Państwowych i była jednocześnie uzasadniona ekonomicznie. Odpowiadając na potrzeby zarówno jednostek LP, jak i zewnętrznych interesariuszy, Lasy Państwowe zaplanowały szereg przedsięwzięć angażujących zakłady regionalne.

Pozyskanie koncesji na eksploatację kopalin własności nieruchomości gruntowej ze złóż na obszarach w zarządzie PGL LP

Powierzenie zadania wydobywania kopalin zakładom o zasięgu regionalnym we wskazanych lokalizacjach na obszarach będących w zarządzie PGL LP. Działanie jest konieczne ze względu na znaczne zapotrzebowanie na surowiec służący do budowy infrastruktury drogowej na terenach będących w zarządzie PGL LP i ma charakter pilotażowy. Projekt dotyczy działań przygotowawczych do eksploatacji kopalin na złożach położonych w granicach gruntów zarządzanych przez PGL LP i obejmuje etap uzyskania koncesji przez jednostkę LP.

Projekt posłuży do wypracowania procedur pozwalających na uzyskanie koncesji w zakresie wydobywania kopalin ze złóż przez zakłady LP umożliwiającej prowadzenie zakładów górniczych. Ponadto rozwiązanie to ma dać odpowiedź na pytanie, czy wysoka specjalizacja zakładu, a co za tym idzie – eksperckość w podejmowanych działaniach na obszarze całego kraju – jest działaniem prowadzącym do samofinansowania. Zdobyte doświadczenie wykorzystane zostanie do opracowania podręcznika wdrażania dla działania „Eksploatacja kopalin ze złóż własności nieruchomości gruntowej na obszarach w zarządzie PGL LP”. Efektem dodanym projektu będzie stworzenie mapy występowania kopalin na obszarze zarządzanym przez PGL LP oraz planu ich wykorzystania przez jednostki organizacyjne Lasów Państwowych.

Drewno dla samowystarczalności energetycznej samorządów oraz dla bezpieczeństwa energetycznego państwa

Jedną z głównych funkcji gospodarczych biomasy leśnej jest możliwość jej zastosowania dla celów energetycznych, rozumianych jako produkcja energii elek-

trycznej, ciepłej i chłodu. Obecnie najpowszechniej stosowaną technologią wykorzystania biomasy są różne formy spalania bezpośredniego (w gospodarstwach domowych w piecach i kominkach oraz w „dużej energetyce” z użyciem różnego rodzaju kotłów opalanych drewnem lub do współspalania). Sposoby te jednak nie realizują założeń proekologicznej „gospodarki cyklicznej”.

Polityka proekologiczna państwa polskiego wymaga zatem od PGL LP, w ramach realizowanej misji, podjęcia prac nad zidentyfikowaniem, opracowaniem i wdrożeniem oraz standaryzacją technologii pozyskiwania energii z biomasy leśnej przy maksymalnym ograniczeniu lub eliminacji emisji czynników szkodliwych, co jest zadaniem projektu.

Polskie Domy Drewniane – budownictwo pasywne z drewna

Projekt promuje drewno jako odnawialny surowiec, przyjazny dla środowiska naturalnego i klimatu, w kontekście możliwości jego wykorzystania do budownictwa. Proponowany projekt obejmuje promocję drewna ukierunkowaną na nowoczesne technologie energooszczędne. Lasy Państwowe w tym kontekście są promotorem rozwiązań prośrodowiskowych. W ramach projektu będzie miało miejsce poszukiwanie technologii obniżających koszty własne poprzez zastosowanie rozwiązań energooszczędnych.

Projekt wpisuje się w działalność rozwojową Lasów Państwowych również pod kątem transferu wiedzy i technologii polegającego na budowaniu potencjału technologicznego Lasów Państwowych w zakresie tzw. zielonych technologii uwzględniającego przeszkolenie kadry oraz wydanie podręcznika dobrych praktyk. Ważną częścią projektu będzie stała współpraca z interesariuszami zewnętrznymi mająca na celu wsparcie samorządów przy planowaniu i realizacji inwestycji wspólnych z wykorzystaniem drewna jako podstawowego surowca budowlanego.

Znowelizowane zasady sprzedaży drewna

Podjęcie prac nad zarządzeniem, które w spójny i klarowny sposób uregulowałoby zasady sprzedaży drewna w Lasach Państwowych, było potężnym wyzwaniem, ale też koniecznością. Od lat system sprzedaży drewna działał w mniej więcej ustalonej formie, ale też co roku był modyfikowany, by uwzględnić postulaty branży drzewnej – często wzajemnie sprzeczne ze względu na zróżnicowaną strukturę i interesy podmiotów w tym sektorze – oraz potrzeby LP lub usunąć doraźne problemy. Ostatecznie powstał złożony konglomerat różnych rozwiązań, mający pogodzić interesy wszystkich, a niesatysfakcjonujący w dostatecznym stopniu nikogo. Przyszedł czas na rozwiązanie całościowe, wprowadzające przy tym jednolitą terminologię, jasno wskazujące podstawy prawne itd. Zarządzenie obejmuje kilkanaście kluczowych zagadnień, w tym cały proces oznaczania surowca drzewnego pod względem przyszłych jego nabywców. Przede wszystkim definiuje ono poszczególne rynki sprzedaży drewna, np. podstawowy, dla rozwoju, detaliczny, drewna niepełnowartościowego czy drewna pokłeskowego, oraz odpowiadające im zasady sprzedaży, by należycie uwzględnić specyfikę różnych

sortymentów, nabywców lub innych okoliczności. Reguluje także m.in. kwestię modelowania i prognozowania podaży i cen drewna w LP oraz ich wpływu na kondycję samych LP i całego sektora drzewnego. Głównym narzędziem oznaczania surowca pod względem przyszłych nabywców pozostanie internetowy Portal Leśno-Drzewny. Prace nad zarządzeniem w Dyrekcji Generalnej LP są w toku, jego projekt jest również przedmiotem konsultacji z odbiorcami drewna w ramach Komisji Drzewnej. Wdrożenie nowych zasad sprzedaży drewna zaplanowano na rok 2017.

Na etapie przygotowań są ponadto inicjatywy kolejnych działań rozwojowych, m.in. „Wielki Szlak Leśny” i „Promocja dzicyzny”. Pierwszy z projektów stanie się odpowiedzią na zwiększające się zainteresowanie odpoczynkiem na łonie natury, które Lasy Państwowe zaobserwowały w ostatnich latach. Udostępnianie lasu i kształtowanie odpowiedzialnych przyrodniczo postaw wśród jego użytkowników jest istotnym elementem misji Lasów Państwowych. Obszary, które będą promowane na Wielkim Szlaku Leśnym (wypoczynek – turystyka – edukacja – historia), sprawią, że stanie się on atrakcyjnym i wartościowym miejscem rekreacji i klubowego korzystania z lasów. Drugi projekt ma na celu m.in. promocję wyrobów z dzicyzny jako zdrowej żywności oraz jej dystrybucji w sprzedaży bezpośredniej.

Sesja referatowa

Wpływ sposobu postępowania z pozostałościami zrębowymi i przygotowania gleby na zrębie na wzrost sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z sadzenia i samosiewu

Marta Aleksandrowicz-Trzcińska¹, Stanisław Drozdowski²,
Zbigniew Wołczyk², Henryk Żybura²

¹Katedra Ochrony Lasu i Ekologii, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego,
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, marta_aleksandrowicz_trzcinska@sggw.pl

²Katedra Hodowli Lasu, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, ul. Nowoursynowska 159,
02-776 Warszawa

Postępowanie z pozostałościami zrębowymi oraz różne sposoby przygotowania gleby na zrębie mogą kształtować odmienne warunki wzrostu drzew leśnych poprzez różnicowanie warunków powietrzno-wilgotnościowych, troficznych (Malik, Hu 1997; Gornowicz 2004; Prévosto, Ripert 2008) czy mikrobiologicznych gleby (Kwaśna i in. 2015) w zależności od żyzności siedliska, warunków klimatycznych (Löf i in. 2012), zagrożenia ze strony owadów i patogenów grzybowych oraz odnawianego gatunku (Kolk 2005).

Celem badań było porównanie wpływu trzech sposobów postępowania z pozostałościami zrębowymi (rozdrobienie kruszarką i wymieszanie z glebą, rozdrobienie rębakiem i pozostawienie na powierzchni, usunięcie poza granice zrębu) i trzech sposobów przygotowania gleby (bruzdy wykonane pługiem LPz lub pługiem aktywnym oraz pasy przygotowane frezem leśnym) na wzrost, przeżywalność i zagęszczenie siedmioletniej sosny odnowionej sadzeniem lub naturalnie z obsiewu bocznego.

Jednoroczne sadzonki sosny zostały posadzone wiosną następnego roku po uzyskaniu odnowienia naturalnego, w liczbie 10 tys. szt. ha⁻¹. Tak więc sosny w doświadczeniu były w jednym wieku. Pomiary wykonano trzykrotnie, po 2., 4. i 7. roku trwania doświadczenia. Każdorazowo zmierzono wysokość i średnicę w szyi korzeniowej. W odnowieniu sadzeniem pomierzono wszystkie sosny. W odnowieniu samosiewem pomiary wykonano na powierzchniach próbnych. Łącznie wyznaczono 135 powierzchni próbnych (5 powierzchni × 3 sposoby postępowania z pozostałościami × 3 sposoby przygotowania gleby × 3 powtórzenia) rozmieszczonych schematycznie. Pojedynczą powierzchnię stanowił 1-metrowy odcinek bruzdy lub pasa na całej szerokości.

Sosny z sadzenia były istotnie wyższe, grubsze w szyi korzeniowej i charakteryzowały się wyższą przeżywalnością w porównaniu z drzewkami odnowionymi naturalnie. Odnowienie sadzeniem cechowało się istotnie niższym średnim zagęszczeniem w porównaniu z odnowieniem naturalnym. Sposób postępowania

z pozostałościami zrębowymi nie miał wpływu na wielkość parametrów biometrycznych sosen, ich przeżywalność i zagęszczenie. Sposób przygotowania gleby pozostawał bez wpływu na wysokość i grubość w szyi korzeniowej oraz przeżywalność sosny, natomiast miał istotny wpływ na zagęszczenie. Samosiew powstały na glebie przygotowanej pługiem LPz charakteryzował się istotnie wyższym zagęszczeniem (nieco powyżej 20 tys. szt. ha⁻¹ po 7 latach wzrostu) w porównaniu z pozostałymi wariantami doświadczenia. Sosny z sadzenia, bez względu na sposób przygotowania gleby oraz odnowienie naturalne powstałe na glebie przygotowanej pługiem aktywnym i frezem, nie różniły się wielkością zagęszczenia.

Użycie pługa LPz do przygotowania gleby na zrębie pod odnowienie naturalne wiąże się z najmniejszym ryzykiem niepowodzenia bez względu na sposób postępowania z pozostałościami zrębowymi. Natomiast przy doborze najodpowiedniejszej metody przygotowania powierzchni zrębu i gleby przy odnowieniu sadzeniem należy kierować się przede wszystkim wskazaniem ekologicznymi i ekonomicznymi oraz takimi czynnikami lokalnymi, jak: warunki mikroklimatyczne, szczególnie ilość opadów, żyzność siedliska oraz stopień zagrożenia ze strony szkodników owadzych i chorób grzybowych.

Literatura

- Gornowicz R. 2004. Wpływ wybranych sposobów utylizacji pozostałości zrębowych na środowisko i chemizm gleby. *Postępy Techniki w Leśnictwie* 87: 31–37.
- Kolk A. 2005. Ocena wybranych sposobów utylizacji pozostałości zrębowych pod względem ochrony lasu. *Postępy Techniki w Leśnictwie* 92: 25–28.
- Kwaśna H., Łakomy P., Gornowicz R., Mikiciński A., Borowczyk-Behnke J., Gałązka S. 2015. Struktura zbiorowisk grzybów i bakterii w glebie 1-rocznej uprawy i 10-letniego młodnika w zależności od sposobu przygotowania gleby. *Sylwan* 159(1): 71–81.
- Löf M., Dey D.C., Navarro R.M., Jacobs D.F. 2012. Mechanical site preparation for forest restoration. *New Forests* 43: 825–848.
- Mallik A.U., Hu D. 1997. Soil respiration following site preparation in boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management* 97: 265–275.
- Prévosto B., Ripert C. 2008. Regeneration of *Pinus halepensis* stand after partial cutting in southern France: impacts of different ground vegetation, soil and logging slash treatments. *Forest Ecology and Management* 256: 2058–2064.

Obce gatunki drzew w Nadleśnictwie Starogard – występowanie oraz dynamika rozprzestrzeniania

Jan Banacki

Nadleśnictwo Starogard, ul. Gdańska 12, 83-200 Starogard Gdański,
jan.banacki@gdansk.lasy.gov.pl

Obowiązująca ustawa o ochronie przyrody (2004 – art. 120.4) zezwala na stosowanie w gospodarce leśnej obcych gatunków drzew pod warunkiem, że nie zagrożą rodzimym gatunkom i ekosystemom. Jednocześnie zasady, kryteria i wskaźniki dobrej gospodarki leśnej w systemie Forest Stewardship Council w Polsce (2010) w punkcie 6.9.1 określają, że wykorzystywanie gatunków obcych jest zgodne z obowiązującym prawem, o ile są monitorowane tak, aby uniknąć ich negatywnego wpływu na ekosystemy leśne. Wychodząc naprzeciw wyżej wymienionym zapisom, w latach 2014–2016 wykonano inwentaryzację obcych gatunków drzew występujących w Nadleśnictwie Starogard, przyjmując definicję gatunku obcego za Richardsonem (2010), tj. traktując każdy takson, który został przeniesiony w sposób zamierzony lub przypadkowy przez człowieka poza jego zasięg naturalny, jako obcy.

Po dokonaniu przeglądu dostępnych opracowań fitosocjologicznych oraz innych materiałów dotyczących roślinności Nadleśnictwa Starogard, a także wyników ankiety rozesłanej do pracowników miejscowej służby leśnej, wykonano kompleksowy przegląd drzewostanów. Jako podstawowe stanowisko przyjęto wydzielenie leśne. Na każdej pozycji oceniono między innymi: liczebność występowania gatunku, jego zdolność do naturalnego odnawiania i rozprzestrzeniania się, stan siedliska oraz wpływ czynników antropogenicznych na powstanie poszczególnych stanowisk (odległość od granicy lasu, średnią odległość wydzielienia od najbliższych zabudowań oraz obliczono zagęszczenie dróg w oddziale). Po wykonaniu opisów florystycznych 282 stanowisk określono częstość występowania poszczególnych gatunków w całym nadleśnictwie.

Na powierzchni nadleśnictwa (21 600 ha) zainwentaryzowano ogółem 25 obcych gatunków drzewiastych, w tym siedem gatunków drzew uznanych za inwazyjne (Tokarska-Guzik 2012). Największą liczbę stanowisk wykazały: *Quercus rubra* L. – 64, *Robinia pseudoacacia* L. – 43, *Populus × canadensis* – 34 (w tym 30 plantacji topolowych), *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco. – 38, *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. – 22, *Acer negundo* L. – 16, *Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière – 16 oraz *Thuja occidentalis* L. – 8 stanowisk.

W przypadku 168 wydzieleń (drzewostanów) zajmujących łącznie 546 ha gatunek obcy był gatunkiem panującym lub współpanującym. Wyraźnie więcej takich gatunków zainwentaryzowano w bezpośrednim sąsiedztwie osad oraz w wydzieleniach przylegających do granicy polno-leśnej lub położonych w niewielkiej od niej odległości (do 100 m) niż w głębi kompleksów. Dotyczy to 22 gatunków z ogólnej liczby 25 zainwentaryzowanych. Na badanym terenie odnotowano też

obecność takich stosunkowo rzadko spotykanych gatunków, jak: *Pinus jeffreyi* Balf., *Carya ovata* (Mill.) K.Koch. czy *Abies concolor* (Gordon) Lindl.

W przypadku niektórych gatunków (np. *A. negundo* L., *R. pseudoacacia* L.) nawet nieliczne, grupowe domieszki czy pojedyncze egzemplarze stanowią realne zagrożenie dla gatunków rodzimych z uwagi na łatwość, z jaką się rozprzestrzeniają. Opisano sześć powierzchni, na których od pojedynczych egzemplarzy wymienionych gatunków powstały samoistne odnowienia zajmujące powierzchnię do 0,50 ha. W obrębie siedmiu upraw leśnych gatunkami dominującymi były *Amelanchier lamarckii* F.G.Schroed. oraz *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh., które w drodze rozmnażania wegetatywnego z pędów odroślowych stworzyły zwarte zarośla uniemożliwiające odnowienie lasu. Zwrócono też uwagę na występowanie mieszańców powstałych w ramach krzyżowania się rodzimych gatunków drzew z gatunkami obcymi. Na ogólną liczbę 23 zwartych plantacji modrzewiowych na 16 stwierdzono znaczące występowanie mieszańców *L. kaempferi* z *L. decidua*.

Znaczna część zainwentaryzowanych drzewiastych gatunków obcych nie wykazuje cech ekspansji na badanym terenie, nie znaczy to jednak, że gatunki te nie będą w przyszłości zagrożeniem dla rodzimej flory. Dotyczy to między innymi *P. menziesii* Mirb. i *Pinus nigra* J.F.Arnold., które ze względu na użyteczność mogą być tolerowane pod warunkiem systematycznego monitorowania.

Literatura

- Richardson D.M., Pysek P., Carlton J.T. 2010. A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołodyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. GDOŚ, Warszawa.

Przemiana sposobu zagospodarowania lasu na przerębowy na przykładzie jednostki kontrolnej Trzebieszowice w Nadleśnictwie Łądek-Zdrój

Władysław Barzdajn¹, Wojciech Kowalkowski²

Katedra Hodowli Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 69, 60-625 Poznań, ¹barzdajn@up.poznan.pl, ²wojkowal@up.poznan.pl

W ramach prowadzonego od 1998 r. programu restytucji jodły pospolitej w Sude-tach założono pięć jednostek kontrolnych, na których wprowadza się przerębowy sposób zagospodarowania lasu. Jest on najlepszy dla jodły, ze względu na jej właściwości ekologiczne, i jednocześnie najlepszy dla lasów wielofunkcyjnych, gdyż nie przerywa ciągłości lasu. Ciągłość lasu jest istotna na terenach narażonych na

erozję (góry), cennych przyrodniczo i intensywnie zagospodarowanych turystycznie. Takim obszarem są Sudety, gdzie udział jodły w składzie gatunkowym lasów wynosił w 1998 r. 0,4%. Stąd wynika konieczność restytucji gatunku i przemiany sposobu zagospodarowania. Przerębowy sposób zagospodarowania wymaga określenia optymalnych relacji pomiędzy strukturą lasu a przyrostem przy zachowaniu ciągłości przyrostu i użytkowania. Celem naszej pracy jest przebadanie relacji pomiędzy strukturą drzewostanów a przyrostem w jednostkach kontrolnych stworzonych dla jodły odtwarzanej w Sudetach oraz przebadanie i zaproponowanie postępowania hodowlano-leśnego.

Jednostka kontrolna Trzebieszowice jest położona w Górach Złotych i zajmuje powierzchnię 25,74 ha. W 2002 r. założono w niej sieć 50 stałych kołowych powierzchni próbnych o wielkości 0,05 ha. Na powierzchniach tych trzykrotnie wykonano pomiar drzewostanów, w latach 2002, 2006 i 2015. Określono położenie wszystkich drzew za pomocą współrzędnych biegunowych oraz pomierzono pierśnice wszystkich drzew i wysokości wybranej ich części. Określono funkcyjne zależności pomiędzy pierśnicą a wysokością i miąższością grubizny drzew. Określono też zmiany struktury pierśnicowej, wysokościowej i miąższościowej drzewostanów. Oznaczono przyrost okresowy powierzchni przekrojów i miąższości drzewostanów oraz potencjał przyrostowy pojedynczych drzew w zależności od gatunku i pierśnicy.

Stwierdzono pożądany kierunek zmian struktury pierśnicowej drzewostanu. Najbardziej produkcyjnym gatunkiem jest jodła. Potencjał produkcyjny buka okazał się najniższy spośród gatunków lasotwórczych. W odnowieniach (dorostach) przeważa buk, a brakuje wśród nich jodły. Jodła wymaga zatem dalszego wspierania, w tym odnowienia sztucznego.

Analiza odnowienia naturalnego jarzębu brekinii (*Sorbus torminalis*) na powierzchni doświadczalnej w Nadleśnictwie Krzyż (północno-zachodnia Polska)

Leszek Bednorz, Renata Nowińska*

*Katedra Botaniki, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71C,
60-625 Poznań, *lbednorz@up.poznan.pl*

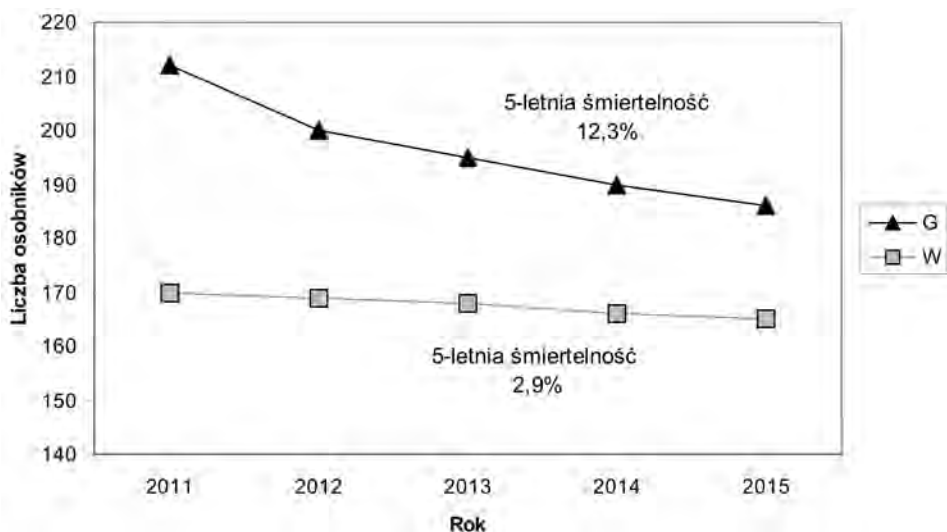
Jarząb brekinia (*Sorbus torminalis*) występuje na terenie Nadleśnictwa Krzyż tylko na jednym stanowisku, położonym na wysoczyźnie doliny Drawy, w Leśnictwie Dębina. Lokalna populacja brekinii obejmuje 23 drzewa, z których większość kwitnie i owocuje, oraz dość liczne odnowienie naturalne. W 2011 r. w oddziale 178b, stanowiącym wyłączony drzewostan nasienny dębu bezszypułkowego, ogrodzono trzy powierzchnie (0,41, 0,13 i 0,07 ha), na których stwierdzono od-

nowienie naturalne brekinii. Na największej z nich, na której rosną trzy dorosłe drzewa brekinii, od 2011 r. prowadzone są obserwacje okazów z odnowienia, które zostały skartowane i opatrzone etykietami (Bednorz, Zwierzyński 2015). W ramach zabiegów pielęgnacyjnych raz w roku usuwany jest podrost grabowy, zagłuszający odnowienie jarzębu brekinii.

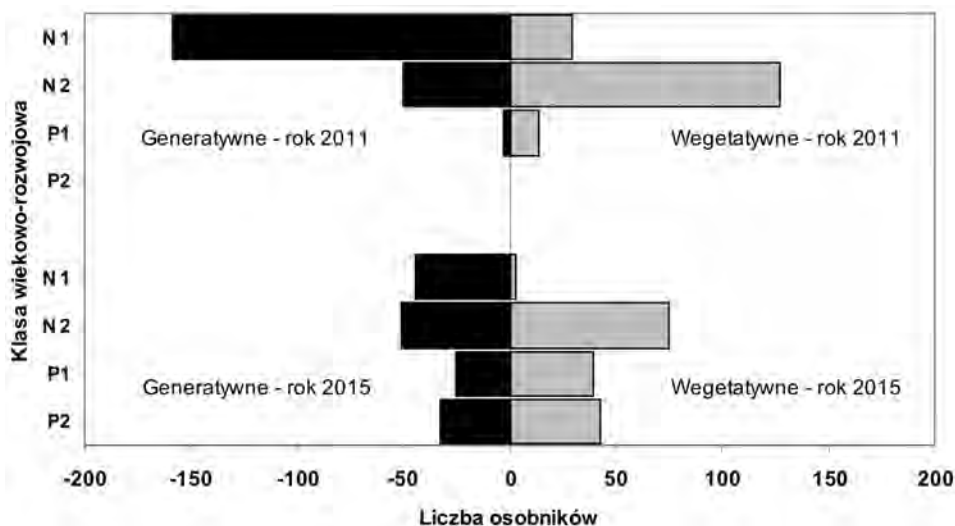
Odnalezione w 2011 r. osobniki z odnowienia zostały skategoryzowane ze względu na pochodzenie: G – generatywne (z nasion) i W – wegetatywne (z odrostów korzeniowych) oraz przypisane do jednej z klas wiekowo-rozwojowych na podstawie wysokości roślin (N1: do 15 cm, N2: 16–49 cm, P1: 50–79 cm, P2: ponad 80 cm). Pochodzenie osobników zostało określone na podstawie analiz genetycznych, różnic morfologicznych między siewkami i odrostami oraz rozmieszczenia okazów na powierzchni.

Wzrost i przeżywalność młodych brekinii monitorowano raz w roku (wczesną jesienią) w pięciu kolejnych latach, mierząc ich wysokość, przyrost roczny pędu głównego, średnicę w szyi korzeniowej oraz określając liczbę żywych pędów bocznych pierwszego rzędu. Celem badań była analiza porównawcza wzrostu i przeżywalności w zależności od pochodzenia oraz wieku osobnika z odnowienia.

W roku 2011 na ogrodzonej powierzchni badawczej występowały 382 młode okazy brekinii, w tym 212 okazów pochodzenia generatywnego i 170 odrostów. W kolejnych pięciu latach badań 69 osobników obumarło, 36 nie zostało odnalezionych, natomiast 2 osobniki zostały znacznie uszkodzone. W okresie obserwacyjnym śmiertelność okazów pochodzenia generatywnego wyniosła około 12%, natomiast śmiertelność odrostów – około 3% (ryc. 1). Wszystkie obumarłe okazy pochodzenia generatywnego reprezentowały klasę wiekowo-rozwojową N1. W przypadku odrostów zamierały osobniki z klas N1, N2 i P1.



Ryc. 1. Zamieranie okazów *Sorbus torminalis* pochodzenia generatywnego (G) i odrostów (W) w latach 2011–2015



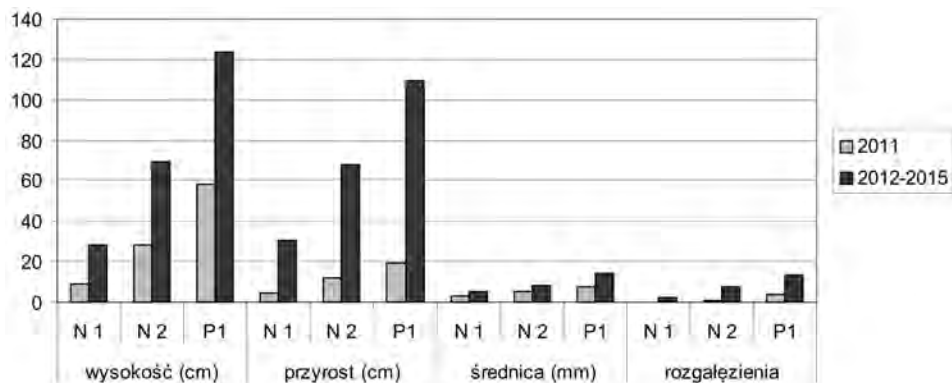
Ryc. 2. Piramida wiekowo-rozwojowa okazów *Sorbus torminalis* pochodzenia generatywnego i wegetatywnego w latach 2011 i 2015

W okresie badawczym znaczącym zmianom uległa piramida wiekowo-rozwojowa okazów pochodzenia wegetatywnego i generatywnego. W pierwszym roku obserwacji większość siewek klasyfikowała się w grupie N1, a odrostów w grupie N2. Klasa P2 nie była reprezentowana w odnowieniu. W 2015 r. odnotowano obecność czterech klas wiekowo-rozwojowych oraz znacznie bardziej wyrównany udział okazów w poszczególnych klasach (ryc. 2).

Tabela 1. Średnie arytmetyczne i wyniki testu t-Studenta dla cech morfologicznych okazów *Sorbus torminalis* pochodzenia generatywnego (G) i odrastów (W) w latach 2011 i 2015. Istotnie wyższe wartości zostały pogrubione

Cecha	Klasa rozwojowa*	2011		test t (wartość p)	2015		test t (wartość p)
		G	W		G	W	
Wysokość (cm)	N1	7,8	12,0	0,000	29,0	25,5	0,469
	N2	25,0	30,1	0,001	81,5	64,5	0,014
	P1	58,3	58,5	0,979	147,3	118,1	0,373
Przyrost roczny (cm)	N1	3,9	6,7	0,000	8,3	4,9	0,076
	N2	9,7	12,6	0,011	19,7	10,2	0,000
	P1	11,7	20,8	0,090	30,3	20,5	0,267
Średnica w szyi korzeniowej (mm)	N1	2,4	4,3	0,000	4,8	5,6	0,135
	N2	5,6	5,2	0,257	9,8	7,9	0,001
	P1	10,0	7,3	0,044	16,7	13,2	0,231
Liczba rozgałęzień bocznych	N1	0,1	0,0	0,142	2,6	1,9	0,253
	N2	1,0	1,0	0,988	9,6	6,9	0,001
	P1	4,7	3,6	0,637	18,7	12,5	0,047

* klasa rozwojowa wg stanu na 2011 r.



Ryc. 3. Średnie wartości cech u okazów z różnych klas wiekowo-rozwojowych (wg stanu na 2011 r.) w 2011 i 2015 r.

Analiza tempa wzrostu odnowienia pokazała, że okazy pochodzenia generatywnego rosły szybciej aniżeli odrosty korzeniowe. Wskazują na to głównie różnice w przyrostach rocznych i wysokości całkowitej roślin (tab. 1).

Tempo wzrostu zależy również od wieku okazów odnowienia: istotnie wzrasta wraz z wiekiem, jeżeli porównujemy wartości bezwzględne cech, natomiast nieznacznie maleje, jeżeli rozpatrujemy przyrost względny (ryc. 3).

Literatura

Bednorz L., Zwierzyński J. 2015. Active protection of the population of the wild service tree (*Sorbus torminalis*) in Forest District of Krzyż (north-western Poland). [W:] C. Kozioł, D. Duda, M. Beza, M. Pałucka (red.), Materiały konferencyjne. Międzynarodowa konferencja naukowa „Genetic Resources Conservation – Scientific and Social Challenges”. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, Leśny Bank Genów Kostrzyca, Miłków, s. 103–107.

Wpływ depozycji azotu organicznego w środowisku na reprodukcję drzew

Michał Bogdziewicz¹, Elizabeth E. Crone²,
Michael A. Steele³, Rafał Zwolak¹

¹Instytut Biologii Środowiska, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89,
61-614 Poznań, *michalbogdziewicz@gmail.com

²Department of Biology, Tufts University, 84 West South Street, PA 18766, Medford, USA

³Department of Biology, Wilkes University, 163 Packard Ave, MA 02155, Wilkes-Barre, USA

Relatywnie niewiele wiadomo o wpływie antropogenicznych zmian środowiskowych na rekrutację drzew. Niemniej to reprodukcja jest głównym czynnikiem oddziałującym na długoterminową dynamikę populacji roślin. W naszych badaniach wykorzystaliśmy Długoterminowy Eksperyment Ekologiczny (*Long-Term Ecological Research Site*, LTER) w Harvard Forest (USA) w celu zbadania, w jaki sposób chroniczna (ponadddwudziestopięcioletnia), zwiększona depozycja azotu organicznego w środowisku wpłynie na ekologię reprodukcji dębu czerwonego (*Quercus rubra*).

Dęby rosnące na eksperymentalnych poletkach produkowały 4–9-krotnie więcej żołądzi niż drzewa kontrolne. Jednakże depozycja azotu równocześnie wpłynęła na biotyczne interakcje drzew z konsumentami nasion. Chroniczna depozycja azotu zwiększyła infestację nasion przez larwy *Curculio*, najprawdopodobniej na skutek zaburzenia mechanizmu nasycenia konsumentów (ang. *predator satiation*). Prawdopodobieństwo zniszczenia zarodka nasiona przez larwy *Curculio* było większe na poletkach eksperymentalnych niż kontrolnych. Proporcja nasion rozniesionych i schowanych przez gryzonie była mniejsza w przypadku żołądzi wyprodukowanych przez eksperymentalne drzewa. Kielkowanie żołądzi wyprodukowanych przez drzewa rosnące na poletkach eksperymentalnych było mniejsze niż nasion produkowanych przez drzewa kontrolne.

Uwzględnienie zmienionych biotycznych interakcji odwróciło końcowy wynik wpływu depozycji azotu na reprodukcję dębów. Pozytywne efekty spowodowane przez zwiększoną produkcję żołądzi zostały zniesione przez negatywne interakcje z konsumentami nasion. Nasze wyniki podkreślają ważność pośrednich biotycznych interakcji w badaniach wpływu zmian środowiskowych na dynamikę populacji roślin. Długoterminowa, zwiększona depozycja azotu organicznego w środowisku ma znaczący potencjał, by zakłócić rekrutację drzew takich jak dęby. Biorąc pod uwagę powszechnie zwiększającą się depozycję azotu w środowisku, należy stwierdzić, że procesy podobne do opisanych mogą mieć miejsce w innych systemach, zmieniając dynamikę rekrutacji drzew.

Phenotypic and transcriptomics dynamics during tension wood induction in *Eucalyptus globulus*

Victor Carocha^{1,2}, Francisco Fernandes³, Pedro Fevereiro^{1,3,4},
Jacqueline Grima-Pettenati², Jorge A. Pinto Paiva^{3,5*}

¹Biotecnologia de Células Vegetais, Instituto de Tecnologia de Química Biológica (ITQB),
Av. da República, Quinta do Marquês, 2781-901 Oeiras, Portugal

²Laboratoire de Recherche en Sciences Végétales, Université Toulouse III, UPS, CNRS,
BP 42617, Auzeville, 31326 Castanet Tolosan, France

³Instituto de Biologia Experimental e Tecnológica (IBET), Av. República, Quinta do Marquês,
2781-901 Oeiras, Portugal

⁴Departamento de Biologia Vegetal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL),
Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal

⁵Instytut Genetyki Roślin Polskiej Akademii Nauk, ul. Strzeszyńska 34, 60-479 Poznań, Poland
*jpai@igr.poznan.pl

Xylogenesis requires a thigh spatiotemporal transcriptional and post-transcriptional regulation of a large number of genes. Despite the recent progress on transcriptional regulation of wood formation, our knowledge on the miRNA-mediated post-transcriptional regulation of these processes is still very limited. In plants, the post-transcriptional regulation by microRNAs (miRNAs; 20–24nt non-coding RNA) has been recognized to play crucial roles in diverse biological processes, including vascular cambium differentiation.

To provide new insights on the molecular regulation of cell-wall variability we assessed the dynamic of transcriptome (coding and non-coding) during the induction of tension wood in grown-field *Eucalyptus globulus*. Coding transcriptome dynamics were accessed by NGS technology and annotated, using the genome sequence of *E. grandis*. Tension and opposite differentiating xylems were collected from three *E. globulus* clones bent for 1 week to 3/4 weeks. Sequencing was performed using Illumina Hi-Seq 2000 GA. The PE-reads (100bp) were aligned against the *E. grandis* genome sequence, using Top-hat and differentially expressed genes identified by Cufflinks. Among the 93 genes differentially expressed more than a half were differentially expressed between tension and opposite wood. Non-coding transcriptome was also assessed by NGS using the same samples. UEA small RNA Workbench (srna-workbench.cmp.uea.ac.uk) were used to identify 164 miRNAs, half of them not yet reported. The combined analysis of phenotypic and molecular data allowed to reveal that under tension wood induction the carbohydrate metabolism is overexpressed in tension wood differentiating xylem, suggestion a reallocation of carbon to these active wood forming tissues, and it was putted in evidence the role of miRNAs in post-transcriptional regulation of key transcription factors (eg. MYBs and NACs) involved in meristematic activity in opposite wood forming tissues. These results and ongoing work will be presented and discussed.

Acknowledgments

JAPP acknowledges his research contract financed from the EU FP7 BIOTALENT project [GA621321] and financial sources for education in the years 2015–2019 allocated to an international co-financed project no W26/7.PR/2015 [GA 3413/7.PR/2015/2].

Przeobrażenia siedlisk torfowisk bałtyckich w ostatnich 200 latach w świetle badań dendrochronologicznych na przykładzie „Bagna Kusowo” (NW Polska)

Anna Cedro¹, Zofia Sotek²

¹Zakład Klimatologii i Meteorologii Morskiej, Wydział Nauk o Ziemi, Uniwersytet Szczeciński,
ul. Mickiewicza 16, 70-383 Szczecin, anna.cedro@univ.szczecin.pl

²Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii, Uniwersytet Szczeciński, ul. Felczaka 3c,
71-412 Szczecin, sotek@univ.szczecin.pl

Torfowiska typu bałtyckiego występujące w północnej części Polski od końca XVIII w. były przekształcane gospodarczo, co powodowało zmianę warunków siedliskowych i przemiany szaty roślinnej tych ekosystemów. Obiektem badań było odwodnione, eksploatowane i zalesione torfowisko bałtyckie „Bagno Kusowo” zlokalizowane w NW części Polski. Celem badań było ustalenie wpływu czynników klimatycznych na kształtowanie się przyrostów rocznych drzew z gatunku *Pinus sylvestris*, określenie przekształceń systemu hydrologicznego dokonanych przez człowieka i ich wpływu na drzewa oraz rekonstrukcja zmian środowiskowych zachodzących w ostatnich 150 latach na badanym obiekcie i w jego najbliższym sąsiedztwie. Próby do analiz dendrochronologicznych pobrano świdrem Presslera na wysokości 1,3 m nad poziomem gruntu z 45 drzew. Następnie, stosując klasyczne metody datowania i standardowe procedury, złożono chronologie będące podstawą dalszych analiz: lat wskaźnikowych, funkcji korelacji i odpowiedzi oraz metodą zaproponowaną przez Nowackiego i Abramsa. Wyniki analiz dendroklimatologicznych wskazały na niewielką zależność przyrost–klimat: brak było wartości istotnych statystycznie lub były na niskim poziomie, brak było replikacji wyników, a analiza warunków meteorologicznych w wyznaczonych latach wskaźnikowych nie wykazała jednoznacznych powiązań z szerokością słoików. Brak zależności przyrost–klimat oraz wyniki uzyskane przez innych autorów z silnie przekształconych antropogenicznie torfowisk wskazały na zmiany w systemie hydrologicznym (przede wszystkim odwodnienia związane z wydobywaniem torfu) jako główny czynnik wpływający na dynamikę przyrostową drzew. Bazując na krzywej względnych zmian szerokości przyrostu rocznego, wyznaczono siedem faz, które powiązano z kolejnymi fazami odwodnienia torfowiska: fazy I–IV i fazy

V–VII wiązane z czynnikami naturalnymi, a także z silnym wpływem człowieka na torfowisko (wykonywane zabiegi hodowlane, gradacja szkodników czy pożary w okresie suszy). Uzyskane wyniki wskazują na wieloetapowy, złożony proces wpływu człowieka na zmiany siedliskowe na torfowisku „Bagno Kusowo”. Metoda dendrochronologiczna w powiązaniu z analizą archiwalnych map i materiałów pozwala z dużą rozdzielczością na rekonstrukcje przekształceń ekosystemu.

Wpływ rozproszonego promieniowania słonecznego na zdolność lasu sosnowego w Tucznie do pochłaniania CO₂

*Bogdan H. Chojnicki^{1*}, Klaudia Ziemblińska¹, Marek Urbaniak¹,
Paweł Strzeliński², Janusz Olejnik¹*

*¹Katedra Meteorologii, Wydział Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94, 60-649 Poznań, *bogdan.chojnicki@gmail.com*

²Katedra Urządzania Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71C, 60-625 Poznań

Las jest jednym z największych zbiorników węgla lądowego na Ziemi (Pan i in. 2011). Ekosystemy leśne wiążą CO₂ z atmosfery w procesie fotosyntezy, którego intensywność zależy od takich czynników środowiskowych, jak: temperatura, promieniowanie czy wilgotność. Modele matematyczne służące do oceny produktywności lasów wyliczają jej wartość głównie w oparciu o ilość docierającego promieniowania słonecznego. Okazuje się jednak, że na wielkość pochłaniania CO₂ przez ekosystemy ma wpływ nie tylko ilość, ale także stopień rozproszenia promieniowania słonecznego (Mercado i in. 2009; Dengel, Grace 2010; Urban i in. 2012).

Celem prezentowanych badań było określenie wpływu rozpraszania promieniowania na produktywność lasu sosnowego. Ponieważ produktywność lasu zależy od wielu czynników, analizie poddano także inne parametry środowiskowe, które wpływają na pochłanianie CO₂ przez las, np. temperaturę powietrza czy niedosyt ciśnienia pary wodnej (Gu i in. 1999; Misson i in. 2005).

Dane wykorzystane w tej pracy zostały zebrane na stacji pomiarowej w Tucznie (Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Pile, Nadleśnictwo Tucznia, Leśnictwo Martew, 53° 11' N, 16° 05' E, 180 m n.p.m.). Na tym stanowisku od 2008 r. prowadzone są ciągłe pomiary wymiany CO₂, H₂O i ciepła między ekosystemem leśnym a atmosferą oraz innych parametrów środowiskowych mających wpływ na produktywność lasu (Ziemblińska i in. 2016). Analizie poddano dane (wartości średnie 30-minutowe) zgromadzone w okresie od 1 kwietnia do 30 września (sezon wegetacyjny) w latach 2012–2014.

Wyniki analizy wskazują, że wzrost udziału promieniowania rozproszonego, głównie z powodu zachmurzenia, w ogólnym strumieniu energii promienistej docierającym do powierzchni badanych drzewostanów (sosna 56–61 lat) podnosi jego produktywność o 11–52% względem produktywności w warunkach bezchmurnego nieba. Zauważono również, że promieniowanie rozproszone podnosi zdolność lasu do pochłaniania CO₂ w warunkach wysokiej temperatury powietrza oraz niedosytu ciśnienia pary wodnej.

Zmiany zdolności atmosfery do rozpraszania światła, które są wywołane czynnikami pochodzenia zarówno antropogenicznego, np. zanieczyszczeniami atmosfery, smugami kondensacyjnymi (ang. *chemtrails*), jak i naturalnego, np. aerozolami naturalnymi, erupcjami wulkanów do stratosfery, wpływają na funkcjonowanie oraz wzrost lasów. Dzięki przedstawionym badaniom możliwa będzie ocena intensywności pochłaniania CO₂ przez średniowiekowe drzewostany sosnowe w warunkach różnego stopnia rozpraszania promieniowania słonecznego w atmosferze.

Literatura

- Dengel S., Grace J. 2010. Carbon dioxide exchange and canopy conductance of two coniferous forests under various sky conditions. *Oecologia* 164(3): 797–808.
- Gu L., Fuentes J.D., Shugart H.H., Staebler R.M., Black T.A. 1999. Responses of net ecosystem exchanges of carbon dioxide to changes in cloudiness: Results from two North American deciduous forests. *Journal of Geophysical Research* 104 (D24): 31421–31434.
- Mercado L.M., Bellouin N., Sitch S., Boucher O., Huntingford C., Wild M., Cox P.M. 2009. Impact of changes in diffuse radiation on the global land carbon sink. *Nature* 458: 1014–1017.
- Misson L., Lunden M., McKay M., Goldstein A.H. 2005. Atmospheric aerosol light scattering and surface wetness influence the diurnal pattern of net ecosystem exchange in a semi-arid ponderosa pine plantation. *Agricultural and Forest Meteorology* 129: 69–83.
- Pan Y., Birdsey R.A., Fang J., Houghton R., Kauppi P.E., Kurz W.A., Phillips O.L., Shvidenko A., Lewis S.L., Canadell J.G., Ciais P., Jackson R.B., Pacala S.W., McGuire A.D., Piao S., Rautiainen A., Sitch S., Hayes D. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333: 988–993.
- Urban O., Klem K., Ač A., Havránková K., Holířová P., Navrátil M., Zitová M., Kozlová K., Pokorný R., Šprtová M., Tomášková I., Špund V., Grace J. 2012. Impact of clear and cloudy sky conditions on the vertical distribution of photosynthetic CO₂ uptake within a spruce canopy. *Functional Ecology* 26: 46–55.
- Ziemlińska K., Urbaniak M., Chojnicki B.H., Black T.A., Niu S., Olejnik J. 2016. Net ecosystem productivity and its environmental controls in mature Scots pine stand in north-western Poland. *Agricultural and Forest Meteorology* 228–229: 60–72.

Ekologia jodły pospolitej *Abies alba* Mill. przy północno-wschodniej granicy zwartego zasięgu na tle wybranych cech ukształtowania terenu

Bożenna Czarnecka¹, Łukasz Chabudziński², Anna Rysiak¹,
Teresa Brzezińska-Wójcik³

¹Zakład Ekologii, UMCS, ul. Akademicka 19, 20-033 Lublin,
bozenna.czarnecka@poczta.umcs.lublin.pl

²Pracownia Geoinformacji, UMCS, al. Kraśnicka 2 c-d, 20-718 Lublin

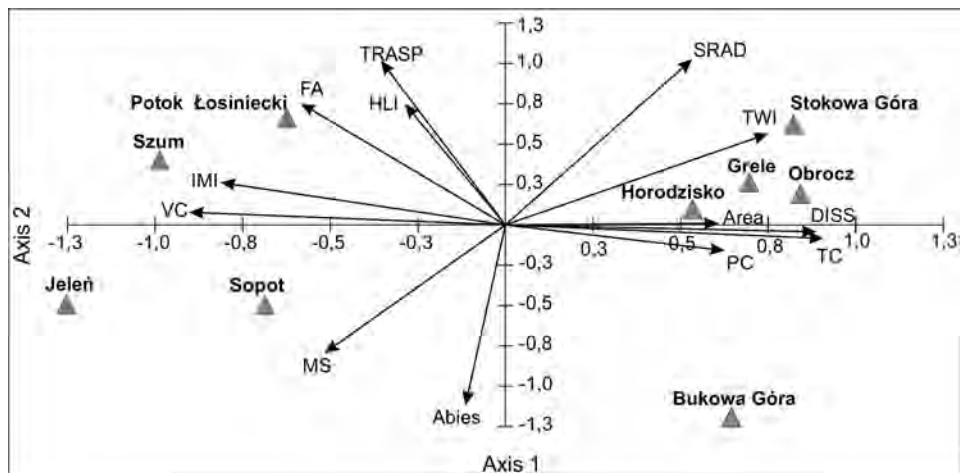
³Zakład Geografii Regionalnej i Turyzmu, UMCS, al. Kraśnicka 2c-d, 20-718 Lublin

Jodła pospolita (*Abies alba* Mill.) to jeden z nielicznych górskich gatunków den-droflory na Roztoczu. Osiąga tutaj północno-wschodnią granicę zwartego zasięgu. Dotychczasowe badania nad jodłą w tym regionie koncentrowały się przede wszystkim na jej udziale w zbiorowiskach, w których uzyskuje największe pokrycie (bór jodłowy, buczyna karpacka) oraz związkach z typem gleby i jej właściwościami (m.in. Izdebski i in. 1992; Czarnecka, Janiec 2006; Tracz 2014; Czarnecka 2015). W niniejszych badaniach za cel postawiono sobie znalezienie związków między częstością występowania i udziałem jodły (obfitością) a określonymi cechami ukształtowania terenu.

Do badań wybrano dwa typy krajobrazów charakterystycznych dla mezoregionu Roztocze Środkowe: kredowe wzniesienia, tj. pięć obiektów w granicach Roztoczańskiego Parku Narodowego (RPN) – Horodzik, Stokowa Góra, Bukowa Góra, Obroc i Grele oraz przełomowe odcinki czterech dolin rzecznych (Szum, Sopot, Jeleń i Potok Łosiniecki), tnących zewnętrzną krawędź Roztocza; łącznie dziewięć obiektów.

Dane na temat obfitości jodły zostały odniesione do tzw. sektorów na wzniesieniach RPN. Były to fragmenty oddziałów leśnych o wymiarach około 200 m (przynajmniej w jednym kierunku, zwykle sześć sektorów w jednym oddziale leśnym 400×600 m), zaś w przełomach każdej z rzek odcinki doliny długości około 200 m, osobno dla lewego i prawego brzegu. Przeanalizowano w sumie 315 sektorów (185 leśnych i 130 dolinnych).

Do analiz wykorzystano cyfrowy model wysokościowy o rozdzielczości oczka siatki mapy rastrowej równej 3 m, opracowany na podstawie danych LiDAR (ang. *Light Detection and Ranging*). Następnie wygenerowano podstawowe i wtórne atrybuty topograficzne (Urbański 2011; Evans i in. 2014). Wpływ określonych czynników na obfitość jodły określono, stosując narzędzia CANOCO 5 – analizę głównych składowych (*Principal Components Analysis*, PCA; ter Braak, Šmilauer 2002). Wytypowano 13 zmiennych określających: 1. udział jodły w 4-stopniowej skali obfitości – od sporadycznego występowania w warstwie drzew lub podroście aż do stanu dominacji w którejś z warstw; 2. powierzchnię sektora (*area*); 3. udział procentowy powierzchni płaskiej (*flat area* FA). Za podstawowe atrybuty topograficzne przyjęto: 4. średnie nachylenie zbocza (*mean slope* MS); 5. wcię-



Ryc. 1. Zależność występowania jodły od wybranych cech ukształtowania terenu. Diagram ordynacyjny PCA dla badanych obiektów Roztocza Środkowego (wzniesień i dolin rzecznych). Dwie pierwsze osie tłumaczą 73,64% zmienności danych

cie powierzchni terenu (*dissection*, DISS); 6. krzywiznę planarną (*planar=contour curvature*, PC); 7. krzywiznę wertykalną (*profile=vertical curvature*, VC); 8. krzywiznę całkowitą (*total curvature*, TC). Spośród wtórnych atrybutów topograficznych uwzględniono: 9. wielkość promieniowania słonecznego dochodzącego do powierzchni Ziemi (*solar radiation*, SRAD); 10. wskaźnik obciążenia cieplnego (*heat load index*, HLI); 11. topograficzny wskaźnik promieniowania (*topographic radiation aspect index*, TRASP); 12. topograficzny wskaźnik wilgotności (*topographic wetness index*, TWI); 13. zintegrowany wskaźnik wilgotności (*integrated moisture index*, IMI).

Wszystkie analizowane czynniki (zmienne określające) okazały się istotne (przy $p \leq 0,05$) dla występowania jodły i różnicujące oba typy krajobrazów (ryc. 1).

Literatura

- Czarnecka B. 2015. Living on the edge: studies on ecology of plant species and populations at the limits of the geographic range. Tribute to Professor Janusz B. Faliński (1934–2004). *Biodiversity and Research Conservation* 37: 37–50.
- Czarnecka B., Janiec B. 2006. Krajobrazy roślinne jako wyraz naturalnych i antropogenicznych przemian środowiska małych dolin rzecznych Roztocza. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 16: 185–195.
- Evans J.S., Oakleaf J., Cushman S.A., Theobald D. 2014. An ArcGIS Toolbox for Surface Gradient and Geomorphometric Modeling, Version 2.0–0 (<http://evansmurphy.wix.com/evansspatial>; dostęp: 2.12.2015).
- Izdebski K., Czarnecka B., Grądział T., Lorens B., Popiołek Z. 1992. Zbiorowiska roślinne Roztoczańskiego Parku Narodowego na tle warunków siedliskowych. Wyd. UMCS, Lublin.

- Tracz J. 2014. Tendencje zmian borów jodłowych na Rostocza Środkowym i Południowym. Praca doktorska. Zakł. Geobot. UMCS, Lublin.
- Ter Braak C.J.F., Šmilauer P. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows. User's Guide: Software for Canonical Community Ordination, Version 4.5. Microcomputer Power, Ithaca.
- Urbański J. 2011. GIS w badaniach przyrodniczych. Wyd. UG, Gdańsk.

Wpływ zaburzeń generowanych przez borsuka na strukturę glebowego banku nasion zróżnicowanych zbiorowisk leśnych

Joanna Czarnecka¹, Przemysław Kurek², Małgorzata Jankowska-Błaszczuk³

¹*Zakład Ekologii, UMCS, ul. Akademicka 19, 20-033 Lublin,
joanna.czarnecka@poczta.umcs.lublin.pl*

²*Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań*

³*Zakład Botaniki, Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach, ul. Świętokrzyska 15,
25-406 Kielce*

Struktura i bogactwo gatunkowe zbiorowisk roślinnych w bardzo dużym stopniu zależą od dyspersji nasion oraz dostępności bezpiecznych miejsc do ich kiełkowania, czyli luk w pokrywie roślinnej (Eriksson, Ehrlén 1992; Ehrlén, Eriksson 2000). Luki takie, z jednej strony – zwiększają dostęp światła i umożliwiają rekrutację z glebowego banku nasion, z drugiej zaś – ułatwiają wnikanie diaspor do gleby. Zasobność banku nasion oraz podobieństwo struktury gatunkowej banku i pokrywy roślinnej zbiorowisk leśnych są zazwyczaj niewielkie i w dużym stopniu zależą od historii płatu. W glebie zazwyczaj dominują diaspory wczesnosukcesyjnych gatunków tworzących trwały bank nasion (Bossuyt, Hermy 2001; Jankowska-Błaszczuk 2002). Dotyczy to szczególnie młodych lasów na gruntach porolnych (Bossuyt, Hermy 2001).

Celem badań było uzyskanie odpowiedzi na pytanie, w jaki sposób zaburzenia generowane przez borsuka, prowadzące do powstania luk w pokrywie roślinnej, wpływają na strukturę glebowego banku nasion różnych zbiorowisk leśnych Kampinoskiego Parku Narodowego (grąd, bór mieszany, monokultura sosnowa lub modrzewiowa na gruntach porolnych). Oceniliśmy zasobność oraz strukturę glebowego banku nasion aktywnych norowisk (kopce ze świeżo naruszoną glebą), mikrosiedlisk, gdzie zaburzenie miało miejsce około 5 lat temu (stare kopce), oraz miejsc, gdzie nie obserwowano aktywności zwierząt (powierzchnie kontrolne, zlokalizowane w odległości 50 m od norowisk).

Zasobność banku nasion i bogactwo gatunkowe były najwyższe w glebie starych kopców (analiza kontrastów; $F(1,12)=11,27$, $p<0,01$ dla zmiennej „liczba gatunków” oraz $F(1,12)=5,18$, $p<0,05$ dla zmiennej „liczba nasion”), przy czym

zaburzenia w najmniejszym stopniu wpływały na zasobność i strukturę banku nasion grądów. Okazało się, że luki w pokrywie roślinnej generowane przez borsuka umożliwiają wnikanie do gleby nasion gatunków ruderalnych, a ich udział był istotnie wyższy w glebie norowisk (zarówno w przypadku świeżych, jak i starych kopców) niż w glebie poza norowiskami niezależnie od typu zbiorowiska leśnego (analiza kontrastów; testowana hipoteza: udział nasion gatunków ruderalnych w banku nasion powierzchni kontrolnych różni się istotnie od ich udziału w glebie obu typów norowisk; $F(1,12) = 8,07, p < 0,05$).

Literatura

- Bossuyt B., Hermy M. 2001. Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography* 24: 225–238.
- Ehrlén J., Eriksson O. 2000. Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology* 81(6): 1667–1674.
- Eriksson O., Ehrlén J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* 91: 360–364.
- Jankowska-Błaszczuk M. 2002. Variability of soil seed banks of the natural deciduous forest. *Ecological Questions* 2: 209–221.

Odnowienie naturalne dębu w drzewostanach sosnowych – szansa na przyszłość

Dorota Dobrowolska

Instytut Badawczy Leśnictwa, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn, d.dobrowolska@ibles.waw.pl

Sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) jest dominującym gatunkiem drzewa w Polsce, który często tworzy monokultury (Jaworski 2011). Jednym z głównych celów współczesnej gospodarki leśnej jest zwiększanie udziału gatunków liściastych oraz tworzenie stabilnych drzewostanów o zróżnicowanej strukturze. Ekosystemy leśne podlegają ciągłym zmianom. W ostatnich latach obserwuje się wkraczanie gatunków liściastych, między innymi dębów, do drzewostanów sosnowych (Paluch 2012). Dęby nie są gatunkami pionierskimi. Ich odnowienie naturalne pod sosną jest związane ze zjawiskiem zoochorii. Istotną kwestią jest nie tylko poznanie mechanizmów zoochorii w ekosystemach leśnych, ale też połączenie tej wiedzy z efektami działalności zwierząt.

W badaniach skoncentrowano się na określeniu występowania odnowień naturalnych dębów w drzewostanach sosnowych różnych klas wieku. Ponadto celem badań było poznanie cech jakościowych i ilościowych spontanicznie pojawiających się odnowień tego gatunku oraz poszukiwanie czynników środowiskowych wpływających na występowanie odnowienia naturalnego dębu. Celem badań było uzyskanie odpowiedzi na pytanie: czy pojawiające się spontanicznie

odnowienie naturalne dębu szypułkowego (*Quercus robur* L.) pod okapem sosny powinno stanowić trwały element przyszłych drzewostanów?

Badania prowadzono na terenie Nadleśnictwa Nowe Ramuki w północno-wschodniej Polsce w latach 2013–2015. Do badań wybrano 15 drzewostanów sosnowych różniących się wiekiem. Wykorzystano metodę współśrodkowych powierzchni kołowych. Rozpoczynając od dowolnie wybranego punktu, w każdym drzewostanie założono kilkadziesiąt powierzchni próbnych w siatce prostokątów o wymiarach dostosowanych do wielkości wydzielienia.

Dąb szypułkowy występował we wszystkich klasach wieku drzewostanów sosnowych. Stanowił istotny składnik głównie dolnych warstw drzewostanu. Na terenie Nadleśnictwa Nowe Ramuki pojawiał się przede wszystkim w fazie nalotu oraz niskiego i wysokiego podrostu, co świadczy o spontanicznym rozprzestrzenianiu się tego gatunku w drzewostanach nadleśnictwa. Struktura wiekowa drzewostanów z dębem oraz siedliska, na których spontanicznie się odnawia, pozwalają przypuszczać, że areal i udział tego gatunku w drzewostanach będzie się powiększał. Odnowienie naturalne dębu w drzewostanach sosnowych stwierdzono na siedliskach borowych i lasowych, przy czym lepsze warunki wzrostu zaobserwowano na siedlisku BMśw. Jednym z czynników decydujących o sukcesie dębu na siedliskach borowych mogły być warunki glebowe. Występowanie borówki i trawy miało wpływ na obecność odnowienia naturalnego dębu. Im częściej występowała borówka czy trawa w warstwie runa leśnego, tym rzadziej stwierdzano nalot i podrost dębowy.

Nalot dębu pojawiał się niezależnie od składu gatunkowego drzewostanu. Natomiast występowanie podrostu dębowego było znacznie częściej obserwowane pod okapem sosny. Dąb rósł w takich warunkach znacznie lepiej niż pod okapem innych gatunków. Drzewami, które ujemnie wpływały na odnowienie dębu, były grab i modrzew.

W celu wykorzystania nalotów i podrostów dębowych do przebudowy drzewostanów sosnowych należy je odpowiednio wcześniej odsłaniać. Młodnik w klasie wieku Ib charakteryzował się zróżnicowaną strukturą wysokości i urozmaiconym składem gatunkowym z dominacją dębu oraz udziałem sosny i brzozy, a także najwyższą żywotnością dębu, o czym świadczyła wysoka jakość pnia.

Żywotność odnowienia naturalnego dębu kształtowała się na wysokim poziomie. Należy wykorzystywać młode pokolenie dębu do przebudowy drzewostanów sosnowych we wszystkich klasach wieku. Nawet jeśli nie będzie on gatunkiem głównym w górnym piętrze drzewostanu, będzie jednak zawsze pełnił ważną rolę przyrodniczą.

Popieranie i wykorzystanie dębu i innych gatunków drzew wkraczających na drodze sukcesji pod okap drzewostanów sosnowych prowadzi do powstania drzewostanów o zróżnicowanej strukturze wiekowej i gatunkowej.

Literatura

Jaworski A. 2011. Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych. PWRiL, Warszawa.

Paluch R. 2012. Dolne warstwy dębów (*Quercus robur* L., *Q. petraea* Liebl.) w drzewostanach sosnowych w północno-wschodniej Polsce – występowanie, wzrost rozwój i gospodarcze wykorzystanie. Prace IBL, Rozprawy i Monografie 18.

Antropopresja a lasy

Małgorzata Falencka-Jabłońska

*Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn,
falenckm@ibles.waw.pl*

Gospodarka człowieka i jej konieczny rozwój pociągają za sobą często nieodwracalne skutki w środowisku przyrodniczym. Antropogeniczne przekształcenia przyrody wymagają skutecznych metod przeciwdziałania akumulacji zanieczyszczeń oraz ograniczenia ich emisji w skali globalnej i lokalnej. Jednym z działów gospodarki decydującym o tempie i kierunkach rozwoju danego kraju jest energetyka, która poprzez emisję w istotny sposób oddziałuje na lasy – ekosystemy zaliczane do lądowych układów ekologicznych o najbardziej złożonej strukturze.

Do rzadkości należą, nawet dziś i nie tylko w Polsce, systematyczne, cykliczne kompleksowe i wieloletnie badania zmian ekosystemów leśnych pozostających w zasięgu oddziaływania i kumulacji emisji przemysłowych. Istotna jest w nich ciągłość analiz oraz ocen dynamiki w czasie i przestrzeni, a także czynników biotycznych oraz abiotycznych środowiska, kształtujących w takich niekorzystnych warunkach strukturę i funkcjonowanie kompleksów leśnych. Dlatego też szczególne znaczenie mają 40-letnie wieloaspektowe oceny i badania prowadzone nieprzerwanie przez Zakład Ekologii Lasu Instytutu Badawczego Leśnictwa wpływu emisji Elektrowni „Kozienice” na środowisko leśne. Należy zaznaczyć, że jest ona największą elektrownią opalaną węglem kamiennym w Polsce, a w 2017 r. będzie największa także w skali Europy (Falencka-Jabłońska 2013).

Punktem wyjścia do analiz było wyznaczenie i oznakowanie w terenie stałych 24 jednohektarowych powierzchni badawczych oraz rejestracja stanu wyjściowego środowiska leśnego, tzw. stanu zerowego, czyli jeszcze przed uruchomieniem elektrowni.

Fakt takiego ujęcia szczegółowych i kompleksowych badań ma ogromną wartość praktyczną ze względu na analizę tempa i kierunków zmian poszczególnych komponentów ekosystemów leśnych na tle zmian technologii i podejmowanych działań proekologicznych wprowadzanych w kolejnych dziesięcioleciach przez tę elektrownię.

Suma wyników wyjściowej kompleksowej inwentaryzacji przyrodniczej ekosystemów borów sosnowych występujących w trzech strefach zagrożenia emisjami przemysłu elektroenergetycznego stanowiła punkt odniesienia i porównań w kolejnych cyklach badań. Analizy prowadzone w trzech strefach oddziaływania

zanieczyszczeń Elektrowni „Kozienice” obejmowały badania florystyczne, glebowe, fitopatologiczne według przyjętych wskaźników oceny zmian różnorodności biologicznej. Tło zanieczyszczeń powietrza (stężenia SO_2 i NO_x) analizowane jest porównawczo od 25 lat w drzewostanach na trzech poziomach: w koronach drzew, na wysokości 3 m oraz 0,3 m nad poziomem gleby.

Drugim obiektem wieloaspektowych 40-letnich ocen wpływu przemysłu na środowisko leśne były strefy oddziaływania Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” koło Tarnowskich Gór na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Obszar ten został określony na przełomie lat 60. i 70. ubiegłego stulecia mianem pustyni industriogennej. Na podstawie badań reakcji komponentów ekosystemów leśnych na narastającą kumulację skażeń, w tym zwłaszcza metali ciężkich, została sformułowana teoria industrioklimaksu (Wolak 1969, 1970).

W wieloletnich cyklach w ocenach porównawczych uwzględniono zmiany różnorodności biologicznej z wykorzystaniem opracowanych kryteriów i wskaźników florystycznych, faunistycznych i fitopatologicznych (Falencka-Jabłońska 2015).

Wyniki i wnioski z tych długoterminowych badań prowadzonych w strefie średnich (Puszcza Kozienicka) i silnych skażeń środowiska (Nadleśnictwo Świerklaniec) stanowią wskazówki dla praktyki leśnej i ochrony lasów terenów przemysłowych, o szczególnie nasilonej antropopresji.

Literatura

- Falencka-Jabłońska M. (red.) 2013. Zmiany ekosystemów leśnych w zasięgu oddziaływania Elektrowni „Kozienice” – synteza 40-letnich badań interdyscyplinarnych. Prace IBL, Rozprawy i Monografie 20.
- Falencka-Jabłońska M. (red.) 2015. Wpływ imisji przemysłowych na strukturę lasów i zmiany komponentów środowiska – synteza 40-letnich badań w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym. Prace IBL, Rozprawy i Monografie 21.
- Wolak J. 1969. Industrioklimaks – nowe pojęcie w teorii sukcesji. *Ekologia Polska* ser. B, 16: 41–44.
- Wolak J. 1970. Powstawanie nowych układów ekologicznych pod wpływem emisji przemysłowych. *Sylwan* 114(8/9): 35–38.

Czy nasiona sosny z drzew porażonych jemiołą są gorszej jakości?

Marian J. Giertych^{1,2*}, Natalia Jasiczek², Jan Suszka¹

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*giertych@man.poznan.pl

²Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Zielonogórski, ul. Prof. Z. Szafrana 1,
65-516 Zielona Góra

Pozyskanie nasion drzew leśnych w odpowiedniej ilości i jakości jest kluczowym zagadnieniem w hodowli lasu. Poznanych jest wiele czynników, zarówno abiotycznych, jak i biotycznych, niekorzystnie wpływających na nasiona. Jednym z nierozpoznanych czynników jest wpływ jemioły na nasiona sosny (*Pinus sylvestris*). W Polsce około 10% nasion sosny pozyskiwane jest z Wyłączonych Drzewostanów Nasiennych, czyli obszarów uznanych za szczególnie cenne genetycznie i z tego powodu wyłączonych z wyrębu. Przeznaczone one są do pozyskiwania nasion wysokiej jakości. W jednym z takich drzewostanów w Nadleśnictwie Bolewice stwierdzono występowanie jemioły pospolitej (*Viscum album* ssp. *austriacum*). W prezentowanych badaniach postawiono następujące pytania: czy nasiona sosny z drzew porażonych jemiołą są gorszej jakości i czy opłacalny jest zbiór nasion z takich drzew?

Wyznaczono dziesięć drzew silnie porażonych oraz dziesięć kontrolnych, na których nie stwierdzono krzewów jemioły. Zbioru nieotwartych szyszek dokonali na początku kwietnia 2015 r. profesjonalni zbieracze. Z każdego drzewa zebrano 12–15 szyszek, które w warunkach laboratoryjnych zostały zmierzone, a następnie wysuszone w temperaturze pokojowej. Nasiona, które pozyskano z poduszonych szyszek, policzono i zważono, potem jedną część z nich poddano próbie kiełkowania, a drugą wykorzystano do założenia doświadczenia wazonowego, przeprowadzonego w celu oceny wschodzenia nasion i jakości siewek.

Istotne statystycznie różnice między drzewami kontrolnymi a porażonymi jemiołą stwierdzono dla długości szyszek, które na drzewach z jemiołą były mniej więcej o 8% mniejsze, miały też o 4% mniejszą szerokość i o 14% mniejszą masę. Obecność jemioły redukowałą liczbę nasion w szyszce (11%) i masę 1000 nasion (9%). Nie stwierdzono istotnych różnic w kiełkowaniu, natomiast wschody nasion z drzew porażonych jemiołą były o 15% gorsze, była również istotnie większa liczba nasion zepsutych (6%). Spośród badanych parametrów siewek niekorzystne oddziaływanie jemioły przejawiało się tylko w całkowitej masie siewek – były one o 17% lżejsze.

Jemioła wpływa także na jakość i ilość wyprodukowanego drewna oraz zmniejsza obradanie zainfekowanych drzew (Zuber 2004), w tym również zmniejsza urodzaj szyszek sosny (Rigling i in. 2010). Powodem negatywnego oddziaływania jemioły na żywiciela jest zaburzona gospodarka wodna (Sanguesa-Barreda i in. 2013). Porażenie jemiołą w sposób jednoznaczny wpływa na organy rozmnażania generatywnego.

Mimo że różnice w badanych parametrach sięgają maksymalnie kilkunastu procent, to straty w trakcie pozyskania nasion i produkcji szkółkarskiej mogą być znaczne. Z punktu widzenia ekonomicznego, przy pozyskaniu nasion straty mogą nie wystąpić, to znaczy liczba nasion z kilograma szyszek z drzew porażonych jemiołą może być nawet większa, ale ponieważ nasiona te są gorszej jakości, to należy ich wysiewać więcej, co w ostatecznym rachunku może być droższe, a ponadto można się spodziewać gorszej jakości siewek.

Literatura

- Zuber D. 2004. Biological flora of central Europe: *Viscum album* L. Flora 199: 181–203.
- Rigling A., Eilmann B., Koechli R., Dobbertin M. 2010. Mistletoe-induced crown degradation in Scots pine in a xeric environment. Tree Physiology 30: 845–852.
- Sanguesa-Barreda G., Linares J.C., Camarero J.J. 2013. Drought and mistletoe reduce growth and water-use efficiency of Scots pine. Forest Ecology and Management 296: 64–73.

Od spoczynku do aktywności – molekularne i strukturalne modyfikacje pąków świerka jako przykład adaptacji do zmieniających się warunków środowiska

Marzenna Guzicka*, Tomasz Andrzej Pawłowski, Aleksandra M. Staszak,
Daniel Józef Chmura, Roman Rożkowski

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
*guzicka@man.poznan.pl

Okres jesienno-zimowy, w czasie którego pąki drzew klimatu umiarkowanego przechodzą przez stan endospoczynku i ekospoczynku (terminologia za: Lang i in. 1987), jest jednocześnie czasem, w którym pąki narażone są na działanie silnych stresów środowiskowych, w szczególności zaś chłodu i mrozu. Rozwój spoczynku i rozwój tolerancji na niską temperaturę to procesy z sobą zsynchronizowane, zachodzące w tym samym miejscu i czasie (Welling, Palwa 2006), jednocześnie kluczowe dla przetrwania i właściwego przebiegu procesów rozwojowych.

Celem badań była charakterystyka proteomiczna zmian zawiązka vegetatywnego pędu świerka pospolitego podczas dwufazowego spoczynku oraz określenie ich związku ze zmianami strukturalnymi w czasie endospoczynku i ekospoczynku. Materiał badawczy stanowiły zawiązki pędów vegetatywnych świerka pospolitego *Picea abies* (L.) H.Karst. Pąki vegetatywne zbierano na plantacji nasiennej świerka II generacji w Lesie Doświadczalnym ID PAN „Zwierzyniec” koło Kórnik, od września do czasu podjęcia aktywności podziałowej, w trzech kolejnych

sezonach badawczych. Do badań proteomicznych wykorzystano metody elektroforezy dwukierunkowej 2D SDS-PAGE spektroskopii masowej ESI MS/MS. Do badań strukturalnych zastosowano metody mikroskopii świetlnej i elektronowej.

Za pomocą elektroforezy dwukierunkowej w badanym okresie ujawniono obecność średnio 366 białek, przy czym najwięcej białek charakteryzowało ekospczynek. Po wykonaniu rozdziału białek ekstrahowanych z zawiązków pędów w poszczególnych terminach zbioru materiału i przeanalizowaniu profili ich ekspresji, z ogólnej puli plamek na płytce żelowej wskazano do dalszej identyfikacji 30 białek najbardziej zmiennych, różnicujących żele reprezentujące kolejne fazy. Wytypowane białka zostały wycięte z płytki żelowej i zidentyfikowane za pomocą spektroskopii mas.

Najwyższy poziom, niezależnie od etapu spoczynku, wykazywały białka bogate w glicynę, dehidryny, peroksydaza askorbinianowa i syntetaza karbamilofoforanowa. Każde z nich jest zaangażowane w odpowiedź na stres środowiskowy. Ich wysoki poziom jest prawdopodobnie wynikiem dostosowania metabolicznego komórek do warunków zimowych.

Białka różnicujące analizowane etapy to: OEE1, fosfogliceromutaza, białka z grupy LEA, białka proteasomu, dehydrogenaza, izomeraza dwusiarczkowa, białka wiążące RNA, a także dehidryny. Ta grupa białek wydaje się ściśle związana z procesem spoczynku, a modyfikacje ich puli – kluczowe dla właściwego przebiegu spoczynku i jego ustępowania.

Uwagę zwraca fakt, że dla każdej z faz spoczynku charakterystyczna pula białek osiągająca w danej fazie swój maksymalny poziom jest nieco inna. Świadczyłoby to o odmiennych, do pewnego stopnia, mechanizmach zabezpieczających komórki na danym etapie. Wśród zidentyfikowanych białek dominują te pełniące funkcje ochronne, zabezpieczające przed negatywnym działaniem czynników środowiskowych.

Analizy proteomiczne ujawniły niewielkie różnice profili białkowych pomiędzy okresem endospoczynku i ekospoczynku. Badania strukturalne wykazały natomiast wysoką zmienność ultrastruktury komórek, zwłaszcza w czasie nabywania spoczynku i przebiegu ekospoczynku. Obserwowane zmiany strukturalne stwierdzano we wszystkich rejonach anatomicznych zawiązka pędu. Dotyczyły one przede wszystkim jądra komórkowego, mitochondriów, plastydów oraz wakuol i wskazywały na modyfikacje ich aktywności metabolicznej w badanym okresie. Zmiany dostrzeżone na poziomie ultrastruktury komórek sugerowały znacznie większe różnice na poziomie proteomu. Żadne z zastosowanych podejść niezależnie nie daje pełnego obrazu spoczynku. Zintegrowane podejście metodyczne pozwala jednak obraz ten w większym stopniu rozjaśnić.

Badania realizowano w ramach grantu NCN nr N N303 806940 oraz działalności statutowej ID PAN.

Literatura

- Lang G.A., Early J.D., Martin G.C., Darnell R.L. 1987. Endo-, para-, and ecodormancy: physiological terminology and classification for dormancy research. *HortScience* 22: 371–377.
- Welling A., Palva E.T. 2006. Molecular control of cold acclimation in trees. *Physiologia Plantarum* 127: 167–181.

Struktura demograficzna oraz zróżnicowany stopień porażenia przez szrotówka reliktowych populacji kasztanowca zwyczajnego w Grecji

Grzegorz Iszkulo^{1,2*}, Łukasz Walas¹, Monika Dering¹, Petros Ganatsas³,
Emilia Pers-Kamczyc¹

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
*iszkulo@man.poznan.pl

²Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Zielonogórski, ul. Prof. Z. Szafrana 1,
65-516 Zielona Góra

³Laboratory of Silviculture, School of Forestry and Natural Environment, Aristotle University
of Thessaloniki, P.O. Box 262, GR 54124, Thessaloniki, Greece

Kasztanowiec zwyczajny (*Aesculus hippocastanum* L.) to endemiczny relik트 trzeciorzędowy, który przetrwał na obszarze Półwyspu Bałkańskiego. Najliczniej występuje dzisiaj w Grecji, gdzie tworzy stosunkowo niewielkie populacje, rozproszone w trudno dostępnych górskich terenach (Avtzis i in. 2007). W ostatnich latach sztuczne stanowiska kasztanowca porażone są przez szrotówka kasztanowcowiaczka (*Cameraria ohridella* Deschka & Dimić). Mimo że kasztanowiec jest szeroko uprawiany, niewiele wiadomo o warunkach występowania, strukturze oraz stopniu porażenia naturalnych populacji przez szrotówka. Dlatego celem badań było określenie struktury demograficznej, warunków wzrostu kasztanowców oraz stopnia infestacji liści przez tego owada. Do badań zostało wybranych siedem naturalnych oraz jedna sztuczna populacja kasztanowca zwyczajnego z Grecji.

Badania wykazały, że kasztanowiec rośnie naturalnie w warunkach dużej wilgotności podłoża, przede wszystkim w pobliżu cieków wodnych. Struktura wysokościowa była bardzo zróżnicowana z liczną reprezentacją siewek. Wskazuje to na wysoką dynamikę odnowienia, co jest wyjątkowym zjawiskiem u gatunków reliktowych (Hampe, Jump 2011). Stopień infestacji, wyrażony w średniej liczbie min w przeliczeniu na jeden listek, był bardzo zróżnicowany: od braku min (dwie populacje), przez sporadycznie spotykane miny (<1 mina na listek; dwie populacje), do dużej liczby min (≥1 mina na listek; trzy populacje naturalne i jedna sztuczna). Wykazana została negatywna korelacja między wysokością nad poziomem morza oraz średnią liczbą min w populacji w przeliczeniu na jeden listek.

Nierównomierny stopień porażenia kasztanowców najlepiej tłumaczy hipoteza wtórnego porażenia niektórych naturalnych populacji przez agresywne linie rozwojowe szrotówka, które dotarły ze sztucznych stanowisk wraz z rozwojem transportu drogowego w Grecji (Valade i in. 2007; Lees i in. 2011). Brak czy niski stopień porażenia można tłumaczyć izolacją niektórych stanowisk. Negatywna korelacja między wysokością nad poziomem morza i liczbą min pośrednio może wspierać taką hipotezę. Innym wyjaśnieniem nierównomiernego stopnia infestacji może być istnienie specyficznych dla populacji czynników oporu środowiska oraz zróżnicowana zmienność genetyczna kasztanowca w naturalnych populacjach.

Bardzo niepokojący jest status prawny kasztanowca zwyczajnego w Grecji, ponieważ tylko część naturalnych populacji znajduje się na obszarach objętych ochroną w sieci Natura 2000 (Avtzis i in. 2007). Gatunek ten nie trafił również do czerwonej księgi zagrożonych gatunków Grecji (Phitos i in. 1995). Dowodem braku dostatecznej ochrony jest wycięcie jednej z dużych populacji pod inwestycję drogową. Tym pilniejsze wydaje się poszerzenie wiedzy na temat tego gatunku, dzięki czemu w przyszłości możliwe będzie wdrożenie skuteczniejszych metod ochrony kasztanowca zwyczajnego w naturze.

Literatura

- Avtzis N.D., Avtzis D.N., Vergos S.G., Diamandis S. 2007. A contribution to the natural distribution of *Aesculus hippocastanum* (*Hippocastanaceae*) in Greece. *Phytologia Balcanica* 13: 183–187.
- Hampe A., Jump A.S. 2011. Climate Relicts: Past, Present, Future. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42: 313–333.
- Lees D.C., Lack H.W., Rougerie R., Hernandez-Lopez A., Raus T., Avtzis N.D., Augustin S., Lopez-Vaamonde C. 2011. Tracking origins of invasive herbivores through herbaria and archival DNA: The case of the horse-chestnut leaf miner. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 322–328.
- Phitos D., Constantinidis T., Kamari G. (red.) 2009. The Red Data Book of Rare and Threatened Plants of Greece. Vol. I (A–D). Hellenic Botanical Society, Patra (in Greek).
- Valade R., Kenis M., Hernandez-Lopez A., Augustin S., Mari Mena N., Magnoux E., Rougerie R., Lakatos F., Roques A., Lopez-Vaamonde C. 2009. Mitochondrial and microsatellite DNA markers reveal a Balkan origin for the highly invasive horse-chestnut leaf miner *Cameraria ohridella* (Lepidoptera, Gracillariidae). *Molecular Ecology* 18: 3458–3470.

Struktura gatunkowa lasów – wskaźnik różnorodności biologicznej procesu Forest Europe

Marek Jabłoński

Instytut Badawczy Leśnictwa, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Sękocin Stary, M.Jablonski@ibles.waw.pl

Monitorowanie stanu lasu oraz tempa i kierunku zachodzących w nim zmian jest nieodzownym warunkiem prowadzenia racjonalnej gospodarki leśnej. Przełożenie ogólnych postulatów dotyczących trwałego i zrównoważonego rozwoju leśnictwa na wskaźniki stanu lasu oraz zalecenia odnośnie do prowadzenia gospodarki leśnej są jednym z podstawowych celów Ministerialnego Procesu Ochrony Lasów w Europie, obecnie funkcjonującego pod nazwą Forest Europe. W ramach sześciu ogólnych kryteriów wypracowano 35 wskaźników ilościowych, pozwalających na ocenę lasów i gospodarki leśnej w Europie (Improved... 2002). Zachowanie, ochrona i odpowiednie wzmacnianie różnorodności biologicznej w ekosystemach leśnych, tj. kryterium nr 4, są weryfikowane m.in. poprzez określenie struktury gatunkowej drzew w lasach.

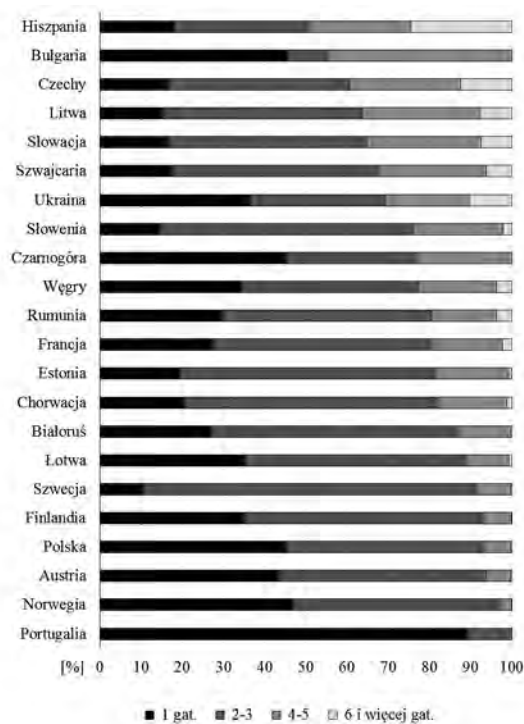
Spośród 46 krajów, sygnatariuszy procesu Forest Europe, dane o powierzchni lasów w 2010 r. według liczby drzew w nich występujących zaraportowało 30 państw (Forest... 2015). Kryterium uwzględnienia danego gatunku w składzie gatunkowym był jego udział w pierśnicowym polu przekroju przekraczający 5%. Wytyczne raportowania zalecały wykonywanie obliczeń na poziomie drzewostanów.

Ze względu na dużą liczbę państw dalszą analizą objęto tylko 22 kraje, w których ogólna powierzchnia lasów wynosi ponad milion hektarów. Spośród nich krajem o największym udziale lasów jednogatunkowych, wynoszącym ponad 89%, jest Portugalia (ryc. 1). Polska należy do grupy pięciu państw o udziale lasów jednogatunkowych zawierającym się w przedziale 40–50%. Co interesujące, krajem o najmniejszym udziale lasów jednogatunkowych (10%) jest Szwecja. Niemniej 81% lasów Szwecji zostało scharakteryzowane jako 2–3-gatunkowe. Udział powierzchniowy drzewostanów z ponad trzema gatunkami wynosił od 3% w Norwegii do 49% w Czechach. W Polsce drzewostanów takich było około 7%.

Analizując zmiany zachodzące w ostatnich latach, generalnie można stwierdzić, że powierzchnia drzewostanów jednogatunkowych w Europie się zmniejsza (Forest... 2015). Wyjątkiem są takie kraje, jak: Białoruś, Bułgaria, Francja czy Słowenia. W latach 1990–2010 powierzchnia drzewostanów jednogatunkowych na Białorusi zwiększyła się o prawie 970 tys. ha, we Francji – o 500 tys. ha, w Bułgarii – o 140 tys. ha.

Z analizy raportów przygotowywanych przez poszczególne kraje wynika, że jedynie w części z nich źródłem danych jest inwentaryzacja drzewostanowa. W większości dane dotyczące struktury gatunkowej pochodzą z krajowych inwentaryzacji lasu. Fakt ten, wobec relatywnie niedużych powierzchni próbnych, może mieć pewien wpływ na uzyskiwane wyniki i wiarygodność porównań.

Okresowe powtarzanie badań na stałych powierzchniach obserwacyjnych wskazuje się jednak jako najlepszy sposób badania dynamiki lasu wobec wielkoobszarowości ekosystemów leśnych i ograniczonych możliwości wykonywania w nich pełnych pomiarów (Chwistek 2010; Gazda, Miścicki 2016). Badania prowadzone przez szereg autorów (np. Bernadzki i in. 1998; Chwistek 2007; Paluch 2014) dostarczają informacji o zmianach zachodzących w wybranych ekosystemach. Pomiary wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasu wykonywane w Polsce od 2005 r. pozwalają na określenie zmian w strukturze gatunkowej na poziomie całego kraju. Należy mieć nadzieję, że zmiany te ukięrowane są na dostosowanie składu gatunkowego do siedliska – to jeden z kluczowych elementów przystosowania drzew do zmian klimatycznych (Chmura i in. 2010).



Ryc. 1. Struktura gatunkowa lasów w wybranych krajach europejskich według liczby gatunków drzew w drzewostanie

Źródło: Forest (2015).

Literatura

- Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H. 1998. Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. *Journal of Vegetation Science* 9: 229–238.
- Chmura D.J., Howe G.T., Anderson P.D., St. Clair J.B. 2010. Przystosowanie drzew, lasów i leśnictwa do zmian klimatycznych. *Sylwan* 154(9): 587–602.
- Chwistek K. 2007. Kierunki i dynamika zmian składu gatunkowego i struktury drzewostanów Ojcowskiego Parku Narodowego w latach 1990–2003. *Prace Muzeum Szafera* 17: 95–111.
- Chwistek K. 2010. Zmiany składu gatunkowego i struktury drzewostanów Gorczańskiego Parku Narodowego w latach 1992–2007. *Ochrona Beskidów Zachodnich* 3: 79–92.
- Forest Europe. 2015. State of Europe's Forests 2015. FOREST EUROPE Liaison Unit, Madrid.
- Gazda A., Miścicki S. 2016. Prognoza zmian składu gatunkowego drzewostanów Białowieżskiego Parku Narodowego. *Sylwan* 160(4): 309–319.

Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management as Adopted by the MCPFE Expert Level Meeting, 7–8 October 2002, Vienna, Austria.

Paluch R. 2014. Tempo i kierunki zmian składu gatunkowego drzewostanów naturalnych w wybranych zbiorowiskach leśnych Puszczy Białowieskiej. *Leśne Prace Badawcze* 75(4): 385–406.

Dynamika opadu organicznego oraz dekompozycji liści w drzewostanach rosnących na rekultywowanym zwałowisku pokopalnianym i terenach leśnych

Andrzej M. Jagodziński^{1,2*}, Paweł Horodecki¹

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

²Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

*amj@man.poznan.pl

Kluczową rolę w biologicznej rekultywacji terenów zdegradowanych powstałych w wyniku wydobycia węgla brunatnego odgrywa zainicjowanie na nich procesów glebotwórczych, w tym odtworzenie poziomu organicznego. Efektywność tych działań zależy zarówno od charakteru podłoża, jak i od doboru składu gatunkowego drzewostanów wprowadzonych podczas zalesień. Wprowadzenie na zwałowisko roślin drzewiastych w znaczący sposób przyczynia się do odtworzenia wierzchnich warstw gleby, gdyż obumarłe liście i inne komponenty biomasy drzew są najważniejszym, obok rozkładających się korzeni, źródłem materii organicznej. Opad materii organicznej i tempo jej rozkładu są bardzo ważnym aspektem wzbogacania ubogiego substratu glebowego w makro- i mikroelementy dostępne dla roślin. Oba te procesy zostały dotychczas słabo rozpoznane na obszarach silnie zdegradowanych, stąd też celem naszych badań było określenie ilości martwej materii organicznej docierającej do dna lasu w drzewostanach gatunków najczęściej wprowadzanych podczas rekultywacji oraz tempa rozkładu liści wybranych gatunków drzew zarówno na zwałowisku, jak i w otaczających je drzewostanach rosnących na gruntach leśnych.

Badania wykonano na terenie zwałowiska zewnętrznego Kopalni Węgla Brunatnego w Bełchatowie oraz w sąsiadujących lasach rosnących na gruntach leśnych (Nadleśnictwo Bełchatów). Oceny wielkości opadu organicznego w 12–36-letnich jednogatunkowych drzewostanach *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Quercus robur* i *Robinia pseudoacacia* dokonano za pomocą pułapek ściółkowych (4 pułapki/poletko, 60×60 cm), zarówno na zwałowisku (24 poletka), jak i otaczających je terenach leśnych (22 poletka). Comiesięczny zbiór opadu organicznego obejmował okres od kwietnia 2012 do kwietnia 2015 r. Zebrany materiał rozdzielono na frakcje, wysuszone w 65°C, zważono i obliczono

ich masy w odniesieniu do 1 ha. Tempo dekompozycji obumarłych liści drzew określono za pomocą metody woreczków ściółkowych (ang. *litter bags*) w różnych układach doświadczalnych. W woreczkach wykonanych z moskitiery (wielkość oczka 1×1 mm) umieszczono wysuszone liście różnych gatunków drzew w ilości od 5 do 11 g. Wyłożono je w lesie, a następnie zbierano co trzy miesiące. W laboratorium materiał roślinny wysuszono w 65°C, oczyszczono z zanieczyszczeń mineralnych oraz określono jego suchą masę. Tempo dekompozycji określono jako stosunek suchej masy, która ubyła podczas ekspozycji w terenie, do suchej wyjściowej masy liści w każdym z woreczków. Tempo rozkładu nekromasy określono w procentach.

Wykazaliśmy, że gatunek drzewa oddziałuje statystycznie istotnie na masę opadu organicznego (sumaryczna masa opadu organicznego, masa opadu liści gatunku głównego), podczas gdy warunki siedliskowe wzrostu drzewostanów (zwałowisko vs grunty leśne) nie wywierają statystycznie istotnego wpływu na masę opadu organicznego. Średnioroczny (2012–2015) opad liści gatunku głównego wynosił w drzewostanach brzoźowych 2537 kg·ha⁻¹, w robiniovych 2874 kg·ha⁻¹, w dębowych 3446 kg·ha⁻¹, olszowych 3566 kg·ha⁻¹, a w drzewostanach sosnowych 3574 kg·ha⁻¹. Liście badanych gatunków drzew rozkładały się w zróżnicowanym tempie, a ponadto wykazano wpływ warunków siedliskowych (zwałowisko vs grunty leśne) na tempo dekompozycji liści. Na przykład tempo rozkładu liści 14 gatunków drzew po 46 miesiącach od ich wyłożenia w drzewostanach mieszanych rosnących na zwałowisku można uszeregować w kierunku coraz to wolniejszego rozkładu następująco: *Prunus serotina* (97,9%), *Ulmus laevis* (97,5%), *Alnus glutinosa* (97,2%), *Acer pseudoplatanus* (96,4%), *Populus tremula* (95,4%), *Fraxinus excelsior* (94,3%), *Populus × canadensis* (91,6%), *Betula pendula* (88,2%), *Quercus rubra* (80,6%), *Populus nigra* 'Italica' (77,6%), *Pinus sylvestris* (76,4%), *Robinia pseudoacacia* (71,8%), *Quercus robur* (70,6%) i *Fagus sylvatica* (69,9%). W drzewostanach sosnowych rosnących na zwałowisku po trzech latach ekspozycji stwierdzono najwyższe tempo dekompozycji liści *Prunus serotina* (92,3%), mniejsze dla *Alnus glutinosa* (85,7%), *Acer pseudoplatanus* (83,5%), *Robinia pseudoacacia* (65,2%), *Quercus rubra* (50,9%), najmniejsze zaś dla liści *Fagus sylvatica* (40,1%). Tempo rozkładu liści tego samego gatunku było na ogół szybsze w drzewostanach mieszanych niż sosnowych na zwałowisku. Ponadto rozkład liści przebiegał na ogół szybciej w drzewostanach na gruntach leśnych niż na zwałowisku.

Uzyskane wyniki mogą mieć istotne znaczenie dla praktyki leśnej, szczególnie dla doboru gatunków drzew (i krzewów) wprowadzanych podczas zalesień obszarów zdegradowanych w rezultacie działalności przemysłowej oraz formy ich zmieszania. Wiedza na temat dynamiki produkcji biomasy, ilości opadu organicznego docierającego do dna lasu oraz tempa jego rozkładu dla różnych gatunków drzew może odegrać kluczową rolę w podniesieniu efektywności odtwarzania poziomu organicznego gleb zdegradowanych wskutek oddziaływania przemysłu wydobywczego, a zatem odtworzeniu funkcji zniszczonego układu ekologicznego.

Badania wykonano w ramach projektu „Środowiskowo-genetyczne uwarunkowania produktywności ekosystemów leśnych na gruntach leśnych i przemysłowych” finansowanego przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych (2011–2015).

Różnorodność glebowych banków nasion w lasach liściastych strefy umiarkowanej

Małgorzata Jankowska-Błaszczuk¹, Joanna Czarnecka²

¹*Zakład Botaniki, Uniwersytet Jana Kochanowskiego, ul. Świętokrzyska 15, 25-406 Kielce,
mjanko@ujk.edu.pl*

²*Zakład Ekologii, UMCS, ul. Akademicka 19, 20-033 Lublin*

Zdolność do tworzenia długotrwałych zapasów nasion w glebie jest typem strategii reprodukcyjnej charakterystycznej dla gatunków rosnących w zbiorowiskach poddanych częstym, nieperiodycznym zaburzeniom zarówno w czasie, jak i w przestrzeni (Fenner, Thompson 2005). Strategia ta pozwala na rozłożenie w czasie ryzyka jednoczesnego szybkiego kiełkowania; banki nasion są zasobami zmienności genetycznej (Levin 1990) oraz zmniejszają ryzyko ekstynkcji populacji (Venable, Brown 1988). W literaturze ekologicznej panuje pogląd, że banki nasion stabilnych zbiorowisk lasów liściastych strefy umiarkowanej są znacznie mniej zasobne i uboższe gatunkowo w porównaniu z bankami nasion zbiorowisk otwartych, wczesnosukcesyjnych, a ich zagęszczenie waha się między kilkaset a kilka tysięcy nasion na m² (Bossuyt, Hermy 2001). Generalnie im starszy, bardziej naturalny las, tym podobieństwo między bankiem nasion a pokrywą roślinną jest mniejsze (Hopfensperger 2007). W lasach o wtórnym pochodzeniu, nasadzanych na nieużytkach czy gruntach porolnych, poprzecinanych drogami i poddawanych silnej presji antropogenicznej, banki nasion są zdominowane przez lekkonasienne, światłolubne gatunki często pochodzące jeszcze z poprzednich faz sukcesyjnych (Bossuyt, Hermy 2002). Szczegółowe badania banków nasion w naturalnym grądzie Puszczy Białowieskiej wykazały obecność wielu cenniejszych gatunków runa grądowego, które do kiełkowania nie wymagają luk w koronach drzew i pełnego dostępu światła, a impulsem są drobne zaburzenia w wielowarstwowym runie, prześwietlenia w koronach drzew czy wędrujące plamy słoneczne (Jankowska-Błaszczuk, Grubb 2006; Jankowska-Błaszczuk, Daws 2007). Wyniki badań Jankowskiej-Błaszczuk (2000) nad zmiennością w zagęszczeniu i bogactwie gatunkowym banku nasion białowieskiego grądu, prowadzone przez trzy kolejne lata na tych samych powierzchniach, wykazały, że od 36 do 43% gatunków w próbach glebowych powtarza się i stanowią one ponad 90% nasion banku. Świadczy to o dużej stabilności banku nasion, który według autorki jest dobrym wskaźnikiem poziomu zaburzeń w zbiorowisku leśnym i stopnia jego naturalności.

Literatura

- Bossuyt B., Hermy M. 2001. Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography* 24: 225–238.
- Bossuyt B., Heyn M., Hermy M. 2002. Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology* 162: 33–48.
- Fenner M., Thompson K. 2005. *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hopfensperger K.N. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438–1448.
- Jankowska-Błaszczuk M. 2000. Zróżnicowanie banków nasion w naturalnych i antropogenicznie przekształconych zbiorowiskach leśnych. *Monographiae Botanicae* 88: 1–147.
- Jankowska-Błaszczuk M., Daws M.I. 2007. Impact of red: far-red ratios on germination of temperate forest herbs in relation to shade tolerance, seed mass and persistence in the soil. *Functional Ecology* 21: 1055–1062.
- Jankowska-Błaszczuk M., Grubb P.J. 2006. Changing perspectives on the role of the soil seed bank in northern temperate deciduous forests and in tropical lowland rain forests: parallels and contrasts. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 3–21.
- Levin D.A. 1990. The seed bank as a source of genetic novelty in plants. *American Naturalist* 135: 563–572.
- Venable D.L., Brown J.S. 1988. The selective interactions of dispersal, dormancy, and seed size as adaptations for reducing risk in variable environments. *American Naturalist* 131: 360–384.

Morfologiczne i anatomiczne adaptacje igieł sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) do życia w chłodnych siedliskach

Artur Jankowski^{1*}, Tomasz Wyka¹, Roma Żytkowiak², Jacek Oleksyn²

¹Zakład Botaniki Ogólnej, Instytut Biologii Eksperymentalnej, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań, *artjan@amu.edu.pl

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

Europejska część zasięgu sosny zwyczajnej rozciąga się od gór Europy Południowej aż po północne rejony Skandynawii, gdzie gatunek przekracza krąg polarny. Ponieważ sosna jest gatunkiem zimozielonym, w miarę przesuwania się ku północy należy oczekiwać nasilenia modyfikacji strukturalnych, które ułatwiają trwanie i funkcjonowanie igieł w warunkach niskiej temperatury. W celu przetestowania tej hipotezy zbadano wybrane morfologiczne i anatomiczne cechy igieł zebranych z 20 stanowisk (5 położonych w Polsce i 15 w Szwecji), tworzących transekt o długości 1900 km obejmujący średnią roczną temperaturę w zakresie od –1,7 do +8,3°C.

Z południa na północ transektu, w miarę obniżania się temperatury siedlisk, igły stawały się coraz krótsze, a w obrębie Skandynawii – także szersze i grubsze. Wzdłuż transektu obserwowano klinalną zmienność szeregu cech. W szczególności występowała ujemna zależność między średnią roczną temperaturą siedliska a wskaźnikiem LMA (ang. *leaf mass per area*) oraz gęstością tkanek igły. W niskiej temperaturze zwiększona była też grubość hipodermy i epidermy oraz grubość ścian komórek epidermalnych i liczba włókien w walcu osiowym. Nasilony skleromorfizm igieł może sprzyjać odporności na uszkodzenia mrozowe oraz umożliwiać ich długie utrzymywanie się na pędzie (8–9, wyjątkowo 11 sezonów wegetacyjnych na północy Skandynawii, wobec 3–4 sezonów w Polsce). Wykazano ponadto, że cewki ksylemu w igłach zebranych w Skandynawii są węższe niż w igłach z Polski, co prawdopodobnie stanowi adaptację przeciw zaburzeniom przewodzenia wody wywołanym zamarzaniem. Temperatura siedliska była także ujemnie skorelowana z rozmiarem i udziałem objętościowym przewodów żywicznych w igle.

Ponieważ zmienność obserwowana w materiale zebranych *in situ* reprezentuje zarówno adaptacje utrwalone genetycznie, jak i modyfikacje wywołane przez środowisko, stopień genetycznej determinacji cech oceniano w igłach zebranych w dwóch doświadczeniach proveniencyjnych obejmujących drzewa lub jednoroczne siewki, pochodzące ze stanowisk od środkowo-wschodniej Europy po północną Skandynawię. W igłach zebranych z dorosłych drzew dodatnią korelację ze średnią temperaturą miejsca pochodzenia przejawiała długość igieł, zaś ujemną – wskaźnik LMA, grubość igieł oraz rozmiar i udział przewodów żywicznych w igle. Z kolei w igłach juvenilnych ujemna korelacja z temperaturą miejsca pochodzenia dotyczyła grubości epidermy, średnicy cewek i udziału objętościowego przewodów żywicznych w igle.

Obraz zmienności igieł sosny zwyczajnej wskazuje na wykształcenie w chłodnych rejonach zasięgu przystosowawczego zespołu cech, na który składają się zarówno modyfikacje plastyczne, jak i cechy utrwalone genetycznie.

Projekt jest finansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji nr 2011/02/A/NZ9/00108 (kierownik: prof. dr hab. J. Oleksyn).

Taksonomiczne różnicowanie rzadkich i zagrożonych gatunków reliktowych z zachodniej części zasięgu rodzaju *Zelkova*

Anna K. Jasińska¹, Krystyna Boratyńska¹, Adam Boratyński¹, Beata Rucińska², Gregor Kozłowski^{3,4}, Laurence Fazan³, Sébastien Bétrisey^{3,4}, Emanuel Gerber⁴, Hajiaga Safarov^{5,6}, Giuseppe Garfi⁷

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*ak.jasinska@zapasowe.com.pl

²Wydział Biologii, Uniwersytet Kazimierza Wielkiego, al. Ossolińskich 12, 85-093 Bydgoszcz

³Department of Biology and Botanic Garden, University of Fribourg, Chemin du Musée 10, CH-1700 Fribourg, Szwajcaria

⁴Natural History Museum Fribourg, Chemin du Musée 6, CH-1700 Fribourg, Szwajcaria

⁵Institute of Botany, Azerbaijan National Academy of Sciences, Batamdar shosse 40, AZ1073 Baku, Azerbejdżan

⁶Hirkan National Park, AZ4235 Lankaran, Azerbejdżan

⁷Institute of Biosciences and BioResources, National Research Council (CNR), corso Calatafimi 414, I-90129 Palermo, Włochy

W skład rodzaju *Zelkova* Spach wchodzi sześć gatunków, z czego trzy: *Z. carpinifolia*, *Z. abelicea* i *Z. sicula* obejmują zasięgiem tereny południowo-zachodniej Eurazji, a pozostałe, to jest: *Z. serrata*, *Z. schneideriana* i *Z. sinica*, występują w południowo-wschodniej Azji (Kozłowski i in. 2012; Kozłowski, Gratzfeld 2013). Liście poszczególnych gatunków brzośtownic są do siebie podobne morfologicznie, co sprawia, że identyfikacja gatunków, w tym zwłaszcza materiałów kopalnych, klasycznymi metodami bywa trudna (Denk, Grimm 2005).

Wyniki badań biometrycznych liści *Z. carpinifolia*, *Z. abelicea* i *Z. sicula*, prezentowane obecnie, są pierwszymi opartymi na szerokim materiale, z wykorzystaniem wielu cech morfometrycznych liści z krótkopędów i długopędów. Potwierdziły one skuteczność metod biometrycznych w odróżnianiu trzech wymienionych gatunków, wykazały jednocześnie duże różnice pomiędzy liśćmi z krótko- i długopędów. *Z. carpinifolia* jest wyraźnie różna od *Z. abelicea*, natomiast *Z. sicula* wykazuje charakter pośredni pomiędzy powyższymi gatunkami. Wykazaliśmy również brak znaczących różnic w cechach liści pomiędzy populacjami *Z. carpinifolia* i populacjami z Azerbejdżanu zaliczanymi w literaturze do *Z. hircana* Grossh. et Jarm. (Prilipko 1961) oraz populacją z Turcji (Trabzon) opisaną jako *Z. carpinifolia* subsp. *yomraensis* (Anşın, Gerçek 1991). Nasze badania potwierdzają wyniki prac molekularnych na tym samym materiale (Christe i in. 2014). Charakterystyki morfometryczne liści mogą być użytecznym narzędziem do identyfikacji kopalnych szczątków rodzaju *Zelkova*.

Literatura

- Anşin R., Gerçek Z. 1991. Türkiye Florası İçin Yeni Bir *Zelkova* Taksonu. *Zelkova carpinifolia* (Pall.) C. Koch ssp. *yomraensis* Anşin & Gerçek, ssp. nova. Doğa. Turkish Journal of Agriculture and Forestry 15: 564–575.
- Christe C., Kozłowski G., Frey D., Bétrisey S., Maharramova E., Garfi G., Pirintso S., Naciri Y. 2014. Footprints of past intensive diversification and structuring in the genus *Zelkova* (Ulmaceae) in south-western Eurasia. *Journal of Biogeography* 41: 1081–1093.
- Denk T., Grimm G.W. 2005. Phylogeny and biogeography of *Zelkova* (Ulmaceae sensu stricto) as inferred from leaf morphology, ITS sequence data and the fossil record. *Botanical Journal of the Linnean Society* 147: 129–157.
- Kozłowski G., Gibbs D., Huan F., Frey D., Gratzfeld J. 2012. Conservation of threatened relict trees through living ex situ collections: lessons from the global survey of the genus *Zelkova* (Ulmaceae). *Biodiversity and Conservation* 21: 671–685.
- Kozłowski G., Gratzfeld J. 2013. *Zelkova* – an ancient tree. Global status and conservation action. Natural History Museum Fribourg, Fribourg.
- Prilipko L.I. 1961. *Zelkova* Spach. [W:] V.Z. Gulisashvili (red.), *Dendroflora Kavkaza*. 2. Institut Lesa Gruzinskoy AN, Tbilisi, s. 308–318.

Wpływ różnych gatunków drzew na kształtowanie się zbiorowisk grzybów ektomykoryzowych w środowisku zmienionym przez człowieka

Izabela L. Kałucka

Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki, ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź,
ikalucka@biol.uni.lodz.pl

Większość lasotwórczych gatunków drzew występujących w strefie umiarkowanej i borealnej tworzy w obrębie korzeni obligatoryjne związki symbiotyczne z grupą grzybów nazywanych grzybami ektomykoryzowymi (ECM). W zamian za zasymilowany w procesie fotosyntezy węgiel grzyby te znacząco zwiększają zaopatrzenie drzew w pierwiastki biogenne, zwłaszcza azot i fosfor oraz w wodę, chronią przed patogenami korzeniowymi oraz zwiększają możliwości adaptacyjne swoich gospodarzy. Poprzez aktywność w procesach glebowych, wpływ na produkcję pierwotną oraz regulacyjne funkcje wspólnej sieci mykoryzowej (*common mycorrhizal network*) grzyby ECM pełnią kluczową rolę w tworzeniu się i funkcjonowaniu zbiorowisk leśnych. Z drugiej strony, tożsamość i wiek drzew-gospodarzy stanowią jeden z zasadniczych filtrów, obok czynników środowiskowych i oddziaływań biotycznych, wpływających na skład gatunkowy, aktywność i strukturę zbiorowisk symbiontów ECM (*community assembly model*; Jumpponen, Egerton-Warburton 2005). Widać to szczególnie wyraźnie we wczesnosukcesyjnych zbiorowiskach leśnych rozwijających się na siedliskach zmienionych antropogenicznie. Przykłady obejmują badane przez autorkę grunty porolne (podlegające sukcesji

spontanicznej oraz celowo zalesiane), rekultywowane w kierunku leśnym zwałowiska przy kopalniach węgla brunatnego i leśne powierzchnie eksperymentalne. Preferencje drzew w stosunku do symbiontów ECM oraz preferencje grzybów ECM w stosunku do drzew gospodarzy, a także wiek drzew i drzewostanów, ich struktura gatunkowa, wiekowa i przestrzenna decydują o tym, które z gatunków grzybów ECM obecne w lokalnej puli i potencjalnie zdolne do egzystencji w danych warunkach siedliskowych wejdą w skład aktywnej mykobioty.

Literatura

Jumpponen A., Egerton-Warburton L.M. 2005. Mycorrhizal Fungi in Successional Environments: A Community Assembly Model Incorporating Host Plant, Environmental, and Biotic Filters. [W:] J. Dighton, J.F. White, P. Oudemans (red.), *The Fungal Community. Its Organization and Role in the Ecosystem*. 3rd ed. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York, Singapore. Ss. 139–180.

Genotyp drzew i środowisko glebowe jako czynniki kształtujące zbiorowiska mikroorganizmów glebowych w ryzosferze topoli

Leszek Karliński, Maria Rudawska*

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

**leszekk@man.poznan.pl*

Ryzosfera, jako strefa pierwotnego oddziaływania korzeni w glebie oraz związanych z nimi mikroorganizmów, istotnie wpływa na zdrowotność i rozwój drzew. Mikroorganizmy ryzosfery ze względu na swoją wysoką aktywność metaboliczną odgrywają ważną rolę w procesach przepływu, dekompozycji i przemiany związków organicznych. Wchodzą także w związki symbiotyczne z korzeniami roślin. Zbiorowiska mikroorganizmów w ryzosferze i ich biomasa stanowią czuły wskaźnik zachodzących w glebie zmian, zarówno naturalnych (sezonowych, klimatycznych, zmiany składu gatunkowego roślin), jak i pochodzenia antropogenicznego (skażenie przemysłowe). Jako pierwsi konsumenci eksudatów i innych substancji wydzielanych przez rośliny do gleby mikroorganizmy ryzosferowe mogą być także uzależnione od pojedynczych genotypów roślin. Większość prac analizujących interakcje między genotypem roślin a zbiorowiskami mikroorganizmów glebowych dotyczy jednorocznych roślin użytkowych. Zdecydowanie mniej wiadomo na temat wpływu genotypu drzew na mikroorganizmy ryzosfery.

Dzięki zdolności łatwego krzyżowania się oraz długiej historii uprawy topole dały szereg klonów i mieszańców, często fenologicznie i fizjologicznie zróżnico-

wanych. Należą także do nielicznej grupy roślin wchodzących w związki symbiotyczne z grzybami zarówno ektomykoryzowymi, jak i arbuskularnymi.

Celem badań była analiza wpływu genotypu drzew i czynników związanych ze środowiskiem glebowym na zbiorowiska mikroorganizmów w ryzosferze topoli. Do badań wybrano cztery taksony i klony (*Populus deltoides*, *P. deltoides* × *P. nigra*, *P. deltoides* × *P. trichocarpa*, *P. maximowiczii* × *P. trichocarpa*), rosnące w trzech doświadczeniach polowych, założonych w latach 1993–1996 na terenie skażonym metalami ciężkimi (okolice Huty Miedzi „Głógów”) oraz na dwóch stanowiskach wolnych od zanieczyszczeń (Zwierzyniec i Kórnik).

Analiza specyficznych kwasów tłuszczowych metodą chromatografii gazowej pozwoliła na określenie biomasy bakterii Gram-dodatnich i Gram-ujemnych, promieniowców, pierwotniaków, grzybów arbuskularnych oraz łącznej grupy grzybów ektomykoryzowych, saprobiontycznych i patogenicznych. Lokalne warunki glebowe były głównym czynnikiem warunkującym biomasę większości wyróżnionych grup mikroorganizmów. Jedynie w przypadku promieniowców dominującymi czynnikami były głębokość gleby, z jakiej pobrano próby, oraz genotyp drzewa. Skażenie gleby metalami ciężkimi, a także pH, temperatura i wilgotność gleby, były głównymi czynnikami środowiskowymi, różnicującymi biomasę i strukturę zbiorowisk mikroorganizmów glebowych w ryzosferze czterech klonów topoli. Wpływ genotypu drzew najsilniej zaznaczał się w warunkach skażenia gleby metalami ciężkimi.

Biomasa bakterii i ich udział w zbiorowisku mikroorganizmów ryzosfery były kształtowane przede wszystkim przez czynniki glebowe i odzwierciedlały indywidualny charakter badanych powierzchni. Z kolei udział biomasy bakterii w stosunku do biomasy grzybów w mikrobiomie ryzosfery topoli był istotnie warunkowany przez genotyp drzew. Na rozmieszczenie mikroorganizmów glebowych w profilu glebowym wpływały zarówno czynniki glebowe, jak i genotyp drzew.

Najwyższe wartości biomasy w zbiorowiskach mikroorganizmów ryzosfery na wszystkich stanowiskach wykazywały bakterie Gram-ujemne, jakkolwiek w warunkach skażenia metalami ciężkimi ich udział w stosunku do bakterii Gram-dodatnich się obniżał. W porównaniu z bakteriami grzyby charakteryzowały się niższą tolerancją skażenia przemysłowego, który to efekt najsilniej zaznaczał się w przypadku grzybów arbuskularnych. Wyższe wartości pH i stężenia N-NO₃ pozytywnie oddziaływały na zawartość biomasy pierwotniaków w glebie. Natomiast skażenie gleby metalami ciężkimi drastycznie wpływało na jej obniżenie, co sugeruje duży potencjał tej grupy organizmów jako wskaźnika zanieczyszczenia środowiska.

Obserwowane zależności między mikroorganizmami ryzosfery a działającymi na nie genotypami drzew i czynnikami glebowymi w dużym stopniu korespondują z naszymi wcześniejszymi badaniami dotyczącymi stopnia kolonizacji mykoryzowej klonów topoli (Karliński i in. 2010) oraz z ich zbiorowiskami grzybów ektomykoryzowych (Karliński i in. 2013), wskazując na ścisłe relacje między mikroorganizmami kolonizującymi korzenie topoli i obecnymi w otaczającej je ryzosferze.

Literatura

- Karliński L., Rudawska M., Kieliszewska-Rokicka B., Leski T. 2010. Relationship between genotype and soil environment during colonization of poplar roots by mycorrhizal and endophytic fungi. *Mycorrhiza* 20: 315–324.
- Karliński L., Rudawska M., Leski T. 2013. The influence of host genotype and soil conditions on ectomycorrhizal community of poplar clones. *European Journal of Soil Biology* 58: 51–58.

Wpływ sposobu odnowienia lasu na zawartość węgla organicznego w glebie

Andrzej Kędziora¹, Damian Józefczyk²

¹*Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk, ul. Bukowska 19, 60-809 Poznań*

²*Katedra Meteorologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94, 60-649 Poznań*

Las jest jednym z najważniejszych ekosystemów wpływających na gromadzenie i uwalnianie węgla (dwutlenku węgla), tym samym jest czynnikiem istotnym w procesie globalnego ocieplenia. Sposób odnowienia lasu po jego usunięciu w ramach normalnej gospodarki leśnej lub wskutek kataklizmu (np. trąba powietrzna) ma wpływ na dynamikę procesu wymiany CO₂ pomiędzy atmosferą i powierzchnią Ziemi. W roku 2012 w dniu 12 lipca przeszła nad Borami Tucholskimi potężna burza, która powaliła wiele hektarów lasu. Katedra Meteorologii wykorzystwała tę okoliczność do badań nad wyżej wymienionymi procesami. Wybrano dwie powierzchnie doświadczalne położone w Nadleśnictwie Trzebciny: jedna (nazywana dalej T1) jest powierzchnią, na której przeprowadzono w dniach 16–18 września 2014 r. orkę pod odnowienia, i druga (nazywana dalej T2), na której wykonano orkę w jednej części, a drugą część pozostawiono nienaruszoną (tutaj przeprowadzono odnowienia ręczne). Badania zawartości węgla organicznego w glebie wykonano na powierzchni T1 w roku 2013, przed orką i w roku 2016 na obu powierzchniach. Pomiary zawartości C_{org} w roku 2013 przeprowadzono w 61 punktach regularnej siatki kwadratowej oraz na 98 stanowiskach na powierzchni T1 i 70 na powierzchni T2 w roku 2016.

Wyniki poddano statystycznej analizie, przy czym opracowano metodykę oszacowania powierzchniowej zawartości C_{org} [t·ha⁻¹] na podstawie punktowych pomiarów C_{org} [g·kg⁻¹]. Obliczono rozkłady prawdopodobieństwa (funkcje gęstości i dystrybuanty) zbiorów z roku 2013 i 2016 (podzielonych wg sposobu odnowienia) i przetestowano istotność różnicy między nimi ze względu na rodzaj powierzchni i sposób odnowienia.

Wyniki analizy wykazały istotny wpływ sposobu odnowienia na zawartość C_{org}. Średnia zawartość C_{org} na powierzchni T1 w warstwie ściółki i poziomach

organicznych w roku 2013 (przed orką) wyniosła $340 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, czyli $62,75 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, podczas gdy na tej samej powierzchni w dwa lata po orce wynosiła ona tylko $149 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, czyli $34,75 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Dodatkowo po poszerzeniu terenu badań (o kolejnych 37 punktów pomiarowych) w roku 2016 zawartość C_{org} na całej powierzchni T1 (orka mechaniczna) wynosiła $43 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ w warstwie organicznej i $75 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ w całym profilu glebowym, podczas gdy na powierzchni T2 (częściowo nienaruszonej uprawą mechaniczną) te same wielkości wyniosły odpowiednio $52 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ i $90 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Wykazano również, że funkcja gęstości prawdopodobieństwa zbioru C_{org} jest rozkładem prawoskośnym. Wyniki analizy przestrzennej zawartości C_{org} przedstawiono na mapach wykonanych przy użyciu metody krigingu, co pozwoliło na oszacowanie ogólnej rzeczywistej ilości zgromadzonego węgla na badanych powierzchniach doświadczalnych.

Czynniki determinujące różnorodność funkcjonalną i genetyczną mikroorganizmów w glebach leśnych

Beata Klimek^{1*}, Maria Niklińska¹, Marcin Chodak², Małgorzata Jaźwa³,
Marcin Gołębiewski⁴

¹Institut Nauk o Środowisku, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Jagielloński,
ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków, *beata.klimek@uj.edu.pl

²Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii
Środowiska,

Akademia Górniczo-Hutnicza im. St. Staszica, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków

³Institut Botaniki, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Jagielloński, ul. Kopernika 27,
31-501 Kraków

⁴Katedra Fizjologii Roślin i Biotechnologii, Uniwersytet Mikołaja Kopernika, ul. Lwowska 1,
87-100 Toruń

Mikroorganizmy glebowe odgrywają kluczową rolę w przepływie energii i krążeniu materii w ekosystemach lądowych. Celem badań było określenie, w jakim stopniu różnorodność genetyczna i funkcjonalna mikroorganizmów glebowych zależy od różnorodności roślin i właściwości fizykochemicznych gleby. Badano zróżnicowanie bakterii, grzybów i archeonów na 35 stanowiskach leśnych w 7 typach lasów w Polsce: bory sosnowe suche i świeże, buczyny kwaśne i żyzne, grądy, dąbrowy świetliste oraz łęgi jesionowe. Na każdym stanowisku wykonano zdjęcia fitosocjologiczne na reprezentatywnych powierzchniach (100 m^2) i pobrano mieszane próby gleby z obszarów zdjęć fitosocjologicznych, osobno dla poziomu O i poziomu A gleby. Zebrano 35 prób gleby poziomu A i 24 próby gleby poziomu O.

Zmierzono szereg właściwości fizykochemicznych gleby, w tym zawartość pierwiastków biogennych oraz pH. Różnorodność funkcjonalną mikroorganizmów badano metodą MicroResp, polegającą na zmierzeniu reakcji mikroorganizmów na dodatek do gleby 22 związków węgla. Skład taksonomiczny bakterii, grzybów i archeonów określono za pomocą sekwencjonowania (Illumina), wyznaczając unikalne sekwencje (OTU). DNA ekstrahowano bezpośrednio z gleby w trzech powtórzeniach. Dodatkowo zmierzono całkowitą aktywność gleby (tempo respiracji gleby) oraz biomasę mikroorganizmów metodą respiracji indukowanej.

Na powierzchniach badawczych stwierdzono łącznie 181 gatunków roślin naczyniowych. Wykazano, że różne typy lasów charakteryzują się swoistym składem mikroorganizmów glebowych i preferencjami mikroorganizmów w zakresie zużywanych substratów węgla. Mikroorganizmy glebowe w borach sosnowych były mniej aktywne i charakteryzowały się odmiennymi profilami metabolicznymi w porównaniu z lasami liściastymi. Różnorodność genetyczna mikroorganizmów glebowych (alfa i beta) była silnie skorelowana z różnorodnością roślin naczyniowych. Źródłem zróżnicowania bakterii glebowych jest materia organiczna pochodzenia roślinnego oraz właściwości fizykochemiczne gleby.

Wpływ gospodarki leśnej na biotę grzybów wielkoowocnikowych

Anna Kujawa

*Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk, ul. Bukowska 19,
60-809 Poznań, anna.kujawa@isrl.poznan.pl*

Grzyby wielkoowocnikowe realizują w ekosystemach różne strategie życiowe. Pasożyty zasiedlają żywe organizmy, prowadząc do ich osłabienia i śmierci. Saprotrofy rozkładają martwą materię organiczną, a grzyby symbiotyczne wspomagają wzrost i rozwój roślin (w tym drzew – ważnych z punktu widzenia gospodarki leśnej).

Celem badań było rozpoznanie różnorodności gatunkowej i zróżnicowania udziału grup troficznych w zgrupowaniach grzybów występujących w przekształconych zbiorowiskach leśnych Parku Krajobrazowego im. gen. D. Chłapowskiego oraz określenie różnic w stosunku do zgrupowań w lasach o charakterze naturalnym.

Zbadano różnorodność gatunkową grzybów w lasach gospodarczych na siedliskach łągowych (*Fraxino-Alnetum*, *Quercu-Ulmetum minoris*), grądowych (*Galio sylvatici-Carpinetum*) oraz kwaśnych dąbrów (*Calamagrostio arundinaceae-Quercetum*) na terenie parku krajobrazowego. Badania prowadzono przez trzy lata metodą stałych powierzchni obserwacyjnych. Założono, że: (1) liczba gatunków w niewielkich powierzchniowo zbiorowiskach leśnych i zadrzewieniach śródpolnych poddanych silnej antropopresji jest mniejsza od obserwowanej w lasach o cha-

rakterze naturalnym; (2) zbiorowiska leśne poddane silnej presji człowieka charakteryzują się odrębnością zgrupowań makrogrzybów (zarówno składem jakościowym, jak i ilościowym) w stosunku do zgrupowań wykształcających się w zbiorowiskach o charakterze naturalnym; (3) w monokulturach leśnych budowanych przez gatunki drzew obcego pochodzenia (np. *Quercus rubra*, *Pseudotsuga taxifolia*, *Robinia pseudoacacia*) wykształcają się specyficzne dla danej monokultury zgrupowania grzybów nienawiązujące do zgrupowań w zbiorowiskach z udziałem drzew rodzimych.

Wyniki badań porównano z wynikami badań prowadzonych w zbiorowiskach o charakterze naturalnym. Stwierdzono, że:

1. Różnorodność gatunkowa makrogrzybów jest niższa w zagospodarowanych lasach w zbiorowiskach nawiązujących do kwaśnych dąbrów, grądów oraz łęgu wiązowego niż w zbiorowiskach dobrze wykształconych. Na powierzchniach najwilgotniejszych, nawiązujących do łęgu jesionowo-olszowego, liczba gatunków grzybów odbiegała nieistotnie od stwierdzonej w lasach o charakterze naturalnym.
2. W zbiorowiskach zniekształconych, w różnym stopniu zdegenerowanych, a przede wszystkim w monokulturach drzew obserwuje się – podobnie jak w przypadku form degeneracji opisywanych w fitocenozach – zniekształcenia w składzie gatunkowym grzybów. Najmniejsze zniekształcenia mykobioty obserwowano w lasach nawiązujących do *Fraxino-Alnetum* i do *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum*, a największe w monokulturach na siedliskach *Galio sylvatici-Carpinetum* i *Quercu-Ulmetum minoris*. Do głównych zniekształceń zaliczyć można:
 - Zubożenie gatunkowe przejawiające się nie tylko w liczbie gatunków, ale także w odmiennym, od obserwowanego w lasach naturalnych, udziale grup troficznych. W skrajnych przypadkach stwierdza się zanikanie danej grupy troficznej. Dotyczy to przede wszystkim symbiontów ektomykoryzowych i saprotrofów napróchnicznych.
 - Pauperyzację mykobioty przejawiającą się występowaniem gatunków ubikwistycznych i brakiem gatunków charakterystycznych dla danego zbiorowiska.
3. Monokultury drzew obcych ekologicznie (sadzonych na nieadekwatnym dla nich siedlisku) lub geograficznie cechuje skrajne zubożenie mykobioty i konieczne są dalsze badania, w wyniku których można będzie stwierdzić, czy skład gatunkowy plantacji drzew iglastych, plantacji *Fagus sylvatica* i zespołu *Chelidonio-Robinetum* na siedliskach grądowych i siedliskach kwaśnych dąbrów jest przypadkowy, czy charakterystyczny dla tego typu zbiorowisk roślinnych. Monokultury *Quercus rubra*, jako jedynego spośród obcych ekologicznie lub geograficznie gatunków drzew, cechują się dużą grupą gatunków grzybów bezpośrednio z nim związanych, przede wszystkim gatunków symbiotycznych. Charakterystyczna też wydaje się w monokulturach *Quercus rubra* nieobecność saprotrofów napróchnicznych. Jednak do określenia, na ile jest to powtarzalny i charakterystyczny dla tych plantacji układ, potrzebne są dalsze badania. W pozostałych badanych monokulturach zauważa się bardzo duży udział gatunków pospolitych i niską reprezentację gatunków ściśle związanych z danym drzewem, szczególnie symbiontów ektomykoryzowych.

Grzyby jako nieodłączny, ściśle związany z fitocenozą komponent ekosystemu, wraz z roślinami reagują na zmiany w nim zachodzące. Na terenie parku zmiany w zbiorowisku roślinnym wywołane przez gospodarkę człowieka są głównym czynnikiem uruchamiającym zmiany degeneracyjne również w mykobiocie tych zbiorowisk.

Znaczenie robinii akacjowej dla zgrupowań ptaków lęgowych awifauny krajobrazu rolniczego w świetle danych wieloletnich

Krzysztof Kujawa

*Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk, ul. Bukowska 19,
60-809 Poznań, krzysztof.kujawa@isrl.poznan.pl*

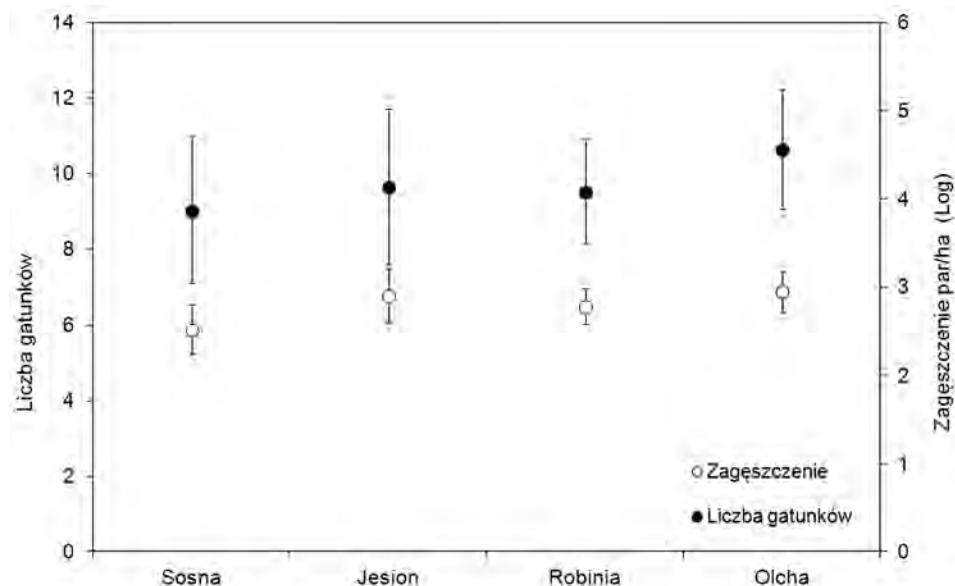
Robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia* L.) jest zaliczana do grupy najważniejszych w Europie obcych gatunków inwazyjnych. W Polsce występuje w lasach prawie 100% nadleśnictw i powszechnie w krajobrazie rolniczym. Skutkiem jej obecności jest ubożenie botaniczne i wykształcanie się zbiorowisk roślinnych z dominującą robinią. Słabiej badano znaczenie robinii dla zgrupowań autochtonicznych gatunków zwierząt. Zbiorowiska robiniove charakteryzują się m.in. późnym rozwojem liści gatunku dominującego (robinii), słabo rozwiniętym podszytem i ubogim gatunkowo runem z przewagą traw. W związku z tymi cechami można się spodziewać, że zgrupowania zwierząt w zbiorowiskach robiniowych są zmienione w porównaniu ze zbiorowiskami rodzimych gatunków drzew.

Do oceny wpływu robinii na awifaunę lęgową wykorzystano dane gromadzone w okolicach Turwi (środkowa Wielkopolska) od lat 60. ubiegłego wieku. Ze względu na obfitość występowania różnorodnych zadrzewień robiniowych już od początku XIX w. jest to teren modelowy dla tego typu badań. Badania nad awifauną prowadzono przy użyciu metody kartograficznej. Do analiz wybrano zadrzewienia z robinią (ROB) jako gatunkiem dominującym w drzewostanie oraz – jako grupę kontrolną – zadrzewienia z drzewostanem złożonym z gatunków rodzimych (nieROB). Wpływ robinii na zróżnicowanie przestrzenne awifauny zbadano na podstawie danych z lat: (a) 1999–2002: 20 ROB i 44 nieROB (Kujawa 2006) oraz (b) 1991–94: 16 ROB i 15 nieROB (Kujawa 1997). Długoterminowe zmiany w awifaunie przeanalizowano dla 6 ROB i 4 nieROB, badanych najwcześniej w latach 1964–1966 (Gromadzki 1970), a najpóźniej – w latach 2005–2007 (Kujawa, Łęcki 2008). Aby uwzględnić wpływ czynników innych niż dominujący gatunek drzewa, szczegółowo oceniono także pozostałe cechy struktury zadrzewień (wiek i zagęszczenie drzew, stopień pokrycia krzewów itp.).

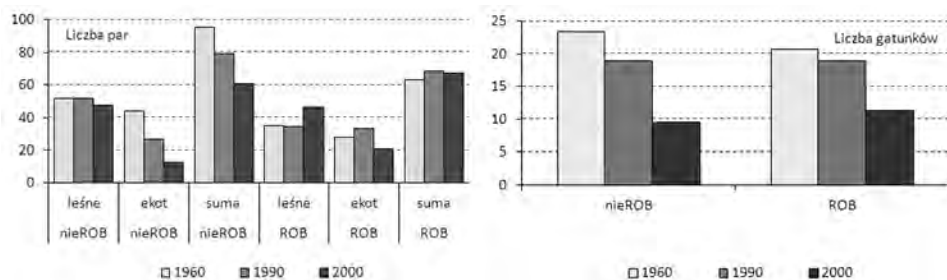
Tabela 1. Liczba gatunków i zagęszczenie ptaków w zadrzewieniach złożonych z gatunków rodzimych oraz w zadrzewieniach robiniowych wraz z testem istotności różnic. Objaśnienia: Ufność – połowa długości przedziału ufności dla $\alpha=0,05$, T – test t-Studenta, U – test Manna-Whitneya, p – istotność statystyczna: n.i. – $p>0,05$, * – $p<0,01$, *** – $p<0,001$. Gniazda: Z – na ziemi, W – wysoko ($>1,5$ m), N – nisko ($<1,5$ m), D – w dziuplach

	Rodzime			Robiniowe			Test	p
	Średnia	Ufność	Mediana	Średnia	Ufność	Mediana		
Liczba gatunków								
Razem	14,3	3,0	15,0	11,2	3,5	10,0	T	n.i.
Z	3,4	0,6	3,0	2,6	0,6	2,5	U	n.i.
W	4,9	1,3	6,0	3,8	1,6	3,0	U	n.i.
N	2,7	0,6	3,0	1,1	0,6	1,0	U	***
D (log)	3,0	1,3	3,0	3,5	1,5	3,5	T	n.i.
Zagęszczenie								
Razem	30,4	8,7	25,3	29,0	9,4	22,1	T	n.i
Z (log)	9,5	3,5	7,5	9,3	3,2	7,5	T	n.i
W (log)	11,7	4,9	10,4	9,3	3,9	5,5	T	n.i
N (log)	4,4	1,6	3,9	1,7	1,0	0,9	T	**
D (log)	4,7	2,1	4,2	8,6	3,9	6,5	T	n.i

Różnice w liczbie gatunków i zagęszczeniu ptaków między ROB i nieROB były nieistotne statystycznie zarówno w zadrzewieniach pasowych (tab. 1), jak i po-



Ryc. 1. Liczba gatunków i zagęszczenie ptaków (logarytm) w zadrzewieniach z różnymi gatunkami dominującymi w drzewostanie (wg Kujawy 2012)



Ryc. 2. Średnia liczebność ptaków (liczba par) w grupach ptaków leśnych, ekotonu polno-leśnego i wszystkich razem oraz średnia liczba gatunków ptaków (po prawej) w latach 1964–2007 w zadrzewieniach robinowych (ROB) i pozostałych (nieROB)

wierzchniowych (ryc. 1). Spośród wyróżnionych grup ekologicznych negatywny wpływ obecności robinii na zagęszczenie i liczbę gatunków stwierdzono tylko w grupie gatunków budujących gniazda w podszybie (tab. 1).

W latach 1964–2007 zaobserwowano znaczne zubożenie awifauny lęgowej zadrzewień śródpolnych, zarówno pod względem liczebności par lęgowych, jak i liczby gatunków. W okresie 1991–2007 zmiany te przebiegały podobnie w obu porównywanych grupach zadrzewień, natomiast w okresie dłuższym (1964–2007) zmiany w zadrzewieniach robinowych w poszczególnych grupach ekologicznych (wyróżniono gatunki leśne i związane z terenami uprawnymi) były słabsze lub mniej niekorzystne (ryc. 2).

Negatywny wpływ obecności robinii na awifaunę lęgową wystąpił w grupie gatunków gniazdujących w podszybie, ale na poziomie całego zgrupowania był on niezauważalny, zarówno w porównaniach krótkoterminowych, jak i w analizie zmian wieloletnich.

Literatura

- Gromadzki M. 1970. Breeding communities of birds in mid-field afforest areas. *Ekologia Polska* 13: 307–350.
- Kujawa K. 1997. Relationships between the structure of midfield woods and their breeding bird communities. *Acta Ornithologica* 32: 175–184.
- Kujawa K. 2006. Wpływ struktury zadrzewień oraz struktury krajobrazu rolniczego na zgrupowania ptaków lęgowych w zadrzewieniach. *Rozprawy naukowe AR im. A. Cieszkowskiego* 381. Poznań.
- Kujawa K., Łęcki R. 2008. Does Red Fox *Vulpes vulpes* affect bird species richness and abundance in an agricultural landscape? *Acta Ornithologica* 43: 167–178.

Dynamika zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej w perspektywie badań paleoekologicznych

Małgorzata Latałowa, Marcelina Zimny, Anna Pędziszewska*

*Pracownia Paleoekologii i Archeobotaniki, Katedra Ekologii Roślin, Uniwersytet Gdański,
ul. Wita Stwosza 59, 80-308 Gdańsk, *m.latalowa@ug.edu.pl*

Długowieczność głównych składników ekosystemów leśnych, wolne tempo procesów sukcesyjnych oraz zazwyczaj rozłożona w czasie reakcja zbiorowisk na oddziaływanie czynników naturalnych i antropogenicznych to podstawowe przyczyny, dla których wiele procesów ekologicznych zachodzących w lasach wymyka się bezpośredniej, nawet wieloletniej obserwacji. Badania paleoekologiczne korzystające z archiwów przyrodniczych, jakimi są osady biogeniczne, umożliwiają retrodykcję tych procesów w długich skalach czasowych.

Wyniki interdyscyplinarnego projektu „Przyrodnicza historia Puszczy Białowieskiej w świetle badań paleoekologicznych” (N N305 167839) stanowią źródło szeregu nowych informacji na temat historii głównych gatunków leśnych Puszczy Białowieskiej oraz powstawania i dynamiki tworzonych przez nie zbiorowisk w warunkach określonych zmian klimatu i działalności człowieka. Dane paleoekologiczne pochodzą z ośmiu stanowisk zlokalizowanych w granicach Białowieskiego Parku Narodowego oraz jednego stanowiska leżącego poza granicami BPN. W referacie szczególną uwagę zwrócimy na (1) historię grądów, (2) historyczną dynamikę populacji świerka oraz (3) palinologiczną ocenę skali wpływu działalności człowieka na szatę roślinną Puszczy w stosunku do innych terenów. Ten typ danych stanowi istotny element dla zrozumienia naturalnych procesów zachodzących współcześnie w Puszczy Białowieskiej i budowania scenariuszy przyszłych zmian w ekosystemach leśnych na tym obszarze.

Metagenomika zbiorowisk grzybów glebowych związanych z siewkami sosny w szkółkach leśnych o zróżnicowanym czasie użytkowania

Tomasz Leski^{1*}, Maria Rudawska¹, Marcin Pietras¹, Hanna Kwaśna²

¹Pracownia Badania Związków Symbiotycznych, Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk,
ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik, *tleski@man.poznan.pl

²Katedra Fitopatologii Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71c, 60-625 Poznań

W Pracowni Badania Związków Symbiotycznych Instytutu Dendrologii Polskiej Akademii Nauk od ponad 10 lat prowadzone są obserwacje i badania zbiorowisk grzybów mykoryzowych, towarzyszących sadzonkom drzew w szkółkach leśnych. Symbioza mykoryzowa jest szczególnie istotna w początkowych stadiach wzrostu, na etapie siewki czy sadzonki, mykoryzy stanowią bowiem naturalną barierę ochronną przed patogenami systemu korzeniowego i zwiększają istotnie zaopatrzenie roślin w wodę i składniki odżywcze. Dotychczas nasze badania opierały się na sekwencjonowaniu regionu ITS grzybowego powielonego w reakcji PCR z DNA wyizolowanego z pojedynczego wierzchołka mykoryzowego. Takie podejście pozwoliło na zidentyfikowanie ponad 80 taksonów grzybów wchodzących w związki symbiotyczne z sosną, świerkiem, modrzewiem, dębami, bukiem, brzozą, lipą i grabem (np. Iwański i in. 2006; Rudawska i in. 2006, 2009; Leski i in. 2008, 2010, Pietras in. 2012).

Metagenomika jest stosunkowo młodą dziedziną nauki, pozwalającą na poznanie różnorodności biologicznej prób środowiskowych (gleba, korzenie, woda itd.). Metody stosowane w metagenomice opierają się na izolacji całkowitego DNA zawartego w próbie środowiskowej i jego dalszej analizie, najczęściej z wykorzystaniem masowego sekwencjonowania nowej generacji.

W ramach projektu badawczego finansowanego przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych wykonane zostały badania zbiorowisk grzybów glebowych występujących na kwaterach sosnowych w szkółkach leśnych użytkowanych od 20, 40 i 60 lat. Dzięki wykorzystaniu masowego sekwencjonowania metodą 454 (pirosekwencjonowanie) możliwe było określenie nie tylko zbiorowisk grzybów mykoryzowych, ale również saprobiontycznych oraz patogenicznych. Materiał badawczy stanowiło DNA wyizolowane z prób korzeniowych jednorocznych siewek sosny oraz z prób glebowych. Punktem odniesienia były siewki i gleba z naturalnego odnowienia sosny. Łącznie w szkółkach leśnych i odnowieniu naturalnym stwierdzono obecność 917 grzybowych operacyjnych jednostek taksonomicznych (tzw. OTUs). Ogólna liczba OTUs grzybowych w szkółkach o różnym wieku była zbliżona i wynosiła odpowiednio: 294 w szkółce 20-letniej, 293 w szkółce 40-letniej i 317 w szkółce 60-letniej. Czas użytkowania szkółki nie wpływał również na liczbę OTUs grzybów ektomykoryzowych oraz saprobiontycznych w nich występujących. Łącznie we wszystkich szkółkach odnotowano obecność 91 OTUs grzy-

bów mykoryzowych oraz 184 OTUs grzybów saprobiontycznych (odpowiednio: 40 i 101 w szkółce 20-letniej, 52 i 98 w szkółce 40-letniej oraz 47 i 99 w szkółce 60-letniej). Tylko bogactwo gatunkowe grzybów patogenicznych było związane z czasem użytkowania szkółki. Najwyższą liczbę OTUs grzybów patogenicznych stwierdzono w szkółce najstarszej (34), a najniższą w szkółce użytkowanej najkrócej (24). W trakcie badań wykazano także, że niezależnie od wieku szkółki próby glebowe zawsze odznaczały się wyższym bogactwem gatunkowym grzybów niż próby korzeniowe. Porównanie szkółek leśnych i odnowienia naturalnego wykazało, że liczba OTUs grzybowych występujących w tych dwóch środowiskach była podobna (580 vs 585), ale tylko 248 z nich było wspólnych dla obu środowisk.

Badania pozwoliły na negatywne zweryfikowanie powszechnie panującego poglądu, że długotrwałe użytkowanie szkółki leśnej może w sposób zasadniczy prowadzić do zubożenia zbiorowisk grzybów mykoryzowych, niezwykle istotnego elementu produkcji szkółkarskiej.

Literatura

- Iwański M., Rudawska M., Leski T. 2006. Mycorrhizal associations of nursery grown Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings in Poland. *Annals of Forest Science* 63: 715–723.
- Leski T., Pietras M., Rudawska M. 2010. Ectomycorrhizal fungal communities of pedunculate and sessile oak seedlings from bare-root forest nurseries. *Mycorrhiza* 20: 179–190.
- Leski T., Rudawska M., Aucina A. 2008. The ectomycorrhizal status of European larch (*Larix decidua* Mill.) seedlings from bare-root forest nurseries. *Forest Ecology and Management* 256: 2136–2144.
- Pietras M., Rudawska M., Leski T., Karliński L. 2012. Diversity of ectomycorrhizal fungus assemblages on nursery grown European beech seedlings. *Annals of Forest Science* 70: 115–121.
- Rudawska M., Leski T. 2009. Znaczenie wiedzy o zbiorowiskach grzybów mikoryzowych w szkółkach leśnych dla rozwoju mikoryzacji sterowanej. *Sylwan* 153(1): 16–26.
- Rudawska M., Leski T., Trocha L.K., Gornowicz R. 2006. Ectomycorrhizal status of Norway spruce seedlings from bare-root forest nurseries. *Forest Ecology and Management* 236: 375–384.

Kształtowanie się biot grzybów zlichenizowanych (porostów) fitocenoz borowych Polski w warunkach zmieniającego się charakteru i poziomu skażeń atmosfery oraz wobec prognozowanych przemian klimatu

Grzegorz Z. Leśnianski

Pracownia Lichenologiczna E3LichLab, ul. Prof. W.M. Bartla 19C/61, 30-389 Kraków,
grzzbll@wp.pl

Biota grzybów zlichenizowanych (porostów) obszarów leśnych Polski od dawna jest przedmiotem zainteresowania wielu lichenologów. Dostatecznie dobrze poznano do tej pory różnorodność gatunkową porostów występujących w wybranych zespołach i zbiorowiskach leśnych, a liczba regionów Polski, w których takie obserwacje są dokonywane, sukcesywnie się zwiększa. Dzięki tym badaniom ujawniono już wiele prawidłowości odnoszących się do składu gatunkowego biot porostów, kształtujących się w fitocenozach leśnych, różniących się wiekiem, składem gatunkowym czy też intensywnością użytkowania. Szczególnie dobrze w tym względzie poznano różnicowanie taksonomiczne gatunków epifitycznych. Wiadomo, które gatunki drzew (rodzimych i obcych) charakteryzuje bogata w gatunki lichenobiota, a które uboga, niezależnie od regionu Polski czy typu fitocenozy, w której rosną. Wciąż jednak bardzo niewiele wiadomo na temat przyczyn zaobserwowanych podobieństw i odrębności. Kolejne tego typu badania przynoszą niejednokrotnie sprzeczne wyniki. Przykładowo żaden gatunek porostu, który został stwierdzony na powierzchniach badawczych założonych w Puszczy Białowieskiej w czasie prac nad projektem CRYPTO (Cieśliński i in. 1995), nie wykazał wyraźnej preferencji względem konkretnego, jednego zbiorowiska roślinnego, podczas gdy badania w lasach Puszczy Boreckiej (Zalewska 2012) przyniosły wiele przykładów takich zależności i pozwoliły m.in. na wyróżnienie grupy gatunków charakterystycznych dla borów iglastych i zbiorowisk regeneracyjnych. Czym można tłumaczyć te rozbieżności? Może wynikają one z różnic w metodach badań, okresu, kiedy były one prowadzone, liczby lub sposobu rozmieszczenia badanych powierzchni próbnych? A być może mają one charakter bardziej fundamentalny i wynikają z odmienności metod, a zwłaszcza celów badań podejmowanych przez fitosocjologów i ekologów grzybów zlichenizowanych?

Prowadzone od roku 2001 studia nad biotą porostów zlichenizowanych borów sosnowych Polski (Leśnianski 2004, 2006, 2008, 2016), poza diagnozą ich stanu zachowania i kierunków przemian, w warunkach zmieniającego się charakteru i poziomu skażeń powietrza atmosferycznego, pozwoliły na próbę oceny ujęć i narzędzi badawczych używanych we wspomnianych dyscyplinach. Stosowane wcześniej, wspólne dla fitosocjologii i lichenologii miary obfitości gatunków porostów okazały się mało precyzyjne i dodatkowo nie uwzględniały rzeczywistej

wielkości dostępnych dla nich podłoży. Konieczne okazało się odejście od metod jakościowych i półilościowych i wykorzystanie metod ilościowych, wagowych. Zastosowane w badaniach metody oceny biomasy porostów obejmowały w początkowej fazie techniki destrukcyjne, wiążące się ze zbieraniem materiału biologicznego z subpowierzchni próbnych, ale w kolejnych latach zaczęto posługiwać się opracowanymi na tej podstawie wzorami przeliczeniowymi.

Zapewne wiele elementów składa się na liczne nieudane próby wnioskowania o stopniu „przywiązania” gatunku porostu do danego fitocenu, ale prowadzone badania, dotychczas na ponad 500 stanowiskach, zlokalizowanych w 25 kompleksach leśnych Polski, wskazują, że jedną z istotnych przyczyn jest duża różnorodność mikrosiedliskowa fitocenozy – gospodarza bioty porostów. Dodatkowo, ponieważ niewystarczające okazały się zastosowane na początku badań miary gatunkowej różnorodności i częstości gatunków, w kolejnych latach dokonywano uzupełnień i modyfikacji ich metodyki. Zwłaszcza przydatne w interpretacji uzyskiwanych wyników i projektowaniu dalszych kierunków badań okazywały się te narzędzia, które wiązały się z wykorzystaniem wiedzy na temat biologicznych i ekologicznych cech gatunkowych porostów.

Literatura

- Cieśliński S., Czyżewska K., Glanc K. 1995. Lichens. [W:] J.B. Faliński, W. Mułenko (red.), Cryptogamous plant in the forest communities of Białowieża National Park (Project CRYPTO). General problems and taxonomic groups analysis. Phytocoenosis 7 (N.S.), Archivum Geobotanicum 4: 75–86.
- Leśnianański G. 2004. Distribution of lichen species and biomass in pine forest in Poland. [W:] T. Randlane, A. Saag (red.), Lichens in Focus. IAL5 Book of Abstracts. University of Tartu, Tartu, s. 56–57.
- Leśnianański G. 2006. Dynamics of the lichen biomass in pine forest communities of Poland. 5th International Symbiosis Society (ISS) Congress. University of Vienna, Wien, s. 87.
- Leśnianański G. 2008. Analiza stanu zachowania współczesnej bioty porostów zbiorowisk borów sosnowych w Polsce. [W:] S. Mazur, H. Tkacz (red.), Zagrożenia ekosystemów leśnych przez człowieka. Wyd. SGGW. Warszawa, s. 121–128.
- Leśnianański G. 2016. The phytosociological classifications of the pine forests versus the epiphytic lichen patterns. Abstract book the 8th IAL Symposium „Lichens in Deep Time”. University of Helsinki, Helsinki, s. 136.
- Zalewska A. 2012. Ecology of Lichens of the Puszcza Borecka Forest (NE Poland). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.

Czy nasze lasy są rodzime?

Andrzej Lewandowski*, Monika Litkowiec

*Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik, *alew@man.poznan.pl*

Na przestrzeni wieków kompleksy leśne Europy podlegały głębokim przeobrażeniom. Na ziemiach polskich sztuczne odnowienia zaczęto wprowadzać już w połowie XVIII w., jednak bardzo rzadko stawia się pytania dotyczące pochodzenia materiału, jakim odnawiano lasy. Dokumenty historyczne jednoznacznie wskazują na znaczną skalę importu nasion z firm austriackich i niemieckich na teren dzisiejszej Polski na przestrzeni XIX i na początku XX w. Dzisiaj skala zamieszania rodzimych populacji drzew leśnych materiałem obcego pochodzenia, w wyniku niekontrolowanego przenoszenia nasion, jest praktycznie nieznana.

Rozwój technik biologii molekularnej pozwala rzucić nowe światło na sprawy związane z rodzimością populacji drzew leśnych. Przeprowadzone do tej pory badania jednoznacznie wskazują na zawleczenie na nasze tereny bardzo znacznych ilości świerka alpejskiego. W Polsce praktycznie nie ma obszaru wolnego od świerka tego pochodzenia. Jego obecność stwierdzono w 76 na 143 zbadane drzewostany. Należy sądzić, że podobna skala wymieszania materiału genetycznego dotyczy także innych gatunków naszych drzew leśnych, a zwłaszcza sosny zwyczajnej.

Wydaje się, że reakcje na przewidywane zmiany klimatyczne drzewostanów o niejednorodnym, pod względem pochodzenia, składzie mogą być bardziej złożone i trudniejsze do przewidzenia niż drzewostanów rodzimych.

Wpływ wylesień na zmiany chemizmu wód źródłanych w Masywie Skrzycznego w Beskidzie Śląskim

Stanisław Małek^{1*}, Katarzyna Krakowian¹, Aleksander Maria Astel²

¹Zakład Ekologii Lasu i Rekultywacji, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków, *lmalek@cyf-kr.edu.pl

²Zakład Chemii Środowiskowej, Instytut Biologii i Ochrony Środowiska, Akademia Pomorska w Słupsku, ul. Arciszewskiego 22a, 76-200 Słupsk, astel@apsl.edu.pl

Rozpad drzewostanów świerkowych w Beskidzie Śląskim na początku XX w. skłonił do postawienia pytania: czy różnice składu chemicznego wód źródeł w Masywie Skrzycznego są determinowane budową geologiczną, procesami glebotwórczymi i opadami atmosferycznymi czy też są warunkowane innymi czynnikami środowiskowymi, np. składem gatunkowym drzewostanów. Zinventaryzowano

172 źródła w obrębie terenu badań w latach 2009, 2011 i 2012 w trzech sesjach pomiarowych (wiosną – podczas intensywnego tajania śniegu, latem – stan niskiego zawodnienia masywu po okresie wielotygodniowej suszy oraz przy dużym nawodnieniu po okresie intensywnych opadów deszczu). Łącznie przeanalizowano próbki wody z 98 źródeł. W wodach oznaczono: odczyn (pH) i przewodność (PEW) za pomocą urządzeń firmy Eijkelkamp: pH 13,37 i EC 18,34; stężenia jonów: HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} i Mg^{2+} za pomocą chromatografii jonowej (Dionex-320, Sunnyvale, CA, USA). Równoległej analizie poddany był materiał odniesienia z certyfikowaną zawartością analitów. Próbkę wody analizowane były w Laboratorium Geochemii Środowiska Leśnego i Terenów Przeznaczonych do Rekultywacji. Przeprowadzono analizy statystyczne z uwzględnieniem 26 zmiennych opisujących: budowę geologiczną, morfologię i zagospodarowanie terenu oraz zmiany składu chemicznego wód źródeł w zależności od pory roku, wielkości opadów i stopnia wylesienia. Strukturę składu chemicznego wód syntetycznie zilustrowano klasami hydrochemicznymi Szczukariewa-Prikłonskiego oraz klasyfikację jakości wód zgodnie z rozporządzeniami MŚ.

Sezonowe zmiany temperatury wód źródeł potwierdzają płytki system alimentacji źródeł. Wysokie stężenia NO_3^- , SO_4^{2-} i NH_4^+ w wodach źródeł świadczą o przenikaniu do nich zanieczyszczeń atmosferycznych lub informują o uwalnianiu jonów z pokryw zwietrzelinowo-glebowych, szczególnie podczas wysokiego nawodnienia masywu. Najczęściej, i to we wszystkich sesjach pomiarowych, występowała klasa wód siarczanowo-wodorowęglanowo-wapniowa. W 13 klasach stwierdzono ponad 20-procentowy udział siarczanów w sumie anionów. Potwierdzono odnotowaną przez innych autorów (Rzońca i in. 2004; Humnicki 2007; Żelazny 2012) zależność składu chemicznego wód źródeł od warunków litologicznych, geomorfologicznych i zawodnienia terenu: wartości PEW, mineralizacji, stężenia HCO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} i Mg^{2+} wykazały związek z wysokością nad poziomem morza, podłożem geologicznym, typem gleb i ekspozycją stoku. Małe zawodnienie masywu górskiego w okresie bezdeszczowym powodowało zwiększenie stężenia wszystkich jonów (z wyjątkiem azotanów) i podwyższenie PEW oraz zmniejszenie przestrzennego zróżnicowania chemizmu wód źródeł. Wody źródeł cechowały się również przekroczeniem I klasy jakości w zakresie temperatury, pH, stężenia NO_3^- i NH_4^+ oraz sporadycznie Ca^{2+} . W czasie badań każde źródło przynajmniej raz przekroczyło normy dla I klasy jakości wód podziemnych. Struktura hydrochemiczna źródeł na Skrzycznym odzwierciedla długotrwałą depozycję siarczanów i azotanów w terenie. Od 60 do 82 źródeł (w zależności od sesji) w swojej strukturze zawiera ponad 20-procentowy udział siarczanów, a od 1 do 20 źródeł ponad 20-procentowy udział azotanów. W kolejnych sesjach zachodzą tylko niewielkie zmiany w strukturze hydrochemicznej źródeł. Brak różnic statystycznie istotnych co do stężenia NO_3^- w kolejnych sesjach należy interpretować jako trwałą eutrofizację siedliska, na którą dalszy dopływ azotanów z opadami oddziałuje tylko w niewielkim stopniu. Źródła będące stale pod wpływem drzewostanów w I klasie wieku wykazały istotnie niższe stężenie NO_3^- niezależnie od sesji pomiarowej.

Badania były realizowane w ramach grantu NCN – 2011/01/B/NZ9/04615 „Wpływ wylesień spowodowanych klęską ekologiczną na zróżnicowanie przestrzenne i zmiany chemizmu wód źródłanych i powierzchniowych w Beskidzie Śląskim” oraz DS 3420/ZELiRL „Obieg pierwiastków w ekosystemach leśnych”.

Kriokonserwacja nasion drzew – obecny stan wiedzy i możliwość jej zastosowania w praktyce leśnej

Marcin Michalak*, Teresa Hazubska-Przybył, Jan Suszka,
Tadeusz Tylkowski, Beata P. Plitta-Michalak, Paweł Chmielarz

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*michalak-marcin81@wp.pl

Nadrzędnym zadaniem skutecznej ochrony materiału biologicznego jest jego długoterminowe przechowywanie bez wprowadzania niepożądanych i niekontrolowanych zmian, a metody służące zabezpieczeniu zasobów genowych powinny gwarantować stabilność przechowywanego materiału. Większość badań wskazuje, że kriokonserwacja, czyli metoda przechowywania materiału biologicznego w temperaturze poniżej -160°C (temperatura par ciekłego azotu, LN), jest procedurą bezpieczną. Metodę przechowywania kriogenicznego uznaje się za skuteczną, jeśli możliwa jest regeneracja z rozmrożonego materiału kompletnej rośliny (z wykształconym pędem i korzeniem), charakteryzującej się prawidłowym wzrostem. Dotychczas skuteczne metody kriokonserwacji opracowano dla około 200 gatunków roślin, w tym licznych gatunków drzew i krzewów z polskich proveniencji. Skuteczna kriokonserwacja nasion i dobór odpowiedniej metody zależą od wielu czynników, takich jak np. tempo schładzania i rozmnażania, i są silnie powiązane z wrażliwością nasion na poduszanie i niską temperaturę.

Pod względem możliwości przechowywania nasiona zostały podzielone na trzy kategorie: *orthodox* (tolerują poduszanie poniżej 5% wilgotności i długoterminowe przechowywanie w temperaturze -18°C lub niższej), *recalcitrant* (nie tolerują poduszania poniżej 20–40% i długoterminowego przechowywania metodami tradycyjnymi) i *intermediate* (tolerują poduszanie do różnych wartości wilgotności, ale są wrażliwe na niską temperaturę).

W ostatnim czasie odnotowuje się wzrost liczby badań nad kriokonserwacją nasion z kategorii *orthodox*, w tym nasion gatunków drzewiastych (ok. 40), ogrodniczych (9) i rolniczych (13). Nasiona kategorii *orthodox* charakteryzują się szerokim bezpiecznym zakresem wilgotności, w którym mogą być przechowywane w temperaturze LN bez utraty żywotności. Niemalże wszystkie przeanalizowane gatunki drzew, krzewów, krzewinek i roślin zielnych produkujące nasiona zaliczane do kategorii *orthodox* tolerują temperaturę ciekłego azotu przy wilgotności około 10%. Chociaż nasiona z kategorii *intermediate* tolerują temperaturę

ciekłego azotu w znacznie węższym zakresie wilgotności, to również mogą być przechowywane w ciekłym azocie przy tej wilgotności.

Tolerancja temperatury LN przy wilgotności około 10% jest niezwykle istotna z praktycznego punktu widzenia, ponieważ wilgotność ta jest bardzo łatwa do uzyskania nie tylko w laboratorium, ale również przez praktyków, a po zbiorze nasiona często doprowadzane są do tego poziomu wilgotności przed przechowywaniem w tradycyjnych warunkach (-3°C). Z tego powodu kluczowe pozostaje pytanie, czy nasiona tolerują poduszanie do około 10% wilgotności. Jeśli tak, to na podstawie dotychczasowej wiedzy można stwierdzić, że będą tolerowały temperaturę LN. Jest to niezwykle istotna informacja, zwłaszcza w przypadku nasion gatunków ginących bądź zagrożonych, dla których przeprowadzanie rozbudowanych doświadczeń analizujących tolerancję nasion na temperaturę i zmiany wilgotności jest trudne lub niemożliwe ze względu na częsty brak odpowiedniej ilości materiału do takich analiz.

W przypadku nasion zaliczanych do kategorii *recalcitrant* kriokonserwacja całych nasion jest trudna, o ile w ogóle możliwa, dlatego wymagane jest izolowanie z nich osi zarodkowych lub plumul, a regeneracja roślin odbywa się w warunkach *in vitro*. Jednakże praktyka ta jest nadal daleka od powszechnego zastosowania, ponieważ nawet jeśli możliwa jest skuteczna regeneracja roślin z eksplantatów w warunkach *in vitro*, to zmiana warunków hodowli siewki i umieszczenie ich w podłożu nastroczają wielu problemów i charakteryzują się bardzo niską wydajnością. Dlatego niejednokrotnie takie próby nie są nawet podejmowane. Wydaje się, że to właśnie brak odpowiedniej metody postępowania podczas przejścia siewek z warunków *in vitro* do *in vivo* jest wąskim gardłem do praktycznego wykorzystania metod kriokonserwacji w celu zachowania zasobów genowych nasion typu *recalcitrant*. Konieczne są więc badania prowadzone w tym kierunku. Niemniej jednak mając na uwadze, że tylko 5–10% roślin okrytozalążkowych wytwarza nasiona zaliczane do kategorii *recalcitrant*, a większość nasion okrytozalążkowych może zostać poddana kriogenicznemu przechowywaniu tak jak nasiona lub zarodniki gatunków nagozalążkowych, badania nad kriokonserwacją zasobów genowych w celu ich zabezpieczenia są zasadne i mają ogromne znaczenie dla ochrony roślin.

Model zrównoważonej ilości martwych drzew na przykładzie lasu bukowo-jodłowego

Joanna Mielczarczyk

¹Katedra Urządzania Lasu, Geomatyki i Ekonomiki Leśnictwa, Szkoła Główna Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa,
joanna_mielczarczyk@sggw.pl

Martwe drzewa stanowią jeden z najważniejszych, z punktu widzenia różnorodności biologicznej, komponentów ekosystemów leśnych (Harmon i in. 1986). Z tego względu wielu autorów postuluje zachowanie jak największej ich ilości w drzewostanach (Müller, Bütler 2010). Dla zachowania trwałości, stabilności i wielofunkcyjności lasu możliwe jest utrzymanie tylko określonej ilości zamaryłych drzew. Przekroczenie tego progu może prowadzić do destabilizacji struktury drzewostanów.

Celem pracy było określenie ilości (miąższości) drewna martwych drzew, która zakumuluje się w zrównoważonym, naturalnym lesie bukowo-jodłowym. „Zrównoważony” las jest w tym przypadku definiowany jako taki, w którym procesy przyrostu i ubywania drzew są równe w poszczególnych klasach wymiarów drzew.

Cel pracy postanowiono osiągnąć przez rozwiązanie dwóch zadań:

- określenie miąższości drzew zamierających w danym okresie w poszczególnych klasach wymiarów, osobno jodły i buka, w lesie zrównoważonym,
- określenie miąższości zakumulowanego drewna w danej klasie wymiarów danego gatunku, przy założeniu równomiernego dopływu martwych drzew w kolejnych przedziałach czasu.

W pierwszym zadaniu postanowiono posłużyć się modelem klas wymiarów. Użyto w nim empirycznych danych dotyczących okresowej śmiertelności drzew w danej klasie pierśnic i tempa przechodzenia, w danym okresie, drzew z określonej klasy pierśnic do klasy wyższej. W drugim zadaniu postanowiono opracować dwa modele. Pierwszy dotyczył tempa łamania się martwych drzew stojących (stopniowego przechodzenia do populacji martwych drzew leżących) z uwzględnieniem ich wymiarów. Drugi odnosił się do tempa rozkładu martwych drzew leżących z uwzględnieniem ich wymiarów. W tym wypadku posłużono się metodą chronosekwencji, wykorzystując dane o tempie przechodzenia drewna kłód określonej grubości, zaliczonych do danego stopnia rozkładu, do innych – bardziej zaawansowanych – stopni rozkładu.

Materiał empiryczny pochodził z dwóch obiektów leśnych objętych ochroną ścisłą: Bukowa Góra na Roztoczu i Świnia Góra w Puszczy Świętokrzyskiej. Z pierwszego obiektu dysponowano danymi ze stałych powierzchni próbnych (po 500 m²), mierzonych od roku 1974 (obecnie 132 próby) w odstępie pięciu lat. Z drugiego obiektu dane pochodziły z 97 stałych powierzchni próbnych tej samej wielkości, mierzonych od roku 2000 w odstępie siedmiu lat.

Osiągnięcie zrównoważonej ilości drewna martwych drzew zajmuje kilkadziesiąt lat – licząc od momentu rozpoczęcia pozostawiania w lesie wszystkich martwych drzew. Na przykład w przypadku jodeł z klasy pierśnic 60–72 cm potrzeba na to około 60–80 lat, a około 30 lat w przypadku klasy 8–12 cm. Ten okres jest dłuższy dla jodeł niż buków. W klasie pierśnic 60–72 cm zrównoważona, zakumulowana ilość drewna martwych jodeł stanowi około siedmiokrotną miąższość jodeł zamierających w ciągu siedmiu lat, a w przypadku buka pięciokrotną miąższość. Ogółem: suma miąższości kłód wszystkich wymiarów stanowi około 30% miąższości drzew żywych. Takie ilości martwych drzew mogą istnieć tylko w lasach naturalnych całkowicie wyłączonych z użytkowania. W lasach gospodarczych jeden cykl produkcyjny jest zbyt krótki, aby osiągnąć stan równowagi, to znaczy moment, w którym ilość okresowo rozkładającego się drewna martwych drzew zrównoważy się z miąższością okresowo zamierających drzew.

Literatura

- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkamper G.W., Cromack K., Cummins K.W. 1986. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133–302.
- Müller J., Bütler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead Wood: a baseline for management recommendations in European Forests. *European Journal of Forest Research* 129: 981–992.

Chroniona czy/i zagospodarowana Puszcza Białowieska miejscem zachowania różnorodności gatunkowej drzew

Stanisław Miścicki¹, Anna Gazda²

¹Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, ul. Nowoursynowska 166,
02-787 Warszawa, stanislaw_miscicki@sggw.pl

²Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. 29 listopada 46, 31-425 Kraków

Badania wykonane na podstawie danych sukcesywnie zbieranych od roku 1936 na stałych powierzchniach obserwacyjnych, założonych w Białowieskim Parku Narodowym (BPN), wskazały, że ze względu na tendencję zmian liczebności i strukturę wymiarów drzew tylko pięć gatunków można było zaliczyć do grupy tych, których udział pozostaje na obecnym poziomie lub się zwiększa (Brzeziecki i in. 2012). Podobny wynik uzyskano na podstawie prognozy zmian składu gatunkowego drzewostanów tego obiektu (Gazda, Miścicki 2016). Tylko zasobności grabu, lipy i olszy będą zwiększać się w okresie 40 lat.

Utrzymanie dotychczasowego (w przybliżeniu) udziału gatunków drzew jest elementem ochrony wartości krajobrazowych i estetycznych Puszczy Białowieskiej. Zmniejszanie się udziału niektórych gatunków drzew nie może być powstrzymywane w obrębie parku narodowego ze względu na jego status ochronny. Jednak takie powstrzymywanie może mieć miejsce w drzewostanach zagospodarowanych, m.in. przez sterowanie procesem odnowienia, ochronę młodych drzew czy ograniczanie gatunków ekspansywnych.

Celem pracy było określenie, czy – w porównaniu z drzewostanami objętymi ochroną ścisłą – w zagospodarowanych drzewostanach Puszczy Białowieskiej, w warstwie odnowienia, zagęszczenie drzew poszczególnych gatunków jest takie samo.

Postawiono hipotezę zerową, że w drzewostanach gospodarczych proporcja liczby drzew warstwy odnowienia do liczby drzew tzw. warstwy macierzystej (przyjęto, że są to drzewa o pierśnicy co najmniej 16 cm) jest taka sama jak ta proporcja w drzewostanach tzw. Rezerwatu Ścisłego BPN. Wykorzystano nieparametryczny test tablic 2×2 (oparty na rozkładzie chi-kwadrat; ewentualnie dla mniejszych prób z poprawką Yatesa, V-kwadrat lub dokładnym teście Fishera). Warstwę odnowienia podzielono na mniejsze grupy: nalot (drzewa o wysokości $<0,3$ m), podrost niski ($h=0,3-1,3$ m), podrost średni (drzewa o pierśnicy $d=0,1-1,9$ cm), podrost wysoki ($d=2,0-6,9$ cm) i podrost bardzo wysoki ($d=7,0-11,9$ cm). Jako materiał empiryczny wykorzystano dane zebrane w roku 2015 na systematycznie rozmieszczonych powierzchniach próbnych koncentrycznych (ze współśrodkowymi kołami wielkości przypisanej do określonego przedziału wymiarów drzew), zmierzonych w ramach programu LIFE+. Z terenu BPN było 160 powierzchni próbnych, a 209 z drzewostanów gospodarczych Puszczy Białowieskiej.

Relatywna ilość odnowienia każdego z jedenastu badanych gatunków różniła się istotnie w co najmniej jednej z wyróżnionych grup wymiarowych odnowienia. W przypadku większości gatunków ilość odnowienia była większa w drzewostanach zagospodarowanych. Ta różnica była najbardziej widoczna w obrębie podrostu wysokiego i bardzo wysokiego.

Uzyskane wyniki wskazują, że w warstwie odnowienia, dzięki zabiegom gospodarczym, możliwe było utrzymanie gatunków drzew występujących w tzw. macierzystej warstwie drzewostanów Puszczy Białowieskiej. W przypadku podrostu bardzo wysokiego tak się działo u dziewięciu gatunków (bez brzozy i lipy). Jednak w tej chwili trudno rozstrzygnąć, czy: (1) zabiegi gospodarcze były skuteczniejsze w przeszłości (co przełożyło się na odpowiednią obecność poszczególnych gatunków w podroście wysokim i bardzo wysokim), (2) w późniejszych i obecnych zabiegach bardziej respektuje się naturalnie kształtujące się proporcje gatunków drzew (lub mniej intensywnie koryguje się je), (3) różnice pomiędzy poszczególnymi grupami warstwy odnowienia odzwierciedlają proces stopniowego kształtowania przyjętej proporcji gatunków drzew.

Literatura

- Brzeziecki B., Keczyński A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M. 2012. Zagrożone gatunki drzew Białowieckiego Parku Narodowego (Rezerwat Ścisły). *Sylvan* 156(4): 252–261.
- Gazda A., Miścicki S. 2016. Prognoza zmian składu gatunkowego drzewostanów Białowieckiego Parku Narodowego. *Sylvan* 160(4): 309–319.

Zmiana struktury odnowienia lasu pod wpływem roślinożernych ssaków kopytnych w Białowieckim Parku Narodowym

Stanisław Miścicki¹, Anna Gazda², Emilia Wysocka-Fijorek³

¹*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, ul. Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa, stanislaw_miscicki@sggw.pl*

²*Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. 29 listopada 46, 31-425 Kraków*

³*Instytut Badawczy Leśnictwa w Sękocinie Starym, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn*

Niewielkie zagęszczenie i mało urozmaicony skład gatunkowy młodego pokolenia lasu – a zwłaszcza warstwy podrostu – w Białowieckim Parku Narodowym (BPN) od pewnego czasu budzą niepokój. Za jedną z przyczyn niedostatecznego odnawiania się drzew uważa się nadmierne zagęszczenie, a przez to zbyt dużą presję roślinożernych ssaków kopytnych. Według Mayera (1975) ekologicznie stabilne drzewostany rezerwatów leśnych mają niewielką odporność na oddziaływanie kopytnych, których duże zagęszczenie jest typowe dla obecnej gospodarki łowieckiej prowadzonej w otoczeniu tych obiektów leśnych.

Jako cel pracy przyjęto udzielenie odpowiedzi na dwa pytania:

- czy żerowanie roślinożernych ssaków kopytnych hamuje proces odnowienia, gdy zaistnieją odpowiednie warunki rozwoju nalotu i podrostu?
- czy żerowanie zmienia skład gatunkowy odnowienia w stosunku do powstającego naturalnie w danych warunkach siedliskowych?

Postanowiono przedstawić fragmenty badań podjętych w roku 2000 wspólnie z Instytutem Badania Ssaków PAN w Białowieży. Wcześniejsze rezultaty były przedmiotem publikacji (Kweczlich, Miścicki 2004; Kuijper i in. 2010).

Jednostką terytorialną, w której obrębie badano wpływ roślinożernych ssaków kopytnych na młode pokolenie lasu, były łącznie traktowane drzewostany obszaru ochrony ścisłej BPN. Ten wpływ postanowiono ocenić przez porównanie zmian stanu odnowienia niedostępnego dla tych zwierząt ze zmianą stanu odnowienia w pełni dostępnego. Pomiary wykonano w latach: 2000, 2002, 2004, 2008, 2011 i 2015. Do zebrania danych wykorzystano 30 specjalnych jednostek statystycznych, jakimi są próbne powierzchnie porównawcze. Każda z nich składała się z dwóch działek (wielkości mniej więcej po 50 m²) – ogrodzonej i nieogro-

dzanej, zlokalizowanych parami w podobnych warunkach ekologicznych, w miejscach wylosowanych na obszarze całego Rezerwatu Ścisłego BPN. Na podstawie analizy wariancji dla prób powtarzanych określono, czy w poszczególnych terminach i między dwoma rodzajami działek próbnych „górna” wysokość odnowienia oraz ilość odnowienia (mierzona przy użyciu sumy wysokości drzew) różniły się istotnie. Różnice ilości odnowienia poszczególnych gatunków drzew pomiędzy terminami obserwacji sprawdzano przy użyciu testu Friedmana.

Struktura odnowienia pozostającego pod wpływem czterech gatunków kopytnych: jelenia (*Cervus elaphus*), sarny (*Capreolus capreolus*), łosia (*Alces alces*) i żubra (*Bison bonasus*) różniła się od struktury odnowienia wyłączonego spod oddziaływania tych zwierząt. Po upływie 15 lat średnia górna wysokość drzew była znacznie większa na działkach ogrodzonych. Także na nich trzykrotnie większa była suma wysokości drzew odnowienia, a jeżeli wziąć pod uwagę tylko podrost o wysokości co najmniej 0,5 m, różnica ta była mniej więcej sześciokrotna. Na działkach nieogrodzonych suma wysokości drzew odnowienia przestała się zwiększać mniej więcej po 10 latach i od tego czasu utrzymuje się na stosunkowo niewielkim poziomie 2500 m/ha. Ilość odnowienia sześciu gatunków drzew istotnie zmniejszyła się na działkach nieogrodzonych w stosunku do ogrodzonych.

Uzyskane wyniki wskazują, że roślinożerne ssaki kopytne powodowały zmniejszenie ilości odnowienia, zmniejszenie tempa jego wzrostu, a także zmiany jego składu gatunkowego.

Literatura

- Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Jędrzejewska B., Miścicki S., Churski M., Jędrzejewski W., Kweczlich I. 2010. Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology* 98(4): 888–899.
- Kweczlich I., Miścicki S. 2004. Ocena wpływu roślinożernych ssaków kopytnych na odnowienie lasu w Białowieskim Parku Narodowym. *Sylvan* 148(6): 18–29.
- Mayer H. 1975. Der Einfluß des Schalenwildes auf die Verjüngung und Erhaltung von Naturwaldreservaten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 94(1): 209–224.

Zagrożenia funkcjonowania ekosystemów wynikające z przenawożenia azotem

Maria Niklińska

*Instytut Nauk o Środowisku, Uniwersytet Jagielloński, ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków,
maria.niklinska@uj.edu.pl*

Azot jest podstawowym składnikiem wszystkich organizmów żywych. W naturalnych, niezaburzonych ekosystemach ilość dostępnych form azotu mineralnego jest ograniczona, co wynika z niskiego dopływu tego pierwiastka z powietrza,

wysokich kosztów energetycznych biologicznej asymilacji azotu z powietrza oraz stosunkowo łatwego wymywania z gleby. Dostępność azotu odgrywa istotną rolę w procesie produkcji biomasy, a odpowiednie nawożenie gleb rolnych, zapewniające prawidłowe stosunki stechiometryczne, umożliwia ich funkcjonowanie i zwiększa plony.

Rosnąca populacja ludzka, intensyfikacja rolnictwa i przemysłu spowodowała drastyczne zmiany w ilości azotu atmosferycznego oraz w globalnym obiegu tego pierwiastka. Te antropogeniczne zmiany mają bezpośredni i pośredni wpływ także na zwiększony dopływ i akumulację azotu w glebach leśnych oraz na zaburzenia w cyklach biogeochemicznych innych pierwiastków, przede wszystkim węgla. Wiadomo bowiem, że o ile produkcja pierwotna netto w ekosystemach lądowych jest limitowana przede wszystkim ilością dostępnego azotu, to funkcjonowanie zespołów mikroorganizmów glebowych zależy istotnie od dostępności węgla, azotu i innych pierwiastków. Pomimo silnych powiązań i zależności pomiędzy roślinami i mikroorganizmami glebowymi odpowiedź mikroorganizmów glebowych na zwiększony dopływ azotu może być odmienna niż odpowiedź zespołów roślinnych. Wyniki niektórych badań wskazują, że nadmiar azotu może osłabiać aktywność pewnych mikroorganizmów i wpływać na ich funkcje, a tym samym modyfikować tempo przemian azotowych w glebie i wydzielanie azotu do atmosfery. Obserwuje się, że wrażliwość zespołów mikroorganizmów glebowych na przenawożenie azotem jest różna dla różnych ekosystemów i zależy od fizykochemicznych i/lub klimatycznych czynników środowiska.

Ze względu na istotny udział mikroorganizmów glebowych w procesach glebowych np. w procesie dekompozycji leśnej materii organicznej będącej głównym rezerwuarem węgla, rola różnych czynników środowiska i ich interakcji z dodatkowym ładunkiem azotu dopływającym do ekosystemów leśnych jest przedmiotem intensywnych badań. Istotnym czynnikiem modyfikowanym i różnie wrażliwym na dopływ azotu jest struktura glebowej materii organicznej. Aktualnie wiele badań dotyczy wpływu azotu na funkcjonalną i genetyczną różnorodność zespołów mikroorganizmów glebowych. Można podejrzewać, że wyniki tych badań będą miały także istotne znaczenie z punktu widzenia globalnych zmian klimatycznych i roli gleb w sekwestracji węgla w różnorodnych ekosystemach lądowych.

Wysoczyzny i aluwia rzeczne. Różnicujący wpływ położenia drzewostanów na reakcje przyrostowe dębu szypułkowego i ich uwarunkowania hydroklimatyczne

Bernard Okoński^{1*}, Marcin Koprowski², Bartosz Kochanowski¹

¹Katedra Inżynierii Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71C, 60-625 Poznań, *okonski@up.poznan.pl

²Katedra Ekologii i Biogeografii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, ul. Lwowska 1, 87-100 Toruń, koper@umk.pl

Stabilny wzrost i rozwój dębu szypułkowego jest warunkowany między innymi relatywnie dobrym uwilgotnieniem siedliska. Jednakże strategie ekologiczne tego gatunku w zakresie korzystania z wody są różne. Dęby szypułkowe znajdują dobre warunki wzrostu zarówno na siedliskach z płytkim zaleganiem i dostępem do wody gruntowej, jak i w przypadku zasilania wyłącznie wodą opadową, a także na obszarach aluwii dużych i średnich rzek. W tej ostatniej sytuacji reżim rzeczny moduluje dostępność wody dla drzew.

Stąd zasadne jest pytanie: czy położenie drzewostanów dębowych w sąsiedztwie ze sobą jednostek przestrzennych, gdzie dęby zmuszone są wybierać różne strategie korzystania z wody, różnicuje ich wzory przyrostowe? Wybrano stanowiska na Wysoczyźnie Kaliskiej na obszarze Płyty Krotoszyńskiej oraz w Kotlinie Śremskiej w dolinie Warty na aluwii rzecznych w strefie zalewów epizodycznych. Stanowiska położone są w odległości około 20 km. W badaniach zastosowano metodę dendrochronologiczną. Na stanowiskach wysoczyznowych oraz na stanowiskach dolinnych pobrano próbki z 45 drzew, łącznie 90 próbek. Jako zmienne objaśniające wykorzystano temperatury, opady, klimatyczny bilans wodny oraz średni przepływ rzeczny. Przeprowadzono analizę związków między ww. zmiennymi oraz szerokością przyrostów rocznych i szerokością drewna sezonowego (późnego i wczesnego). Wykorzystano związki korelacyjne oraz związki na podstawie funkcji odpowiedzi zarówno w układzie statycznym (za całe wieloletie), jak i w układzie dynamicznym w ruchomym oknie czasowym o długości 30 lat.

Drzewa na obu stanowiskach były w zbliżonym wieku około 150 lat i rosły w jednakowych warunkach siedliskowych. Dla stanowiska w dolinie w przypadku przyrostu rocznego, przyrostu drewna wczesnego oraz drewna późnego zakwalifikowano serie osobnicze w liczbie 88, 59 i 89, zaś w przypadku stanowiska na wysoczyźnie w liczbie 90, 43 i 90. Analizy dendroekologiczne prowadzono za wieloletie 1901–2010.

Parametry wskazujące na możliwość wykorzystania serii przyrostowych dla stanowiska za wieloletie, tj. parametr EPS (Wyrażony Sygnał Populacji), dla obu lokalizacji oraz przyrostu rocznego, drewna wczesnego i późnego przyjmował

wartości 0,86–0,99, średni wskaźnik czułości S – od 0,19 (drewno wczesne dla doliny) do 0,39 (drewno późne dla wysoczyzny).

Ogólnie związki między parametrami hydroklimatycznymi oraz szerokością przyrostów rocznych występowały w podobnych miesiącach co związki między parametrami hydroklimatycznymi oraz szerokością drewna późnego, w odróżnieniu od analogicznych związków dla drewna wczesnego. Dla opadów, standaryzowanego indeksu opad–parowanie terenowe (SPEI), związki te były pozytywne. Dla temperatur z reguły negatywne, prócz związków dla maja roku poprzedniego dla drewna wczesnego w dolinie i na wysoczyźnie oraz maja roku bieżącego dla drewna późnego na wysoczyźnie, co można wiązać z występowaniem zimnych okresów i przymrozków późnych w maju. Rozkład związków w miesiącach dla opadów i temperatury nie odbiega od wyników innych badań dotyczących szerokości przyrostów dębu szypułkowego z obszaru Niziny Polskiej, tj. dla drewna wczesnego istotne są miesiące okresu czerwiec–sierpień roku poprzedniego, dla drewna późnego zarówno miesiące roku poprzedniego, tj. sierpień – wysoczyzna, kwiecień i sierpień – dolina rzeczna, jak i maj–czerwiec roku bieżącego.

Zastanowienie budzą wyniki dotyczące związków dla przepływów średnich jako zmiennej objaśniającej. Dla szerokości drewna późnego oraz szerokości przyrostu rocznego, w odróżnieniu od drewna wczesnego, wystąpiły pozytywne związki korelacyjne zarówno dla doliny, jak i wysoczyzny. W tym drugim przypadku czynnik hydrologiczny nie może oddziaływać na przyrosty drewna, ponieważ na wysoczyźnie nie występuje. Jednakże dla funkcji odpowiedzi, która daje rezultaty o większej sile i odporności na wyniki przypadkowe ze względu na łączne uwzględnienie parametrów objaśniających, ww. związki dla przepływów nie wystąpiły. Nasuwa się wniosek, że klasyczne przygotowanie chronologii rezydualnych nie jest wystarczające w przypadku analiz z wykorzystaniem przepływów jako zmiennych objaśniających przyrosty na analizowanych stanowiskach i konieczne jest opracowanie serii czasowych rezydów niwelujących oddziaływanie związków między szerokością drewna wczesnego i późnego, w ten sposób redukujących zależność serii szerokość drewna wczesnego i późnego. Ponadto obciążeniem może być to, że przepływ w rzece jako parametr hydrologiczny jest zależny od klimatu panującego w zlewni, co może mieć wpływ na wyniki.

Parametr klimatyczny dający najsilniejsze związki z szerokością przyrostów rocznych, a także przyrostów drewna wczesnego i późnego, zwłaszcza dla wysoczyzny, to standaryzowany współczynnik opad–parowanie terenowe (SPEI). Może to wskazywać na większą odporność dębów w dolinie rzecznej niż na wysoczyźnie na zagrożenie suszami klimatycznymi i pośrednio buforujące oddziaływanie wód rzecznych.

Odnosnie do ujęcia dynamicznego parametrów hydroklimatycznych jako zmiennych objaśniających zaznacza się wzrost negatywnych związków dla temperatury oraz pozytywnych dla opadów i SPEI, a także znaczne osłabienie i ustanie pozytywnych związków dla średnich przepływów w okresie od około 7. dekad XX w. do końca wielolecia. Wyniki analiz dynamicznych wskazują na wzrost znaczenia parametrów klimatycznych w kształtowaniu się przyrostów w okresie

od końca XX w. nie tylko na wysoczyźnie, lecz również w dolinie rzecznej oraz zmniejszenie się oddziaływania rzeki na przyrosty.

Badania realizowane w ramach projektu badawczego finansowanego przez MNiSW/NCN nr N N309 708240 „Stan i przemiany ekosystemów leśnych dolin wielkich rzek w świetle rocznych przyrostów promieniowych wybranych gatunków drzew”.

Wpływ efektywnych mikroorganizmów (EMy) i nawozów fosforowych na wzrost i mykoryzację buka zwyczajnego (*Fagus sylvatica*) i dębu szypułkowego (*Quercus robur*) hodowanych w szkółce gruntowej

Jacek Olchowik^{1*}, Roman Bzdyk², Stanisław Drozdowski¹, Justyna Nowakowska³, Hanna Szmidla², Katarzyna Sikora², Tomasz Oszako^{2,4}

¹Katedra Ochrony Lasu i Ekologii, Wydział Leśny, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, *olchowik.jacek@gmail.com

²Zakład Ochrony Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

³Zakład Hodowli Lasu i Genetyki Drzew Leśnych, Instytut Badawczy Leśnictwa, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

⁴Zamiejscowy Wydział Leśny Politechniki Białostockiej w Hajnówce, ul. Piłsudskiego 8, 17-200 Hajnówka

Badania przedstawiają wpływ efektywnych mikroorganizmów (EMy) i dwóch nawozów fosforowych – Actifos i Busz forte (Act, BF) – na wzrost i kolonizację mykoryzową dwuletnich sadzonek buka zwyczajnego i dębu szypułkowego hodowanych w szkółce leśnej. W okresie wegetacyjnym wykonane zostały cztery zabiegi opryskiwania sadzonek każdym z preparatów, ze stężeniem zgodnym z zaleceniami producenta. Wariant kontrolny stanowiły sadzonki niepoddane zabiegom opryskiwania. Analizowane parametry biometryczne badanych sadzonek w każdym z wariantów, tj. długość pędu i korzenia, średnica w szyi korzeniowej, sucha masa części nadziemnej oraz systemu korzeniowego, nie wykazały różnic istotnych statystycznie. Na podstawie molekularnej identyfikacji wierzchołków mykoryzowych korzeni buka zwyczajnego i dębu szypułkowego stwierdzono obecność ośmiu gatunków grzybów ektomykoryzowych (ECM). Siewki traktowane efektywnymi mikroorganizmami charakteryzowały się najmniejszym bogactwem gatunkowym grzybów ECM dla badanych gatunków drzew. Ponadto w wariancie z EMy siewki różniły się istotnie w ilości korzeni martwych (44,8% i 47,8%, odpowiednio dla *F. sylvatica* i *Q. robur*) w porównaniu z siewkami po-traktowanymi Actifosem dla obu gatunków drzew (0,8% i 0,7%, odpowiednio). Korzenie buka zwyczajnego były skolonizowane w największym stopniu przez

przedstawicieli *Pezizaceae* (51,0%) oraz *Hebeloma sacchariolens* (42,6%), natomiast *Peziza* sp. (23,3%), *Naucoria salicis* (27,2%), *Scleroderma areolatum* (13,4%), *Tuber* sp.3 (14,9%) i *Inocybe curviceps* (2,6%) najobficiej skolonizowały korzenie dębu szypułkowego. Badania wykazały negatywny wpływ efektywnych mikroorganizmów na stopień mykoryzacji testowanych sadzonek buka zwyczajnego i dębu szypułkowego.

Metoda kowariancji wirów jako narzędzie wspierające praktykę leśną

Janusz Olejnik*, Marek Urbaniak, Klaudia Ziemblińska

Katedra Meteorologii, Wydział Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94, 60-649 Poznań, *janusz.olejnik@up.poznan.pl

Wzrost stężenia gazów cieplarnianych w atmosferze, w szczególności CO₂ węgla, prowadzący do zmian klimatycznych jest przedmiotem zainteresowania naukowego wielu grup badawczych na całym świecie oraz stanowi jeden z głównych problemów negocjacji międzynarodowych związanych z globalną polityką klimatyczną. Przy obecnym stanie wiedzy stosunkowo dobrze zlokalizowane i poznane są źródła przemysłowej emisji CO₂ w różnych skalach przestrzennych i czasowych (od źródeł punktowych po emisję w skali regionu, kraju czy kontynentu). Natomiast wiedza na temat pochłaniania lub emisji przez różne elementy biosfery jest ciągle skromne i dlatego ocena globalnego bilansu CO₂ jest obciążona dużym stopniem niepewności. Dotyczy to szczególnie ekosystemów lądowych, wśród których wyjątkowe zainteresowanie naukowców budzą obszary leśne, stanowiące aż 30% powierzchni wszystkich ekosystemów lądowych. Na emisję CO₂ obszarów leśnych składają się dwa zasadnicze procesy: oddychanie żywych części roślin i mikroorganizmów oraz dekompozycja materii organicznej (naziemnej i glebowej). Pochłanianie CO₂ jest z kolei związane z procesem fotosyntezy. Suma obu strumieni, emisji i pochłaniania, stanowi bilans netto CO₂, NEE (*Net Ecosystem Exchange*). Oszacowanie NEE obszarów leśnych jest przedmiotem zainteresowania nauki i praktyki leśnej na całym świecie, jednakże w skali globalnej wciąż jest obciążone dużym poziomem niepewności z racji różnych warunków klimatycznych, w których występują obszary leśne, dużego zróżnicowania gatunkowego lasów, wielości warunków siedliskowych, różnego wieku poszczególnych drzewostanów oraz ekstremalnych zjawisk pogodowych. Mimo tak wielkiej złożoności procesów emisji i pochłaniania CO₂, od około 20 lat bardzo wiele grup badawczych na całym świecie skupia się na oszacowaniu NEE w różnych strefach lasów na kuli ziemskiej. W tym celu wykorzystują one, jako standard pomiarowy, metodę kowariancji wirów (*Eddy covariance* – EC). Również w Polsce prowadzone

są takie badania na trzech stacjach pomiarowych ulokowanych w lasach sosnowych w zachodniej i centralnej części naszego kraju.

W prezentacji przedstawione są zasady metody EC, jej zalety oraz wady, a także wybrane wyniki pomiarów uzyskane na polskich stacjach pomiarowych. Część wystąpienia poświęcono dyskusyjnym zagadnieniom dotyczącym obserwacji całego wydzielenia leśnego za pomocą jednego czujnika oraz adwekcji CO₂ z obszarów przylegających do badanego wydzielenia leśnego. Zaprezentowano również sposoby oszacowywania bilansu CO₂ tradycyjnymi metodami opartymi na badaniach inwentaryzacyjnych związanych z zawartością węgla w biomase nadziemnej, naziemnej i podziemnej oraz w profilu glebowym.

Porównano też metodę tradycyjną z metodą EC oraz poziomy niepewności oszacowania NEE wynikające z obu metod. Na zakończenie przedstawiono globalny bilans CO₂ oszacowany za pomocą modeli matematycznych, których kalibracja oparta była na wynikach otrzymanych metodą EC.

Profil związków lotnych liści osobników kasztanowca (*Aesculus*) różniących się podatnością na szrotówka kasztanowcowiaczka (*Cameraria ohridella* Deschka & Dimić)

Maja Paterska^{1*}, Hanna Bandurska¹, Mariusz Dziadas²

¹Katedra Fizjologii Roślin, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wołyńska 35,
60-637 Poznań, *maja.paterska@up.poznan.pl

²Katedra i Zakład Bromatologii i Dietetyki, Uniwersytet Medyczny im. Piastów Śląskich
we Wrocławiu, ul. Borowska 211, 50-556 Wrocław

Związki lotne emitowane przez zielone części roślin pełnią istotną rolę w oddziaływaniach pomiędzy szkodnikiem a rośliną żywicielską, często determinując podatność lub odporność na fitofagi.

Przykładem uciążliwego szkodnika inwazyjnego, którego ekspansji do dnia dzisiejszego nie udało się zahamować, jest szrotówek kasztanowcowiaczek. Larwy motyli tego gatunku żerują na kasztanowcach, drążąc w blaszkach liściowych korytarze zwane minami. Uszkodzona przez owady tkanka zasycha, co sprawia, że liście kasztanowców wyglądają nieestetycznie już na początku sierpnia. Stanowi to spory problem na terenach zieleni miejskiej, gdzie kasztanowce od wieków sadzone są jako drzewa o dużych walorach dekoracyjnych.

W celu poszerzenia wiedzy na temat biochemicznych interakcji zachodzących pomiędzy szrotówkiem kasztanowcowiaczkiem a kasztanowcami wykonano analizę ilościową i jakościową związków lotnych występujących w liściach drzew kasztanowca w różnym stopniu podatnych na tego szkodnika. Próby do badań

pobierano w latach 2014 i 2015, od początku maja do końca września w odstępach 14-dniowych. Doświadczeniem objęto trzy drzewa kasztanowca podatne na szkodnika (*Ae. turbinata*; dwa okazy *Ae. hippocastanum*), trzy drzewa w pełni odporne (*Ae. ×neglecta*, *Ae. glabra*, *Ae. parviflora*) oraz okaz, na którym larwy giną w początkowej fazie rozwoju (*Ae. flava*). Kasztanowce białe (*Ae. hippocastanum*) rosną na terenie kampusu UPP, natomiast pozostałe – na terenie Ogrodu Botanicznego Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu. Analizy wykonywano metodą chromatografii gazowej sprzężonej ze spektrometrią mas (GC-MS).

Uzyskane wyniki pozwoliły graficznie przedstawić różnice w profilu związków lotnych pomiędzy okazami kasztanowca charakteryzującymi się różną podatnością na szkodnika (metoda krzywych Andrews'a). Wykazano, że profil ilościowy oraz jakościowy związków lotnych liści badanych drzew był różny w obu latach badań. Na przestrzeni całego sezonu wegetacyjnego liczba związków lotnych w liściach badanych drzew była następująca: *Ae. ×neglecta* 101 i 102; *Ae. turbinata* 77 i 53; *Ae. glabra* 59 i 54; *Ae. flava* 54 i 66; *Ae. parviflora* 64 i 65; *Ae. hippocastanum* – okaz bardziej uszkodzony 43 i 65; *Ae. hippocastanum* – okaz mniej uszkodzony 48 i 67; odpowiednio w roku 2014 i 2015. Na podstawie analizy jakościowej wskazano liczbę związków lotnych charakterystycznych dla każdego z badanych osobników, które nie występowały u pozostałych drzew. W roku 2014 i 2015 te liczby kształtowały się następująco: *Ae. ×neglecta* 47 i 37; *Ae. turbinata* 12 i 6; *Ae. glabra* 9 i 3; *Ae. flava* 8 i 6; *Ae. parviflora* 13 i 16; *Ae. hippocastanum* – okaz bardziej uszkodzony 4 i 7; *Ae. hippocastanum* – okaz mniej uszkodzony 2 i 13. Związki lotne obecne jedynie u drzew odpornych to: kwas palmitooleinowy, skwalen, glikol propylenowy, 4-propylresorcinol, 4,6-Cholestadien-3 β -ol i friedelina. Natomiast jedynie u drzew podatnych stwierdzono obecność kwasu stearynowego i dokosenu.

Uzyskane wyniki wskazują, że profil związków lotnych badanych okazów kasztanowca może być jednym z czynników determinujących ich różną podatność na szkodnika kasztanowcowiaczka.

Wpływ warunków środowiska na zróżnicowanie wewnątrzgatunkowe spoczynku nasion

Tomasz A. Pawłowski*, Jan Suszka, Aleksandra M. Staszak

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*tapawlow@man.poznan.pl

W wyniku naturalnego odnawiania lasu utrwały się autochtoniczne populacje drzew, które dzięki wielopokoleniowej selekcji dostosowały się genetycznie do lokalnego klimatu i siedliska (Fonder i in. 2007). Chuine (2010) wskazała na fakt powiązania rozmieszczenia gatunku ze środowiskiem oraz jego zmienność feno-

logiczną. Jednak zrozumienie, jak środowisko kształtuje rozmieszczenie gatunku, nie jest jeszcze kompletne. Północna granica zasięgu określa dla gatunku niemożność osiągnięcia pełnej dojrzałości nasion (Chuine 2010). Klimat ma decydujące znaczenie dla rodzaju i głębokości spoczynku nasion. Spoczynek ma charakter dziedziczny (Tyszkiewicz, Obmiński 1963). Zależność pomiędzy środowiskiem a cechą jakościową nasion, jaką jest głębokość spoczynku, wpływa z kolei na zmienność wewnątrzgatunkową (Tyszkiewicz, Obmiński 1963). Zmiany ekologiczne (klimatyczne i geograficzne) w historii populacji są istotnym wyznacznikiem ewolucji adaptacyjnej kiełkowania nasion (Liu, El-Kassaby 2014). Czas kiełkowania nasion wykazuje silny i pozytywny związek z temperaturą w czasie rozwoju nasion. Wzorec ten utrzymuje się dla nasion różnych gatunków, potwierdzając znaczenie historycznych warunków środowiskowych w czasie rozwoju i dojrzewania nasion dla cech dziedzicznych (Liu, El-Kassaby 2014). Daws i in. (2006) zaobserwowali różnice w kiełkowaniu nasion jaworu zebranych z drzew rosnących od południa do północy Europy. Wpływ na kiełkowanie miała suma ciepła, jaką drzewa otrzymały w czasie dojrzewania nasion. Thomsen i Kjaer (2002) zaobserwowali różnice w poziomie spoczynku nasion buka pobranych z 20 drzew na terenie Danii. Średni czas kiełkowania nasion różnił się istotnie. Lewandowski (1999) stwierdził ważne różnice w kiełkowaniu pomiędzy partiami nasion pochodzącymi z drzew cisa rosnących na naturalnych stanowiskach. Różnice pomiędzy partiami nasion mogą występować zarówno pomiędzy populacjami, jak i wewnątrz populacji. Badania nad kiełkowaniem nasion zebranych z kilku populacji buka z północno-zachodniej i południowo-zachodniej Polski wykazały różnice w głębokości spoczynku i czasie kiełkowania. Niektóre partie nasion wymagały zaledwie trzech tygodni zimnej stratyfikacji, niektóre siedem tygodni, a inne nawet jedenaście tygodni, aby skiełkować. Obserwowano także różnice w kiełkowaniu nasion klonu zwyczajnego zebranych z jednego miejsca pomiędzy poszczególnymi latami. Zmiany w głębokości spoczynku nasion mogą wynikać z adaptacji do warunków środowiska i rocznych fluktuacji klimatycznych w nim zachodzących. Innym interesującym zagadnieniem jest wpływ ocieplenia się klimatu na zmiany w głębokości spoczynku nasion.

Literatura

- Chuine I. 2010. Why does phenology drive species distribution? *Philosophical Transactions of the Royal Society B – Biological Sciences* 365: 3149–3160.
- Daws M.I., Cleland H., Chmielarz P., Gorian F., Leprince O., Mullins C.E., Thanos C.A., Vandvik V., Pritchard H.W. 2006. Variable desiccation tolerance in *Acer pseudoplatanus* seeds in relation to developmental conditions: a case of phenotypic recalcitrance? *Functional Plant Biology* 33: 59–66.
- Fonder W., Matras J., Załęski A. 2007. Leśna baza nasienna w Polsce. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Lewandowski A. 1999. Significant differences in seed germination among seed lots from individual trees of *Taxus baccata* L. after ten months of stratification. *Arboretum Kórnickie* 44: 131–136.

Tyszkiewicz S., Obmiński Z. 1963. Hodowla i uprawa lasu. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Zmiany klimatu w interakcjach drzewo – grzyb – środowisko

Marcin Pietras^{1,2*}, Marta Kolanowska¹

¹Katedra Taksonomii Roślin i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Gdański, ul. Wita Stwosza 59, 80-308 Gdańsk, *marcin.pietras@biol.ug.edu.pl

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

Zmiany klimatu mogą wywoływać, obok topnienia lodowców i związanego z tym wzrostu poziomu mórz czy ekstremalnych zjawisk, takich jak tornada i susze, również inne, często mniej dostrzegalne skutki. Jednym z nich mogą być zmiany zasięgów geograficznych różnych organizmów. Szczególnym przypadkiem są tu rośliny, zwierzęta i grzyby, które zostały przeniesione na nowe obszary. Występowanie obcych i inwazyjnych organizmów stanowi jeden z głównych problemów współczesnej ochrony przyrody (Vitousek i in. 1996). Większość badań prowadzonych obecnie skupia się na procesie introdukcji i możliwościach rozprzestrzeniania się różnych gatunków roślin i zwierząt, natomiast niewiele wiadomo na temat rozprzestrzeniania się obcych gatunków grzybów (Desprez-Loustau i in. 2007).

W prezentowanych badaniach wykorzystane zostało modelowanie zasięgów potencjalnego występowania trzech grzybów obcego pochodzenia: saprobiontycznego okratka australijskiego (*Clathrus archeri*) oraz mykoryzowych – maślaka daglezwego (*Suillus lakei*) i złotaka wysmukłego (*Aureoboletus projectellus*). Zebrano również dane dotyczące roślin wchodzących w związki mykoryzowe z maślakiem daglezwym oraz złotakiem wysmukłym. Metody oparte na modelowaniu zasięgów potencjalnego występowania pozwalają też określić szybkość rozprzestrzeniania się analizowanych gatunków grzybów (przez wykorzystanie różnych scenariuszy zmian klimatycznych), a także mówią, w jakim stopniu obce gatunki są w stanie zmienić swoją niszę ekologiczną na nowo zajmowanych obszarach.

Każdy z badanych gatunków grzybów prezentował inny charakter zmian zasięgu występowania w przyszłości. Niezależnie od przyjętego scenariusza zmian klimatycznych okratka australijska, jako gatunek saprobiontyczny, wykazywała najbardziej ekspansywną naturę, potencjalnie zwiększając swój areal występowania w całej Europie, przy nieznacznym spadku przewidywania w rejonie naturalnego występowania. Zasięg maślaka daglezwego będzie się zmniejszał w każdym z przyjętych scenariuszy, zarówno na obszarach naturalnego występowania, jak i poza nimi. Maślak ten jest partnerem mykoryzowym specyficznym dla północno-

amerykańskich daglezi. Poza naturalnym zasięgiem obecność partnera roślinnego jest czynnikiem limitującym występowanie maślaka daglezowego. Najciekawsze wnioski można wysnuć z analiz przeprowadzonych dla złotaka wysmukłego. Grzyb ten, który naturalnie związany jest z szeregiem północnoamerykańskich sosen, w każdym z analizowanych scenariuszy zmian klimatycznych zmniejszał swój areal na terenie, gdzie występuje naturalnie, natomiast zwiększał zasięg poza tym terenem (w Europie). W scenariuszu zmian klimatycznych najbardziej korzystnym dla rozprzestrzeniania się złotaka wysmukłego zwiększy on swój areal z 94 tys. km² obecnie, do 288 tys. km² w roku 2080. Za główną przyczynę ekspansji tego grzyba bez wątpienia należy uznać to, że poza naturalnym zasięgiem występowania rozszerzył on spektrum drzew, z którymi wchodzi w relacje mykoryzowe, o europejskie sosny, głównie sosnę pospolitą. W prezentacji przedstawione zostaną potencjalne inne przyczyny oraz skutki występowania i rozprzestrzeniania się obcych gatunków grzybów niepatogenicznych.

Literatura

- Desprez-Loustau M.L., Robin C., Buée M., Courtecuisse R., Garbaye J., Suffert F., Sache I., Rizzo D. 2007. The fungal dimension of biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 472–480.
- Vitousek P.M. 1996. Biological invasions as global environmental changes. *American Scientist* 84: 468–478.

Niektóre cechy wzrostowe i zaopatrzenie w składniki pokarmowe drzew w warunkach zrehabilitowanych i zalesionych terenów pogórnich

Marcin Pietrzykowski

Zakład Ekologii Lasu i Rehabilitacji, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków, rlpietrz@cyf-kr.edu.pl

Tereny po eksploatacji górniczej są przykładem wielkoskalowych przekształceń i zaburzeń w ekosystemach, dlatego rehabilitacja ma znaczenie w skali globalnej. Górnictwo węgla kamiennego i brunatnego nadal odgrywa kluczową rolę w zbilansowaniu źródeł energii. Znaczna część terenów pogórnich jest zalesiana, a głównym celem działań restytucyjnych na tych obszarach jest odtworzenie w dłuższej perspektywie zrównoważonego ekosystemu. Stabilność nowych ekosystemów leśnych w głównej mierze zależy od reakcji gatunków drzew wzrastających w warunkach nowo powstających zrehabilitowanych gleb pokopalnianych. Gleby te charakteryzują się bardzo dużą zmiennością właściwości chemicznych i fizycznych, a w konsekwencji powstaje zmienność przestrzenna warunków sie-

dliskowych. Dlatego też w ostatnich latach wciąż duże jest zainteresowanie do-
borem gatunków drzew stosowanych w zalesieniach rekultywowanych terenów
poprzemysłowych. W pracy przedstawiono przykładowe techniki rekonstrukcji
gleb, zmienność gleb pokopalnianych na przykładzie zrekultywowanych i zalesio-
nych terenów przeznaczonych dla gospodarki leśnej z uwzględnieniem oceny re-
akcji i doboru wprowadzonych gatunków drzew. Wyniki badań zaprezentowano
na przykładzie gatunków najczęściej stosowanych do zalesienia rekultywowanych
terenów pogórnicznych w Europie Środkowej i Wschodniej. Omówiono wzrost,
biomase, morfologię systemów korzeniowych oraz stan zaopatrzenia w składniki
pokarmowe drzew. Podano kilka uwag i wniosków dotyczących perspektyw przy-
szłych badań nad przedmiotowym zagadnieniem.

Modyfikacje epigenetyczne a nowe możliwości oceny żywotności nasion

Beata P. Plitta-Michalak^{1*}, Barbara Bujarska-Borkowska¹,
Szymon Kotlarski¹, Mirosława Barciszewska², Jan Barciszewski²,
Tadeusz Tylkowski¹, Paweł Chmielarz¹, Marcin Michalak¹

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
*beata-plitta@wp.pl

²Instytut Chemii Bioorganicznej Polskiej Akademii Nauk, ul. Z. Noskowskiego 12/14,
61-704 Poznań

Przechowywanie nasion w bankach genów stanowi obecnie jedno z najważniej-
szych przedsięwzięć mających na celu zabezpieczanie materiału genetycznego
roślin. Pomimo zalet, takich jak łatwa regeneracja roślin z nasion i ich tanie prze-
chowywanie, z tą formą ochrony związane się problemy dotyczące między innymi
odpowiedniego monitorowania żywotności przechowywanego materiału.

Nasiona zostały podzielone na trzy kategorie: *orthodox* (tolerują podsusza-
nie poniżej 5% wilgotności i długoterminowe przechowywanie w temperaturze
–18°C lub niższej), *recalcitrant* (nie tolerują poduszania poniżej 20–40% i długo-
terminowego przechowywania metodami tradycyjnymi) i *intermediate* (tolerują
podsuszanie do różnych wartości wilgotności, ale są wrażliwe na niską tempera-
turę). Wiele gatunków zagrożonych wyginięciem bądź cennych z ekonomicznego
punktu widzenia wytwarza nasiona należące do kategorii *recalcitrant* i *intermediate*.
Pomimo licznych badań mechanizmy związane z tolerancją nasion na podsusze-
nie i utrzymywaniem żywotności w trakcie ich przechowywania pozostają nie
w pełni wyjaśnione. Skuteczne monitorowanie żywotności nasion jest ważne dla
ochrony roślin, ponieważ nasiona niezależnie od kategorii starzeją się w trakcie
przechowywania, chociaż utrata ich żywotności może przebiegać w różnym tem-

pie. Niemniej jednak jest to proces często nieprzewidywalny, gwałtowny i nieodwracalny.

Dzięki testom sprawdzającym żywotność nasion możliwe jest podjęcie decyzji o zasadności ich zbioru, a także potwierdzenie prawidłowości warunków przechowywania oraz ocena liczby siewek możliwych do uzyskania z przechowywanych nasion. Obecnie stosuje się kilka metod oceny żywotności nasion. Najczęściej wykorzystywaną jest test kiełkowania, jednak jego użycie wiąże się z długim czasem oczekiwania na wynik, a ponadto pomniejsza pulę przechowywanych nasion. Test ten pokazuje żywotność w momencie pobrania próby do badania, a jego prawidłowość można uznać tylko wtedy, gdy poznana jest dokładnie fizjologia badanych nasion, ponieważ niski poziom kiełkowania może nie wynikać z niskiej żywotności, ale z zastosowania nieprawidłowych procedur. W związku z tym stosuje się także inne podejścia do oceny żywotności (test krojenia czy test biochemiczny TTC), jednakże często wymagają one dużej wprawy, a wynik jest zależny od doświadczenia osoby przeprowadzającej test. Dlatego poszukuje się nowych, uniwersalnych i miarodajnych markerów oceny żywotności nasion ze wskazaniem na markery molekularne.

Epigenetyka bada każdą potencjalnie stabilną i dziedziczną zmianę w ekspresji genów, która nie wynika ze zmian w sekwencji DNA. Najlepiej poznaną modyfikacją epigenetyczną jest modyfikacja cytozyny katalizowana przez metylotransferazy DNA, której produktem jest 5-metylocytozyna. Badania wykazały, że w nasionach różniących się tolerancją na podsuszanie zmiany w poziomie zmetylowania genomu w czasie obniżania ich wilgotności mają odmienny charakter. Także w czasie przechowywania nasion z kategorii *orthodox* i *recalcitrant* widoczne były różnice polegające na zwiększaniu bądź obniżaniu ilości zmetylowanej cytozyny w DNA. W obu przypadkach obserwowane zmiany są charakterystyczne dla kategorii nasion i skorelowane z ich żywotnością, co oznacza, że analiza całkowitego poziomu zmetylowania genomu może być wykorzystywana w badaniach dotyczących fizjologii nasion, a 5-metylocytozyna może stanowić marker ich żywotności, który pozwoli na wskazanie momentu inicjacji procesu starzenia się nasion, zanim zaobserwowany zostanie spadek żywotności uniemożliwiający ich regenerację.

Czy drzewostany sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) wykazują tendencje adaptacyjne do lokalnych ekosystemów? Próba odpowiedzi na podstawie analiz nasion i markerów genetycznych

Paweł Przybylski^{1*}, Szymon Jastrzębowski¹, Katarzyna Masternak²

¹Zakład Hodowli Lasu i Genetyki Drzew Leśnych, Instytut Badawczy Leśnictwa, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn, *p.przybylski@ibles.waw.pl

²Instytut Genetyki, Hodowli i Biotechnologii Roślin, Wydział Agrobioinżynierii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, ul. Akademicka 15, 20-950 Lublin

Procesy ewolucyjne prowadzą do utrwalenia w lokalnych warunkach ekologicznych najlepiej zaadaptowanych osobników. W kontekście obecnie obserwowanych zmian klimatu, dynamizujących procesy selekcyjne, kryterium adaptacji nabiera szczególnego znaczenia. Presję selekcyjną efektywnie wizualizują zmiany w frekwencji alleli w stosunku do wartości oczekiwanych zgodnie z prawem Hardy'ego-Weinberga. Natomiast potencjał rozmnożeniowy danej populacji można ocenić na podstawie zdolności wytwarzania żywotnych nasion. Przedstawiane wyniki stanowią połączenie analiz molekularnych z badaniami morfologicznymi nasion.

Badania wykonano w sześciu drzewostanach: Międzyzdroje, Strzałowo, Białowieża, Woźiwoda, Bolesławiec i Józefów. W każdym z nich z 30 losowo wybranych drzew zebrano szyszki, które posłużyły do oceny wydajności i jakości nasion, oraz pędy szczytowe z pąkami w stanie spoczynku zimowego, które wykorzystano w analizach białek izoenzymatycznych.

Otrzymane wyniki wydajności obradzania i jakości nasion były najniższe w populacji Józefów, natomiast najwyższe w pochodzeniach Międzyzdroje i Woźiwoda. Najniższą masą oraz wymiarami zarodków cechowały się nasiona pochodzące z drzewostanu z Białowieży, a najwyższymi wartościami tych parametrów – nasiona z populacji Woźiwoda. Zarodki miały średnią długość 2,92 mm, a szerokość 0,51 mm. Można także ogólnie stwierdzić, że największą zmiennością charakteryzowały się takie parametry, jak: przeciętna liczba pełnych nasion w jednej szyszce, wydajność nasion z szyszki oraz masa jednej szyszki. Natomiast cechy takie, jak: zdolność i energia kiełkowania oraz wymiary zarodka i prabielma, były bardziej wyrównane.

Analizy genetyczne udowodniły najwyższą średnią liczbę alleli w populacji Józefów, natomiast najniższą w populacji Woźiwoda. Najwyższą efektywną liczbę alleli zaobserwowano w drzewostanach ze Strzałowa i Białowieży. Pod względem heterozygotyczności oczekiwanej najbardziej zmienne były populacje ze Strzałowa i Białowieży, a najmniej z Józefowa, pomimo najwyższej liczby alleli w tej populacji. W trzech badanych populacjach: Józefów, Międzyzdroje i Strzałowo stwierdzono na podstawie analiz F_{is} nadmiar heterozygot. Analizowane populacje średnio różniły się genetycznie na poziomie F_{st} 5,65%.

Wykazano istotną zależność pomiędzy masą nasion i szyszek a wymiarami zarodka oraz prabiela. Masa jednej szyszki dodatnio korelowała również z wydajnością, liczbą nasion w szyszce oraz ciężarem 1000 nasion. Z kolei masa 1000 nasion i wymiary zarodka oraz prabiela nie zależały od liczby nasion, jakie znajdowały się w szyszkach, czy od wydajności nasion z szyszek. Udowodniono silny ujemny związek pomiędzy energią i zdolnością kiełkowania a wartościami parametrów zmienności genetycznej: efektywną liczbą alleli w locus, indeksem Shannona oraz heterozygotycznością obserwowaną. Ponadto wykazano ujemną zależność pomiędzy długością geograficzną a wydajnością nasion z szyszek i średnią liczbą nasion w jednej szyszce. Dowiedziono klinalnej zmienności locus A dehydrogenazy glutaminianowej. Udowodniono, że wraz ze wzrostem szerokości geograficznej zwiększała się frekwencja allele 1, a frekwencja allele 2 malała.

Badania potwierdziły różnorodność drzewostanów sosny zwyczajnej w Polsce, a za przyczynę tej różnorodności autorzy uważają adaptację populacji do lokalnych warunków środowiskowych, co potwierdzają uzyskane wyniki.

Wzrostowe i fizjologiczne reakcje siewek drzew leśnych na regulowany deficyt wodny

*Piotr Robakowski^{1*}, Władysław Barzdajn², Wojciech Kowalkowski²,
Barbara Politycka³, Tomasz Wyka⁴, Artur Jankowski⁴,
Winnicjusz Kasprzyk⁵, Michał Lenart¹*

¹Katedra Siedliskoznawstwa i Ekologii Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71E, 60-625 Poznań, *pierrot@up.poznan.pl

²Katedra Hodowli Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71E, 60-625 Poznań

³Katedra Fizjologii Roślin, Wydział Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wołyńska 35, 60-625 Poznań

⁴Zakład Botaniki Ogólnej, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

⁵Nadleśnictwo Jawor, ul. Myśliborska 3, 59-400 Jawor

Ocieplenie klimatu sprzyja zwiększeniu częstotliwości i wydłużaniu się okresów suszy letniej, któremu towarzyszy wzrost zapotrzebowania na wodę. W szkółkarstwie leśnym sposobem na zmniejszenie zużycia wody może być zastosowanie regulowanego deficytu wodnego. Przyjęto założenie, że zmniejszenie dawek nawadniania skoordynowane z opadami i wynikami monitoringu wilgotności gleby może przynieść oszczędności w zużyciu wody bez strat przyrostowych i obniżenia kondycji siewek. Badania przeprowadzono w szkółce kontenerowej w tunelu foliowym i w szkółce otwartej, w podobnym układzie doświadczalnym: cztery gatunki drzew (buk zwyczajny, dąb bezszypułkowy, jodła pospolita, sosna zwyczaj-

na) × cztery warianty podlewania (25%, 50%, 75% i 100% maksymalnej dawki wody) × cztery bloki. Zawartość wody w substracie i w glebie kontrolowano metodą wagową i za pomocą sondy TDR. Gatunki liściaste silniej zareagowały redukcją wzrostu na obniżone dawki podlewania niż gatunki iglaste. Większą wrażliwość gatunków liściastych potwierdziło podwyższone stężenie proliny w liściach w wariantach z obniżonymi dawkami wody, podczas gdy zawartość proliny w igłach nie zależała od intensywności nawadniania. Siewki sosny zwyczajnej w odróżnieniu od innych gatunków alokowały więcej masy do korzeni w warunkach 25% i 50% maksymalnej dawki wody kosztem części nadziemnej, co świadczy o przystosowaniu do wzrostu w warunkach deficytu wodnego. U buka i dębu obniżone dawki wody wywołały modyfikacje anatomiczne liści, polegające na tworzeniu krótszych komórek miękiszu palisadowego i węższych naczyń w nerwie głównym. Igły jodły i sosny zachowały niezmienioną budowę wewnętrzną niezależnie od dawek wody, z wyjątkiem wytworzenia przewodów żywicznych o większej średnicy w igłach siewek sosnowych rosnących w warunkach najniższej dawki nawadniania. W szkółce otwartej stwierdzono obniżenie asymilacji netto siewek buka i sosny w wariancie 25%, któremu towarzyszyła niższa przewodność aparatów szparkowych i zredukowany maksymalny potencjał wodny. Brak różnic między wariantami podlewania z najwyższymi dawkami wody w szkółce otwartej może stanowić podstawę do ustalenia niższych, lepiej dostosowanych do wymagań poszczególnych gatunków norm podlewania, szczególnie w odniesieniu do gatunków iglastych.

Udział dżdżownic w obiegu pierwiastków w ekosystemie leśnym

Anna Rozen, Łukasz Sobczyk, January Weiner*

Instytut Nauk o Środowisku, Uniwersytet Jagielloński, ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków,

**anna.rozen@uj.edu.pl*

Dżdżownice są grupą zwierząt pełniących w wielu ekosystemach kluczową rolę w procesach zachodzących w glebie. Biorą udział w procesie dekompozycji oraz wpływają na inne organizmy glebowe jako „ekosystemowi inżynierowie”. Dżdżownice nie stanowią jednolitej grupy. Ze względu na strategie życiowe można je podzielić na trzy grupy ekologiczne: epigeiczne – drobne gatunki zamieszkujące ściółkę, endogeiczne – gatunki zamieszkujące glebę mineralną i kopiące tam korytarze, i anektyczne – gatunki kopiące głębokie korytarze zbierające pokarm na powierzchni gleby. Dżdżownice o różnych strategiach życiowych różnią się masą ciała i zagęszczeniem, dlatego ich wpływ na obieg pierwiastków może być odmienny.

Celem eksperymentu była odpowiedź na pytania: 1) czy dżdżownice należące do poszczególnych grup ekologicznych różnią się składem i stechiometrią ciała, 2) jakie jest tempo wbudowywania przez nie pierwiastków, 3) jakie jest tempo usuwania przez nie pierwiastków w formie koprolitów oraz 4) jaki jest wpływ tych dżdżownic na obieg pierwiastków w lesie grądowym.

Założono hodowlę dżdżownic powszechnie występujących w lasach należących do trzech grup ekologicznych: *Dendrobaena octaedra* (gatunek epigeiczny), *Aporrectodea caliginosa* (endogeiczny) i *Lumbricus terrestris* (anektyczny). Zwierzęta były hodowane około dwóch miesięcy w mineralnej glebie leśnej, a źródłem pokarmu była świeża ściółka grabowa. Oznaczono: skład chemiczny ciała dżdżownic (C, N, P, Zn, Fe, Cu, Mn, Ca, Mg, K, Na), skład medium i skład koprolitów. Stwierdzono, że badane gatunki różniły się zarówno składem ciała, jak i stosunkami stechiometrycznymi (istotne różnice – C:N, C:P, C:Mn, C:K). Zaobserwowano również zmiany w składzie ciała podczas eksperymentu. Pierwiastki niewbudowane przez dżdżownice w tkanki były usuwane w formie koprolitów. Koprolity różniły się składem chemicznym i stechiometrią od pokarmu (liści). Obliczono ilość biogenów wbudowanych przez dżdżownice oraz ilość biogenów przez nie usuwanych, co pozwoliło określić pulę pierwiastków, na których obieg ma wpływ populacja dżdżownic w lesie grądowym.

Dzieje obecności i aktywności człowieka w Puszczy Białowieskiej na podstawie badań archeologicznych i historycznych

Tomasz Samojlik

Instytut Biologii Ssaków Polskiej Akademii Nauk, ul. Waszkiewicza 1c, 17-230 Białowieża,
samojlik@ibs.bialowieza.pl

Współczesne decyzje dotyczące przyrodniczo cennych obszarów leśnych powinny być poprzedzone próbą odtworzenia historii tych środowisk. Prowadzone przez Instytut Biologii Ssaków PAN interdyscyplinarne badania nad historią przyrodniczą Puszczy Białowieskiej, rozumianą jako dzieje przemian środowiska przyrodniczego ze szczególnym uwzględnieniem roli człowieka w tych przemianach, dają szansę na prześledzenie różnych form antropopresji i ich wpływu na Puszczę. W dotychczasowych badaniach archeologicznych i historycznych stwierdzono, że obecność człowieka na tym terenie zaznaczyła się w kilku fazach, oddzielonych nawet kilkuset latami pustki osadniczej. W fazie pradziejowej (w okresie od ok. I w. p.n.e. do I w. n.e. oraz w wiekach III–V n.e.) wewnątrz Puszczy istniały pojedyncze cmentarzyska i osady, w których odkryto ślady rolnictwa i hodowli zwierząt (Krasnodębski i in. 2008). We wczesnym średniowieczu (ok. VIII–XI/

XII w.) w Puszczy ulokowano pięć cmentarzysk (Krasnodębski i in. 2011), przy czym do tej pory udało się odnaleźć tylko jedną osadę pochodzącą z tego okresu. Począwszy od XV w. Puszcza Białowieska była puszczą królewską, chronioną przez służby królewskie jako monarsze łowisko. Jednocześnie na podstawie specjalnych królewskich pozwoleń – przywilejów wchodowych – dozwolone było ograniczone użytkowanie fragmentów Puszczy, obejmujące przede wszystkim koszenie i wypas zwierząt hodowlanych na puszczańskich łąkach, tradycyjne bartnictwo i łowienie ryb. Od drugiej połowy XVII w. wachlarz sposobów użytkowania Puszczy był poszerzany (o wypalanie potażu, produkcję smoły i dziegciu, a w wyniku reform gospodarczych drugiej połowy XVIII w. o produkcję węgla drzewnego i komercyjne wyręby; Samojlik 2007). Niemniej, pomijając krótkie epizody intensywnej eksploatacji, odgórna ochrona Puszczy Białowieskiej była bardzo skuteczna (Samojlik i in. 2013). Po 1795 r. i przejęciu Puszczy przez carską administrację część tradycyjnych sposobów użytkowania była kontynuowana (koszenie łąk, wypas bydła; Samojlik i in. 2016), niektóre stopniowo wygaszano (bartnictwo), a jeszcze innych zabroniono zupełnie (wypalanie potażu, smoły czy węgla drzewnego). W całym XIX w. przeplatały się fazy ochrony Puszczy jako ostatniej na świecie ostoi żubra i okresy nieudanych prób wprowadzenia do niej nowoczesnej, opartej na wzorach niemieckich gospodarki leśnej. Na masową skalę Puszcza zaczęła być eksploatowana dopiero pod niemieckim zarządem w okresie I wojny światowej.

W dziejach użytkowania lasów Puszczy Białowieskiej zaznaczają się tym samym dwa odmienne okresy: wielofunkcyjne użytkowanie lasu z całym wachlarzem pożytków czerpanych z Puszczy trwające do końca XVIII i, mimo starań carskiej administracji, przedłużone do wybuchu I wojny światowej oraz gospodarka planowa, w XIX w. nastawiona na promowanie zwierząt kopytnych, a w XX – na produkcję surowca drzewnego.

Literatura

- Krasnodębski D., Dulicz M., Samojlik T., Olczak H., Jędrzejewska B. 2008. Cmentarzysko ciałopalne kultury wielbarskiej w Uroczysku Wielka Kletna (Białowieski Park Narodowy, woj. podlaskie). *Wiadomości Archeologiczne* 60: 361–376.
- Krasnodębski D., Olczak H., Samojlik T. 2011. Wczesnośredniowieczne cmentarzyska Puszczy Białowieskiej. [W:] S. Cygan, M. Glinianowicz, P. Kotowicz (red.), „In silvis, campis... et urbe” średniowieczny obrządek pogrzebowy na pograniczu polsko-ruskim. Instytut Archeologii Uniwersytetu Rzeszowskiego, Rzeszów–Sanok, s. 144–174.
- Samojlik T. 2007. Antropogenne przemiany środowiska Puszczy Białowieskiej do końca XVIII wieku. Praca doktorska. Białowieża–Kraków.
- Samojlik T., Fedotova A., Kuijper D.P.J. 2016. Transition from traditional to modern forest management shaped the spatial extent of cattle pasturing in Białowieża Primeval Forest in the nineteenth and twentieth centuries. *Ambio* DOI: 10.1007/s13280-016-0795-4.
- Samojlik T., Rotherham I., Jędrzejewska B. 2013. Quantifying historic human impacts on forest environments: a case study in Białowieża Forest, Poland. *Environmental History* 18(3): 576–602.

Przestrzenna charakterystyka zamierania świerka w Puszczy Białowieskiej w 2015 r.

Krzysztof Stereńczak*, Miłosz Mielcarek, Bartłomiej Kraszewski,
Żaneta Ciarka, Aneta Modzelewska, Małgorzata Białczak,
Rafał Sadkowski

Zakład Zarządzania Zasobami Leśnymi, Instytut Badawczy Leśnictwa, ul. Braci Leśnej 3,
Sękocin Stary, 05-090 Raszyn, *k.sterenczak@ibles.waw.pl

Gradacja kornika drukarza (*Ips typographus*) przybrała w 2015 r. w Puszczy Białowieskiej niespotykane po wojnie rozmiary. Dzięki danym teledetekcyjnym pozyskanym w ramach Projektu LIFE+ ForBioSensing możliwe było prześledzenie dynamiki zamierania świerka oraz scharakteryzowanie zasięgu przestrzennego i intensywności tego procesu. W pracy zaprezentowane zostaną metody zdalne wykorzystywane w monitoringu tego typu procesów oraz pierwsze wyniki przestrzennej charakterystyki zamierania świerka w 2015 r. na obszarze całej polskiej części Puszczy Białowieskiej.

Analiza całej powierzchni Puszczy Białowieskiej składała się z dwóch etapów.

W pierwszej kolejności opracowano metodę detekcji drzew z wykorzystaniem danych lotniczego skanowania laserowego oraz metodę detekcji martwych drzew na obrazach hiperspektralnych. W analizie wykorzystano trzy zestawy danych hiperspektralnych pozyskanych na początku lipca, w połowie sierpnia i na początku października. Integracja wyników analizy danych teledetekcyjnych pozwoliła na określenie ilości oraz rozkładu przestrzennego zamartwych drzew w 2015 r. na obszarze całej Puszczy Białowieskiej.

Wyniki detekcji nowych martwych drzew zostały następnie skorelowane z charakterystykami przestrzennymi (analizy numerycznego modelu terenu) oraz cechami taksacyjnymi wydzielen. Umożliwiło to przedstawienie dynamiki zamierania świerków w odniesieniu do wybranych charakterystyk i wskazanie, które z nich, oprócz działania kornika drukarza, mogły warunkować ten proces.

W lipcu 2015 r. miąższość martwych stojących drzew zidentyfikowanych z danych teledetekcyjnych wynosiła niespełna 700 000 m³. Wstępne wyniki wskazują, że gradacja świerka najmocniej dotknęła drzewostany świerkowe rosnące na siedliskach świeżych i w nich najbardziej się rozwijała. Świerki zamierały głównie na terenach wywyższonych lokalnie.

Jodła pospolita (*Abies alba* Mill.) w lasach Pomorza

Paweł Strzeliński

Katedra Urządzania Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71C, 60-625 Poznań, strzelin@up.poznan.pl

Badania nad występowaniem i rolą jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) w lasach Bałtyckiej Krainy Przyrodniczo-Leśnej rozpoczęły się w Katedrze Urządzania Lasu w 1981 r. Początkowo badania skoncentrowano w obrębie Sierzno w Nadleśnictwie Osusznica (RDLP Szczecinek), gdzie jodła występowała poza ówczesnie uznawanymi granicami jej naturalnego zasięgu. Pierwsze prace pomiarowe wykonano w 1982 r. (pomiarzy drzew, analiza strzały). Kolejne badania prowadzono w latach 1983–1989 (pomiarzy dendrometryczne i taksacja urządzeniowa w drzewostanach mieszanych z udziałem jodły, pomiarzy odnowienia naturalnego, pomiar natężenia światła względnego, odkrywki glebowe i zdjęcia fitosocjologiczne) (Miś 1987, 1988). Analizowano również podstawowe właściwości techniczne drewna jodłowego z badanych obszarów (Miler, Miś 1986) oraz stopień uszkodzenia przez zwierzynę (Miś 1991). Kolejne badania dotyczyły odnowienia naturalnego jodły oraz charakterystyki dojrzałych drzewostanów z jodłą (Strzeliński 2004; Strzeliński, Czarnecki 2004). Wyniki tych prac dowodzą m.in., że zasobność badanych drzewostanów jodłowych w Nadleśnictwie Osusznica (342–491 m³/ha) jest porównywalna z zasobnością jodły w Sudetach (348–394 m³/ha) i Karpatach Zachodnich (426–450 m³/ha) (Jaworski 1995; Strzeliński, Czarnecki 2004; Miś 2005). Natomiast średnia liczebność nalotu jodłowego (oprócz siewek jednorocznych), liczona w szt./ha, waha się w badanych drzewostanach od 27,6 tys. do 85,6 tys. i średnio wynosi 56,3 tys. (Strzeliński 2004). Są to wartości wyższe od uzyskiwanych w naturalnym zasięgu tego gatunku. Ciekawy jest także brak (poza uszkodzeniami od zwierzyny i od przymrozków późnych) wyraźnego, rozpoznanego czynnika szkodotwórczego, który ograniczałby jodłę w drzewostanach Nadleśnictwa Osusznica (Strzeliński, Czarnecki 2004).

W dalszych badaniach prowadzonych na terenie Bałtyckiej Krainy Przyrodniczo-Leśnej stwierdzono (Miś 2005) występowanie 2350 drzewostanów, w których jodła wykazuje udział w składzie gatunkowym. Wśród tych drzewostanów 52% (1230) stanowią te, w których jodła występuje pojedynczo lub miejscami, 4% (84) to takie, w których jodła występuje jako podszyt lub przestoje. Pozostałe 44% (1036) drzewostanów wykazuje co najmniej dziesięcioprocentowy udział jodły. Potwierdzono wysoki potencjał naturalnego odnawiania się jodły, co szczególnie zbadano na 15 powierzchniach zlokalizowanych w sześciu nadleśnictwach. Na tych powierzchniach przeprowadzono także badania fitosocjologiczne, glebowe, fitopatologiczne i akarologiczne. W trakcie analiz porównawczych z powierzchniami referencyjnymi (ten sam typ drzewostanu i siedliska, ale bez jodły, którą zastępował gatunek zgodny z zasadami hodowli lasu; Zasady... 2003) wykazano, że jodła nie wywiera wyraźnie negatywnego wpływu na ekosystemy leśne (Strzeliński i in. 2009).

Zaprezentowane wyniki są m.in. efektem realizacji projektu finansowanego przez MNiSW nr 2 P06L 017 30: „Występowanie, rola i wpływ na ekosystemy leśne jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) na obszarze Bałtyckiej Krainy Przyrodniczo-Leśnej”.

Literatura

- Jaworski A. 1995. Charakterystyka hodowlana drzew leśnych. Wydawnictwo Gutenberg. Kraków.
- Miler Z., Miś R. 1986. Niektóre własności techniczne drewna jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) występującej poza granicami jej naturalnego zasięgu. Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych, PTPN 64: 97–105.
- Miś R. 1987. Przyrodnicze i gospodarcze znaczenie jodły (*Abies alba* Mill.) na terenie OZLP w Szczecinku. Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych, PTPN 64: 82–90.
- Miś R. 1988. Wydajność drzewostanów mieszanych z udziałem jodły (*Abies alba* Mill.) poza granicami jej naturalnego zasięgu. Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych, PTPN 66: 78–86.
- Miś R. 1991. Analiza wzrostu i przyrostu miąższości strzały w drzewostanach jodłowych na terenie obrębu Sierzno w Nadleśnictwie Osusznica. Roczniki AR w Poznaniu 28: 43–53.
- Miś R. 2005. Występowanie i rola jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) w lasach Krainy Bałtyckiej. Sylwan 6: 21–33.
- Strzeliński P. 2004. Stan odnowień naturalnych jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) w Nadleśnictwie Osusznica. Materiały z konferencji „Rola hodowli lasu w zachowaniu różnorodności biologicznej”, Poznań–Puszczykowo–Zielonka, 27–29.09.2004.
- Strzeliński P., Czarnecki J. 2004. Znaczenie gospodarcze jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) w lasach Nadleśnictwa Osusznica. Materiały z konferencji „Rola hodowli lasu w zachowaniu różnorodności biologicznej”, Poznań–Puszczykowo–Zielonka, 27–29.09.2004.
- Strzeliński P. (red.), Rudawska M., Łakomy P., Zasada M., Bronisz K., Jagodziński A.M., Leski T., Skorupski M., Tomusiak R., Węgiel A., Wojtan R., Bijak S., Oleszyńska-Niżniowska J., Patalan-Misiaszek I., Wierzbicka A. 2009. Sprawozdanie merytoryczne z projektu „Występowanie, rola i wpływ na ekosystemy leśne jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) na obszarze Bałtyckiej Krainy Przyrodniczo-Leśnej”. Maszynopis w Katedrze Urządzania Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu. Poznań.
- Zasady hodowli lasu. 2003. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa.

Zagęszczenie, rozmieszczenie i zróżnicowanie grubości drzew o wymiarach pomnikowych w Rezerwacie Ścisłym Białowieskiego Parku Narodowego

*Andrzej Szczepkowski^{1*}, Andrzej Grzywacz¹, Andrzej
Keczyński², Kamil Bielak³, Leszek Bolibok³, Bogdan Brzeziecki³,
Włodzimierz Buraczyk³, Stanisław Drozdowski³, Leszek Gawron³,
Henryk Szeligowski³, Jacek Zajączkowski³*

¹Katedra Ochrony Lasu i Ekologii, Wydział Leśny SGGW w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159,
02-776 Warszawa, *andrzej_szczepkowski@sggw.pl

²Białowiecki Park Narodowy, Park Pałacowy 11, 17-230 Białowieża

³Katedra Hodowli Lasu, Wydział Leśny SGGW w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159,
02-776 Warszawa

Duże drzewa jako charakterystyczny element drzewostanów puszczańskich w Puszczy Białowieskiej były i są przedmiotem zainteresowania badaczy z różnych dyscyplin naukowych. W XIX w. o okazałych drzewach w Puszczy Białowieskiej wspominał Brincken (1826), a na początku XX w. Genko (1902) i Lautenschlager (1917). Dane o maksymalnych rozmiarach drzew poszczególnych gatunków i ich rozmieszczeniu podawali m.in. Paczowski (1930), Karpiński (1949), a w latach późniejszych Zaręba (1958, 1968), Faliński (1968, 1977), Michalczuk (2001), Nilsson i in. (2002) i Sokołowski (2004). Jednak wszystkie dotychczasowe opracowania na temat dużych drzew ograniczały się do stosunkowo małych baz danych, obejmujących tylko wybrane, z reguły niewielkie obszary Puszczy lub z całego terenu Białowieskiego Parku Narodowego, ale głównie drzew wyróżniających się wyjątkowymi wymiarami, o znanej lokalizacji i łatwej dostępności, czy wręcz były zbiorem okazjonalnych spostrzeżeń odnośnie potężnych drzew. Najbogatszy, liczący 1565 sztuk, wykaz drzew o wymiarach pomnikowych powstał na początku lat 90. XX w. w ramach prac urzędzeniowych prowadzonych w Białowieckim PN (Michalczuk 2001).

W latach 2002–2016 przeprowadzono systematyczną inwentaryzację drzew o wymiarach pomnikowych na całym obszarze Rezerwatu Ścisłego Białowieckiego PN (pow. 4,6 tys. ha). Projekt zrealizowali społecznie pracownicy Katedry Ochrony Lasu i Ekologii oraz Katedry Hodowli Lasu Wydziału Leśnego SGGW w Warszawie przy wydatnej pomocy studentów – dyplomantów i członków Koła Naukowego Leśników we współpracy z Białowieckim Parkiem Narodowym. Minimalne obwody drzew klasyfikowanych jako pomnikowe przyjęto według „Instrukcji sporządzania planów ochrony parków narodowych” (1994) z pewnymi modyfikacjami autorów. Poszukiwania drzew prowadzono w transektach o szerokości dostosowanej do warunków panujących w drzewostanie, zwykle 30–50 m. Dla każdego okazu określano gatunek, położenie (współrzędne geograficzne),

stan zdrowotny oraz mierzono obwód na wysokości 1,3 m, a w przypadku niektórych egzemplarzy również wysokość.

W wystąpieniu zostaną przedstawione wybrane wyniki dotyczące:

- liczby drzew o wymiarach pomnikowych dla poszczególnych gatunków,
- zagęszczenia z uwzględnieniem siedlisk i zbiorowisk roślinnych,
- przestrzennej zmienności lokalnego zagęszczenia wybranych gatunków drzew o wymiarach pomnikowych,
- różnicowania grubości badanej populacji drzew.

Literatura

- Brincken J. 1826. *Mémoire descriptif sur la Forêt impériale de Białowieża, en Lituanie*. Glücksberg, Warszawa.
- Faliński J.B. 1968. *Park Narodowy w Puszczy Białowieskiej*. PWRiL, Warszawa.
- Faliński J.B., Hereźniak J.M. 1977. *Zielone grądy i czarne bory Białowieży*. Instytut Wydawniczy Nasza Księgarnia. Warszawa.
- Genko N. 1902. Charakteristika Belavežskoj Pušcy i istoričeskija o niej dannija. *Lesnij Žurnal* 6: 1269–1302.
- Instrukcja sporządzania planów ochrony parków narodowych. 1994. MOŚZNiL.
- Karpiński J.J. 1949. Materiały do bioekologii Puszczy Białowieskiej. *Rozprawy i Sprawozdania. Seria A*. IBL 56: 1–212.
- Lautenschlager O. 1917. *Die forstlichen Verhältnisse des Bialowieser Urwaldes*. [W:] G. Escherich (red.), *Bialowie in deutscher Verwaltung. Zweites Heft*. Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin, s. 57–96.
- Michalczuk C. 2001. Siedliska i drzewostany Białowieskiego Parku Narodowego. *Supplementum Cartographiae Geobotanice* 13: 1–22.
- Nilsson S.G., Niklasson M., Hedin J., Aronsson G., Gutowski J.M., Linder P., Ljungberg H., Mikusiński G., Ranius T. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161(1–3): 189–204. With erratum in *Forest Ecology and Management* 178(3): 355–370.
- Paczoski J. 1930. *Lasy Białowieży*. PROP, Poznań.
- Sokołowski A.W. 2004. *Lasy Puszczy Białowieskiej*. CILP, Warszawa.
- Zaręba R. 1958. Maksymalne wymiary drzew Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylvan* 102(1): 59–67.
- Zaręba R. 1968. Drzewa i drzewostany BPN. [W:] J.B. Faliński (red.), *Park Narodowy w Puszczy Białowieskiej*. PWRiL, Warszawa, s. 228–236.

Proteomiczne, biochemiczne i fizjologiczne analizy ujawniają strategie adaptacyjne topoli do wzrostu w zmieniającym się środowisku

Agnieszka Szuba¹, Gabriela Lorenc-Plucińska²

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

¹agnieszkalapa@wp.pl, ²glp@man.poznan.pl

Topole, jako rośliny szybkorosnące, są bardzo ważnymi drzewami dla gospodarki i coraz szerzej wykorzystywanymi w różnych gałęziach przemysłu, w szczególności w przemyśle papierniczym oraz w produkcji biomasy na potrzeby uzyskania bioenergii. Topole, zwłaszcza w Europie Zachodniej, są zazwyczaj sadzone w postaci wielkopowierzchniowych plantacji przemysłowych, jednak ze względu na bardzo dużą liczbę znanych odmian i, co za tym idzie, wysoką genetyczną plastyczność, mają wysokie zdolności adaptacyjne. Dlatego też, po dokonaniu selekcji odpowiedniego kultywaru, mogą być wykorzystywane do zalesiania różnego typu terenów silnie antropologicznie zmienionych.

Celem naszych analiz było sprawdzenie przydatności różnych kultywarów topoli do wzrostu na terenach dwóch różnego typu składowisk poprzemysłowych: łąki, gdzie przez wiele lat wylewano ścieki pochodzące z zakładu produkującego skrobię ziemniaczaną (PZZ „Trzemeszno”) oraz starego, nieczynnego składowiska odpadów garbarskich (Kępice). W obu przypadkach przetestowano liczne kultywary topoli, sprawdzając ich przystosowanie do danego terenu. Wyniki pochodzące z obu składowisk, pozyskane w tym samym czasie, były porównywane z danymi uzyskanymi ze wspólnego terenu referencyjnego – Lasu Doświadczalnego „Zwierzyniec” (Kórnik), przy czym oba analizowane stanowiska znajdowały się w znacznym oddaleniu od powierzchni referencyjnej (Trzemeszno ok. 60 km od Kórnika, natomiast Kępice ok. 300 km od Kórnika). Za pomocą analiz biometrycznych, biochemicznych i przede wszystkim proteomicznych oceniano strategie adaptacyjne kultywarów topoli wykazujących najwyższy potencjał adaptacyjny (*Populus deltoides* W.Bartram ex Marshall $\times$ *maximowiczii* Henry kultywar ‘Eridano’ dla łąki podlewanej ściekami krochmalniami oraz *P. alba* L. kultywar ‘Villafranca’ dla składowiska garbarskiego). Wyniki powyższych analiz umożliwiły otrzymanie całościowego obrazu opisującego kondycję wybranych drzew rosnących w silnie zmienionym środowisku, co pozwoliło dokonać oceny możliwości zadrzewienia analizowanych terenów z wykorzystaniem wyselekcjonowanych kultywarów. Badania te wzbogacają także stosunkowo skromną wiedzę na temat długofalowych strategii adaptacyjnych drzew oraz umożliwiają ocenę przydatności topoli dla celów remediacyjnych różnych stanowisk zdegradowanych, z uwzględnieniem produkcji biomasy. Dodatkowo otrzymane wyniki są głosem w dyskusji świadczącym o przydatności metod proteomicznych w analizie oddalonych od siebie stanowisk, w tzw. „proteomicie środowiskowej”, gdzie niemożliwe jest kontrolowanie warunków eksperymentalnych, a jedynie ich monitorowanie.

Badania zostały sfinansowane ze środków Narodowego Centrum Nauki (NCN, grant nr N N305 036340) oraz z Narodowego Centrum Badań i Rozwoju (NCBiR, grant nr N R14 0058 06).

Czy granice zwartych zasięgów drzew w Polsce mogą być tłumaczone warunkami klimatycznymi i jak zasięgi mogą się zmienić w wyniku ocieplenia klimatu?

Tomasz H. Szymura¹, Magdalena Szymura²

¹*Katedra Ekologii Biogeochemii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Wrocławski, pl. M. Borna 9,
50-328 Wrocław, tomasz.szymura@uwro.edu.pl*

²*Katedra Kształtowania Agrokosystemów i Terenów Zieleni, Uniwersytet Przyrodniczy
we Wrocławiu, pl. Grunwaldzki 24a, 50-363 Wrocław*

Ocieplenie klimatu, w połączeniu ze zmianą ilości i dystrybucji opadów, będzie miało znaczący wpływ na przeobrażenie roślinności, w tym także na funkcjonowanie ekosystemów leśnych. Jako obszary, na których zmiany klimatyczne spowodują najsilniejsze przekształcenie roślinności, wymienia się w Europie góry i rejon śródziemnomorski. Duże zmiany klimatyczne mogą być też spodziewane na terenie Europy Środkowej, gdzie zmiana nagrzewania mas lądu może mieć istotny wpływ na ilość i dystrybucję opadów, co w konsekwencji doprowadzi do przesunięcia się granic oddziaływania klimatu oceanicznego i kontynentalnego.

Na obszarze Europy Środkowej przebiegają obecnie granice zasięgów wielu gatunków drzew, dlatego prawdopodobne jest, że zmiany klimatyczne wpłyną na ich przesunięcie. Jako podstawowe narzędzie do badania wpływu klimatu i jego zmian na zasięgi występowania roślin służą modele tzw. obwiedni klimatycznej (ang. *species distribution models* lub *climatic envelope/niche models*). Ciągłe polepszająca się jakość danych (małoskalowe modele klimatu aktualnego, małoskalowe modele zmian klimatycznych oparte na różnych scenariuszach zmian koncentracji CO₂) i metod analitycznych (uwzględnianie ograniczania migracji i zmiennych siedliskowych) pozwalają na konstruowanie coraz lepszych modeli pozwalających lepiej zrozumieć zależności pomiędzy klimatem i jego zmianami a zasięgami występowania drzew. Zdecydowana większość tego typu prac koncentruje się jednak na obszarach Europy Zachodniej i Południowej i w konsekwencji nie dotyczy obszaru Polski albo ma, z perspektywy naszego kraju, charakter bardzo ogólny (np. zasięgi gatunków oparte na: „Atlas Florae Europaeae” lub wielkoskalowych modelach klimatycznych).

W naszych badaniach, opartych na modelowaniu obwiedni klimatycznej, odpowiadamy na dwa pytania: w jakim stopniu granice zwartych zasięgów drzew w Polsce (tzw. zasięgi Szafera) mogą być wyjaśnione za pomocą zmiennych kli-

matycznych i jak granice te mogą zmienić się w perspektywie najbliższych 50. lat w wyniku przewidywanych zmian klimatu. Jako zmiennych do modelowania użyliśmy małoskalowych (rozdzielczość ok. 1 km) danych bioklimatycznych odzwierciedlających okres 1950–2000 oraz czterech modeli klimatycznych przewidujących parametry klimatu w okresie 2041–2061 (model NorESM1-M) przy czterech scenariuszach zmian koncentracji dwutlenku węgla (RCPs: 2.6, 4.5, 6.0 i 8.5). Modelowaliśmy zwarte zasięgi: *Abies alba*, *Acer pseudoplatanus*, *Alnus incana*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Quercus petraea*, *Sorbus torminalis* i *Taxus baccata*. Do modelowania użyliśmy metody drzew klasyfikacyjnych, która pozwala na bezpośrednią biologiczną interpretację uzyskanych wyników.

Pomimo dość powszechnej obecnie krytyki tzw. zwartych lub naturalnych zasięgów drzew opracowanych przez Szafera stworzone przez nas modele wykazują, że granice te są dobrze wyjaśniane przez zmienne bioklimatyczne (średni procent trafnych klasyfikacji 91%, najniższy dla świerka 85%) i pokazują, które zmienne są szczególnie silnie powiązane z granicami zasięgów. Modele przewidują także w perspektywie najbliższych 50 lat znaczne przesunięcia obszarów, na których panować będą warunki klimatyczne podobne do obecnych, prognozując zmianę nawet do 35% powierzchni dzisiejszych zasięgów drzew. Biorąc pod uwagę wszystkie ograniczenia modeli obwiedni klimatycznych („twórzmy modele, ale nie ufajmy im!”), jak również krytyczne podejście do granic zasięgów opracowanych przez Szafera, należy stwierdzić, że uzyskane wyniki ciągle oferują nowe spojrzenie na interakcje klimat – rozmieszczenie drzew w Polsce i stanowią istotny argument w stronę konieczności prowadzenia regionalnych (tzn. polskich) badań nad zmianami klimatu i ich potencjalnym wpływem na ekosystemy leśne.

Rola lasów prywatnych w obliczu zmian środowiskowych

Stefan Traczyk

Nadleśnictwo Jabłonna, Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, ul. Wiejska 20,
05-110 Jabłonna, stefan.traczyk@warszawa.lasy.gov.pl

Lasy prywatne stanowią 19% powierzchni Polski i są drugą co do wielkości formą własności lasów w kraju. Wsparcie inwestycyjne realizowane w ramach Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich oraz sukcesja naturalna następująca na gruntach nieuprawianych rolniczo przyczyniły się do stopniowego zwiększania powierzchni lasów prywatnych (12 850 ha/rok – dane GUS 2015).

Wyżej opisane procesy wpłynęły również na wzrost poziomu lesistości naszego kraju. W powierzchniowym ujęciu lasy prywatne pokrywają obszar 1751 tys. ha (stan na 2015 r.). W rzeczywistości lasów prywatnych jest znacznie więcej. Szacunki wskazują, że ponad 300 tys. ha gruntów rolnych ujętych w statystykach

GUS pokrywa las pochodzący z samosiewów i niezewidencjonowanych zalesień. W przypadku doprowadzenia zapisów ewidencji geodezyjnej do zgodności ze stanem faktycznym na gruncie powierzchni lasów niestanowiących własności Skarbu Państwa wzrosłaby do ponad 22% (Chrempińska 2010; Głaz, Gołoś 2012).

Wyraźne zróżnicowanie udziału lasów prywatnych, w ujęciu przestrzennym kraju, wynika z uwarunkowań historycznych. W skali całego kraju najwięcej lasów prywatnych znajduje się w województwach mazowieckim (44,4%) oraz małopolskim (43,6%), natomiast najmniej w zachodniopomorskim (2,4%) oraz lubuskim (1,8%) (GUS 2015).

Niezależnie od udziału w powierzchni leśnej kraju lasy prywatne pełnią analogiczne względem lasów Skarbu Państwa funkcje społeczne, przyrodnicze, ochronne oraz gospodarcze. Z przyrodniczego punktu widzenia oraz w ujęciu krajowym znaczenie niewielkich i rozproszonych lasów prywatnych wydaje się mało istotne. Mimo to często właśnie takie kompleksy lasów prywatnych mające specyficzne cechy stanowią decydujący czynnik wpływający na kształtowanie się klimatu w skali lokalnej oraz tworzą bariery dla zanieczyszczeń generowanych przez rolnictwo (Program Rolnośrodowiskowy 2003). Dlatego też obserwowana obecnie tendencja wzrostu powierzchni lasów prywatnych może mieć wpływ na poprawienie warunków środowiskowych w skali całego kraju, np. w ujęciu korytarzy ekologicznych (PROW 2003).

W przypadku spełniania kryteriów powierzchniowych pojedyncze prywatne kompleksy leśne na terenach zagospodarowanych rolniczo stwarzają korzystne warunki występowania fauny i flory w postaci wysp środowiskowych oraz stref buforowych. Przyczyniają się do wzbogacenia krajobrazu rolniczego, zapewniając przepływ pierwiastków i zwiększając różnorodność biologiczną.

W Europie Polska znajduje się w czołówce państw pod względem ilości węgla związanego w biomasie drzewnej (CILP 2015). Polskie lasy pochłaniają dwutlenek węgla, dzięki czemu przyczyniają się do neutralizowania niekorzystnych zmian klimatycznych. Dotyczy to także lasów prywatnych, które wykazują dynamiczny wzrost powierzchni oraz znaczący udział w strukturze własności lasów w kraju.

Analizując uwarunkowania organizacyjne związane z właściwym użytkowaniem lasów prywatnych w Polsce, należy podkreślić, że tworzenie stowarzyszeń oraz organizacji zrzeszających właścicieli lasów prywatnych przyczynia się do zgodnego ze sztuką leśną gospodarowania lasami. Ponadto wszelkie inicjatywy społeczne przekładają się na wzrost świadomości przyrodniczej społeczeństwa.

Wyniki uzyskane podczas prac badawczych związanych z realizacją pracy doktorskiej autora referatu wskazują jednoznacznie, że potencjał rozwojowy stowarzyszeń leśnych jest zauważalny w naszym kraju, a świadomość i potrzeba tworzenia zrzeszeń leśnych ma tendencję wzrostową. Zjawisko to wraz z właściwym działaniem promocyjno-szkoleniowym może przełożyć się na lepsze gospodarowanie w lasach prywatnych oraz prowadzenie gospodarki leśnej zgodnie z założeniami zrównoważonego rozwoju w zmieniającym się środowisku naturalnym.

Literatura

- Centrum Informacyjne Lasów Państwowych. 2015. Lasy w Polsce 2015. CILP, Warszawa.
- Chrempieńska Z. 2010. Perspektywy zmian powierzchni leśnej Polski w XXI wieku. Katedra Ochrony Lasu i Ekologii SGGW, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Głaz J., Gołos P. 2012. Problemy i perspektywy rozwoju lasów prywatnych w Polsce. Materiały PTL. Wizja przyszłości lasów i leśnictwa do 2030 roku. Wydawnictwo PTL, Spała.
- Główny Urząd Statystyczny. 2015. Leśnictwo 2015. GUS, Warszawa.
- Ministerstwo Rolnictwa. 2003. Zadrzewienia śródpolne, strefy buforowe i miedze. Biblioteczka Krajowego Programu Rolnośrodowiskowego. MR, Warszawa.
- Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. 2015. Program Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014–2020. MRiRW, Warszawa
- Traczyk S. 2016. Uwarunkowania użytkowania lasów prywatnych na przykładzie powiatu radomskiego. SGGW. Warszawa (manuskrypt pracy doktorskiej).

Zmiany właściwości runa w procesie wieloletnich przemian żywnych lasów liściastych. Studium przypadku z Obrębu Ochronnego Rezerwat Białowieskiego Parku Narodowego

Leokadia Witkowska-Żuk¹, Artur Obidziński^{1*}, Kamil Bielak²,
Piotr Zaniewski¹, Katarzyna Marciszewska¹, Wojciech Ciurzycki¹,
Andrzej Keczyński³, Bogdan Brzezicki²

¹Samodzielny Zakład Botaniki Leśnej, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie,
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, *artur_obidzinski@sggw.pl

²Katedra Hodowli Lasu, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie,
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

³Białowieski Park Narodowy, Park Pałacowy 11, 17-230 Białowieża

Długoterminowe badania nad dynamiką lasów naturalnych dotychczas w większości skupiały się na zmianach struktury i składu gatunkowego drzewostanów. Związki kompozycji runa ze składem drzewostanu najczęściej badano w układach statycznych metodą „space for time”. Prawidłowe rozpoznanie czynników kształtujących kompozycję runa, w szczególności relacje między runem a drzewostanem, może poprawić i ułatwić diagnostykę zbiorowisk leśnych oraz pozwolić na właściwe kształtowanie różnorodności florystycznej dolnych warstw lasu. W związku z powyższym celem podjętych badań było określenie kierunków zmian i czynników kształtujących kompozycję runa pod względem: bogactwa i różnorodności gatunkowej oraz charakteru fitosocjologicznego i preferencji siedliskowych.

Materiał zebrano w latach 1956 i 2014 na 30 stałych powierzchniach badawczych, położonych na tzw. transekcie Włoczewskiego, w oddz. 370 i 371 w Ob-

rębie Ochronnym Rezerwat Białowieskiego Parku Narodowego. Na każdej powierzchni wykonano zdjęcie fitosocjologiczne na 100 m² i pomierzono pierśnice drzew ≥ 5 cm na 400 m². Runo scharakteryzowano za pomocą całkowitego pokrywania roślin, liczby gatunków, wskaźników różnorodności Shannona i Simpsona, przynależności gatunków do grup fitosocjologicznych oraz średnich ważonych pokrywaniem wskaźnikowych liczb ekologicznych Ellenberga. Drzewostan opisano za pomocą zagęszczenia i pierśnicowego pola przekroju (ppp) ogółem oraz w rozbiciu na poszczególne gatunki. Istotność zmian wymienionych parametrów, które zaszły w rozpatrywanym okresie, określono za pomocą testów statystycznych dla par związanych. Jako czynniki kształtujące zmiany runa poszczególnych powierzchni przyjęto parametry glebowe, pogodowe i drzewostanowe, obejmujące łącznie 15 czynników. Hierarchię przyjętych czynników wpływających na zmiany runa określono za pomocą metody drzew regresji zawartej w algorytmie Random Forest, liczonej w środowisku R. Zależności między zmianami zachodzącymi w runie a czynnikami w największym stopniu wyjaśniającymi te zmiany określono za pomocą modeli statystycznych.

W rozpatrywanym okresie zmalało średnie pokrycie runa, wzrosła sumaryczna liczba gatunków runa i udział powierzchniowy gatunków wilgociolubnych. Najważniejszym czynnikiem wpływającym na zmiany właściwości runa okazała się zmiana ppp i zagęszczenia drzewostanu. Na dalszych pozycjach znalazły się czynniki glebowe i pogodowe. Zestawienie parametrów runa i drzewostanu wykazało, że liczba gatunków runa, ich łączne pokrywanie i różnorodność gatunkowa malały ze wzrostem ppp drzewostanu. Analogiczną zależność wykazało pokrywanie gatunków wilgociolubnych, podczas gdy pokrywanie gatunków grądowych rosło wraz ze wzrostem ppp drzewostanu. Spośród gatunków drzewostanu najsilniejszy wpływ na kompozycję runa wywarły zmiany ppp świerka i grabu. Wraz ze spadkiem ppp świerka rosła liczba gatunków runa i pokrywanie gatunków wilgociolubnych. Wraz ze wzrostem ppp grabu pokrywanie gatunków wilgociolubnych i różnorodność gatunkowa runa malały.

Zaakceptować obcego?! – miejsce gatunków introdukowanych w zmieniającym się środowisku

Beata Woźniowska

*Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska,
Uniwersytet Łódzki, ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź, woźniowska@biol.uni.lodz.pl*

Wpływ klimatu i zmian klimatycznych (zarówno tych ekstremalnych, krótkoterminowych, jak i długoterminowych) na florę i roślinność jest oczywistym faktem. Współczesne zmiany w strukturze i składzie gatunkowym fitocenozy związane są z obserwowanym w ostatnim 200-leciu postępującym ociepleniem klimatu. Dla

części gatunków kierunkowe zmiany klimatyczne oznaczają nieodwracalną utratę siedlisk i stanowisk, dla innych stają się szansą na zwiększenie zasięgu. Do tej drugiej grupy należą m.in. gatunki obce, zawleczone lub celowo introdukowane, zadomowione w nowym areale występowania. W sprzyjających warunkach część z nich może rozprzestrzeniać się spontanicznie, powodując negatywne dla zastanego ekosystemu zmiany abiotyczne i biotyczne, zyskując miano inwazyjnych (*Invasive Alien Species*).

Zarówno zmiany klimatyczne, jak i inwazje biologiczne, są uznawane za główne przyczyny spadku bioróżnorodności. W zwalczaniu części gatunków inwazyjnych człowiek wydaje się bezsilny, jednak czasem postrzega ich obecność jako zjawisko korzystne. Czy wobec obserwowanych zmian klimatycznych należy zaakceptować powszechną obecność gatunków obcych? Czy też należy podejmować ciągłe działania zmierzające do utrzymania fitocenoz w stanie obecnym i zwalczające/ograniczające inwazje?

Rozważania na temat roli gatunków obcych w zmieniającym się środowisku opierać się będą na danych literaturowych oraz na wynikach badań własnych prowadzonych w lasach środkowej Polski.

Sosna zwyczajna jako obiekt badań genetycznych podstaw zmienności adaptacyjnej

Błażej Wójkiewicz^{1*}, Monika Litkowiec¹, Witold Wachowiak^{1,2}

¹*Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, Parkowa 5, 62-035 Kórnik,*

**bwojkiew@man.poznan.pl*

²*Instytut Biologii Środowiska, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań*

Drzewa leśne to jedne z kluczowych organizmów roślinnych tworzących rozległe ekosystemy. Charakteryzują się one długowiecznością oraz wysoce efektywnym systemem kojarzenia, który pozwala na utrzymanie wysokiego poziomu zmienności genetycznej przy jednoczesnym zachowaniu niskiego tempa mutacji (Petit, Hampe 2006). Duża zmienność genetyczna wpływa korzystnie na utrzymanie zdolności adaptacyjnych w zmieniających się warunkach środowiska. Jednak genetyczne podstawy zmienności adaptacyjnej są nadal słabo poznane.

Jednym z dogodnych obiektów badań genetycznych podstaw zmienności adaptacyjnej jest sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.), gatunek o ogromnym znaczeniu ekologicznym i ekonomicznym w skali światowej. Gatunek ten ma rozległy obszar występowania w Europie i Azji, któremu odpowiada duża amplituda wymagań klimatycznych. Wyniki analiz porównawczych cech fenotypowych pomiędzy odległymi populacjami hodowanymi w jednakowych warunkach eksperymentalnych wskazują na ich dostosowanie do lokalnych warunków środowiska i foto-

periodu. W konsekwencji np. transfer południowych pochodzeń sosny na północ znacznie ogranicza ich wzrost lub powoduje ich zamieranie (Beuker i in. 1996). Taki obraz zgodny jest z koncepcją lokalnej adaptacji, która powstaje w wyniku zróżnicowanej przestrzennie silnej presji selekcyjnej. Na poziomie molekularnym możemy założyć, że wskutek działania naturalnej selekcji utrwaleniu w populacji podlegają allele (czy też kombinacje alleli), które zwiększają przeżycie i sukces reprodukcyjny w danych warunkach środowiska (Kawecki, Ebert 2004). Jednak wykrycie alleli różnicujących populacje w efekcie działania naturalnej selekcji nie jest łatwe, ponieważ zróżnicowanie genetyczne pomiędzy populacjami jest kształtowane również przez procesy neutralne, w tym dryf genetyczny, oraz procesy demograficzne związane m.in. z historią populacji. Stąd też w badaniach, których celem jest poszukiwanie sygnałów selekcji na poziomie genomu, konieczne jest określenie struktury genetycznej i wzajemnych relacji filogeograficznych populacji, tak by odróżnić rejony genomowe istotne w procesie adaptacji od tych, których zmienność jest wynikiem ewolucji neutralnej (Oleksyk i in. 2010).

W prezentowanych badaniach analizie genetycznej poddano szereg loci jądrowego oraz chloroplastowego DNA w reprezentatywnej grupie populacji z europejskiego zasięgu sosny zwyczajnej. Analizy struktury populacji wykazały homogeną strukturę genetyczną i wspólną historię sosny zwyczajnej z Europy Środkowej oraz Północnej, które mogą pochodzić z refugium plejstocénskiego zlokalizowanego w okolicach Moskwy (Buchovska i in. 2013; Wójkiewicz i in. 2016; Wójkiewicz, Wachowiak 2016). Populacje te różnią się od populacji z basenu Morza Śródziemnego, Masywu Centralnego i Szkocji. Badania sekwencji pojedynczych miejsc polimorficznych (SNPs) szeregu rejonów jądrowego DNA pozwoliły na wykrycie loci, których zmienność jest wynikiem działania naturalnej selekcji (Wachowiak i in. 2015). Wyniki badań molekularnych znajdują zastosowanie w rozwoju strategii ochrony i gospodarowania zasobami genowymi sosny zwyczajnej i innych gatunków drzew leśnych.

Literatura

- Beuker E., Kolström M., Kellomäki S. 1996. Changes in wood production of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* under warmer climate: comparison of field measurements and results of mathematical model. *Silva Fennica* 30: 239–246.
- Buchovska J., Danusevicius D., Baniulis D., Stanys V., Siksnianiene J.B., Kavaliauskas D. 2013. The location of the northern glacial refugium of Scots pine based on mitochondrial DNA markers. *Baltic Forestry* 19: 2–12.
- Kawecki T.J., Ebert D. 2004. Conceptual issues in local adaptation. *Ecology Letters* 7: 1225–1241.
- Oleksyk T.K., Smith M.W., O'Brien S.J. 2010. Genome-wide scans for footprints of natural selection. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 185–205.
- Petit R.J., Hampe A. 2006. Some evolutionary consequences of being a tree. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 187–214.
- Wachowiak W., Wójkiewicz B., Cavers S., Lewandowski A. 2014. High genetic similarity between Polish and North European Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) populations at nuclear gene loci. *Tree Genetics & Genoms* 10: 1015–1025.

- Wójkiewicz B., Litkowiec M., Wachowiak W. 2016. Contrasting patterns of genetic variation in core and peripheral populations of highly outcrossing and wind pollinated forest tree species. *Annals of Botany Plants*, doi: 10.1093/aobpla/plw054.
- Wójkiewicz B., Wachowiak W. 2016. Substructuring of Scots pine in Europe based on polymorphism at chloroplast microsatellite loci. *Flora* 220: 142–149.

Ekologiczny model drzewostanu w badaniach wpływu zmian klimatu na las

Jacek Zajaczkowski, Bogdan Brzeziecki*

Katedra Hodowli Lasu SGGW, ul. Nowoursynowska 159 bud. 34, 02-787 Warszawa,

**jacek_zajaczkowski@sggw.pl*

Ekologiczny model drzewostanu jest narzędziem matematycznym umożliwiającym analizę procesów odnowienia, wzrostu i śmiertelności drzewostanów, traktowanych jako zbiory osobników różnych gatunków drzew leśnych. Modele ekologiczne są implementowane w formie aplikacji komputerowych, w których konstrukcja funkcji, parametryzacja zmiennych i zakres wyników zależą od preferencji i wiedzy eksperckiej konkretnego zespołu autorów (Bugmann 2001). Ze względu na to, a także z powodu stochastycznego charakteru modeli, ich wyniki są interpretowane po uśrednieniu wielu prób – czy nawet po porównaniu wielu różnych aplikacji (Cheaib i in. 2012) – i traktowane jedynie jako długookresowa prognoza ogólnych trendów rozwoju drzewostanów. Pierwszym opracowanym dla warunków Polski modelem ekologicznym jest FORLAS (Brzeziecki 1999), rozwinięty i zaadaptowany do graficznego środowiska pracy przez Zajaczkowskiego (2006).

Standardowa struktura modelu ekologicznego uwzględnia wpływ lokalnych czynników środowiska i pozwala na tworzenie długookresowych scenariuszy zmian natężenia tych czynników. W referacie przedstawiono spostrzeżenia różnych autorów (m.in. Meusel i in. 1965; Gessler i in. 2007; Lindner i in. 2010; D'Amato i in. 2011; Milada i in. 2011) na temat istotności i specyfiki oddziaływań na rozwój drzewostanów wybranych czynników zewnętrznych, w tym również często wykorzystywanych w modelach parametrów klimatu: danych o sezonowej i wieloletniej zmienności wartości skrajnych temperatur i sum opadów.

W celu określenia ograniczającego wpływu różnych czynników środowiska na maksymalne zdolności przyrostowe drzew w modelach stosuje się metodę mnożników wzrostu. W referacie przedyskutowano właściwości funkcji wykorzystywanych w konstrukcji wybranych mnożników wzrostu oraz ich ewolucję, porównawszy od oryginalnych propozycji Botkina i in. (1972) oraz Kahna (1994). Na przykładzie Puszczy Białowieskiej, w której obserwuje się obecnie istotne zmiany liczebności różnych gatunków drzew (Brzeziecki i in. 2012), podano przykłady lokalnej kalibracji parametrów funkcji mnożników odnoszących się do warun-

ków ciepłych. Skomentowano też opisany przez Zajączkowskiego i in. (2013) przykład wykorzystania mnożników wzrostu powiązanych ze wskaźnikami suszy i efektywnej sumy ciepła do prognozowania przyszłej dynamiki regionalnych warunków wzrostu głównych gatunków drzew w Polsce.

Literatura

- Botkin D.B., Janak J.F., Wallis J.R. 1972. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *Journal of Ecology* 60: 849–872.
- Brzeziecki B. 1999. Ekologiczny model drzewostanu. Konstrukcja. Parametryzacja. Przykłady zastosowań. Wyd. SGGW, Warszawa.
- Brzeziecki B., Keczyński A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M. 2012. Zagrożone gatunki drzew Białowieckiego Parku Narodowego (Rezerwat Ścisły). *Sylvan* 156(4): 252–261.
- Bugmann H. 2001. A review of forest gap models. *Climatic Change* 51: 259–305.
- Cheaiab A., Badeau V., Boe J., Chuine I., Delire C., Dufrene E. 2012. Climate change impacts on tree ranges: model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty. *Ecology Letters* 15: 533–544.
- D'Amato A.W., Bradford J., Fraver S., Palik B. 2011. Forest management for mitigation and adaptation to climate change: Insights from long-term silviculture experiments. *Forest Ecology and Management* 262(5): 803–816.
- Gessler A., Keitel K., Kreuzwieser J., Seiler W., Rennenberg H. 2007. Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees* 21: 1–11.
- Kahn M. 1994. Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort. *Forstliche Forschungsberichte, München*, 141.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Kolström M., Lexer M.J., Marchetti M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259(4): 698–709.
- Meusel H., Jäger E.J., Weinert E. 1965. Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Vol. I (Text und Karten). Fischer Verlag, Jena.
- Milada M., Schaich H., Burgi M., Konold W. 2011. Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management* 261: 829–843.
- Zajączkowski J. 2006. Application of FORLAS 2.1 ecological model to forest stand development study. *Annals of Warsaw Agricultural University – SGGW, Forestry and Wood Technology* 60: 105–115.
- Zajączkowski J., Brzeziecki B., Perzanowski K., Kozak I. 2013. Impact of potential climate changes on competitive ability of main forest tree species in Poland. *Sylvan* 4: 253–261.

Produkcja ekosystemu netto a czynniki środowiskowe w lesie sosnowym

Klaudia Ziemblińska¹, Marek Urbaniak^{1*}, Bogdan Heronim Chojnicki¹,
Thomas Andrew Black³, Shuli Niu⁴, Janusz Olejnik^{1,2}

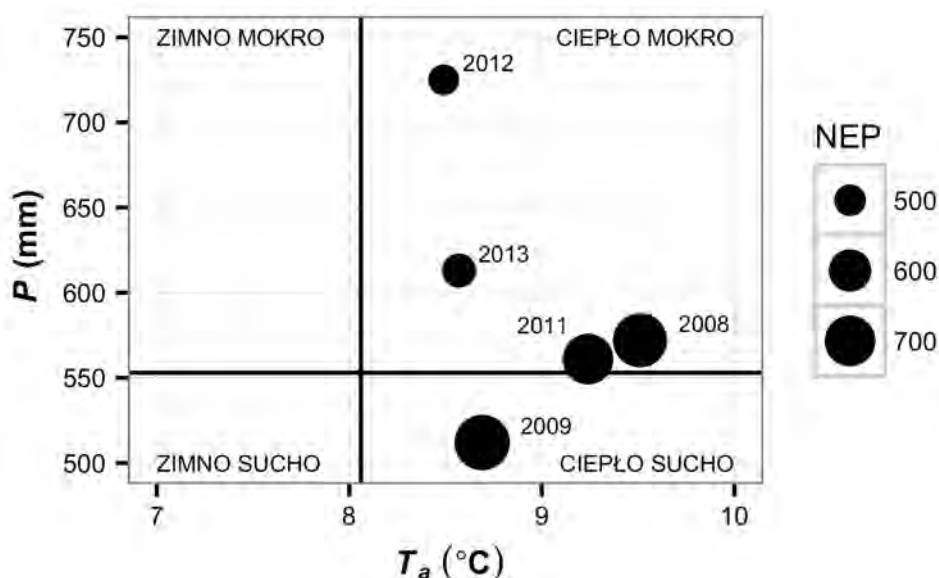
¹Katedra Meteorologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94, 60-649 Poznań,
*marek.urbaniak@up.poznan.pl

²Department of Matter and Energy Fluxes, Global Change Research Centre, AS CR,
v.v.i. Belidla 986/4a, 603 00 Brno, Czech Republic

³Faculty of Land and Food Systems, University of British Columbia, Vancouver Campus,
248-2357 Main Mall, Vancouver, BC V6T 1Z4, Canada

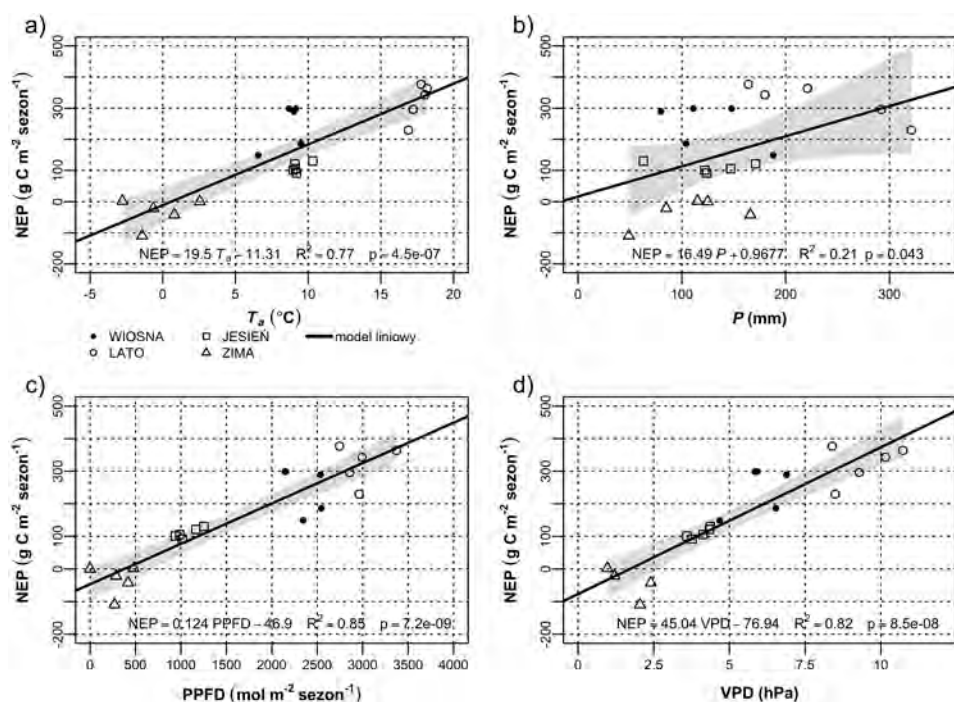
⁴Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modelling, Institute of Geographic Sciences
and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, 11A, Datun Road, Chaoyang
District, Beijing, 100101, People's Republic of China

Pomimo wielu badań nad produkcją ekosystemu netto (NEP) prowadzonych na całym świecie dla lasów różnego typu (np. Berbigier i in. 2001; Suni i in. 2003; Chiesi i in. 2005; Gielen i in. 2013) dynamika wymiany CO₂ w drzewostanie sosnowym w centralnej Europie jest wciąż mało poznana. Próbą wypełnienia tej luki są badania prowadzone od stycznia 2008 r. w 62-letnim lesie sosnowym w Tucz-

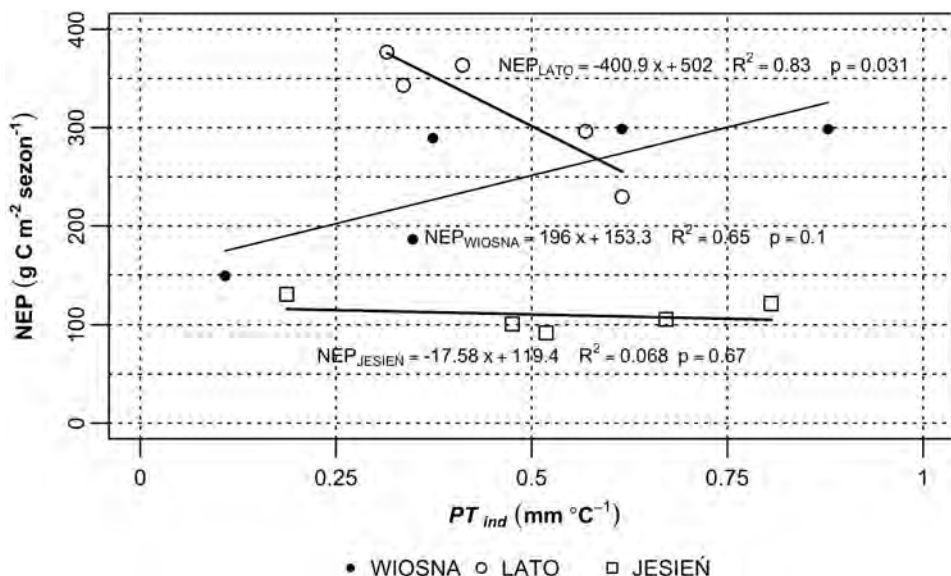


Ryc. 1. Średnia roczna temperatura powietrza (T_a) w relacji do rocznych sumy opadów (P) z lat 2008–2013 w Tucznie. Pionowa i pozioma linia oznaczają odpowiednio wartości średnie z wielolecia (1983–2013) dla T_a i P (dane z Piły). Wielkość czarnych kół reprezentuje roczne sumy NEP w g C m⁻² (wg załączonej skali)

nie (północno-zachodnia Polska), gdzie wykonywane są ciągłe pomiary NEP metodą kowariancji wirów (EC). W analizach wykorzystano dane pomiarowe (EC i meteorologiczne) z pięciu lat. W tym czasie zaobserwowano, że temperatura powietrza (T_a) była wyższa niż średnia z 30 lat (1983–2013). Średnia sezonowa suma opadów (P) natomiast była istotnie wyższa od średniej wieloletniej jedynie latem (ryc. 1). Wysoka produktywność tego lasu, którego hektar zgromadził w tym czasie 118 Mg CO_2 , wydaje się skutkiem zasobności siedliska, które uprzednio było użytkowane rolniczo (łąka do wypasu bydła). Roczna produkcja netto (NEP) wahała się od 494 g $\text{C}\cdot\text{m}^{-2}$ w 2012 do 765 g $\text{C}\cdot\text{m}^{-2}$ w 2009 r., natomiast jej średnia z pięciu lat wyniosła 645 g $\text{C}\cdot\text{m}^{-2}$. Zmienność rocznych wartości NEP warunkowana była w większym stopniu fluktuacjami produkcji pierwotnej brutto (GEP) niż oddychania ekosystemu (R). Zauważono również, że sumy roczne GEP i NEP istotnie zmniejszyły się z upływem czasu. Było to spowodowane wystąpieniem coraz suchszych wiosen i wilgotniejszych lat w porównaniu ze średnimi 30-letnimi. Sezonowe wartości NEP były wysoce skorelowane z T_a , gęstością strumienia promieniowania fotosyntetycznie aktywnego i niedosytem ciśnienia pary wodnej w powietrzu (ryc. 2). Wrażliwość NEP na zmiany T_a była



Ryc. 2. Sezonowe zależności produkcji netto ekosystemu (NEP) od (a) średniej temperatury powietrza (T_a); (b) sumy opadów (P); (c) sumy gęstości strumienia promieniowania fotosyntetycznie aktywnego (PPFD); (d) średniego dziennego niedosytu ciśnienia pary wodnej (VPD). R^2 jest współczynnikiem determinacji, p jest współczynnikiem istotności



Ryc. 3. Sezonowe zależności produkcji netto ekosystemu (NEP) do wskaźnika higrotermicznego ($PT_{ind} = P/10 \cdot T_a$)

spowodowana znacznie wyższą czułością GEP na T_a w porównaniu z czułością R na T_a . Pomimo że międzyrocznej zmienności NEP dla poszczególnych sezonów nie można było wyjaśnić za pomocą sezonowych wartości poszczególnych parametrów meteorologicznych, wskaźnik higrotermiczny, zdefiniowany jako $P/10 \cdot T_a$, wyjaśnił dużą część zmienności międzyrocznej w NEP wiosną i latem (ryc. 3).

Literatura

- Berbigier P., Bonnefond J.M., Mellmann P. 2001. CO₂ and water vapour fluxes for 2 years above Euroflux forest site. *Agricultural and Forest Meteorology* 108(3): 183–197.
- Chiesi M., Maselli F., Bindi M., Fibbi L., Cherubini P., Arlotta E., Tirone G., Matteucci G., Seufert G. 2005. Modelling carbon budget of Mediterranean forests using ground and remote sensing measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 135(1–4): 22–34.
- Gielen B., De Vos B., Campioli M., Neirynck J., Papale D., Verstraeten A., Ceulemans R., Janssens I.A. 2013. Biometric and eddy covariance-based assessment of decadal carbon sequestration of a temperate Scots pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 174: 135–143.
- Suni T., Rinne J., Reissell A., Altimir N., Keronen P., Rannik Ü., Dal Maso M., Kulmala M., Vesala T. 2003. Long-term measurements of surface fluxes above a Scots pine forest in Hyttälä, southern Finland, 1996–2001. *Boreal Environment Research* 4: 287–301.

Bonitacja wzrostowa drzewostanu = bonitacja siedliska?

Jacek Zientarski

*Zakład Ekologicznych Podstaw Hodowli Lasu, Katedra Siedliskoznawstwa i Ekologii Lasu,
Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71E, 60-625 Poznań,
jazient@up.poznan.pl*

Klasa bonitacji jest powszechnie używana w praktyce leśnictwa. Opis taksacyjny drzewostanu w inwentaryzacji urządzeniowej, klasyfikacja siedlisk leśnych, ale też planowanie urządzeniowe ją wykorzystują. Tymczasem bonitacja oparta jest na fałszywym założeniu, że fenotyp (w tym przypadku wysokość drzewa) jest odzwierciedleniem warunków siedliskowych. Rozwój genetyki drzew leśnych jednoznacznie wskazuje, że fenotyp jest wypadkową interakcji genotypu i środowiska. Przeanalizowano wzrost populacji czterech gatunków: sosny zwyczajnej, świerka pospolitego oraz dębu szypułkowego i dębu bezszypułkowego na powierzchniach proveniencyjnych zlokalizowanych na terenie Polski. Pomimo wyrównanych warunków siedliskowych, w tym przez powtórzenia, bez względu na gatunek poszczególnych populacji, różniła się o 2–3 klasy. W typologii leśnej może to oznaczać awans o co najmniej jedną kategorię żywności siedliska, np. z boru do boru mieszanego lub z boru mieszanego do lasu mieszanego z wszelkimi konsekwencjami dotyczącymi składu gatunkowego upraw, form zmieszania, budowy drzewostanu, aż do planowanej rębni. W referacie przedstawiono dowody na powyższe twierdzenie.

Przed naukami leśnymi, zwłaszcza urządzaniem lasu, nauką o produktywności, ekologią, typologią i genetyką pojawia się zadanie zdefiniowania terminu „bonitacja”.

Ekologiczne konsekwencje lat nasiennych: badania w Puszczy Gorzowskiej

Rafał Zwolak^{1*}, Michał Bogdziewicz¹, Elizabeth E. Crone²,
Leszek Rychlik¹, Aleksandra Wróbel¹

¹Zakład Zoologii Systematycznej, Wydział Biologii, Uniwersytet Adama Mickiewicza,
ul. Umultowska 89, 61-714 Poznań, *rzwolak@amu.edu.pl

²Department of Biology, Tufts University, Medford, MA 02155, USA

Lata nasienne to jednoczesna, masowa produkcja nasion przez wiele roślin (zazwyczaj drzew). Zjawisko to wiąże się z tym, że w niektórych latach nasion w le-

się jest więcej, niż zwierzęta mogą zjeść, natomiast w innych jest ich niewiele – lub nie ma wcale. Zarówno obfitość, jak i brak nasion powodują kaskady efektów w leśnych sieciach pokarmowych. Lata nasienne stanowią więc doskonałą okazję do badania rodzaju i siły powiązań między organizmami w drastycznie zmieniających się warunkach środowiskowych. Nasz zespół od roku 2009 bada ekologiczne konsekwencje lat nasiennych, przeprowadzając eksperymenty terenowe w Puszczy Gorzowskiej oraz wykonując metaanalizy opublikowanych danych.

Stwierdziliśmy, że lata nasienne zwiększają przeżywalność nasion buka ukrywanych przez gryzonie: spada proporcja ukrytych nasion, które są odkopywane i zjadane, a wzrasta proporcja nasion produkujących siewki (Zwolak i in. 2016a). Sprawia to, że oddziaływanie pomiędzy gryzoniami i bukiem zmienia charakter z antagonizmu w latach nienasiennych (gdy przeważa negatywny efekt konsumpcji nasion) na mutualizm w latach nasiennych (gdy przeważa pozytywny efekt ukrywania nasion w warunkach sprzyjających kiełkowaniu). Z drugiej strony, w latach nasiennych zmniejsza się odległość roznoszenia nasion przez gryzonie (Zwolak i in. 2016a). Lata nasienne wpływają też na wybiórczość siedliskową małych ssaków, rozszerzając spektrum wybieranych siedlisk (Zwolak i in. 2016b), a także na wielkość arealów gryzoni: zmniejszają się one po roku nasiennym (Bogdziewicz i in. w druku). Główną przyczyną tych zmian jest silny wzrost zagęszczenia populacji zachodzący po latach nasiennych.

Dane literaturowe wskazują, że ptaki i ssaki powszechnie reagują na lata nasienne zwiększoną liczebnością (Bogdziewicz i in. 2016). Reakcja ta może zachodzić poprzez nasilenie reprodukcji *in situ* lub dyspersję na miejsce występowania opadu nasion. Teoretyczne przewidywania sugerują, że to, który z tych mechanizmów przeważa, zależy od wielkości ciała i cech historii życiowej danego gatunku (Ostfeld, Keesing 2000). Analiza opublikowanych danych potwierdziła te przewidywania dla ssaków: duże gatunki ssaków są bardziej skłonne do imigracji na miejsce występowania obfitości nasion, a ssaki o wysokim tempie rozmnażania reagują raczej wzmoczoną reprodukcją (Bogdziewicz i in. 2016). U ptaków takich zależności nie stwierdzono (Bogdziewicz i in. 2016).

Interakcje pomiędzy drzewami i zwierzętami są obustronne: lata nasienne wywierają silny wpływ na zwierzęta, a zmiany w populacjach zwierząt wpływają na los nasion i rekrutację drzew. Znajomość tych oddziaływań pomoże przewidzieć ekologiczne konsekwencje zmian w częstotliwości lat nasiennych, które zachodzą na skutek wywołanego przez człowieka ocieplenia klimatu.

Literatura

- Bogdziewicz M., Zwolak R., Crone E.E. 2016. How do vertebrates respond to mast seeding? *Oikos* 125: 300–307.
- Bogdziewicz M., Zwolak R., Redosh L., Crone E.E. Negative effects of density on space use differ with the phase of the masting-induced population-cycle. *Ecology & Evolution*, w druku.
- Ostfeld R.J., Keesing F. 2000. Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 232–237.

- Zwolak R., Bogdziewicz M., Rychlik L. 2016a. Beech masting modifies the response of rodents to forest management. *Forest Ecology and Management* 359: 268–276.
- Zwolak R., Bogdziewicz M., Wróbel A., Crone E.E. 2016b. Advantages of masting in European beech: timing of granivore satiation and benefits of seed caching support the predator dispersal hypothesis. *Oecologia* 180: 749–758.

Wpływ wiatrołomu na zmiany sezonowe i zróżnicowanie przestrzenne składu chemicznego wód drenujących stoki Tatr Zachodnich

Mirosław Żelazny^{1*}, Przemysław Kruk¹, Anna Wolanin¹, Joanna Fidelus²,
Joanna Paulina Siwek¹, Stanisław Małek³

¹*Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński w Krakowie,
ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków, *miroslaw.zelazny@uj.edu.pl*

²*Instytut Geografii, Uniwersytet Pedagogiczny im. KEN w Krakowie, ul. Podchorążych 2,
30-084 Kraków*

³*Zakład Ekologii Lasu i Rekultywacji, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie,
al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków*

Wyjątkowe funkcje lasu w środowisku przyrodniczym są przedmiotem wielu badań w zakresie hydrogeochemicznym. Intensywne prace rozpoczęto w Ameryce Północnej już w latach 30. XX w. w zlewni Coweeta w Karolinie Północnej (Swank i in. 1988), a także od lat 60. XX w. w zlewni Hubbard Brook w New Hampshire (Johnson i in. 1969). W Polsce badania związane z wylesieniem prowadzono w zlewniach Sudetów Zachodnich, gdzie drzewostany obumierały stopniowo przez ponad dekadę na skutek oddziaływania emisji przemysłowych z tzw. „Czarnego Trójkąta” (Pierzgalski i in. 2007). W wyniku wiatrołomu w grudniu 2013 r. zostały wylesione niektóre stoki, szczególnie w rejonie Kopek Kościeliskich w TPN.

Celem badań było określenie wpływu gwałtownego wylesienia na zmiany sezonowe i zróżnicowanie przestrzenne składu chemicznego wód cieków oraz źródeł. W czasie badań zebrano 1632 próbki wody, w tym w trakcie kartowania hydrologiczno-chemicznego (źródła, młaki, ciek) – 219 prób wód, zaś w odniesieniu do zmian krótkookresowych za pomocą czterech autosamplerów (ISCO 6712) z częstotliwością od 1 do 24 godzin – 1413 prób wody. W Laboratorium Hydrologiczno-Hydrochemicznym IGiGP UJ metodą chromatografii jonowej oznaczono skład chemiczny wody w zakresie jonów: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} , HCO_3^{-} , SO_4^{2-} , Cl^{-} , NO_3^{-} , NO_2^{-} , NH_4^{+} , PO_4^{3-} , Li^{+} , F^{-} i Br^{-} .

Skład chemiczny wód w zakresie jonów głównych jest uzależniony od litologii szczególnie w nawiązaniu do kationów. Zasadniczą różnicę można dostrzec wśród anionów w zakresie stężenia azotanów. Azot w wodach występował nie-

mał wyłącznie w formie NO_3^- . Średnie stężenie NO_3^- w wodach odwadniających stoki wylesione przez wiatrołom wynosi 15,44 mg/l, natomiast stoki zalesione – tylko 3,26 mg/l. Na obszarach wylesionych w 2013 r. średnie stężenie NO_3^- w wodach podziemnych (źródłach) było prawie czterokrotnie wyższe niż w latach 2009–2013 na obszarach zalesionych (Żelazny 2012).

Wody odwadniające stoki w częściach zalesionej i wylesionej cechuje słabo zasadowy odczyn, niska mineralizacja i przewodność. Wśród kationów średnie stężenie jonów wyraża się sekwencją: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$, zaś wśród anionów: $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$. Jednowymiarowa analiza stężenia jonów (mg/l) i ich udziału w strukturze składu chemicznego (% mval/l) wody wykonana metodą analizy empirycznych funkcji gęstości i wielowymiarowa analiza wykonana metodą składowych głównych wykazały, że stopień pokrycia zlewni lasem jest najważniejszym różnicującym czynnikiem, który decyduje o relacjach pomiędzy jonami.

Literatura

- Johnson N.M., Likens G.E., Bormann F.H., Fisher D.W., Pierce R.S. 1969. A working model for the variation in stream water chemistry at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Water Resources Research* 5(6): 1353–1363.
- Pierzgański E., Janek M., Kucharska K., Tyska J., Wróbel M. 2007. Badania hydrologiczne w leśnych zlewniach sudeckich. Synteza badań prowadzonych w latach 1993–2005. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Swank W.T., Swift Jr. L.W., Douglass J.E. 1988. Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances. [W:] W.T. Swank, D.A. Crossley Jr. (red.), *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. *Ecological Studies* 66: 297–312.
- Żelazny M. 2012. Czasowo-przestrzenna zmienność cech fizykochemicznych wód Tatrzańskiego Parku Narodowego. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ, Kraków.

Sesja plakatowa

Zmiany w zadrzewieniach głównych ulic Warszawy w latach 1973–2015

Aneta H. Baczewska^{1*}, Wojciech Dmuchowski^{1,2}, Paulina Brągoszewska³

¹Ogród Botaniczny – Centrum Zachowania Różnorodności Biologicznej w Powsinie,
Polska Akademia Nauk, ul. Prawdziwka 2, 02-973 Warszawa, *a.baczewska@obpan.pl

²Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159,
02-776 Warszawa

³Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Krucza 5/11D,
00-001 Warszawa

Drzewa uliczne charakteryzują się znacznie wyższą śmiertelnością niż rosnące na terenach parkowych. Najbardziej narażone na negatywne skutki oddziaływania stresów środowiskowych są młode okazy. Dane literaturowe wskazują, że oczekiwana długość życia drzew miejskich może wynosić zaledwie 10–15 lat (Foster, Blaine 1978; Nowak, Crane 2004; Kosmala 2005). Oszacowano, że w Oakland (USA) od 1978 do 1984 r. około 60–70% drzew ulicznych zmarło (Skalar, Ames 1985). W Polsce głównym powodem zamierania drzew przyulicznych jest stres solny spowodowany stosowaniem NaCl do odładzania ulic w okresie zimowym (np. Brogowski i in. 2000; Czerniawska-Kusza i in. 2004; Dmuchowski i in. 2011a, b, 2014).

Badania prowadzono w latach 1973–2015 wokół czterech głównych ulic zlokalizowanych w centrum Warszawy: Marszałkowskiej, Świętokrzyskiej, al. Jana Pawła II i Solidarności. Wszystkie drzewa rosnące wzdłuż tych ulic zostały zinventaryzowane i oceniany był ich stan zdrowotny.

W 1973 r. przy badanych ulicach rosły łącznie 1623 drzewa, w 2007 – 984, a w 2015 – 951 (tab. 1). Liczba drzew w latach 1973–2015 zmniejszyła się o 42%. Zróżnicowanie gatunkowe było stosunkowo małe, w roku 2015 wszystkie taksony lip stanowiły 47,9% nasadzeń, a klonów – 47,6%. Dominowały gatunki szczególnie wrażliwe na niekorzystne warunki przyuliczne, głównie na zasolenie gleby. W latach następnych pojawiły się gatunki mniej wrażliwe: *Platanus ×hispanica* Münchh., *Quercus robur* L. i *Quercus rubra* L. (Appleton i in. 2002; Borowski, Latocha 2006).

W 1973 r. na ul. Marszałkowskiej rosło 766 drzew, podczas gdy w roku 2015 tylko 427; ich liczba zmniejszyła się zatem o 56%. W 1973 r. dominującymi gatunkami były: *Tilia ×euchlora* K.Koch (66% drzew), ale w czasie badań 70% z nich zmarło. W trakcie modernizacji ulicy w 2003 r. dosadzono 39 lip srebrzystych odmiany 'Brabant'. Jednak podczas mroźnej zimy 2003/2004 drzewa te zostały poważnie uszkodzone przez mróz (Dmuchowski i in. 2011b).

Spośród 374 drzew rosnących w al. Jana Pawła II w 1973 r. do 2015 r. dożyło tylko 180, czyli 48%. Dominował *Acer saccharinum* L. (245 szt.), ale straty w okresie badań wyniosły 68%. Straty *Sorbus aucuparia* L. wyniosły natomiast aż 96%. Przy ul. Świętokrzyskiej w 1973 r. rosły 274 drzewa, z czego do 2015 r. dożyło tylko 185. Dominujący gatunek *Acer platanoides* L. (238 szt.) zanotował straty

Tabela 1. Stan zadrzewień czterech głównych ulic centrum Warszawy w latach 1973–2015

Takson	Lata badań		
	1973	2007	2015
Wszystkie drzewa	1623	984	951
w tym:			
lipy – wszystkie taksony	778	464	406
udział (%)	47,9	47,2	42,7
klony – wszystkie taksony	773	398	294
udział (%)	47,6	40,4	30,9
Gatunki dominujące:			
<i>Acer platanoides</i> L.	431	205	132
<i>Acer saccharinum</i> L.	326	151	133
<i>Tilia ×euchlora</i> K.Koch	565	215	181
<i>Tilia platyphyllos</i> L.	72	67	52
<i>Tilia tomentosa</i> 'Brabant'	0	39	37
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	51	4	2
<i>Platanus ×hispanica</i> Münchh.	0	72	164
<i>Quercus robur</i> L. i <i>Q. rubra</i> L.	5	27	46

91%. W al. Solidarności stwierdzono najmniejsze straty. Z 243 drzew rosnących w 1973 r., łącznie 165 (68%) drzew przetrwało do 2015 r.

Stan zdrowotny drzew przy obserwowanych ulicach był zły. Charakteryzował się uszkodzeniami liści, które pojawiały się już w połowie czerwca i zwiększały się w miarę upływu okresu wegetacji. Obserwowano również przedwczesne zrzucanie liści i znaczne skrócenie fazy fenologicznej jesiennego przebarwiania liści. Najlepszym stanem zdrowotnym charakteryzowały się: *Platanus ×hispanica*, *Quercus robur* i *Q. rubra*.

Literatura

- Borowski J., Latocha P. 2006. Dobór drzew i krzewów do warunków przyulicznych Warszawy i miast centralnej Polski. *Rocznik Dendrologiczny* 54: 93–93.
- Brogowski Z., Czarnowska K., Chojnicki J., Praczyński J., Zagórski Z. 2000. Wpływ stresu solnego na stan chemiczny liści drzew z terenu Łodzi. *Roczniki Gleboznawcze* 1/2: 17–28.
- Czerniawska-Kusza I., Kusza G., Dużyński M. 2004. Effect of deicing salts on urban soils and health status of roadside trees in the Opole Region. *Environmental Toxicology* 19: 296–301.
- Dmuchowski W., Brogowski Z., Baczewska A.H. 2011a. Evaluation of vigour and health of street trees in Warsaw using the foliar ionic status. *Polish Journal of Environmental Studies* 20(2): 489–496.
- Dmuchowski W., Baczewska A.H., Brągoszewska P. 2011b. Reaction of street trees to adverse environmental conditions in the centre of Warsaw. *Ecological Questions* 15: 97–105.

- Dmuchowski W., Gazdowski D., Baczewska A.H., Rutkowska B., Szulc W., Suwara I., Brągoszewska P. 2014. Effect of salt stress caused by deicing on the content of microelements in the leaves of linden. *Journal of Elementology* 19(1): 65–79.
- Foster R., Blaine J. 1978. Urban trees survival: Trees in the side-walk. *Journal of Arboriculture* 4: 14–17.
- Kosmala M. 2005. Najnowsze technologie poprawiające warunki rozwoju drzew przyulicznych w miastach. *Architektura* 102(6A): 65–72.
- Nowak D.J., Crane D.E. 2004. Tree mortality rates and tree population projections in Baltimore, Maryland, USA. *Urban Forestry and Urban Greening* 2: 139–147.
- Sklar F., Ames R.G. 1985. Staying alive: street tree survival in the inner-city. *Journal of Urban Affairs* 7(1): 55–65.

Wpływ zasolenia gleby na stan równowagi jonowej w liściach lipy krymskiej (*Tilia ×euchlora* K.Koch)

Aneta H. Baczewska^{1*}, Wojciech Dmuchowski^{1,2}, Paulina Brągoszewska³,
Dariusz Gozdowski²

¹Ogród Botaniczny – Centrum Zachowania Różnorodności Biologicznej w Powsinie,
Polska Akademia Nauk, ul. Prawdziwka 2, 02-973 Warszawa, *a.baczewska@obpan.pl

²Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159,
02-776 Warszawa

³Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Krucza 5/11D,
00-001 Warszawa

Zasolenie gleby to jedna z głównych przyczyn prowadzących do zaburzeń równowagi jonowej u roślin (Syvertsen i in. 1988; Garcia-Sánchez i in. 2002). Jony sodu i chloru nie tylko konkurują z innymi jonami, ale wpływają też na pobieranie składników odżywczych przez interakcje konkurencyjne lub zmianę selektywności jonowej membran. Zakłócenie równowagi jonowej drzew pod wpływem zasolenia gleby jest jednym z czynników wpływających na ich stan zdrowotny (np. Brogowski 2000; Czerniawska-Kusza i in. 2004; Cekstere i in. 2010; Dmuchowski i in. 2011).

Przedmiotem badań były drzewa lipy krymskiej (*Tilia ×euchlora* K.Koch), sterylnego mieszańca pomiędzy *Tilia cordata* Mill. a *Tilia dasystyla* Steven, rosnące w pasie międzyjezdniowym al. Żwirki i Wigury w Warszawie. Terenem kontrolnym był park przy Cmentarzu Żołnierzy Radzieckich znajdujący się w odległości 150 m od badanej alei. Do oceny stanu zdrowotnego badanych drzew wykorzystano metodę Dudy i in. (1994). Oceny dokonywano w dwóch terminach, tj. w połowie lipca i września w dwóch sezonach wegetacyjnych (2009 i 2010 r.). Zaliczenie drzew do danej grupy zdrowotnej następowało na podstawie stopnia uszkodzeń liści, wyrażonego powierzchnią uszkodzenia blaszki liściowej. W ten sposób drzewa uliczne pogrupowano w sześć grup (0–5).

Ocena stanu równowagi jonowej była możliwa do przeprowadzenia po obliczeniu sum i stosunków jonów przeliczonych na wartości miliekwiwalentne (gramorównoważnikowe) (Brogowski i in. 1977, 2000). Zawartości składników w liściach przeliczono na wartości równoważnikowe (meq/100g s.m. liści), dzieląc uzyskany wynik w jednostce masy przez ciężar atomowy i wartościowość. Zawartość kwasów organicznych obliczono zgodnie z metodą zaproponowaną przez van Tuil i in. (1964) jako różnicę między sumą kationów i sumą anionów wyrażonych w meq/100 g suchej masy liści według wzoru $(\Sigma_K - \Sigma_A) = R-COO^-$.

We wszystkich badanych drzewach liście zawierały więcej kationów dwuwartościowych niż jednowartościowych. Według Mattsona (1975) różnice w pobieraniu kationów jedno- i dwuwartościowych są związane z pojemnością sorpcyjną korzeni. Rośliny o małej pojemności sorpcyjnej korzeni (jednoliścienne), pobierają w większości kationy jednowartościowe, natomiast dwuliścienne o wyższej pojemności sorpcyjnej pobierają w przewodzie kationy dwuwartościowe. Podobne wyniki uzyskali Dmuchowski i in. (2011): liście lipy krymskiej charakteryzowały się średnio o 40% wyższym udziałem kationów dwuwartościowych niż jednowartościowych.

Wraz z pogorszeniem się kondycji zdrowotnej drzew zawartość kationów (jedno- i dwuwartościowych) i kwasów organicznych się zmniejszała. W przypadku anionów odnotowano odwrotną tendencję. Decydująca o wartości wskaźnika zawartości anionów była zawartość jonu chlorkowego, wzrastająca wraz z pogorszeniem stanu zdrowotnego liści. Suma anionów w liściach drzew kontrolnych była znacznie mniejsza. Stosunek kwasów organicznych do sumy anionów w liściach uznany jest za dobry wskaźnik charakteryzujący stan zdrowotny liści. Brogowski (1977, 2000) i Dmuchowski i in. (2011) wykazali, że wartość tego wskaźnika poniżej jedności świadczy o złej kondycji drzew. Wraz ze wzrostem stopnia uszkodzenia liści wartość tego wskaźnika w lipach z al. Żwirki i Wigury wyraźnie się zmniejszała. Wartość poniżej jedności wykazywały liście drzew silnie uszkodzonych z 4. i 5. stopniem uszkodzenia liści.

Literatura

- Brogowski Z., Czarnowska K., Chojnacki J., Prac J., Zagórski Z. 2000. Wpływ stresu solnego na stan chemiczny liści drzew z terenu miasta Łodzi. *Roczniki Gleboznawcze* 51(1-2): 17-28.
- Brogowski Z., Czerwiński Z., Prac J. 1977. Wpływ soli NaCl na stan równowagi jonowej niektórych drzew parkowych. *Roczniki Nauk Rolniczych* 102(2): 51-64.
- Cekstere G., Osvalde A., Nikodemus O. 2010. Nutrient accumulation in street greenery of Riga (Latvia) in increased salinity conditions, 2005 and 2007. *Anadolu Journal of Agricultural Science* 25(S-3): 192-198.
- Czerniawska-Kusza I., Kusza G., Dużyński M. 2004. Effect of deicing salts on urban soils and health status of roadside trees in the Opole region. *Environmental Toxicology* 19(4): 296-301.
- Dmuchowski W., Brogowski Z., Baczewska A.H. 2011. Evaluation of vigour and health of 'street' trees using foliar ionic status. *Polish Journal of Environmental Studies* 20(2): 489-496.

- Duda J., Włoch W., Bełtowski M., Muszyńska J. 1994. Inwentaryzacja dendrologiczna zespołu alei. [W:] S. Wika, W. Włoch (red.), *Aleja Husarii Polskiej z alejami bocznymi na tle rezerwatu Łęczak w Kotlinie Raciborskiej*. Scripta Rudensica. 3. Park Krajobrazowy „Cysterskie Kompozycje Krajobrazowe Rud Wielkich”, Rudy Wielkie, s. 37–55.
- Garcia-Sanchez A., Alvarez-Ayuso E., Rodriguez F. 2002. Sorption of As(V) by some oxyhydroxides and clays minerals. Application to its immobilization in two polluted mining soils. *Clay Minerals* 37: 187–194.
- Mattson A. 1975. Ionic relationship of soil land plant. The differentiated root activity in relation to ionic distribution between roots and tops. *Acta Agriculturae Scandinavica* 25: 126–128.
- Syversten J.P., Lloyd J., Kriedmann P.E. 1988. Salinity and drought stress effects on foliar ion concentration, water relations, and photosynthetic characteristics of orchard citrus. *Australian Journal of Agricultural Research* 39: 619–627.
- van Tuil H.D.W., Lampe J.E.M., Dijkshoorn W. 1964. The possibility of relating the ash alkalinity to the organic-salt content. [W:] A.H. van Rossem, A. Kleinendorst, G. Beekhof (red.), *Jaarboek 1964 with summaries*. Instituut voor Biologisch en Scheikundig Onderzoek van Landbouwgewassen, Wageningen, s. 157–160.

Ustępowanie spoczynku nasion z rodzaju *Cotoneaster*

Barbara Bujarska-Borkowska¹, Jan Suszka²

*Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
¹bbujarska-borkowska@wp.pl, ²jsuszka@man.poznan.pl*

W warunkach naturalnych nasiona licznych gatunków drzew i krzewów ze strefy klimatu umiarkowanego wymagają do kiełkowania specyficznych warunków środowiskowych. Nasiona (orzeszki) roślin z rodzaju *Cotoneaster* cechują się głębokim spoczynkiem o charakterze podwójnym, tj. spoczynkiem mechanicznym spowodowanym obecnością i wpływem łupiny nasiennej oraz spoczynkiem fizjologicznym zarodka. Często obserwuje się przelegiwanie nasion w warunkach naturalnych w glebie przez dwa lub nawet trzy lata. Zabiegiem umożliwiającym ustąpienie stanu spoczynku, a następnie podjęcie kiełkowania jest stratyfikacja nasion w warunkach określonej temperatury, wilgotności i dostępu powietrza.

Irgi należą do podstawowej grupy krzewów ozdobnych (barwne owoce, liście przebarwiające się jesienią na czerwono, pomarańczowo lub żółto). Są to krzewy różnej wysokości, od niskich (płożących się) do wysokich. Z dotychczasowych informacji wiadomo, że irgi rozmnażają się z nasion, które wymagają do kiełkowania stratyfikacji chłodnej przez okres 3–4 miesięcy, stratyfikacji ciepło-chłodnej przez okres 2–3 miesięcy lub skaryfikacji w stężonym kwasie siarkowym. Po takim przygotowaniu nasiona wysiane wiosną kiełkują szybko, lecz często w niskim procencie. Należy więc lepiej poznać warunki stratyfikacji nasion tych gatunków.

W pracy podjęto próbę ustalenia wpływu różnych warunków cieplnych stratyfikacji w podłożu (mieszanina piasku kwarcowego i torfu kwaśnego w stosunku 1:1) i skaryfikacji na ustępowanie spoczynku nasion trzech gatunków irgi, tj. irgi poziomej (*Cotoneaster horizontalis* Decne.), irgi rozkrzewionej (*C. divaricatus* Rehder & E.H.Wilson) oraz irgi hupejskiej (*C. hupehensis* Rehder & E.H.Wilson, syn. *C. silvestrii* Pamp.). Nasiona zbierano w fazie pełnej dojrzałości owoców w październiku. Do badań użyto nasion świeżych lub podsuszonych po zbiorze w temperaturze pokojowej do około 10% wilgotności. Przeprowadzono stratyfikację tylko chłodną w 3°C, ciepło-chłodną z fazą ciepłą w temperaturze: 15°C, 20°C, 25°C i ciepło-chłodną z fazą ciepłą cyklicznie zmienną w układzie temperatury 15°C/20°C, 15°C/25°C i 20°C/30°C (16/8 godzin) przez okres 12, 16 lub 20 tygodni i fazą chłodną w 3°C przez 15–18 tygodni (do momentu pojawienia się pierwszych nasion kiełkujących, tj. 2–4%).

Badano również wpływ skaryfikacji chemicznej w stężonym kwasie siarkowym przez 1, 2 lub 3 godziny, poprzedzającej krótką, czterotygodniową fazę ciepłą stratyfikacji w temperaturze 20°/30°C i stratyfikację chłodną na ustępowanie spoczynku bardzo twardych nasion irgi hupejskiej. Próby kiełkowania przeprowadzono w warunkach kontrolowanych w komorach fitotronu, w temperaturze stałej 3°C lub cyklicznie zmiennej 3°C/20°C (16+8 godzin). Wyniki zdolności kiełkowania i wschodzenia nasion poddano analizie wariancji ANOVA na wartościach transformowanych według funkcji $\arcsin\sqrt{\%}$. Testowano je testem Tukeya przy $p \leq 0,05$.

Nasiona irgi rozkrzewionej i irgi poziomej najkorzystniej jest przysposobić do kiełkowania przez stratyfikację ciepło-chłodną w podłożu w temperaturze 20°/30°/3°C (16+16 tygodni). Nasiona kiełkują i wschodzą średnio w 74% (irga rozkrzewiona) i w 64% (irga pozioma). Faza ciepła tej stratyfikacji powinna przebiegać w temperaturze cyklicznie zmiennej (16+8 godzin). Po przedsięwzięciu przysposobieniu nasiona kiełkują i wschodzą w wysokim procencie równie dobrze w temperaturze stałej 3°C lub cyklicznej 3°/20°C (16+8 godzin). Po zastosowaniu stratyfikacji tylko chłodnej w temperaturze 3°C nie stwierdzono kiełkowania nasion irgi rozkrzewionej, a nasiona irgi poziomej kiełkują i wschodzą średnio w 35%.

Nasiona irgi hupejskiej najkorzystniej jest przysposobić do kiełkowania przez skaryfikację w stężonym kwasie siarkowym przez 3 godziny i stratyfikację ciepło-chłodną w temperaturze 20°/30°/3°C (4+22 tygodnie). Nasiona kiełkują w temperaturze cyklicznie zmiennej 3°/20°C (16+8 godzin) w 48%.

Czy można sklonować najstarsze dęby pomnikowe?

Paweł Chmielarz*, Szymon Kotlarski, Tadeusz Tylkowski,
Marcin Michalak

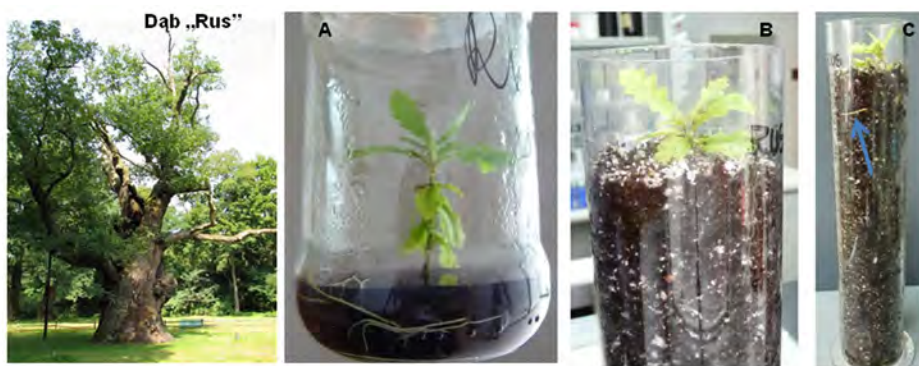
*Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, Parkowa 5, 62-035 Kórnik, *pach@man.poznan.pl*

Najstarsze rosnące drzewa, często o cennych cechach fenotypowych, dostarczają ważnych informacji z zakresu odporności na choroby czy niekorzystne warunki środowiska (Franclet i in. 1987). Na szczególną uwagę spośród najstarszych drzew występujących w Polsce zasługują dęby szypułkowe (*Quercus robur* L.). Są to często pomniki przyrody, chronione nie tylko z powodu cennych cech przyrodniczych, ale też historycznych i kulturowych. Niestety, tylko w ostatnich latach wiele dębów pomnikowych w Polsce zamarło. Niektóre zostały zniszczone przez wandalów („Napoleon” czy „Chrobry”) lub zamarły samoistnie („Czech” z Rogalina, białowieski „Dominator”, „Beczka”, „Car”) czy zostały powalone przez wiatr („Jagiełło” czy „Bolesław”, uznawany dotychczas za najstarszy w Polsce). Powstaje zatem pytanie, czy można ocalić materiał genetyczny starych dębów szypułkowych w postaci wyhodowanych kopii starych drzew rozmnożonych wegetatywnie?

Termin „klonowanie”, chociaż w ostatnim czasie kojarzony powszechnie z fizjologią zwierząt, wywodzi się ze świata roślin i nawiązuje etymologicznie do greckiego określenia na „gałąź”. Metoda rozmnażania wegetatywnego roślin stosowana jest z powodzeniem od setek lat. Jednak namnażanie wegetatywne w przypadku dębów jest nieskuteczne, ponieważ pędy nawet młodych dębów się nie ukorzeniają. Tym trudniejsze jest pozyskanie materiału i jego ukorzenienie z kilkusetletnich dębów, ponieważ podczas procesu starzenia się drzew następuje spadek tempa wzrostu (Gebhardt 1993) oraz zamieranie pędów (Chalupa 2000).

W niniejszych badaniach podjęto próbę rozmnożenia wegetatywnego dębu szypułkowego z wykorzystaniem sterylnych kultur *in vitro*. Metoda mikro-rozmnażania najstarszych dębów rosnących w Polsce nie była wcześniej opisana w dostępnej literaturze. Istnieją za to techniki mikrorozmnażania opisane przez niektórych autorów dotyczące namnażania tkanek pobranych z młodszych dębów (Ostrolucká i in. 2007).

Materiałem wyjściowym do inicjacji kultur tkankowych w zaplanowanych doświadczeniach były zdrewniałe pędy pobierane z drzew pod koniec kwietnia (bezpośrednio przed okresem pęknięcia pąków). Pędy takie o średnicy 1–4 cm i długości 25–30 cm oczyszczono i umieszczono pionowo w pojemnikach z wodą. W celu otrzymania z nich pędów odroślowych zdrewniałe pędy utrzymywano przez cztery tygodnie w hodowli wazonowej na świetle w temperaturze 20°C w wysokiej wilgotności powietrza (80%). Fragmenty pędów odroślowych długości około 3 cm, pozbawione liści, wykorzystano jako eksplantaty, które po sterylizacji w 0,1-procentowym roztworze chlorku rtęci szczepiono na pożywkę agarowej Woody Plant Medium (WPM). Materiał wyjściowy do eksplantatów



Analiza DNA – porównanie zgodności

	ssrQrZAG20		MSQ4		ssrQrZAG7		ssrQrZAG110		ssrQrZAG9	
	allel 1	allel 2	allel 1	allel 2	allel 1	allel 2	allel 1	allel 2	allel 1	allel 2
Sadzonka w <i>in vitro</i>	162.02	162.02	204.97	210.75	122.63	122.63	206.11	233.62	190.54	196.66
Drzewo	162.77	162.77	205.83	211.98	122.88	122.88	207.24	235.20	191.79	197.86

Ryc. 1. Dąb „Rus” oraz jego sklonowana sadzonka w kulturach *in vitro* (A) i w podłożu stałym (B i C). Zgodność genetyczną sadzonki z drzewem matecznym potwierdzono w badaniach z wykorzystaniem markerów mikrosatelitarnych SSR (A. Lewandowski, M. Litkowiec, S. Kotlarski)

pozyskiwano również z utworzonych wcześniej w ID PAN szczepów (np. dębu „Bartek”) lub szczepów z Arboretum Leśnego im. Prof. Stefana Białoboka przy Nadleśnictwie Syców („Chrobry” oraz „Napoleon”).

W celu potwierdzenia identyczności uzyskanych siewek w kulturach *in vitro* z osobnikiem matecznym przeprowadzane są analizy genetyczne z wykorzystaniem markerów mikrosatelitarnych (SSR), w których bazą porównawczą są liście z drzewa matecznego.

Od początku realizacji niniejszych badań, czyli od 2013 r., zabezpieczono w kulturach *in vitro* materiał genetyczny (ulistnione pędy) dwudziestu pięciu najokazalszych dębów pomnikowych z różnych regionów Polski. Zgromadzone w Instytucie Dendrologii PAN zasoby genowe okazały się szczególnie istotne w przypadku dwóch drzew pomnikowych, które ucierpiały w trakcie trwania niniejszego projektu badawczego: dębów „Chrobry” w 2014 r. oraz „Bolesław” w 2016 r., a więc istnieje możliwość odtworzenia kompletnych kopii tych dębów w przyszłości.

W 2016 r. ukorzeniono na pożywce agarowej z dodatkiem węgla aktywnego pędy dębu „Rus” z Rogalina (wg ostatnich badań dendrochronologicznych – K. Ufnalski – liczącego ok. 800 lat), otrzymując dziesięć kompletnych roślin z pędem i korzeniem, czyli klonów (ryc. 1), które po przełamaniu spoczynku pąków, nabytego podczas hodowli w komorach fitotronowych, przesadzono w podłoże stałe do gruntu, gdzie podjęły dalszy wzrost. Tym samym można stwierdzić, że możliwe jest sklonowanie kilkusetletnich dębów szypułkowych w celu zabezpieczenia puli genowej w postaci żywych kopii tych najstarszych drzew dla przyszłych pokoleń.

Metoda mikrorozmnażania dębów pomnikowych będzie mogła być również zastosowana w wegetatywnym rozmnożeniu osobników o szczególnie cennych cechach fenotypowych dla gospodarki leśnej.

Badania finansowane ze środków Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych w Warszawie (2013–2017, nr EO-2717-4/13); są częścią pracy doktorskiej realizowanej w ID PAN w Kórniku przez mgr. Szymona Kotlarskiego.

Literatura

- Chalupa V. 2000. *In vitro* propagation of mature trees of pedunculate oak (*Quercus robur* L.). Journal of Forest Science 46: 537–542.
- Franclet A., Boulay M., Bekkaoui F., Fouret Y., Verschoore-Martouzet B., Walker N. 1987. Rejuvenation. [W:] J.M. Bonga, D.J. Durzan (red.), Cell and Tissue Culture in Forestry. Vol. I. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, s. 232–248.
- Gebhardt K. 1993. Micropropagation and restricted-growth storage of adult oak genotypes. Annals of Forest Science 50: 323–329.
- Ostrolucká M., Gajdošová A., Libiaková G. 2007. Protocol for Micropropagation of *Quercus* spp. [W:] J.S. Mohan, H. Häggman (red.), Protocols for Micropropagation of Woody Trees and Fruits Part 1. Springer, Dordrecht, s. 85–91.

Wzrost i przeżywalność świerka z europejskich populacji w warunkach środowiskowych Wielkopolski

Daniel J. Chmura*, Roman Rożkowski, Damian Michałowicz,
Marzenna Guzik

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
*djchmura@man.poznan.pl

Świerk pospolity *Picea abies* (L.) H.Karst. jest ważnym gatunkiem pod względem przyrodniczym i gospodarczym, jednak z uwagi na swoje wymagania środowiskowe może być szczególnie narażony na prognozowane zmiany klimatyczne. Wiosną 2011 r. założono doświadczenie proveniencyjne z 12 populacjami świerka w Lesie Doświadczalnym „Zwierzyniec” w Kórniku. Populacje użyte w doświadczeniu pochodzą z obszaru obejmującego 12,7° szerokości geograficznej, a miejsca ich pochodzenia różnią się o 5,9°C pod względem średniej temperatury rocznej (MAT) i o 588 mm pod względem sumy opadów rocznych (MAP). Celem pracy była ocena przeżywalności i wzrostu drzew w pierwszych latach trwania doświadczenia.

Zmierzono wysokość wszystkich drzew w wieku czterech i sześciu lat, a także obliczono udział drzew z rozwidleniami pnia (w wieku sześciu lat), które mogą wskazywać na wcześniejsze uszkodzenia mrozowe.

W ciągu pierwszych sześciu lat przeżywalność w doświadczeniu była wysoka (średnio 95%) i nie różniła się istotnie między populacjami. Współczynnik zmienności dla wysokości był większy dla drzew w wieku czterech lat niż w wieku lat sześciu. Wykazano istotną statystycznie interakcję populacja $\times$ blok w obu terminach, wskazującą, że warunki mikrosiedliskowe w ramach powierzchni wpływały na obraz zmienności wysokości drzew w młodym wieku. Udział drzew z rozwidleniami pnia również nie wykazywał istotnych różnic między populacjami. Korelacje między wysokością drzew i przeżywalnością a zmiennymi bioklimatycznymi (www.worldclim.org) były na ogół słabe i nieistotne statystycznie. Niemniej jednak populacje pochodzące z obszarów o niższej temperaturze powietrza najbardziej suchego kwartału roku wykazywały tendencję do niższej przeżywalności na powierzchni w Kórniku. Podsumowując, w warunkach środowiskowych badanej powierzchni przeniesienie nasion na dystanse klimatyczne jak w danym doświadczeniu nie wpłynęło istotnie na wzrost i przeżywalność populacji świerka w młodym wieku.

Jak brzoza radzi sobie ze stresem?

*Monika Czaja^{1*}, Anna Kołton², Agnieszka Baran³, Ewa Muszyńska⁴,
Piotr Muras¹*

¹Katedra Dendrologii i Architektury Krajobrazu, Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, al. 29 Listopada 54, 31-425 Kraków, *mon.czaja@gmail.com

²Zakład Botaniki i Fizjologii Roślin, Instytut Biologii Roślin i Biotechnologii, Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, al. 29 Listopada 54, 31-425 Kraków

³Katedra Chemii Rolnej i Środowiskowej, Wydział Rolniczo-Ekonomiczny, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, al. Mickiewicza 21, 31-120 Kraków

⁴Katedra Botaniki, Wydział Rolnictwa i Biologii, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

Antropopresja na terenach zurbanizowanych wywiera znaczący wpływ na rosnące na tych obszarach rośliny. Dotyczy to zarówno terenów miejskich, jak i przemysłowych. Jednym z głównych czynników stresowych dla roślin są zanieczyszczenia różnego pochodzenia. Wzrost poziomu zanieczyszczenia gleby, powietrza i wód wpływa na ich zamieranie. Zarówno nasilony w dużych miastach transport drogowy, jak i fabryki emitują do środowiska metale ciężkie. Jony Cd, Cr, Pb oraz Zn i Cu przedostają się do ekosystemów, wywierając na nie wpływ często nie-

odwracalny. Istotną reakcją na nadmiar metali ciężkich w tkankach roślinnych jest stres oksydacyjny.

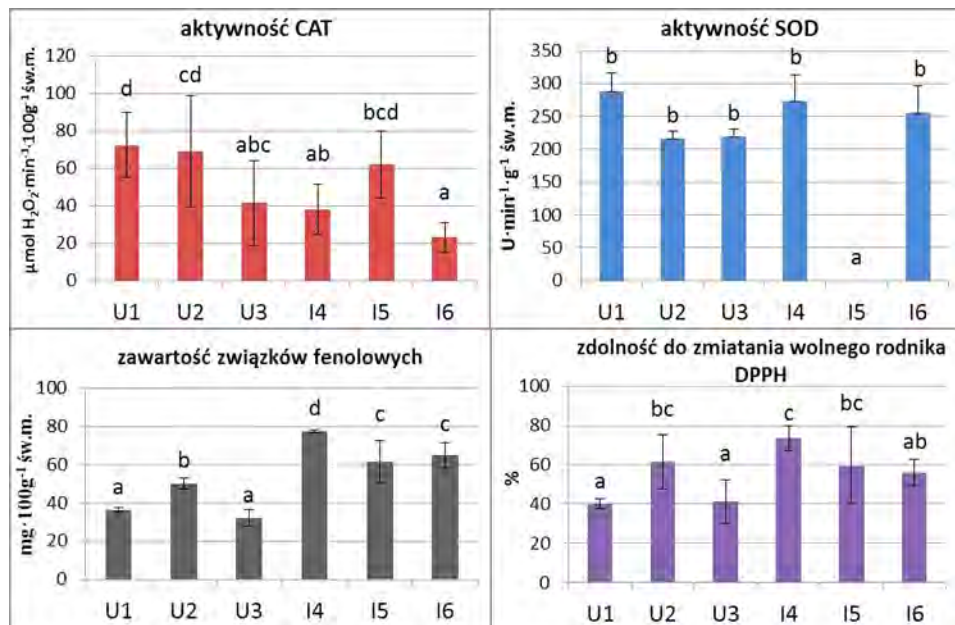
Doświadczenie miało na celu ocenę warunków stresowych, a następnie ich wpływ na badane rośliny. Aby określić warunki wzrostu roślin zbadano pH i EC gleby, a także zawartość wybranych metali ciężkich: Cd, Cr, Cu, Ni, Zn i Pb. Kondycję fizjologiczną roślin określono przy użyciu pomiaru fluorescencji chlorofilu *a*, zawartości chlorofilu i karotenoidów oraz aktywności enzymów antyoksydacyjnych: peroksydazy (POD), katalazy (CAT) i dysmutazy ponadtlenkowej (SOD). Określono także zawartość związków fenolowych i zdolność do zmiatania wolnego rodnika DPPH.

Obiektem doświadczenia były dojrzałe osobniki (do 20 lat) brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth) rosnące na sześciu stanowiskach, w dwóch podgrupach: U – strefa zurbanizowana, I – strefa industrialna:

- U1 – ogród przydomowy w Krakowie, zlokalizowany około 1 km od drogi o średnim natężeniu ruchu,
- U2 – zrekultywowany teren Krakowskich Zakładów Sodowych – Solvay, nieczynnych od 25 lat,
- U3 – pas zieleni wzdłuż drogi o dużym natężeniu ruchu, w Krakowie,
- I4 – miejsce historycznego składowania odpadów po eksploatacji rud Zn-Pb w XIX w., zlokalizowane w Bukownie koło Olkusza (południowa Polska) i pokryte roślinnością pochodzącą z naturalnej sukcesji,
- I5 – świeżo uformowane półki osadnika materiałów odpadowych po aktualnie prowadzonym wydobywaniu i przeróbce rud Zn-Pb przez ZGH „Bolesław” w Bukownie koło Olkusza,
- I6 – zrekultywowane kilka lat temu powierzchnie przemysłowe przekazane Lasom Państwowym.

Liście do analiz pobierano w lipcu, kiedy były w pełni rozwinięte, ale przed fazą starzenia.

Zarówno wartość pH (6,0), jak i EC ($102 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) były najniższe w ogrodzie przydomowym na stanowisku U1. Wartości pH oscylowały w zakresie neutralnym, przy czym najwyższe (7,66) zanotowano na kilkuletniej hałdzie pokopalinianej na stanowisku I5. Najwyższe wartości EC na poziomie $2600 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ zanotowano w I4 i I5. Spośród badanych metali jedynie zawartości Cd, Zn i Pb przekroczyły dopuszczalne limity ustalone przez Ministerstwo Środowiska. Najwyższą zawartość tych metali zanotowano na stanowisku I4, zaś najniższą na I6. Najwyższe zawartości barwników, zarówno chlorofilu, jak i karotenoidów, zanotowano na stanowiskach miejskich U1 i U3. Najniższe wartości parametrów fluorescencji stwierdzono na stanowisku I4. Analizując reakcje na stres oksydacyjny, wzięto pod uwagę podział na antyoksydanty enzymatyczne (katalaza, peroksydaza, dysmutaza ponadtlenkowa) oraz niskocząsteczkowe (związki fenolowe). Najwyższą aktywność rozpuszczalnej peroksydazy zanotowano w liściach ze stanowisk I6 oraz U3, natomiast peroksydazy związanej jonowo ze ścianą komórkową na stanowisku U3. Co ciekawe, liście zebrane na stanowisku U2 wykazały niższą aktywność związanej peroksydazy niż na pozostałych stanowiskach w mieście. Lokalizacja ta charakteryzowała się wyższą zawartością Cr, Cu i Ni od pozosta-



Ryc. 1. Aktywność katalazy (CAT) i dysmutazy ponadtlenkowej (SOD) oraz zawartość związków fenolowych i zdolność do zmiatania wolnego rodnika DPPH, oznaczone w liściach brzozy pozyskanych z sześciu stanowisk badawczych. Wartości oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie przy $\alpha=0,05$

łych. Aktywność katalazy była najwyższa na stanowiskach: U1, U2 i I5. Natomiast aktywność SOD była najniższa (bliska zero) na stanowisku I5. Najwyższą zawartość związków fenolowych i najwyższą zdolność do zmiatania wolnego rodnika zanotowano w I4.

Na podstawie uzyskanych wyników wykazano, że rośliny tego samego gatunku reagują w różny sposób na stres, w zależności od czynnika stresowego i jego intensywności. Drzewa rosnące w mieście przejawiały wzmożoną działalność enzymów antyoksydacyjnych. Obiekty z terenów industrialnych miały zwiększoną zawartość antyoksydantów drobnocząsteczkowych.

Badania zostały sfinansowane z dotacji przyznanej przez MNiSW na działalność statutową DS3500.

Występowanie *Impatiens parviflora* DC. w rezerwacie „Wielki Las” (Nadleśnictwo Pniewy) na tle czynników środowiskowych je determinujących

Natalia Czapiewska^{1*}, Aleksandra Ćwiejkowska¹, Marcin K. Dyderski^{2,3},
Andrzej M. Jagodziński^{2,3}

¹Sekcja Botaniczna Koła Leśników, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 85, 60-625 Poznań, *nat.czapiewska@gmail.com

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-635 Kórnik

³Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

Różnorodność biologiczna jest obecnie zagrożona przez wiele czynników, m.in. niszczenie siedlisk, zanieczyszczenia czy nadmierną eksploatację zasobów przyrody (Wilson 2002). Jednym z najbardziej istotnych zagrożeń są jednak inwazje gatunków obcych (Tokarska-Guzik i in. 2012). Skutkiem inwazji może być zachwianie równowagi w naturalnych układach ekologicznych lub, w dalszej perspektywie, zniszczenie rodzimych ekosystemów. Na terenach leśnych jednym z gatunków, który stwarza duże zagrożenie, jest niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*). Gatunek ten wykazuje cechy typowe dla roślin inwazyjnych, m.in. krótki cykl życiowy oraz szeroką skalę ekologiczną. Okres produkcji nasion w ciągu roku jest długi, a ich ilość duża. Do Europy został sprowadzony z Azji około 1830 r. (Piskorz, Klimko 2002). Celem badań było określenie, które czynniki środowiska sprzyjają występowaniu *I. parviflora* w lasach łęgowych.

Badania były prowadzone w rezerwacie przyrody „Wielki Las” (Nadleśnictwo Pniewy). Prace terenowe trwały od maja 2015 r. do września 2016 r. i obejmowały pięć wydzieleń, które w planie ochrony rezerwatu zostały zakwalifikowane jako poważnie zagrożone inwazją *I. parviflora*. W terenie wykonano 51 zdjęć fitosocjologicznych, wprowadzono je do bazy danych programu TURBOVEG oraz przetworzono w programie JUICE. Do analizy wpływu czynników środowiskowych na zróżnicowanie fitocenoz zastosowano nietendancyjną analizę zgodności (DCA). Ocenę relacji między cechami środowiska oraz natężeniem inwazji *I. parviflora* wykonano za pomocą regresji logistycznej. Dokonano również pomiaru dostępności promieniowania rozproszonego (DIFN), wykonując na każdym polku cztery serie po dziesięć pomiarów, na wysokości 0,5 m nad ziemią.

Na badanym przez nas terenie stwierdzono występowanie trzech zespołów roślinnych: *Fraxino-Alnetum*, *Quercu-Ulmetum minoris* oraz *Galio sylvatici-Carpinetum*, a także dwóch przejściowych zbiorowisk roślinnych. *I. parviflora* występował w 17 zdjęciach, w tym najczęściej w *Quercu-Ulmetum minoris* (9/15 zdjęć). Występowanie badanego gatunku było ograniczone do NW części rezerwatu, a granica jego zasięgu w ciągu roku poszerzyła się mniej więcej o 15 m. *I. parviflora* statystycznie istotnie częściej stwierdzany był w lasach o mniejszym pokryciu warstwy drzew ($p < 0,01$) i większym udziale gatunków z klasy *Quercu-Fagetea* ($p < 0,05$), w któ-

rych *I. parviflora* najczęściej występuje (Chmura 2014). Prawdopodobieństwo pojawienia się *I. parviflora* było w sposób istotny statystycznie dodatnio skorelowane ($p < 0,05$) z dostępnością światła (DIFN). Może to wskazywać, że rośliny runa wyższe niż *I. parviflora* ograniczają jego rozwój.

Na terenie rezerwatu „Wielki Las” występowanie *I. parviflora* odnotowano w wąskim pasie zdegenerowanych leśnych zbiorowisk roślinnych (otoczonych pastwiskami), w których nie wytworzył się specyficzny fitoklimat leśny. Ze względu na zaburzenia struktury drzewostanu, spowodowane zwiększoną śmiertelnością jesionów, do dolnych warstw lasu dociera więcej światła. Konsekwencją tego jest silniejszy rozwój gatunków okrajowych, głównie z klasy *Artemisietea*, z którymi *I. parviflora* często przegrywa konkurencję o przestrzeń i inne zasoby środowiska. Otrzymane wyniki wskazują na ruderalny charakter badanego neofitu oraz potwierdzają, że kluczowym czynnikiem warunkującym jego sukces ekologiczny jest dostępność światła. Z praktycznego punktu widzenia można przyjąć, że hodowla drzewostanów w dużym zwarcie (warstwy drzew i podszytu) powinna przyczynić się do ograniczenia sukcesu ekologicznego tego inwazyjnego gatunku.

Literatura

- Chmura D. 2014. Biology and ecology of an invasion of *Impatiens parviflora* DC in natural and semi-natural habitats. Wydawnictwo ATH, Bielsko-Biała.
- Piskorz R., Klimko M. 2002. Fenologia *Impatiens parviflora* DC w silnie prześwietlonym grądzie środkowoeuropejskim na lokalnym stanowisku w Wielkopolskim Parku Narodowym. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 347, Botanika 5: 135–144.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. GDOŚ, Warszawa.
- Wilson O.E. 2002. The Future of Life. Knopf, New York.

Środowiskowe uwarunkowania występowania *Padus serotina*, *Quercus rubra* i *Robinia pseudoacacia* w Wielkopolskim Parku Narodowym

Marcin K. Dyderski*, Andrzej M. Jagodziński

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik
Wydział Leśny, Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań, *Marcin.Dyderski@gmail.com

Rozprzestrzenianie się inwazyjnych gatunków drzew i krzewów stanowi poważny problem zarówno dla zachowania różnorodności biologicznej, istotnej z punktu widzenia ochrony przyrody, jak i dla prowadzenia racjonalnej gospodarki leśnej. Gatunki inwazyjne silnie zmieniają właściwości ekosystemów, do których

wkraczają, prowadząc do wyparcia gatunków o wąskich skalach ekologicznych, czasem w bardzo szybkim tempie. To właśnie tempo jest czynnikiem szkodliwym dla wykonywania zadań związanych z odnowieniem lasu, gdzie np. występowanie podszytu czeremchy amerykańskiej uniemożliwia bądź znacząco ogranicza pojawienie się nalotu gatunków docelowych, pożądaných z gospodarczego punktu widzenia. Celem badań było odpowiedzenie na pytanie, jakie czynniki środowiskowe odpowiadają za sukces ekologiczny trzech gatunków inwazyjnych: czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina*), dębu czerwonego (*Quercus rubra*) oraz robinii akacjowej (*Robinia pseudoacacia*), wyrażony zagęszczeniem ich siewek oraz starszego nalotu.

Badania przeprowadzono w 2016 r. na 378 powierzchniach badawczych (10×10 m) założonych w Wielkopolskim Parku Narodowym, w blokach po 18 powierzchni badawczych, z centrum bloku w drzewostanie macierzystym (monokulturze *Q. rubra* lub *R. pseudoacacia* lub drzewostanie sosnowym z owocującym podszytem *P. serotina*). Poletka zostały rozmieszczone parami: jedna para w centrum drzewostanu macierzystego, cztery pary tuż za granicą drzewostanu macierzystego (każda z czterech par założona w osi głównych kierunków świata) i kolejne cztery pary poletek badawczych w odległości 30 m od nich. Na każdym poletku wykonano spis florystyczny z uwzględnieniem ilościowości w zmodyfikowanej (9-stopniowej) skali Brauna-Blanqueta, dokonano pomiaru dostępnego promieniowania rozproszonego (DIFN, za pomocą urządzenia LAI-2200, Li-Cor Inc.), a także dla par powierzchni określono strukturę drzewostanu (pole powierzchni przekroju pierśnicowego oraz zagęszczenie wszystkich gatunków drzew i krzewów). Zinventaryzowano odnowienie naturalne badanych gatunków inwazyjnych w dwóch klasach wiekowych: siewki (osobniki, które skiełkowały w tym roku) oraz starszy nalot (do 50 cm). Do analizy danych zastosowano nietendancyjną analizę zgodności (DCA). Wykonano też analizę korelacji (ρ Spearmana) zmiennych środowiskowych z zagęszczeniem badanych neofitów w celu określenia ich wpływu na zagęszczenie badanych gatunków inwazyjnych.

Na badanych powierzchniach stwierdzono średnio 1717 (± 269) szt. ha⁻¹ siewek i 412 (± 43) szt. ha⁻¹ w starszym nalocie *P. serotina*, 122 (± 15) szt. ha⁻¹ siewek i 241 (± 78) szt. ha⁻¹ w starszym nalocie *Q. rubra* oraz 1451 (± 223) szt. ha⁻¹ siewek i 110 (± 17) szt. ha⁻¹ w starszym nalocie *R. pseudoacacia*. Analiza DCA wykazała, że roślinność badanych powierzchni różnicuje się wzdłuż gradientu udziału gatunków borowych (*Vaccinio-Piceetea*) do lasowych (*Quercus-Fagetea*), a także ekologiczne przywiązanie odnowienia naturalnego badanych neofitów do typów roślinności: zagęszczenie *P. serotina* było pozytywnie skorelowane z pokryciem gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea*, zagęszczenie *Q. rubra* – z pokryciem *Quercetea-roboris petraeae*, a zagęszczenie *R. pseudoacacia* – z pokryciem gatunków klasy *Artemisietea*. Analiza korelacji wykazała, że największy wpływ na zagęszczenie każdego z badanych gatunków ma obecność drzew matecznych. Wskazuje to na dostępność nasion jako główny czynnik warunkujący inwazyjność badanych gatunków, co potwierdza wyniki uzyskane w warunkach *common garden* w Arboretum w Rogowie (Jagodźński i in. 2015). W przypadku *P. serotina* oraz *R. pseudoacacia* stwierdzono pozytywną korelację z bogactwem gatunkowym runa,

co w odniesieniu do *P. serotina* obserwowali również Knight i in. (2008) oraz Dyderski i Jagodziński (2015). Zagęszczenie *P. serotina* było pozytywnie skorelowane z dostępnością światła, jednak odnośnie do *R. pseudoacacia* stwierdzono korelację negatywną, zwłaszcza w przypadku siewek.

Uzyskane wyniki wskazują, że pewne cechy ekosystemów leśnych są związane z narażeniem na inwazję badanych neofitów. Dostępność światła, a także skład gatunkowy drzewostanu oraz runa silnie modyfikują prawdopodobieństwo sukcesu inwazji, dlatego działania z zakresu hodowli lasu, na przykład utrzymywanie dużego zagęszczenia oraz wprowadzanie podsadzeń gatunków silnie zacieniających (np. buk czy jawor), mogą ograniczyć rozprzestrzenianie się badanych neofitów.

Literatura

- Dyderski M.K., Jagodziński A.M. 2015. Wkraczanie czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. do olsów i łęgów olszowo-jesionowych. *Acta Scientiarum Polonorum, Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 14(2): 103–113.
- Jagodziński A.M., Dyderski M.K., Rawlik M., Banaszcak P. 2015. Plantation of coniferous trees modifies risk and size of *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. invasion – Evidence from a Rogów Arboretum case study. *Forest Ecology and Management* 357: 84–94.
- Knight K.S., Oleksyn J., Jagodzinski A.M., Reich P.B., Kaspruwicz M. 2008. Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understorey diversity and invasibility. *Diversity and Distributions* 14: 666–675.

Zmiany w występowaniu roślin storczykowatych flory leśnej okolic Wejherowa spowodowane oddziaływaniem cementowni

Artur Eichmann*, Joanna Gołębiewska, Anna Kuczyńska

Pracownia Geobotaniki i Ochrony Przyrody, Katedra Taksonomii Roślin i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Gdański, ul. Wita Stwosza 59, 80-308 Gdańsk, *artur.eichmann@interia.pl

Pyły emitowane przez cementownie należą do tych form antropopresji, które w mniejszym lub większym stopniu zniekształcają zarówno warunki siedliskowe, jak i skład gatunkowy lokalnych flor i zbiorowisk roślinnych.

Obiektem zainteresowania autorów niniejszej pracy jest kompleks leśny w południowo-zachodniej części Puszczy Darżlubskiej w okolicach miejscowości Wejherowo (Pobrzeże Kaszubskie). Obszar ten przez ponad 100 lat znajdował się pod bezpośrednim wpływem oddziaływania pyłów i gazów emitowanych przez niewielką Cementownię „Wejherowo”. Dobrze udokumentowana historia badań florystycznych i fitosocjologicznych okolicznych lasów wejherowskich (Abromeit

i in. 1898–1940; Herweg 1914; Dąbrowski 1978; Kurowska 1984; Szlachetko 1985) stwarza możliwość prowadzenia wieloletnich obserwacji zmian siedliskowych i florystycznych tego terenu.

Jednym z efektów zmian siedliskowych wywołanych alkalizacją gleb (głównie bielcowych i rdzawych) w płatach subatlantyckiego boru sosnowego świeżego i kwaśnej buczyny niżowej tego terenu jest obecność w runie leśnym kilku gatunków z rodziny storczykowatych, preferujących zdecydowanie żyzniejsze siedliska (por. Dąbrowski 1978). Zjawisko to zostało zaobserwowane w latach 80. (Kurowska 1984; Szlachetko 1985) i częściowo potwierdzone w 2010 r. (Święczkowska 2010a,b).

Celem badań terenowych w 2016 r. było skartowanie stanowisk i uaktualnienie stanu wiedzy na temat populacji storczykowatych w lasach okolic Wejherowa.

Wyniki badań potwierdzają występowanie na rozpatrywanym terenie sześciu gatunków z rodziny storczykowatych: *Goodyera repens* (tajęża jednostronna), *Epipactis helleborine* (kruszczyk szerokolistny), *Epipogium aphyllum* (storzan bezlistny), *Neottia nidus-avis* (gnieźnik leśny), *Neottia ovata* (listera jajowata) oraz *Platanthera bifolia* (podkolan biały). Jednocześnie odnotowano także nowe stanowiska *Cephalanthera longifolia* (buławik mieczolistny), gatunku niepodawanego wcześniej z tego terenu. Przeprowadzone kartowanie stanowisk wskazuje, że populacje leśnych gatunków z rodziny storczykowatych utrzymują się na stanowiskach przez wiele lat po zakończeniu emisji pyłów z cementowni.

W świetle tych doniesień badany fragment Puszczy Darżłubskiej, odznaczający się względnie licznym występowaniem roślin storczykowatych, można traktować jako przykład obszaru, którego zmiany pozytywnie wpływają na obecność niektórych gatunków roślin, w szczególności tych, które w skali regionu i kraju są uznawane za rzadkie, narażone i cenne przyrodniczo.

Literatura

- Abromeit J., Neuhoﬀ W., Steffen H. 1898–1940. Flora von Ost- und Westpreußen herausgegeben vom Preußischen Botanischen Verein zu Königsberg (Pr.). Kommissionsverlag Gräfe und Unzer, Königsberg.
- Dąbrowski A. 1978. Zespoły leśne Puszczy Darżłubskiej na tle siedliskowych typów lasu. Praca doktorska wykonana w Zakładzie Urządzania Lasu Instytutu Organizacji Gospodarstwa Leśnego SGGW – AR w Warszawie.
- Herweg O. 1914. Flora der Kreise Neustadt und Putzig in Westpreußen. Bericht des Westpreußischen Botanisch Zoologischen Vereins 37: 85–331.
- Kurowska M. 1984. Flora naczyniowa południowo-zachodniej części Puszczy Darżłubskiej i jej zmiany wywołane emisją zanieczyszczeń z Cementowni Wejherowo. Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody Uniwersytetu Gdańskiego. Gdynia.
- Szlachetko D. 1985. Storczykowate (Orchidaceae) wschodniej części Pobrzeża Kaszubskiego. Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody Uniwersytetu Gdańskiego. Gdynia.
- Święczkowska E. 2010a. Rozmieszczenie rzędu Orchidales w regionie gdańskim. Praca magisterska wykonana w Katedrze Taksonomii Roślin i Ochrony Przyrody. Gdańsk.

Święczkowska E. 2010b. Masowy pojaw *Epipogium aphyllum* Sw. na stanowisku w sąsiedztwie Cementowni Wejherowo w świetle dotychczasowych notowań na Pomorzu Gdańskim. *Acta Botanica Cassubica* 7–9: 177–187.

Wpływ stopnia opanowania drzew przez jemiołę pospolitą *Viscum album* L. na ich stan zdrowotny (na przykładzie miasta Praszka)

Elżbieta Gołabek*, Jarosław Sławiński

Samodzielna Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi, Uniwersytet Opolski, ul. Oleska 22,
45-052 Opole, *golabek@uni.opole.pl

W wyniku badań przeprowadzonych w 2013 r. na terenie miasta Praszka stwierdzono występowanie 241 drzew 11 gatunków zainfekowanych łącznie przez 3611 krzewów jemioły pospolitej typowej *Viscum album* L. subsp. *album*. Poszukiwanie dwóch innych podgatunków: jemioły rozpięchłej (*V. album* subsp. *austriacum*) oraz jemioły jodłowej (*V. album* subsp. *abietis*), nie przyniosło rezultatu, mimo że sosna pospolita jest dość często występującym gatunkiem w mieście.

Na obszarze objętym badaniami jemioła rośnie na gatunkach drzew zaliczanych do najczęstszych lub przynajmniej częstszych jej żywicieli, a są to: *Populus nigra*, *Tilia cordata* i *Robinia pseudoacacia*, które stanowią 80,5% ogółu drzew żywicielskich (Boratyński, Piórkowska 2003). Drzewa te nie wymagają gleb wysokiej jakości i są mało wrażliwe na suszę oraz zanieczyszczenia atmosfery, stąd często występują na terenie miast. Ponadto obsadza się nimi pobocza dróg, aleje i okoliczność zabudowań wiejskich.

Rzadkimi żywicielami na badanym obszarze są natomiast: *Sorbus aucuparia*, *Fraxinus excelsior* i *Malus domestica*, co zgadza się również z danymi literaturowymi (Stypiński 1997). Opanowanie przez jemiołę jabłoni można wytłumaczyć częstym odwiedzaniem drzew w okresie dojrzewania jemioły przez ptaki, które zjadają przemrożone jabłka (Bojarczuk 1968).

Ciekawym żywicielem jest *Quercus rubra*, który zaliczany jest do bardzo rzadkich żywicieli jemioły na terenie Polski. Interesujący jest też fakt, że nie stwierdzono jej na kilku gatunkach, na których rośnie ona stosunkowo często w innych rejonach Polski. Są to m.in. *Carpinus betulus* czy *Acer saccharinum* (Stypiński 1978; Jurzyk, Kluczyński 2000).

Viscum album występuje na badanym terenie najczęściej na drzewach dorosłych. Preferuje przede wszystkim okazy stare. Rozmieszczenie na obszarze miasta jest dość nierównomierne. Na terenach intensywnie zabudowanych, w centrum i na nowych osiedlach jemioła nie występuje w ogóle lub bardzo rzadko. Mały stopień porażenia drzew w centrum może być spowodowany coroczną przycinką koron drzew, która ma głównie na celu poprawę wyglądu zieleni. Na nowych osiedlach

rosną często młode drzewa, których jemiola nie zdążyła jeszcze zasiedlić. Duże znaczenie ma także hałas, który odstrasza ptaki przenoszące nasiona półpasożyta (Boratyński, Piórkowska 2003). Udział jemioli wyraźnie wzrasta na terenach o niskiej zabudowie z licznymi drzewami. Intensywniejsze występowanie jemioli na obrzeżach miasta może być spowodowane m.in. jej dużym zapotrzebowaniem na światło (zarówno w początkowym, jak i późniejszym okresie rozwoju). Dodatkowym czynnikiem jest też częste przebywanie tam ptaków.

W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że krzewy jemioli najczęściej występowały w liczbie od jednego do dziesięciu osobników na jednym żywicielu. Największą liczbę egzemplarzy zaobserwowano na starych lipach i topolach, co potwierdzono również we wcześniejszych badaniach Boratyńskiej i Boratyńskiego (1976), Stypińskiego (1997) oraz Jurzyk i Kluczyńskiego (2000).

Generalnie stan zdrowotny badanych drzew określono jako dobry – do oceny wykorzystano skalę zdrowotności opracowaną przez Dudę (Wika, Włoch 1994). W złym stanie było zaledwie 10,3% drzew. Stwierdzono jednak zależność pomiędzy liczbą egzemplarzy półpasożyta a stanem zdrowotnym żywiciela, wystąpiła bowiem dość silna korelacja pomiędzy tymi cechami, która wyniosła 0,70 (im większa liczba krzewów jemioli na drzewie, tym gorszy jego stan zdrowotny).

Literatura

- Bojarczuk T. 1968. Jemiola pospolita (*Viscum album* L.) w Arboretum Kórnickim. Arboretum Kórnickie 13: 123–132.
- Boratyńska K., Boratyński A. 1976. *Viscum album* L. Jemiola pospolita. [W:] K. Browicz (red.), Atlas rozmieszczenia drzew i krzewów w Polsce 19. PWN, Warszawa–Poznań, s. 9–19.
- Boratyński A., Piórkowska M. 2003. Charakterystyka populacji jemioli pospolitej (*Viscum album* L. subsp. *album*) w Grudziądzu. Rocznik Dendrologiczny 51: 113–130.
- Jurzyk S., Kluczyński B. 2000. Występowanie oraz charakterystyka ekologiczna jemioli pospolitej typowej (*Viscum album* L. subsp. *album*) w Słupsku. Rocznik Dendrologiczny 48: 77–91.
- Stypiński T. 1978. Występowanie jemioli pospolitej (*Viscum album* L. subsp. *album* P.W. Ball 1964) na Pojezierzu Mazurskim. WSP, Olsztyn.
- Stypiński P.T. 1997. Biologia i ekologia jemioli pospolitej (*Viscum album*, *Viscaceae*) w Polsce. Fragmenta Floristica et Geobotanica. Series Polonica. Supplementum 1.
- Wika S., Włoch W. (red.) 1994. Aleja Husarii Polskiej z alejami bocznymi na tle rezerwatu Łęczszak w Kotlinie Raciborskiej. Dyrekcja Parku Krajobrazowego „Cysterskie Kompozycje Krajobrazowe Rud Wielkich”, Rudy Wielkie.

PurpleWalls: Towards the understanding of the molecular regulation of xylogenesis in *Salix purpurea*

Carolina Gomes*, Jorge A. Pinto Paiva

Instytut Genetyki Roślin Polskiej Akademii Nauk, ul. Strzeszyńska 34, 60-479 Poznań, Poland,

*cgom@igr.poznan.pl

The use of bioenergetic plantations of sources of renewable energy is one of the main directives of the energetic policy in Europe. Being part of the natural composition of Polish vegetation, willow has been recommended as bioenergy crop for Poland.

Indeed, Poland has favourable conditions for production of willow biomass, being estimated that 1.5 to 2.1 Mha the surface that could be dedicated for short rotation coppice plants. Willows plantations are being used primarily for energy and phytoremediation. In 2009, willows plantations for bioenergy surface (6,160 ha) represented 60.5% of total energy crop surface and 95% of all perennial energetic plantations. Willow plantations are expected to play a significant role amongst the energy-dedicated lignocellulosic biomass crops to reach the goal of 14% of energy derived from biomass in Europe in 2020). Understand the molecular mechanisms underlying wood formation and the modulation of the cell wall composition can lead to new breeding strategies of willows for bioenergy purposes.

PurpleWalls will address new and relevant insight genetic and molecular mechanisms controlling phenotype determination, and phenotypic adaptation to growing conditions in *Salix purpurea* as model for other Salicaceae and perennial species used for bioenergy. Until now, most of the research developed on identification of candidate genes and key regulatory gene networks in developing xylem, did not consider the interplay between different levels of regulation in woody plants.

PurpleWalls will use an Integrative Biology approach to reveal new key genes and regulatory gene networks that modulate xylogenesis and the secondary cell walls biosynthesis.

At long-term, it is expected that the tools and knowledge gathered in the frame of PurpleWalls project will contribute to reduce production inputs, and to increase productivity of planted forest and quality of the forest raw products, thus contributing to a sustainable mitigation of human pressures on native forests, associated biodiversity, and of the use of marginal land, and to the empowerment of local populations. Moreover, the PurpleWalls potentially able to patentable applications, to be transformed into practical breeding applications with high commercial impact. More information about the project at: sites.google.com/site/purplewallspublico.

Acknowledgments

The authors thanks the NCN (Poland) SONATA BIS 5 bis grant UMO-2015/18/E/NZ2/00694 (project PurpleWalls). JAPP also thanks his research contract financed from the EU FP7 BIOTALENT project [GA621321] and financial sources for education in the years 2015–2019 allocated to an international co-financed project no W26/7.PR/2015 [GA 3413/7.PR/2015/2].

Struktura ekologiczna runa lasu w dąbrowie w pierwszej fazie eksperymentalnego wypasu owiec

Tomasz Hałatkiewicz¹, Małgorzata Jankowska-Błaszczuk²

¹Zespół Świętokrzyskich i Nadnidziańskich Parków Krajobrazowych w Kielcach, ul. Łódzka 244, 25-655 Kielce, th@pk.kielce.pl

²Zakład Botaniki, Instytut Biologii, Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach, ul. Świętokrzyska 15, 25-406 Kielce

Dąbrowa świetlista należy do najbogatszych pod względem florystycznym zbiorowisk leśnych w Polsce i jako siedlisko priorytetowe jest chroniona w ramach programu Natura 2000 (Jakubowska-Gabara 1993). Pomimo utworzenia wielu rezerwatów stale obserwuje się zmniejszenie arealu tego zbiorowiska (Matuszkiewicz 2007). W wyniku zmian użytkowania lasu, głównie zmniejszenia presji roślinożerców, dochodzi do grądowienia oraz silnego rozrośnięcia warstwy krzewów (Kwiatkowska 1996). Uważa się, że bez zabiegów ochrony czynnej większość dąbrów naszego kraju ulegnie całkowitej regresji.

Celem rozpoczętego w 2016 r. eksperymentu, prowadzonego w zbiorowisku świetlistej dąbrowy na terenie Kozubowskiego Parku Krajobrazowego, była ocena wpływu kontrolowanego wypasu owiec i kóz oraz usuwania podszytu na bogactwo florystyczne i strukturę ekologiczną runa sześćdziesięcioletniego lasu dębowego.

Realizacja postawionego celu badawczego polegała na:

- założeniu 12 stałych powierzchni badawczych o wymiarach 20×20 m, w których zastosowano trzy warianty ochrony czynnej: wypas owiec, usuwanie podszytu i łącznie wypas z usuwaniem podszytu, oraz powierzchnie kontrolne (trzykrotne powtórzenia),
- wstępnej ocenie frekwencji i pokrycia gatunków runa na 12 poletkach o powierzchni 50 m² każde, na których dokonano spisu wszystkich gatunków roślin naczyniowych z zaznaczeniem stopnia pokrycia każdego gatunku,
- powtórzeniu w kolejnych trzech latach analogicznych obserwacji połączonych z analizą potencjalnych możliwości regeneracji runa z glebowego banku nasion.

Wstępne obserwacje na poletkach wykazały obecność w runie wielu gatunków o wysokich walorach florystycznych (gatunki rzadkie, chronione, gatunki starych lasów), takich jak np.: *Adoxa moschatellina*, *Campanula trachelium*, *Daphne mezereum*, *Hypericum montanum*, *Melittis melissophyllum*, *Potentilla alba*, *Peucedanum cervaria*, *Rosa gallica*, *Serratula tinctoria*, *Vincetoxicum hirundinaria* i *Viola mirabilis*.

Na podkreślenie zasługuje również fakt, że wśród gatunków o najwyższej frekwencji w runie i podszycie znalazły się krzewy: *Corylus avellana*, *Crataegus* sp., *Cornus sanguinea* i *Prunus* sp., co jednoznacznie wskazuje na zagrożenie struktury florystycznej runa badanego zbiorowiska.

Literatura

- Jakubowska-Gabara J. 1993. Recesja zespołu świetlistej dąbrowy *Potentilla albae-Quercetum* Libb. 1933 w Polsce. Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Kwiatkowska A.J. 1996. Zmiana presji roślinożerców jako przyczyna regresji świetlistych dąbrów w Puszczy Białowieskiej. *Wiadomości Ekologiczne* 42/3: 137–162.
- Matuszkiewicz J.M. (red.) 2007. Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski. Monografie 8. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego PAN, Warszawa.

Wpływ określonych systemów regulatorów wzrostu na aktywność peroksydazy gwajakolowej podczas indukcji somatycznej embriogenezy *Picea* spp.

Teresa Hazubska-Przybył*, Ewelina Ratajczak, Ewa Marzena Kalemba

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik, *hazubska@o2.pl

Nabywanie kompetencji embriogennych przez komórki wegetatywne i dalszy rozwój somatycznych zarodków w kulturze *in vitro* są związane z licznymi zmianami biochemicznymi, zachodzącymi w materiale roślinnym. Wynikają one często z obecności roślinnych regulatorów wzrostu dodawanych do pożywek na poszczególnych etapach kultury. Przejawem zmian biochemicznych mogą być np. różnice w aktywności specyficznych enzymów, związanych z poszczególnymi etapami somatycznej embriogenezy: od indukcji tkanki embriogennej (ET) po regenerację kompletnej rośliny (Kormuták i in. 2003). Jedną z grup enzymów, których aktywność ulega zmianie podczas somatycznej embriogenezy u roślin, są peroksydazy (Krsnik-Rasol 1991). Peroksydazy (EC 1.11.1.7) to enzymy należące do klasy oksydoreduktaz, które katalizują utlenianie nadtlenu wodoru. Izoenzymy peroksydaz w komórkach roślinnych zostały zlokalizowane w ścianie komórkowej i wakuoli (Carpin i in. 1999). Uczestniczą one w systemie antyoksydacyjnym komórek, chroniąc je przed nadmierną akumulacją nadtlenu wo-

doru oraz atakiem patogenów (Sutherland 1991). Ważną rolę peroksydaz jest ich udział w procesach rozwojowych komórek roślinnych (Brownleader i in. 2000), np. zarodków somatycznych gatunków drzew iglastych (Kormuták i in. 2003).

Celem niniejszych badań było prześledzenie wpływu określonych systemów regulatorów wzrostu na aktywność peroksydazy gwajakolowej podczas fazy indukcji somatycznej embriogenezy dwóch gatunków świerka – *Picea abies* (L.) H.Karst. i *P. omorika* (Pančič) Purk. Analizie spektrofotometrycznej poddano dojrzałe zygotyczne zarodki, wyizolowane z nasion, które zastosowano jako eksplantaty do założenia kultur embriogennych, 8-tygodniowe nieembriogenne kalusy (NC), embriogenne kalusy (EC), z których uzyskano tkanki embriogenne, oraz same tkanki embriogenne.

Aktywność peroksydazy gwajakolowej była niższa w dojrzałych zygotycznych zarodkach (eksplantatach) i znacząco wyższa w 8-tygodniowych embriogennych i nieembriogennych kalusach, potraktowanych różnymi zestawami regulatorów wzrostu: 9 μ M 2,4-D (kwas 2,4-dichlorofenoksyoctowy), NAA (kwas naftylo-1-octowy) lub Pikloram (4-amino-3,5,6-trichloropikolinowy) i 2,2, 4,5 lub 8,8 μ M BA (6-benzyloadenina). W nowo zaindukowanych tkankach embriogennych aktywność peroksydazy spadła i pozostała na niższym poziomie podczas namnażania tkanek, bez względu na testowany system regulatorów wzrostu. Rodzaj i stężenie regulatorów wzrostu zastosowanych na etapie indukcji i namnażania tkanek embriogennych nie miały statystycznie istotnego wpływu na aktywność peroksydazy gwajakolowej, chociaż podczas indukcji obserwowano wzrost aktywności tego enzymu w kalusach potraktowanych 2,4-D.

Aktywność peroksydazy gwajakolowej w trakcie indukcji somatycznej embriogenezy dowodzi jej udziału w tym procesie. Kolejne zmiany w aktywności enzymu wskazują, że peroksydaza może być biochemicznym markerem somatycznej embriogenezy dla obu gatunków świerka.

Niniejsze badania zostały sfinansowane przez Narodowe Centrum Nauki w Krakowie (NCN grant nr N N309 130837).

Literatura

- Brownleader M.D., Hopkins J., Mobasheri A., Dey P.M., Jackson P., Trevan M. 2000. Role of extension peroxidase in tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) seedling growth. *Planta* 210: 668–676.
- Carpin S., Crevecoeur M., Greppin H., Penel C. 1999. Molecular cloning and tissue-specific expression of an anionic peroxidase in zucchini. *Plant Physiology* 120: 799–810.
- Kormuták A., Salaj T., Matúšová R., Vooková B. 2003. Biochemistry of zygotic and somatic embryogenesis in silver fir (*Abies alba* Mill.). *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica* 45: 59–62.
- Krsnik-Rasol M. 1991. Peroxidase as a developmental marker in plant tissue culture. *International Journal of Developmental Biology* 35: 259–263.
- Sutherland M.W. 1991. The generation of oxygen radicals during host plant responses to infection. *Physiological and Molecular Plant Pathology* 39: 79–93.

Dynamika odnowienia *Padus serotina* pod drzewostanami 14 gatunków w latach 2005–2013

Paweł Horodecki¹, Marcin K. Dyderski^{1,2}, Katarzyna Rawlik¹,
Andrzej M. Jagodziński^{1,2*}

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik, *amj@man.poznan.pl

²Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

Czeremcha amerykańska (*Padus serotina*) jest jednym z najbardziej rozpowszechnionych inwazyjnych gatunków drzewiastych w Polsce. Z uwagi na jej negatywny wpływ na rodzimą różnorodność biologiczną oraz utrudnianie prac leśnych poszerzenie wiedzy na temat jej biologii i ekologii ma bardzo duże znaczenie praktyczne zarówno dla ochrony przyrody, jak i gospodarki leśnej. Dotychczas wykazano, że względnie szybka ekspansja tego gatunku ujawnia się w drzewostanach cechujących się dużym natężeniem światła rozproszonego docierającego do dna lasu (DIFN; Knight i in. 2008), podczas gdy duże zacielenie może znacząco spowolnić rekrutację siewek do warstwy podszytu (Halarewicz 2011) bądź w ogóle ją uniemożliwić (Dyderski, Jagodziński 2015). Ogromne znaczenie w zasiedlaniu przez tę czeremchę nowych terenów bądź w zwiększaniu jej obecności na obszarach już zasiedlonych ma bliskie sąsiedztwo (bądź jego brak) osobników owocujących (Jagodziński i in. 2015).

Celem pracy było rozpoznanie struktury odnowienia *P. serotina* oraz jego dynamiki pod drzewostanami 14 gatunków rosnących w jednorodnych warunkach (ang. *common garden*), a także określenie wpływu dostępności światła oraz bliskości osobników owocujących na sukces ekologiczny gatunku.

Badania przeprowadzono na powierzchniach doświadczalnych założonych przez prof. Stanisława Szymańskiego z Katedry Hodowli Lasu Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Siemianicach. Powierzchnie te powstały w latach 1970 i 1971 przez posadzenie 14 gatunków drzew leśnych w dwóch blokach (łącznie 53 powierzchnie). Latem 2005 r. populacja *P. serotina* na poletkach badawczych została szczegółowo zinwentaryzowana (Knight i in. 2008). Inwentaryzację powtórzono w roku 2013, mierząc średnicę w szyi korzeniowej oraz wysokość każdego osobnika. Zebrano także informacje o dostępności owocujących drzew/krzewów *P. serotina* w obrębie i wokół powierzchni. Ponadto wykonano pomiary dostępności promieniowania rozproszonego (frakcja promieniowania docierającego do powierzchni otwartej) dla każdego poletka za pomocą urządzenia LAI-2200 (Li-Cor Inc.).

Ilość światła rozproszonego docierającego do dna lasu zmniejszyła się po ośmiu latach na 39 spośród 53 poletek. Największą redukcję DIFN (średnio >60%) odnotowano w drzewostanach *Larix decidua*, *Quercus rubra* i *Tilia cordata*. Najmniejszy średni spadek DIFN stwierdzono w drzewostanach *Fagus sylvatica* (mniej więcej o 25%). Na pozostałych 14 poletkach zaobserwowano zwiększenie

DIFN względem pomiarów wykonanych w 2005 r., przy czym aż 13 spośród nich obejmowało drzewostany gatunków iglastych. Największy wzrost tego wskaźnika (o blisko 120%) odnotowano w drzewostanach *Picea abies* (obserwowany rozpad drzewostanów). W drzewostanach *Abies alba* oraz *Pseudotsuga menziesii* średni wzrost DIFN wyniósł odpowiednio 46% i 37%.

Najwyższe średnie sumaryczne zagęszczenie *P. serotina* wykazano w drzewostanach *P. abies* (2974 szt. ha⁻¹), *Pinus sylvestris* (2414 szt. ha⁻¹) i *Q. robur* (1608 szt. ha⁻¹), najmniejsze zaś w drzewostanach *Abies alba* (100 szt. ha⁻¹), *T. cordata* (109 szt. ha⁻¹) oraz *Q. rubra* (184 szt. ha⁻¹). Najwyższy wzrost zagęszczenia *P. serotina* stwierdzono w drzewostanach *P. abies* (ponaddwudziestokrotny), a najmniejszy w drzewostanach *Acer pseudoplatanus* (o 2%), *A. platanoides* (17%) i *T. cordata* (29%). Średnie sumaryczne zagęszczenie *P. serotina* było blisko czterokrotnie większe w bloku drzewostanów na siedlisku BMśw aniżeli na LMśw (1745 szt. ha⁻¹ vs 443 szt. ha⁻¹).

Uzyskane wyniki potwierdzają wcześniejsze badania (Harrington, Bluhm 2001; Knight i in. 2008), w których wykazano, że wzrost dostępności światła rozproszonego na dnie lasu znacząco sprzyja inwazji *P. serotina*, przy czym wzrost liczebności młodych drzew/krzewów tego gatunku wraz ze wzrostem DIFN jest widoczny tylko na siedlisku BMśw. Najprawdopodobniej żyzniejsze siedliska są miejscem występowania szerszego spektrum gatunków roślin runa, które również dzięki dostępności światła osiągają sukces ekologiczny i mogą dorastać do większych rozmiarów niż *P. serotina*. Dodatkowym czynnikiem powodującym wzrost zagęszczenia siewek na siedlisku BMśw jest mniejsza odległość poszczególnych drzewostanów w tymże bloku doświadczenia od owocujących osobników czerwemchy (Jagodziński i in. 2015).

Pojawianie się młodych osobników *P. serotina* jest wynikiem zwiększenia dostępności światła rozproszonego na dnie lasu oraz bliskości źródeł nasion. Rekrutacja siewek czerwemchy do warstwy podszytu jest zależna od wartości DIFN w zdecydowanie mniejszym stopniu. Większa żyzność siedliska, a także związana z nią różnorodność gatunkowa roślin runa, może wpływać hamująco na ekspansję *P. serotina*. Duży wzrost liczebności *P. serotina* w ciągu ośmiu lat wskazuje na ogromną siłę ekspansji tego gatunku, co przekłada się na zwiększenie kosztów przeznaczanych na hodowlę lasu, a także na zagrożenie rodzimej flory.

Literatura

- Dyderski M.K., Jagodziński A.M. 2015. Wkraczanie czerwemchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. do olsów i łęgów olszowo-jesionowych. Acta Scientiarum Polonorum, Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria 14(2): 103–113.
- Halarewicz A. 2011. Przyczyny i skutki inwazji czerwemchy amerykańskiej *Prunus serotina* w ekosystemach leśnych. Leśne Prace Badawcze 72(3): 267–272.
- Harrington T.B., Bluhm A.A. 2001. Tree regeneration responses to microsite characteristics following a severe tornado in the Georgia Piedmont, USA. Forest Ecology and Management 140: 265–275.

- Jagodziński A.M., Dyderski M.K., Rawlik M., Banaszczyk P. 2015. Plantation of coniferous trees modifies risk and size of *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. invasion – Evidence from a Rogów Arboretum case study. *Forest Ecology and Management* 357: 84–94.
- Knight K.S., Oleksyn J., Jagodzinski A.M., Reich P.B., Kasprowicz M. 2008. Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understorey diversity and invasibility. *Diversity and Distributions* 14: 666–675.

Ile zjada szrotówek kasztanowcowiaczek (*Cameraria ohridella*)? Studia nad jakością pokarmu

Radosław Jagiełło^{1*}, Marian J. Giertych^{1,2}

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
*rjagiello@man.poznan.pl

²Uniwersytet Zielonogórski, ul. Prof. Z. Szafrana 1, 65-516 Zielona Góra

Szrotówek kasztanowcowiaczek (*Cameraria ohridella*) to gatunek inwazyjny, który odniósł ogromny sukces ekologiczny, m.in. na terenie Polski. Badania nad ekologią tego gatunku oraz nad ekofizjologicznymi aspektami interakcji między nim a rośliną żywicielską są niezbędne do znalezienia optymalnej metody biologicznej walki z tym owadem. Obecna wiedza jest niewystarczająca do stwierdzenia wpływu jednoznacznych różnic w jakości pokarmu oraz określenia preferencji pokarmowych szrotówka, a także następstw żeru w różnych uwarunkowaniach środowiskowych wzrostu rośliny żywicielskiej. Galway i in. (2004) wskazują, że warunki świetlne nie mają wpływu na rozwój owadów minujących. Przeprowadzone badania pozwoliły odpowiedzieć na kluczowe pytania dotyczące preferencji pokarmowych rozpatrywanego gatunku. Ile pokarmu potrzebuje szrotówek dla pełnego rozwoju? Czy zmiana abiotycznych warunków środowiskowych, w których wzrasta roślina żywicielska, istotnie oddziałuje na parametry biometryczne szrotówka? Odpowiedź na te pytania pozwoli lepiej zrozumieć ekologię owada, dynamikę populacji oraz interakcje z czynnikami środowiskowymi.

Badania zrealizowano na jednorocznych sadzonkach kasztanowca białego (*Aesculus hippocastanum*). Doświadczenie założono w namiotach foliowych w układzie bloków zrandomizowanych z kontrolowanymi dwoma czynnikami: dostępnością światła (dwa poziomy) oraz intensywnością nawadniania (dwa poziomy). Połowę powierzchni namiotów, w których umieszczono doniczki, zaciéniono, redukując światło mniej więcej o 43% względem wariantu niezaciénionego. Wiosną wyłożono liście zasiedlone przez szrotówka, zebrane jesienią poprzedniego roku z alei kasztanowców. W momencie stwierdzenia rójki owada zaczęto kontrolować proces nawadniania roślin – połowa roślin była podlewana w sposób optymalny, a w przypadku pozostałych (wariant deficytu wodnego) – podlewania zaprzestano. W trakcie wzrostu larw dwukrotnie zebrano losowo wybrane liście w celu

analizy zawartości wody. Wybrano 18 liści dla każdego wariantu świetlno-wodnego. Po stwierdzeniu zakończenia rozwoju larwalnego u większości osobników zebrano ich poczwarki oraz opisano ich dokładną lokalizację na liściu. Poczwarki zważono z dokładnością do 10^{-5} g oraz określono ich płeć. Za pomocą grubościomierza o małym nacisku elementu mierzącego pomierzono grubość liści w okolicy wybranych min oraz w miejscu żerowania larwy (10^{-6} m) w celu stwierdzenia ubytku miększu liściowego. Po zebraniu liści z okolic min pobrano wycinki zdrowej tkanki o łącznej powierzchni $1,4 \text{ cm}^2$ w celu określenia wartości SLA. Powierzchnia min została zmierzona przy użyciu programu WinFolia Pro 2013 (Regent). Zebrane dane pozwoliły na obliczenie masy, jaką dany osobnik pobrał z rośliny.

Łącznie z 48 liści zebrano 120 żywych poczwarek, w przypadku których zaszła pewność co do pochodzenia z jednej wyodrębnionejminy. Analiza statystyczna wykazała, że oba kontrolowane czynniki eksperymentalne miały wpływ na ostateczną masę poczwarek. Owady pochodzące z roślin zacienionych oraz z optymalnym dostępem do wody osiągnęły większą masę niż te, których pokarm stanowiły liście roślin niezacienionych oraz z deficytowym dostępem do wody. Osobniki żerujące na roślinach zacienionych potrzebowały do pełnego rozwoju $1,41 \pm 0,07$ mg, a na roślinach niezacienionych $1,93 \pm 0,08$ mg suchej masy liścia. Efektywność konwersji zjedzonego pokarmu na przyrost masy ciała (ECI) wskazuje, że osobniki żerujące na liściach roślin zacienionych dużo lepiej wykorzystały zjedzony pokarm ($131,9 \pm 6,0\%$) w stosunku do tych żerujących na liściach niezacienionych ($82,4 \pm 3,9\%$).

Uzyskane wyniki pozwoliły na stwierdzenie, że liście roślin rosnących w cieńnię mają wyższą wartość odżywczą dla szrotówka kasztanowcowiaczka. Stres wywołany deficytem wody dla rośliny żywicielskiej wpłynął ujemnie na masę poczwarek. Stwierdzono również zjawisko kompensacji jakości pokarmu – owady żerujące na roślinach zacienionych z deficytem wodnym miały zbliżoną masę poczwarek do tych żerujących na roślinach niezacienionych w optymalnych warunkach nawadniania.

Badania finansowane przez środki uzyskane z Narodowego Centrum Nauki (grant nr 2012/07/B/NZ9/01315).

Literatura

Galway K.E., Duncan R.P., Syrett P., Emberson R.M., Sheppard A.W. 2004. Insect performance and host-plant stress: a review from a biological control perspective. [W:] J.M. Cullen, D.T. Brieshe, D.J. Kriticos, W.M. Lonsdale, L. Morin, J.K. Scott (red.), *Proceedings of the XI International Biological Control of Weeds Symposium*. CSIRO Entomology. Canberra, s. 394–399.

Czy zależność budowy morfo-anatomicznej igieł sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) od średniej temperatury siedliska jest zachowana w warunkach doświadczeń proveniencyjnych? Analiza igieł juwenilnych i igieł osobników dorosłych

Artur Jankowski^{1*}, Tomasz Wyka¹, Roma Żytkowiak², Jacek Oleksyn²

¹Zakład Botaniki Ogólnej, Instytut Biologii Eksperymentalnej, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań, *artjan@amu.edu.pl

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

Sosna zwyczajna należy do głównych gatunków lasotwórczych na półkuli północnej. Znaczne różnicowanie warunków klimatycznych na obszarze jej zasięgu znajduje odzwierciedlenie w różnicowaniu fenotypowym drzew. Badania materiału zebranego ze stanowisk położonych wzdłuż transektu od południowej Polski do północnej Skandynawii ujawniły m.in. klinalną zmienność szeregu funkcjonalnych cech morfo-anatomicznych igieł, które skorelowane były ze średnią temperaturą roczną siedliska. W chłodnych, północnych siedliskach igły były krótsze, szersze i grubsze, miały grubszą epidermę i hipodermę, cewki o mniejszych światłach oraz większe przewody żywiczne niż igły ze stanowisk południowych. Celem niniejszych badań było stwierdzenie, czy zidentyfikowane zależności są utrwalone genetycznie, czy też wywołane są plastycznymi modyfikacjami cech.

Analizy anatomiczne przeprowadzono, wykorzystując igły zebrane z 39-letnich drzew uprawianych w warunkach doświadczenia proveniencyjnego położonego w Kozłowej Rudzie (Litwa), reprezentujących 15 europejskich stanowisk o średniej temperaturze rocznej od 1,2 do 7,7°C. Ze względu na ontogenetyczne różnicowanie budowy igieł u sosny badania wykonano także na igłach juwenilnych zebranych z jednorocznych siewek reprezentujących 24 stanowiska o średniej temperaturze siedliska od -1,0 do 9,0°C i uprawianych w jednorodnych warunkach na terenie Instytutu Dendrologii PAN w Kórniku.

W przypadku igieł drzew dorosłych większość cech, które na rodzimych stanowiskach są skorelowane ze średnią temperaturą roczną, nie przejawiała takiej korelacji w warunkach doświadczenia proveniencyjnego. Do wyjątków należały np. długość i grubość igieł, parametr LMA (ang. *leaf mass per area*) oraz średnica i udział objętościowy przewodów żywicznych w igle. Korelacje tych cech z temperaturą miejsca pochodzenia były zgodne co do kierunku z obserwacjami *in situ*.

Igły juwenilne różnią się pod względem budowy anatomicznej od igieł dorosłych osobników. Mimo to, podobnie jak u osobników dorosłych *in situ*, igły siewek pochodzących z chłodniejszych siedlisk w doświadczeniu uprawowym miały wyższy wskaźnik LMA, były krótsze, miały też grubszą epidermę i węższe cewki ksylemu w porównaniu z igłami z siedlisk ciepłych. Choć średnice przewodów żywicznych nie przejawiały istotnej zmienności, udział objętościowy przewodów

żywicznych w igłach był – podobnie jak u dorosłych drzew *in situ* – ujemnie skorelowany z temperaturą siedliska.

Porównanie wyników obu doświadczeń proveniencyjnych z trendami wykazanymi z naturalnych siedlisk potwierdza plastyczność większości cech morfo-anatomicznych igieł sosny. Z drugiej strony, genetycznie zdeterminowane podwyższenie LMA, skrócenie igieł i relatywnie silniejsze wykształcenie przewodów żywicznych w igłach zarówno siewek, jak i dorosłych drzew pochodzących z siedlisk chłodnych sugeruje adaptacyjny charakter tych modyfikacji.

Projekt jest finansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji nr 2011/02/A/NZ9/00108 (kierownik: prof. dr hab. J. Oleksyn).

Orzech włoski (*Juglans regia* L.) jako gatunek inwazyjny w zadrzewieniach wybranych cieków Poznania

Krzysztof Janku¹, Mostefa Mana², Ewa Arczyńska-Chudy³

Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk, ul. Bukowska 19,
60-809 Poznań, ¹krzysztof.janku@isrl.poznan.pl, ²mostefa.mana@isrl.poznan.pl,
³ewa.arczynskachudy@isrl.poznan.pl

Badania dotyczyły występowania orzecha włoskiego (*Juglans regia* L.) wśród zadrzewień towarzyszących ciekom Poznania. Na przykładzie wybranych cieków: Strumienia Junikowskiego, Bogdanki i Różanego Potoku autorzy wykazują wczesną fazę ekspansji tego gatunku.

Cieki występujące na obszarze Poznania przepływają przez tereny o bardzo zróżnicowanych formach zagospodarowania, wśród których dominuje krajobraz antropogeniczny, np. ulice, trasy szybkiego ruchu, linie kolejowe, lotniska, rodzinne ogródki działkowe i przydomowe. Sąsiaduje z nimi zabudowa mieszkaniowa, usługowa, przemysłowa oraz obszary o charakterze rolniczym, użytki ekologiczne, lasy, łąki i zadrzewienia wzdłuż cieków.

Orzech włoski klasyfikowany jest obecnie jako gatunek inwazyjny, zajmujący liczne stanowiska w początkowej fazie ekspansji (Tokarska-Guzik i in. 2012). W mieście, uprawiany pospolicie w przydomowych ogrodach, występuje także na osiedlowych skwerach, z których rozprzestrzenia się na mniej przekształcone obszary miasta. Skład gatunkowy analizowanych zadrzewień (o charakterze liniowym) obfituje w olsze (*Alnus incana* L.), topole (*Populus* spp.), wierzby (*Salix* spp.) oraz mniej liczne jesiony (*Fraxinus excelsior* L.) i klony (*Acer* spp.). Wśród krzewów można wyróżnić głogi (*Crataegus* spp.), bez czarny (*Sambucus nigra* L.), wierzbę szarą (*Salix cinerea*) oraz drzewa owocowe. W takich miejscach sporadycznie zaobserwować można orzech włoski.

Ten rosnący wśród zadrzewień kenofit znajduje siedliska, na których dzięki korzystniejszym w ostatnich latach warunkom klimatycznym może się pojawiać i utrzymać. Stanowiska zajmowane przez orzech to najczęściej odsłonięte powierzchnie sąsiadujące z drogami przebiegającymi wzdłuż koryt cieków. Liczba osobników tam występujących oraz ich udział w składzie gatunkowym stanowią obecnie marginalną część w odniesieniu do całkowitej liczby drzew – poniżej 1%. Najczęściej na stanowiskach odnotowywano kilka okazów w zbliżonym wieku – poniżej 5 lat. Największe skupisko młodych drzew osiągało liczebność 10 sztuk. Autorzy zaobserwowali, że wiek większości zinwentaryzowanych osobników nie przekraczał około 10 lat.

Pogłębiające się zmiany środowiska, które spełniają optymalne wymagania dla tego drzewa, prawdopodobnie spowodują w przyszłości intensywny rozwój orzecha na badanych siedliskach i pozwalają przewidywać jego coraz liczniejsze występowanie w Polsce (Lenda i in. 2012).

Literatura

- Lenda M., Skórka P., Knops J.M.H., Moroń D., Tworek S., Wojciechowski M. 2012. Plant establishment and invasions: an increase in a seed disperser combined with land abandonment causes an invasion of the non-native walnut in Europe. *Proceedings of Royal Society B* 279: 1491–1497.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, s. 197.

Różnorodność śródleśnych zbiorowisk łąkowo-szuwarowych w dolinie rzeki Bukówki

Magdalena Janyszek¹, Mieczysław Grzelak², Dorota Wrońska-Pilarek³

¹Katedra Botaniki, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71C, 60-625 Poznań, carexmag@up.poznan.pl

²Katedra Łąkarstwa i Krajobrazu Przyrodniczego, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Dojazd 11, 60-632 Poznań

³Katedra Botaniki Leśnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71E, 60-625 Poznań

Łąki śródleśne to enklawy roślin zielnych otoczone lasami. Zbiorowiska tego typu charakteryzują się swoistymi warunkami zarówno edaficznymi, hydrologicznymi, jak i mikroklimatycznymi, co jest konsekwencją wpływu typu lasu otaczającego łąkę. Wiąże się to również ze składem florystycznym tych łąk, na co ma wpływ między innymi wnikanie na teren łąki gatunków leśnych. Siedliska takie poprzez swoje liczne walory krajobrazowe podnoszą estetykę obszarów leśnych, a po-

przez odmienny od lasów skład gatunkowy wpływają także na wzbogacenie bioróżnorodności. Są też często miejscem występowania rzadkich gatunków roślin i rzadkich zbiorowisk roślinnych, a ze względu na styk lasu z otwartą przestrzenią stanowią pasy, gdzie roślinność leśna i łąkowa może się przenikać, tworząc przy okazji bazę pokarmową lub ostoje lęgowe dla zwierząt.

Łąki śródleśne są jednocześnie specyficznym rodzajem trwałych użytków zielonych, wykorzystywanych przez dzikie zwierzęta i w celach paszowych dla bydła i innych trawożernych. Utrzymanie tego typu siedlisk związane jest z ich użytkowaniem. Poprzez zaniechanie koszenia lub spasanía ulegają zarastaniu.

Celem badań była charakterystyka zróżnicowania geobotanicznego wybranych łąkowo-szuwarowych zbiorowisk roślinnych oraz określenie ich walorów przyrodniczych w ekosystemach śródleśnych siedlisk podmokłych na obszarze Natura 2000, na tle niektórych czynników ekologicznych określonych metodą laboratoryjną i fitoindykacją.

Badany teren leży na skraju Puszczy Drawskiej, w dolinie Bukówki – rzeki o charakterze górskim. Wykonano 112 zdjęć fitosocjologicznych (Braun-Blanquet 1964), które zakwalifikowano do zespołów roślinnych. Metodą fitoindykacyjną Ellenberga (1992) określono niektóre wskaźniki ekologiczne: uwilgotnienie gleby (F), odczyn (R) i zasobność w azot (N). Metodą Shannona-Wienera obliczono wskaźnik różnorodności biologicznej (H'), metodą Oświta (2000) przeprowadzono waloryzację przyrodniczą na podstawie gatunków. Ponadto określono wartość użytkową wyróżnionych zbiorowisk (Filipek 1973).

Wykazano, że na kształtowanie się zbiorowisk z różnych jednostek fitosocjologicznych w ekosystemach śródleśnych siedlisk podmokłych wpływają zarówno warunki siedliskowe, jak i użytkowanie. Zbiorowiska odznaczają się bardzo dobrą, naturalną zasobnością w azot, dużą zawartością wapnia, wystarczającą magnezu, ale niską zasobnością w fosfor i potas. Przeciętą zawartość pierwiastków śladowych nie odbiega od norm. Skutki zmian w uwilgotnieniu zaznaczają się w składzie florystycznym analizowanych zbiorowisk szuwarowych, tj. zmniejszeniem udziału gatunków charakterystycznych dla klasy *Phragmitetea* przy jednoczesnym wkraczaniu gatunków ze zbiorowisk trawiastych. Badane zbiorowiska cechuje niska wartość gospodarcza i użytkowa, a także niska wartość użytkowa.

Literatura

- Braun-Blanquet J. 1964. Pflanzensociologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3 Aufl. Springer, Viena.
- Ellenberg H., Weber H.E., Dull R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18.
- Filipek M. 1973. Projekt klasyfikacji roślin łąkowych i pastwiskowych na podstawie liczb wartości użytkowej. Postępy Nauk Rolniczych 4: 59–68.
- Oświt J. 2000. Metoda przyrodniczej waloryzacji mokradeł i wyniki ich zastosowania na wybranych obiektach. IMUZ, Falenty.

Wpływ składu gatunkowego drzewostanu na zmiany chemizmu wód źródeł w zlewni potoku Jaszce i Jamne (Gorce)

Michał Jasik*, Stanisław Małek**

Zakład Ekologii Lasu i Rekultywacji, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Uniwersytet Rolniczy
im. H. Kołłątaja w Krakowie, al. 29 listopada 46, 31-425 Kraków, *michal.jasik@op.pl,

**rlmalek@cyf-kr.edu.pl

Źródła, będące naturalnymi wypływami wód podziemnych na powierzchnię terenu, mogą być klasyfikowane jako ważne wskaźniki stanu środowiska, ponieważ dobrze reagują na wszelkie zmiany zachodzące w naturalnych ekosystemach. Zlewnie potoków Jaszce i Jamne mają typową dla pasma Gorców budowę, charakteryzują się przy tym płytkim systemem krążenia wód podobnie jak pozostałe obszary Karpat fliszowych. Woda w takich warunkach przebywa w środowisku skalnym krótko, dlatego wpływ na jej właściwości fizykochemiczne mogą mieć inne cechy środowiska przyrodniczego.

W pracy testowano następującą hipotezę: skład gatunkowy drzewostanu występującego na obszarze zasilającym źródła wpływa na zróżnicowanie przestrzenne i zmiany chemizmu wód źródeł. Badania przeprowadzono w górnych częściach zlewni potoków Jaszce i Jamne, a poboru wody dokonywano przy różnym nawodnieniu masywu: po wiosennych roztopach, po okresie intensywnych opadów deszczu oraz po okresie bezopadowym w latach 2011 i 2012 (622 próby wód). W pobranych próbkach dokonano pomiaru przewodności elektrycznej właściwej (PEW), wartości pH, metodą chromatografii jonowej z wykorzystaniem chromatografu Dionex-5000 oznaczono stężenia [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$] podstawowych anionów: F^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- oraz podstawowych kationów: NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , a także obliczono mineralizację. W celu wykrycia struktury oraz identyfikacji i interpretacji ogólnych prawidłowości pomiędzy zmiennymi zastosowano wielowymiarową analizę statystyczną PCA.

Analizując nałożenie na płaszczyznę dwóch głównych czynników (PCA) wód źródeł w zależności od typu drzewostanu dominującego na obszarze ich zasilania, wyodrębniono kilka grup. Wyraźną grupę stanowią źródła odprowadzające wodę z drzewostanów świerkowych dolnoreglowych. Wykazano różnicę między tą grupą źródeł a źródłami drenującymi drzewostany bukowo-świerkowe i świerkowe górnoreglowe. Wpływ składu gatunkowego drzewostanu na chemizm wód źródeł potwierdziły: wyższe stężenia Ca^{2+} i Mg^{2+} i odczyn wód zlokalizowanych w drzewostanach bukowo-jodłowych oraz wielogatunkowych z dużym udziałem buka, a także niższe stężenia: Ca^{2+} , Mg^{2+} i HCO_3^- , odczyn, przewodność i mineralizacja tych wód, dla których na ich obszarze zasilania dominowały drzewostany świerkowe, zwłaszcza górnoreglowe. Źródła zlokalizowane w drzewostanach świerkowych górnoreglowych charakteryzowały się ponadto wyższym stężeniem NO_3^- , co może być powodowane nasilającym się procesem rozpadu tych drzewostanów.

Wytwarzanie molekularnych mechanizmów chroniących przed stresem środowiskowym dojrzewające nasiona buka zwyczajnego (*Fagus sylvatica* L.)

Ewa M. Kalemba*, Ewelina Ratajczak

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, Parkowa 5, 62-035, Kórnik,

*kalemba@man.poznan.pl

Warunki środowiskowe, takie jak dostępność wody i temperatura, mają wpływ na dojrzewanie nasion. Anomalie pogodowe i niekorzystne zmiany, jakie obserwuje się w aspekcie ocieplania się klimatu, indukują stres suszy i w konsekwencji stres oksydacyjny. Genetycznie zaprogramowana odporność na desykację umożliwia nasionom tolerancję ubytku wody większego niż 0,1 g H₂O na 1 g suchej masy i zapewnia zdolność do przywrócenia funkcjonalnego metabolizmu w komórkach nasion po ponownym uwodnieniu. Nasiona buka zwyczajnego zaliczane są do kategorii *intermediate* pod względem trudności w długoterminowym przechowywaniu. Natomiast podczas rozwoju wykazują cechy nasion kategorii *orthodox*, które w naturalny sposób nabywają odporność na desykację.

Nasiona buka nabywają odporność na desykację pomiędzy 14. a 16. tygodniem po kwitnieniu (WAF). Obserwuje się wtedy spadek wypływu elektrolitów, wzrost zawartości kwasu abscysynowego (ABA), spadek zawartości wody, który jest skorelowany z gromadzeniem materiałów zapasowych, oraz akumulację białek, w szczególności białek późnej embriogenezy (LEA) oraz niskocząsteczkowych białek szoku cieplnego (sHSP).

Dehydryny (grupa białek LEA) to termostabilne białka o silnych właściwościach hydrofilowych, które podczas silnego odwodnienia zastępują wodę w komórce i stabilizują makromolekuły. Występowanie białka dehydrynowego o masie 44 kDa w osiach zarodkowych nasion buka wykazano w 15 WAF. Następnie jego ilość wzrastała, a najwyższe stężenie zaobserwowano w nasionach dojrzających. Indukcja ekspresji białka dehydrynowego na wcześniejszych etapach rozwoju nastąpiła po odwodnieniu nasion lub inkubacji nasion w ABA. Również sHSP działają jako białka opiekuńcze. Przyłączając się do białek zdenaturowanych, stabilizują ich konformację, pomagają w prawidłowym zwinięciu białek, formowaniu oligomerów i transporcie do przedziałów komórkowych.

W nasionach buka zidentyfikowano jedno białko sHSP o masie 22 kDa, które w większych ilościach występowało w osiach zarodkowych. Natomiast w liściach zaobserwowano stopniowe obniżanie się stężenia tego białka wraz z postępem dojrzewania. W czasie dojrzewania nasion w sposób naturalny wzrasta produkcja reaktywnych form tlenu (RFT): anionorodnika ponadtlenkowego oraz nadtlenu wodoru. Szczególnie istotny jest wzrost poziomu anionorodnika ponadtlenkowego obserwowany w 16 WAF. Niekorzystne warunki środowiskowe powodują nasilenie wytwarzania RFT, które w wysokich stężeniach indukują stres

oksydacyjny. Z produkcją RFT związany jest wzrost stopnia utleniania białek oraz intensywna produkcja białek ważnych w równowadze redukcyjno-oksydacyjnej w tkankach nasion – peroksyredoksyn (Prxs). Prxs to białka o charakterze tiolowo-specyficznych antyoksydantów, które katalizują reakcje detoksyfikacji reaktywnych form tlenu i azotu. Białka te uczestniczą w regulowaniu stanu redoks komórek roślin podczas rozwoju i adaptacji do warunków środowiska oraz w modulowaniu sygnałów szlaków komórkowych. Podczas dojrzewania nasion buka stwierdzono obecność następujących Prxs: 2Cys-Prx, 1Cys-Prx, PrxIIIE, PrxIIC, PrxIIF oraz PrxQ, z czego najistotniejsze są zmiany zawartości PrxIIF oraz 1Cys-Prx.

Buk zwyczajny jest gatunkiem rodzimym w prawie całej Europie i równocześnie jednym z najważniejszych gatunków lasotwórczych w Polsce. Jego nasiona nabywają odporność na desykację oraz wytwarzają białka antyoksydacyjne z grupy Prxs przed osiągnięciem pełnej dojrzałości. Te dwa molekularne mechanizmy obronne zapewniają właściwy przebieg procesu dojrzewania nasion i gwarantują ich żywotność. Jest to niezwykle ważne, ponieważ buk zwyczajny wytwarza nasiona nieregularnie, które dodatkowo muszą być chronione przed negatywnymi skutkami stresów środowiskowych i niekorzystnymi zmianami klimatycznymi.

Zasady ochrony dzwonecznika wonnego (*Adenophora liliifolia* (L.) A.DC.) w widnych, reliktowych lasach Polski, Czech i Słowacji

Adam Kapler¹, Romana Prausova², Lucie Mareckova³, Jerzy Puchalski¹

¹Ogród Botaniczny – Centrum Zachowania Różnorodności Biologicznej w Powsinie, Polska
Akademia Nauk, ul. Prawdziwka 2, 02-973 Warszawa, adam.kapler@obpan.pl

²Faculty of Science, University of Hradec Kralove, Rokitanskeho 62 Str., 500-03 Hradec Kralove,
Czech Republic

³Faculty of Science, Palacky University in Olomouc, Šlechtitelů 27 Str., 783-71 Olomouc,
Czech Republic

Ochrona ginących gatunków roślin naczyniowych wymaga zachowania zarówno najbogatszych populacji gatunku, jak i możliwie rozległych pól optymalnego dla nich środowiska. Dzwonecznik wonny to doskonały przykład gatunku, któremu w Polsce i Czechach szkodzi całkowity brak ochrony jego stanowisk i forsowanie biernej ochrony ścisłej. W pierwszym przypadku, obserwowanym w Polsce dla niektórych populacji w województwach świętokrzyskim, lubelskim i podkarpackim, okazy narażone są na przypadkowe zniszczenie w trakcie prac gospodarczych w lesie, zrywanie na bukiety albo na wykopywanie celem przeniesienia do ogrodów. W drugim wypadku, dość typowym w przeszłości dla niektórych parków narodowych (np.: Ojcowskiego, Wigierskiego i Poleskiego) i rezerwatów w Polsce („Trębaczew”, „Dąbrowa Polańska”, „Kulka”, „Wiosło Duże” i „Wio-

sło Małe”), całkowite zarzucenie tradycyjnej, ekstensywnej aktywności w lasach przyspieszyło ewolucję fitocenotyczną (sukcesję wtórną) w kierunku cienistych grądów lub borów mieszanych, co doprowadziło do lokalnych ekstynkcji gatunku lub bardzo silnego spadku liczebności (Kapler i in. 2015).

Odmienne zdają się działać mechanizmy warunkujące dobry stan populacji dzwonecznika na Słowacji, gdzie gatunek ten doskonale prosperuje w ciepłolubnych buczynach storczykowych oraz górskich, reliktowych laskach sosnowych w kilku parkach narodowych. Lasy te utrzymują dość luźny charakter mimo braku działań człowieka. Wstąpienie krajów Grupy Wyszehradzkiej do Wspólnoty Europejskiej przyniosło falę nowych badań nad *A. liliifolia* oraz intensyfikację działań ochronnych *in situ* i *ex situ*. Paradoksalnie jednak pojawiły się także nowe, nieoczekiwane zagrożenia dla tego gatunku – przykładowo populacji z Babińskich Luk w Republice Czeskiej szkodzi nieodpowiednie wykaszanie łąk jako czynnej ochrony modraszków *Phengaris* spp. Obecnie udoskonalono program ochrony czynnej tamże poprzez podział Babińskich Luk na odrębne płyty, z których każdy koszony jest w odmiennej porze i nieco innym sposobem, co pozwala bezpiecznie kwitnąć i owocować dzwonecznikom, a modraszkom zamknąć cykl życiowy.

Skuteczna, długofalowa ochrona dzwonecznika wonnego wymaga zachowania jego środowiska: luźnych, reliktowych lasów (Andrzejewski i in. 2015). Ochrona ta musi jednak przybierać bardzo różne formy zależnie od genezy danego ekosystemu oraz mechanizmów warunkujących jego trwanie w dotychczasowej formie, zwłaszcza w kontekście globalnych i lokalnych zmian klimatu (Frelich, Reich 2010; Ciurzycki i in. 2015). Dla stanowiących relikty pasterstwa leśnego i bartnictwa świetlistych dąbrów subkontynentalnych *Potentillo albae-Quercetum* Polski i Czech konieczna jest ochrona czynna hamująca i cofająca grądowanie, podczas gdy buczynom *Cephalanthero-Fagenion* i nawiązującym do stepotajgi okresu preborealnego sośninom górskim *Erico-Pinion* Słowacji wystarcza ochrona ścisła. Pytanie o optymalny charakter zabiegów w subpanońskich, kserotermicznych dąbrowach z dębem omszonym *Lithospermo-Quercetum* Czech i Słowacji pozostaje otwarte. W przypadku wybranych stanowisk historycznych objętych zabiegami czynnej ochrony warto rozważyć także reintrodukcję *A. liliifolia* w oparciu o okazy o znanych genotypach, namnożone w ogrodach botanicznych.

Literatura

- Andrzejewski H., Kiedrzyński M., Jakubowska-Gabara J. 2015. Czynna ochrona dąbrowy świetlistej *Potentillo albae-Quercetum* w rezerwacie Napoleonów (Polska Środkowa) – rezultaty jednorazowego zabiegu. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 42(1): 125–131.
- Ciurzycki W., Danielewicz W., Dzwonko Z., Holeksa J., Marciszewska K., Matuszkiewicz J.M., Obidziński A., Pawlikowski P., Pirożnikow E., Senetra A., Załuski T. 2015. W poszukiwaniu wzorców naturalnych zbiorowisk leśnych. Dyskusja plenarna konferencji naukowej „Lasy wobec zmieniającej się presji człowieka”. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 42(1): 308–320.
- Frelich L.E., Reich P.B. 2010. Will environmental changes reinforce the impact of global warming on the prairie-forest border of central North America? *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(7): 371–378.

Kapler A., Rapa A., Kiedrzyński M., Bajdak T., Radliński B., Puchalski J. 2015. Current status of natural localities of *Adenophora liliifolia* (L.) Bess. in Poland. Monographs of Botanical Gardens 2: 55–62.

Wielkość koron dębów w klasach biosocjalnych w drzewostanach III i V klasy wieku

Katarzyna Kaźmierczak¹, Tomasz Najgrakowski²

Katedra Urządzania Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71c, 60-625 Poznań, ¹kkdendro@up.poznan.pl, ²dentomn@up.poznan.pl

Korona w życiu drzewa odgrywa ogromną rolę. Związane jest to przede wszystkim z wielkością aparatu asymilacyjnego w niej rozmieszczonego. Korona jest też orężem drzewa w walce o przestrzeń jego wzrostu. Wielkość korony może być opisana różnymi cechami wymiarowymi: szerokością, powierzchnią rzutu, długością bezwzględną i względną. Długość korony obliczana jest jako różnica pomiędzy całkowitą wysokością drzewa a wysokością osadzenia korony pomierzoną do pierwszej żywej gałęzi stanowiącej podstawę zwartej korony. Powierzchnia rzutu korony może być ustalana na podstawie charakterystycznych punktów koron tych drzew, rzutowanych za pomocą rzutownika koron.

Drzewostany jednowiekowe i jednogatunkowe są zbiorem drzew różniących się wymiarami zarówno pni, jak i koron. Tworzą go jednostki o cechach indywidualnych, które na różnych płaszczyznach oddziałują na siebie. Zróżnicowanie drzew jest wynikiem walki o światło i składniki pokarmowe oraz przestrzeń życiową ze względu na różną energię wzrostu, możliwości przystosowania się i wykorzystania środowiska przez poszczególne jednostki. Najczęściej stosowaną klasyfikacją jest klasyfikacja Krafta, którą sam autor nazwał naturalną lub biologiczną. Połączył on socjalne położenie drzew (kryterium wysokości) z budową i jakością korony. Według twórcy klasyfikacji pozwala to na pogrupowanie drzew w klasy o jednakowej „energii wzrostu”.

Celem badań było opisanie kształtowania się wielkości koron dębów w klasach Krafta dwóch drzewostanów III i V klasy wieku. Materiał badawczy zebrano na powierzchniach badawczych założonych w drzewostanach dębowych wzrastających w warunkach lasu mieszanego świeżego Nadleśnictwa Doświadczalnego w Zielonce. Jedną o powierzchni 0,46 ha założono w 56-letnim drzewostanie, a drugą, 0,50 ha, w 97-letnim. Powierzchnie zlokalizowano w miejscu przeciętnym dla każdego wydzielienia. W młodszym drzewostanie rośło 246 dębów, a w starszym 191.

Na każdym drzewie pomierzono:

- $d_{1,3}$ – pierśnicę w korze w dwu kierunkach N–S i W–E z dokładnością do 0,1 cm; średnią arytmetyczną z tych pomiarów przyjęto za pierśnicę drzewa;

- h – wysokość drzewa z dokładnością do 0,1 m;
- powierzchnię rzutu korony na podstawie charakterystycznych punktów koron drzew rzutowanych za pomocą rzutownika koron; taśmą mierniczą odległości tych punktów od środka pnia z dokładnością do 1 cm oraz odczytano z busoli kąt z igły północnej z dokładnością do 1°;
- wysokość osadzenia żywej korony z dokładnością do 0,1 m.

Dla każdego drzewa zgodnie z kryteriami klasyfikacji Krafta ustalono stanowisko biosocjalne.

Na podstawie pomierzonych cech określono długość korony (l_k) jako różnicę między wysokością drzewa a wysokością osadzenia żywej korony. Szerokość korony (d_k) obliczono z powierzchni rzutu korony przyjętej za pole koła, a objętość korony ustalono jako objętość walca (o_k) o polu podstawy równym powierzchni rzutu korony i wysokości odpowiadającej długości korony.

Cechy zarówno drzew (pierśnica $d_{1,3}$ i wysokość h), jak i koron (szerokość d_k , długość l_k , objętość walca korony o_k) zeterminowane są pozycją drzewa w strukturze biosocjalnej oraz wiekiem drzewostanu. Kształtowanie się średnich arytmetycznych analizowanych cech dębów i ich koron przedstawiono w tabeli 1.

Na podstawie przeprowadzonych analiz stwierdzono pozytywną korelację wszystkich badanych cech z pozycją drzewa w strukturze drzewostanu określonej na podstawie klasyfikacji Krafta. Analogiczne wyniki uzyskano w obu drzewostanach. Cechy pomiarowe drzew – pierśnica i wysokość, i koron – ich szerokość, długość i objętość walca korony – znacznie różniły się w klasach drzewostanu panującego i pomiędzy drzewostanami. W przypadku klas drzewostanu opawanego zasadniczo nie stwierdzono tak wyraźnych różnic w wielkościach omawianych cech pomiędzy klasami Krafta czy wynikających z różnicy ponad 40 lat wieku drzewostanów.

Tabela 1. Kształtowanie się średnich arytmetycznych badanych cech dębów w całych drzewostanach i klasach Krafta

Cecha	Wiek	Klasa Krafta						D-stan cały
		I	II	III	IV a	IV b	V a	
Liczebność N [szt./ha]	56	28	167	176	63	59	41	535
	97	26	236	90	16	10	4	382
Pierśnica – $d_{1,3}$ [cm]	56	27,55	23,24	18,62	14,45	13,30	11,40	18,91
	97	34,60	33,72	28,81	18,44	13,85	18,25	31,30
Wysokość – h [m]	56	20,92	19,95	18,52	16,16	14,80	12,51	17,95
	97	23,58	24,25	22,61	18,95	16,46	16,85	23,32
Szerokość korony – d_k [m]	56	4,88	3,58	2,65	2,22	2,20	2,20	2,92
	97	5,53	4,72	3,65	2,41	1,86	2,45	4,33
Długość korony – l_k [m]	56	8,92	8,02	6,81	5,50	4,68	4,31	6,72
	97	12,58	11,07	10,38	7,46	6,92	9,70	10,74
Objętość korony – o_k [m ³]	56	182,8	90,7	40,9	24,5	19,9	17,9	58,0
	97	394,8	225,5	124,0	37,9	24,7	53,7	198,2

Struktura ploidalności w grupie wierzb *Salix retusa* agg. w kontekście taksonomicznym i geograficznym

Piotr Kosiński^{1,2}, Elwira Śliwińska³

¹Institut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
kosinski@man.poznan.pl

²Katedra Botaniki, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71C8,
60-625 Poznań

³Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, al. Prof. S. Kaliskiego 7, 85-789 Bydgoszcz

Salix retusa była ostatnią wierzbą opisaną przez Linneusza. Należy ona do podrodzaju *Chamaetia* (Dum.) Nasarov i sekcji *Retusae* Kerner. Okazała się gatunkiem zbiorowym, w ramach którego wyodrębnia się zwykle 2–3 taksony o nie do końca ustalonej pozycji systematycznej. Według najbardziej aktualnego podziału proponowanego przez Skvortsova (1999) w grupie tej występują tylko dwa „dobre” gatunki: *S. retusa* L. (wierzba wykrojona) i *S. serpyllifolia* Scop. (wierzba macierzankowa), natomiast *S. kitaibeliana* Willd. (wierzba Kitaibela) traktowana jest jako jeden z synonimów wierzb wykrojonej. Zasięg *S. retusa* obejmuje masywy górskie Europy (od Pirenejów na zachodzie, przez Alpy i Apeniny, po Karpaty i góry Półwyspu Bałkańskiego na wschodzie). Znacznie mniejsze zasięgi mają dwa pozostałe taksony: *S. serpyllifolia* jest alpejskim endemitem, natomiast *S. kitaibeliana* – karpackim.

Dotychczasowe badania nad liczbą chromosomów w badanej grupie wierzb nie przyniosły jednoznacznych rezultatów – w każdym z taksonów stwierdzono więcej niż jeden stopień ploidalności (Tischler 1950; Löve 1961, 1976; Izmailow 1980; Büchler 1985, 1986, 1992). W wynikach tych można jednak zaobserwować pewne prawidłowości: diploidalną liczbę chromosomów ($2n=2x=38$) podawano tylko dla *S. serpyllifolia* i wartość ta była w jej przypadku dominująca; wśród pozostałych dwóch taksonów przeważały tetraploidy ($2n=4x=76$), heksaploidy ($2n=6x=114$) odnotowane były tylko u *S. retusa*, natomiast rośliny oktoploidalne stwierdzono pojedynczo w obrębie każdego z trzech taksonów. Dość ciekawie sytuacja przedstawiała się pod względem geograficznym – tetraploidalność przypisana była wyłącznie do osobników pochodzących z Karpat, co mogłoby w jakimś stopniu przemawiać za odrębnością *S. kitaibeliana*, która różni się od *S. retusa* s.s. przede wszystkim większymi rozmiarami.

Ogółem przebadano 116 osobników: 84 okazy pochodzące z 33 populacji *S. retusa* i 32 osobniki z 11 populacji *S. serpyllifolia*. Oznaczenie ploidalności przeprowadzono metodą cytometrii przepływowej na materiale wysuszonym w żelu krzemionkowym. Około 5 mg liści (w stanie świeżym – 10 mg) umieszczano na plastikowych szalkach Petriego i zalewano 1 ml buforu izolującego jądra (Tris $MgCl_2$ + 1% PVP), z dodatkiem DAPI (2 $\mu g/ml$). W celu uwolnienia jąder z komórek materiał roślinny był rozdrabniany za pomocą żyletki. Pomiar zawartości DNA przeprowadzono za pomocą cytometru przepływowego Partec Cell Analyser CA-II. Jako standard zewnętrzny służyła diploidalna *S. serpyllifolia*.

Obserwacje tylko częściowo potwierdziły wcześniejsze doniesienia i wykazały znacznie bardziej homogeniczną strukturę ploidalności w obrębie badanych taksonów. W zasadzie stwierdzono występowanie tylko dwóch stopni ploidalności, odpowiadających przynależności gatunkowej prób, przy czym w żadnej z nich nie zaobserwowano osobników tetraploidalnych, chociaż właśnie ta wartość była dotychczas najczęściej podawana dla *S. retusa* i *S. kitaibeliana*. Wszystkie przebadane okazy *S. serpyllifolia* były diploidalne. Mniej wyrównane odczyty zanotowano w populacjach *S. retusa*: chociaż średnia ze wszystkich pomiarów wypadła na poziomie oktoploidalnym, to nieliczne pomiary zbliżały się do poziomu heksaploidalnego i dekaploidalnego. Ta ostatnia ploidalność, stwierdzona wyłącznie w populacjach z Karpat Południowych, nie była wcześniej podawana, ale jej ostateczne potwierdzenie wymagałoby szerzej zakrojonych badań na świeżo zebranym materiale. Ogólnie jednak populacje karpackie nie różniły się pod względem stopnia ploidalności od populacji z innych części zasięgu *S. retusa*, co podważałoby zasadność wyodrębniania *S. kitaibeliana* jako odrębnego taksonu.

Literatura

- Büchler W. 1985. New chromosome counts in *Salix*. 1. Botanica Helvetica 95: 165–175.
 Büchler W. 1986. New chromosome counts in *Salix*. 2. Botanica Helvetica 96: 135–143.
 Büchler W. 1992. A preliminary account of chromosome numbers in the *Salix* – section *Retusae*. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh Section B: Biological Sciences 98: 235–236.
 Izmajłow R. 1980. Cytological studies in *Salix* L. 1. Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica 22: 101–111.
 Löve Å. 1976. IOPB Chromosome Number Reports LIII. Taxon 25: 483–500.
 Löve A., Löve D. 1961. Chromosome numbers of Central and Northwest European plant species. Opera Botanica vol. 5. Almqvist & Wiksell, Stockholm.
 Skvortsov A.K. 1999. Willows of Russia and adjacent countries. Taxonomical and geographical revision. University of Joensuu, Joensuu.
 Tischler G. 1950. Die Chromosomenzahlen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. W. Junk, s-Gravenhage.

Wpływ warunków hodowli *in vitro* pędów dębu (*Quercus robur* L.) na efektywność ich namnażania

Szymon Kotlarski*, Agata Obarska, Teresa Hazubska-Przybył,
 Marcin Michalak, Paweł Chmielarz

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik, *szymko2@o2.pl

Dąb szypułkowy (*Quercus robur* L.) jest jednym z najcenniejszych gatunków lasotwórczych w Polsce. W ostatnich latach obserwuje się stopniowe zmniejsza-

nie się powierzchni naturalnych dąbrów, a także zamieranie cennych ekologicznie i gospodarczo ekotypów oraz wiekowych drzew pomnikowych. Wszystko to mobilizuje do zintensyfikowania prac służących zachowaniu zasobów genowych tego gatunku w postaci osobników rozmnożonych drogą wegetatywną. Rozmnażanie wegetatywne dębów tradycyjnymi metodami jest bardzo trudne, ponieważ ich pędy (zdrewniałe lub zielne) się nie ukorzeniają. W przypadku dębu jedynie metoda mikrorozmnażania w kulturach *in vitro* stwarza możliwości rozmnożenia wegetatywnego, namnażania pędów i ich późniejszego ukorzeniania.

Jednym ze sposobów polepszenia parametrów multiplikacji materiału roślinnego jest zastosowanie modyfikacji w ułożeniu pędów na pożywce stałej w pozycji poziomej w porównaniu z tradycyjnym pionowym umieszczeniem pędów (eksplantatów) (McClelland, Smith 1990). Innym ze sposobów zwiększenia efektywności mikronamnażania jest hodowla z wykorzystaniem bioreaktora RITA, działającego w systemie okresowego zalewania TIS (ang. *Temporary Immersion System*) eksplantatów pożywką płynną. Hodowla w systemie okresowego zalewania składa się z dwóch cyklicznie powtarzających się etapów. Cyklu pracy, gdy tłoczne powietrze powoduje, że hodowany materiał jest całkowicie zanurzany w pożywce, oraz drugiego cyklu, gdy pędy znajdują się powyżej poziomu pożywki. TIS jest powszechnie stosowany do multiplikacji zarodków somatycznych kawy (*Coffea* spp.) (Alabarran i in. 2005) oraz pędów jabłoni (*Malus* spp.) (Zhu i in. 2005).

Celem niniejszych badań jest poszukiwanie metod pozwalających na zwiększenie efektywności namnażania pędów dębu szypułkowego w kulturach *in vitro*.

Materiałem badawczym były pędy przybyszowe dębu szypułkowego wprowadzone do sterylnych kultur tkankowych, pochodzące z drzewa młodego (mniej więcej 30-letniego) oraz dla porównania z dębem pomnikowym (dąb Bąkowski, gmina Warlubie), około 300-letnim. Pędy pozbawione liści umieszczono na pożywce WPM (Woody Plant Medium) z dodatkiem 30 g·l⁻¹ sacharozy oraz 0,8 mg·l⁻¹ cytokininy – BAP (6-benzylaminopuryna). Testowano hodowlę pędów umieszczanych poziomo lub pionowo na pożywce stałej zestalonej agarą (7,0 g·l⁻¹) oraz hodowlę pędów na pożywce płynnej w bioreaktorze RITA. W przypadku hodowli w bioreaktorze RITA zaprogramowano dobowy cykl zalewania i przewietrzania trwający odpowiednio 3 min i 3 h. Po miesiącu hodowli określono liczbę oraz zmierzono długość uzyskanych nowych pędów. Wyniki uśredniono oraz poddano analizie wariancji (ANOVA). Do analiz statystycznych wykorzystano program SAS JMP Pro 12. Istotność uzyskanych różnic na poziomie $p \leq 0,05$ poddano ocenie za pomocą testu Tukeya-Kramera.

W przypadku hodowli eksplantatów pochodzących z drzewa 300-letniego na pożywce stałej (umieszczonych w pozycji poziomej) uzyskano więcej nowych pędów niż w systemie RITA (2,6 szt. – pożywka stała oraz 1,4 szt. – RITA). Wysokość uzyskanych pędów wynosiła odpowiednio w obydwu metodach hodowli 16,5 mm (pożywka stała) i 4,9 mm (RITA).

Drugi badany czynnik, czyli pozycja ułożenia eksplantatów na pożywce agarowej, dał odmienne wyniki w przypadku dwóch badanych drzew. Z eksplantatów pochodzących z 30-letniego dębu, umieszczonych na pożywce pionowo, uzyskano mniej dłuższych pędów w porównaniu z eksplantatami ułożonymi poziomo.

Wyniki dla materiału pobranego z dębu 300-letniego wykazywały odwrotną zależność. Wszystkie przedstawione różnice są statystycznie istotne.

Rezultaty świadczą o wyższej efektywności namnażania pędów dębu na pożywcze stałej w porównaniu z hodowlą na pożywcze płynnej w bioreaktorze RITA. Istotne wydaje się podjęcie dalszych badań weryfikujących wpływ zróżnicowanych cykli zalewania/przewietrzania eksplantatów dębu w bioreaktorze RITA w celu wyłonienia optymalnego czasu zanurzenia eksplantatów w pożywcze podczas jednego cyklu w ciągu doby.

Literatura

- Alabarran J., Bertrand B., Lartaud M., Etienne H. 2005. Cycle characteristics in a temporary immersion bioreactor affect regeneration, morphology, water and mineral status of coffee (*Coffea arabica*) somatic embryos. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture* 81: 27–36.
- McClelland M.T., Smith M.A.L. 1990. Vessel type, closure and explant orientation influence in vitro performance of five woody species. *Horticultural Science* 25: 797–800.
- Zhu L.H., Li X.Y., Welander M. 2005. Optimisation of growing conditions for the apple rootstock M26 grown in RITA containers using temporary immersion principle. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture* 81: 313–318.

Czy gospodarka leśna wpływa na różnorodność biologiczną grzybów mykoryzowych?

Marta Kowalska^{1*}, Maria Rudawska¹, Małgorzata Stasińska²,
Tomasz Leski¹, Leszek Karliński¹

¹*Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, Pracownia Badania Związków Symbiotycznych,
ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik, *mkowalska@man.poznan.pl*

²*Wydział Biologii, Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Szczeciński, ul. Felczaka 3c,
71-413 Szczecin*

Różnorodność biologiczna uznawana jest za kluczowy parametr charakteryzujący ekosystemy oraz ich funkcjonowanie (Loreau i in. 2002). W ostatnich dekadach obserwowana jest tendencja systematycznego zmniejszania się różnorodności biologicznej na skutek fragmentacji oraz degradacji siedlisk spowodowanych zmianami klimatu, skażeniem środowiska, rozprzestrzenianiem się gatunków inwazyjnych itd. (Rockström i in. 2009). Również gospodarka leśna postrzegana jest jako czynnik ograniczający różnorodność biologiczną (Paillet i in. 2010a). Wdrażane strategie w celu zahamowania dalszej utraty różnorodności biologicznej wielu organizmów, w tym grzybów, powinny być poparte badaniami naukowymi (Dahlberg, Mueller 2011).

Grzyby mykoryzowe odgrywają kluczową rolę w prawidłowym funkcjonowaniu ekosystemów leśnych. Drzewa pozbawione partnera grzybowego, wykazującego zdolność wytwarzania mykoryzy, odznaczają się wysokim ryzykiem występowania zakłóceń na tle fizjologicznym, ogólnorozwojowym, a także podatnością na patogeny. Wciąż jednak grzyby mykoryzowe są grupą niedocenianą i słabo rozpoznaną w badaniach ekologicznych (Gadd i in. 2007).

Celem niniejszych badań jest porównanie różnorodności biologicznej zbiorowisk grzybów mykoryzowych w kontynentalnych borach mieszanych (*Quercus robor*-*Pinetum*), na trzech powierzchniach objętych co najmniej 30-letnią ochroną rezerwatową (rezerваты leśne „Bażantarnia”, „Olbina” i „Czaplowizna”) oraz w sąsiadujących lasach użytkowanych gospodarczo. Badania oparte są na obserwacji owocników oraz molekularnej identyfikacji grzybów tworzących mykoryzy, zgodnie ze wskazaniami metodycznymi podkreślającymi konieczność jednoczesnej analizy nadziemnej i podziemnej struktury zbiorowisk grzybów mykoryzowych (Tóth, Barta 2010).

Łącznie w roku 2015 na wszystkich powierzchniach odnotowano około 100 gatunków grzybów ektomykoryzowych. Analiza mykoryz pozwoliła na zidentyfikowanie dwukrotnie wyższej liczby gatunków grzybów niż obserwacja owocników. Wstępne wyniki badań pokazują, że drzewostany rezerwatowe oraz użytkowane gospodarczo nie różnią się istotnie pod względem bogactwa gatunkowego grzybów mykoryzowych; różnią się natomiast pod względem składu gatunkowego. Na badanych powierzchniach zaobserwowano wysoką obfitość mykoryz tworzonych przez grzyby z rodzajów: *Piloderma*, *Tomentella* i *Pseudotomentella*. Odnotowano także licznie tworzące się mykoryzy: *Russula*, *Lactarius* i *Cortinarius* oraz zebrano odpowiadające im owocniki. Gatunkami wspólnymi dla wszystkich stanowisk były m.in.: *Cenococcum geophilum*, *Paxillus involutus*, *Imleria badia*, *Tylopilus felleus*, *Russula ochroleuca* czy *Pseudotomentella tristis*. Badania zaplanowane na kolejne lata oraz uzyskane wyniki z pewnością będą stanowiły cenny element w dyskusji naukowej dotyczącej wpływu gospodarki leśnej na różnorodność biologiczną (Halme i in. 2010; Paillet i in. 2010 a,b).

Literatura

- Dahlberg A., Mueller G.M. 2011. Applying IUCN red-listing criteria for assessing and reporting on the conservation status of fungal species. *Fungal Ecology* 4: 147–162.
- Gadd G., Watkinson S.C., Dyer P.S. 2007. *Fungi in the Environment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Halme P., Toivanen T., Honkanen M., Kotiaho J.S., Mönkkönen M., Timonen J. 2010. Flawed meta-analysis of biodiversity effects of forest management. *Conservation Biology* 24: 1154–1156.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P. (red.) 2002. *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University Press, Oxford.
- Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Odor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R.-J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastià M.-T., Schmidt W., Standovář T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. 2010a. Biodiversity differences between managed

- and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101–112.
- Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Odor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R.-J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastià M.-T., Schmidt W., Standovár T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. 2010b. Compromises in data selection in a meta-analysis of biodiversity in managed and unmanaged forests: response to Halme et al. *Conservation Biology* 24: 1157–1160.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J.A. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472–475.
- Tóth B.B., Barta Z. 2010. Ecological studies of ectomycorrhizal fungi: an analysis of survey methods. *Fungal Diversity* 45: 3–19.

Wpływ struktury zadrzewień śródpolnych na liczebność kluczowych gatunków ptaków

Krzysztof Kujawa, Tomasz Kniola

*Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk, ul. Bukowska 19,
60-809 Poznań, *krzysztof.kujawa@isrl.poznan.pl*

Od 40–50 lat w Europie (w Polsce od 15 lat) obserwuje się spadek liczebności ptaków charakterystycznych dla krajobrazu rolniczego. Jest to spowodowane intensyfikacją produkcji rolnej. Jednym ze sposobów zapobiegania temu spadkowi jest utrzymanie urozmaiconej struktury krajobrazu i jednocześnie dostosowanie jej do wymagań siedliskowych ptaków z zagrożonych gatunków. Niestety wiedza na temat optymalnych habitatów poszczególnych gatunków ptaków krajobrazu rolniczego w Polsce jest daleka od zadowalającej. Na przykład nie wypracowano modeli habitatowych – narzędzia przydatnego w kształtowaniu środowiska w celu efektywnego wykorzystania możliwości danego obszaru do ochrony danego gatunku.

Cele badań przeprowadzonych w latach 2009–2014 w okolicach Turwi (środkowa Wielkopolska) były następujące:

- stworzenie modeli habitatowych (opartych na GIS) i wyłonienie czynników najistotniejszych dla występowania wybranych, modelowych gatunków ptaków: potrzescza, ortolana, gąsiora i jarzębatki;
- przedstawienie praktycznych propozycji dotyczących zasad kształtowania zadrzewień w krajobrazie rolniczym.

Obszarem badań był fragment Parku Krajobrazowego im. Gen. D. Chłapowskiego. Skartowano rozmieszczenie ptaków i biotopów wraz ze zróżnicowaniem ich struktury i sposobów użytkowania na około 2360 ha terenu badań – kraj-

obrazu rolniczego z dominacją pól uprawnych z niewielkim udziałem łąk, wzbo-
gaconego obecnością licznych zadrzewień powierzchniowych, liniowych lub
grupowych oraz pasów roślinności zielnej, a także rowów melioracyjnych i dróg.
Digitalizację danych przeprowadzono za pomocą programu ArcGIS. Cechy struk-
tury środowiska preferowane lub unikane przez poszczególne gatunki wyłoniono
w następujący sposób: (a) na podstawie porównania struktury środowiska za po-
mocą wielu zmiennych określono listę zmiennych ilościowych, które wyróżniały
miejsca występowania ptaków, (b) za pomocą wskaźnika wybiórczości (EI – *elec-
tivity index*) oraz testu chi-kwadrat wyłoniono cechy jakościowe preferowane lub
unikane przez dany gatunek, (c) za pomocą regresji logistycznej dla każdego ga-
tunku spośród 24 zmiennych ilościowych i jakościowych wyłoniono zestaw naj-
istotniejszych zmiennych (od 3 do 9) środowiskowych, uzyskując jednocześnie
model służący do obliczenia prawdopodobieństwa wystąpienia danego gatunku
w określonym miejscu.

W wyniku zastosowania powyższej procedury wyłoniono czynniki środowi-
skowe kluczowe dla występowania modelowych gatunków ptaków (tab. 1).

Tabela 1. Podsumowanie preferencji środowiskowych badanych modelowych gatunków
ptaków (+: czynnik korzystny, -: czynnik niekorzystny)

Cecha środowiska	Ortolan	Potrzeszcz	Gąsiorek	Jarzębatka
Powierzchniowy typ zadrzewień		–	–	–
Zwarty, bogaty gatunkowo, stary drzewostan	+	–	–	–
Obecność starych drzew		–		+
Kombinacja dużego udziału krzewów oraz małego – drzew		+	+	+
Duża wysokość krzewów			+	+
Duży udział zwartej, bogatej w gatunki warstwy krzewów		–		
Dominacja krzewów ciernistych lub kolczastych			+	+
Skupiskowe rozmieszczenie drzew i krzewów		+	+	+
Duży udział pnączy			+	
Bogata roślinność zielna, przerastanie nią krzewów u podstawy, brak zabiegów pielęgnacyjnych wobec roślinności zielnej		+	+	+
Wilgotne łąki	–	+		
Trwała roślinność zielna na obrzeżach pól	–	+	+	+
Duże zróżnicowanie upraw		+	+	
Duże zróżnicowanie elementów krajobrazu		+	+	
Duża liczba zadrzewień w pobliżu		–		
Obecność mało uczęszczanych polnych dróg				+

Na podstawie przeprowadzonych badań przedstawiono zestaw praktycznych propozycji istotnych w ustalaniu zasad kształtowania zadrzewień śródpolnych – siedlisk badanych modelowych gatunków ptaków.

Najważniejszym wnioskiem jest konieczność zahamowania wycinki obecnie istniejących zadrzewień.

W przypadku sadzenia nowych należy kierować się zasadą: „dużo krzewów, a drzewa w rozproszeniu”, dbając o ich zróżnicowanie poprzez: skupiskowe rozmieszczenie krzewów i drzew, tworzenie okrajków oraz wprowadzanie pojedynczych, w przyszłości wysokich, krzewów i drzew.

Należy pozostawiać rośliny zielne u podstawy krzewów, a obszary zielne poza skupiskami krzewów i drzew kosić rzadko jedynie tak, by nie zarastały roślinami drzewiastymi.

Analiza czterech gatunków ptaków o wysokim priorytecie ochronnym w UE wskazuje na konieczność ochrony, zarówno pod względem ilości, jak i różnorodności już istniejących zadrzewień śródpolnych oraz na potrzebę uwzględniania wielu, często subtelnych cech struktury środowiska na terenach rolniczych w celu efektywnego wykorzystania ich potencjalnych możliwości w stanowieniu optymalnego środowiska życia poszczególnych gatunków ptaków.

Praca powstała w wyniku realizacji projektu badawczego nr N N305 3586 38 finansowanego ze środków Narodowego Centrum Nauki.

Długoterminowy wpływ zgryzania na wzrost i rozwój cisa pospolitego

Mariana Kýpětová¹, Łukasz Walas^{2*}, Peter Jaloviar¹, Grzegorz Iszkuło^{2,3}

¹Department of Silviculture, Technical University in Zvolen, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovakia

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

³Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Zielonogórski, ul. Prof. Z. Szafrana 1, 65-516 Zielona Góra, *lukaswalas@wp.pl

Jednymi z decydujących czynników wpływających na przeżywalność i rozwój młodego pokolenia cisa pospolitego są dostępność światła i presja zwierzyny. W wielu badaniach wykazano negatywne oddziaływanie nadmiernego zacienienia oraz zgryzania na wzrost i rozwój cisów. Nie wiadomo jednak, jakie są długoterminowe konsekwencje zgryzania, nawet po wyeliminowaniu presji zwierząt, dlatego postawiono hipotezę badawczą: zgryzanie, światło początkowe oraz bieżące oświetlenie mają długoterminowy wpływ na wzrost i rozwój cisów oraz morfologię igieł. Poszczególne działania na roślinach będących obiektem badań wyglądały następująco: 1) rok 2000: zostały zebrane nasiona z 10 drzew matecznych w rezerwacie „Malinówka” w Beskidzie Niskim; 2) lata 2000–2002: przechowywanie

i stratyfikacja nasion (Suszka 1985); 3) lata 2000–2002: wzrost siewek w szkółce; 4) lata 2003–2006: wzrost cisów w warunkach sztucznego zacielenia w 2, 8, 30 oraz 100% pełnego oświetlenia, identyfikowane w badaniach jako oświetlenie początkowe; 5) lata 2006–2011: wzrost 384 cisów pod okapem drzewostanu w wariantach grodzonym i niegrodzonym (16 osobników $\times$ 3 bloki $\times$ 4 warianty oświetlenia początkowego, wariant zgryzany i niezgryzany (grodzony) = 384; wyniki patrz: Iszkuło i in. 2014; 6) lata 2011–2016: wzrost wszystkich cisów w warunkach grodzonych (ogrodzenie wariantu niegrodzzonego – badania, które są prezentowane). Pomierzono wysokość, rozpiętość koron, liczbę pni wszystkich cisów, zmierzono oświetlenie względne nad każdym osobnikiem oraz pobrano igły rocznika 2015 z 96 osobników tak, aby reprezentowały wszystkie badane bloki i warianty (4 osobniki $\times$ 3 bloki $\times$ 4 warianty oświetlenia początkowego $\times$ 2 warianty zgryzania = 96).

Badania wykazały, że tylko zgryzanie wpłynęło istotnie na badane parametry cisów. Okazało się, że rośliny bardzo szybko zniwelowały różnice we wzroście i morfologii igieł wynikające z początkowego wzrostu w warunkach różnego poziomu oświetlenia. Brak wpływu bieżącego oświetlenia na parametry wzrostowe i morfologię igieł można tłumaczyć niewielkim zakresem oświetlenia na badanej powierzchni (pomiędzy 3 a 16% pełnego oświetlenia). Mimo upływu pięciu lat od momentu wyeliminowania presji zwierząt zgryzane cisy były średnio trzy razy niższe od niezgryzanych. Pięcioletni średni przyrost roczny był dwukrotnie niższy u osobników zgryzanych i w roku 2014 oraz 2015 utrzymywał się na podobnym poziomie. Jednocześnie blisko 80% osobników zgryzanych wykształciło więcej niż jeden pień, podczas gdy wielopniowość wykazana została u 76% osobników zgryzanych. Stwierdzono istotnie większą powierzchnię i długość oraz mniejszą specyficzną powierzchnię igieł osobników niezgryzanych w porównaniu ze zgryzanymi. Może to wskazywać na długoterminowe konsekwencje zgryzania i zmianę strategii osobników zgryzanych w kierunku „ucieczki” przed roślinożercami (Boege, Marquis 2005). Strategia taka polegałaby na zwiększeniu liczby pni kosztem ograniczenia wzrostu na wysokość, redukcji powierzchni aparatu asymilacyjnego w kierunku zmiany struktury czy zwiększenia zawartości związków obronnych.

Literatura

- Boege K., Marquis R.J. 2005. Facing herbivory as you grow up: The ontogeny of resistance in plants. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 441–448.
- Iszkuło G., Nowak-Dyjeta K., Sękiewicz M. 2014. Influence of initial light intensity and deer browsing on *Taxus baccata* saplings: A six years field study. *Dendrobiology* 71: 93–99.
- Suszka B. 1985. Conditions for after-ripening and germination of seeds and for seedling emergence of English yew (*Taxus baccata* L.). *Arboretum Kórnickie* 30: 285–338.

Bożodrzew gruczołkowaty (*Ailanthus altissima*) – atrakcyjny przybysz z Azji czy szkodliwy intruz? Rozmieszczenie i odnowienie naturalne w Poznaniu

Aneta Ladach^{1*}, Marcin K. Dyderski^{2,3}, Andrzej M. Jagodziński^{2,3}

¹Sekcja Botaniczna Koła Leśników, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 85, 60-625 Poznań, *aneta.ladach@gmail.com

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-635 Kórnik

³Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

W ostatnich latach na terenie Poznania spontanicznie pojawił się bożodrzew gruczołkowaty (*Ailanthus altissima*), nienotowany wcześniej we florze miasta jako element spontaniczny (Jackowiak 1993), choć wspominany w opracowaniu Jackowiaka (2011) jako nowo wkraczający neofit. Gatunek ten w optymalnych dla siebie warunkach dorasta do 30 m wysokości i jest zaliczany do drzew szybko rosnących. Ma on niskie wymagania siedliskowe, m.in. może zasiedlać tereny ruderalne czy ubytki w szlakach komunikacyjnych, ale preferuje miejsca nasłonecznione. Jest gatunkiem urbanofilnym (Bąbelewski 2007). Poza tym cechuje go wytwarzanie dużej liczby nasion, płytki i rozległy system korzeniowy, który wytwarza liczne odrośla, duża odporność na zanieczyszczenia powietrza, zasolenie gleby i niedobór wody oraz wytwarzanie ajlantoiny, związku allelopatycznego (Karczmarczyk 2013). Cechy bożodrzewu czynią go gatunkiem inwazyjnym, który rozprzestrzeniając się, szczególnie w miastach, gdzie temperatura jest wyższa niż na otwartych przestrzeniach, może stanowić poważne zagrożenie. Biorąc pod uwagę fakt, że mało znana jest zdolność *A. altissima* do rozprzestrzeniania się, niebezpieczeństwo masowego zwiększenia liczby stanowisk tego gatunku rośnie. Celem pracy było rozpoznanie rozmieszczenia *A. altissima* w Poznaniu oraz określenie zagęszczenia jego odnowienia naturalnego w różnych mikrosiedliskach.

Rozpoznanie występowania badanego gatunku oparto na przeglądzie literatury i poszukiwaniach wokół starszych nasadzeń *A. altissima*. Szczegółowe prace dotyczące odnowienia naturalnego przeprowadzono na dziewięciu stanowiskach na terenie Poznania. Podczas obserwacji zebrano informacje o liczbie dorosłych osobników i ich owocowaniu, o liczebności w klasach wysokości (do 0,5 m; od 0,5 do 1 m; od 1 do 2 m; od 2 m) i odległości młodego pokolenia od drzew macieczyń (0–10 m; 10–20 m; 20–30 m; 30–40 m; 40–50 m) w rozróżnieniu na mikrosiedliska (zakrzewienia, trawniki koszone, roślinność ruderalna, gleby częściowo zakryte, odkryta gleba).

W Poznaniu odnaleziono spontaniczne stanowiska badanego gatunku w 18 kwadratach (1×1 km) siatki wykorzystywanej do kartowania flory miasta, podczas gdy Jackowiak (1993) nie wymienia ani jednego ze stanowisk. Największe zagęszczenie młodego pokolenia o wysokości do 1 m występowało na glebach częściowo zakrytych (np. żwirem), a najmniejsze – na trawnikach. Najwięcej

osobników o wysokości powyżej 1 m występowało w miejscach ruderalnych, natomiast najmniejsze zagęszczenie zaobserwowano na odkrytej glebie, a w przypadku osobników o wysokości powyżej 2 m także na glebach częściowo zakrytych. Sumaryczne zagęszczenie (wszystkich klas wysokościowych) różni się w zależności od odległości od źródła nasion, co wykazał test Kruskala-Wallisa ($p < 0,05$), natomiast w ramach poszczególnych klas odległości nie zaobserwowano istotnych statystycznie różnic ($p > 0,05$) pomiędzy zagęszczeniem osobników w poszczególnych klasach wysokościowych. Ponadto stwierdzono, że zagęszczenie bożodrzewów w ramach podziału na klasy wysokości nie różni się w zależności od rodzaju mikrosiedliska ($p > 0,05$), z wyjątkiem powierzchni częściowo zakrytej ($p < 0,01$), oraz że większość wyższych drzew należała do pierwszej klasy odległości. Uzyskane wyniki wskazują, że *A. altissima* ma dużą tendencję do rozprzestrzeniania się, przez co możemy się spodziewać, że gatunek ten będzie miał coraz więcej stanowisk, zwłaszcza na siedliskach ruderalnych w centrum miasta. Jest to rezultatem przywiązania badanego gatunku do siedlisk miejskich, zwłaszcza w warunkach miejskiej wyspy ciepła (Kowarik, Säumel 2007). Gatunek ten należy objąć monitoringiem, biorąc pod uwagę jego potwierdzoną inwazyjność w Europie Zachodniej (Kowarik, Säumel 2007). Należy także, z uwagi na możliwość szybszej degradacji nawierzchni dróg i chodników, na bieżąco usuwać pojawiający się nalot, co zminimalizuje ryzyko ekspansji badanego gatunku.

Literatura

- Bąbelewski P. 2007. Rozmieszczenie stanowisk bożodrzewu gruczołkowatego (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) we Wrocławiu w zależności od sposobu użytkowania terenu. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 383, Ogrodnictwo 41: 17–21.
- Jackowiak B. 1993. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych na terenie miasta Poznania. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Jackowiak B. 2011. Poznań. [W:] N. Müller, J.G. Kelcey (red.), Plants and Habitats of European Cities. Springer, New York, s. 363–405.
- Karczmarczyk R. 2013. Ajlant – drzewo „sięgające nieba”. Wszechświat 114(8–9): 307–309.
- Kowarik I., Säumel I. 2007. Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 8: 207–237.

Ocena żywotności i wzrostu drzew w warunkach siedlisk o podwyższonej koncentracji siarki na zrehabilitowanych i zalesionych terenach po Kopalni Siarki „Jeziórko”

Justyna Likus-Cieślik*, Marcin Pietrzykowski

Zakład Ekologii Lasu i Rekultywacji, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie, al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków, *j.likus@ur.krakow.pl

W Polsce większość terenów pogórnich, tj. 60% arealu przejmowanego pod eksploatację, po rekultywacji podlega zalesieniu (Pietrzykowski 2014). Rekultywacja terenów po otworowym wydobyciu siarki cechuje się szczególnie wysokim stopniem trudności, głównie ze względu na dużą koncentrację siarki w glebie oraz zakwaszenie (Cooke, Johnson 2002). Badany teren byłej Kopalni Siarki „Jeziórko” (Polska południowa) został zrehabilitowany i zalesiony w latach 1993–2010, ale nadal występują miejsca (hot spots) o wysokiej koncentracji siarki (nawet do $40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) i niskim pH (poniżej 4,5) (Likus-Cieślik 2015). Spośród ponad 2 tys. ha zajętych przez kopalnię zrehabilitowano ponad tysiąc, a zalesieniem objęto ponad 700 ha, z czego około 400 ha przekazano LP (Pietrzykowski i in. 2012). Rekultywacja na tym terenie polegała na neutralizacji skażeń wapnem w ilości od 10 do $300 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, przykryciu gruntu silnie zasiecanego wapnem po flotacyjnym o grubości od 10 do 20 cm, regulacji stosunków wodnych i kształtowaniu rzeźby terenu oraz renielacji (Warzybok 2000).

W pracy oceniono parametry gleb, głównie koncentrację siarki w wierzchnich warstwach, pH, zasolenie gleb przez pomiar przewodności elektrolitycznej właściwej (PEW). Oceniono także żywotność i wzrost drzew na terenach zrehabilitowanych i zalesionych w miejscach, gdzie rekultywacja nie była w pełni efektywnie wykonana, oraz w drzewostanach na terenach skutecznie zrehabilitowanych. W ramach badań w regularnej siatce kwadratów o boku 150 m wyznaczono powierzchnie (łącznie 88), w których z wierzchniej warstwy gleb (0–20 cm) pobrano próbki glebowe, a na powierzchniach kołowych (100 m^2) zinventaryzowano występowanie roślinności z podziałem na dwie warstwy: a – drzew i c – roślin zielnych. Na podstawie uzyskanych wyników opracowano mapy przestrzennego zróżnicowania skażenia wierzchnich poziomów glebowych siarką oraz pokrycia terenu przez roślinność. Następnie wyznaczono trzy kategorie pokrycia terenu: Zd – powierzchnie zdegradowane, tzn. nieefektywnie zrehabilitowane i zalesione, o niskim stopniu pokrycia terenu przez roślinność lub jej całkowitym braku, oraz kategorie prawidłowo zrehabilitowane: So – powierzchnie w drzewostanach sosnowych i Brz – w drzewostanach brzoźowych. W każdej kategorii terenu założono po cztery powierzchnie kołowe ($r = 20 \text{ m}$) stanowiące powtórzenie (łącznie założono 12 powierzchni próbnych). Na każdej powierzchni pomierzono wysokość (H) oraz pierśnicę ($D_{1,3}$) drzew i dokonano oceny żywotności drzew według klasyfikacji IUFRO. Dodatkowo na każdej powierzchni szczegółowej pobrano

próbki glebowe z dwóch głębokości (0–5 i 5–40 cm). W glebach oznaczono stężenie siarki (S), pH i PEW.

Uzyskane wyniki na powierzchniach So i Brz potwierdzają dobry wzrost drzew oraz korzystne parametry gleb (pH neutralne, niską zawartość siarki w glebie). Wyniki te wskazują na prawidłowe wykonanie rekultywacji na większości terenu. Niemniej wciąż występują miejsca, gdzie rekultywacja, a szczególnie neutralizacja, nie była w pełni efektywna, w związku z czym wzrost roślinności był zaburzony lub powierzchnie były całkowicie jej pozbawione (kategoria Zd). W tych miejscach gleby cechowały się stosunkowo wysokim stopniem zanieczyszczenia i niskim pH.

Sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) i brzoza brodawkowata (*Betula pendula*) są gatunkami polecanymi w zalesianiu terenów trudnych do rekultywacji, natomiast warunkiem jest jej poprawne i dokładne wykonanie.

Literatura

- Cooke J.A., Johnson M.S. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: a review of theory and practice. *Environmental Reviews* 10(1): 41–71.
- Likus-Cieślak J., Pietrzykowski M., Śliwińska-Siuśta M., Krzaklewski W., Szostak M. 2015. Preliminary assessment of soil sulphur contamination and vegetation characteristic in the vicinity of former boreholes on afforested post-mine site Jeziorko. *Geology, Geophysics & Environment* 41(4): 371–380.
- Pietrzykowski M., Krzaklewski W., Woś B., Pietrzak W. 2012. Ocena zagospodarowania leśnego zrekultywowanych terenów po otworowej eksploatacji siarki. *Przegląd Górniczy* 68(7): 98–103.
- Pietrzykowski M. 2014. Soil quality index as a tool for Scots pine (*Pinus sylvestris*) monoculture conversion planning on afforested, reclaimed mine land. *Journal of Forestry Research* 25(1): 63–74.
- Warzybok W. 2000. Rekultywacja terenów górniczych Kopalni Siarki „Jeziorko”. [W:] *Ochrona i rekultywacja gruntów: materiały konferencyjne*, Baranów Sandomierski 14–16 czerwca 2000, seria: Inżynieria Ekologiczna 1, EkoInżynieria, s. 23–26.

Holocenska historia jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) w Polsce określona na podstawie geograficznego rozmieszczenia haplotypów mitochondrialnego i chloroplastowego DNA

Monika Litkowiec*, Andrzej Lewandowski

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik, *mlit@man.poznan.pl

Współczesne rozmieszczenie geograficzne gatunków drzew leśnych i struktura genetyczna populacji, w ramach ich naturalnego zasięgu, jest w znacznej mierze konsekwencją ostatniego zlodowacenia, które zakończyło się około 10 tys. lat temu, oraz polodowcowej wędrówki z refugium, która rozpoczęła się w Europie około 13 tys. lat temu.

W Polsce jodła pospolita (*Abies alba* Mill.) jest jedynym rodzimym gatunkiem spośród 40 znanych gatunków rodzaju *Abies*. Naturalny zasięg jodły pospolitej jest największy spośród wszystkich europejskich gatunków należących do tego rodzaju. Gatunek ten, o dużych walorach ekologicznych i ekonomicznych, występuje zasadniczo w środkowej i południowej Europie, w masywach górskich od Pirenejów do Bałkanów. Naturalny zasięg jodły pospolitej w naszym kraju ukształtował się w okresie subatlantyckim, około 2000 lat temu, kiedy osiągnął swoją północno-wschodnią granicę. Prawdopodobnie jodła migrowała do Polski z dwóch ostoj plejstocenijskich zlokalizowanych na południowych półwyspach Europy: Półwyspie Bałkańskim i Apenińskim.

Do dziś było zaledwie kilka doniesień dotyczących zmienności puli genowej jodły w Polsce. Istniała zatem realna potrzeba uzupełnienia stanu wiedzy, zwłaszcza że mamy do czynienia z gatunkiem lasotwórczym odgrywającym podstawową rolę w ekosystemach leśnych, szczególnie górskich.

Głównym celem badań było określenie polodowcowej historii jodły pospolitej w Polsce. Do badań wybrano 81 naturalnych populacji tego gatunku reprezentujących cały obszar jej naturalnego zasięgu w naszym kraju. Analizy genetyczne przeprowadzono w oparciu o organellowe markery DNA o przeciwstawnych wzorcach dziedziczenia: mitochondrialny marker dziedziczony matecznie (*nad5-4*) i chloroplastowy marker dziedziczony ojcowsko (*psbC*). Jednoznacznie wykazano, że obszar Polski jest miejscem wymieszania się osobników pochodzących z dwóch odrębnych zasięgów jodły: apenińskiego i bałkańskiego. Jednak wymieszanie pul genowych odbyło się w specyficzny sposób. W linii matecznej (dyspersja nasion) jodła wywodzi się jedynie z refugium apenińskiego. Natomiast w linii ojcowskiej (dyspersja pyłku) z dwóch refugium – apenińskiego i bałkańskiego. Wynik ten wskazuje na daleki i efektywny transport pyłku pochodzącego z refugium bałkańskiego (region Karpat rumuńskich), zwłaszcza na wstępnym etapie kształtowania się puli genowej jodły w Polsce po ostatnim zlodowaceniu.

Liczne epizody zamierania jodły pospolitej w XX w. miały znaczny wpływ na przekształcenie jej puli genowej. Określenie pochodzenia populacji w kontekście istnienia odrębnych refugium, a co za tym idzie – odróżnianie populacji autochtonicznych od sztucznie wprowadzanych – ma szczególne znaczenie nie tylko ze względów konserwatorskich, ale również gospodarczych.

Ocena populacji czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.) w rezerwacie „Świetlista Dąbrowa koło Obrzycka”

Roksana Lubkowska*, Maria Wojterska

Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska, Instytut Biologii Środowiska, Uniwersytet
im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań, *roksanalubkowska@gmail.com

Czeremcha amerykańska (*Padus serotina*) jest w Polsce i w wielu innych krajach europejskich powszechnie uznawana za gatunek inwazyjny (Tokarska-Guzik i in. 2015). Z powodzeniem kolonizuje nowe tereny dzięki licznym przystosowaniom, które dają jej przewagę nad gatunkami rodzimymi (Closset-Kopp i in. 2007). Ekspansja *Padus serotina* stanowi poważne zagrożenie dla rodzimych fitocenoz. Szczególnie niebezpieczne jest jej wnikanie na teren siedlisk przyrodniczych objętych ochroną. Jednym z nich są fitocenozy świetlistej dąbrowy *Potentillo albae-Quercetum* uznane za siedlisko priorytetowe (Tokarska-Guzik i in. 2012).

Czeremcha amerykańska, która jako nowy inżynier ekosystemu przekształca środowisko, ogranicza rodzimą różnorodność gatunkową runa i sprzyja rozwojowi gatunków cienioznośnych (Chabrierie i in. 2010). Jej negatywne oddziaływanie może doprowadzić do pogorszenia stanu zachowania ciepłolubnej fitocenozy. Celem badań było scharakteryzowanie populacji *Padus serotina* na terenie rezerwatu „Świetlista Dąbrowa koło Obrzycka” i określenie zagrożenia, jakie stwarza dla chronionego siedliska.

Rezerwat „Świetlista Dąbrowa koło Obrzycka” chroni jeden z najlepiej zachowanych kompleksów świetlistych dąbrów w Wielkopolsce (Wojterska, Wiszniewska 1996). Badania przeprowadzone zostały na 89 poletkach o powierzchni 10 m² rozmieszczonych w centrum regularnej siatki o okach 100×100 m, którą pokryty został cały rezerwat. Na wyznaczonych poletkach dokonano inwentaryzacji czeremchy amerykańskiej, pomiaru wysokości osobników i oceny ich żywotności, a także pobrano fragment pędu, który wykorzystany został do pomiaru wieku osobników z zastosowaniem metody dendrochronologicznej.

Aktualny stan populacji *Padus serotina* znacząco różni się od obrazu zagrożeń wewnętrznych, który przedstawiony został w planie ochrony rezerwatu na lata 2006–2025. Populacja *Padus serotina*, obecnie rozprzestrzeniona na terenie niemal

całego rezerwatu, znajduje się w fazie zasiedlania i wzrostu liczebności i wykazuje skupiskową strukturę przestrzenną. Stwierdzono dominację osobników młodych, szczególnie licznie występujących przy 70-procentowym zwarcie warstwy oceniającej. Największa liczba osobników, w tym osobniki owocujące, koncentrowała się w najlepiej zachowanej części świetlistej dąbrowy objętej ochroną ścisłą. Zdecydowanie rzadziej czerwcha amerykańska występowała w fitocenozach zdegenerowanych.

Obecność kilku osobników rozmnażających się generatywnie może świadczyć o stopniowym wkraczaniu badanej populacji w kolejną fazę dynamiki liczebności. Zapewni to populacji gatunku inwazyjnego wewnętrzne źródło diaspor, co umożliwiłoby przyspieszenie dalszej ekspansji. Dominacja młodych, cienioznośnych osobników, zgodnie z syndromem Oskara, wskazywać może na stosowanie strategii „siedź i czekaj” (Closset-Kopp i in. 2007).

Zabiegi ochronne zaplanowane w planie ochrony rezerwatu nie są wystarczające. Zachowanie cennego siedliska we właściwym stanie wymaga wybrania odpowiedniej metody zwalczania gatunku inwazyjnego, podjęcia natychmiastowych działań i stałego monitoringu.

Literatura

- Chabrerie O., Loinard J., Perrin S., Saguez R., Decocq G. 2010. Impact of *Prunus serotina* invasion on understory functional diversity in a European temperate forest. *Biological Invasions* 12(6): 1891–1907.
- Closset-Kopp D., Chabrerie O., Valentin B., Delachapelle H., Decocq G. 2007. When Oskar meets Alice: Does a lack of trade-off in r/K-strategies make *Prunus serotina* a successful invader of European forests? *Forest Ecology and Management* 247(1–3): 120–130.
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Nowak T., Urbisz A., Węgrzynek B., Dajdok Z. 2015. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. Uniwersytet Śląski w Katowicach, Katowice.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. GDOŚ, Warszawa.
- Wojterska M., Wiszniewska K. 1996. Świetlista dąbrowa *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933 w Leśnictwie Daniele koło Obrzycka na tle świetlistych dąbrów Wielkopolski. Stan zachowania i projekt ochrony. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią, seria B – Botanika 45: 41–77.

Różnorodność grzybów saproksylicznych w drzewostanach gospodarczych i niepodlegających gospodarowaniu

Piotr Łakomy*, Hanna Kwaśna, Wojciech Szewczyk, Marlena Baranowska-
Wasilewska, Jolanta Behnke-Borowczyk

Katedra Fitopatologii Leśnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71C,
60-625 Poznań, *plakomy@up.poznan.pl

Celem badań było: (i) scharakteryzowanie zbiorowisk grzybów zasiedlających tzw. martwe drewno w zależności od jego cechy (np. gatunku, typu, klasy rozkładu), (ii) weryfikacja wpływu gospodarki leśnej na strukturę zbiorowisk grzybów w drewnie oraz (iii) preferencji pokarmowych grzybów.

Badania prowadzono w drzewostanach dębowych (*Quercus robur* L.) na powierzchni ochronnej (niezwiązanej z gospodarką leśną) Drawieńskiego Parku Narodowego (53,08° N, 15,27° E) i drzewostanu gospodarczego w Nadleśnictwie Smolarz (52,83° N, 15,83° E) oraz w drzewostanach sosnowych (*Pinus sylvestris* L.) Nadleśnictwa Torzym, w drzewostanie gospodarczym i drzewostanie, w którym nie prowadzono zabiegów gospodarczych przez ostatnie 45 lat (52,31°N, 15,08°E; stałe powierzchnie Katedry Hodowli Lasu, UP w Poznaniu). W każdym drzewostanie założono po cztery powierzchnie transektowe o długości 700 m i szerokości 50 m, oddalone od siebie o 50 m (10% powierzchni drzewostanu). Na powierzchniach tych wykonano monitoring występowania owocników grzybów na pniakach, martwych drzewach, kłodach, leżących konarach i gałęziach. Dokonano też inwentaryzacji tzw. martwego drewna pod względem ilościowym i jakościowym (stopnie rozkładu). Z każdej powierzchni i kategorii drewna pobierano próby drewna. Dokonano izolacji i identyfikacji gatunków grzybów metodą tradycyjną, na podstawie morfologii kolonii i zarodnikowania, a także metodą biologii molekularnej.

W celu analizy porównawczej różnorodności jakościowej i ilościowej zbiorowisk grzybów stwierdzonych w drzewostanach gospodarczych i „rezerwatach” zastosowano wskaźniki Margalefa (DMg), Shannona (H'), Simpsona (D), wskaźnik stałości gatunkowej Simpsona (E) oraz wskaźnik Berger-Parkera (d). Podobieństwo między zbiorowiskami grzybów było ustalone za pomocą współczynnika jakościowego podobieństwa Sorensena (CN), natomiast różnice w liczebności i różnorodności pomiędzy zbiorowiskami grzybów były analizowane za pomocą testu χ^2 . Związek między średnią liczbą gatunków lub izolatów w próbie i proporcją kategorii martwego drewna w zależności od stopnia jego rozkładu został oszacowany przez współczynnik korelacji Pearsona.

Zasobność martwego drewna w drzewostanach sosnowych wynosiła 8,94 m³/ha (gospodarczy) i 14,49 m³ (bez zabiegów), natomiast w dębowych odpowiednio 0,51 m³ (bez pniaków) i 58,68 m³.

Drzewostany sosnowe. Owocniki grzybów stwierdzano głównie na drewnie zaliczonym do drugiego stopnia rozkładu, rzadziej pierwszego, a najrzadziej do trzeciego. Owocniki grzybów lub grzybnie zaobserwowano na 34% martwego drewna w drzewostanie gospodarczym (10 gatunków) i 21% w drzewostanie rezerwatowym (15 gatunków).

Na podstawie identyfikacji grzybów izolowanych z drewna stwierdzono, że drewno zostało zasiedlone przez 140 gatunków *Oomycota* (1 gatunek) i grzybów [*Zygomycota* (19 gatunków), *Ascomycota* (108 gatunków) i *Basidiomycota* (12 gatunków)]. W pierwszym, drugim i trzecim stadium rozkładu drewno zasiedlone zostało przez 114, 91 i 52 gatunki grzybów. W martwym drewnie sosnowym stwierdzono występowanie 157 gatunków grzybów i organizmów grzybobodobnych, przy czym na podstawie obserwacji terenowych odnotowano 11% gatunków (17) spośród wszystkich wyizolowanych i zidentyfikowanych organizmów.

Drzewostany dębowe. Owocniki grzybów i grzybnie stwierdzono na 43% zasobów martwego drewna (13 gatunków) w drzewostanie gospodarczym i na 61% zasobów w drzewostanie rezerwatowym (22 gatunki).

Na podstawie identyfikacji grzybów izolowanych z drewna dębowego stwierdzono, że drewno zasiedlone zostało przez 121 gatunków *Oomycota* (1 gatunek) i grzybów [*Zygomycota* (19 gatunków), *Ascomycota* (94 gatunków) i *Basidiomycota* (7 gatunków)]. W drewnie dębowym, na podstawie obserwacji terenowych i prac mykologicznych, stwierdzono występowanie 153 gatunków grzybów i organizmów grzybobodobnych. Spośród wszystkich gatunków te odnotowane podczas obserwacji terenowych stanowiły 21% gatunków (32).

W drewnie pochodzącym z drzewostanów gospodarczych sosnowych i dębowych stwierdzono odpowiednio 33 i 25 gatunków grzybów, które nie występowały w drewnie z drzewostanów rezerwatowych. Z kolei 47 i 31 gatunków zidentyfikowano wyłącznie w drewnie pozyskanym w drzewostanach rezerwatowych. Natomiast 60 i 61 gatunków spotykano w obu kategoriach drzewostanów. Sześćdziesiąt osiem gatunków grzybów wystąpiło zarówno na drewnie sosny, jak i dębu.

Obliczone wskaźniki różnorodności gatunkowej wskazały na zmniejszanie się różnorodności zbiorowisk grzybów w miarę postępu procesu zgnilizny oraz zbliżony stopień podobieństwa w składzie gatunkowym w obu analizowanych kategoriach drzewostanów. Spadek liczby gatunków grzybów w miarę postępującego rozkładu drewna wskazuje na konieczność systematycznego dostarczania ekosystemowi leśnemu świeżych partii martwego drewna zapewniających ciągłość procesów rozwojowych fungi, fauny i flory gwarantujących stabilny rozwój drzewostanów. Zasobność martwego drewna ma pośrednie znaczenie dla bioróżnorodności tych organizmów raczej na poziomie populacyjnym aniżeli gatunkowym. Występowanie 60% gatunków grzybów zarówno w drewnie sosnowym, jak i dębowym, świadczy o szerokiej skali wymagań ekologicznych tych organizmów i możliwości ich pojawiania się w każdych warunkach siedliskowych.

Badając bioróżnorodność mykobioty na poziomie mikro, można stwierdzić, że nawet w drzewostanach, w których nie ma zbyt dużej liczby owocników grzybów rozkładających drewno, bioróżnorodność tych organizmów pozostaje na wyso-

kim poziomie. Leżące gałęzie mają także duże znaczenie dla bioróżnorodności mykobioty, zarówno w drzewostanach iglastych, jak i liściastych.

Projekt finansowany przez Dyрекcyję Generalną Lasów Państwowych w Warszawie

Zamieranie sosen i świerków w wyniku suszy 2015–2016

Piotr Łakomy¹, Katarzyna Nowik², Jarosław Góral², Radosław Cieślak³

¹Katedra Fitopatologii Leśnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71C,
60-625 Poznań, plakomy@up.poznan.pl

²Zespół Ochrony Lasu we Wrocławiu, ul. Grunwaldzka 90, 50-001 Wrocław

³Zespół Ochrony Lasu w Łopuchówku, Łopuchówko 1, 62-095 Murowana Goślina

W 2015 r. wystąpiły na większej części kraju niekorzystne zjawiska pogodowe. Długotrwała susza dotknęła Dolny Śląsk, Śląsk, Wielkopolskę, Mazowsze, Lubelszczyznę i północne Podkarpacie. Klimatyczny bilans wodny (KBW) umożliwiający określenie uwilgotnienia środowiska (ocenę stanu aktualnych zasobów wodnych) wskazywał przez wiele miesięcy wartości charakteryzujące stan suszy dla wielu roślin uprawnych, w tym również dla drzew. Najniższe wartości KBW odnotowano dla okresu od 1 lipca 2015 do 31 sierpnia 2015 r. (www.susza.iung.pulawy.pl/KBW).

Na przełomie tych miesięcy rozpoczął się proces zamierania sosen, objawiający się, na początku, przebarwieniami aparatu asymilacyjnego górnych partii koron. Zamieranie pojawiało się w drzewostanach sosnowych (od III klasy wieku), rosnących na siedliskach bogatszych – lasowych. Zjawisko wystąpiło z różnym nasileniem w 19 nadleśnictwach RDLP w Poznaniu, 5 nadleśnictwach RDLP Zielona Góra oraz w 14 nadleśnictwach RDLP we Wrocławiu.

Tempo zamierania koron było bardzo szybkie, w okresie dwóch tygodni od zaobserwowania pierwszych objawów całe korony przebarwiała się na brunatno. Szczegółowa analiza wykazała silne porażenie tych koron przez *Sphaeropsis sapinea* (Fr.) Dyko & B.Sutton, patogena słabości powodującego zamieranie pędów. Objawy, jakie pojawiały się dodatkowo, to liczne wycieki żywicy na pędach, gałęziach i strzałach oraz bardzo liczne owocniki patogena na igłach, pędach, gałęziach, strzałach i szyszkach. W miejscu wystąpienia objawów tyto obumierało, co wskazuje na brak możliwości regeneracyjnych porażonych sosen. Drewno w obrębie pojawu owocników ulegało szybko postępującej siniźnie. Problem zamierających sosen dotyczył 20% nadleśnictw w Polsce, a na terenie RDLP w Poznaniu wystąpił na 11,7 tys. ha, natomiast na terenie RDLP w Zielonej Górze na około 300 ha. W nadleśnictwach RDLP w Poznaniu pozyskano do tej pory około 82,5 tys. m³ drewna oraz szacuje się, że miąższość porażonych drzew, które z dużym prawdopodobieństwem w najbliższym miesiącach obumrą, wynosi około 34 tys. m³.

W drzewostanach świerkowych Dolnego Śląska proces zamierania drzew rozpoczął się w czwartym kwartale 2015 r. Pierwszym objawem było nasilone zrzucanie starszych roczników igieł, następnie zamieranie koron postępujące od wierzchołka. W 80% przypadków drzewa osłabione zostały w szybkim tempie zasiedlone przez opieńkę ciemną (*Armillaria ostoyae* (Romagn.) Herink), która przyspieszała proces wydzielania się drzew. Należy spodziewać się także wzmożonej aktywności korzeniowca drobnoporego (*Heterobasidion parviporum* Niemelä & Korhonen) i korzeniowca sosnowego (*H. annosum* (Fr.) Bref.) w tych drzewostanach. Do chwili obecnej 60% planowo pozyskanych drzew to drzewa zmarłe. Na terenie RDLP we Wrocławiu proces zamierania drzewostanów świerkowych odnotowano na powierzchni 125,7 tys. ha, natomiast drzewostanów sosnowych na 201,9 tys. ha. W 2016 r. pozyskanie posuszu, złomów i wywrotów sosnowych wyniosło 749,5 tys. m³, a świerkowych 993 tys. m³ drewna.

Na drzewach osłabionych i zamierających stwierdzano zasiedlenia drewna przez rytownika pospolitego [*Pityogenes chalcographus* (Linnaeus)] i kornika drukarza [*Ips typographus* (Linnaeus)]. Sporadycznie stwierdzano też zasiedlenia części wierzchołkowych drzew przez rytownika oraz pni drzew przez kornika drukarza. W związku z wyraźnym wzrostem ilości posuszu w 2015 i 2016 r. oraz osłabieniem drzewostanów zagrożenie ze strony szkodników wtórnych i wystąpienie katastrofalnej gradacji jest duże.

Oprócz usuwania posuszu pojawiającego się pojedynczo czy w grupach w wielu nadleśnictwach wystąpiła konieczność zakładania zrębów sanitarnych w wyniku zamierania całych drzewostanów.

W 2016 r. proces zamierania drzewostanów sosnowych i świerkowych postępuje w sposób ciągły, przy czym zaczynają zamierać drzewa na siedliskach borowych. Natomiast rozpoczął się także proces zamierania drzewostanów brzozyowych, olchowych, bukowych i dębowych, które w lipcu 2015 r. zrzuciły całkowicie liście. Na terenie RDLP we Wrocławiu zamieranie drzewostanów liściastych stwierdzono na powierzchni 53 tys. ha (pozyskano już 69,5 tys. m³ drewna).

Rola odnowień i nasadzeń w procesie sukcesji wtórnej gwałtownego zbiorowiska zastępczego w 27-letnich badaniach eksperymentalnych

Grażyna Łaska

Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska,
Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-351, Białystok, g.laska@pb.edu.pl

Strukturotwórcza rola poszczególnych gatunków drzew i krzewów w procesie odbudowy zniekształconych zbiorowisk leśnych w dużej mierze decyduje o bu-

downie warstwowej przyszłego zbiorowiska oraz kształtowaniu się jego struktury poziomej i zachodzących zmianach kompozycji florystycznych. Celem badań jest poznanie zmian w składzie gatunkowym i strukturze odnowień naturalnych i nasadzeń oraz określenie ich roli w procesie sukcesji wtórnej wymuszonej antropogenicznie w grądowym zbiorowisku zastępczym z kręgu *Tilio-Carpinetum*. Kształtowanie się odnowień drzew i krzewów oraz nasadzeń drzew badano na potencjalnym siedlisku gądu typowego, po użytkowaniu rębny drzewostanów (w 1989 r.) leśnego zbiorowiska zastępczego *Pinus-Oxalis* (Łaska 2006).

Badania eksperymentalne prowadzono 27 lat (1989–2016) na terenie Puszczy Knyszyńskiej, w Arboretum w Kopnej Górze. Ze stałych powierzchni eksperymentalnych o wielkości 1000 m² (20×50 m) wybrano płyty reprezentatywne o wielkości 200 m². Powierzchnie badawcze podzielono na poletka podstawowe o wielkości 1 m². W 1989 r. posadzono je również gatunkami drzew: lipy, klonu, grabu, wiązu i jesionu, z zastosowaniem jednostkowej formy zmieszania (pojedyncze wprowadzenie sadzonek). Wiek sadzonek wynosił od 2 do 7 lat. Wzrost i rozwój spontanicznie kształtującego się młodego pokolenia drzew i krzewów oraz sztucznych nasadzeń w procesie sukcesji wtórnej analizowano w latach 1994, 1996, 2006 i 2016, biorąc pod uwagę ich liczebność i pokrycie, zmiany w strukturze przestrzennej oraz skład gatunkowy, strukturę faz rozwojowych kształtującego się drzewostanu (siewki, sadzonki, nalot, podrost) i wielkość osobników (wysokość i pierśnicę).

W badaniach stwierdzono, że w zbiorowisku zastępczym z kręgu *Tilio-Carpinetum* w okresie od 1994 do 2016 r. całkowita liczba odnowień i nasadzeń zwiększyła się o 28,4% (z 234 do 327 osobników), w tym o 34,7% wzrosła liczba odnowień naturalnych (z 203 do 311 osobników) oraz o 14,8% liczba drzew i krzewów liściastych (ze 144 do 169 osobników). Na powierzchni badawczej ponadtrzykrotnie zwiększyło się również pokrycie odnowień naturalnych. Inaczej kształtuje się liczba sztucznych posadzeń w badanym zbiorowisku. Stwierdzono, że liczba nasadzeń zmniejszyła się o 48,4% (z 31 do 16 osobników). Dokonana ocena roli określonych grup gatunków drzew i krzewów (grądowe, borowe, lekkonasienne, inne) w procesie sukcesji wtórnej grądowego zbiorowiska zastępczego wykazała istotne zmniejszenie się liczby gatunków drzew lekkonasiennych (z 9,4% do 1,2%) i nieznaczne zwiększenie się liczby gatunków borowych (z 44% do 48%) oraz gatunków zaliczonych do grupy „inne” (z 3,5% do 13,5%). Wzrost liczby gatunków borowych, głównie nalotów *Picea abies* (przy dominacji w 1994 r. *Pinus sylvestris*), wynika z naturalnej obecności świerka pospolitego w zbiorowiskach grądowych północno-wschodniej Polski. Liczba gatunków grądowych kształtuje się od 37 do 43%. Wśród nich dominują drzewa i krzewy w fazie podrostu, które w okresie badań istotnie zwiększyły wysokość i pierśnicę.

W badaniach stwierdzono, że zastosowanie rębni zupełnej na ubogim siedlisku gądu typowego (gleba brunatna kwaśna bielcowana; Łaska 1998) uruchomiło proces spontanicznego odnawiania się zniszczonej fitocenozy, o czym świadczą obecność gatunków grądowych, ale jednocześnie stwarza korzystne warunki siedliskowe do odnawiania się gatunków borowych. Rola odnowień naturalnych grupy gatunków grądowych ma w tym przypadku istotne znaczenie ze względu

na funkcję osłaniającą siedlisko i jego przemiany związane ze zmianą składu organicznego kształtującej się ścióły liściastej.

Formujący się stopniowo drzewostan grądowego zbiorowiska zastępczego z bogatą warstwą podszytu z gatunków grądowych w kolejnych latach daje potencjalne możliwości rozwoju wielowarstwowej struktury pionowej drzewostanu i na tle 27-letniego cyklu obserwacji pozwala wnioskować o korzystnych zmianach kompozycji florystycznej drzew i krzewów w kierunku zbliżonym do składu gatunkowego naturalnego grądowego zbiorowiska leśnego.

Literatura

- Łaska G. 1998. Ekologiczno-siedliskowe uwarunkowania przemian grądowych zbiorowisk zastępczych. I. Trofizm górnych warstw gleby i jego znaczenie dla kierunku przemian grądowych zbiorowisk zastępczych. Zeszyty Naukowe, Politechnika Białostocka, Nauki Techniczne, Inżynieria Środowiska 10: 5–21.
- Łaska G. 2006. Tendencje dynamiczne zbiorowisk zastępczych w Puszczy Knyszyńskiej. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Białystok–Poznań.

Pył zawieszony o różnym pochodzeniu na liściach czeremch: *Prunus padus* i *P. serotina* a wzrost i rozwój szubargi pięcioplamki (*Gonioctena quinquepuntata*)

Adrian Łukowski^{1,2*}, Robert Popek¹, Radosław Jagiełło¹, Ewa Mąderek¹,
Piotr Karolewski¹

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
*adrian.lukowski@gmail.com

²Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

Najwyższym stopniem skażenia powietrza pyłem zawieszonym (syn. mikropyły lub PM od ang. *particulate matter*) charakteryzują się tereny przemysłowe, aglomeracje miejskie oraz strefy wzdłuż ciągów komunikacyjnych o wysokim natężeniu ruchu. W redukcji ilości PM w atmosferze poprzez akumulację zanieczyszczeń na powierzchni liści duży udział mają rośliny, a w szczególności liściaste drzewa i krzewy. Ich korony stanowią przeszkodę w rozprzestrzenianiu się mikropyłów w powietrzu, a powstałe mikroturbulencje zwiększają osiadanie PM na powierzchni liści. Częstki pyłów mają niekorzystny wpływ na rośliny, głównie poprzez ograniczanie dostępu światła docierającego do liści. Pył w postaci cząstek o średnicy < 100 μm powoduje zapychanie szparek oddechowych i może wnikać do wnętrza tkanek rośliny. Duża ilość zakumulowanego pyłu ma wpływ na procesy fizjologiczne całej rośliny i na organizmy wyższych poziomów troficznych,

np. roślinożerców żerujących na tych liściach. Jednakże aspekt ten jest niedostatecznie zbadany.

Skutki zanieczyszczenia pyłami i metalami ciężkimi dla roślinożernych owadów różnią się często i zależą od grupy owadów. Przyjmuje się, że w warunkach realistycznych stężeń kambio- i ksylofagi osiągają lepsze wyniki wzrostu i rozwoju na roślinach będących pod wpływem ww. czynników, w przeciwieństwie do foliofagów (owadów liściożernych) i owadów tworzących galasy. Najczęstszymi negatywnymi skutkami dla foliofagów są zmniejszenie masy ciała oraz spadek płodności, a nawet wzrost śmiertelności. Zwiększone zanieczyszczenie pyłowe prowadzi do obniżenia wykorzystania zasobów niezbędnych do wzrostu i rozwoju owada kosztem wzmożonej produkcji metabolitów uczestniczących w biochemicznej odpowiedzi immunologicznej.

Celem badań było poznanie reakcji polifagicznego chrząszcza szubargi pięcioplamki (*Gonioctena quinquepunctata*) na zmianę jakości pokarmu, wywołaną opyleniem powierzchni liści czarernchy zwyczajnej (*Prunus padus*) i amerykańskiej (*P. serotina*) mikropyłami różnego pochodzenia (pyłem ulicznym i z cementowni). Wpływ pyłu na czarernchy, a pośrednio na owady na nich żerujące, nie został dotychczas zbadany. Postawiono hipotezę, że mikropyły są istotnym czynnikiem negatywnie oddziałującym na budowę i chemizm liści, co w konsekwencji ma pośredni ujemny wpływ na wzrost i rozwój żerujących na nich foliofagów.

W celu zweryfikowania tej hipotezy w tunelu foliowym umieszczono doniczki z sadzonkami czarernchy zwyczajnej oraz amerykańskiej w trzech wariantach. Każdy wariant doświadczenia reprezentowany był przez 20 sadzonek danego gatunku. Sadzonki dwukrotnie (7.05 oraz 9.05.2016) eksponowano (łącznie 50 ml pyłu/wariant) na działanie: (1) pyłu ulicznego oraz (2) pyłu z cementowni o średnicy $<100\ \mu\text{m}$. Część roślin (3) stanowiła nieopylony wariant kontrolny. Z powierzchni badawczej w Leśnictwie Kobylepole (Nadleśnictwo Babki) przewieziono do laboratorium młode larwy szubargi pięcioplamki, które posłużyły do założenia hodowli na szalkach Petriego (17.05.2016). Larwy (20 larw/wariant) zważono i następnie karmiono liśćmi sadzonek odpowiednich wariantów od momentu rozpoczęcia doświadczenia aż do dnia ich śmierci bądź rozpoczęcia zimowej diapauzy. Mierzono takie parametry wzrostu i rozwoju owada, jak: długość okresu rozwoju larwalnego i spoczynku poczwarki, przeżywalność, masę larw, poczwarek i owadów dorosłych zaraz po wylęgnięciu i ich maksymalną masę.

Stwierdzono, że gatunek czarernchy oraz opylenie nie wpłynęły na długość okresu rozwoju larwalnego i spoczynku poczwarki, masy larw, poczwarek i owadów dorosłych zaraz po wylęgu. W przypadku masy maksymalnej owadów dorosłych odnotowano istotnie statystycznie wyższe masy owadów hodowanych na liściach czarernchy amerykańskiej (średnio dla wariantu kontrolnego i opylonych liści) oraz na liściach kontrolnych (bez zapylenia), odpowiednio w stosunku do tych hodowanych na liściach czarernchy zwyczajnej i opylonych. Stwierdzono również, że opylenie wpłynęło na przeżywalność – owady nieeksponowane na działanie pyłu żyją o 60% dłużej. Odnotowano także wpływ płci – samice żyją dłużej. W masach każdego ze stadiów rozwojowych uwidocznił się silny wpływ płci.

Konkludując, należy stwierdzić, że pył zawieszony znacząco ujemnie oddziałuje na maksymalną masę i przeżywalność owadów dorosłych szubargi pięcioplamki. Brak wpływu tego typu pyłu na proces wzrostu i rozwoju larw oraz poczwarek może wynikać z faktu stosunkowo krótkiego okresu rozwoju larwalnego i inertej reakcji poczwarki na etapie spoczynku owada (średnio 10 i 5 dni), w stosunku do życia imaginalnego (średnio ponad 21 dni). Ponadto niższa masa owadów dorosłych żerujących na opylonych liściach czeremchy zwyczajnej w stosunku do amerykańskiej jest prawdopodobnie spowodowana różnicą w budowie morfologicznej powierzchniowych warstw liści tych gatunków. Czeremcha amerykańska ma liście gładkie, utrudniające osadzenie się pyłu.

Badania zostały częściowo sfinansowane ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych w ramach finansowania stażu po uzyskaniu stopnia naukowego doktora na podstawie decyzji numer DEC-2014/12/S/NZ9/00716.

Spontaniczna regeneracja drzewostanu po rozległym wiatrowale lasu mieszanego na żyznym siedlisku

Zbigniew Maciejewski¹, Jerzy Szwagrzyk²

¹Roztoczański Park Narodowy, Stacja Bazowa ZMŚP Roztocze, ul. Biały Słup 16,
22-470 Zwierzyniec, zbigniewmaciejewski@wp.pl

²Zakład Bioróżnorodności Leśnej, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Wydział Leśny,
Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków,
rlszwagr@cyf-kr.edu.pl

Pomimo że znaczenie naturalnych zaburzeń (typu wiatrowały, śniegołomy itp.) dla kształtowania struktury zbiorowisk roślinnych oraz funkcjonowania ekosystemów leśnych zostało w pełni docenione (Peterson 2000; Szwagrzyk 2000; Franklin i in. 2007), wzorce odtwarzania się tych zbiorowisk po wystąpieniu zaburzeń zostały opisane jedynie w sposób fragmentaryczny, a mechanizmy regeneracji lasu są nadal słabo poznane. Celem badań jest analiza roli naturalnych zaburzeń – związanych z huraganowymi wiatrami – w utrzymaniu różnorodności gatunkowej i strukturalnej zbiorowisk leśnych oraz analiza tempa regeneracji tych zbiorowisk po wystąpieniu katastrofalnych wiatrów. Obiektem badań jest wiatrował w Roztoczańskim Parku Narodowym, który powstał w sierpniu 2008 r. w efekcie powalenia przez huraganowy wiatr drzewostanu na siedlisku lasu wyżynnego, przez co powstała luka o wielkości około 2,5 ha. W miejscu wiatrowału pierwotnie znajdowała się półhektarowa powierzchnia badawcza założona w 1973 r. (Izdebski i in. 1977), na której prowadzono wieloletnie badania naukowe m.in. nad spontaniczną regeneracją lasów antropogenicznego pochodzenia (Maciejewski 2011). Badania te pozwoliły na porównanie stanu i kierunków zmian naturalnych odnowień przed wystąpieniem wiatrowału oraz po tym wydarzeniu.

Pomiary i inwentaryzacje prowadzone po wystąpieniu wiatrowału (w latach 2008–2015) na obszarze dawnej powierzchni badawczej, według pierwotnie przyjętej metody, pozwalają na stwierdzenie istotnych faktów. Skład gatunkowy odnowień zmienił się znacząco. Zaburzenie to umożliwiło rozwój nie tylko gatunkom tworzącym uprzednio trwały bank odnowień, lecz pozwoliło również na pojawienie się i dynamiczny rozwój gatunków, które wcześniej odnawiały się sporadycznie, takich jak: sosna, grab czy trześnia.

Mimo znacznej presji zwierzyny płowej oraz jednoczesnego uwolnienia struktura wysokościowa i grubościowa odnowień była zróżnicowana, a maksymalne roczne przyrosty wysokości jaworów w pierwszych latach po wiatrowale sięgały: 167 cm w 2009 r. i 195 cm w 2010 r. Już w siódmym roku po wystąpieniu wiatrowału pojedyncze osobniki jaworu przekroczyły próg pierśnicowania (7 cm) przy maksymalnej wysokości dochodzącej nawet do 9,4 m, zaś w skali całego wiatrowału nie było miejsc pozbawionych odnowień. Tak szybki rozwój odnowień i zarastanie powierzchni wiatrowału były m.in. efektem odsłonięcia istniejącego tu uprzednio liczego nalotu, pojedynczego podrostu, szybkiego wzrostu nowo powstałego nalotu oraz rozwoju drzew z gałęzi i pączków śpiących powalonych grabów..

Literatura

- Franklin J.F., Mitchell R.J., Palik B.J. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. General Technical Report NRS19. USDA Forest Service. Northern Research Station.
- Izdebski K., Kimsa T., Kozak K., Michna E., Popiołek Z., Strączek A., Zinkiewicz A. 1977. Influence of Habitats of Two Forest Ecosystems on Productivity of Pine Stands in Central Roztocze. Part II – *Annales UMCS s. C* 32(1): 1–43.
- Maciejewski Z. 2011. Spontaneous regeneration of a Carpathian beech forest in planted pine stands on the Roztocze Highlands (Roztocze National Park, south-east Poland). *Polish Journal of Ecology* 59(2): 285–297.
- Peterson C.J. 2000. Damage recovery of tree species after two different tornadoes in the same old growth forest: A comparison of infrequent wind disturbances. *Forest Ecology and Management* 235: 237–252.
- Szwagrzyk J. 2000. Rozległe naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg, charakter i znaczenie dla dynamiki lasu. *Wiadomości Ekologiczne* 46(1): 3–19.

Temperatura determinuje zagęszczenie aparatów szparkowych igieł sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w Skandynawii

Sławomir Marek*, Roma Żytkowiak, Jacek Oleksyn

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*slawomir.marek@op.pl

Cechy morfologiczne i anatomiczne igieł sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) były i są przedmiotem licznych badań. Spośród nich na szczególną uwagę zasługują aparaty szparkowe, które decydują o natężeniu wymiany CO_2 i transpiracji. Zagęszczenie aparatów szparkowych wpływa na natężenie transpiracji przez roślinę oraz wymianę CO_2 w procesie fotosyntezy i oddychania igieł. Ilość szparek na powierzchni igieł jest cechą bardzo plastyczną i podlegającą zmianom w zależności od warunków klimatycznych panujących w okresie rozwoju i kształtowania się organów asymilacyjnych u rośliny (Salisbury 1928). Dotychczas brak było wystarczających danych na temat wielkoobszarowej zmienności zagęszczenia aparatów szparkowych. Niedostatecznie poznany jest także wpływ czynników klimatycznych na tę cechę (Tolley, Strain 1985; Guehl i in. 1994).

Nasze badania miały na celu określenie zakresu zmienności zagęszczenia aparatów szparkowych igieł sosny zwyczajnej na obszarze Skandynawii, umożliwiające zrozumienie oddziaływania czynników klimatycznych na tę cechę. Igły do badań morfologicznych zebrano z 83 populacji w Szwecji, Finlandii i Norwegii. Dla każdej próby obliczono średnie zagęszczenie aparatów szparkowych na 1 mm^2 powierzchni płaskiej oraz wypukłej, w środkowej części igieł. Określono korelacje tej cechy z czynnikami klimatycznymi, zaczerpniętymi z bazy WorldClim. Wykazano, że zagęszczenie aparatów szparkowych w Szwecji i Norwegii maleje w sposób ciągły wraz ze wzrostem szerokości geograficznej i zmniejszaniem się średniej rocznej temperatury powietrza. Wyjątek stanowią nadmorskie populacje sosny w Norwegii. Spowodowane jest to najprawdopodobniej klimatem, który ma tam cechy znacznie bardziej oceaniczne niż klimat Szwecji czy Finlandii. Ciepłe masy powietrza znad Atlantyku, przy przewadze w ciągu roku wiatrów zachodnich, przyczyniają się do podniesienia średniej rocznej temperatury. Na przykład średnia roczna temperatura powietrza dla populacji z Finlandii pochodzącej z szerokości geograficznej 67°N wynosi $-1,9^\circ\text{C}$. Dla populacji norweskich z tej samej szerokości geograficznej średnia roczna temperatura wynosi $3,5^\circ\text{C}$. W miesiącach zimowych różnica temperatury jest jeszcze większa. Wpływ Prądu Zatokowego ujawnia się również w opadach, których roczna suma w Norwegii znacznie przekracza sumę opadów w pozostałych krajach Skandynawii. Wszystko to powoduje, że zagęszczenie aparatów szparkowych igieł sosny z tego obszaru nie jest skorelowane z szerokością geograficzną. Nasze badania wykazały też, że ważną rolę dla zmienności tej cechy mają temperatura i opady w okresie wzrostu

igieł: od wiosny do jesieni. Wysoka temperatura i opady w okresie rozwoju igieł zwiększają zagęszczenie aparatów szparkowych.

Uzyskane przez nas wyniki podważają możliwość wykorzystania zagęszczenia aparatów szparkowych do odtworzenia stężenia atmosferycznego dwutlenku węgla we wcześniejszych epokach geologicznych.

Badania finansowane były przez Narodowe Centrum Nauki (grant 2011/02/A/NZ9/00108).

Literatura

- Guehl J.M., Picon C., Aussenac G., Gross P. 1994. Interactive effects of elevated CO₂ and soil drought on growth and transpiration efficiency and its determinants in two European forest tree species. *Tree Physiology* 14: 707–724.
- Salisbury E.J. 1928. On the causes and ecological significance of stomatal frequency, with special reference to the woodland flora. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 216: 1–65.
- Tolley L.C., Strain B.R. 1985. Effects of CO₂ enrichment and water stress on gas exchange of *Liquidambar styraciflua* and *Pinus taeda* seedlings grown under different irradiance levels. *Oecologia* 65: 166–172.

Zmiany ekspresji genów zaangażowanych w proces formowania drewna u topoli kalifornijskiej (*Populus trichocarpa* Torr. & A.Gray)

Katarzyna Marzec-Schmidt¹, Natalia Wojciechowska¹,
Agnieszka Ludwików², Agnieszka Bagniewska-Zadworna¹

¹Zakład Botaniki Ogólnej, Instytut Biologii Eksperymentalnej, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań, katarzyna.marzec-schmidt@amu.edu.pl

²Zakład Biotechnologii, Instytut Biologii Molekularnej i Biotechnologii, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

Topola kalifornijska jest gatunkiem modelowym w badaniach roślin drzewiastych, niezwykle istotnym dla przemysłu drzewnego. Topola jest jednym z najszybciej rosnących drzew umiarkowanej strefy klimatycznej i charakteryzuje się wysoką produkcją biomasy przy stosunkowo niskich wymaganiach klimatycznych i glebowych. Genom topoli kalifornijskiej został zsekwencjonowany (Tuskan i in. 2006) jako pierwszy spośród drzew, co umożliwia osiągnięcie szybszego postępu hodowlanego i dostosowanie roślin do potrzeb przemysłu. Znajomość sekwencji genomu topoli oraz dostępność nowoczesnych metod badawczych, takich jak np. całogenomowe analizy transkrypcyjne z użyciem mikromacierzy, umożliwiają lepsze poznanie i zrozumienie procesu formowania się drewna. Istotnym zagad-

nieniem badawczym są zmiany ekspresji genów podczas różnicowania i dojrzewania ksylemu, czego najbardziej widocznym i kluczowym etapem jest formowanie się wtórnej ściany komórkowej. Ustalenie kolejności odkładania polisacharydów i białek strukturalnych w ścianie komórkowej ksylemu roślin drzewiastych ma istotne znaczenie aplikacyjne w przemyśle drzewnym. Lignifikację poprzedza odkładanie w matriks ściany komórkowej celulozy, hemicelulozy, pektyn i białek. Obniżenie zawartości lignin, a przez to ułatwienie dostępu do celulozy i hemicelulozy, jest pożądaną cechą drewna jako surowca przemysłowego, np. w produkcji biopaliw, zaś wyższa zawartość celulozy jest korzystna dla przemysłu papierniczego. Zasadniczym celem badań była analiza profilu transkrypcyjnego genów podczas rozwoju drewna w łodygach topoli. Zastosowane podejście umożliwi wytypowanie nowych markerów molekularnych tego procesu.

Materiał do badań pobierano z roślin rosnących w ryzotronach umieszczonych w tunelu foliowym. RNA izolowano w trzech powtórzeniach, a następnie było ono wykorzystywane do analiz mikromacierzowych z użyciem chipów genowych Affymetrix (Ludwików i in. 2008; Hao i in. 2011).

Analiza umożliwiła identyfikację 1200 genów, których poziom transkrypcji ulegał znaczącej zmianie w procesie formowania się drewna pierwotnego i wtórnego. Z tej puli wyselekcjonowano geny uczestniczące w biosyntezie lignin i celulozy oraz związane z procesem programowanej śmierci komórki, których ekspresja wzrastała podczas ksylogenezy. Odnotowano również spadek ekspresji genów zaangażowanych w biosyntezę składników pierwotnej ściany komórkowej, wśród których wyróżniono pektyny, białka strukturalne i celulozę (z wyjątkiem jednego genu kodującego syntazę celulozową).

Ponieważ poziom ekspresji wskazanych genów skorelowano ze stadium rozwojowym łodyg topoli kalifornijskiej, można zaklasyfikować je jako markery molekularne drewna pierwotnego lub wtórnego. Poznanie markerów molekularnych ksylogenezy jest ważne z punktu widzenia hodowli, gdyż pozwoli na szybką identyfikację linii hodowlanych o cechach pożądanych przemysłowo.

Literatura

- Hao S., Zhao T., Xia X., Yin W. 2011. Genome-wide comparison of two poplar genotypes with different growth rates. *Plant Molecular Biology* 76: 575–591.
- Ludwików A., Krasowski K., Misztal L.H., Sadowski J. 2008. Mikromacierze DNA i ich zastosowanie w badaniach ekspresji genów u roślin. *Biotechnologia* 4: 131–143.
- Tuskan G.A. i in. 2006. The genome of black cottonwood, *Populus trichocarpa* (Torr. & Gray). *Science* 313: 1596–1604.

Intercepcja drzew w zmieniającym się środowisku

*Anna Mszal, Łukasz Kowalski, Anna Klamerus-Iwan**

*Zakład Inżynierii Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. 29 Listopada 46,
31-425 Kraków, *a.klamerus-iwan@ur.krakow.pl*

W obliczu długiego życia drzew oraz strategii zrównoważonego leśnictwa wszystkie zmiany środowiska, zarówno naturalnego, jak i zurbanizowanego, są niezwykle istotne. Od stopnia dostępności wody zależy utrzymanie bioróżnorodności, co jest ważną kwestią w prowadzeniu zrównoważonej gospodarki leśnej.

Intercepcja, czyli ilość wody opadowej zatrzymanej w koronach drzew, jest jedną z głównych składowych bilansu wodnego ekosystemów leśnych i miejskich. Jest przede wszystkim zależna od wielkości koron drzew, od parametrów i częstotliwości opadów, od temperatury otoczenia i deszczu oraz od stanu powierzchni aparatu asymilacyjnego. Są to parametry będące pod wpływem zmian zachodzących w środowisku, a mianowicie wzrostu temperatury i rosnącego zanieczyszczenia powietrza. Ewolucję i wielkość ocieplania się klimatu w Polsce dobrze opisują dane historyczne IMGW obejmujące okres 1779–1989 oraz dalsze lata do roku 2012 (233 lata). Przekroczenie przyrostu temperatury globalnej powyżej 2°C oraz rosnący poziom zanieczyszczeń węglowodorami aromatycznymi (Raport IPCC 2013, 2014) mogą mieć poważne konsekwencje między innymi w bilansie wodnym ekosystemów.

Celem prezentowanych badań była analiza związku intercepcji deszczowej koron drzew oraz klas zwilżalności z prognozowanymi zmianami średniej rocznej temperatury i z zanieczyszczeniem powietrza występującym w miastach. Cel został osiągnięty poprzez realizację cyklu doświadczeń w warunkach laboratoryjnych polegających na zraszaniu gałęzi drzew oraz na pomiarach kąta zwilżania. Do badań nad oddziaływaniem temperatury wykorzystano sześć głównych gatunków lasotwórczych, natomiast wpływ zanieczyszczenia analizowano dla lipy drobnolistnej, topoli kanadyjskiej odmiany 'Robusta' i dębu szypułkowego.

Malejący kąt zwilżania świadczy o wzroście hydrofilności. Na podstawie uzyskanych wyników możemy stwierdzić, że wraz z temperaturą oraz pod wpływem zanieczyszczeń rośnie stopień zwilżalności liści i igieł wszystkich analizowanych gatunków. Przy rozbiciu na poszczególne gatunki najsilniej na zmianę temperatury pod względem wzrostu ilości zatrzymanej wody reagował świerk pospolity, a najslabiej dąb szypułkowy. Ustalenie optymalnego zmieszania i zwarcia tych drzew przy wzięciu pod uwagę również właściwości hydrologicznych może być nowym wyzwaniem dla gospodarki leśnej. Na zanieczyszczenia najbardziej wrażliwa pod względem ilości zatrzymanej wody okazała się topola. Na podstawie analiz statystycznych stwierdzono, że oddziaływanie temperatury na zwilżalność oraz intercepcję dla każdego gatunku osobno oraz dla wszystkich razem nie może być pomijany w budowaniu prognoz i modeli zmian ekosystemowych i gospodarczych w lasach pod wpływem przewidywanego ocieplenia. Również wysoki

stopień zanieczyszczenia miast oddziałuje na ilości wody, jakie przechwytywane są przez korony drzew.

Spektrofotometryczna analiza barwy kwiatów różaneczników (*Rhododendron* L.), rosnących na cmentarzu ewangelickim w Pszczynie, metodą L*a*b*

Piotr Muras*, Krzysztof Nowak

¹Katedra Dendrologii i Architektury Krajobrazu, Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. 29 Listopada 54, 31-425 Kraków, *romuras@cyf-kr.edu.pl

Cmentarz Parafii Ewangelicko-Augsburskiej w Pszczynie to wyjątkowe miejsce o ogromnej wartości historycznej (Anonim 2013), niezwykle także ze względu na występowanie starych okazów różaneczników i azalii. Aleje wysokich ponadstuletnich lip, modrzewi i jesionów stworzyły doskonałe warunki (ocienienie zwłaszcza w godzinach południowych) do rozwoju krzewów z rodzaju *Rhododendron* L. Niektóre z ponad 60 krzewów osiągnęły wyjątkowe rozmiary, dorastając do 6 m wysokości i 5 m szerokości korony.

Dorodne rozmiary, wiek oraz miejsce – najdalej wysunięte na wschód tak liczne w Europie Środkowej stanowisko – czynią je niezwykle ważnym materiałem naukowym dowodzącym ogromnych zdolności adaptacyjnych i mrozoodporności taksonów z tego rodzaju. Niestety, miejsce, w którym wyprodukowano krzewy, pozostaje nieznane. Można w dużym stopniu domniemywać, że pochodzą one z położonych na Górnych Łużycach szkółek firmy Seidel (Berezowski i in. 2010). Analiza cech morfologicznych liści, kwiatostanów, liczby i wielkości kwiatów oraz terminów kwitnienia wskazuje, że są to mieszańce wywodzące się od *Rhododendron catawbiense* i *R. smirnowii*. Cechy niektórych kwiatów wskazują także na *R. maximum* i *R. ponticum*. Część odmian przejawia bardzo duże podobieństwo

Tabela 1. Przykładowe wyniki pomiarów spektrofotometrycznych metodą L*a*b* (Konica Minolta 2600d) barwy płatków różaneczników rosnących na cmentarzu ewangelickim w Pszczynie i odmiany 'Catawbiense Boursault'

		Barwa – pomiar spektrofotometryczny L*a*b* (wartości uśrednione)	
		płatek	plamka
Cmentarz ewangelicki	B/1	64,53°17,35°–9,5°	64,28°9,55°35,54°
Cmentarz ewangelicki	B/4	56,4°30,99°–9,63°	36,85°23,67°0,21°
Odmiana wzorcowa	'Catawbiense Boursault'	61,6°16,38°–10,97°	62,99°11,70°27,28°

do znanych odmian ‘Catawbiense Grandiflorum’, ‘Catawbiense Boursault’ oraz odmian Seidlów, np. ‘Donar’.

Jednak spora część krzewów odbiega od nich cechami kwiatów. Problem identyfikacji rozstrzygnęłaby z dużym prawdopodobieństwem analiza molekularna taksonów. W publikowanej pracy wykonano pomiary barwy metodą $L^*a^*b^*$ za pomocą spektrofotometru Konica Minolta 2600d (Voss 2005). Pomiary przeprowadzono w czasie kwitnienia w maju 2013 r. i powtórzono w 2016 r. Kwiaty (sześć powtórzeń) pobierano losowo z rozwiniętego do 80% kwiatostanu. Mierzono barwę zasadniczą lewego górnego płatką korony oraz barwę plamki centralnego górnego płatką (tab. 1). Jako wzorców użyto standardowych odmian pochodzących z kolekcji Zakładu Doświadczalnego PAN w Kórniku oraz odmian rasy łużyckiej kupionych w firmie Seidel. Wzorce uprawiane były w kolekcji Piotra Murasa w Tomaszkowicach na Pogórzu Wielickim. Na podstawie uzyskanych pomiarów obliczono współczynnik barwy C^* (chroma). Uzyskane dane poddano analizie statystycznej. Wykonano analizę wariancji testem NIR Fishera oraz obliczono współczynnik korelacji barw: zasadniczej płatką korony i plamki centralnej górnego płatką.

Literatura

- Berezowski W., Jagiełło-Kołaczyk J. 2010. Cztery stulecia ogrodów w Książu. Architektura. Czasopismo Techniczne 107(5–A): 243–260.
- Voss D.H. 2005. Color and Color Variation in the Robin Hill Azaleas. Journal of American Rhododendron Society 59(2): 90–98.
- Anonim 2013. 170 lat cmentarza ewangelickiego w Pszczynie (www.pszczyna.luteranie.pl/new/index.php/aktualnosci/25-cmentarz/630-170-lat-cmentarza-ewangelickiego-w-pszczynie; dostęp: 10.04.2014).

Drzewa z rodzaju *Ulmus* w krajobrazie leśnym Polski

Anna Napierała-Filipiak^{1*}, Maciej Filipiak²

¹*Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
annafil@man.poznan.pl

²*Instytut Architektury Krajobrazu, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, pl. Grunwaldzki 24a,
50-363 Wrocław*

Wiąz (*Ulmus*), niegdyś ceniony zarówno przez leśników i ogrodników, jak i drzewiarzy, po okresie masowego zamierania wywołanego przez tzw. holenderską chorobę wiązów (DED) w latach 60. i 70. ubiegłego wieku stał się na długie lata drzewem zapomnianym. Zamieranie innych „łęgowych” drzew – dębu szypułkowego, a zwłaszcza jesionu – sprawiło, że wiąz ponownie pojawił się w kręgu

zainteresowania leśników. W Polsce występują naturalnie trzy gatunki wiązków: wiąz górski (brzost) (*U. glabra* Huds.), wiąz pospolity (polny) (*U. minor* Mill.) i wiąz szypułkowy (limak) (*U. laevis* Pall.).

Badania dotyczące udziału poszczególnych gatunków wiązków w tworzeniu drzewostanów w różnych częściach Polski oraz występowania objawów DED prowadzono w ramach programu badawczego, którego zadaniem była ocena zasobów wiązków w Polsce oraz stworzenie podstaw strategii ochrony tych drzew.

Drzewostany do bezpośrednich badań terenowych wybierano w oparciu o przekazaną przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych listę wydzieleń, w których składzie wykazany był wiąz podczas ostatniej rewizji urządzania lasu. W obrębie poszczególnych krain przyrodniczo-leśnych oraz nadleśnictw wydzielania wybierano w zasadzie losowo, ale tak, aby udział wiązu w ich obrębie się różnił. Mniej więcej 1/3 z nich reprezentowała drzewostany z przewagą wiązu (udział powyżej 50%), 1/3 drzewostany z udziałem wiązu od 10 do 50% i 1/3 wydzielania z udziałem miejscowym. Starano się także, aby połowę stanowisk reprezentowały wydzielania młodsze (do 50 lat), a drugą połowę stanowiska z wiązem starszym niż 50 lat. Łącznie do bezpośrednich badań terenowych wytypowano w ten sposób 600 stanowisk (wydzieleń). Ogólna liczba stanowisk analizowanych w niniejszym opracowaniu jest wyższa od zakładanej (wynosi blisko 800), co wynika z faktu, że gdy w danym wydzielaniu występowały jednocześnie różne gatunki wiązków, to każdy gatunek traktowany był jako oddzielne stanowisko.

W porównaniu z latami 70. ubiegłego wieku (Głaz 1986) stwierdzono zwiększenie powierzchni drzewostanów, w których wiąz ma dominującą pozycję, jednak udział tego drzewa w tworzeniu drzewostanów jest nadal niewielki i wynosi zaledwie 0,24% rzeczywistej powierzchni lasu (Napierała-Filipiak i in. 2014).

Z przedstawionych danych wynika między innymi, że wszystkie trzy rodzime gatunki wiązków utrzymały się na całym zajmowanym wcześniej obszarze, ale ich znaczenie w tworzeniu drzewostanów się zmieniło. W porównaniu z danymi z literatury odnotowano wyraźne zmniejszenie znaczenia *U. minor* i wzrost znaczenia *U. laevis*, czyli gatunku, który w przeszłości nie był często uprawiany w lasach. Wiąz ten zdecydowanie dominuje na większej części obszaru Polski, a zwłaszcza w krainach III, IV, V i VI, w szczególności w drzewostanach starszych oraz z przewagą wiązu w składzie.

Wiąz polny (pospolity) *U. minor*, podobnie jak *U. laevis*, występuje w całej Polsce poza wyżej położonymi częściami gór. Osobniki o większych rozmiarach są bardzo rzadkie. W drzewostanach najczęściej występuje jako podrost lub składnik drugiego piętra. Tworzy również niewielkie, zazwyczaj pasowe, zadrzewienia na obrzeżach drzewostanów oraz na otwartej przestrzeni – często na miedzach i drogach.

Wiąz górski dominuje w zasobach wiązkowych na terenach górskich, nie tworzy tam jednak drzewostanów, występując jako domieszka pojedyncza lub w formie małych grup. W górach spotyka się przedstawicieli *U. glabra* w postaci dużych drzew. Na pozostałym obszarze duże starsze wiązki górskie są bardzo rzadkie. Większe zgrupowania, a nawet drzewostany ze znacznym udziałem *U. glabra* w wieku do 50, 60 lat spotyka się w północnej części Polski na terenie krainy bał-

tyckiej i mazursko-podlaskiej, szczególnie w rejonach o młodoglacjalnej rzeźbie, na stokach wzgórz morenowych.

Obserwowane zmiany udziału poszczególnych gatunków są najprawdopodobniej wynikiem działania grafiozy. Nie można wykluczyć, że zmiany, z którymi mamy obecnie do czynienia, mają przynajmniej w części związek z korektą składu drzewostanów zmienionego wcześniej przez działania człowieka.

Na około 1/4 stanowisk objętych badaniami terenowymi odnotowano typowe objawy DED. *U. glabra* i *U. minor* częściej chorowały niż *U. leavis*. Stanowiska z objawami DED notuje się na całym obszarze Polski, masowe zamieranie dotyczy jednak tylko około 1,5% stanowisk.

Praca powstała w ramach projektu badawczego nr 2011/01/B/NZ9/02883 „Ocena wielkości, rozmieszczenia i stanu zasobów rodzaju *Ulmus* w Polsce”, finansowanego przez NCN.

Literatura

Głaz J. 1986. Wiąz w Lasach Państwowych. Sylwan 130(1): 23–33.

Napierała-Filipiak A., Filipiak M., Jaworek J. 2014. Rozmieszczenie zasobów drzew z rodzaju wiąz (*Ulmus* spp.) w lasach Polski w świetle dokumentacji leśnej. Sylwan 158(11): 811–820.

Teledetekcja w badaniu wpływu suszy na stan zdrowotny drzewostanów dębowych

Sylwia A. Nasiłowska*, Jan Kotlarz, Mariusz Kacprzak, Alicja Rynkiewicz

Zakład Teledetekcji, Instytut Lotnictwa, al. Krakowska 110/114, 02-256 Warszawa,

*sylwia.nasilowska@ilot.edu.pl

Drzewostany dębowe są cenne zarówno przyrodniczo, jak i gospodarczo. Istotne jest, by poznać i zrozumieć czynniki wpływające na pogorszenie ich stanu zdrowotnego. Jednym z najbardziej niebezpiecznych czynników jest choroba wywołwana przez rozwój grzyba *Phytophthora*. Powoduje on w pierwszej kolejności osłabienie kondycji i stopniową utratę listowia, a następnie obumarcie całego drzewa. Czynniki sprzyjające tym procesom nie są jeszcze do końca rozpoznane. Jednakże wszelkie czynniki stresogenne, takie jak np. susza, wpływające na osłabienie ogólnej kondycji lasu, oddziałują bezpośrednio na przyspieszenie i intensyfikację chorób grzybowych. Celem niniejszych badań prowadzonych w ramach projektu HESOFF jest wykazanie, czy susza, która wystąpiła w 2015 r., miała wpływ na kondycję drzewostanów ocenianą za pomocą wskaźników teledetekcyjnych.

Techniki teledetekcyjne dostarczają nowoczesnych, obiektywnych i efektywnych metod monitorowania zmian przyrodniczych. Opracowano wiele wskaźników roślinnych, które pośrednio lub bezpośrednio wskazują na stan zdrowotny

lasów oraz ewentualną przyczynę jego pogorszenia. Pozwalają one na zlokalizowanie obszarów najbardziej uszkodzonych czy też o największym ryzyku. W ramach projektu HESOFF zgromadzono szereg wielospektralnych zobrażeń teledetekcyjnych lasów południowej Wielkopolski, znajdujących się w nadleśnictwach: Krotoszyn, Piaski oraz Karczma Borowa. Zgromadzono też wiele informacji dotyczących ich charakterystyk (struktura gatunkowa, wiek, wysokość, itp.) oraz dane z naziemnych stacji meteorologicznych. Uzyskana baza danych posłużyła do sprawdzenia, w jaki sposób susza w 2015 r. wpłynęła na stan zdrowotny analizowanych drzewostanów, z wydzieleniem obszarów najbardziej wrażliwych na zmiany pogodowe. Obliczone w tym celu wskaźniki roślinności porównano do zdjęć wykonanych w 2014 i 2015 r. Są to indeksy wrażliwe na zawartość biomasy (odbicie w bliskiej podczerwieni) oraz aktywność fotosyntezy (odbicie w świetle widzialnym), np. EVI, MSAVI czy NDVI. Drugi typ wskaźników wykorzystuje zależność odbicia w średniej podczerwieni od zawartości wody w liściu, są to np. NDMI i NDWI. Badania przeprowadzono na podstawie wyników analizy składowych głównych (PCA) oraz różnic średnich wartości wskaźników dla całego sezonu wegetacyjnego.

Wyselekcjonowano 28 regionów zainteresowania, charakteryzujących się różnymi właściwościami drzewostanów. Większość na powierzchniach w Krotoszynie i Piaskach wykazuje pogorszenie kondycji w roku 2015 w porównaniu z 2014. Największe przekształcenia wewnątrz jednego lasu zanotowano dla powierzchni w Piaskach, gdzie zmiany dla wskaźników EVI, EVI2, SAVI oraz ARVI przekroczyły wartość trzech odchyłeń standardowych. Drzewostany zlokalizowane w Nadleśnictwie Karczma Borowa cechują się polepszeniem kondycji, na co mogły mieć wpływ wyższe niż w Krotoszynie wartości opadów w czerwcu i sierpniu. Wyniki analizy wykazują mniejszą wrażliwość na wpływ suszy lasów iglastych niż liściastych. Stwierdzono też, że im większa bioróżnorodność siedliska, tym większa odporność na stres wodny.

Czy płeć wpływa na sezonowe zmiany zawartości azotu i węgla w igłach cisa pospolitego i jałowca pospolitego?

Kinga Nowak-Dyjeta^{1*}, Marian Jędrzej Giertych^{1,2}, Grzegorz Iszkuło^{1,2}

¹*Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
knd@man.poznan.pl

²*Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Zielonogórski, ul. Prof. Z. Szafrana 1,
65-516 Zielona Góra*

Osobniki żeńskie gatunków dwupiennych często inwestują więcej zasobów w reprodukcję niż męskie, co może wpływać na redukcję wzrostu i osiąganych przez

nie rozmiarów. Różnice między osobnikami męskimi i żeńskimi, według zakładanej przez nas hipotezy, powinny być obecne również w poziomie azotu i węgla w ubiegłorocznych igłach. Dodatkowo założono, że różnice te będą zmieniać się podczas sezonu wegetacyjnego, gdyż nakłady na reprodukcję u obu płci ponoszone są w różnych okresach roku. Osobniki męskie przeznaczają największe nakłady reprodukcyjne w trakcie tworzenia kwiatów (zwłaszcza w przypadku gatunków wiatropylnych), a u osobników żeńskich największe nakłady skierowane są na formowanie nasion i struktur im towarzyszących. Chcąc ocenić istnienie powyższych różnic i ich związek z zajmowanym przez gatunki siedliskiem, jako przedmiot badań wybrano dwa gatunki dwupienne, wiecznie zielone, jednak różniące się wymaganiami siedliskowymi i długością okresu dojrzewania nasion: cisa pospolitego (*Taxus baccata* L.) oraz jałowca pospolitego (*Juniperus communis* L.).

Obserwacje prowadzono na populacji cisa pospolitego z terenu Arboretum Kórnickiego i populacji jałowca pospolitego w Nadleśnictwie Torzym. Wybrano 10 osobników żeńskich i 10 osobników męskich z każdego gatunku. W odstępach jednomiesięcznych od marca do listopada pobierano próby w postaci ubiegłorocznych igieł z osobników męskich i żeńskich. Następnie wykonano analizy poziomu węgla, azotu oraz zmierzono powierzchnię igieł.

Wykazano, że zarówno w przypadku jałowca pospolitego, jak i cisa pospolitego, igły osobników żeńskich były większe w porównaniu z męskimi. Większa powierzchnia igieł osobników żeńskich wiązana jest najczęściej z większą intensywnością wymiany gazowej. Takie zjawisko jest najprawdopodobniej konsekwencją większego wysiłku reprodukcyjnego w związku z wytwarzaniem przez osobniki żeńskie nasion i struktur im towarzyszących (szyszkojagód i nasion z osnówkami) i może być traktowane jako mechanizm rekompensujący wyższe nakłady na reprodukcję.

Nie wykazano różnic między płciami w zawartości węgla, co może wynikać z wykształcenia mechanizmu rekompensowania niedoboru węgla przez wyższe tempo wymiany gazowej w odpowiedzi na większy wysiłek reprodukcyjny u osobników żeńskich. Brak różnic w poziomie węgla pomiędzy płciami może wynikać również ze specyfiki magazynowania węgla przez rośliny drzewiaste, które odbywa się we wszystkich częściach rośliny w igłach, korzeniach i pędach, oraz z faktu, że magazynowanie i uruchamianie węgla jest ściśle związane z poziomem intensywności fotosyntezy i tempem wzrostu. Należy brać pod uwagę również okoliczność, że rozwijające się struktury towarzyszące nasionom (szyszkojagody i osnówki) prowadzą fotosyntezę i w kwestii gospodarki węglem są w pewnym stopniu niezależne.

Odnotowano różnice w zawartości azotu w igłach. Igły osobników żeńskich jałowca w okresie przed rozpoczęciem kwitnienia i wzrostu charakteryzowały się wyższym poziomem azotu w porównaniu z osobnikami męskimi. W przypadku cisa poziom azotu był wyższy u osobników męskich przez cały badany okres, jednak różnice były największe w okresie intensywnego wzrostu elongacyjnego i radialnego. Wyniki wskazują, że osobniki żeńskie jałowca pospolitego mają długoterminową strategię magazynowania azotu, podczas gdy osobniki żeńskie cisa pospolitego nie wykazują istnienia podobnego zjawiska. Strategia

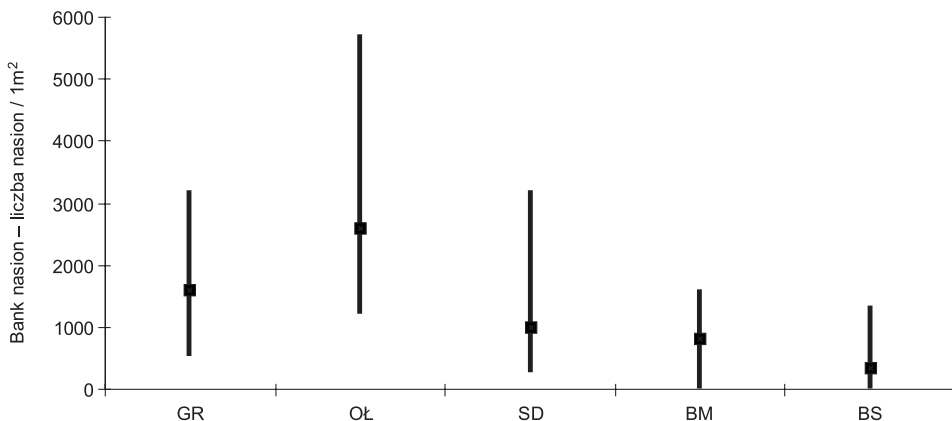
długoterminowego magazynowania azotu występuje więc najprawdopodobniej u gatunków na siedliskach ubogich w azot. W przypadku gatunków siedlisk zasobnych w azot taka strategia nie jest konieczna, jednak duże zapotrzebowanie na niego w okresie intensywnego wzrostu przy jednoczesnym zaopatrywaniu w ten pierwiastek szyszek żeńskich może powodować ograniczenia we wzroście wegetatywnym.

Glebowy bank nasion wybranych zbiorowisk leśnych Wielkopolskiego Parku Narodowego

Renata Nowińska*, Justyna Dubkiewicz

Katedra Botaniki, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71C,
60-625 Poznań, *nowinska@up.poznan.pl

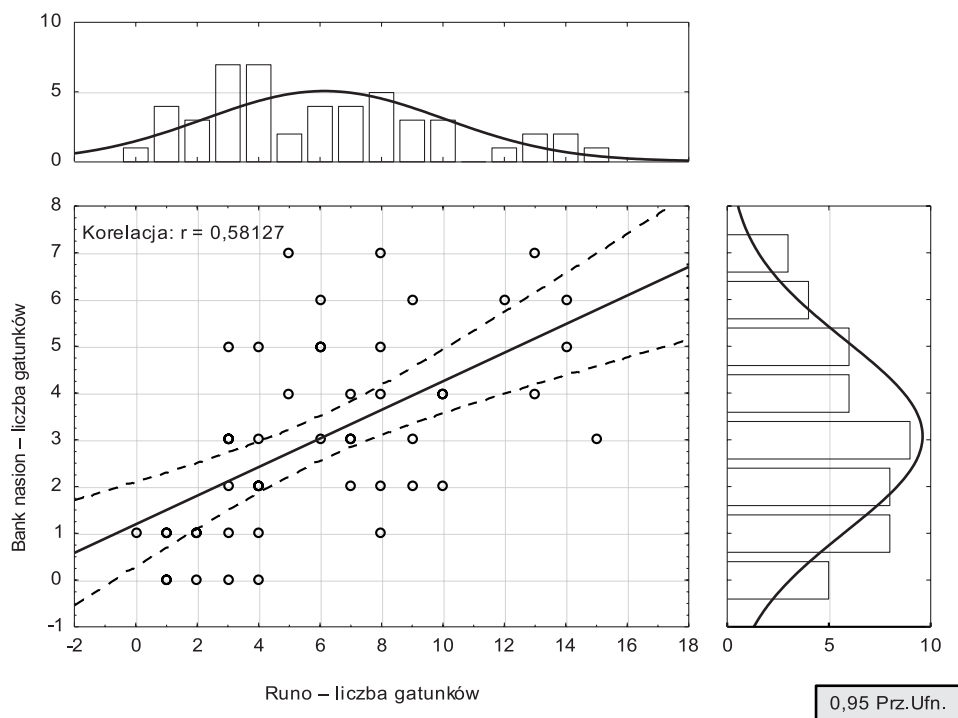
Badania nad glebowym bankiem nasion prowadzono w pięciu zbiorowiskach leśnych Wielkopolskiego Parku Narodowego, tj. subatlantyckim borze sosnowym świeżym (*Leucobryo-Pinetum*), kontynentalnym borze mieszanym (*Quercus roboris-Pinetum*), świetlistej dąbrowie (*Potentillo albae-Quercetum*, postać silnie zniekształcona), grądzie środkowoeuropejskim (*Galio sylvatici-Carpinetum*) oraz w przyjeziornym kompleksie olsów i zarośli łozowych (*Ribo nigri-Alnetum* i *Salicetum pentandro-cinereae*) na czterech obszarach ochrony ścisłej („Nadwarciański Bór Sosnowy”, „Bór Mieszany”, „Świetlista Dąbrowa na Wysoczyźnie” oraz „Grabina”). W każdym zbiorowisku w kwietniu 2014 r. wytyczono losowo po



Ryc. 1. Liczba nasion przypadająca na powierzchnię 1 m² gleby. Linie pionowe wskazują różnice pomiędzy wartościami maksymalnymi i minimalnymi, kwadrat oznacza średnią arytmetyczną. Skróty: GR – grąd środkowoeuropejski, OŁ – ols porzeczkowy i zarośla łozowe, SD – świetlista dąbrowa, BM – bór mieszany, BS – bór sosnowy

20–30 kwadratowych powierzchni obserwacyjnych o długości boków 1 m. Ze środka powierzchni pobrano próbki gleby metalowym cylindrem o średnicy 98 mm z warstwy 0–5 cm oraz 5–10 cm (objętość pojedynczej próbki gleby wynosiła 377 cm³). Materiał glebowy przesiano przez sita, uzyskując 5 frakcji granulometrycznych. Nasiona wybierano ręcznie z każdej frakcji, wykorzystując mikroskop stereoskopowy. W kwietniu i lipcu tego samego roku wykonano na oznakowanych powierzchniach spisy florystyczne roślin runa. Określono procentowe pokrycie łączne roślin oraz każdego gatunku. Niniejsze opracowanie ma charakter wstępny i prezentuje wyniki uzyskane dla 50 powierzchni (po dziesięć w zbiorowisku) z warstwy gleby 0–5 cm. Banki nasion poszczególnych zbiorowisk porównano pod względem bogactwa gatunkowego, różnorodności gatunkowej oraz pod kątem podobieństwa gatunkowego pomiędzy bankiem nasion a runem.

Najliczniejszy zapas żywych nasion wystąpił w glebie zbiorowisk przyjeziornych, gdzie odszukano od 9 do 43 nasion w próbce (ok. 1200–5700 nasion/m² gleby). W grądzie oraz silnie zniekształconej świetlistej dąbrowie w poszczególnych próbach wystąpiło od 2 do 24 nasion (ok. 530–2650 nasion/m²). W borze mieszanym i borze sosnowym w części prób glebowych nie było nasion w ogóle, zaś maksymalna liczba znalezionych nasion wynosiła odpowiednio 12 i 10, czyli około 1590 i 800 nasion/m² (ryc. 1).



Ryc. 2. Korelacja pomiędzy liczbą gatunków w runie i w banku nasion

Nasiona należały do 24 taksonów, głównie pochodzenia autochtonicznego. W olsie i zaroślach łozowych stwierdzono nasiona 17 gatunków roślin, a gatunkiem dominującym była olsza (*Alnus glutinosa*). W grądzie w banku nasion obecnych było siedem gatunków, najczęściej występowały nasiona grabu (*Carpinus betulus*) i fiołka leśnego (*Viola reichenbachiana*). W banku nasion w silnie zniekształconej świetlistej dąbrowie, pośród 12 stwierdzonych taksonów, gatunkiem częstym była rdestówka powojowata (*Fallopia convolvulus*). W borach mieszanym i sosnowym dominowała sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*). Kosmopolitycznymi gatunkami w banku nasion lasów Wielkopolskiego Parku Narodowego są: brzoza brodawkowata (*Betula pendula*), sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) i niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*).

W analizie ogólnej nieuwzględniającej podziału na poszczególne zbiorowiska stwierdzono występowanie umiarkowanej dodatniej korelacji ($r=0,58$) pomiędzy liczbą gatunków w banku nasion i runie (ryc. 2). Bogactwo gatunkowe banków nasion jest jednak znacznie niższe od bogactwa gatunkowego runa, co szczególnie uwidoczniło się w grądzie, w świetlistej dąbrowie i w borze mieszanym (test U, $p<0,001$).

Podobieństwo gatunkowe pomiędzy runem a bankiem nasion jest stosunkowo niskie (współczynnik Sorensena zawiera się w przedziale 0,19–0,30 w zależności od zbiorowiska). Większość gatunków, których nasiona odszukano w glebie, wyraźnie częściej obserwowana była w runie niż w banku nasion (np. *Geranium robertianum*, *Milium effusum*, *Moehringia trinervia*, *Quercus robur*, *Q. petraea*). Roślinami, które reprezentowane były z podobną częstością w runie i w banku nasion, były między innymi *Carpinus betulus*, *Impatiens parviflora* oraz *Viola reichenbachiana*. Gatunki, które częściej obecne były w banku nasion niż w runie, to np. *Pinus sylvestris* czy *Carex sylvatica*.

Aktywność biochemiczna gleb w rezerwatach i w lasach gospodarczych

Grażyna Olszowska

Instytut Badawczy Leśnictwa, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Sękocin Stary, G.Olszowska@ibles.waw.pl

Parametry biochemiczne nie znalazły szerszego zastosowania w diagnostyce gleb leśnych. W wielu publikacjach naukowych (Dick 1994; Myśków i in. 1996; Aikio i in. 2000; Trasar-Cepeda i in. 2008) wykazano, że badania aktywności biologicznej gleb mogą być wykorzystane jako wskaźniki żyzności gleb rolnych. W praktyce leśnej niewiele jest tego typu badań. W prowadzonych wcześniej pracach (Olszowska i in. 2007, 2009) stwierdzono, że oznaczone parametry biochemiczne gleb wykazują istotny związek z jakością siedliska.

Badania prowadzone były w latach 2012–2015 na powierzchniach czterech rezerwatów nizinnych: „Bogdanieckie Cisy”, „Cisy Rokickie”, „Cisy Tychowskie”, „Cisy w Czarnem” oraz w rezerwacie wyżynnym „Kretówki”, a także na powierzchniach położonych poza rezerwatami w sąsiadujących wydzieleniach. Miały one ten sam typ gleb i siedliska, które występowały w rezerwachach.

W ramach realizacji tematu zweryfikowano powszechnie stosowane testy biochemiczne pod kątem ich przydatności do oceny jakości siedlisk leśnych poprzez określenie ich relacji do parametrów chemicznych odzwierciedlających żyzność gleb. Oceny jakości gleb badanych powierzchni dokonano na podstawie wyników analiz chemicznych, które polegały na oznaczeniach: pH, zawartości węgla organicznego, azotu, fosforu i kationów zasadowych, kwasowości hydrolitycznej oraz pojemności sorpcyjnej. Wykonano pomiary aktywności enzymów glebowych: ureazy, asparaginazy, fosfatazy kwaśnej i dehydrogenaz w poziomach organicznych (O) oraz próchnicznych (A). Celem badań było określenie intensywności przemian biochemicznych oraz właściwości chemicznych gleb w wybranych rezerwachach i w lasach zagospodarowanych, a także opracowanie i wykorzystanie biochemicznego wskaźnika dla porównania żyzności gleb w rezerwachach i poza nimi.

Wyniki badań wykazały, że aktywność enzymów była ściśle związana z zawartością substancji organicznej, czego dowodem była ich statystycznie wyższa aktywność w poziomie organicznym niż próchnicznym gleb rezerwatów oraz powierzchni położonych poza rezerwatami. Przeprowadzone badania wykazały istotnie niższą aktywność ureazy, asparaginazy, fosfatazy kwaśnej i dehydrogenaz w glebach poza rezerwatami niż w rezerwachach. Na powierzchniach poza rezerwatami notowano wyraźnie niższą zasobność gleb w składniki pokarmowe, wyrażoną mniejszą zawartością węgla organicznego, azotu, kationów zasadowych, fosforu oraz niższą pojemnością sorpcyjną. Omówione powyżej charakterystyki biochemiczne gleb były statystycznie istotnie skorelowane przynajmniej z kilkoma parametrami określającymi żyzność gleb, tj. węglem organicznym, azotem, fosforem, sumą kationów zasadowych, kwasowością hydrolityczną i pojemnością sorpcyjną. Oznaczone parametry chemiczne i biochemiczne zastosowano do wyznaczenia biologicznego wskaźnika żyzności gleb (BW). W przeprowadzonych badaniach wskaźnik BW przyjmował istotnie wyższe wartości w glebach rezerwatów niż poza nimi, a prawidłowość ta występowała niezależnie od tego, który z parametrów biochemicznych przyjęto w obliczeniach.

Wskaźniki biochemiczne mogą być bardzo przydatne w badaniach porównawczych – do oceny jakości gleb lub ich reakcji na czynniki zewnętrzne, zarówno naturalne, jak i antropogeniczne. Pokazały to przeprowadzone badania na obszarach objętych ochroną, charakteryzujących się naturalnymi procesami oraz brakiem zabiegów gospodarczych.

Literatura

Aikio S., Väre H., Strömmer R. 2000. Soil microbial activity and biomass in the primary succession of a dry heath forest. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1091–1100.

- Dick R.P. 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. [W:] J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, B.A. Steward (red.), Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Science Society of America, Madison, s. 107–124.
- Myśków W., Stachyra A., Zięba S., Masiak D. 1996. Aktywność biologiczna gleby jako wskaźnik jej żyzności i urodzajności. Roczniki Gleboznawcze 47(1/2): 89–99.
- Olszowska G. 2009. Ocena aktywności biochemicznej gleb leśnych w różnych typach siedliskowych terenów górskich. Leśne Prace Badawcze 70(4): 383–394.
- Olszowska G., Zwoliński J., Matuszczyk I., Syrek D. 2007. Zastosowanie biochemicznych charakterystyk gleb w diagnostyce typologicznej siedlisk leśnych. Leśne Prace Badawcze 4: 83–105.
- Trasar-Cepeda C., Leirós M.C., Gil-Sotres F. 2008. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils some implications for their use as indicators of soil quality. Soil Biology & Biochemistry 40: 2146–2155.

Zmiany wskaźników ekochemicznych w drzewostanie sosnowym (*Pinus sylvestris* L.) oraz w drzewostanie sosnowym z podszytem bukowym (*Fagus sylvatica* L.) na gruntach porolnych w Nadleśnictwie Tuczo

Elżbieta Pastwik¹, Stanisław Małek²

¹Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71d, 60-625 Poznań, epastwik@up.poznan.pl

²Zakład Ekologii Lasu i Rekultywacji, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków

Powierzchnia zalesionych gruntów porolnych w Polsce jest bardzo duża i zwiększa się z każdym rokiem. Tylko w latach 2001–2005 na terenie Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe zostało zalesionych 95 300 ha nieużytków i gruntów porolnych. Na wielu z nich po zalesieniu wprowadzane jest posadzenie z gatunków liściastych w celu wzbogacenia składu gatunkowego i poprawy jakości siedliska.

Celem badań było określenie zmian wartości wskaźników ekochemicznych na przestrzeni roku oraz porównanie ich wartości pomiędzy dwoma powierzchniami badawczymi: sosnową (*Pinus sylvestris* L.) oraz sosnową z podszytem bukowym (*Fagus sylvatica* L.). Obie powierzchnie znajdują się na gruntach porolnych w Nadleśnictwie Tuczo. Do badań wykorzystano następujące wskaźniki ekochemiczne: reakcja buforowa (pH), pojemność zobojętnienia kwasów (ANCaq), alkaliczność (ALK), stopień kwasowości (Ma%), wysycenie zasadami (BS) oraz stosunek molarny Ca:Al i BC:Al.

Zaprezentowane wyniki pochodzą z dwóch lat badań (2013 i 2014) na dwóch powierzchniach Stacji Pomiarowej w Tuczo (53°11'N, 16°5'E). Na pierwszej (I) z nich rośnie drzewostan sosnowy (99% stanowi sosna zwyczajna oraz 1% brzoza

brodawkowata (*Betula pendula* Roth), w wieku 58 lat, o przeciętnej pierśnicy 21 cm i wysokość 20 m). Na drugiej (II) rośnie taki sam drzewostan sosnowy wraz z podszytem bukowym (wiek 25 lat, przeciętna pierśnica 2,33 cm oraz przeciętna wysokość 4,3 m). Analizie poddano wybrane wskaźniki ekochemiczne w próbkach wód pobieranych co miesiąc, pochodzących z: opadu bezpośredniego (dwa próbniki), opadu podkoronowego (13 próbników na każdym poletku), roztworów glebowych (cztery lizymetry na głębokości: 5, 15, 30 i 60 cm w 7 punktach na każdym poletku). Próbki przygotowywano do analiz w Katedrze Łowiectwa i Ochrony Lasu Wydziału Leśnego Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, a następnie przewożono do Laboratorium Geochemii Środowiska Leśnego i Terenów Przeznaczonych do Rekultywacji Zakładu Ekologii Lasu i Zakładu Gleboznawstwa Leśnego Wydziału Leśnego Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, gdzie prowadzono oznaczenia zawartości wybranych pierwiastków metodą chromatografii jonowej oraz ICP.

W opadzie podkoronowym zaobserwowano wyraźny spadek pojemności zobojętnienia kwasów (ANCaq) oraz alkaliczności (ALK) w miesiącach wiosennych 2013 r. (zwłaszcza w kwietniu) i w 2014 r. (w lutym) oraz wzrost wartości tych wskaźników w miesiącach jesiennych w 2013 r. (w październiku) i w 2014 r. (najwyższe wartości stwierdzono we wrześniu i październiku). Zarówno w pojemności zobojętnienia kwasów, jak i alkaliczności wyższe wartości jesiennego wzrostu przyjmowały na powierzchni sosnowej z podszytem bukowym (II). W pierwszym roku badań wiosenny spadek tych wskaźników również wyraźniej zaznaczył się na powierzchni II, natomiast w drugim roku badań różnica pomiędzy powierzchniami I i II była niewielka. Stwierdzono pozytywny wpływ podszytu bukowego na wzrost zobojętnienia kwasów oraz alkaliczność.

Praca została zrealizowana w ramach projektu badawczego „Oszacowanie strumieni netto dwutlenku węgla wymienianymi pomiędzy ekosystemem leśnym na gruntach porolnych a atmosferą z wykorzystaniem spektroskopowych i numerycznych metod pomiarowych” (nr OR-2717/27/11, zleceniodawca: Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych w Warszawie).

Wpływ obcego gatunku *Carya ovata* (Mill.) K.Koch na roślinność runa na potencjalnych siedliskach grądowych w Nadleśnictwie Czarniejewo

Sonia Paź^{1*}, Natalia Czapiewska¹, Marcin K. Dyderski^{2,3},
Andrzej M. Jagodziński^{2,3}

¹Sekcja Botaniczna Koła Leśników, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 85, 60-625 Poznań, *soniapaz@onet.pl

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-635 Kórnik

³Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

Introdukcja obcych gatunków roślin stanowi interesujący temat badań: przeprowadzana była w różnych celach, na zróżnicowanych pod względem geograficznym i ekologicznym obszarach, od odkrycia Nowego Świata aż do dnia dzisiejszego. Poznanie wpływu tych gatunków na środowisko jest szczególnie istotne, gdyż mogą one stanowić zagrożenie dla różnorodności biologicznej (Kołaczkowska 2008), ponieważ często wykazują zdolność do szybszego wzrostu i rozwoju, wydajniejszego owocowania i skutecznego odnawiania się, a w efekcie do sprawnego rozprzestrzeniania się i wypierania gatunków rodzimych. Problem nie dotyczy jednak wyłącznie bezpośredniej konkurencji, np. pomiędzy gatunkami drzew, ale również ogółu zmian związanych z występowaniem obcego gatunku, a przejawiających się np. przekształceniem składu florystycznego zbiorowisk roślinnych (Cyzman i in. 2012). Przykładem takiej potencjalnie ryzykownej introdukcji było wprowadzenie do Polski w 1808 r. pochodzącego z Ameryki Północnej orzesznika pięciolistkowego (*Carya ovata*) (Tokarska-Guzik i in. 2012). Oddziaływanie tego gatunku na otoczenie stanowi słabo poznane zagadnienie ze względu na niewielką liczbę drzewostanów orzesznika w naszym kraju. Celem pracy jest określenie wpływu *Carya ovata* na roślinność runa w odniesieniu do potencjalnej roślinności naturalnej.

Badania wykonano w 122-letnim drzewostanie *Carya ovata* oraz przyległych grądach (*Galio sylvatici-Carpinetum*) w Nadleśnictwie Czarniejewo, w pobliżu jeziora Dążynek. W obu wyżej wymienionych typach roślinności założono po trzy powierzchnie badawcze (30×30 m), na których określono strukturę drzewostanu, a w rogach każdej z nich w maju oraz w sierpniu 2016 r. wykonano zdjęcia fitosocjologiczne o powierzchni 25 m² każde (łącznie 48 zdjęć). W celu określenia relacji pomiędzy roślinnością przeprowadzono nietendancyjną analizę zgodności (DCA). Dodatkowo w drugim terminie badań zmierzono dostępność światła (promieniowania rozproszonego, DIFN) na dnie lasu za pomocą urządzenia LAI-2200 (Li-Cor Inc.). Do określenia istotności różnic pomiędzy DIFN pod drzewostanami *C. ovata* oraz w grądach zastosowano test t-Studenta po transformacji Bliss.

Zarówno w grądach, jak i w drzewostanach *C. ovata* wiosną oraz latem największy udział w roślinności runa miały gatunki klasy *Quercio-Fagetea*, a następ-

nie – *Artemisieta*. Analiza DCA wykazała, że roślinność runa w drzewostanach *C. ovata* oraz grądów w obu terminach badań nie tworzyła odrębnych skupień w przestrzeni ordynacyjnej, co świadczy o podobieństwie roślinności. W drzewostanach *C. ovata*, podobnie jak w grądach, występowały odnowienia naturalne *Acer pseudoplatanus* i *Carpinus betulus*. Dostępność światła (DIFN) pod okapem *C. ovata* nie różniła się w sposób istotny statystycznie od powierzchni referencyjnych ($p > 0,05$).

Uzyskane wyniki wskazują na fakt, że roślinność runa w drzewostanach z orzesznikiem nie różni się od roślinności runa przyległych grądów. Co więcej, w obydwu analizowanych typach roślinności zaobserwowano odnowienie naturalne złożone z tych samych gatunków drzew i krzewów, a występowanie *C. ovata* nie ogranicza dostępności światła do dna lasu. Wprowadzony gatunek wykazuje niewielki wpływ na ekosystem leśny (nie przejawia skłonności do ekspansji), co może potwierdzać fakt, że w warstwie runa pod okapem orzeszników odnawiają się gatunki grądowe zgodne z potencjalną roślinnością naturalną i nie zauważa się przekształceń składu florystycznego zbiorowiska.

Literatura

- Cyzman W., Barcikowski A., Wojciechowska A. 2012. Wpływ nasadzeń obcych gatunków drzew na strukturę syntaksonomiczną zbiorowisk leśnych. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33: 259–269.
- Kończakowska E. 2008. Inwazje obcych gatunków roślin – problem naukowy i praktyczny. *Przegląd Geograficzny* 80(1): 55–73.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. GDOŚ, Warszawa.

Struktura gatunkowa drzew i krzewów – pomników przyrody w Polsce

Joanna Pietrzak-Zawadka

Zamiejscowy Wydział Leśny Politechniki Białostockiej w Hajnówce, ul. J. Piłsudskiego 1A,
17-200 Hajnówka, j.pietrzak@pb.edu.pl

Tematyka ochrony drzew jako pomników przyrody znana jest na świecie od bardzo dawna. W Polsce okazy te były dawniej uznawane za godne ochrony głównie w ramach działań społecznych. Czynność ta dokonywana była w sposób z reguły intuicyjny, w efekcie dość dowolny, co skutkowało różnorodnością okazów obejmowanych ochroną.

Zgodnie z zapisami obecnej ustawy o ochronie przyrody pomniki przyrody to „pojedyncze twory przyrody żywej i nieożywionej lub ich skupiska o szczególnej

wartości przyrodniczej, naukowej, kulturowej, historycznej lub krajobrazowej odznaczające się indywidualnymi cechami wyróżniającymi je wśród innych tworów, okazałych rozmiarów drzewa, krzewy gatunków rodzimych lub obcych, źródła, wodospady, wywierzska, skałki, jary, głązy narzutowe oraz jaskinie” (Ustawa... 2004). Znaczną część pomników przyrody w Polsce stanowią drzewa, które występują w trzech kategoriach: pojedyncze – jedno drzewo stanowi jeden pomnik przyrody (pozycję rejestru wojewódzkiego), grupy drzew – kilka, kilkanaście drzew tworzy jeden pomnik przyrody, oraz aleje, w których kilkadziesiąt, kilkadziesiąt, a nawet kilka tysięcy drzew stanowi jeden pomnik przyrody. Stąd też liczba drzew w sztukach tworzących jeden pomnik przyrody jest znacznie wyższa niż liczba pozycji w rejestrach pomników przyrody.

Według polskiej tradycji kategoria „pomnik przyrody” jest dość pojemna, obejmuje bowiem okazy przyrody ożywionej i nieożywionej, ale również stanowiska niektórych chronionych gatunków roślin, zwierząt i grzybów oraz jeszcze inne rodzaje obiektów przyrodniczych (np. drzewostany, parki, płaty roślinności, wyspy na jeziorach) wpisywanych do rejestru pomników przyrody. Mimo upływu już ponad 20 lat od utworzenia odrębnych, prawnych kategorii ochrony indywidualnej, nadal w rejestrze pomników przyrody znajdują się obiekty, które zgodne są z definicjami użytków ekologicznych, stanowisk dokumentacyjnych i zespołów przyrodniczo-krajobrazowych (Grzywacz, Pietrzak 2012).

W literaturze brak szczegółowych informacji na temat najliczniejszej grupy chronionych obiektów przyrodniczych, jaką stanowią drzewa – pomniki przyrody. Dotyczy to nie tylko danych ilościowych w kategoriach pomników przyrody, ale również pod względem różnicowania gatunkowego – wymiarów oraz lokalizacji. Ochrona drzew jako pomników przyrody ma długą tradycję w polskim prawie ochrony przyrody. Obecne przepisy prawne regulujące tok postępowania przy wyznaczaniu drzew – pomników przyrody – są niejednoznaczne, uznaniowe i nieoparte na przesłankach naukowych (Pietrzak 2011; Grzywacz, Pietrzak 2013).

Przeanalizowano własną bazę danych drzew – pomników przyrody w kraju, na podstawie danych uzyskanych z Regionalnych Dyrekcji Ochrony Środowiska, którą uzupełniono dostępnymi danymi z różnych źródeł: publikacji, przewodników turystycznych, aktów prawa miejscowego, wywiadów z pracownikami nadleśnictw, bezpośrednio od administratorów i zarządców obiektów. Dzięki temu uzyskano informacje o aktualnym różnicowaniu gatunkowym wszystkich kategorii drzew i krzewów uznanych w Polsce za pomniki przyrody.

Wśród objętych tą formą ochrony prawnej było 160 gatunków drzew i krzewów. Iglaste okazy – pomniki przyrody – według uzyskanych informacji należały do 17 rodzajów, 40 gatunków, w tym 9 rodzimych i 31 obcych, introdukowanych. Najwięcej wśród nich było: sosny, modrzewia, jałowca i świerka. Liściaste gatunki drzew i krzewów były reprezentowane przez 52 rodzaje ze 120 gatunkami, w tym 47 rodzimymi i 73 introdukowanymi. Wśród drzew liściastych wszystkich kategorii dominowały zabytkowe lipy, dęby, kasztanowce, buki i klony, najmniej licznie reprezentowane były gatunki brzoza, wierzby, topól, wiązów i jarzębów (Pietrzak 2011).

Istnieje potrzeba okresowej (np. co pięć lat) inwentaryzacji drzew pomnikowych z uwagi na fakt, że są to organizmy żywe i podlegają prawom natury. Należy rozszerzyć ogólnodostępne bazy danych o pomnikach przyrody o szczegółowe informacje dotyczące cech dendrometrycznych drzewa (wysokości, rozpiętości korony, obwodu, stanu zdrowotnego) oraz informacje o właścicielu lub zarządcy, o szczegółowym położeniu oraz o fotografii okazu, a także ujednolicić gromadzenie informacji przez organy ochrony przyrody.

Badania zostały zrealizowane w ramach pracy nr S/ZWL/1/2014 i sfinansowane ze środków na naukę MNiSW

Literatura

- Grzywacz A., Pietrzak J. 2012. Obiekty przyrody ożywionej uznane w Polsce jako powierzchniowe pomniki przyrody. [W:] K. Kannenberg, H. Szramka (red.), Zarządzanie ochroną przyrody w lasach. T. VI. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Zarządzania Środowiskiem w Tucholi, Tuchola, s. 300–317.
- Grzywacz A., Pietrzak J. 2013. Drzewa – pomniki przyrody w Polsce. Polskie Towarzystwo Leśne, Warszawa, s. 121–134.
- Pietrzak J. 2011. Metodyka i kryteria uznawania za pomniki przyrody drzew oraz określania ich klas wartości przyrodniczej i społecznej. Wydział Leśny SGGW, Warszawa. Maszynopis rozprawy doktorskiej.
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. nr 92, poz. 880 ze zm.).

Wpływ zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym o różnym pochodzeniu na wzrost i kondycję pięciu gatunków drzew i krzewów

Robert Popek^{1*}, Adrian Łukowski^{1,2}, Piotr Karolewski¹, Jacek Oleksyn¹

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
*robert.popek@gmail.com

²Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

W ostatnim czasie obserwujemy znaczące pogorszenie jakości powietrza na terenach zurbanizowanych i wzdłuż arterii komunikacyjnych. Jednym z jego składników są cząsteczki pyłu zawieszonego (syn. mikropyły lub PM od ang. *particulate matter*) o średnicy mniejszej niż 100 μm , które są punktami kondensacji dla szkodliwych dla ludzkiego życia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i metali ciężkich. Mogą one powodować szereg chorób układu oddechowego oraz krążenia i przyczyniają się do obniżenia długości życia.

W przypadku gdy zanieczyszczenia zostały wyemitowane do atmosfery, alternatywą oczyszczenia powietrza jest wykorzystanie technologii środowisko-

wej – fitoremediacji, czyli uprawy roślin, na których powierzchni osadza się PM. Największą zdolność do akumulacji pyłu zawieszonego, ze względu na dużą powierzchnię, mają liściaste drzewa i krzewy. Rośliny rosnące w miastach znacząco przyczyniają się do poprawy jakości powietrza. Szacunki prowadzone w Pekinie (Chiny), gdzie zanieczyszczenie powietrza jest bardzo wysokie, wykazały, że drzewa w centrum miasta w ciągu roku akumulują 772 tony PM_{10} (Yang i in. 2005). Jednakże wysoki poziom zapylenia powietrza ma negatywny wpływ na wzrost i rozwój drzew i krzewów rosnących na terenie zurbanizowanym. Analizy w lokalizacjach różniących się poziomem PM w powietrzu wykazały, że wyższa koncentracja PM na liściach koreluje z obniżeniem sprawności aparatu fotosyntetycznego (Przybysz i in. 2014). Ponieważ jednak badania prowadzone były na drzewach i krzewach rosnących w terenie otwartym, nie można wykluczyć wpływu innych czynników stresowych.

Celem niniejszych badań była ocena wartości parametrów procesu fotosyntezy u drzew i krzewów rosnących w warunkach kontrolowanych, poddanych stresowi zanieczyszczenia powietrza przez PM różnego pochodzenia. W ramach badań postawiono hipotezę, że PM są czynnikiem negatywnie wpływającym na parametry opisujące przebieg fotosyntezy, co w konsekwencji ujemnie oddziałuje na wzrost i rozwój roślin.

Badaniu zostały poddane trzy gatunki drzew: *Betula pendula* L., *Quercus robur* L. i *Tilia cordata* Mill. oraz dwa gatunki krzewów: *Physocarpus opulifolius* (L.) Maxim. i *Sorbaria sorbifolia* L. W celu zweryfikowania ww. hipotezy osobniki wybranych gatunków umieszczono w czterech odizolowanych szklarniach, z których w trzech sztucznie stworzono opylenie mikropylami o odmiennym składzie i pochodzeniu (pył uliczny, pył budowlany, pył z cementowni), a jedną pozostawiono bez opylenia. Na badanych drzewach i krzewach w miesięcznych odstępach w ciągu sezonu wegetacyjnego przeprowadzono pomiary parametrów fotosyntezy i fluorescencji chlorofilu *a* w celu określenia kondycji roślin. Ponadto w końcowej fazie okresu wegetacji pobrano liście badanych gatunków w celu ustalenia ilości zakumulowanych PM. Próby liści płukano wodą, aby zmyć pyły osadzające się na powierzchni liści (ς PM), które w naturalnych warunkach mogą być zmywane przez deszcz. Tę samą próbę następnie płukano w chloroformie w celu rozpuszczenia wosków epikutylarnych i ich zmycia wraz z mikropylami unieruchomionymi w woskach (ω PM). Potem roztwory filtrowano kolejno przez trzy filtry o różnej wielkości porów. Otrzymaną masę PM i wosków oznaczano z różnicy wag suszonych filtrów przed filtrowaniem i po i wyrażono w $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ blaszek liściowych.

Badane gatunki drzew i krzewów istotnie różniły się pod względem ilości gromadzonych mikropylów. Wyraźne różnice występowały zarówno w kwestii pochodzenia akumulowanych PM, jak i ich frakcji wielkości. Zaobserwowano także zwiększoną produkcję wosków na liściach roślin poddanych stresowi opylenia. Stwierdzono, że w przypadku roślin opylonych u wszystkich badanych gatunków, z wyjątkiem *Physocarpus opulifolius*, obniżeniu uległy parametry opisujące przebieg procesu fotosyntezy. Obserwowano również niższe wartości parametrów fluorescencji chlorofilu *a*. Ponadto badane rośliny różniły się wielkością odpowiedzi stresowej na pyły o odmiennym pochodzeniu. Dodatkowo stwierdzono, że rośliny

ny opylone charakteryzowały się słabszym wzrostem oraz redukcją powierzchni blaszek liściowych.

Badania zostały sfinansowane ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych w ramach finansowania stażu po uzyskaniu stopnia naukowego doktora na podstawie decyzji numer DEC-2014/12/S/NZ9/00716.

Literatura

- Przybysz A., Popek R., Gawrońska H., Grab K., Łoskot K., Wrochna M., Gawroński S.W. 2014. Efficiency of photosynthetic apparatus of plants grown in sites differing in level of PM. *Acta Scientiarum Polonorum Hortorum Cultus* 13(1): 17–30.
- Yang J., McBride J., Zhou J., Sun Z. 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Greening* 3(2): 65–68.

Kielkowanie ziaren pyłku cisa pospolitego (*Taxus baccata*) i jałowca pospolitego (*Juniperus communis*) w warunkach *in vitro*

Mariola Rabska, Emilia Pers-Kamczyc*

Pracownia Systematyki i Geografii, Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5,
62-035 Kórnik, *epk@man.poznan.pl

Obserwacje fenologiczne wskazują na ogólną tendencję wcześniejszego rozpoczęcia rozwoju pąków, przyspieszenia terminu zakwitania oraz wydłużania okresu wegetacyjnego na obszarze Europy u roślin kwitnących wiosną. Zmiany te zostały powiązane z globalnym ociepleniem klimatu (Menzel i in. 2006). Ponadto wskazano pozytywny wpływ wzrostu temperatury powietrza na ilość produkowanego pyłku, czas pylenia oraz rozprzestrzenianie się pyłku. Jednakże długoterminowe badania dla gatunków drzewiastych kwitnących zimą wskazują na skrócenie okresu kwitnienia, a przez to na zmniejszenie się ilości ziaren pyłku w powietrzu (Mercuri i in. 2013). Dotychczasowe badania roślin drzewiastych skupiają się głównie na aspektach morfologii ziaren pyłku, pomijając ich zdolność kiełkowania.

Celem badań było określenie optymalnych warunków hodowli ziaren pyłku roślin drzewiastych w warunkach *in vitro* umożliwiających ich kiełkowanie.

Badaniami objęto ziarna pyłku dwóch gatunków roślin drzewiastych: *Taxus baccata* (gatunek kwitnący zimą) oraz *Juniperus communis* (gatunek kwitnący wiosną). Pozyskany pyłek wysiano na pożywce płynnej Brewbakera (Brewbaker, Kwack 1963), która jako źródło energii zawierała 5 lub 10% sacharozy albo 5 lub 10% glukozy. Zdolność kiełkowania pyłku określano po upływie 14 dni. Kielkowanie

przeprowadzano w ciemności w temperaturze zbliżonej do średniej temperatury w okresie występowania pylenia dla danego gatunku.

W warunkach *in vitro* ziarna pyłku *Taxus baccata* osiągały stadium wzrastającej łagiewki pyłkowej mniej więcej po 10 dniach na pożywce zawierającej sacharozę, natomiast ziarna pyłku *Juniperus communis* osiągały to samo stadium już po siedmiu dniach. Ziarna pyłku *J. communis* charakteryzowały się niższą zdolnością kiełkowania w porównaniu z *T. baccata* na obydwu zastosowanych pożywkach.

Literatura

- Brewbaker J.L., Kwack B.H. 1963. The essential role of calcium ion in pollen germination and pollen tube growth. *American Journal of Botany* 50: 859–865.
- Menzel A., Sparks T.H., Estrella N., Koch E., Aasa A., Ahas R., Alm-Kubler K., Bissolli P., Braslavská O., Briede A., Chmielewski F.M., Crepinsek Z., Curnel Y., Dahl A., Defila C., Donnelly A., Filella Y., Jatzczak K., Mage F., Mestre A., Nordli O., Penuelas J., Pirinen P., Remisova V., Scheifinger H., Striz M., Susnik A., van Vliet A.J.H., Wielgolaski F.-E., Zach S., Züst A. 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12(10): 1969–1976.
- Mercuri A.M., Torri P., Casini E., Olmi L. 2013. Climate warming and the decline of *Taxus* airborne pollen in urban pollen rain (Emilia Romagna, northern Italy). *Plant Biology* 15(S1): 70–82.

Tempo rozkładu nekromasy *Impatiens parviflora* DC. na tle wybranych rodzimych gatunków roślin grądowych

Katarzyna Rawlik^{1*}, Andrzej M. Jagodziński^{1,2}, Marek Kasprówicz³

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
*k.wieczynska@wp.pl

²Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

³Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

Niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora* DC.) to należący do rodziny *Balsaminaceae* gatunek, który naturalnie występuje w Azji Wschodniej. Jest jednoroczną rośliną zielną, najczęściej osiągającą wysokość 20–60 cm. Do Europy został sprowadzony w 1830 r. Obecnie powszechnie uznawany jest za gatunek inwazyjny, wnikaący do grądów, buczyn, łągów oraz innych liściastych lasów mezo- i eutroficznych (Chmura 2014). Wyniki badań wskazują, że *I. parviflora* wpływa negatywnie na bogactwo gatunkowe runa leśnego oraz stabilność ekosystemów leśnych, w których rozwija się dynamicznie. Poprzez zmianę składu

gatunkowego ekosystemów gatunki inwazyjne wywierają wpływ na właściwe im cykle krążenia pierwiastków. Dotychczasowe wyniki badań nie wskazują jednoznacznie kierunku tych oddziaływań (np. Ehrenfeld 2003; Jo i in. 2016; Prescott, Zuskewert 2016). Część z nich sugeruje wzrost biomasy, produkcji pierwotnej netto, dostępności azotu i wyższe tempo dekompozycji w zaburzonych układach ekologicznych (np. Ashton i in. 2005). Pojawiają się również wyniki wskazujące przeciwny kierunek zmian (np. Godoy i in. 2010).

Celem badań było porównanie tempa rozkładu nekromasy *I. parviflora* z tempem rozkładu nekromasy współwystępujących z nim rodzimych gatunków roślin grądowych, budujących aspekt letni.

Doświadczenie zostało przeprowadzone na czterech powierzchniach badawczych zlokalizowanych w Nadleśnictwie Babki (oddz. 96). Powierzchnie założono w lesie grądowym, w fitocenozach zespołu *Galio sylvatici-Carpinetum* (R.Tx. 1937) Oberd. 1957 i podzespołu *G.s.-C. corydalisdetosum* Oberd. 1957 ex Traczyk 1962. Późnym latem sukcesywnie zbierano obumierające rośliny runa leśnego (liście *Galeobdolon luteum*, całe osobniki: *Convallaria majalis*, *Maianthemum bifolium* i *I. parviflora*). Zebrany materiał został wysuszony w temperaturze 65°C do stałej suchej masy, a następnie porcje 2–3-gramowe umieszczono w woreczkach ściółkowych o wymiarach 15×15 cm wykonanych z siatki z włókna szklanego o średnicy oczek 1 mm. Woreczki z materiałem roślinnym (biomasa nadziemna) zostały rozmieszczone w lesie 22 listopada 2013 r. w trzech powtórzeniach na czterech powierzchniach. Woreczki były zbierane w odstępach dwutygodniowych do 26 września 2014 r. Zebrane próby wysuszono do stałej suchej masy, oczyszczono z zanieczyszczeń mineralnych oraz zważono w celu określenia ubytków masy.

Stwierdzono statystycznie istotne różnice w tempie dekompozycji nekromasy porównywanych gatunków roślin we wszystkich terminach zbioru. W początkowych etapach rozkładu (po 28 dniach ekspozycji) najszybciej rozkładała się nekromasa liści *G. luteum* (32,0%) oraz *I. parviflora* (23%), natomiast najwolniej *M. bifolium* (20,8%) oraz *C. majalis* (16,8%). Podczas trwania całego doświadczenia (308 dni) nastąpił rozkład 90,1% nekromasy liści *G. luteum*. W tym samym czasie rozkładowi uległo średnio 83,1% nekromasy roślin *M. bifolium*, 73,3% nekromasy *I. parviflora* oraz 62,6% nekromasy *C. majalis*.

Tempo rozkładu nekromasy *I. parviflora* przyjmuje wartości pośrednie pomiędzy wykazanym dla *M. bifolium* i *C. majalis*. Inne wyniki uzyskali np. Halabuk i Gerhátová (2011), porównując tempo rozkładu *I. parviflora* oraz *Alliaria petiolata* i *Mercurialis perennis*. W badanym przez nich zestawie gatunków nekromasa *I. parviflora* rozkładała się najszybciej. Uzyskane wyniki nie potwierdzają często pojawiającego się w literaturze uogólnienia, że gatunki inwazyjne poprzez szybsze tempo dekompozycji zmieniają przepływ pierwiastków w ekosystemach. Należy jednak wziąć pod uwagę to, że *I. parviflora* występuje w lasach liściastych na ogół w dużych ilościach, tworząc zwarte jednorodne płaty roślinności, a zatem może wpływać na obieg materii poprzez relatywnie wysokie stany biomasy zbiorowisk.

Literatura

- Ashton I.W., Hyatt L.A., Howe K.M., Gurevitch J., Lerdau M.T. 2005. Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest. *Ecological Applications* 15(4): 1263–1272.
- Chmura D. 2014. Biology and ecology of an invasion of *Impatiens parviflora* DC in natural and semi-natural habitats. Wydawnictwo Naukowe Akademii Techniczno-Humanistycznej w Bielsku-Białej, Bielsko-Biała. Rozprawy Naukowe 50, s. 216.
- Ehrenfeld J. 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6: 503–523.
- Godoy O., Castro-Díez P., van Logtestijn R.S.P., Cornelissen J.H.C., Valladares F. 2010. Leaf litter traits of invasive species slow down decomposition compared to Spanish natives: a broad phylogenetic comparison. *Oecologia* 162: 781–790.
- Halabuk A., Gerháťová K. 2011. Comparative study of leaf litter decomposition of exotic and native species in an ecotop of the hornbeam-oak forest near Báb village, SW Slovakia. *Folia Oecologica* 38: 17–27.
- Jo I., Fridley J.D., Frank D.A. 2016. More of the same? In situ leaf and root decomposition rates do not vary between 80 native and nonnative deciduous forest species. *New Phytologist* 209: 115–122.
- Prescott C.E., Zukswert J.M. 2016. Invasive plant species and litter decomposition: time to challenge assumptions. *New Phytologist* 209: 5–7.

Wpływ gwałtownego wylesienia – wiatrołomu – na zróżnicowanie przestrzenne składu chemicznego wód

Monika Sajdak*, Przemysław Kruk, Dariusz Strzyżowski, Karolina Jońca,
Anna Wolanin, Janusz Siwek, Mirosław Żelazny

¹Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński w Krakowie,
ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków, *monika2.sajdak@student.uj.edu.pl

Celem badań było określenie wpływu gwałtownego wylesienia i gradacji kornika na zróżnicowanie składu chemicznego wód powierzchniowych oraz źródeł. Badania przeprowadzono w Tatrzańskim Parku Narodowym w Dolinie Kościeliskiej na obszarach zarówno zalesionych, jak i wylesionych wskutek wiatrołomu, który wystąpił w grudniu 2013 r. W czasie kartowania hydrologiczno-chemicznego w 2015 r. zebrano 219 próbek wody, w których oznaczono 14 jonów metodą chromatografii jonowej w Laboratorium Hydrologiczno-Chemicznym IGiGP UJ.

Skład chemiczny wód w zakresie jonów głównych jest uzależniony od litologii. Wody odwadniające stoki zarówno na obszarze zalesionym, jak i wylesionym cechuje słabo zasadowy odczyn, niska mineralizacja i przewodność. Wśród kationów z reguły najwyższe stężenia ma wapń, następnie magnez, zaś podobne, niskie – sód i potas, ich średnie stężenie wyraża się sekwencją $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$. Wśród

anionów z reguły najwyższe stężenia mają wodorowęglany, podobne – siarczany i azotany oraz zdecydowanie niższe – chlorki. Ich średnie stężenie wyraża się sekwencją $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$. Wskutek wiatrołomu nastąpił silny wzrost stężenia azotanów i ich udziału w strukturze składu chemicznego wody. Średnie stężenie NO_3^- w wodach odwadniających stoki wylesione (wiatrołom) wynosi 15,44 mg/l, stoki wylesione wskutek gradacji kornika – 6,17 mg/l, natomiast stoki zalesione – 3,26 mg/l. W wodach odwadniających stoki wylesione średnie stężenie NO_3^- było wielokrotnie wyższe niż w wodach odwadniających stoki zalesione. Stwierdzony silny wzrost stężenia azotanów był na tyle wysoki, że przekształceniu uległa sekwencja anionów, w wyniku której azotany stały się jonem znaczącym ($\text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$). W wyniku wiatrołomu został uruchomiony proces zwiększonego wypłukiwania azotu z powierzchni stoków, co sugerowali np. Rothe i Mellert (2004) oraz Pierzgalski i in. (2007). Warto podkreślić, że azot mineralny (N) w wodach występował niemal wyłącznie w formie NO_3^- , zaś zwykle poniżej limitu detekcji był jon amonowy (NH_4^+) i azotyny (NO_2^-). Jednowymiarowa analiza stężenia azotanów wykonana metodą empirycznych funkcji gęstości wykazuje, że wylesienie jest czynnikiem różnicującym stężenie i strukturę składu chemicznego wód w odniesieniu do NO_3^- .

Na obszarach wylesionych w 2013 r. średnie stężenie NO_3^- w źródłach było prawie czterokrotnie wyższe niż na stokach zalesionych, które uzyskał Żelazny (2012) w czasie kartowania hydrochemicznego całego TPN w latach 2007–2010. Warto podkreślić, że w wodach odwadniających zarówno zlewnie wylesione, jak i zalesione zmienność (Cv) stężenia NO_3^- i ich udziału w strukturze składu chemicznego była bardzo mała ($\text{Cv} < 50\%$).

Praca jest częścią projektu „Ocena wpływu wielkoobszarowych wiatrołomów na reżim hydrochemiczny i denudację zlewni położonych w obszarach leśnych na terenach górskich” (EZ/0290.1.2.2015) sfinansowanego ze środków funduszu leśnego Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe.

Literatura

- Pierzgalski E., Janek M., Kucharska K., Tysza J., Wróbel M. 2007. Badania hydrologiczne w leśnych zlewniach sudeckich. Synteza badań prowadzonych w latach 1993–2005. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Rothe A., Mellert K.H. 2004. Effects of forest management on nitrate concentration in seepage water of forests in Southern Bavaria, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* 156(1–4): 337–355.
- Żelazny M. 2012. Czasowo-przestrzenna zmienność cech fizykochemicznych wód Tatrzańskiego Parku Narodowego. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ, Kraków.

Geograficzne zróżnicowanie populacji *Cupressus sempervirens* we wschodniej części Śródziemnomorza

Katarzyna Sękiewicz*, Monika Dering, Adam Boratyński

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*ksekiewicz@man.poznan.pl

Cupressus sempervirens jest ważnym komponentem śródziemnomorskich zbiorowisk leśnych, odgrywającym istotną rolę w ekonomii oraz kulturze tego regionu. Jego naturalny zasięg jest złożony z izolowanych populacji, rosnących w masowcach górskich we wschodniej części basenu Morza Śródziemnego i na Bliskim Wschodzie (Browicz 1982). Prawdopodobnie jest on pozostałością po szerszym obszarze występowania w trzeciorzędzie i czwartorzędzie, zredukowanym w wyniku ochłodzenia klimatu, a następnie intensywnego i nieuregulowanego wykorzystania lasów od starożytności (Axelrod 1975; Palamarev 1989; Figueiral i in. 1999; Thompson 2005).

Głównym celem badań było określenie filogeograficznych zależności pomiędzy populacjami *C. sempervirens* we wschodnim Śródziemnomorzu. Uwzględniając współczesne dysjunktywne rozmieszczenie badanego taksonu, założono, że fragmentacja zasięgu jest odzwierciedlona w jego genetycznym zróżnicowaniu. Analizy przeprowadzono na materiale pochodzącym z dziesięciu stanowisk w Grecji (Kreta oraz Rodos), Turcji i Libanu z zastosowaniem sześciu markerów mikrosatelitarnych jądrowego DNA (nSSR) (Sebastiani i in. 2005).

Poziom zmienności genetycznej badanych populacji był relatywnie wysoki ($H_E=0,744$) i porównywalny z poziomem stwierdzonym we wcześniejszych badaniach dotyczących *C. sempervirens* oraz innych taksonów należących do rodzaju *Cupressus* (Bagnoli i in. 2009; Shahroodian i in. 2011; Lu i in. 2014). Odnotowano umiarkowany, statystycznie istotny poziom zróżnicowania pomiędzy badanymi populacjami ($F_{ST}=0,101$; $p=0,001$), który wpisuje się w geograficzny wzorzec międzypopulacyjnego zróżnicowania gatunków drzewiastych występujących w rejonie śródziemnomorskim (Fady-Welterlen 2005). Analizy bayesowskie zaimplementowane w programie STRUCTURE wykazały wyraźne zróżnicowanie populacji na dwie grupy ($K=2$): populacje greckie oraz turecko-libańskie. Ponadto przy $K=4$ populacje zostały podzielone na cztery odrębne grupy: w pierwszej znalazły się populacje z Krety, w drugiej pochodzące z Rodos i jedna turecka, kolejną grupę tworzą pozostałe populacje z Turcji (wschodni Taurus), z kolei czwarta skupia populacje libańskie. Potwierdza to geograficzne wzorce genetycznego zróżnicowania na poziomie międzypopulacyjnym wykazane dla gatunków drzewiastych z rodziny Cupressaceae, występujących we wschodniej części Śródziemnomorza (Bagnoli i in. 2009; Sękiewicz i in. 2015; Sobierajska i in. 2016).

Projekt został sfinansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2012/07/N/NZ8/01287.

Literatura

- Axelrod D.I. 1975. Evolution and biogeography of Madrean-Tethyan sclerophyll vegetation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 62: 280–334.
- Bagnoli F., Vendramin G.G., Buonamici A., Doulis A.G., González-Martínez S.C., La Porta N., Magri D., Raddi P., Sebastiani F., Fineschi S. 2009. Is *Cupressus sempervirens* native in Italy? An answer from genetic and palaeobotanical data. *Molecular Ecology* 18: 2276–2286.
- Browicz K. 1982. Chorology of trees and shrubs in south-west Asia and adjacent regions. Vol. 1. Polish Scientific Publishers, Warszawa–Poznań, s. 7–8.
- Fady-Welterlen B. 2005. Is There Really More Biodiversity in Mediterranean Forest Ecosystems? *Taxon* 54: 905–910.
- Figueiral I., Mosbrugger V., Rowe N.P., Ashraf A.R., Utescher T., Jones T.P. 1999. The Miocene peat-forming vegetation of northwestern Germany: An analysis of wood remains and comparison with previous palynological interpretations. *Review of Palaeobotany and Palynology* 104: 239–266.
- Lu X., Xu H., Li Z., Shang H., Adams R.P., Mao K. 2014. Genetic Diversity and Conservation Implications of Four *Cupressus* Species in China as Revealed by Microsatellite Markers. *Biochemical Genetics* 52: 181–202.
- Palamarev E. 1989. Paleobotanical evidences of the Tertiary history and origin of the Mediterranean sclerophyll dendroflora. *Plant Systematics and Evolution* 162: 93–107.
- Sebastiani F., Buonamici A., Fineschi S., Racchi M.L., Raddi P., Vendramin G.G. 2005. Novel polymorphic nuclear microsatellites in *Cupressus sempervirens* L. *Molecular Ecology Notes* 5: 393–394.
- Sękiewicz K., Dering M., Sękiewicz M., Boratyńska K., Iszkuło G., Litkowiec M., Ok T., Dagher-Kharrat M.B., Boratyński A. 2015. Effect of geographic range discontinuity on species differentiation: east-Mediterranean *Abies cilicica*: case study. *Tree Genetics and Genomes* 11: 810.
- Shahroodian S.H., Azadfar D., Soltanloo H., Ramezanpour S.S. 2011. Genetic variability in natural Iranian populations of *Cupressus sempervirens* var. *horizontalis* in Caspian Sea coastward assessed by SSR markers. *Plant Omics* 4: 19–24.
- Sobierajska K., Boratyńska K., Jasińska A., Dering M., Ok T., Douaihy B., Dagher-Kharrat M., Boratyński A. 2016. Effect of Aegean Sea barrier between Europe and Asia on *Juniperus drupacea* (Cupressaceae) differentiation. *Botanical Journal of the Linnean Society* 180: 365–385.
- Thompson J.D. 2005. *Plant Evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press, Oxford.

Wpływ promieniowania rozproszonego na aparat fotosyntetyczny buka zwyczajnego (*Fagus sylvatica* L.)

Tomasz Sobala, Magdalena Trojak, Ernest Skowron, Joanna Nowek,
Maciej Kocurek*, Rafał Podlaski

Zakład Ochrony Przyrody i Fizjologii Roślin, Instytut Biologii, Uniwersytet Jana Kochanowskiego,
ul. Świętokrzyska 15, 25-406 Kielce, *maciej.kocurek@ujk.edu.pl

Prognozowane zmiany klimatyczne nie pozostają bez wpływu na produktywność ekosystemów leśnych. Uważa się, że wzrost temperatury atmosfery doprowadzi do zwiększenia zawartości pary wodnej w powietrzu i częstszego występowania chmur (Feddema i in. 2005). Występowanie zachmurzenia obniża ilość całkowitego promieniowania fotosyntetycznie czynnego dostępnego dla roślin. Jednocześnie zachmurzenie przyczynia się do zwiększenia udziału promieniowania rozproszonego (PR) w stosunku do promieniowania bezpośrednio padającego (PB) w całkowitym promieniowaniu fotosyntetycznie czynnym. Wyższy poziom PR w promieniowaniu dostępnym dla roślin może zwiększyć intensywność fotosyntezy i produktywność całego ekosystemu leśnego od dwóch do kilkunastu procent (Gu i in. 2003; Dye 2005).

Prezentowane wyniki dotyczą wpływu promieniowania rozproszonego na aparat fotosyntetyczny liści buka zwyczajnego. Siewki wybrane do badań pochodziły ze stanowisk o szerokim zakresie dostępności PR: od zacienionych do eksponowanych na promieniowanie słoneczne. Dostępność PR oszacowano za pomocą zdjęć hemisferycznych analizowanych przy użyciu oprogramowania Gap Light Analyzer (GLA). Wykorzystując spektrometr Spectis 5.0 (GL Optics), zmierzono widmo spektralne PR docierające do roślin. Stan aparatu fotosyntetycznego oceniono poprzez pomiary fluorescencji chlorofilu *a*. Wyznaczono m.in. kwantową wydajność fotoukładu PSII [$\Phi(PSII)$], szybkość transportu elektronów (ETR) oraz regulowane i nieregulowane wygaszanie niefotochemiczne (ΦNPQ , ΦNO). Wydajność fotosyntetyczną roślin określano także za pomocą analizatora gazów w podczerwieni – LI-6400. Charakterystykę liści uzupełniono o pomiary właściwości optycznych liści wykonanych przy użyciu kuli Ulbrichta i spektrometriu.

Na podstawie wykonanych pomiarów wykreślono krzywe, w których poszczególne parametry opisujące aparat fotosyntetyczny zostały przedstawione jako funkcja PR. Dla każdego parametru wyznaczono zakres optymalnych wartości PR. Uzyskane dane pozwalają prognozować wzrost intensywności fotosyntezy liści buka zwyczajnego w reakcji na zwiększenie dostępności PR.

Literatura

- Feddema J., Oleson K., Bonan G., Mearns L., Buja L., Meehl G., Washington W. 2005. The importance of land-cover change in simulating future climates. *Science* 310: 1674–1678.
- Dye D. 2005. Sensitivity of simulated forest canopy photosynthesis to cloud-induced variation in the spectral composition of diffuse and global photosynthetically active radiation. *Geophysical Research Abstracts* 7: 07204.
- Gu L., Baldocchi D., Wofsy S., Munger J., Michalsky J., Urbanski S., Boden T. 2003. Response of a deciduous forest to the Mount Pinatubo eruption: enhanced photosynthesis. *Science* 299: 2035–2038.

Zróźnicowanie morfologiczne szyszek w rojach mieszańcowych *Pinus sylvestris* i *P. uncinata*

Karolina Sobierajska*, Adam Boratyński, Krystyna Boratyńska

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*karsob@man.poznan.pl

Cechy szyszek od dawna były używane do odróżniania gatunków z rodzaju *Pinus* (Staszkiewicz 1963, 1968; Farjon 1984; Marcysiak, Boratyński 2007). Uważa się, że zmienność organów generatywnych jest mniejsza od zmienności organów wegetatywnych, ponieważ podlegają mniejszym wpływom środowiska (Stebbins 1958; Staszkiewicz 1961). *Pinus sylvestris* i *P. uncinata* najbardziej różnicują: długość wyrostka apofyzy, grubość tarczki oraz stopień asymetrii szyszek (Marcysiak, Boratyński 2007). Badania te prowadzone były jednak na materiale z izolowanych populacji, w których przepływ genów między taksonami był ograniczony. W niniejszych badaniach zostały przeanalizowane populacje mieszane z podobnym udziałem *P. sylvestris* i *P. uncinata*. Celem była ocena użyteczności cech szyszek do odróżniania okazów typowych dla gatunków oraz morfologicznie pośrednich (potencjalnych mieszańców) w drzewostanach mieszanych. Założono, że cechy szyszek pozwalają na odróżnianie gatunków oraz umożliwiają identyfikację okazów pośrednich pomiędzy *P. sylvestris* i *P. uncinata*. Materiał do badań, składający się z prób osobniczych, pochodził z naturalnych populacji obu gatunków z Sierra de Gúdar (Hiszpania), Sierra de Cebollera (Hiszpania) i Pirenejów (Andora). Dobrze wykształcone, nieuszkodzone szyszki były zbierane z drzew odległych od siebie o przynajmniej 30 m, wybieranych w drzewostanach mieszanych niezależnie od przynależności taksonomicznej, inaczej niż w badaniach Jasińskiej i in. (2010). Do porównań wykorzystano materiały z hiszpańskich populacji *P. sylvestris*: Sierra de Neila, San Juan de la Peña, Cuenca, Vega del Codorno oraz pirenejskie *P. uncinata*: Val de Benasque (Hiszpania), Val de Nuria (Hiszpania), Val de Ransol (Andora).

Badaniom poddano dziesięć cech mierzonych i osiem przeliczeniowych (Staszkiewicz 1961, 1963, 1968, 1993; Staszkiewicz, Tyszkiewicz 1969, 1976; Szweykowski, Bobowicz 1977; Bobowicz 1988; Marcysiak, Boratyński 2007). W wyniku przeprowadzonych analiz w obrębie każdej badanej populacji oraz porównania z typowymi populacjami wykazano, że długość wyrostka apofyzy, asymetria szyszki oraz grubość tarczki znacząco różnią się u *P. sylvestris* i *P. uncinata*, pozwalając na wyodrębnienie w populacjach mieszanych osobników zbliżonych do typowych dla obu taksonów; ponadto przeanalizowane cechy szyszek umożliwiają wyodrębnienie osobników o cechach pośrednich pomiędzy badanymi taksonami. Ich mieszańcowe pochodzenie powinno być potwierdzone z zastosowaniem markerów genetycznych.

Literatura

- Bobowicz M.A. 1988. Differentiation of *Pinus sylvestris* L., *Pinus mugo* Turra, pines from "Bór na Czerwonym" and from Zieleniec in traits of one- and two-year-old cones. Bulletin de la Société des Amis des Sciences et des Lettres de Poznan, série D 26: 99–108.
- Farjon A. 1984. Pines. Backhuys, Leiden.
- Jasińska A.K., Wachowiak W., Muchewicz E., Boratyńska K., Montserrat J.M., Boratyński A. 2010. Cryptic hybrids between *Pinus uncinata* and *P. sylvestris*. Botanical Journal of the Linnean Society 163: 473–485.
- Marcysiak K., Boratyński A. 2007. Contribution to the taxonomy of *Pinus uncinata* (Pinaceae) based on cone characters. Plant Systematics and Evolution 264(1): 57–73.
- Staszkiewicz J. 1961. Zmienność współczesnych i kopalnych szyszek sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica 7(1): 97–160.
- Staszkiewicz J. 1963. Recherches biométriques sur la variabilité des cônes du Pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) du Massif Central en France. Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica 9(2): 175–187.
- Staszkiewicz J. 1968. Badania nad sosną zwyczajną z Europy południowo-wschodniej i Kaukazu oraz jej stosunkiem do sosny z innych obszarów Europy, oparte na zmienności morfologicznej szyszek. Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica 14(3): 259–315.
- Staszkiewicz J. 1993. Zmienność morfologiczna szpilek, szyszek i nasion. [W:] S. Białobok, A. Boratyński, W. Bugała (red.), Biologia sosny zwyczajnej. Sorus, Poznań–Kórnik, s. 33–44.
- Staszkiewicz J., Tyszkiewicz M. 1969 Naturalne mieszańce *Pinus mugo* Turra x *Pinus sylvestris* L. w Kotlinie Nowotarskiej. Fragmenta Floristica et Geobotanica 15: 187–212.
- Staszkiewicz J., Tyszkiewicz M. 1976. Zmienność populacyjna i osobnicza szyszek koso-drzewiny (*Pinus mugo* Turra) ze szczególnym uwzględnieniem materiałów z Karpat. Fragmenta Floristica et Geobotanica 22: 19–29.
- Stebbins G.L. 1958. Longevity, habitat and release of genetic variability in the higher plants. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 23: 365–378.
- Szweykowski J., Bobowicz A.M. 1977. Variability of *Pinus mugo* Turra in Poland. IV. Needles and cones in some Polish populations. Bulletin de la Société des Amis des Sciences et des Lettres de Poznan, série D 17: 3–14.

Brzezina bagienna (*Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*) na torfowiskach przekształconych antropogenicznie

Zofia Sotek¹, Małgorzata Stasińska^{1*}, Ryszard Malinowski²,
Mateusz Bocian¹, Patrycja Radke¹

¹Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Szczeciński, ul. Felczaka 3c, 71-412 Szczecin,
*stasinsk@univ.szczecin.pl

²Katedra Gleboznawstwa, Łąkarstwa i Chemii Środowiska, Zachodniopomorski Uniwersytet
Technologiczny w Szczecinie, ul. Słowackiego 17, 71-434 Szczecin

Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis jest zespołem o atlantyckim typie zasięgu, występującym głównie w północno-zachodniej Europie. W Polsce osiąga swoją wschodnią granicę zasięgu geograficznego. Płaty brzeziny bagiennnej rozwijają się najczęściej w bezodpływowych zagłębieniach terenu z wysoko położonym lustrem wód gruntowych, na dość płytkich, mezotroficznych, kwaśnych torfach przejściowych, na glebach kwaśnych o charakterze stagnogleju. Zespół ten może występować również na obrzeżach torfowisk wysokich (Herbichowa i in. 2004; Matuszkiewicz 2007).

Celem badań było poznanie bogactwa gatunkowego flory i grzybów makroskopijnych brzeziny bagiennnej na tle warunków siedliskowych, na torfowiskach antropogenicznie zmienionych.

Badania prowadzono w latach 2007–2009 na obszarze trzech torfowisk wysokich (Roby, Stramniczka i Torfowisko Toporzyk) o różnym stopniu zaawansowania przemian zachodzących pod wpływem antropopresji, a położonych na Pomorzu Zachodnim. Na wybranych reprezentacyjnych powierzchniach brzeziny bagiennnej wykonano zdjęcia fitosocjologiczne metodą Brauna-Blanqueta i na ich podstawie wyznaczono pięć stałych powierzchni (200–400 m²) do badań mykologicznych. Oceny warunków siedliskowych dokonano w oparciu o wyniki analiz prób zbiorczych podłoża, w których metodami ogólnie przyjętymi oznaczano m.in. odczyn i wilgotność oraz zawartość fosforu, azotu ogólnego, amonowego, azotanowego i azotynowego.

Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis na Stramniczce i Torfowisku Toporzyk zajmuje rozległe powierzchnie, wykształcając się na groblach i w miejscach silnie przesuszonych, na warstwie humotorfu lub w słabo uwodnionych, zarastających dołach potorfowych. Natomiast na Robach występuje głównie na obrzeżach i na silnie przesuszonych powierzchniach.

W poszczególnych obiektach płyty brzeziny bagiennnej charakteryzują się zbliżonymi warunkami siedliskowymi. Wilgotność podłoża waha się od 75,8% do 95,1%. Odczyn podłoża jest silnie kwaśny i wynosi odpowiednio: pH_{H₂O} 3,52–4,75, a pH_{KCl} 2,66–4,08, przy czym najwyższe wartości stwierdzano na Torfowisku Toporzyk. Zawartość fosforu jest niska (0,49–3,20 mg/100 g s.m. torfu), natomiast zawartość różnych form azotu i azotu ogólnego jest zróżnicowana.

Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis jest zespołem bogatym zarówno pod względem florystycznym, jak i mykologicznym. W badanych płatach notowano od 18 do 35 gatunków roślin i od 42 do 60 gatunków grzybów. W drzewostanie dominuje *Betula pubescens*, towarzyszy jej niekiedy *Pinus sylvestris* i *Betula pendula*. W warstwie krzewów panuje *Betula pubescens*. W niektórych jej płatach, zwłaszcza na wilgotniejszym podłożu, do stałych elementów flory należą: *Eriophorum vaginatum*, *Erica tetralix* i *Oxycoccus palustris*, miejscami obficie rosną także niektóre gatunki torfowców, m.in. *Sphagnum fallax* i *S. palustre*. Na Torfowisku Toporzyk w budowie warstwy zielnej bierze też udział *Lycopodium annotinum* – gatunek regionalnie charakterystyczny zespołu. W badanych płatach *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* łącznie stwierdzono 67 gatunków roślin oraz 108 gatunków grzybów, w tym 41 mykoryzowych, 64 saprotroficzne i 3 pasożytnicze. Pod względem obfitości pojawu i częstości występowania największym udziałem, spośród grzybów mykoryzowych, odznaczają się: *Laccaria proxima*, *Lactarius tabidus* i *Russula claroflava*. Wśród grzybów saprotroficznych dominującą grupę stanowią grzyby rosnące na drewnie, zwłaszcza w płacie na Torfowisku Toporzyk, m.in. *Daedaleopsis confragosa*, *Fomes fomentarius* i *Piptoporus betulinus*. Licznie w niektórych płatach notowano również grzyby saprotroficzne rosnące wśród mchów, m.in. *Galerina paludosa*, *G. tibiicystis*, *Hypholoma elongatum* i *Mycena megalospora*, oraz pasożytujące na torfowcach – *Lyophyllum palustre*. Największe bogactwo gatunkowe roślin (35) i grzybów (55) stwierdzono w płacie brzeziny bagiennej na Torfowisku Toporzyk, która wykształciła się na siedlisku o najwyższej wartości pH.

Badania finansowane ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (grant nr N N305 2617 33).

Literatura

- Herbichowa M., Potocka J., Kwiatkowski W. 2004. Bory i lasy bagienne. [W:] J. Herbich (red.), Lasy i bory. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. T. 5. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, s. 171–202.
- Matuszkiewicz J.M. 2007. Zespoły leśne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Wpływ warunków przechowywania nasion topoli czarnej (*Populus nigra* L.) na zmiany w proteomie

Aleksandra Maria Staszak*, Tomasz Andrzej Pawłowski, Jan Suszka

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*staszak.a@gmail.com

Topola czarna jest gatunkiem światłolubnym naturalnie występującym wzdłuż rzek, współtworzącym lasy łęgowe. Działalność człowieka w zakresie regulacji

rzek doprowadziła do urbanizacji terenów zalewowych zasiedlanych naturalnie przez topolę czarną, stwarzając tym samym warunki dla wzrostu innych gatunków liściastych ją wypierających. Ważnym zagadnieniem stała się ochrona puli genowej, szczególnie że topola czarna rozmnaża się za pomocą nasion, których żywotność jest ograniczona.

Do doświadczeń zebrano w Czeszewie (nad Wartą) nasiona topoli czarnej. Po podsuszeniu do wilgotności około 7% umieszczono je w temperaturze +3, -3, -20°C oraz w ciekłym azocie w celu określenia najlepszych warunków ich przechowywania. Nasiona przechowywano przez 12 i 24 miesiące. Zastosowanie technik proteomicznych umożliwiło określenie białek markerowych pomocnych w ustaleniu najlepszych warunków przechowywania nasion.

Zmiany jakościowe białek badano w nasionach suchych po 12 i 24 miesiącach przechowywania w czterech podanych wariantach temperaturowych. Rozdział białek prowadzono w oparciu o metodę elektroforezy dwukierunkowej (IEF i SDS PAGE) w zakresie pH 4–7. Białka wybarwiono metodą koloidalną błękitem Coomassie. Analizy jakościowe i ilościowe obrazów białek wykonano za pomocą programu Image Master Platinum 7.0. Wykorzystując analizę statystyczną (ANOVA i test HSD Tukeya, program JMP firmy SAS), badano objętości (funkcja wyrażająca powierzchnię i gęstość optyczną) tych samych plamek białkowych na różnych żelach, by wyodrębnić charakterystyczne białka związane z różnymi warunkami czasowymi i temperaturowymi przechowywania. Spośród około 420 rozdzielonych białek 37 (9%) było statystycznie istotnie zmiennych. Wpływ temperatury 3°C zaobserwowano na 14 białek, -3° na 11 białek i -20°C na 9 białek. Warunki przechowywania w ciekłym azocie miały wpływ na 24 białka. Dwanaście białek było zmiennych ilościowo w czasie przechowywania, największe zmiany obserwowano po 24 miesiącach. Charakterystyczne białka zidentyfikowano w Środowiskowym Laboratorium Spektrometrii Mas Instytutu Biochemii i Biofizyki PAN w Warszawie. Analizę ich sekwencji aminokwasowych przeprowadzono przy wykorzystaniu tandemowej spektrometrii mas typu ESI MS/MS. Białka zidentyfikowano w oparciu o istniejące bazy danych sekwencji białek NCBI i SWISS-PROT przy użyciu programów MASCOT i BLAST oraz scharakteryzowano w oparciu o dostępne internetowe bazy danych funkcji białek (KEGG). Rozpoznane białka należały do pięciu kategorii. Związane były z: metabolizmem, przekazywaniem informacji genetycznej, procesami komórkowymi. Wyróżniono ponadto grupę białek niesklasyfikowanych oraz nieznanych. Została wykonana analiza powiązań ich funkcji z wpływem różnych warunków przechowywania nasion. Stwierdzono obecność dużej grupy białek klasyfikowanych jako obronne, związane ze stresem oksydacyjnym (APX, SOD) oraz stresem odwodnienia (dehidryna).

Praca była finansowana z grantu Narodowego Centrum Nauki, Polska, grant N N309 429 138 dla J.S.

Wpływ orki leśnej na emisję wzbogaconego ditlenku węgla

Marcin Stróżecki^{1*}, Hanna Silvenoinnen², Marek Urbaniak¹,
Paweł Strzeliński³, Bogdan H. Chojnicki¹, Janusz Olejnik¹

¹Katedra Meteorologii, Wydział Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94, 60-649 Poznań, *marcin.strozecki@gmail.com

²Nibio – Soil and Environment Division, Frederik A. Dahls vei 20 N-1430 Ås, Norway

³Katedra Urządzania Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71C, 60-625 Poznań

Lasy są kluczowymi ekosystemami skupiającymi naziemny węgiel (ok. 80%). Należy też zauważyć, że ze względu na znaczną powierzchnię obszarów zalesionych (30,9% lądu) gleby leśne odgrywają istotną rolę w obiegu węgla w środowisku. Zakłócenia, takie jak pożary, huragany czy zręby zupełne, prowadzą do perturbacji wpływających na obieg C, a w konsekwencji do zwiększenia emisji CO₂ z gleby do atmosfery (Pumpanen i in. 2004).

W Polsce popularniejszą techniką przygotowawczą gleby pod zalesienie jest wykonanie orki zupełnej. Ze względu na zmianę warunków glebowych wywołanych tym zabiegiem zmienia się także wielkość emisji glebowego CO₂. Jednocześnie ze względu na złożoność procesów produkcji oraz ilość czynników mających wpływ na wielkość strumienia CO₂ dokładne określenie źródła tego gazu w glebach leśnych jest trudnym zadaniem (Moyes 2010).

Na zaoranej powierzchni CO₂ powstaje głównie w procesie rozkładu martwej biomasy, której obecność jest skutkiem wieloletniego procesu rozkładu szczątków roślin i transportu pionowego w profilu glebowym. Zastosowanie technik izotopowych pozwala na określenie źródła (wieku) emitowanego CO₂ na gruntach uprzednio pozbawionych drzewostanu. Techniki śledzenia ruchu pierwiastków w przyrodzie zostały opracowane już w latach 50. ubiegłego wieku (Keeling 1958), jednak aktualnie, dzięki rozwojowi technologii, możliwe jest przeprowadzanie pomiarów tego typu *in situ*, a czułość współczesnych analizatorów pozwala na analizę składu izotopowego powietrza.

Badanie izotopu ¹³C jest użytecznym narzędziem umożliwiającym śledzenie przepływu C w środowisku poprzez wgląd w asymilację oraz emisję CO₂ (Bahn i in. 2009; Snell i in. 2014). Zastosowanie metody Keelinga do określania wartości sygnatury izotopowej ditlenku węgla (δ¹³C) w powietrzu oraz metody dynamicznych komór zamkniętych ułatwia precyzyjne określenie źródła oraz wielkości emisji CO₂ z badanej powierzchni leśnej.

Niniejsza praca ma na celu porównanie składu izotopowego CO₂ emitowanego z różnych powierzchni leśnych dla określenia pochodzenia uwalnianego gazu. Na terenie Nadleśnictwa Trzebciny (Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Toruniu, woj. kujawsko-pomorskie) przeprowadzono pomiary na trzech typach powierzchni: 1) grunt przygotowany za pomocą orki pod odnowienie; 2) grunt

przed zabiegiem przygotowawczym; 3) grunt w lesie. Pojedynczy pomiar polegał na umieszczeniu nieprzezroczystej komory na badanej powierzchni na 30–60 minut. W tym czasie przy użyciu analizatora G-2201-i (Picarro, USA) mierzono sygnaturę izotopową $\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_2$ gromadzonego w komorze gazu (Pataki i in. 2003). Naruszenie struktury gleby na stanowisku pierwszym spowodowało wyraźną emisję CO_2 bogatego w cięższy izotop węgla ^{13}C ($-26,49\text{‰}$). Wartość $\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_2$ zmierzona na powierzchni bez orki wyniosła $-27,74\text{‰}$, a na powierzchni gruntu pod okapem drzewostanu stwierdzono najniższą wartość: $-29,53\text{‰}$. Na stanowisku pierwszym (orka) zauważa się wyraźną przewagę „cięższego” węgla emitowanego z gleby, natomiast lżejsza frakcja CO_2 wydzielana była zarówno z powierzchni niezaoranej, jak i leśnej. Jednocześnie wykazano, że zastosowana orka spowodowała większą emisję CO_2 z gleby.

Literatura

- Bahn M., Schmitt M., Siegwolf R., Richter A., Brüggemann N. 2009. Does photosynthesis affect grassland soil-respired CO_2 and its carbon isotope composition on a diurnal timescale. *New Phytologist* 182: 451–460.
- Keeling C.D. 1958. The concentration and isotopic abundances of atmospheric carbon dioxide in rural areas. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 13: 322–334.
- Moyes A.B. 2010. Diffusive fractionation complicates isotopic partitioning of autotrophic and heterotrophic sources of soil respiration. *Plant, Cell & Environment* 33(11): 1804–1819.
- Pataki D.E. 2003. The application and interpretation of Keeling plots in terrestrial carbon cycle research. *Global Biogeochemical Cycles* 17(1): 1022.
- Pumpanen J., Westman C.J., Ilvesniemi H. 2004. Soil CO_2 efflux from a podzolic forest before and after forest clear-cutting and site preparation. *Boreal Environment Research* 9: 199–212.
- Risk D. 2012. Drought alters respired $^{13}\text{C}\text{CO}_2$ from autotrophic, but not heterotrophic soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry* 50: 26–32.
- Snell H.K., Robinson D., Midwood A.J. 2014. Minimising methodological biases to improve the accuracy of partitioning soil respiration using natural abundance ^{13}C . *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 28: 2341–2351.

Wpływ warunków i czasu przechowywania na żywotność, kiełkowanie i wschody nasion buka zwyczajnego (*Fagus sylvatica* L.)

Jan Suszka*, Barbara Bujarska-Borkowska

¹*Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,*

**jsuszka@man.poznan.pl*

Buk zwyczajny w Europie jest najważniejszym obok dębu liściastym gatunkiem lasotwórczym. W Polsce roczne zapotrzebowanie na jego nasiona przekracza 100 ton. Biorąc pod uwagę nieregularne obradanie nasion, należy stwierdzić, że ich wieloletnie przechowywanie stanowi podstawowy warunek utrzymania ciągłości produkcji szkółkarskiej.

Metodyka przechowywania nasion buka należących do kategorii *suborthodox* przewiduje ich podsuszenie do wilgotności 8–12% (w zależności od planowanego czasu przechowywania). Przy wilgotności poniżej 6% nasiona gwałtownie tracą żywotność. Orzeszki buka zapakowane do szczelnie zamkniętych pojemników przechowuje się w temperaturze od –20° do –3°C. Dopuszczalny okres przechowywania nasion buka określano na 12 lat, jednak w praktyce w przechowalniach czas ten ogranicza się do pięciu lat. Mimo zachowania opisanych procedur obserwuje się stopniowy spadek zdolności kiełkowania i jeszcze wyraźniejszy spadek ilości wschodów. Spadkowi zdolności kiełkowania i wschodzenia często nie towarzyszy obniżenie żywotności określane podczas barwienia w tetrazolu.

W celu ustalenia granicznych warunków przechowywania nasion buka, gwarantujących zachowanie ich wysokiej jakości, orzeszki zebrane w roku 2012 poduszono do trzech poziomów wilgotności: 7%, 10%, 13%. Szczelnie zapakowane przechowywano w 3°C, –3°C, –10°C i –20°C przez okres do trzech lat. Co roku po przewyciężeniu spoczynku nasiona poddawano próbie kiełkowania, wschodzenia, ocenie żywotności oraz mierzono wpływ elektrolitów.

Określono optymalny zakres wilgotności nasion buka pomiędzy 7% a 10%. Po uwzględnieniu interakcji pomiędzy wilgotnością przechowywanych nasion a temperaturą przechowywania stwierdzono znacznie szerszy zakres tolerancji na poszczególne warunki temperatury u nasion podsuszonych do 7%. Przy tej wilgotności nie obserwowano podczas przechowywania istotnych zmian jakości nasion w żadnej stosowanej temperaturze z wyjątkiem 3°C. Po trzech latach podobny wynik u nasion podsuszonych do 10% uzyskano jedynie, gdy nasiona przechowywano w –10°C. Analizując wyniki prób kiełkowania nasion przechowywanych w poszczególnych wariantach temperatury, stwierdzono, że najbezpieczniejszą temperaturą dla nasion buka jest –10°C. Spadek zdolności wschodzenia nasion podsuszonych do 10% i 13% następował mimo zachowania wysokiej żywotności ocenianej metodą TTC. Potwierdza to niską wiarygodność tej metody. Wraz ze spadkiem zdolności wschodzenia następował istotny wzrost poziomu wypływu

elektrolitów – świadczy to o zaburzeniu integralności błon komórkowych, szczególnie u nasion przechowywanych w nieodpowiednich warunkach.

Wpływ azotu na rozkład ściółki iglastej z terenów długotrwale narażonych na skażenie metalami

Agata Tarasek*, Maria Niklińska

¹Institut Nauk o Środowisku, Uniwersytet Jagielloński, ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków,

*agata.tarasek@doctoral.uj.edu.pl

Dekompozycja materii organicznej to jeden z najważniejszych procesów ekologicznych. Jest to proces niezwykle złożony i zależny od wielu czynników, zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych. W wyniku postępującej antropopresji, związanej między innymi z obróbką metali, rozwojem transportu oraz przenawożeniem, proces ten może zostać silnie zaburzony.

W glebach skażonych metalami zazwyczaj obserwuje się zmiany w parametrach mikrobiologicznych (np. obniżona aktywność respiracyjna, zmniejszona różnorodność), jednak czasami toksyczny wpływ metali bywa łagodzony lub zupełnie znoszony w wyniku podwyższonej tolerancji mikroorganizmów na zanieczyszczenia lub redundancji (Frostegård i in. 1993; Frey i in. 2006; Stefanowicz i in. 2008). Dotychczasowe wyniki badań nad oddziaływaniem azotu na dekompozycję są jeszcze bardziej niejednoznaczne. Z jednej strony, w ekosystemach lądowych, w których azot jest pierwiastkiem limitującym, dodatek tego pierwiastka powinien przyspieszać naturalnie zachodzące procesy, z drugiej zaś, wiele badań dowodzi, że podwyższone stężenia związków azotu negatywnie wpływają na syntezę enzymów odpowiedzialnych za rozkład ligniny, zawyżając w ten sposób graniczne wartości dekompozycji i spowalniając przebieg całego procesu (Carreiro i in. 2000; Janssens i in. 2010).

Celem niniejszych badań było sprawdzenie, jak eksperymentalnie zwiększony dopływ azotu wpłynie na rozkład ściółki iglastej z terenów długotrwale narażonych na skażenie metalami o różnym natężeniu.

Badania zostały przeprowadzone w rejonie Miasteczka Śląskiego (Nadleśnictwa Świerklaniec i Koszęcin), w którym występuje skażenie cynkiem, ołowiem i kadmem. W rejonie tym zostało wybranych sześć powierzchni badawczych (MS1–MS6) porośniętych głównie sosną zwyczajną. Analizy gleb pochodzących z tego terenu (Azarbad i in. 2013) wykazały istotny spadek stężeń metali w glebach wraz z odległością od huty, będącej źródłem zanieczyszczeń w tym rejonie. Na każdej z powierzchni badawczych wyłożono woreczki ściółkowe w obrębie sześciu poletek. Trzy z poletek regularnie podlewane były roztworem azotanu amonu o stężeniu odpowiadającym ładunkowi 50 kg·ha⁻¹·rok⁻¹, podczas gdy pozostałe trzy służyły jako poletka kontrolne i podlewane były wyłącznie wodą. Wo-

reczki wyłożone na poletkach zbierano czternastokrotnie w ciągu trzech lat. Na podstawie ubytku masy z woreczków oszacowano tempo dekompozycji.

W woreczkach nietraktowanych azotem tempo dekompozycji malało wraz ze wzrostem zanieczyszczeń. Zależność ta nie została zaobserwowana w próbach pochodzących z poletek dodatkowo nawożonych. Wyniki sugerują, że dodatek azotu na powierzchniach w dużym stopniu skażonych metalami łagodzi ich toksyczny wpływ. Na powierzchniach relatywnie czystych zaobserwowano, że dodatek azotu wywołał spowolnienie tempa dekompozycji.

Literatura

- Azarbad H., Niklińska M., van Gestel C.A.M., van Straalen N.M., Röling W.F.M., Laskowski R. 2013. Microbial community structure and functioning along metal pollution gradients. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32: 1992–2002.
- Carreiro M.M., Sinsabaugh R.L., Repert D.A., Parkhurst D.F. 2000. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology* 81: 2359–2365.
- Frey B., Stemmer M., Widmer F., Luster J., Sperisen C. 2006. Microbial activity and community structure of a soil after heavy metal contamination in a model forest ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1745–1756.
- Frostegård A., Tunlid A., Bååth E. 1993. Phospholipid Fatty Acid Composition, Biomass, and Activity of Microbial Communities from Two Soil Types Experimentally Exposed to Different Heavy Metals. *Applied and Environmental Microbiology* 59: 3605–3617.
- Janssens I.A., Dieleman W., Luyssaert S., Subke J.-A., Reichstein M., Ceulemans R., Ciais P., Dolman A.J., Grace J., Matteucci G., Papale D., Piao S.L., Schultze E.-D., Tang J., Law B.E. 2010. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nature Geoscience* 3: 315–322.
- Stefanowicz A., Niklińska M., Laskowski R. 2008. Metals decrease functional diversity of soil bacterial communities. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(3): 591–598.

Zbiorowiska grzybów ektomykoryzowych sosny i brzozy z terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi

Artur Trzebny^{1*}, Wojciech Bierza², Mirosława Dabert¹, Lidia Trocha³

¹Wydziałowa Pracownia Technik Biologii Molekularnej, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Wieniawskiego 1, 61-712 Poznań, *arturtrzebny@gmail.com

²Katedra Ekologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski, ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice

³Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

Południowa część Polski począwszy od średniowiecza stanowi centrum przemysłu hutniczego, a przez ostatnie dziesięciolecia region ten jest oceniany jako jeden

z najbardziej zanieczyszczonych w Europie. W dalszym ciągu funkcjonuje tutaj kilka dużych hut i związane z nimi zakłady przemysłowe, co skutkuje bardzo wysokimi stężeniami metali ciężkich kumulowanych w wierzchnich warstwach gleb, stanowiących zagrożenie dla rozwoju roślinności, głównie drzew. Jednymi z nielicznych gatunków drzewiastych spontanicznie pojawiających się na takich obszarach są brzoza brodawkowata (*Betula pendula* Roth) oraz sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.).

Wśród czynników ułatwiających wzrost drzew w zanieczyszczonych glebach wskazać można grzyby ektomykoryzowe (EMF). Symbionty te poprzez między innymi wiązanie metali ciężkich w swoich strzępkach oraz mufce bezpośrednio przyczyniają się do ochrony drzew przed szkodliwym wpływem metali ciężkich.

Celem badań było porównanie składu gatunkowego grzybów EMF brzozy i sosny rosnących wokół hut cynkowo-ołowiowych w południowej Polsce (województwo małopolskie: Bukowno; województwo śląskie: Miasteczko Śląskie i Szopienice) oraz na terenach względnie wolnych od zanieczyszczeń (województwo wielkopolskie: Kórnik; województwo śląskie: Złoty Potok).

Liczba gatunków grzybów ektomykoryzowych u brzozy występującej na terenach zanieczyszczonych i obszarach wolnych od zanieczyszczeń nie różniła się istotnie statystycznie. U sosny liczba gatunków EMF była istotnie statystycznie niższa na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi w porównaniu z obszarami względnie wolnymi od zanieczyszczeń.

Analiza podobieństwa zbiorowisk EMF u brzozy z terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi i względnie wolnych od zanieczyszczeń nie wykazała wyraźnej struktury, natomiast u sosny struktura ta jest wyraźnie zaznaczona. Najczęściej występującymi grzybami ektomykoryzowymi na obszarach zanieczyszczonych zarówno u brzozy, jak i sosny były *Rhizopogon* sp. (brzoza: 57%; sosna: 64%) oraz *Scleroderma citrinum* (brzoza: 29%; sosna: 21%). Na terenach względnie wolnych od metali ciężkich u brzozy dominowała *Russula decolorans* (64%), natomiast u sosny *R. vinosa* (34%) oraz *R. velenovskyi* (15%).

Igły sosny są trudno rozkładalne przez mikroorganizmy i powodują zakwaszenie gleby. Niskie pH i niewielka ilość materii organicznej w glebie skutkują tym, że metale ciężkie są w większym stopniu dostępne dla organizmów, w tym grzybów. Zwiększona presja metali ciężkich powoduje selekcję EMF w kierunku gatunków bardziej odpornych na zanieczyszczenie metalami. Brzoza, wytwarzając łatwo rozkładalne liście, dostarcza do gleby duże ilości materii organicznej, wiążącej metale ciężkie, przez co nie doszło do zmniejszenia liczby gatunków, ale nastąpiła częściowa zmiana składu gatunkowego.

Zaburzenie procesu zarastania torfowiska „Długie Bagno” w Kampinoskim Parku Narodowym

Łukasz Tyburski

Kampinoski Park Narodowy, Tetmajera 38, 05-080 Izabelin, ltyburski@kampinoski-pn.gov.pl

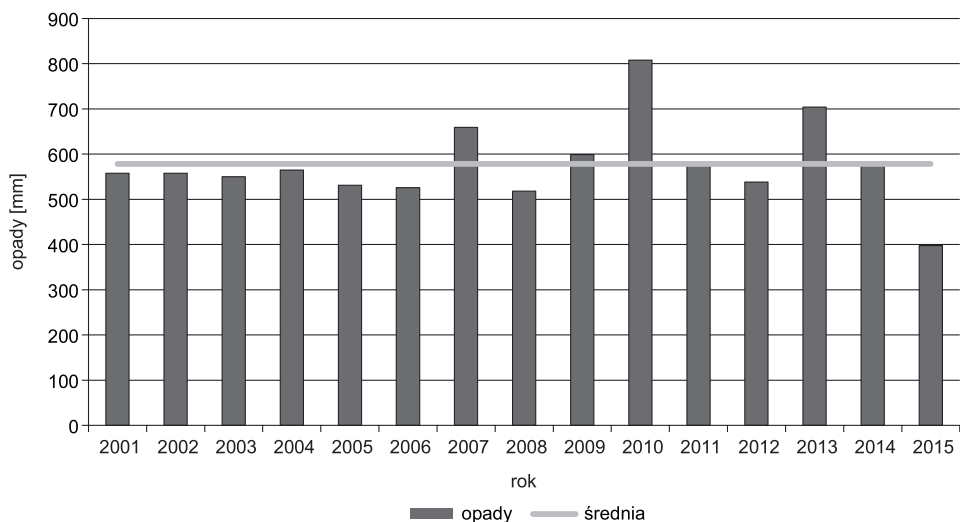
Kampinoski Park Narodowy (KPN) powstał 16 stycznia 1959 r., zajmuje powierzchnię 38 544 ha, z czego wody otwarte zajmują 0,2% powierzchni całkowitej Parku. KPN zaliczany jest do terenów ubogich w wody powierzchniowe (Kazimierski i in. 2003). Brak naturalnych cieków, dużych zbiorników wodnych i prowadzone w przeszłości prace melioracyjne doprowadziły do zaburzeń związanych z utrzymaniem poziomu wód powierzchniowych na obszarze Puszczy Kampinoskiej (Kloss 2006; Gutry-Korycka i in. 2011). Ze względu na ograniczone zasoby wodne w KPN obserwowane są ekologiczne zmiany, jakie następują w związku z wahaniami poziomu wód powierzchniowych.

Celem badań była analiza procesu zarastania drzewami głównego obszaru torfowiska wysokiego „Długie Bagno”. Teren badań położony jest w głównym kompleksie KPN, w Obrębie Ochronnym Łaski. Otoczony jest drzewostanem znajdującym się w strefie ochrony czynnej i ścisłej. Leży w granicach Obszaru Ochrony Ścisłej Sieraków (Opis... 2002).

W przeszłości w wyniku działalności człowieka torfowisko uległo podziałowi m.in. przez wybudowanie drogi łączącej miejscowości Truskaw i Palmiry. Przed II wojną światową w bezpośrednim sąsiedztwie torfowiska powstały nasypy kolejowe wykorzystywane do celów militarnych. Aktualnie pełnią one funkcję dróg leśnych lub szlaków turystycznych. W latach 20. XX w. na torfowisku prowadzono eksploatację torfu (Kobendza, Kobendza 1945). W wyniku tych działań torfowisko uległo podziałowi na cztery powierzchnie. Badania były realizowane na największej powierzchni – 13,02 ha.

Proces zarastania torfowiska przez drzewa został opisany na podstawie obserwacji terenowych oraz zdjęć satelitarnych wykonanych podczas okresu wegetacyjnego w latach: 2002, 2008, 2009 i 2011–2015. Zdjęcia znajdują się w bazie programu Google Earth. W analizie wykorzystano dane opadowe z lat 2001–2015, z posterunku opadowego Pocięcha znajdującego się w odległości 1200 m od badanego obiektu.

Zmiany zachodzące na torfowisku związane są z sumą opadów w poszczególnych latach (ryc. 1). Proces zarastania torfowiska został zainicjowany jeszcze przed okresem badawczym, ponieważ w 2002 r. stwierdzono, że powierzchnia torfowiska nie była porośnięta drzewami już tylko na 40% powierzchni. Głównymi gatunkami zarastającymi powierzchnię była brzoza brodawkowata (*Betula pendula*) i omszona (*Betula pubescens*) oraz pojedynczo sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*). Proces zarastania był możliwy w wyniku opadania poziomu wód powierzchniowych. W latach 2001–2006 suma opadów rocznych kształtowała się poniżej średniej dla 15-lecia (578 mm). W kolejnych latach proces zarastania



Ryc. 1. Suma opadów w latach 2001–2015 według posterunku opadowego w Pociosze (dane KPN)

postępował i w 2009 r. drzewa nie występowały na 13,4% powierzchni badawczej. W wyniku opadów przekraczających średnią o 21 mm w 2009 r. i o 230 mm w 2010 r. zarastanie torfowiska zostało zahamowane. Zainicjowany został proces zamierania drzew. W 2011 r. na 34,2% powierzchni torfowiska nie występowały drzewa żywe. W 2014 r. powierzchnia ta powiększyła się do 62,9%. W 2015 r. obumarły wszystkie brzozy na powierzchni badawczej, pozostały nieliczne żywe sosny. Ocena ich zdrowotności wskazuje na zainicjowany u części osobników proces zamierania. Opady niższe o 180 mm od średniej w 2015 r. przyczyniły się do ponownego osuszenia torfowiska, co spowodowało, że w 2016 r. ponownie na powierzchni około 1,97 ha rozwinął się zwarty podrost brzoźowy. Ze względu na początkową fazę kolejnego cyklu zarastania torfowiska nie można wskazać, czy brzoza utrzyma dynamikę zarastania torfowiska. Obserwacje zachodzących przemian będą kontynuowane w kolejnych latach.

Procesy zarastania torfowiska „Długie Bagno” charakteryzują się dużym dynamizmem i zmiennością, które są trudne do przewidzenia i zależne od opadów w poszczególnych latach. Niskie lub wysokie opady w okresie jednego roku aktywują lub hamują proces zarastania. Zaniechanie działań prowadzonych przez człowieka na powierzchni badawczej pozwala obserwować zachodzące na niej zmiany.

Literatura

Gutry-Korycka M., Mioduszeński W., Gołębiowska I., Macioch A., Kowalewski Z., Żurawski R. 2011. Sieć hydrograficzna. [W:] T. Okruszko, W. Mioduszeński, L. Kucharski (red.), Ochrona i renaturyzacja mokradeł Kampinoskiego Parku Narodowego. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 11–43.

- Kazimierski B., Sikorska-Maykowska M., Plichowska-Kazimierska E. 2003. Wody. [W:] J. Andrzejewski (red.), Kampinoski Park Narodowy. Przyroda Kampinoskiego Parku Narodowego. T. I. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin, s. 135–212.
- Kloss M. 2006. Wczoraj i dziś torfowiska Długie Bagno w Kampinoskim Parku Narodowym. Parki Narodowe 4: 14–16.
- Kobendza J., Kobendza R. 1945. Materiały przyrodnicze do projektu rozplanowania Puszczy Kampinoskiej. Spółdzielnia Wydawnicza Czytelnik, Warszawa, s. 33–34.
- Opis Taksacyjny Lasu. Stan na 1 I 2002 r. Kampinoski Park Narodowy. Obręb Ochronny Laski.

Kontrolowane zapylenie *Populus nigra* gwarancją jakości nasion i siewek

Tadeusz Tylkowski¹, Grzegorz Musiela²

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik;
ttilkows@man.poznan.pl

²Ośrodek Szkółkarsko-Nasienny, Nadleśnictwo Jarocin, ul. Poznańska 34, 63-200 Jarocin

Od połowy XX w. topola czarna (*Populus nigra* L.) jest gatunkiem zagrożonym wyginięciem w zachodniej i środkowej Europie (Cottrell 2004; Davey 2010). W Wielkopolsce, na obrzeżach Żerkowsko-Czeszewskiego Parku Krajobrazowego, pozostało jeszcze kilkanaście żywych drzew topoli czarnej. W celu zachowania ich puli genetycznej postanowiono pozyskać nasiona i wyprodukować materiał sadzeniowy.

Z kontrolowanego krzyżowego zapylenia trzech drzew matecznych (nr 4, 13 i 15) pyłkiem dwóch drzew ojcowskich (nr 6 i 9) pozyskano nasiona w końcu maja 2016 r. (Filipiak i in. 2016). Nasiona te po oczyszczeniu z lotnego puchu wysiano do podłoża w uprawie pojemnikowej w tunelu foliowym w szkółce w Nadleśnictwie Jarocin, zgodnie z metodą opracowaną wcześniej (Tylkowski 2009). W połowie lipca pojemniki przeniesiono z namiotu na powierzchnię otwartą, cały czas zapewniając zraszanie wodą. Na podstawie pomiarów wysokości siewek w trzech terminach (3, 17 i 31 sierpnia 2016 r.) oraz w czterech powtórzeniach po dziesięć siewek porównano wpływ drzew matecznych na ich wzrost. W pierwszym terminie średnia wysokość siewek wahała się od 21,4 do 27,8 cm, natomiast w drugim od 28,6 do 34,8 cm, niezależnie od pochodzenia. W końcu sierpnia średnia wysokość siewek wahała się od 37,6 do 46,9 cm (tab. 1).

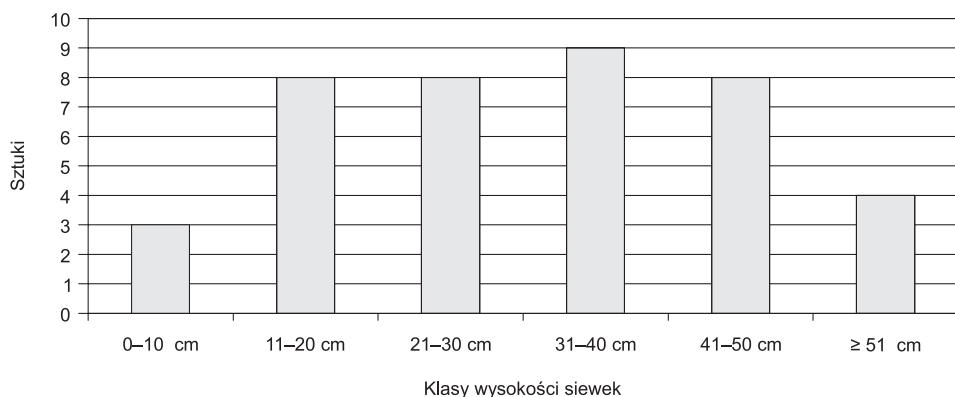
Na uwagę zasługuje tempo wzrostu i przeżywalność siewek. Zaobserwowano, że wśród siewek, których przyrosty na wysokość były względnie nieduże lub zerowe, wystąpił niewielki odsetek siewek z tendencją do zamierania. Tylko w krzyżówkach 4/9 i 13/6 wszystkie siewki były żywotne. W pozostałych wariantach zamarły 1–3 siewek. Ich wysokość została pominięta w obliczeniach, co wpłynęło na wzrost średniej wysokości.

Tabela 1. Średnie wysokości siewek (w cm) w zależności od drzewa matecznego (♀) i ojcowskiego (♂) oraz od terminu pomiaru. Gwiazdką (*) zaznaczono siewki zmarłe

Powtórzenia	Termin pomiaru (data)								
	3.08	17.08	31.08	3.08	17.08	31.08	3.08	17.08	31.08
	13♀/6♂			15♀/6♂			4♀/6♂		
a	28,7	34,7	42,8	28,1	34,0	42,7	28,5	32	40,8
b	19,4	24,8	34,2	30,3	39,1	49,3	30,6	33,8	47,8
c	22,5	29,6	39,3	25,4	31,6	49,2**	24,3	37,8	41,0
d	25,1	34,2	43,2	24,8	34,3	46,3*	27,9	27,3	43,7**
Średnia	23,9	30,8	39,9	27,2	34,8	46,9	27,8	32,7	43,3
SD	±3,9	±4,6	±4,2	±2,5	±3,1	±3,1	±2,6	±4,4	±3,3
	13♀/9♂			15♀/9♂			4♀/9♂		
	3.08	17.08	31.08	3.08	17.08	31.08	3.08	17.08	31.08
	13♀/9♂			15♀/9♂			4♀/9♂		
a	23,8	29,2	39,6	21,8	28,3	39,1	28,7	36,6	32,5
b	20,9	30,1	35,5	23,2	31,2	45,1*	23,1	27,5	47,3
c	20,1	26,6	30,4	25,1	34,3	42,0	27,1	35,9	35,4
d	20,9	28,3	44,7*	23,8	31,7	43,5	21,8	28,2	43,2
Średnia	21,4	28,6	37,6	23,5	31,4	42,4	25,2	32,1	39,6
SD	±1,6	±1,5	±6,1	±1,4	±2,5	±2,6	±3,3	±4,9	±6,8

W każdej grupie siewek, niezależnie od rodziców, wzrost był nierówny, a wysokości siewek najniższych i najwyższych różniły się kilkakrotnie (ryc. 1).

Przy niewielkich kosztach krzyżowego zapylenia topoli czarnej można uzyskać materiał nasienny o dużym prawdopodobieństwie czystości genetycznej, w przeciwieństwie do nasion pochodzących z wolnego zapylenia. Wyprodukowany materiał sadzeniowy powinien posłużyć innymi do odtworzenia bazy nasiennej ginącego w szybkim tempie gatunku.



Ryc. 1. Rozkład ilościowy siewek topoli czarnej (4♀/9♂) w klasach wysokości w dniu 31 sierpnia 2016 r.

Literatura

- Cottrell J. 2004. Conservation of Black Poplar (*Populus nigra* L.). Forestry Commission Research Information Note 57: 1–6.
- Davey H. 2010. Case Study: Saving the black poplar. Ecologist, 25th February (www.the-ecologist.org/how_to_make_a_difference/wildlife/422714/case_study_saving_the_black_poplar.html).
- Filipiak K., Musiela G., Przybylski H. 2016. Jak można pomóc przetrwać topoli czarnej? Sztucznym zapyleniem. Wieści z lasu. Dodatek specjalny Nadleśnictwa Jarocin. Gazeta Jarocińska 4(128) z 26 kwietnia 2016 r.
- Tylkowski T. 2009. Białodrzew i sokora – nie pozwólmy im zginać. Przegląd Leśniczy 4: 30–31.

Zróżnicowanie populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z północno-wschodniej granicy zasięgu

Lech Urbaniak*, Ewa M. Pawlaczyk, Paulina Lesiczka

Zakład Genetyki, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań,

*lechurb@vp.pl

Sosna zwyczajna stanowi główny gatunek lasotwórczy Europy. Jej północno-wschodni zasięg ukształtował się około 6000 lat temu. Migrowały tam populacje sosny głównie z ostoi glacialnych znajdujących się na Nizinie Wschodnioeuropejskiej. Surowe warunki wynikające ze skromnych zasobów środowiska i klimatu subpolarnego sprawiły, że dobór naturalny, a także czynniki mikroewolucyjne w sposób szczególny kształtowały te populacje. Badaniom poddano pięć rosyjskich populacji: Gołubino (RG), Onega (RO), Kandalaskie Tundry (RKT), Murmańsk (RM) oraz Wierchowye Bołota (RWB). Wszystkie stanowiska usytuowane są na północnym skraju zasięgu sosny od 63 do 68° szerokości geograficznej północnej oraz od 32 do 42° długości geograficznej wschodniej na wysokości od 29 do 280 m n.p.m. Do badań posłużyły igły z 30 osobników z każdej populacji (w sumie zbzdano 150 osobników) pod względem siedmiu cech morfologicznych igieł, ośmiu loci chloroplastowego i sześciu loci jądrowego mikrosatelitarnego DNA.

Dla cech morfologicznych igieł największe zróżnicowanie wykryto w populacji z Gołubina, a najmniejsze w populacji z Kandalaskich Tundr. Wszystkie populacje różniły się od siebie statystycznie istotnie. Największe różnice odnotowano pomiędzy populacją z Onegi a populacją z Wierchowych Bołot, za co w największym stopniu odpowiedzialna była długość igły (najdłuższe igły w populacji z RO, a najkrótsze z RWB). Najmniejsze różnice zaobserwowano pomiędzy populacjami z Wierchowych Bołot i Gołubina. Analizy wykonane dla loci chloroplastowych i jądrowych wskazują, że największą zmiennością odznacza się populacja Onega, w której znaleziono największą liczbę różnych haplotypów oraz największą liczbę alleli w locus, a najmniejszą – populacja Wierchowye Bołota, która charak-

teryzowała się największym nadmiarem homozygot. Dla loci chloroplastowych największe różnice wykryto pomiędzy populacją Wierchowyje Bołota i populacjami Onega i Murmańsk. Najmniejsze różnice istniały natomiast między populacją z Kandalaskich Tundr i populacją z Murmańska. Wyniki uzyskane dla loci jądrowych wskazują, że największe różnice występują pomiędzy populacją Wierchowyje Bołota i populacją z Kandalaskich Tundr, a najmniejsze między populacją Onega i Wierchowyje Bołota.

Nie zaobserwowano zależności pomiędzy zmiennością cech igieł a zmiennością genetyczną. Istnieje natomiast korelacja pomiędzy zróżnicowaniem wykrytym za pomocą markerów jądrowych i chloroplastowych. Stwierdzono również zależność pomiędzy szerokością geograficzną i wysokością nad poziomem morza a stopniem zróżnicowania populacji. Im populacja rośnie wyżej i bardziej na północ, tym charakteryzuje się mniejszą zmiennością.

Praca naukowa finansowana ze środków budżetowych na naukę w latach 2011–2015 jako projekt badawczy nr NN 305 019 140.

Czy monofagiczny namiotnik czeremszaczek może wykorzystywać inne rośliny drzewiaste niż czeremchę zwyczajną?

*Sebastian Urbaniak¹, Michał Armata¹, Wanda Janek¹, Piotr Karolewski²,
Adrian Łukowski^{2,3}*

¹Koło Leśników Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 85,
60-637 Poznań

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,
*adrian.lukowski@gmail.com

³Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

Namiotnik czeremszaczek (*Yponomeuta evonymellus*) uważany jest powszechnie za typowego monofaga, którego podstawową rośliną żywicielską jest czeremcha zwyczajna (*Prunus padus*) (Łukowski i in. 2014). Jednak udowodniono, że owad ten z powodzeniem przeżywa na czeremsze amerykańskiej (*Prunus serotina*) (Karolewski i in. 2014). Zaobserwowano również w warunkach naturalnych występowanie gąsienic namiotnika czeremszaczka na kilku innych gatunkach roślin drzewiastych rosnących w podszycie. Ma to jednak miejsce głównie na późniejszym etapie ich rozwoju. Obecnie postanowiono zbadać przeżywalność larw już od bardzo wczesnego stadium ich rozwoju, przechodzenie w stan poczwarki oraz przeobrażanie w owada dorosłego. Celem badań było określenie możliwości wykorzystywania przez gąsienice namiotnika czeremszaczka, oprócz czeremchy

zwyczajnej, liści dwunastu gatunków drzew i krzewów: buka zwyczajnego (*Fagus sylvatica*), bzu czarnego (*Sambucus nigra*), derenia świdwy (*Cornus sanguinea*), głogu jednoszyjkowego (*Crataegus monogyna*), grabu pospolitego (*Carpinus betulus*), jarzębu pospolitego (*Sorbus aucuparia*), kruszyny pospolitej (*Frangula alnus*), leszczyny pospolitej (*Corylus avellana*), olszy czarnej (*Alnus glutinosa*), szakłaka pospolitego (*Rhamnus cathartica*) i świdośliwy kłosowej (*Amelanchier spicata*).

Odcięte pędy czerwemchy zwyczajnej wraz z żerującymi na nich grupowo gąsienicami (10–20 sztuk) przenoszono na pięć roślin każdego gatunku. Dokonano oceny liczby gatunków, na których gąsienice dotrwały, przechodząc w stan poczwarki. W przypadku zauważenia poczwarek były one przeniesione do laboratorium, gdzie w pojemnikach przechowywane były aż do ewentualnego wyklucia się motyli. Wówczas określano ich masę.

Stwierdzono, że jeśli nie liczyć czerwemchy zwyczajnej, gąsienice osiągnęły stan poczwarki na wszystkich pięciu krzewach w przypadku jarzębu pospolitego i głogu jednoszyjkowego. W czterech z pięciu krzewów ten etap rozwoju osiągnęły też gąsienice żerujące na świdośliwie kłosowej. W niedużym stopniu (jeden na pięć krzewów) przeżyły gąsienice na szakłaku pospolitym oraz trzmielinie pospolitej. Na pozostałych gatunkach zaobserwowano całkowitą śmiertelność gąsienic, co miało miejsce na wczesnym etapie ich rozwoju, a nawet brak żerowania na liściach. Na skutek niesprzyjających warunków pogodowych w roku badań liczebności powstałych kokonów były niewielkie. Na świdośliwie, jarzębie i głogu liczebność ta była istotnie mniejsza niż na czerwemrze. Na szakłaku stwierdzono tylko trzy kokony i wyłącznie na jednym krzewie. Liczebności wyklutych motyli były bardzo małe i nieistotne statystycznie między gatunkami roślin żywicielskich. Najwięcej było na czerwemrze (1,6 motyla/krzew). Wysoki był procent spożycia poczwarek (86–93%) i nie różnił się on istotnie między badanymi gatunkami roślin, na których żerowały larwy. Masy motyli były istotnie większe na czerwemrze niż na pozostałych gatunkach roślin.

Konkludując, należy stwierdzić, że w przeciwieństwie do stwierdzonego uprzednio dużego sukcesu namiotnika w przeżyciu, wzroście i rozwoju na czerwemrze amerykańskiej wykorzystywanie przez niego innych, badanych przez nas gatunków roślin drzewiastych, kończy się niepowodzeniem.

Literatura

- Karolewski P., Jagodziński A.M., Giertych M.J., Łukowski A., Baraniak E., Oleksyn J. 2014. Invasive *Prunus serotina* – a new host for *Yponomeuta evonymellus* (Lepidoptera: Yponomeutidae)? European Journal of Entomology 111(2): 227–236.
- Łukowski A., Mąderek E., Karolewski P. 2014. Wpływ warunków świetlnych na namiotnika czerwemszaczka – głównego szkodnika czerwemchy zwyczajnej. Sylwan 158(8): 595–603.

Określenie optymalnej wilgotności nasion leśnych gatunków drzew owocowych (*Prunus avium* L., *Malus sylvestris* L., *Sorbus aucuparia* L.) przechowywanych w temperaturze -3°C , -18°C i -196°C do trzech lat

Mikołaj Wawrzyniak*, Marcin Michalak, Tadeusz Tylkowski,
Paweł Chmielarz

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*mikwawrz@gmail.com

Dzike drzewa owocowe są gatunkami coraz rzadziej spotykanymi w lasach Europy, a ich znaczenie jest nie do przecenienia w zmieniającym się środowisku. Są ważnym źródłem pokarmu dla zwierzyny leśnej, a dla hodowców roślin stanowią naturalną pulę zmienności genetycznej. Dlatego istotne jest, aby stosować czynną ochronę zasobów genowych tych drzew. Jednym ze sposobów zachowania bioróżnorodności ekosystemów leśnych jest ochrona *ex situ*, do której zaliczamy przechowywanie nasion w bankach genów (Michalak i in. 2015). W tym celu niezbędne jest poznanie właściwości biologicznych nasion, co umożliwi ich długoterminowe przechowywanie bez strat w żywotności oraz przy zachowaniu wysokiej jakości materiału siewnego. Okres bezpiecznego przechowywania nasion drzew powinien przekraczać czas, jaki dany gatunek potrzebuje na wydanie nowego pokolenia nasion od momentu skiełkowania (Bonner 1990). Na zachowanie wysokiej zdolności kiełkowania przechowywanych nasion wpływa odpowiednia dla gatunku wilgotność nasion oraz temperatura przechowywania – stałe przez cały okres przechowywania (Chmielarz 2007).

Celem niniejszych badań było określenie optymalnych warunków wilgotności nasion i temperatury przechowywania dla rodzimych gatunków leśnych drzew owocowych: czereśni ptasiej (*Prunus avium*), jabłoni dzikiej (*Malus sylvestris*) oraz jarzębu pospolitego (*Sorbus aucuparia*). Nasiona każdego z badanych gatunków poduszono do trzech poziomów wilgotności: 5%, 8% i 11% $\pm 0,5$ (wilgotność nasion wraz z okrywą nasienną, owocową). Nasiona przy każdym z tych poziomów przechowywano w trzech wariantach temperatury: -3°C , -18°C oraz -196°C (LN, ciekły azot) przez rok, dwa i trzy lata. Kontrolą były nasiona nieprzechowywane, poduszono zaraz po zbiorze do wilgotności około 11%. Nasiona badanych gatunków odznaczają się głębokim spoczynkiem fizjologicznym, dlatego w celu określenia ich zdolności kiełkowania po okresie przechowywania konieczne było zastosowanie stratyfikacji nasion dopasowanej do potrzeb danego gatunku. Po przechowaniu nasion oraz przewyciężeniu spoczynku przeprowadzone zostały próby kiełkowania i wschodów, a otrzymane wyniki poddano analizie statystycznej.

Zastosowana w doświadczeniu wilgotność nasion i temperatura przechowywania umożliwiły kiełkowanie i wytworzenie siewek w każdym z badanych wariantów. Nasiona czereśni ptasiej poddane temperaturze ciekłego azotu, pomimo

podjęcia kiełkowania na poziomie 83,2%, wykazywały najniższy procent wschodów, szczególnie w przypadku nasion o wilgotności 5%, gdy uzyskano 52,3% siewek. Nasiona tego gatunku przechowywane w temperaturze -3°C i -18°C kiełkowały i wschodziły na istotnie wyższym poziomie, niezależnie od stopnia podsuszenia. Różnice wschodów między temperaturą LN, w której przechowywano nasiona czereśni ptasiej, a temperaturą -3°C i -18°C wynosiły około 30%. W wypadku jabłoni dzikiej podsuszenie nasion do wilgotności 5% istotnie obniżyło zdolność kiełkowania nasion oraz liczbę wschodzących z nich siewek mniej więcej o 14% w porównaniu z wilgotnością 8% i 11%, niezależnie od temperatury przechowywania. Przy tych wilgotnościach nasiona jabłoni dzikiej nie traciły zdolności kiełkowania i wschodzenia nawet po przechowaniu w ciekłym azocie. Podsuszenie nasion jarzębu pospolitego do 5% i 8% przyczyniło się do istotnego wzrostu zdolności wschodzenia w porównaniu z wilgotnością 11%. Nasiona kiełkowały i wschodziły w najwyższym procencie w wariancie kontrolnym (nieprzechowywane, odpowiednio 86% i 77%). Nasiona jarzębu przechowywane w temperaturze -3°C , -18°C i -196°C wykazywały niższy procent zdolności kiełkowania i wschodzenia w porównaniu z kontrolą.

Podsumowując: długoterminowe przechowywanie nasion wymaga rozpoznania właściwości biologicznych nasion specyficznych dla gatunku. Określenie warunków bezpiecznego przechowywania nasion jest problemem złożonym i zależy od wielu czynników, między innymi gatunku, wilgotności nasion czy temperatury przechowywania. W niniejszych badaniach wykazano, że bezpieczne obniżenie poziomu wilgotności nasion i przechowywanie w temperaturze poniżej 0°C , pomimo podjętego kiełkowania po przechowywaniu, może mieć negatywny wpływ na zdolność wschodzenia nasion.

Badania finansowane ze środków DGLP w Warszawie (2012–2016, nr OR-2717-2/12).

Literatura

- Bonner F.T. 1990. Conservation of Diversity in Forest Ecosystem Storage of seeds: Potential and limitations for germplasm conservation. *Forest Ecology and Management* 35: 35–43.
- Chmielarz P. 2007. Kriogeniczne przechowywanie nasion leśnych drzew liściastych z kategorii orthodox i suborthodox (intermediate). Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Michalak M., Plitta-Michalak B.P., Chmielarz P. 2015. A new insight in desiccation tolerance and cryopreservation of mazzard cherry (*Prunus avium* L.) seeds. *Open Life Sciences* 10: 354–364.

Przystosowanie nasion do hydrochorii a migracyjny i kolonizacyjny sukces tawuły kutnerowatej (*Spiraea tomentosa* L.)

Blanka Wiatrowska*, Władysław Danielewicz

Katedra Botaniki Leśnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71 D,
60-625 Poznań, *bwiatrowska@interia.pl

Tawuła kutnerowata (*Spiraea tomentosa* L.) jest krzewem naturalnie występującym w Ameryce Północnej. Jej zwarty zasięg obejmuje szeroki pas wzdłuż wschodniej części kontynentu od prowincji Quebec i Ontario na północy – w Kanadzie, po stany Luizjana, Missisipi i Georgia na południu – w Stanach Zjednoczonych (USDA – The Plants Database 2016). W Europie gatunek ten jest uprawiany jako roślina ozdobna od XVIII w. (Symes 1983). Obecnie jego powstałe spontanicznie stanowiska stwierdza się m.in. w Danii, Szwecji, Norwegii, Niemczech i w Polsce, gdzie jego populacje obserwowane są w zbiorowiskach naturalnych i półnaturalnych (Dajdok i in. 2011).

W Polsce znane są trzy ośrodki występowania *S. tomentosa*: Bory Dolnośląskie, Bory Niemodlińskie i Puszcza Drawska (Kujawa-Pawlaczyk 2009, Dajdok i in. 2011). Najwięcej stanowisk krzewu znajduje się na rozległym obszarze pierwszego z wymienionych regionów, gdzie jego ekspansja stała się przyczyną istotnych zmian w środowisku przyrodniczym oraz utrudnień w gospodarce leśnej. Na terenie tym liczne jego stanowiska zlokalizowane są zarówno w środowiskach leśnych, jak i nieleśnych. Masowo wkracza do prześwietlonych zbiorowisk leśnych, na nieużytkowane łąki i torfowiska. Szczególnie liczne są jego stanowiska wzdłuż gęstej na tym obszarze (Zaręba 1981; Bena 2012) sieci rowów melioracyjnych i naturalnych cieków (Wiatrowska, Danielewicz 2016).

W przypadku roślin rozprzestrzeniających się wzdłuż cieków do właściwości, które ułatwiają migrację i kolonizację zbiorowisk przywodnych, należy przystosowanie diaspor do hydrochorii. W celu określenia wyporności i żywotności nasion *S. tomentosa* przelegujących w wodzie, w 2012 r. zebrano dojrzałe nasiona krzewu i po 30 dniach chłodnej stratyfikacji umieszczono je w naczyniach wypełnionych wodą destylowaną. Naczynia z nasionami przechowywano w temperaturze 4°C i określano liczbę nasion swobodnie unoszących się na powierzchni wody oraz żywotność nasion podtopionych i zatopionych. Stwierdzono, że nasiona tawuły kutnerowatej zachowują zdolność do kiełkowania przez trzy lata od podtopienia i ponad rok od ich całkowitego zatopienia, a około 80% diaspor krzewu swobodnie unosi się na powierzchni wody przez okres minimum 30 miesięcy.

Jak wskazują m.in. Fumanall i in. (2007) czy Rouifed i in. (2009), przedłużona wyporność ułatwia natomiast efektywne rozprzestrzenianie się diaspor wraz z płynącą wodą oraz sprzyja przemieszczaniu nasion przez ptaki migrujące między zbiornikami wodnymi (Amezaga 2002; Soons i in. 2008). Umożliwia także kolonizację zbiorowisk przywodnych, gdyż jak udowodniono, są one zdomino-

wane przez gatunki o diasporach najdłużej unoszących się na powierzchni wody (Johansson i in. 1996; Nilsson i in. 2002). Wyporność nasion i ich przedłużona zdolność do kiełkowania po podtopieniu sprzyjają więc szybkiej i masowej migracji diaspor tawuły kutnerowatej. Mogą być także czynnikami ułatwiającymi kolonizację nowych stanowisk w obrębie dotychczas zajmowanego arealu i poza nim, co zwiększa inwazyjny potencjał krzewu.

Literatura

- Amazaga J.M., Santamaria L., Green A.J. 2002. Biotic wetland connectivity – supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica – International Journal of Ecology* 23: 213–222.
- Bena W. 2012. Dzieje Puszczy Zgorzelecko-Osiecznickiej. Wydawnictwo F.H. Agat, Katarzyna Bena, Zgorzelec.
- Dajdok Z., Nowak A., Danielewicz W., Kujawa-Pawlaczyk J., Bena W. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Spiraea tomentosa*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS (www.nobanis.org; data dostępu: 15.08.2016).
- Fumanall B., Chauvell B., Sabatier A., Bratagnolle F. 2007. Variability and cryptic heteromorphism of *Ambrosia artemisiifolia* seeds: what consequences for its invasion in France? *Annals of Botany* 100(2): 305–313.
- Johansson M.E., Nilsson C., Nilsson E. 1996. Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science* 7(4): 593–598.
- Kujawa-Pawlaczyk J. 2009. Tawuła kutnerowata – *Spiraea tomentosa* L. [W:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 105–114.
- Nilsson C., Andersson E., Merritt D.M., Johansson M.E. 2002. Differences in riparian flora between riverbanks and river lakeshores explained by dispersal traits. *Ecology* 83: 2878–2887.
- Rouified S., Puijalon S., Viricel M.-R., Piola F. 2011. Achene buoyancy and germinability of the terrestrial invasive *Fallopia ×bohemica* in aquatic environment: A new vector of dispersion? *Ecoscience* 18(1): 79–84.
- Soons M.B., van der Vlugt C., van Lith B., Heil G.W., Klaassen M. 2008. Small seed size increases the potential for dispersal of wetland plants by ducks. *Journal of Ecology* 96: 619–627.
- Symes M. 1983. Charles Hamilton's Plantings at Painshill. *Garden History* 11(2): 112–124.
- USDA – The Plants Database. Species Fact Sheet – *Spiraea stevenii* (plants.usda.gov; data dostępu: 15.03.2016).
- Wiatrowska B., Danielewicz W. 2016. Środowiskowe uwarunkowania inwazji tawuły kutnerowatej (*Spiraea tomentosa* L.) w Borach Dolnośląskich. Sylwan (w druku).
- Zaręba K. 1981. Puszcze, bory i lasy Polski. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Jak są zmykoryzowane obce gatunki drzew w Arboretum Kórnickim? Grzyby ektomykoryzowe orzesznika siedmiolistkowego (*Carya laciniosa* (F.Michx.) Loudon) i orzesznika gorzkiego (*C. cordiformis* (Wangenh.) K.Koch)

Robin Wilgan^{1,2*}, Marcin Pietras², Tomasz Leski², Marta Kowalska²,
Maria Rudawska²

¹Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań,
*robinwilgan@interia.pl

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

Arboretum Kórnickie zostało założone w XIX w. przez ówczesnego właściciela dóbr kórnickich Adama Tytusa hr. Działyńskiego. Obecnie dysponuje najstarszą w Polsce kolekcją drzew i krzewów. Należy także do największych pod względem liczby gatunków arboretów w Europie Środkowej (Bojarczuk 2013). Na jego terenie znajduje się około 3300 gatunków i odmian drzew i krzewów.

Wśród drzew rosnących w Arboretum Kórnickim znajdują się orzeszniki (*Carya*) z rodziny orzechowatych (*Juglandaceae*). Rodzina ta obejmuje gatunki, które tworzą zarówno symbiozę arbuskularną (*Juglans nigra*, *J. regia*), jak i ektomykoryzę (*Engelhardtia roxburghiana*, *J. regia*) (Wang, Qiu 2006). Wiedza na temat mykoryz tworzonych przez drzewa z rodzaju *Carya* ograniczona jest do badań nad orzesznikiem pekanowym (*C. illinoensis*), występującym naturalnie na terenie Ameryki Północnej (Bonito i in. 2011; Benucci i in. 2012). W Stanach Zjednoczonych gatunek ten ze względu na szerokie wykorzystanie kulinarne orzechów pekanowych jest powszechnie uprawiany (Russell 2008).

W Polsce najczęściej spotykanymi gatunkami z rodzaju *Carya* są: orzesznik gorzki (*C. cordiformis*), orzesznik pięciolistkowy (*C. ovata*) oraz orzesznik siedmiolistkowy (*C. laciniosa*). Gatunki te zostały sprowadzone do Europy ze względu na cenne drewno oraz walory ozdobne. Pochodzą z południowo-wschodniej części Ameryki Północnej, a zatem, podobnie jak wszystkie orzeszniki, są obce we florze Polski. W naszym kraju występują głównie w arboretach i ogrodach botanicznych (Russell 2008). Na terenie Arboretum Kórnickiego rosną wszystkie trzy wspomniane gatunki orzeszników.

Przedmiotem prezentowanych badań są orzesznik siedmiolistkowy i gorzki. Wstępne badania wykazały, że gatunki te tworzą ektomykoryzę (Wilgan 2015). Niniejsze analizy miały na celu pełniejsze poznanie zarówno charakteru zmykoryzowania, jak i określenie taksonów grzybowych, z jakimi tworzą one ektomykoryzę poza ich naturalnym zasięgiem. Badania te mają charakter pionierski, ponieważ związki mykoryzowe orzesznika siedmiolistkowego i gorzkiego nie były dotychczas szczegółowo badane, ani na obszarze naturalnego zasięgu występowania, ani poza tym obszarem.

W sierpniu 2016 r. pobrano 2–4-letnie, pochodzące z naturalnego odnowienia, siewki orzesznika siedmiolistkowego i gorzkiego, rosnące na dwu stanowiskach w Arboretum Kórnickim. Próbę badawczą stanowiły korzenie drobne pojedynczej siewki, analizowane bezpośrednio po pobraniu materiału. Korzenie zostały oczyszczone z gleby, a następnie poddane analizie morfologicznej. Na podstawie różnic morfologicznych wyznaczono morfotypy ektomykoryzowe. W celu identyfikacji partnera grzybowego morfotypy poddano analizom molekularnym: izolacji DNA, amplifikacji regionu ITS rDNA oraz sekwencjonowaniu. Uzyskane sekwencje porównano z bazą UNITE (www.unite.ut.ee) oraz Genbank (www.ncbi.nlm.nih.gov).

W zanalizowanych próbach zidentyfikowano łącznie 19 taksonów grzybów ektomykoryzowych. Należały one głównie do rzędów *Pezizales* (siedem taksonów, rodzaje *Helvella*, *Peziza*, *Otidea*, *Humaria*, *Hydnobolites* i *Tuber*) oraz *Thelephorales* (sześć taksonów z rodzaju *Tomentella*). Odnotowano także pojedyncze taksony z rodzajów: *Inocybe*, *Cortinarius*, *Melanogaster*, *Xerocomellus*, *Russula* i *Helvellosebacina*.

Uzyskane wyniki wskazują, że orzesznikowi siedmiolistkowemu i gorzkiemu rosnącym w warunkach Arboretum Kórnickiego towarzyszą zróżnicowane zbiorowiska grzybów ektomykoryzowych, które umożliwiają im prawidłowy wzrost i rozwój, nawet poza naturalnym zasięgiem występowania.

Literatura

- Benucci G.M., Bonito G., Baciarelli Falini L., Bencivenga M. 2012. Mycorrhization of pecan trees (*Carya illinoensis*) with commercial truffle species: *Tuber aestivum* Vittad. and *Tuber borchii* Vittad. *Mycorrhiza* 22: 383–392.
- Bojarczuk T., Nowak-Dyjeta K., Broniewska K., Sękiewicz M., Giertych M.J., 2013. Przewodnik Arboretum Kórnickie. Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, Kórnik.
- Bonito G., Brenneman T., Vilgalys R. 2011. Ectomycorrhizal fungal diversity in orchards of cultivated pecan (*Carya illinoensis*; Juglandaceae). *Mycorrhiza* 21: 601–612.
- Russell T., Cutler C., Walters M. 2008. Ilustrowana encyklopedia drzew świata. Universitas, Kraków.
- Wang B., Qiu Y.-L. 2006. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza* 16: 299–363.
- Wilgan R. 2015. Zbiorowiska grzybów mykoryzowych orzesznika siedmiolistkowego (*Carya laciniosa* (F.Michx.) G.Don) i orzesznika gorzkiego (*Carya cordiformis* (Wangenh.) K.Koch) – w poszukiwaniu obcych gatunków symbiotycznych. Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań. Manuskrypt pracy licencjackiej.

Immunocytochemiczna lokalizacja składników ściany komórkowej łodygi topoli kalifornijskiej (*Populus trichocarpa* Torr. & Gray)

Natalia Wojciechowska¹, Joanna Mucha²,
Agnieszka Bagniewska-Zadworna^{1*}

¹Zakład Botaniki Ogólnej, Instytut Biologii Eksperymentalnej, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań, *agabag@amu.edu.pl

²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

Skład chemiczny ścian komórkowych jest w istotny sposób powiązany z regulacją procesów morfogenezy i różnicowania się roślin. Właściwości biomechaniczne ściany komórkowej roślin są określone przede wszystkim przez zawartość makrocząsteczek w formie kompozytu polisacharydów, białek i związków fenolowych oraz ich wzajemne interakcje. Składniki te zapewniają strukturze ścian zarówno sztywność, jak i duży stopień elastyczności. Jednocześnie to właśnie skład ściany komórkowej decyduje o wyborze odmian topoli o pożądanых cechach drewna jako surowca przemysłowego. Ułatwienie dostępu do celulozy i hemicelulozy, tak niezwykle istotne w produkcji biopaliw ciekłych, jest możliwe do osiągnięcia poprzez genetyczną modyfikację sposobu formowania ściany komórkowej, po uprzednim poznaniu kolejności aktywacji, występowania i lokalizacji składników związanych z wykształcaniem drewna.

Zasadniczym celem badań było wytypowanie i porównawcza analiza obecności i lokalizacji białek oraz polisacharydów ściany komórkowej łodyg topoli kalifornijskiej (*Populus trichocarpa* Torr. & Gray) metodami immunocytochemicznymi. Reakcje immunocytochemiczne polegające na wykrywaniu oraz lokalizacji składników komórek i tkanek na zasadzie antygen–przeciwciała zostały przeprowadzone w oparciu o materiał rosnący w warunkach szklarniowych. Wykonano wibratomowe skrawki poprzeczne łodyg o różnej budowie anatomicznej, o grubości 30 μm. Miejsca wiązania się przeciwciała z antygenem zlokalizowanym w komórce uwidoczniono dzięki zastosowaniu odpowiedniego znakowania przeciwciała fluorochromem Alexa 488.

Analizy lokalizacji poszczególnych składników ściany komórkowej wykonano na różnych etapach różnicowania i dojrzewania tkanek. Zwrócono szczególną uwagę na elementy składowe floemu oraz elementy trachealne (naczynia) i wzmacniające (włókna drzewne) ksylemu. Wszystkie badania przeprowadzono, posługując się skrawkami przekrojów przez łodygi topoli kalifornijskiej o budowie pierwotnej i wtórnej, dokonując analiz występowania i lokalizacji takich składników ściany komórkowej, jak: ekstensyny, ksyloglukany, arabinogalaktykany, galaktany, arabiniany, homogalaktyuronany, z jednoczesnym wykrywaniem ligniny.

Stwierdzono, że już na wczesnym etapie różnicowania się elementów drewna pierwotnego lub wtórnego dochodzi do istotnych zmian składu białek strukturalnych i polisacharydów ściany oraz inkrustacji ścian ligniną. Zmiany w depozycji

poszczególnych elementów budulcowych w istotny sposób wpływały na zachowanie elastyczności, umożliwienie modyfikacji oraz właściwości strukturalno-mechaniczne ścian komórkowych podczas wzrostu wydłużeniowego i przyrostu na grubość badanego organu. W toku prowadzonych badań wytypowano zatem składniki ściany komórkowej charakterystyczne dla poszczególnych etapów różnicowania oraz dojrzwienia tkanek, decydujące zarazem o ich niezakłóconym funkcjonowaniu w trakcie wzrostu i rozwoju roślin.

Badania sfinansowano z projektu NCN nr 2012/07/E/NZ9/00194.

Wzrost i morfologia systemów korzeniowych sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w warunkach zrekonstruowanej gleby technogenicznej na obiekcie składowania odpadów po flotacji rud cynku i ołowiu

Bartłomiej Woś, Marcin Pietrzykowski, Marek Pająk,
Justyna Likus-Cieślak*

*Zakład Ekologii Lasu i Rekultywacji, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet
Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie, al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków,
b.wos@ur.krakow.pl

W pracy przedstawiono ocenę wybranych cech wzrostowych oraz morfologii systemów korzeniowych sosen zwyczajnych wzrastających na glebie technogenicznej utworzonej na zrehabilitowanym obiekcie (wzrostu) składowania odpadów po flotacji rud cynku i ołowiu ZGH „Bolesław” S.A. Rekultywacja polegała na wypełnieniu wyrobiska odpadami poflotacyjnymi, które następnie poddano izolacji poprzez pokrycie utworami mineralnymi w celu utworzenia profilu gleby technogenicznej (tzw. glebowa metoda rekultywacji). Potem wprowadzono zalesienia z zastosowaniem głównie gatunków pionierskich: sosny zwyczajnej, a w domieszcze modrzewia europejskiego i brzozy brodawkowatej. W ramach prac terenowych na założonych powierzchniach badawczych wykonano odkrywki glebowe do głębokości występowania odpadów poflotacyjnych, określono wiek drzew, pomierzono pierśnicę i wysokość. Następnie dokonano klasyfikacji drzew, określając ich pozycję biosocjalną według klas Krafra, oraz oceniono pod względem żywotności i tendencji rozwojowej z wykorzystaniem systemu International Union of Forest Research Organization (IUFRO). W ramach badań systemów korzeniowych wybrano 15 drzew próbnych o przeciętnych parametrach wzrostowych, należących do I i II klasy Krafra. Systemy korzeniowe wykopano za pomocą koparki, wypłukano wodą pod ciśnieniem, a następnie opisano ich morfologię i zważono.

Po 20 latach od wykonania rekultywacji w inicjalnych glebach technogenicznych zaznaczają się glebowe poziomy organiczne i organiczno-mineralne wskazujące na prawidłowy kierunek rozwoju gleb i siedlisk leśnych. Wyniki badań potwierdzają duże zdolności przystosowawcze sosny zwyczajnej do trudnych warunków siedliskowych terenów przemysłowych. Drzewostany sosnowe wprowadzone w ramach zalesień charakteryzowały się prawidłowym wzrostem, co potwierdza osiągnięta wysoka Ia i I klasa bonitacji wzrostowej oraz dobra żywotność i jakość drzew. W morfologii systemów korzeniowych stwierdzane były przekształcenia i modyfikacje polegające na zwiększonym wroście korzeni grubych w kierunku poziomym, przy zaobserwowanym ograniczeniu wzrostu głównego przewodnika w kierunku pionowym i w związku z tym – przekształceniu systemu palowego na spłaszczony. Jest to wynik właściwości fizycznych i silnej szkieletowości utworów mineralnych zastosowanych w rekonstrukcji gleb. Zjawisko takie powszechne jest na siedliskach naturalnych o podobnej szkieletowości i kompaktacji gleb leśnych i skutkuje wspomnianym spłaszczeniem systemu korzeniowego, z występującymi w wierzchniej warstwie gleby korzeniami bocznymi cechującymi się zwiększoną grubością i odgrywającymi znaczącą rolę w stabilizacji statycznej. Ocena wzrostu i rozwoju zalesień pozwala stwierdzić, że przeprowadzona rekultywacja techniczna w danych warunkach była wykonana efektywnie. Zastosowana izolacja warstwy osadów poflotacyjnych oraz nawiezenie odpowiedniej miąższości (od 20 do 40 cm) wierzchniej warstwy bezszkieletowego utworu mineralnego było kluczowym działaniem w celu odtworzenia profilu gleb technogenicznych i stworzenia warunków wzrostu zalesień. Jak wspomniano, stwierdzane spłaszczenia korzeni palowych sosny zwyczajnej są naturalnym mechanizmem dostosowania do silnej szkieletowości gleb i kompaktacji, przy czym rekompensowane są znacznym przyrostem stabilizujących statykę korzeni bocznych.

Wpływ wiatrołomu na sezonowe zmiany cech fizykochemicznych wód w północnej części zlewni Kościeliskiego Potoku (Tatry Zachodnie)

Maria Wójciak, Amanda Kosmowska, Joanna Paulina Siwek,
Mirosław Żelazny*

*¹Institut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński, ul. Gronostajowa 7,
30-387 Kraków, *maria.wojciak@student.uj.edu.pl*

W nocy z 24 na 25 grudnia 2013 r. w zachodniej części Tatr Polskich huraganowy wiatr (~200 km/godz.) spowodował straty w drzewostanie szacowane na 153 tys. m³ drewna, szczególnie w rejonie Kopek Kościeliskich. Celem badań było określenie wpływu wiatrołomu na sezonowe zmiany wartości cech fizyko-

chemicznych wód potoków i źródeł odwadniających północną część zlewni Kościeliskiego Potoku. Badania zrealizowano, porównując wartości cech fizykochemicznych wód odwadniających cztery cząstkowe zlewnie: wylesione – Wściekłego Żlebu i Pośredniej Kopki i zalesione – Kończystej Turni i Krowiego Żlebu, ich subzlewnie i wody podziemne. Wstępnie na podstawie kartowania hydrologiczno-chemicznego wybrano 19 punktów pomiarowych, które reprezentowały różny stopień pokrycia zlewni lasem lub uszkodzenia drzewostanu w wyniku gradacji kornika. Od maja 2015 r. do marca 2016 r. podczas 13 serii zebrano 187 próbek wody. W terenie z reguły mierzono: temperaturę, odczyn, przewodnictwo elektrolityczne właściwe wody oraz na głównych przekrojach wodowskazowych: stan wody, przepływ i niekiedy wydajność źródeł. W Laboratorium Hydrologiczno-Chemicznym IGiGP UJ metodą chromatografii jonowej oznaczano stężenia 14 jonów w zakresie anionów (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , NO_2^- , Br^- , F^-) i kationów (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Li^+).

Wpływ wylesień związanych z wiatrolomem na cechy fizykochemiczne wód w cząstkowych zlewniach Kościeliskiego Potoku przejawia się przede wszystkim zwiększonymi stężeniami NO_3^- oraz podwyższoną temperaturą wody. W wodach zlewni wylesionych stężenie NO_3^- jest ponaddwukrotnie wyższe ($\bar{x}=10,56 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) niż w wodach odwadniających zlewnie pokryte lasem ($\bar{x}=4,21 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Warto zauważyć, że w subzlewni, gdzie gradacja kornika zniszczyła drzewostan, wartość średniego stężenia NO_3^- było zdecydowanie wyższa ($\bar{x}=7,30 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) niż w wodach zalesionych zlewni. Wyższe stężenie NO_3^- w wodach odwadniających wylesione zlewnie spowodowane jest uszkodzeniem systemu korzeniowego drzew, proces wypłukiwania NO_3^- z gleb przez infiltrujące wody opadowe jest intensywniejszy. Wody potoków odwadniające wylesione zlewnie odznaczają się także wyższą temperaturą w ciągu roku, średnio o $2,1^\circ\text{C}$, niż wody odwadniające zlewnie zalesione. Zjawisko to obserwowane jest głównie w miesiącach letnich, np. w lipcu maksymalna temperatura wód odwadniających wylesione zlewnie wynosiła $20,7^\circ\text{C}$, natomiast wód odwadniających zalesione zlewnie $12,6^\circ\text{C}$. W zlewniach wylesionych wody potoków są silniej ekspozowane na promieniowanie słoneczne niż w zalesionych zlewniach.

Badania są częścią projektu „Ocena wpływu wielkoobszarowych wiatrolomów na reżim hydrochemiczny i denudację zlewni położonych w obszarach leśnych na terenach górskich” (TPN: ZP/371/2015, UJ: K/KDU/000254), sfinansowanego ze środków funduszu leśnego Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe.

Zróznicowanie gatunkowe i preferencje siedliskowe grzybów zlichenizowanych w zbiorowiskach borów, lasów liściastych i zadrzewień na terenie Sandru Nowotomyskiego

Daria Zarabska-Bożejewicz^{1,2}, Krzysztof Kujała¹

¹Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk, ul. Bukowska 19, 60-809 Poznań, e-mail: zardaria@wp.pl

²Zbiory Przyrodnicze, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

Porosty stanowią stały składnik zbiorowisk leśnych, wpływający na wzrost obserwowanej tam różnorodności biologicznej. Rola zadrzewień, w tym śródpolnych, jako siedlisk sprzyjających występowaniu tych organizmów, zwłaszcza w wylesionym krajobrazie rolniczym, jest słabo poznana, chociaż na podstawie doniesień wydaje się równie ważna.

Celem podjętych badań było rozpoznanie składu gatunkowego grzybów zlichenizowanych w zbiorowiskach borów, lasów liściastych i zadrzewień na terenie Sandru Nowotomyskiego i określenie wykazywanych przez porosty preferencji siedliskowych. Badania terenowe przeprowadzono w latach 2006–2009. Materiały zebrano na 54 powierzchniach badawczych w kształcie prostokąta o wymiarach 20×50 m oraz wydzielonych wewnątrz polach podstawowych o wielkości: 1, 25, 100 i 400 m². Powierzchnie te założono w obrębie zbiorowisk lasów liściastych (las mieszany świeży, lasy świeże), borów (bory mieszane świeże, bory świeże) i zadrzewień (śródpolnych, przy ciekach). Notowano porosty występujące na wszystkich dostępnych substratach, natomiast pod kątem prezentowanych analiz zwrócono szczególną uwagę na epifity, epigeity i epiksylity. Prace laboratoryjne prowadzono na potrzeby identyfikacji taksonomicznej. Obejmowały one obserwacje mikroskopowe, testy barwne oraz analizy chromatograficzne w celu sprawdzenia obecności metabolitów wtórnych. Liczbę gatunków grzybów zlichenizowanych w poszczególnych rodzajach siedlisk porównano za pomocą testu ANOVA, a całkowite bogactwo gatunkowe obliczono za pomocą estymatora Mao Tau.

Uzyskane wyniki wykazały duży wpływ siedliska na liczbę gatunków. Bory wyróżniały się istotnie wyższą średnią liczbą gatunków (20) niż zadrzewienia (9). W borach szczególną rolę odgrywały porosty naziemne, dla których korzystne warunki dla rozwoju zdają się stwarzać piaszczyste obszary sandrowe. Co więcej, warto również zwrócić uwagę, że w zbiorowiskach tych stwierdzono interesujące w skali kraju i regionu taksony, np.: *Absconditella lignicola*, *Cladonia borealis*, *C. grayi*, *C. rei*, *Pycnothelia papillaria* i *Stereocaulon condensatum* (Cieśliński i in. 2006; Zarabska 2011; Rozporządzenie... 2014). Zadrzewienia charakteryzował istotnie większy udział gatunków wymagających do rozwoju miejsc dobrze oświetlonych i o niewielkim stopniu zacielenia oraz o niższej wilgotności podłoża w porów-

naniu ze zbiorowiskami borów. Ponadto lichenobiota zadrzewień wykazuje preferencje względem substratów o wyższym odczynie i wzbogaconych w składniki pokarmowe. Drzewa klasyfikacyjne oparte na liczbie notowań porostów przy uwzględnieniu rodzaju substratu i częstości występowania w obrębie powierzchni wskazują na swoistość i odrębność lichenobioty zbiorowisk leśnych w porównaniu z innymi typami siedlisk na terenie Sandru Nowotomyskiego. Obecność rzadkich i chronionych porostów naziemnych w okolicach Nowego Tomyśla (Zarabska 2011; Rozporządzenie... 2014) podkreśla znaczenie borów dla zachowania ich stanowisk w tej części kraju. Znaczenie to wzrasta w świetle danych literaturowych wskazujących na ustępowanie części epigeitów (np. *Cetraria islandica*, *C. rangiferina*, *C. squamosa*, *Pycnothelia papillaria*) wskutek zmian klimatycznych (van Herk i in. 2002; Aptroot, van Herk 2007).

Literatura

- Aptroot A., van Herk C.M. 2007. Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with *Trentepohlia* phycobionts. *Environmental Pollution* 146: 293–298.
- Cieśliński S., Czyżewska K., Fabiszewski J. 2006. Red list of the lichens in Poland. [W:] Z. Mirek, K. Zarzycki, W. Wojewoda, Z. Szelaż (red.), Red list of plants and fungi in Poland. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, s. 71–89.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów (Dz.U. 2014 poz. 1408).
- van Herk C.M., Aptroot A., van Dobben H.F. 2002. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist* 34(2): 141–154.
- Zarabska D. 2011. Porosty w krajobrazie rolniczym Sandru Nowotomyskiego. Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań. Praca doktorska.

Leaf shape variability of *Ulmus minor* Mill. sensu latissimo in natural populations (from Croatia) assessed via elliptic Fourier descriptors

Marko Zebec¹, Dominik Tomaszewski²

¹Faculty of Forestry, University of Zagreb, Svetošimunska 25, HR-10000 Zagreb, Croatia, mzebec@sumfak.hr

²Institute of Dendrology of the Polish Academy of Sciences, Parkowa 5, 62-035 Kórnik, Poland, dominito@man.poznan.pl

The European field elm (*Ulmus minor* Mill. sensu latissimo) is an important timber species in Europe, growing as a common member of lowland pedunculate oak forests. Once highly prized for its strong and durable wood, *U. minor* s.l. populations are nowadays confronted with numerous negative impacts that

could significantly reduce species' adaptation potential in the future. Far-reaching detrimental effects on ecological stability of floodplain forests result mainly from forest soils disturbance and flooding mitigation contributing to anomalies in moisture regimes. Moreover, Dutch elm disease has caused enormous dieback of adult elm trees in the field at an alarming rate. All these negative effects are additionally intensified by climate change and greenhouse effect resulting in frequent droughts.

The aim of this study was to reveal variability of leaf outline shape in *U. minor* s.l. from 7 continental and 7 Mediterranean natural populations in Croatia using elliptic Fourier descriptors. These descriptors are typically used for quantifying leaf shapes and can be analysed with multivariate statistical methods. The 2100 leaf outlines were subject to shape analysis, with each population represented by 150 leaves (5 trees $\times$ 30 leaves). Matrix of elliptic Fourier descriptors was generated upon 20 harmonics and 4 coefficients (both symmetric and asymmetric). This way each leaf outline was defined by 80 variables. Leaf blade area was also calculated.

By applying principal component analysis on covariances, the 80 variables were reduced to two main principal components (PCs). Proportion of explained variance for the first and the second PC was 74.03% and 6.95%, respectively. In this respect, PC1 addressed the shape in the middle part of a leaf blade, with negative scores reflecting elliptical leaf shapes and assigned to continental populations. Positive scores of PC1 were attributable to more circular leaves, characteristic of Mediterranean populations (Donji Miholjac vs. Pula). In contrast, PC2 corresponded to the position of the widest part of lamina, reflecting the spectrum of leaf shapes from ovate to obovate. However, contrasting leaf shapes were found within both continental and Mediterranean regions, although stronger differences were noted among continental populations (Bilogora vs. Donji Miholjac).

According to the analysis of variance, clear differentiation between continental and Mediterranean population groups was confirmed for the two principal components observed. Correspondingly, Mediterranean populations had smaller leaves than continental ones. However, differences between population groups were not fully supportive of the continental-Mediterranean differentiation pattern, because some Mediterranean populations had atypically high values of leaf area for the hot Mediterranean climate conditions. In addition to the evident separation of populations on the basis of climatic parameters, the influence of ecological factors related to site conditions was also noticed within each region. Thus, in the Mediterranean region, where the majority of populations were characterized by small leaf blade areas, the population Cetina was brought to our attention. This population is located in the south, and was expected to exhibit pronounced xeromorphic foliar features, however this was not the case. The population of Cetina is located right next to the river bank, thus it has optimal conditions for growth, given the otherwise unfavorable pluvio-thermal regime of the growing season in the Mediterranean. Furthermore, in the continental part of research area a population with circular leaf shapes was observed. Trees of Đakovo population phytocoenologically belong to the extrazonal community

of oak with black ash (*Orno-Quercetum pubescentis* Klika 1938). They are located on the southern, dry and warm slopes, with unfavorable pedological (skeletal rendzina soil) and climatic conditions (strong insolation), compared to the other continental populations. Thus, Đakovo population had more xeromorphic shape features and was closer to round leaf shapes of Mediterranean populations.

It should be stressed that differentiation of continental and Mediterranean natural populations of *U. minor* s.l. in Croatia was already confirmed by means of traditional morphometrics and genetic diversity research. Nevertheless, current research on geometric morphometrics provides invaluable new insight into the variability of European elm trees.

Zmiany w bilansie CO₂ i klimatycznym bilansie wodnym jako efekt zniszczeń lasu sosnowego w wyniku tornada

Klaudia Ziemblińska*, Marek Urbaniak, Janusz Olejnik

Katedra Meteorologii, Wydział Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94, 60-649 Poznań, *klaudiazciem@wp.pl

Częstsze powodzie, susze, pożary czy ekstremalne zjawiska związane z działaniem wiatru (huragany, tornada, wichury), które w przyszłości mogą jeszcze przybrać na sile, to skutek obserwowanych zmian klimatu na Ziemi. Z powodu ogromnej ilości zmagazynowanego w ekosystemach leśnych węgla oraz długiego czasu życia jednej generacji drzew przewiduje się, że w porównaniu z innymi formacjami roślinnymi to właśnie lasy doświadczać będą największych, najbardziej różnorodnych i najdłużej trwających skutków ekstremalnych zjawisk klimatycznych w odniesieniu do bilansu węgla. Co więcej, zdaniem Reichsteina i zespołu, z uwagi na to, że zniszczenia wywołane tymi zjawiskami skutkują zmniejszeniem ilości węgla absorbowanego w ekosystemach lądowych (redukcja wielkości aparatu asymilacyjnego drzew), jego ilość pozostająca w atmosferze będzie się zwiększać, zmiany klimatu nasilać, co w rezultacie może prowadzić do zwiększenia częstotliwości ich występowania (Reichstein i in. 2013). Proces ten nazywają oni „efektem samowzmocnienia” (sprzężenie zwrotne dodatnie). Uszkodzenie struktury przestrzennej lasu (np. w wyniku powalenia drzew) skutkuje nie tylko zaburzeniem bilansu CO₂, ale również znacząco zmienia bilans wodny i cieplny całego ekosystemu.

Pomiary strumieni masy i energii, wymienianej pomiędzy zdewastowanym przez tornado ekosystemem lasu sosnowego a atmosferą, prowadzone są w czasie rzeczywistym w sposób ciągły od kwietnia 2013 r. na obszarze Nadleśnictwa Trzebciny. Podstawowe narzędzie badań na terenie stacji „Tleń I” stanowi system

kowariancji wirów (ang. *Eddy covariances* – EC), za pomocą którego możliwe jest określenie wartości średnich 30-minutowych strumieni zarówno CO₂, jak i ciepła jawnego i utajonego na tym obszarze. Ponadto mierzone są podstawowe parametry meteorologiczne oraz właściwości termiczno-wilgotnościowe gleby.

Wyniki analiz trzyletniej serii danych wskazują, że bezpośrednio po zebraniu grubizny w pierwszym roku pomiarów skumulowana wartość strumieni wymiany netto CO₂ tego obszaru (saldo ilości zasymilowanej i emitowanej) była bardzo wysoka i w okresie od kwietnia do grudnia 2013 r. przewyższyła –17 t CO₂/ha (przewaga emisji). Jest to wartość w przybliżeniu równa temu, ile netto może w tym samym okresie zasymilować dojrzały las sosnowy w podobnych warunkach. Wraz z upływem czasu roczne wartości salda bilansu CO₂ zmniejszały się w tempie około 2 t/ha rocznie. Był to efekt dwóch zjawisk: z jednej strony spadku tempa rozkładu materii organicznej, z drugiej zaś coraz intensywniejszej fotosyntezy obecnie dwuletnich sadzonek sosny zwyczajnej (z domieszką brzozy). Usunięcie drzew po tornadzie znacząco wpłynęło na wartość strumieni energii. Po wykonaniu orki na tym obszarze zmierzone wartości strumieni H₂O do momentu nasadzeń związane były przede wszystkim z procesem fizycznej transpiracji, a nadwyżka (w stosunku do nienaruszonego ekosystemu leśnego) energii została „oddana” do atmosfery w postaci strumienia ciepła jawnego, podnosząc temperaturę otoczenia.

Znacząca emisja CO₂ z obszaru leśnego zniszczonego w wyniku tornada na terenie stacji „Tleń I” i negatywne z punktu widzenia efektu cieplarnianego zmiany w bilansie cieplnym tego pozbawionego drzew ekosystemu – to tylko niektóre ze skutków ekstremów pogodowych, których, jak wspomniano, w przyszłości może być znacznie więcej.

Literatura

Reichstein M., Bahn M., Ciais P., Frank D., Mahecha M.D., Seneviratne S.I., Zscheischler J., Beer Ch., Buchmann N., Frank D.C., Papale D., Rammig A., Smith P., Thonicke K., van der Velde M., Vicca S., Walz A., Wattenbach M. 2013. Climate extremes and the carbon cycle. *Nature* 500: 287–295.

Analiza botaniczna i gospodarka leśna na obszarze Łęgów Odrzańskich w północnej części województwa dolnośląskiego

Adam Zych, Lesław Zimny*

*Katedra Kształtowania Agroekosystemów i Terenów Zieleni, Uniwersytet Przyrodniczy,
plac Grunwaldzki 24 A, 50-363 Wrocław, *adamzet@poczta.onet.pl*

Łęg w naszym regionie klimatycznym jest naturalnym ekosystemem występującym na obszarach okresowo zalewanych przez wody rzeczne. Skład gatunkowy fauny i flory tych terenów w dużej mierze zależy od odległości od koryta rzeki oraz występowania przed lub za wałem przeciwpowodziowym. W trakcie budowy umocnień przeciwpowodziowych naturalny obszar zalewowy został nienaturalnie podzielony, przez co zmieniono warunki wodne panujące na terenie przylegającym bezpośrednio do rzeki i na zawalu.

Badaniami objęto obszar na odcinku Odry od miejscowości Ścinawa do granicy województwa w okolicach Huty Miedzi „Głogów”. Jest to teren o znacznym zróżnicowaniu glebowym. Zazwyczaj bezpośrednio przy rzece dominują gleby piaszczyste, natomiast w dalszej odległości znajdują się gleby ciężkie gliniasto-ilaste. Wynika to w dużej mierze z faktu, że aktualny bieg rzeki jest stosunkowo młody, a ilość niesionego materiału niewielka. Znaczna część typowych lasów łęgowych z charakterystycznymi gatunkami znajduje się już poza międzywalem, a co za tym idzie – nie jest naturalnie zalewana. Część gatunków wymagających okresowego zalewania w latach o wysokim stanie rzeki korzysta natomiast z wody rzecznej poprzez zjawisko podsiąku.

Obszar ten w zdecydowanej większości jest użytkowany jako las, z nielicznymi rezerwatami czy terenami objętymi programem Natura 2000. Badania własne wskazują, że w zdecydowanej większości jest on poddany naturalnemu odtworzeniu. Obserwowane są lokalnie bobry, które niszczą szczególnie młode drzewa. Lasy wzdłuż badanego odcinka Odry charakteryzuje również znaczne rozczłonkowanie przez drogi dojazdowe do rzeki (część z nich jest utwardzona). Z jednej strony sprzyja to prawidłowo prowadzonej gospodarce leśnej, z drugiej urządzaniu wypraw samochodów terenowych, co prowadzi do niszczenia tych lasów. Do tego negatywnego zjawiska przyczynia się także część miejscowej ludności, która w sposób grabieżczy wycina kilkusetletnie drzewa.

W latach 90. ubiegłego wieku planowano na tym obszarze utworzyć Park Narodowy Doliny Odry, niestety plany te się nie powiodły, głównie ze względu na stopień zamieszkania omawianego odcinka rzeki i na jej znaczną żeglowność.

Zmienność genetyczna i morfologiczna populacji kosodrzewiny (*Pinus mugo* Turra) w kontekście adaptacji do warunków środowiska

Weronika Barbara Żukowska^{1*}, Witold Wachowiak^{1,2}

¹Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik,

*wzukowska@man.poznan.pl

²Instytut Biologii Środowiska, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza,
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

Kosodrzewina (*Pinus mugo* Turra) jest gatunkiem chronionym z rodziny sosnowatych (*Pinaceae*), występującym w górach Europy Środkowej i Południowej. Krzewy kosodrzewiny osiągają kilka metrów wysokości i odgrywają zasadniczą rolę w ekosystemach górskich, zapobiegając lawinom oraz erozji gleby.

Celem prezentowanej pracy była charakterystyka zmienności genetycznej i morfologicznej w obrębie całego zasięgu geograficznego kosodrzewiny w oparciu o analizę chloroplastowych markerów mikrosatelitarnych oraz morfologii i anatomii igieł tego gatunku. Analizom genetycznym poddano 21 populacji kosodrzewiny (łącznie 553 osobniki), wykorzystując 11 chloroplastowych markerów mikrosatelitarnych. W pracy skorzystano również z dostępnych danych dotyczących zmienności cech igieł badanego gatunku (22 cechy, 18 populacji; Boratyńska i in. 2015).

Otrzymane wyniki wskazują na wysoką zmienność genetyczną populacji kosodrzewiny przy jednoczesnym niskim poziomie różnicowania międzypopulacyjnego. Zależność ta jest charakterystyczna dla drzew wiatropylnych. Geograficzny rozkład zmienności genetycznej sugeruje niedawną dywergencję badanych populacji. Zgodnie z uzyskanymi wynikami populacje sudeckie pochodzą prawdopodobnie od populacji alpejskich. Izolowana populacja z Apeninów oraz populacja z Alp Nadmorskich wyraźnie różniły się od pozostałych stanowisk, co może wskazywać na ich odmienne pochodzenie i/bądź sugerowaną wcześniej hybrydyzację z sosną hakowatą (*Pinus uncinata* (Ramond) Domin) (Boratyńska, Boratyński 2007; Boratyńska i in. 2015). Z kolei zmienność morfologiczna kosodrzewiny zależała od badanej cechy. Najbardziej zmiennymi cechami były typy komórek sklerenchymy między wiązkami przewodzącymi i wokół kanałów żywicznych, a najbardziej stabilnymi długość igły oraz liczba aparatów szparkowych przypadających na 2 mm długości igły, zarówno po stronie płaskiej, jak i wypukłej igieł.

W wyniku przeprowadzonych analiz statystycznych badane populacje zostały podzielone na cztery grupy genetyczne i trzy grupy morfologiczne. Zgodnie z założoną hipotezą geograficzne rozkłady grup wyróżnionych na podstawie danych genetycznych oraz morfologicznych pokrywały się jedynie częściowo. Wschodnie populacje kosodrzewiny z Karpat i Bałkanów zakwalifikowano do osobnej grupy na podstawie analizy cech igieł, co może świadczyć o ich odmiennym pochodzeniu. Jednakże analiza danych mikrosatelitarnych nie wykazała odrębności tych

populacji, sugerując możliwe znaczenie adaptacyjne niektórych cech igieł. Dodatkowa analiza korelacji między średnimi wartościami cech igieł a położeniem geograficznym i warunkami klimatycznymi wykazała, że igły populacji kosodrzewiny ze wschodniej granicy zasięgu gatunku są cieńsze i węższe, mają cieńszą epidermę i mniej kanałów żywicznych. Ich mniejsza powierzchnia ogranicza straty wody, co może świadczyć o przystosowaniu wschodnich populacji kosodrzewiny do warunków ograniczonej dostępności wody.

Literatura

- Boratyńska K., Boratyński A. 2007. Taxonomic differences among closely related pines *Pinus sylvestris*, *P. mugo*, *P. uncinata*, *P. rotundata*, and *P. uliginosa* as revealed in needle sclerenchyma cells. *Flora* 202: 555–569.
- Boratyńska K., Jasińska A.K., Boratyński A. 2015. Taxonomic and geographic differentiation of *Pinus mugo* complex on the needle characteristics. *Systematics and Biodiversity* 13: 581–595.

Indeks autorów

- Aleksandrowicz-Trzcińska M. 141
 Arczyńska-Chudy E. 267
 Armata M. 346
 Astel A.M. 189
- Baczewska A.H. 239, 241
 Bagniewska-Zadworna A. 302, 354
 Banacki J. 143
 Bandurska H. 203
 Baran A. 248
 Baranowska-Wasilewska M. 292
 Barciszewska M. 208
 Barciszewski J. 208
 Barzdajn W. 144, 211
 Bednorz L. 145
 Behnke-Borowczyk J. 292
 Bétrisey S. 173
 Białczak M. 215
 Bielak K. 218, 224
 Bierza W. 339
 Black Th.A. 230
 Bocian M. 332
 Boczoń A. 25
 Bogdziewicz M. 149, 233
 Bolibok L. 218
 Boratyńska K. 173, 330
 Boratyński A. 173, 327, 330
 Brągoszewska P. 239, 241
 Brzeziecki B. 218, 224, 228
 Brzezińska-Wójcik T. 154
 Bujarska-Borkowska B. 208, 243, 337
 Buraczyk W. 218
 Bzdyk R. 201
- Carocha V. 150
 Cedro A. 151
 Chabudziński Ł. 154
 Chmielarz P. 191, 208, 245, 277, 348
 Chmura D.J. 162, 247
 Chodak M. 178
 Chojnicki B.H. 152, 230, 335
 Ciarka Ż. 215
 Cieślak R. 294
- Ciurzycki W. 224
 Crone E.E. 149, 233
 Czaja M. 248
 Czapiewska N. 251, 317
 Czarnecka B. 154
 Czarnecka J. 156, 170
 Czerepko J. 25
- Ćwiejkowska A. 251
- Dabert M. 339
 Danielewicz W. 350
 Dering M. 164, 327
 Dmuchowski W. 239, 241
 Dobrowolska D. 157
 Drozdowski S. 141, 201, 218
 Dubkiewicz J. 311
 Dyderski M.K. 251, 252, 262, 285, 317
 Dziadas M. 203
- Eichmann A. 254
- Falencka-Jabłońska M. 159
 Fazan L. 173
 Fernandes F. 150
 Fevereiro P. 150
 Fidelus J. 235
 Filipiak M. 306
 Frelich L.E. 38
- Ganatsas P. 164
 Garfi G. 173
 Gawron L. 218
 Gawryś R. 25
 Gazda A. 194, 196
 Gerber E. 173
 Giertych M.J. 161, 264, 309
 Godzik B. 48
 Gołąbek E. 256
 Gołębowska J. 254
 Gołębowski M. 178
 Gomes C. 258
 Gozdowski D. 241
 Góral J. 294

- Grima-Pettenati J. 150
Grzelak M. 268
Grzywacz A. 218
Guzicka M. 162, 247
- Hałatkiewicz T. 259
Hazubska-Przybył T. 191, 260, 277
Hilszczański J. 25
Holeksa J. 61
Horodecki P. 168, 262
- Iszkuło G. 164, 283, 309
- Jabłoński M. 166
Jagiello R. 264, 297
Jagodziński A.M. 168, 251, 252,
262, 285, 317, 323
Jaloviar P. 283
Janek W. 346
Jankowska-Błaszczuk M. 156, 170,
259
Jankowski A. 171, 211, 266
Janku K. 267
Janyszek M. 268
Jasiczek N. 161
Jasik M. 270
Jasińska A.K. 173
Jastrzębowski Sz. 210
Jaźwa M. 178
Jońca K. 325
Józefczyk D. 177
- Kacprzak M. 308
Kalemba E.M. 260, 271
Kałucka I.L. 174
Kapler A. 272
Kapusta P. 48
Karliński L. 175, 279
Karolewski P. 297, 320, 346
Kasprowicz M. 323
Kasprzyk W. 211
Każmierczak K. 274
Keczyński A. 218, 224
Kędziora A. 177
Klamerus-Iwan A. 304
- Klimek B. 178
Kniola T. 281
Kochanowski B. 199
Kocurek M. 329
Kolanowska M. 206
Kołton A. 248
Koprowski M. 199
Kosiński P. 276
Kosmowska A. 356
Kotlarski Sz. 208, 245, 277
Kotlarz J. 308
Kowalkowski W. 144, 211
Kowalska M. 279, 352
Kowalski Ł. 304
Kozłowski G. 173
Krakowian K. 189
Kraszewski B. 215
Kruk P. 235, 325
Kuczyńska A. 254
Kujawa A. 179
Kujawa K. 181, 281, 358
Kundzewicz Z.W. 77
Kurek P. 156
Kwaśna H. 185, 292
Kýpetová M. 283
- Ladach A. 285
Latałowa M. 184
Lenart M. 211
Lesiczka P. 345
Leski T. 185, 279, 352
Leśniański G.Z. 187
Lewandowski A. 189, 289
Likus-Cieślik J. 287, 355
Litkowiec M. 189, 226, 289
Lorenc-Plucińska G. 220
Lubkowska R. 290
Ludwików A. 302
- Łakomy P. 292, 294
Łaska G. 295
Łukowski A. 297, 320, 346
- Maciejewski Z. 299
Malinowski R. 332

- Małek S. 189, 235, 270, 315
 Mana M. 267
 Marciszewska K. 224
 Mareckova L. 272
 Marek S. 301
 Marzec-Schmidt K. 302
 Masternak K. 210
 Matuszkiewicz J.M. 92
 Mąderek E. 297
 Michalak M. 191, 208, 245, 277, 348
 Michałowicz D. 247
 Mielcarek M. 215
 Mielczarczyk J. 193
 Miścicki S. 194, 196
 Modzelewska A. 215
 Mszal A. 304
 Mucha J. 354
 Muras P. 248, 305
 Musiela G. 343
 Muszyńska E. 248

 Najgrakowski T. 274
 Napierała-Filipiak A. 306
 Nasiłowska S.A. 308
 Niklińska M. 178, 197, 338
 Niu Sh. 230
 Nowak K. 305
 Nowak-Dyjeta K. 309
 Nowakowska J. 201
 Nowek J. 329
 Nowik K. 294
 Nowińska R. 145, 311

 Obarska A. 277
 Obidziński A. 224
 Okoński B. 199
 Olchowik J. 201
 Olejnik J. 152, 202, 230, 335, 361
 Oleksyn J. 171, 266, 301, 320
 Olszowska G. 313
 Oszako T. 201

 Pająk M. 355
 Pastwik E. 315

 Paterska M. 203
 Pawlaczyk E.M. 345
 Pawłowski T.A. 162, 204, 333
 Paż S. 317
 Pers-Kamczyc E. 164, 322
 Pędziszewska A. 184
 Pietras M. 185, 206, 352
 Pietrzak-Zawadka J. 318
 Pietrzykowski M. 207, 287, 355
 Pinto Paiva J.A. 150, 258
 Plitta-Michalak B.P. 191, 208
 Podlaski R. 329
 Politycka B. 211
 Popek R. 297, 320
 Prausova R. 272
 Przybylski P. 210
 Puchalski J. 272

 Rabska M. 322
 Radke P. 332
 Ratajczak E. 260, 271
 Rawlik K. 262, 323
 Robakowski P. 211
 Rożen A. 212
 Rożkowski R. 162, 247
 Rucińska B. 173
 Rudawska M. 175, 185, 279, 352
 Rychlik L. 233
 Rynkiewicz A. 308
 Rysiak A. 154

 Sadkowski R. 215
 Safarov H. 173
 Sajdak M. 325
 Samojlik T. 213
 Sękiewicz K. 327
 Sikora K. 201
 Silvenoinnen H. 335
 Siwek J. 325
 Siwek J.P. 235, 356
 Skorupski M. 111
 Skowron E. 329
 Sławiński J. 256
 Sobala T. 329
 Sobczyk Ł. 212

- Sobierajska K. 330
Sotek Z. 151, 332
Stasińska M. 279, 332
Staszak A.M. 162, 204, 333
Steele M.A. 149
Stereńczak K. 25, 215
Stróżecki M. 335
Strzeliński P. 152, 216, 335
Strzyżowski D. 325
Suszka J. 161, 191, 204, 243, 333, 337
Szczepkowski A. 218
Szeligowski H. 218
Szewczyk W. 292
Szmidla H. 201
Szuba A. 220
Szwagrzyk J. 117, 299
Szymura M. 221
Szymura T.H. 221
- Śliwińska E. 276
- Tarasek A. 338
Tomaszewski D. 359
Tomaszewski K. 127
Traczyk S. 222
Trocha L. 339
Trojak M. 329
Trzebny A. 339
Tyburski Ł. 341
Tylkowski T. 191, 208, 245, 343, 348
- Urbaniak L. 345
Urbaniak M. 152, 202, 230, 335, 361
Urbaniak S. 346
- Wachowiak W. 226, 364
Walas Ł. 164, 283
Wawrzyniak M. 348
Weiner J. 212
Wiatrowska B. 350
Wilgan R. 352
Witkowska-Żuk L. 224
Wojciechowska N. 302, 354
Wojterska M. 290
Wolanin A. 235, 325
Wołczyk Z. 141
Woś B. 355
Woziwoda B. 225
Wójciak M. 356
Wójkiewicz B. 226
Wrońska-Pilarek D. 268
Wróbel A. 233
Wyka T. 171, 211, 266
Wysocka-Fijorek E. 196
- Zajączkowski J. 218, 228
Zaniewski P. 224
Zarabska-Bożejewicz D. 358
Zebec M. 359
Ziemblińska K. 152, 202, 230, 361
Zientarski J. 233
Zimny L. 363
Zimny M. 184
Zwolak R. 149, 233
Zych A. 363
- Żelazny M. 235, 325, 356
Żukowska W.B. 364
Żybura H. 141
Żytkowiak R. 171, 301

Bogucki
WYDAWNICTWO
NAUKOWE

