

ZIMOWA SZKOŁA LEŚNA
PRZY
INS INSTYTUCIE BADAWCZYM LEŚNICTWA

XII Sesja



**Wpływ zmian klimatu na
środowisko leśne**

Organizatorzy



Sękocin Stary, 15–17 marca 2022 r.

Wpływ zmian klimatu na środowisko
leśne

Impacts of climate change on forest
environment

ZIMOWA SZKOŁA LEŚNA
PRZY
INSTYTUCIE BADAWCZYM LEŚNICTWA
XII SESJA

Wpływ zmian klimatu na środowisko
leśne

Impacts of climate change on forest
environment



Sękocin Stary, 15–17 marca 2022 r.

Rada Programowa

Przewodniczący:

dr hab. Krzysztof Stereńczak, prof. IBL

Członkowie:

*prof. dr hab. Bogdan Brzeziecki, mgr inż. Michał Graczyk, prof. dr hab. Andrzej Grzywacz,
prof. dr hab. Andrzej Jagodziński, prof. dr hab. Janusz Olejnik, mgr inż. Jan Tabor,
mgr inż. Krzysztof Rostek, prof. dr hab. Iwona Skrzecz, dr inż. Klaudia Ziemblińska*

Komitet Organizacyjny

Przewodnicząca:

mgr Marta Siebyła

Członkowie:

dr inż. Katarzyna Sikora, dr inż. Joanna Szewczykiewicz

Recenzenci

prof. dr hab. Andrzej Grzywacz

prof. dr hab. Wojciech Grodzki

Monografia pod redakcją

prof. dr hab. Iwona Skrzecz i dr inż. Katarzyny Sikory

Opracowanie i korekta

dr inż. Wojciech Gil

dr inż. Joanna Szewczykiewicz

Publikacja współfinansowana przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych

Przygotowanie do składu i druku

mgr inż. Przemysław Szmít

© Copyright

Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary 2023

ISBN 978-83-62830-98-5

Instytut Badawczy Leśnictwa

Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn, Tel. +48 22 7150300, Fax +48 22 7200397
www.ibles.pl

Skład i łamanie

Kinga Grodzka

Druk i oprawa

Proprint Usługi Poligraficzne Piotr Piwkowski

Spis treści

Wstęp	9
I. SESJA WPROWADZAJĄCA	11
<i>Timo Vesala, Jyri Seppälä, Antti Kilpeläinen, Tero Heinonen, Markku Ollikainen, Timo Pukkala</i> CZY POZYSKANIE DREWNA ZWIĘKSZA POCHŁANIANIE DWUTLENKU WĘGLA PRZEZ LASY?	13
<i>Andrzej M. Jagodziński</i> RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNA EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH A ZMIANY KLIMATYCZNE	19
<i>Michal V. Marek</i> WPLYW ZMIAN KLIMATYCZNYCH NA PRODUKCYJNOŚĆ LASÓW	47
<i>Zbigniew Kundzewicz</i> ZMIANA KLIMATU – MIT CZY RZECZYWISTOŚĆ?	57
II. OCHRONA LASU	79
<i>Aldona Perlińska, Tomasz Jabłoński</i> SKALA ORAZ MOŻLIWOŚCI PRZECIWDZIAŁANIA ZJAWISKU ZAMIERANIA LASÓW W POLSCE W KONTEKŚCIE ZMIAN KLIMATU	81
<i>Tomasz Oszako, Dorota Hilszczańska, Hanna Szmidla</i> GRZYBY JAKO ZAGROŻENIE I REMEDIUM DLA DRZEWOSTANÓW W ZMIENIAJĄCYCH SIĘ WARUNKACH ŚRODOWISKA LEŚNEGO	101

<i>Derek M. Johnson</i> MODELE I ICH UŻYTECZNOŚĆ W OCENIE I PROGNOZOWANIU WPLYWU ZMIANY KLIMATU NA SZKODNIKI LEŚNE.....	123
<i>Ryszard Szczygieł, Mirosław Kwiatkowski</i> ORGANIZACJA OCHRONY PRZECIWOŻAROWEJ LASU NA TERENACH POKŁĘSKOWYCH.....	139
<i>Michał K. Krzysiak, Magdalena Larska</i> WPLYW ZMIAN KLIMATYCZNYCH NA RYZYKO WYSTĘPOWANIA CHOROÓB WŚRÓD ZWIERZYNY.....	163
<i>Maciej Skorupski</i> POPULACJE ZWIERZĄT A ZMIANY KLIMATU	189
III. HODOWLA LASU	197
<i>Jan Łukaszewicz</i> ZMIANY ZASIEGÓW WYSTĘPOWANIA GATUNKÓW DRZEW W LASACH POLSKI — KOMPONOWANIE SKŁADÓW GATUNKOWYCH UPRAW.....	199
<i>Bogdan Brzeziecki</i> CIĘCIA PIEŁĘGNACYJNE W KSZTAŁTOWANIU STABILNOŚCI I ODPORNOŚCI DRZEWOSTANÓW	227
<i>Jeffrey L. Walck, Szymon Jastrzębowski</i> KIELKOWANIE NASION W ZMIENIAJĄCYM SIĘ KLIMACIE	253
<i>Andrzej Lewandowski, Daniel J. Chmura</i> POTRZEBA NOWYCH STRATEGII HODOWLANYCH W OBLICZU ZMIENIAJĄCEGO SIĘ KLIMATU	263
<i>Arkadiusz Bruchwald, Elżbieta Dmyterko</i> KSZTAŁTOWANIE SKŁADU GATUNKOWEGO LASÓW KARPAT I SUDETÓW W ZMIENIAJĄCYCH SIĘ WARUNKACH KLIMATU,	273
IV. URZĄDZANIE LASU	297
<i>Janusz Olejnik, Marek Urbaniak, Klaudia Ziemblińska, Paulina Dukat</i> SEKWESTRACJA WĘGLA W DRZEWOSTANACH SOSNOWYCH W UJĘCIU CHRONOSEKWENCYJNYM	299

Klaudia Ziemblińska, Marek Urbaniak, Janusz Olejnik, Paulina Dukat
**ODNOWIENIA POWIERZCHNI POWIATROŁOMOWYCH A WYMIANA WĘGLA, WODY
 I ENERGII — WNIOSKI DLA PRAKTYKI LEŚNEJ** 311

Emilia Wysocka-Fijorek, Bożydar Neroj
WYZWANIA PLANOWANIA URZĄDZENIOWEGO WOBEC ZMIAN KLIMATU..... 339

Jarosław Socha
**PRODUKCYJNOŚĆ LASU W ZMIENIAJĄCYCH SIĘ WARUNKACH SIEDLISKOWYCH I JEJ
 KONSEKWENCJE DLA GOSPODARKI LEŚNEJ.....** 351

Roman Wójcik, Wojciech Kędziora, Tomasz Borecki
**WIEK RĘBNOŚCI W KONTEKŚCIE STABILNOŚCI W ZMIENIAJĄCYCH SIĘ WARUNKACH
 KLIMATYCZNYCH** 371

V. GOSPODARKA WODNA..... 385

Zane Libiete
**BOBRY EUROPEJSKIE — USŁUGI EKOSYSTEMOWE, WYZWANIA ZWIĄZANE
 Z ZARZĄDZANIEM I PLANOWANIE WSPÓLNEJ PRZESTRZENI BOBRÓW I LUDZI.....** 387

Janusz Czerepko, Jan Tabor
WPLYW ZMIAN KLIMATU NA MOKRADŁA LEŚNE I MOŻLIWOŚCI ICH OCHRONY..... 397

Janusz Bańkowski, Edward Pierzgalski
PLAN GOSPODAROWANIA WODĄ W LASACH W ASPEKCIE ZMIAN KLIMATU 419

Andrzej Boczoń
PROBLEMY SUSZY GLEBOWEJ W LASACH 437

Marek Goździk
GOSPODAROWANIE WODAMI W LESIE W KONTEKŚCIE ZMIAN KLIMATU 447

VI. ZARZĄDZANIE LASAMI 469

*Krzysztof Stereńczak, Bartłomiej Kraszewski, Miłosz Mielcarek, Agnieszka
 Kamińska, Maciej Lisiewicz, Aneta Modzelewska, Małgorzata Białczak, Żaneta
 Piasecka*
**MONITORING SKUTKÓW ZMIAN KLIMATU W DRZEWOSTANACH NA PRZYKŁADZIE
 PUSZCZY BIAŁOWIESKIEJ** 471

Zbigniew M. Karaczun

**POLSKIE LASY WOBEC SKUTKÓW ZMIANY KLIMATU. OBAWY I OCZEKIWANIA
SPOŁECZNE 485**

Waldemar Sieniawski, Paweł Stachowicz, Mariusz Stolarski

**OCZEKIWANIA PRZEMYSŁU DRZEWNEGO CO DO WIELKOŚCI PODAŻY DREWNA
W KONTEKŚCIE ZMIAN KLIMATU I ICH WPŁYWU NA LASY 497**

Ewa Ratajczak

PROŚRODOWISKOWE ZNACZENIE SEKTORA DRZEWNEGO I JEGO PRODUKTÓW..... 511

Jan Holeksa

CZYNNNA I BIERNA OCHRONA PRZYRODY A ZMIANY KLIMATU..... 529

Edward Marszałek

LASY DLA KLIMATU W KOMUNIKACJI SPOŁECZNEJ 565

**WNIOSKI Z XII SESJI ZIMOWEJ SZKOŁY LEŚNEJ PRZY IBL „WPŁYW
ZMIAN KLIMATU NA ŚRODOWISKO LEŚNE” 575**

Wstęp

W dniach 15–17 marca 2022 r. w Instytucie Badawczym Leśnictwa odbyła się XII Sesja Zimowej Szkoły Leśnej, której tematem był „Wpływ zmian klimatu na środowisko leśne”. Spośród licznych propozycji, o wyborze powyższego tematu przesądziło obserwowane od wielu lat systematyczne pogorszenie się stanu zdrowotnego drzewostanów na skutek synergicznego oddziaływania wielu czynników abiotycznych i biotycznych w warunkach zmian klimatu.

Współorganizatorem Sesji była Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych.

Merytoryczne aspekty XII Sesji zostały przygotowane i opracowane przez Radę Programową Zimowej Szkoły Leśnej w składzie: dr hab. Krzysztof Stereńczak, prof. IBL (przewodniczący), prof. dr hab. Bogdan Brzeziecki, mgr inż. Michał Graczyk, prof. dr hab. Andrzej Grzywacz, prof. dr hab. Andrzej Jagodziński, prof. dr hab. Janusz Olejnik, mgr inż. Jan Tabor, mgr inż. Krzysztof Rostek, prof. dr hab. Iwona Skrzecz, dr inż. Klaudia Ziemblińska. Rada Programowa określiła nie tylko zakres problematyki XII Sesji, ale także propozycje tematyczne referatów zamawianych oraz ich autorów.

W trakcie trzech dni obrad prelegenci przedstawili 33 referaty. Referaty wygłosili również zaproszeni goście zagraniczni reprezentujący: Uniwersytet w Helsinkach, Czeski Uniwersytet Przyrodniczy w Pradze, Instytut Badań nad Zmianami Globalnymi (Czechy), Uniwersytet Wspólnoty Wirginii, Łotewski Państwowy Instytut Badawczy Leśnictwa oraz Integrated Carbon Observation System.

W XII Sesji, która odbyła się w wersji online, wzięło udział niemal 200 osób reprezentujących m.in.: Ministerstwo Klimatu i Środowiska, jednostki organizacyjne Lasów Państwowych, ośrodki uniwersyteckie i instytuty badawcze. Liczne grono stanowili również przedstawiciele ośrodków naukowych oraz polskich uczelni leśnych.

Za dotychczasowy wkład pracy na rzecz Zimowej Szkoły Leśnej oraz jej powodzenie merytoryczne i organizacyjne składam wszystkim Członkom Rady Programowej oraz Komitetu Organizacyjnego wyrazy serdecznej wdzięczności.

Wszystkich zainteresowanych zachęcamy do odwiedzania strony internetowej Szkoły znajdującej się pod adresem <http://www.zsl.ibles.pl/> oraz profilu Facebook (<https://www.facebook.com/szkolazimowa>), gdzie znajdują Państwo wszystkie istotne informacje o dotychczasowych oraz przyszłych Sesjach.

Przewodniczący Rady Programowej
Zimowej Szkoły Leśnej



dr hab. Krzysztof Stereńczak, prof. IBL

BLOK I.
SESJA WPROWADZAJĄCA

*Timo Vesala¹, Jyri Seppälä², Antti Kilpeläinen³, Tero Heinonen³,
Markku Ollikainen⁴, Timo Pukkala³*

¹ Instytut Badań Atmosfery i Systemu Ziemi, Wydział Nauk Ścisłych, Uniwersytet w Helsinkach, Finlandia

² Fiński Instytut Ochrony Środowiska, Helsinki, Finlandia

³ Uniwersytet Wschodniej Finlandii, Joensuu, Finlandia

⁴ Uniwersytet w Helsinkach, Helsinki, Finlandia

timo.vesala@helsinki.fi, jyri.seppala@syke.fi, antti.kilpelainen@uef.fi, tero.heinonen@uef.fi, markku.ollikainen@helsinki.fi, timo.pukkala@uef.fi

Czy pozyskanie drewna zwiększa pochłanianie dwutlenku węgla przez lasy?

WSTĘP

W niniejszej pracy analizowano wpływ pozyskiwania drewna na składowanie i pochłanianie dwutlenku węgla. Wyjaśniono podstawowe pojęcia i wielkości, zwłaszcza różnicę między pochłanianiem biologicznym a pochłanianiem netto oraz jednoznaczność zależności między pochłaniaczem a magazynowaniem. Rozważono zarówno pojedynczy drzewostan w południowej Finlandii, jak i lasy zagospodarowane w całej Finlandii, stosując dwa odpowiednie modele. Podkreślono, że zmiany w magazynowaniu węgla nie determinują wpływu na klimat, który zależy także od produktów końcowych wytworzonych z drewna.

KONCEPCJE, SYMULACJE I WYNIKI

Często uważa się, że użytkowanie lasów jest konieczne, aby utrzymać wysoki poziom pochłaniania dwutlenku węgla. Opiera się to na słusznym przekonaniu, że lasy zagospodarowane znajdujące się w fazie intensywnego wzrostu są najefektywniejszym, biologicznym pochłaniaczem dwutlenku węgla. Jednak sam pochłaniacz biologiczny nie określa wszystkich zmian w magazynowaniu węgla w lesie. Dokładniejszą wielkością do określania zmian w składowaniu jest pochłanianie netto dwutlenku węgla. Obok pochłaniania biologicznego obejmuje ono również węgiel wytransportowany z lasu w wyniku pozyskania drewna. Wartość pochłaniania netto zależy w dużym stopniu od okresu czasu. Zmiana magazynowania zależy jednoznacznie od średniej wartości pochłaniania netto w danym okresie.

Jednostką magazynowania są na przykład tony węgla na hektar (ha) lasu. Jednostką pochłaniania byłyby tony węgla na hektar w ciągu jednego roku, gdyby taki właśnie okres czasu brano pod uwagę. W tym przypadku pochłaniacz wskazywałby, o ile zwiększyło się składowanie w ciągu jednego roku. Jeśli las jest źródłem netto (pochłaniaczem ujemnym), wówczas całkowite składowanie maleje. Magazynowanie natomiast nigdy nie może mieć wartości ujemnych.

Definicje podstawowych wielkości są następujące:

WYMIANA WĘGLA = ogólnie odnosi się do przenoszenia węgla do drzew i gleby oraz poza nie, w wyniku procesów biologicznych i działań człowieka w pewnym okresie.

Zgodnie z najczęściej stosowaną konwencją oznaczania, ujemna wymiana węgla oznacza pochłaniacz węgla. Dodatnia wymiana oznacza źródło.

Zawsze istnieje pewna ilość węgla zmagazynowanego w drzewach i glebie. Pochłanianie i składowanie mają następującą jednoznaczną zależność:

POCHŁANIANIE = ZMIANA SKŁADOWANIA / CZAS

Wartość składowania jest zawsze większa od zera, ale jego zmiana może być większa lub mniejsza od zera. W pierwszym przypadku pochłaniacz jest dodatni, a w drugim – ujemny, czyli las jest źródłem emisji węgla.

Odpowiednio:

ZMIANA SKŁADOWANIA = POCHŁANIANIE × CZAS

Wartość wielkości „czas” jest długością wybranego okresu czasu. W najkrótszym przypadku może to być nawet jeden dzień w niektórych rodzajach pomiarów pochłaniania. Często jest to rok lub dłużej, w zależności od badanego elementu i zastosowanej metody.

BIOLOGICZNA WYMIANA WĘGLA = WĘGIEL WYEMITOWANY Z GLEBY I ZNAJDUJĄCY SIĘ NAD NIĄ W WYNIKU ROZKŁADU - WĘGIEL POBRANY W PROCESIE WZROSTU ROŚLINNOŚCI

POCHŁANIANIE BIOLOGICZNE = -1 × BIOLOGICZNA WYMIANA WĘGLA

Naukowym synonimem biologicznej wymiany węgla jest wymiana netto ekosystemu, która jest równa produkcji netto ekosystemu (pochłanianie biologiczne węgla) pomnożonej przez -1.

WYMIANA WĘGLA NETTO = BIOLOGICZNA WYMIANA WĘGLA + ILOŚĆ POZYSKANEGO DREWNA

POCHŁANIANIE WĘGLA NETTO = -1 × WYMIANA WĘGLA NETTO

Jeśli wymiana węgla netto jest ujemna, to magazynowanie węgla w lesie wzrasta i las działa jako pochłaniacz węgla netto. Całkowita zmiana magazynowania (w wyniku procesów biologicznych i pozyskania drewna) w danym czasie jest równa pochłanianiu netto w tym okresie. Synonimem naukowym wymiany

węgla netto jest wymiana biomu netto, która jest równa produkcji biomu netto pomnożonej przez -1.

Wykorzystując te koncepcje, za pomocą modelu ekosystemu SIMA (Kellomäki i in. 2008) przeprowadzono symulację rozwoju magazynowania węgla w ciągu następnych 80 lat dla posadzonego lasu świerkowego (po zrębie zupełnym w wieku 80 lat) w południowej Finlandii. W rezultacie, magazynowanie węgla jest większe, gdy las ma ponad 20 lat. Jednak w przypadku zrębu, z lasu usuwana jest znaczna ilość węgla i musi upłynąć ponad 70 lat, zanim usunięty węgiel zostanie ponownie wchłonięty przez rosnące drzewa. W takim przypadku, las działa jako źródło węgla netto przez około 70 lat. Przeprowadzono również symulację sytuacji, w której las pozostaje bez wycinki w wieku 80 lat. Wówczas skumulowane pochłanianie dwutlenku węgla netto w ciągu następnych 80 lat jest wielokrotnie większe, ponieważ nie dochodzi do utraty węgla w wyniku wycinki. W rezultacie las gospodarczy ma mniejszą zdolność magazynowania węgla niż las naturalny.

Warto podkreślić, że ostateczny wpływ na klimat zależy od produktów drzewnych, które jednak nie mają jednak wpływu na zmiany ilości węgla składowanego w lesie, na czym skupiono się w niniejszej pracy.

Uwzględnienie pojedynczego drzewostanu nie daje pełnego obrazu bilansu węgla w fińskich lasach, ze względu na różnice w gatunkach drzew, lokalizacji w której rosną lasy i ich strukturze wiekowej. W związku z tym przeprowadzono również symulację wymiany węgla netto w całej Finlandii, wykorzystując regionalny model ekosystemu Monsu (Pukkala 2011). Wykonano symulację rozwoju składowania dwutlenku węgla przez lasy zagospodarowane przy obecnym poziomie pozyskania drewna (ok. 72 mln m³ rocznie) oraz przy poziomie pozyskania wynoszącym *in plus* lub *in minus* ok. 9 mln m³ rocznie przez okres 100 lat. Wyniki pokazują, że zmniejszenie pozyskania drewna spowodowałoby coroczne zwiększenie pochłaniania netto, co najmniej przez następne 100 lat. Działania na rzecz poprawy gospodarki leśnej, takie jak nawożenie i selektywna hodowla lasu, zmniejszyły straty w pochłaniaczu przy wyższym poziomie pozyskania drewna, ale nie zmieniły głównego wniosku przedstawionego powyżej. Wyniki te są podobne do wyników uzyskanych w innych modelach.

PODSUMOWANIE

Podsumowując, często wyrażane stwierdzenie, że pozyskiwanie drewna zwiększa pochłanianie dwutlenku węgla przez lasy w Finlandii już na przestrzeni 30–80 lat, jest błędne. Przeprowadzono symulację rozwoju zasobów węgla w lasach przy różnych poziomach pozyskania drewna w perspektywie 80–100 lat. Analiza wykazała, że stałe zwiększanie poziomu pozyskania drewna w stosunku do obecnego

średniego rocznego poziomu 72 mln m³, zmniejszy pochłanianie dwutlenku węgla przez lasy co najmniej do końca tego stulecia, w porównaniu ze scenariuszem, w którym pozyskanie drewna utrzymuje się na obecnym poziomie. Alternatywnie, gdyby poziom pozyskania drewna został zmniejszony, spowodowałoby to zwiększenie pochłaniania dwutlenku węgla przez lasy fińskie w tym stuleciu. Często uważa się, że pozyskanie drewna zwiększa pochłanianie dwutlenku węgla przez las w perspektywie średnioterminowej (30–80 lat), co uzasadnia twierdzenie, że pozyskanie drewna jest korzystne dla klimatu. Takie podejście jest błędne: ilość drewna usuniętego z lasów zmniejsza zasoby węgla w lesie przez długi czas. Pełny wpływ na klimat wymagałby również uwzględnienia zmian w zasobach węgla w produktach drewnopochodnych oraz efektów substytucji produktów i paliw drewnopochodnych.

Summary

Timo Vesala, Jaana Bäck, Tuomo Kalliokoski

Institute for Atmospheric and Earth System Research (INAR)/Physics, INAR/Forest Sciences, University of Helsinki, Finland

{timo.vesala, jaana.back, tuomo.kalliokoski}@helsinki.fi

Does harvesting increase carbon sink of forests?

We provide an overview what is the role of forests in carbon and water cycles and how forests are linked to climate change also by exchange of energy and forming aerosol particles. The concepts of carbon sink and storage are clarified. The land-use change and socio-economic aspects are briefly discussed. The climate neutrality of forest-based bioenergy and related public discourse is discussed. The focus is in boreal region and in Europe but global view is also included.

LITERATURA

- Kellomäki S., Peltola H., Nuutinen T., Korhonen K.T., Strandman H. 2008. Sensitivity of managed boreal forests in Finland to climate change, with implications for adaptive management. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, 363(1501): 2339–2349. <http://doi.org/10.1098/rstb.2007.2204>.
- Pukkala T. 2011. Optimizing forest management in Finland with carbon subsidies and taxes. *Forest Policy and Economics*, 13(6): 425–434.

Andrzej M. Jagodziński

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, Kórnik
amj@man.poznan.pl

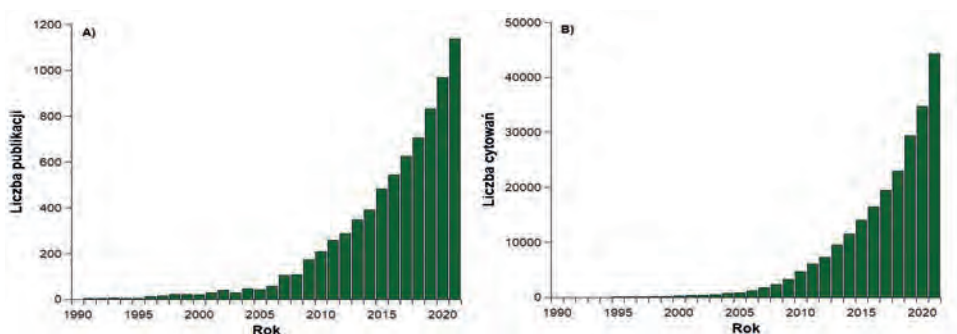
Różnorodność biologiczna ekosystemów leśnych a zmiany klimatyczne

WSTĘP

Różnorodność biologiczna od wielu lat jest jednym z najpopularniejszych zagadnień, na których koncentruje się uwaga naukowców i całych społeczeństw. Termin ten rozpatrywany jest nie tylko w kontekście obecnego jej stanu, ale także w odniesieniu do historii oraz przewidywanej przyszłości. Ekosystemy leśne są rezerwuarem różnorodności biologicznej, swoistym jej sanktuarium. Las jest z kolei dynamicznym tworem przyrody, w którym – jak pisał prof. Jan Jerzy Karpiński – są zespolone w niepodzielną całość układem zależności, powiązań i wzajemnych wpływów: określona roślinność z przeważającym udziałem form drzewiastych, związane z nią liczne gatunki oraz wykorzystywane przez nie podłoże geologiczne, gleba, woda i klimat. Las podlega nieustannym przemianom uwarunkowanym oddziaływaniem czynników tak zewnętrznych, jak i wewnętrznych, a ponadto jego części składowe wzajemnie na siebie wpływają i są powiązane mniej lub bardziej widocznymi zależnościami. Funkcje przyrodnicze pełnione przez lasy, zwane także ochronnymi bądź ekologicznymi, obejmują stabilizujący wpływ lasów na szeroko rozumiane środowisko. Wywierają one regulujący wpływ na stosunki wodne w przyrodzie, przy czym same są olbrzymim rezerwuarem wody, kształtują klimat globalny oraz mikroklimat, są ważnym czynnikiem glebotwórczym oraz zapobiegają erozji gleb, a także wpływają na poprawę warunków produkcji rolniczej. Nie ulega wątpliwości, iż lasy chronią nas przed negatywnymi skutkami rozwoju cywilizacji opartej na przemyśle, a także przed klęskami żywiołowymi, choć w ostatnich latach, również w Polsce, widać, iż lasy same stają się ich ofiarami. Lasy są ważnymi rezerwuarami węgla, który gromadzony jest zarówno w biomasie, jak i glebie. Rolę lasów trudno zatem przecenić. W dobie antropocenu na lasy, a zatem także na leśną różnorodność biologiczną, wpływać może wiele zagrożeń, w tym zmiana klimatu (Frelich 2016; Kundzewicz 2016; Reich 2018; Jagodziński 2022).

Badania różnorodności biologicznej znalazły trwałe miejsce w działalności naukowej, a wiedza o mechanizmach ją determinujących jest stale poszerzana. W bazie

danych Web of Science™ Clarivate do końca 2021 roku umieszczono blisko 55 tysięcy not bibliograficznych artykułów naukowych, w których tytułach, abstraktach lub słowach kluczowych użyto jednocześnie terminów klimat (climate*), zmiana (change*) oraz las (forest*), a spośród nich 14% dotyczyło także różnorodności biologicznej (biodiversity). Zdecydowana większość z nich przyporządkowana została do czterech kategorii: ekologia (Ecology), nauki o środowisku (Environmental Sciences), ochrona różnorodności biologicznej (Biodiversity Conservation) oraz leśnictwo (Forestry). Pierwsze trzy wymienione słowa kluczowe tylko w 2021 roku pojawiły się jednocześnie w blisko 7 tysiącach artykułów zamieszczonych w tej bazie, a wraz z terminem „różnorodność biologiczna” – w ponad 1100 artykułach (ryc. 1A). Od lat 90. ubiegłego wieku odnotowujemy wyraźny wzrost liczby artykułów naukowych poświęconych wpływowi globalnej zmiany klimatu na różnorodność biologiczną ekosystemów leśnych, a także wzrastającą liczbę cytowań tychże prac w innych artykułach (ryc. 1B). W 2021 roku publikacje o tej tematyce cytowane były w bazie Web of Science™ Clarivate blisko 45 tysięcy razy, a w zbiorze danych z lat 1945-2022 – blisko 250 tysięcy razy.



Rycina 1. Liczba publikacji (A) opublikowanych w latach 1990–2021 oraz liczba cytowań (B) tych prac w czasopiśmie indeksowanych przez Web of Science™ Clarivate. W zestawieniu ujęto publikacje, w których użyto jednocześnie następujących terminów: climate*, change*, forest* oraz biodiversity

RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNA

Różnorodność biologiczna doczekała się wielu definicji, w szerokim sensie oznacza bogactwo i zmienność (rozmaitość) form życia na Ziemi (McAllister 1991). Jest to zatem zróżnicowanie żywych organizmów, a także współtworzonych przez nie układów (systemów) ekologicznych. Bogactwo to, rozpatrywane w aspekcie strukturalnej i funkcjonalnej różnorodności życia, jest bezcenne, a w istotnym stopniu leży w interakcjach, spośród których tylko część jest nam stosunkowo dobrze znana (Gliwicz 1992; Yankelevich 2007). Definicja ta jest zatem bardzo pojemna,

dlatego też, jeśli uwzględnimy dużą złożoność biosfery to okazuje się, iż wymaga ona uszczegółowienia (głównie z praktycznych względów). Stąd też rozpatruje się ją na trzech podstawowych poziomach: genetycznym, gatunkowym oraz ekosystemowym (Van Dyke 2008). W odniesieniu do stopnia poznania różnorodności biologicznej na pewnym obszarze można zauważyć, iż na ogół jest ona najlepiej rozpoznana na poziomie gatunkowym (liczba gatunków, a w nieco mniejszym stopniu – ich liczebność), a na poziomie genetycznym i ekosystemowym zdecydowanie słabiej. Najbardziej elementarnym poziomem różnorodności biologicznej jest różnorodność genetyczna, która stanowi fundament zarówno różnorodności gatunkowej, jak i ekosystemowej. Współcześnie analizuje się ją poprzez różnorodność wariantów tego samego genu występującego w konkretnych populacjach bądź też poprzez analizę stopnia heterozygotyczności, a także – najrzadziej – poprzez analizę wybranych, reprezentatywnych fragmentów genomu lub jego całości u konkretnych gatunków. Różnorodność gatunkową z kolei określać można poprzez różnorodność gatunków flory, fauny czy też bioty grzybów i mikroorganizmów występujących na określonym obszarze, podając wykazy obecnych na nim gatunków lub też taksonów (grup systematycznych) innej rangi (różnorodność taksonomiczna). Istotnym jest, by analizując różnorodność gatunkową uwzględniać także frekwencje poszczególnych gatunków oraz liczebność taksonów w obrębie grupy systematycznej. Najrzadziej analizowanym, m.in. ze względu na trudność w matematycznym ujęciu oraz brak powszechnie akceptowanych sposobów mierzenia, jest poziom różnorodności ekosystemowej, obejmującej zróżnicowanie warunków siedliskowych oraz ekosystemów (układów ekologicznych) występujących w ich obrębie (Adamski 2007). Różnorodność genetyczna, gatunkowa i ekosystemowa są ze sobą powiązane (ryc. 2).

Dla przyrodników niezwykle interesującym jest pytanie o liczbę gatunków występujących na Ziemi (May 1988). To wciąż aktualne pytanie (np. Ødegaard 2000; Joppa i in. 2011; May 2011; Mora i in. 2011). Naukowcy opisali dotychczas ok. 2 mln gatunków. Niektórzy badacze szacują, że może ich być na Ziemi od 3, poprzez 10 czy 20, a na 100 mln kończąc, choć istnieją także prace, w których usiłowano doprecyzować tę globalną wartość, wciąż tak niepewną (np. Sweetlove 2011). Trudno zatem precyzyjnie wypowiedzieć się na temat współczesnego tempa wymierania gatunków (ekstynkcji) w sytuacji, gdy nie mamy pełnej wiedzy o tym bogactwie (Tollefson 2019). Na przykład w naszych badaniach (Cazzolla Gatti i in. 2022), wykorzystując dane o rozmieszczeniu ok. 38 mln drzew, wykazaliśmy, że na świecie żyje ich ok. 73 300 gatunków. Do tej pory dane literaturowe potwierdzały istnienie 64 100 gatunków, a zatem ok. 9 200 gatunków drzew czeka jeszcze na odkrycie, z czego ok. 40% w Ameryce Południowej. W skali analizowanych kontynentów największym bogactwem gatunkowym charakteryzowała się właśnie

Ameryka Południowa, a blisko 1/3 światowego bogactwa gatunkowego drzew składa się z gatunków rzadkich. Z licznych danych literaturowych wynika zaś, że niemal codzienne opisywane są nowe gatunki. W samej tylko Europie w latach 2001–2010 naukowcy opublikowali 10 tys. prac, w których zamieszczono opisy nowych gatunków (Costello i in. 2013). Niestety, wiele gatunków nas otaczających jest zagrożonych wyginięciem. Informują nas o tym chociażby europejskie czerwone listy gatunków publikowane przez Międzynarodową Unię Ochrony Przyrody (IUCN).



Rycina 2. Model ogólny różnorodności biologicznej wraz z jej poziomami i interakcjami zachodzącymi pomiędzy nimi

O różnorodności biologicznej w konkretnym miejscu na Ziemi decyduje wiele czynników, m.in.:

- historia biosfery,
- heterogeniczność przestrzeni (pionowa i pozioma),
- interakcje międzygatunkowe,
- warunki siedliskowe (klimat i gleba w konkretnych warunkach położenia geograficznego i topograficznego),
- zaburzenia (naturalne i antropogeniczne) oraz
- produktywność układów ekologicznych (energia) (np. Hawkins i in. 2006; Stawicka i in. 2006; Jenkins i in. 2013).

Różnorodność biologiczna jest współcześnie silnie zagrożona, a działalność człowieka jest dla niej szczególnie niebezpieczna (np. Maxwell i in. 2016). Obecnie obserwujemy wzmożone wymieranie gatunków na Ziemi, które określamy mianem tzw. VI masowego wymierania gatunków (Cafaro 2015; Ceballos i in. 2020; Cowie i in. 2022). Za ekstynkcje gatunków odpowiadają w głównej mierze następujące czynniki:

- nadmierna eksploatacja zasobów,
- rolnictwo,
- rozwój aglomeracji miejskich, czyli urbanizacja,

- gatunki inwazyjne,
- gradacje szkodników owadzych i choroby wywoływane przez grzyby patogeniczne,
- zanieczyszczenia środowiska oraz
- zmiana klimatu.

ZMIANA KLIMATU I JEJ WYBRANE NASTĘPSTWA

Klimat to ogół zjawisk pogodowych na danym obszarze w okresie wieloletnim, określany jest na podstawie długoterminowych obserwacji przebiegów stanów pogodowych z wykorzystaniem wyników pomiarów meteorologicznych (Woś 1993). Jak piszą autorzy raportu „Klimat Polski 2020” z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego, „obserwowana od około 170 lat współczesna zmiana klimatu, będąca konsekwencją działalności człowieka, bezsprzecznie przybiera rozmiary, jakich nie obserwowano wcześniej na Ziemi w czasie, odkąd zamieszkuje ją gatunek ludzki. Ta bezsprzeczność związana jest z tempem zmian. Nigdy wcześniej bowiem nie następowały one tak szybko w tak krótkim czasie. Ponadto nigdy wcześniej żadna ze zmian klimatu nie zagrażała tak dużej populacji ludzkiej, obejmującej obecnie 7,8 mld ludzi. Na początku XX wieku wielkość populacji zamieszkującej Ziemię była szacowana na 1,45 mld, a około 1750 roku, czyli w chwili rozpoczęcia ery przemysłowej, wynosiła zaledwie 750 mln”.

Globalna zmiana klimatu niesie szereg następstw, m.in.:

- następuje wzrost globalnej temperatury,
- zimne dni i noce, a także przymrozki, stają się rzadsze,
- pokrywa lodowa i śnieżna ulega redukcji,
- zmniejsza się okres, w którym gleba jest zamrożona, kurczy się także zasięg kriosfery,
- wzrasta poziom mórz i oceanów,
- wydłuża się czas trwania susz,
- kurczą się zasoby wodne wód słodkich na lądach,
- wzrasta częstotliwość i czas trwania fal upałów, w tym tych niebezpiecznych dla życia i zdrowia człowieka,
- wzrasta częstotliwość burz i nawałnic oraz silnych wiatrów, a także innych ekstremalnych zjawisk pogodowych,
- wzrasta udział opadów nawałnych w sumie opadów atmosferycznych,
- zanikają mżawki i kapuśniaczki,
- zwiększa się powierzchnia lądów objętych suszami i pustynnieniem,
- wydłuża się okres wegetacyjny, itd.

Obserwowane zmiany nie są jednak jednorodne na całej Ziemi, a odczuwanie zmian klimatu i ich następstw jest zróżnicowane geograficznie (porównaj z Popkiewicz i in. 2019).

Zmiana klimatu wywiera wpływ na różnorodność biologiczną i to na każdy z podstawowych jej poziomów. W licznych pracach naukowych wykazano związek współczesnych zmian klimatu ze zmianami naturalnych zasięgów geograficznych roślin, zwierząt i grzybów oraz granic ekosystemów, które współtworzą, ze zmianami w cyklach reprodukcyjnych oraz czasem trwania okresu wegetacyjnego, a także kompleksowy wpływ na interakcje międzygatunkowe. W kontekście ekosystemów leśnych szczególnie istotne są przewidywane zmiany zasięgów geograficznych drzew, one bowiem nie tylko decydują o fizjonomii tychże ekosystemów, ale także poprzez determinowanie warunków siedliskowych dla innych gatunków wpływają w sposób kompleksowy na ich funkcjonowanie (Dyderski i in. 2018; Jagodziński i in. 2020). Empiryczne dane potwierdzają przesuwanie się granic zasięgów gatunków w kierunku północnym (przy równoczesnej utracie zasięgu na południu), a w górach – w kierunku wyższych położeń. Zmiany te wiążą się z kolei ze zmianami zasięgów patogenów oraz szkodliwych owadów, i to nie tylko gatunków obcych, ale i rodzimych (Frankel 2008; Sturrock i in. 2011; Linnakoski i in. 2017). Istnieją dane potwierdzające, iż wzrostowi temperatury towarzyszą zmiany biologii gatunków owadów, np. przyspieszenie cykli rozwojowych, a także zwiększenie liczby generacji w ciągu roku (Jaworski i Hilszczański 2013; Pureswaran i in. 2018; Jactel i in. 2019). Może mieć to swoje następstwa w pogorszeniu zdrowotności drzewostanów, szczególnie w sytuacji osłabienia kondycji drzewostanów wynikającej z długotrwałych okresów susz. Badania wskazują także na to, że zmiany klimatu mają związek ze wzmocnieniem szkodliwego oddziaływania owadów, które nie były uważane do tej pory za mające gospodarcze znaczenie (np. *Neodiprion sertifer* w Finlandii czy *Thaumetopoea pityocampa* w Hiszpanii), a łagodne zimy mogą prowadzić do wzrostu porażenia dębów przez patogeny grzybowe z rodzaju *Erysiphe* (Virtanen i in. 1996; Marçais i Desprez-Loustau 2014; Gazol i in. 2019). Badania fenologiczne roślin drzewiastych prowadzone w różnych ośrodkach naukowych Europy potwierdzają bezpośredni wpływ zmian klimatu na czas trwania, w tym rozpoczęcia i zakończenia, poszczególnych faz fenologicznych (Chmielewski i Rötzer 2001; Badeck i in. 2004). Zmiany te wykazują silny związek z funkcjonowaniem organizmów, których aktywność przypada (a zatem jest uzależniona) na różne okresy rozwoju drzew w sezonie wegetacyjnym. Zmiany zasięgów geograficznych drzew w następstwie m.in. zmiany klimatu będą prowadziły także do przeobrażeń składów gatunkowych drzewostanów i lasów (Dyderski i in. 2018; Puchałka i in. 2021). Analiza składów gatunkowych ekosystemów leśnych Europy wskazuje na zwiększający się udział gatunków ciepłolubnych (termofilnych) kosztem gatunków preferujących warunki, gdzie panują niższe temperatury.

Globalna redukcja różnorodności biologicznej i zmiana klimatu są ze sobą powiązane, ale rzadko ocenia się sprzężenia zwrotne między nimi. Obszary o większej różnorodności gatunkowej drzew są zazwyczaj bardziej produktywne (Liang i in. 2016) i stanowią układy ekologiczne retencjonujące więcej dwutlenku węgla pochłanianego z atmosfery, natomiast redukcja różnorodności biologicznej może je ograniczać pod kątem pochłaniania CO₂ i magazynowania węgla. Zdaniem Mori i in. (2021) ograniczenie emisji gazów cieplarnianych mogłoby pomóc w utrzymaniu różnorodności drzew, a tym samym w uniknięciu redukcji o 9–39% pierwotnej produkcji biomasy w różnych biomach, co mogłoby nastąpić w ciągu najbliższych 50 lat. Kraje, dla których przewiduje się, że poniosą największe straty ekonomiczne w wyniku zmian klimatu, mogą odnieść największe korzyści z zachowania różnorodności gatunkowej drzew i produkcji pierwotnej, co przyczyni się do łagodzenia zmian klimatycznych. Wyniki te podkreślają możliwość osiągnięcia potrójnej wygranej, tj. dla klimatu, różnorodności biologicznej i społeczeństwa, a także, że te wspólne korzyści powinny być głównym celem programów zwiększania powierzchni zajmowanej przez lasy (zalesianie). W ciągu ostatnich dwóch dekad włożono wiele wysiłku w wykazanie wpływu różnorodności biologicznej na funkcjonowanie ekosystemów, a pozytywny wpływ różnorodności na procesy zachodzące w ekosystemie (np. produktywność) został dobrze udokumentowany (Hisano i in. 2018). Dlatego cytowani autorzy przewidują, że te pozytywne efekty różnorodności biologicznej mogą być wykorzystane w strategiach gospodarki leśnej jako rozwiązanie pozwalające ograniczyć negatywny lub wzmocnić pozytywny wpływ zmian klimatycznych na funkcjonowanie ekosystemów. Należy również zauważyć, że funkcjonowanie ekosystemów może wpływać także na różnorodność biologiczną. Zależność ta może być zarówno pozytywna, jak i negatywna, a nawet liniowa lub nieliniowa. Badania z wykorzystaniem technik modelowania integracyjnego wskazują na to, że bogactwo gatunkowe ma pozytywny wpływ na produktywność układu ekologicznego.

W aspekcie historycznym lasy rozwijały się doświadczając takich zaburzeń jak susza, silne wiatry powodujące wiatrołomy i wiatrowały, gradacje owadów, choroby infekcyjne oraz pożary. Jednak współczesne lasy na całym świecie coraz częściej muszą sobie radzić z intensyfikacją czynników stresogennych związanych z działalnością człowieka, które wpływają na ich stan, zarówno bezpośrednio poprzez ich wycinanie i karczowanie, jak i pośrednio poprzez zmiany klimatu, zanieczyszczenie powietrza i gatunki inwazyjne. Te nowe czynniki zakłócające zmieniają zbiorowiska leśne i powodują, że parametry charakteryzujące warunki środowiskowe wykraczają poza zakresy, w których wyewoluowały obecne lasy, a zmiany pojawiają się zbyt szybko, by mogły za nimi nadążyć ewolucyjne procesy adaptacyjne (Lloret i in. 2012). Przyszłość lasów na świecie będzie zatem

zależać od przebiegu reakcji złożonych systemów leśnych na liczne czynniki stresogenne w skali od lokalnej do globalnej, nie tylko na globalną zmianę klimatu (Jagodziński 2022). Zmiana klimatu może być rozpatrywana jako taki właśnie czynnik stresowy lub zaburzenie (Szwagrzyk 2016). Czynniki stresogenne można ogólnie podzielić na trzy podstawowe kategorie, tj. klimat, czynniki biotyczne oraz człowiek, pomiędzy którymi istnieje wiele interakcji. Na przykład pożary, wywoływane przez człowieka, są bardziej dotkliwe i częściej powodują śmierć podczas ekstremalnych susz. Podobnie, drzewo znajdujące się w stanie stresu wywołanego suszą może mieć mniej rezerw i łatwiej ulec szkodliwym owadom czy grzybom patogenicznym, których cykle rozwojowe także modyfikowane są zmianami klimatu (Trumbore i in. 2015).

Zmiana klimatu stanowi istotne zagrożenie dla lasów na świecie. Odporność drzew na czynniki klimatyczne obniża się, gdy przekroczone zostaną specyficzne dla gatunku progi tolerancji. Szczególnie negatywne konsekwencje wywołują susze. Doprowadzają one do osłabienia kondycji drzew, czyniąc je wrażliwymi na negatywne oddziaływanie czynników biotycznych, tj. szkodników owadzych oraz grzybów patogenicznych, co w konsekwencji prowadzi do śmierci drzew i całych drzewostanów (Jagodziński i in. 2021). Wyniki badań naukowych dotyczących wpływu globalnej zmiany klimatu na funkcjonowanie ekosystemów leśnych wskazują, iż doprowadzą one do wyraźnych przemian lasów. Zmienione warunki klimatyczne mogą z jednej strony doprowadzić do lokalnego wymierania konkretnego gatunku drzewa, występującego aktualnie na danym terenie, z drugiej zaś strony umożliwią innym gatunkom, które aktualnie na danym obszarze nie występują, także w skali lokalnej, na osiedlenie się na takich „opuszczonych” siedliskach, co będzie skutkowało zmianami lokalnej różnorodności gatunkowej drzew tworzących drzewostany. Mimo że istnieją badania dostarczające cennych informacji na temat potencjalnych zagrożeń stojących przed dominującymi w Europie gatunkami drzew, to wciąż brakuje nam kompleksowej oceny tego, w jaki sposób i w jakim stopniu składy gatunkowe europejskich lasów zmieniają się w wyniku globalnej zmiany klimatu. Stąd pojawia się pytanie, czy jesteśmy, jako społeczeństwo, przygotowani na wdrożenie działań adaptacyjnych już teraz. Interesujących danych o poziomie naszego przygotowania dostarczają wyniki badań ankietowych ujęte w publikacji Sousa-Silva i in. (2018), które wskazują, iż:

- poziom adaptacji do zmiany klimatu w gospodarce leśnej jest porównywalny we wszystkich krajach europejskich,
- respondenci są w pełni świadomi zmian klimatu i są zaniepokojeni ich skutkami,
- wiedza ta nie przekłada się jednak na konkretne działania adaptacyjne,
- brak wiedzy i informacji jest główną przeszkodą w podejmowaniu działań adaptacyjnych.

Szczególnym niepokojem napawa widok zamierających drzew i lasów. Wzrost śmiertelności drzew w wyniku globalnej zmiany klimatu odnotowywany jest na całym świecie, a zainteresowanie badaczy tą tematyką stale rośnie. Na przykład badania Breshearsa i in. (2005) pokazują zamieranie roślinności leśnej w skali regionalnej na terenie południowo-zachodniej Ameryki Północnej w latach 2002–2003 jako reakcję na suszę i wysokie temperatury, a w konsekwencji i gradacją korników. Autorzy dowiedli, że po 15 miesiącach trwania wyczerpującej suszy zamarło powyżej 90% dominującego w drzewostanach gatunku drzewa – *Pinus edulis*, współtworzącego z jałowcem zbiorowiska leśne. Chociaż bezpośrednią przyczyną śmierci większości drzew była inwazja korników, to ogniska zamierania są ściśle związane ze stresem wodnym wywołanym suszą, skutkującym zaprzestaniem transpiracji i fotosyntezy u *P. edulis*. Autorzy podkreślają, iż ich wyniki kwestionują paradygmat dynamiki roślinności zachodzącej pod wpływem zmiany klimatu, który koncentruje się głównie na zmianach obserwowanych na marginesie zasięgu geograficznego gatunku i granicach ekotonów. Podwyższone temperatury w połączeniu z wielodekadowymi suszami prowadzą do rozległych i szybkich zmian w roślinności (Breshears i in. 2005), a stres termiczny i stres suszy mogą znacząco wpływać na skład gatunkowy, strukturę i biogeograficzne rozmieszczenie lasów na Ziemi. Odnotowywane są, szczególnie niepokojące, wzrosty śmiertelności drzew związane ze zmieniającym się klimatem, które wynikają ze stresu fizjologicznego oraz interakcji z takimi procesami, jak gradacje owadów oraz pożary. Pomimo tego ryzyka, dzisiejsze przewidywania śmiertelności drzew opierają się na modelach, którym brakuje funkcjonalnie realistycznych mechanizmów śmiertelności, a dotychczas nie podjęto próby prześledzenia obserwacji śmiertelności drzew spowodowanej zmianami klimatu na całym świecie. Na przykład Allen i in. (2010) opracowali pierwszą na świecie globalną ocenę śmiertelności drzew, którą przypisać można suszy oraz stresowi cieplnemu. Chociaż epizodyczna śmierć drzew występuje także przy braku zmiany klimatu, to zebrane wyniki sugerują, że przynajmniej niektóre z zalesionych obszarów lądowych świata reagują na zmianę klimatu, a obserwacje te budzą obawy, że lasy mogą stawać się coraz bardziej podatne na te czynniki kształtujące śmiertelność nawet w środowiskach, które zwykle nie są ograniczone pod względem dostępu do zasobów wody. W Europie śmiertelność lasów z powodu suchych i ciepłych warunków w latach 1990 i 2000 odnotowano w regionach Morza Śródziemnego, w tym zwiększoną śmiertelność wśród wielu gatunków drzewiastych w Hiszpanii, zwiększoną śmiertelność gatunków dębów, jodły, świerka, buka i sosny we Francji po ekstremalnej fali upałów i suszy latem 2003 roku oraz wzrost śmiertelności sosny zwyczajnej w pobliżu południowych granic zasięgu tego gatunku w Szwajcarii i we Włoszech. Poważna susza w 2000 roku zabiła wiele jodeł *Abies cephalonica* w Grecji kontynentalnej

i sosen *Pinus halapensis* subsp. *brutia* – najbardziej tolerancyjnego na suszę gatunku sosny śródziemnomorskiej – we wschodniej Grecji. Dalej na północ, letnia susza w połączeniu ze stresorami biotycznymi została powiązana ze śmiertelnością dębu *Quercus robur* w Polsce (Siwecki i Ufnalski 1998) oraz świerka *Picea abies* w południowo-wschodniej Norwegii (Solberg 2004). Współcześnie obserwujemy wzmożenie negatywnych skutków susz, prowadzących do zamierania drzewostanów nie tylko w Europie.

Zamieranie dorosłych drzew może doprowadzić do zmian w ekosystemie znacznie szybciej aniżeli stopniowe przejście z jednej do drugiej fazy rozwojowej drzewostanu napędzane regeneracją i wzrostem drzew. Jeśli lasy zostaną „zmuszone” do nagłego dostosowania się do nowych warunków klimatycznych w związku z zamieraniem drzew i drzewostanów, będzie to rodziło wiele następstw zarówno ekologicznych, jak i społecznych. Stosunkowo szybkie zmiany mogą nastąpić w runie leśnym i wierzchniej warstwie gleby, które pozostają pod silnym wpływem dominujących gatunków drzew w drzewostanie, co wykazano w ekosystemach leśnych w różnym stopniu przekształconych w wyniku działalności człowieka (Knight i in. 2008; Skorupski 2010; Rawlik i in. 2018, 2021; Jagodziński i in. 2019). Ponadto możliwy jest także rozwój odmiennych od znanych dzisiaj układów ekologicznych dzięki nowym kombinacjom rodzimych i inwazyjnych gatunków drzew.

Susze w najbliższej przyszłości mają występować jeszcze częściej. W badaniach Debel i in. (2021) przeanalizowano reakcję ekosystemów leśnych na zmieniające się warunki klimatyczne w zróżnicowanym topograficznie regionie Bawarii w południowo-wschodnich Niemczech. W tym celu w ciągu ostatnich 50 lat badano relacje klimat – wzrost ważnych europejskich gatunków drzew liściastych i iglastych w trzech środkowych pasmach górskich. Przeprowadzono analizę zależności pomiędzy szerokościami słoju drzew a zmiennymi klimatycznymi w celu wykrycia modyfikacji w reakcjach drzew na zmienne klimatyczne porównując dwa 25-letnie okresy w poszczególnych obszarach leśnych. Badania dowiodły, że sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) okazała się najbardziej wrażliwa i najmniej odporna na suszę ze wszystkich badanych gatunków drzew. Podobnie świerk pospolity (*Picea abies*) i buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*) wykazały wyższą wrażliwość na suszę w ciągu ostatnich 25 lat, mimo że wydłużony sezon wegetacyjny częściowo poprawił wzrost drzew na wyższych wysokościach. Wszystkie badane gatunki drzew zostały dotknięte suszą, nawet w wilgotnych miejscach na dużych wysokościach. Korelacje z dziennymi zmiennymi klimatycznymi potwierdziły, że nawet krótkoterminowe niekorzystne warunki pogodowe mogą silnie wpływać na przyrost promieniowy drzew. Reakcje drzew na warunki klimatyczne znacznie się zmieniły między okresami przeszłymi i obecnymi, ale różnią się znacznie w zależności od stanowiska i są na ogół silniejsze w wilgotnych regionach niż na obszarach już suchych.

Drzewa wykształciły szereg mechanizmów adaptacyjnych, które umożliwiają im przetrwanie suszy, jednak aktualnie obserwowana zmiana klimatu jest zjawiskiem niezwykle dynamicznym, a możliwości adaptacyjne drzew i całych ekosystemów wydają się być ograniczone (Choat i in. 2018; Kijowska-Oberc i in. 2020).

Jedną z coraz pełniej udokumentowanych konsekwencji globalnej zmiany klimatu jest zmiana zasięgów geograficznych wielu gatunków (np. Cheaib i in. 2012; Rigling i in. 2013; Scherrer i in. 2017; Fekete i in. 2017; Paż-Dyderska i in. 2021; Anibaba i in. 2022). Co to może oznaczać dla różnorodności biologicznej ekosystemów leśnych? Zmiana warunków siedliskowych będzie skutkowała zmianami w składach gatunkowych drzewostanów, co z kolei wpłynie na składy gatunkowe całych ekosystemów leśnych. Taki kierunek przemian będzie szczególnie niebezpieczny dla gatunków wysoce wyspecjalizowanych, związanych z jednym rodzajem gospodarza. Na przykład badania niemieckich naukowców (Buras i Menzel 2019) obrazują projekcje składów gatunkowych lasów Europy w perspektywie lat 2061–2090 oraz dwóch scenariuszy zmian klimatycznych, RCP 4.5 oraz RCP 8.5. W badaniach ujęto zmiany dotyczące 26 najważniejszych europejskich gatunków drzew. Wyniki badań wskazują na istotne zmiany w składzie gatunkowym europejskich lasów. Autorzy wykazali, iż bogactwo gatunkowe lasów porastających niziny Śródziemnomorza oraz Europy Środkowej zmniejszy się, podczas gdy w lasach skandynawskich oraz środkowoeuropejskich, położonych w wyższych wysokościach n.p.m., ulegnie zwiększeniu. Ze względu na zmieniające się zasięgi gatunków drzew i zazwyczaj długie okresy rotacji (często przekraczające 100 lat), lasy muszą być dostosowywane do przewidywanych warunków klimatycznych poprzez zmianę strategii zarządzania i wybór lepiej dostosowanych, a tym samym bardziej odpornych gatunków drzew. Uzyskane wyniki wskazują na wyraźne zmiany we względnym prawdopodobieństwie częstotliwości występowania analizowanych gatunków, szczególnie w przypadku scenariusza zmiany klimatu RCP 8.5. Na przykład, w odniesieniu do sosny *P. sylvestris*, świerka *P. abies*, buka *F. sylvatica* oraz dębu *Q. robur* przeprowadzone analizy wskazały na malejące prawdopodobieństwo występowania w przyszłości tych gatunków w południowych szerokościach geograficznych i w niższych położeniach górskich. Opierając się na malejącym prawdopodobieństwie występowania, dane dla sosny wskazują na jej odwrót z Europy Środkowej i Południowo-Wschodniej i przejście do wyższych wzniesień w Alpach i Karpatach, a także do Europy Północnej. To samo zaobserwowano w przypadku świerka. Jednak dla tego gatunku odwrót wydawał się jeszcze bardziej wyraźny, tj. dla scenariusza RCP 8.5 całkowicie zniknął on z nizin Europy Środkowej z ostatnimi refugiami w Alpach i Karpatach, a także w Skandynawii na północ od 60° szerokości geograficznej. Projekcje dla buka zwyczajnego wskazują również na migrację w kierunku północnym, tj. prawdopodobieństwo

częstości występowania znacznie obniżyło się na dużych obszarach Europy Środkowej, ale wzrosło w południowej Skandynawii. Wreszcie, przewiduje się, że dąb szypułkowy wycofa się ze swoich najbardziej wysuniętych na południe miejsc, takich jak duże części Francji i Kotliny Panońskiej i zwiększy swoją częstość występowania w południowej Skandynawii. W sytuacji, gdy dla sosny i świerka wykazano przewidywaną redukcję rzędu 5 (RCP 4.5) do 15% (RCP 8.5) średniego względnego prawdopodobieństwa częstości występowania w całej Europie, to buk i dąb w tych projekcjach zachowały swoje średnie względne prawdopodobieństwo częstości występowania w obu scenariuszach. Przedstawione prognozy wskazują, że buk reaguje wyraźniejszą redukcją częstości występowania w Europie Środkowej w porównaniu z dębem szypułkowym, chociaż oba gatunki były stosunkowo mniej dotknięte zmianami w porównaniu do sosny i świerka. Pomimo możliwego prawdopodobieństwa utraty zajmowanych dzisiaj siedlisk, te cztery gatunki drzew pozostały najliczniejsze w całej Europie. Gatunki drzew o dużym wzroście (2–6%) prawdopodobieństwa częstości występowania to *Quercus ilex*, *Pinus pinaster*, *P. halepensis*, *P. nigra*, *Castanea sativa* i *Q. pubescens*, z których wszystkie rozszerzają swój obecny zasięg występowania od Morza Śródziemnego do Europy Środkowej. Natomiast „podupadające” gatunki charakteryzowały się głównie migracją na północ ich zasięgu geograficznego, a nie powiększeniem zasięgu (Buras i Menzel 2019). Interesujących wyników dostarcza także praca Walentowskiego i in. (2017). Autorzy wykazali, że lasy dębowe i bukowe, które dominują na Wyżynie Frankońskiej w południowych Niemczech nie dotarły jeszcze do granicy klimatycznej swojego rozwoju. Badacze twierdzą, że zwłaszcza dąb *Quercus petraea* może utrzymać się w podwyższonych temperaturach, podczas gdy dla buka wzrost temperatury musi być rekompensowany znacznym wzrostem ilości letnich opadów atmosferycznych. Dane literaturowe wskazują jednak na znaczną wrażliwość buka na cieplejszy i suchszy klimat. Zdaniem cytowanych autorów, dąb szypułkowy i jesion wyniosły mogą przetrwać dalszy wzrost temperatury na glebach gliniastych i wilgotnych, zapewniających dobre zaopatrzenie w wodę oraz makro- i mikroelementy. Najlepiej przystosowanymi do cieplejszego i znacznie suchszego klimatu na Wyżynie Frankońskiej gatunkami domieszkowymi są *Acer campestre*, *Sorbus torminalis*, *S. aria*, *Ulmus minor* i *Tilia platyphyllos*. Zdaniem autorów powinny one odgrywać istotniejszą rolę w zakładanych dzisiaj uprawach, które z kolei w przyszłości mają tworzyć odporniejsze na zmianę klimatu ekosystemy lasów mieszanych. Autorzy podkreślają także, że dzisiejsze zalecenia dotyczące kierunków zarządzania ekosystemami leśnymi, oczywiście głównie drzewostanami i ich składami gatunkowymi, opierają się na modelach, które mają jednak pewne ograniczenia. Do takich analiz należy włączyć zmienne ekofizjologiczne. Również badania Dyderskiego i in. (2018) potwierdzają, iż zmiana klimatu

wpływie na zmiany zasięgów geograficznych głównych gatunków lasotwórczych Europy. W tychże analizach uwzględniono 12 gatunków drzew (w tym cztery gatunki obcego pochodzenia), 19 zmiennych bioklimatycznych oraz trzy scenariusze zmian klimatu w perspektywie 2100 roku, tj. optymistyczny (RCP 2.6), pośredni (RCP 4.5) oraz pesymistyczny (RCP 8.5). Wyniki tych badań umożliwiły podział analizowanych gatunków na dwie zasadnicze grupy (w perspektywie roku 2070), tj. na te, które skorzystają na zmieniających się warunkach klimatycznych (tzw. zwycięzcy: *Abies alba*, *F. sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Q. robur*, *Q. petraea*) oraz na te, których powierzchnia optimum klimatycznego się skurczy (tzw. przegrani: *Betula pendula*, *Larix decidua*, *P. abies*, *P. sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*). Żaden z analizowanych gatunków nie oprze się zmianie klimatu. Warto podkreślić, że podział ten opiera się jedynie na zmiennych klimatycznych, nie uwzględnia oddziaływania czynników biotycznych. Badania te wykazały generalny trend: przesuwanie się zasięgów geograficznych w kierunku północnym, a także utratę zasięgów na południu. Warto wspomnieć, iż po znaczącym poszerzeniu bazy danych, na której wykonano analizy dla robinii akacjowej (*R. pseudoacacia*), wykazano, iż redukcja powierzchni optimum klimatycznego dla tego gatunku nastąpi wcześniej (2050) niż to wynikało z wcześniejszych naszych badań (Dyderski i in. 2018; Puchałka i in. 2021).

W pewnym stopniu redukcji występowania ww. gatunków drzew (kurczeniu się zajmowanego areалу) można przeciwdziałać stosując np. metodę wspomaganą migracją (Gray i in. 2011). Może ona przybierać różne formy i służyć realizacji różnych celów, tak przyrodniczych, jak i gospodarczych. Aby uniknąć strat ekonomicznych w przemyśle drzewnym, źródła nasion i populacje (np. genotypy) drzew mogą być przemieszczane w obrębie ich obecnego zasięgu lub z obecnego zasięgu na odpowiednie obszary położone tuż poza nim, aby dotrzymać kroku zmieniającym się warunkom (np. ocieplaniu się klimatu). Przeniesienie na tereny znacznie wykraczające poza obecny zasięg geograficzny jest rozwiązaniem redukującym prawdopodobieństwo wyginięcia gatunku. Ryzyko może być bardzo różne dla różnych form wspomaganą migracją, ale prawdopodobnie wzrasta wraz z odległością migracji (Williams i Dumroese 2013; Sang i in. 2021).

Ciekawych danych dostarczyły wyniki projektu MOTIVE (MOdels for Adaptive forest Management), realizowanego w latach 2009–2013. Realizatorzy tych badań założyli, że zmiana klimatu będzie wywierała silny wpływ na funkcjonowanie drzewostanów tworzonych przez różne gatunki drzew w Europie, a także na konkurencję między nimi. Badania przeprowadzone w Finlandii wykazały, że zmiany klimatu mogą co prawda prowadzić do lokalnego zmniejszenia przyrostu drzew, ale na poziomie całego kraju może on wzrosnąć o 44% w ciągu XXI wieku. Obserwacje i symulacje wskaźników łagodzenia skutków zmiany klimatu

dla drzew sugerują, że tylko szybko rosnące gatunki drzew wczesnych etapów sukcesyjnych będą w stanie „śledzić” i nadążać za zmianami klimatu. Badania, w których symulowano zmiany składu i zasięgu lasów w Europie i na poziomie globalnym przy użyciu różnych scenariuszy klimatycznych i użytkowania gruntów, sugerują przesunięcia zasięgów gatunków drzew do wyższych położeń i migrację lasów borealnych na północ. Przewiduje się, że udział drzew liściastych w Europie wzrośnie w XXI wieku we wszystkich scenariuszach klimatycznych, podczas gdy udział drzew iglastych zmniejszy się, pomimo rozszerzenia zasięgów na północ w Europie Północnej. W ramach omawianych badań zakrojonego na szeroką skalę zintegrowanego projektu adaptacyjnej gospodarki zastosowano szereg modeli (empirycznych, hybrydowych i procesowych) w analizie wpływu zmian klimatu na 38 europejskich gatunków drzew. Wyniki tych badań pokazują, że można oczekiwać, iż gatunki bardziej odporne na suszę, takie jak *Q. petraea*, *Q. pubescens* i *P. sylvestris*, staną się częstsze na niższych wysokościach w całej Europie, podczas gdy inne gatunki, takie jak buk (*F. sylvatica*), klon jawor (*Acer pseudoplatanus*), lipa (*Tilia*), wiąz (*Ulmus*) lub jodła (*Abies alba*) prawdopodobnie odnotują dalsze zmniejszenie zasięgu. Oczekuje się, że gatunki z regionów (sub) śródziemnomorskich, takie jak *Q. ilex*, *Ostrya carpinifolia* i *Q. suber*, rozszerzą swoje zasięgi na północ. Przewiduje się również, że różne gatunki sosen znacznie rozszerzą swój zasięg. Niektóre gatunki, takie jak sosna zwyczajna (*P. sylvestris*), mogą być zdaniem autorów tego projektu narażone na pośrednie zagrożenia ze strony owadów i grzybów, a nie bezpośrednio na zagrożenia wynikające wyłącznie ze zmian klimatu.

Przytoczone przykłady wpływu zmiany klimatu na zasięgi geograficzne drzew, jakkolwiek stosunkowo spójne w ogólnym ujęciu, wskazują na to, że w zależności od przyjętego modelu i włączonych zmiennych wyniki mogą się różnić dla konkretnego gatunku i grup gatunków. Przewidywane zmiany zasięgów geograficznych drzew wpłyną znacząco na strukturę lasów. Takie zmiany będą wywierały wpływ również na funkcjonowanie ekosystemów leśnych i usługi, jakie te ekosystemy świadczą. Niezwykle istotną rolę w zachowaniu lasów może odegrać poznanie roli plastyczności gatunków drzew w reakcji na zmianę klimatu.

Zmiana składu gatunkowego drzewostanu pociąga za sobą kolejne zmiany. Interesujących wyników w tym zakresie dostarczyli m.in. Mueller i in. (2016), którzy analizowali bogactwo gatunkowe bezkręgowców glebowych w 30-letnich drzewostanach 14 różnych gatunków drzew (na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Siemianicach Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu). Drzewa te zostały posadzone w doświadczeniu typu „common garden”, w jednorodnych warunkach siedliskowych, po wyciętym drzewostanie sosnowym. Okazuje się, że każdy gatunek drzewa w tak krótkim czasie przekształcił swoje środowisko

w inny, właściwy sobie sposób. Gatunek drzewa w drzewostanie determinował m.in. skład gatunkowy i liczebność bezkręgowców glebowych. Analizy te poszerzyły wcześniejsze dane z tego samego obiektu badawczego, a odnoszące się do drapieżnych roztoczy glebowych z rzędu Mesostigmata (Skorupski 2010). Konsekwencje wymiany gatunków w drzewostanach w wyniku zmiany klimatu mogą być zatem bardzo duże dla całych ekosystemów, przekształceniu ulec może bowiem sieć troficzna w takim systemie. Potwierdzają to także badania Steidingera i in. (2019), którzy analizowali 28 tysięcy gatunków drzew, ich status symbiotyczny (typ związku symbiotycznego) oraz liczne zmienne środowiskowe, wykazując, że w skali globalnej w perspektywie 2070 roku i przyjętego w badaniach scenariusza zmian klimatycznych możemy spodziewać się ok. dziesięcioprocentowej redukcji liczby drzew tych gatunków, które nawiązują symbiozy z grzybami ektomykoryzowymi, przy największej redukcji w strefie przejściowej między lasami borealnymi a lasami strefy umiarkowanej. Tych kilka przykładów powinno uzmysłowić to, że w układzie ekologicznym jego elementy są ze sobą powiązane, i choć nie zawsze w pełni rozumiemy te interakcje, to ich istnienie zapewnia jego funkcjonowanie.

PODSUMOWANIE

Ochrona różnorodności biologicznej jest poważnym wyzwaniem XXI wieku nie tylko ze względu na nasilające się negatywne skutki globalnej zmiany klimatu. Warunki życia na Ziemi we wcześniejszych epokach, oczywiście z pominięciem katastrof przyrodniczych rozpatrywanych w ujęciu globalnym, zmieniały się dość wolno, ewoluowały pod wpływem naturalnych czynników przyrodniczych. Ekspansja człowieka skutkuje natomiast nieobserwowanym wcześniej poziomem przekształceń środowiska, a tempo tego procesu jest niezwykle szybkie. Przewidywania wskazują, iż wpływ zmian klimatycznych na różnorodność biologiczną będzie zróżnicowany w zależności od rozpatrywanego regionu. Najgroźniejszych przemian możemy się spodziewać na dalekiej północy, a także na terenach górskich. Regiony te są miejscami występowania licznych gatunków o bardzo wąskich zakresach wymagań ekologicznych, a brak alternatywnych siedlisk, do których mogłyby migrować, stanowi realne dla nich zagrożenie. Możemy zadać pytanie, czy ewolucja organizmów może przebiegać równolegle na tyle sprawnie, by nadążyć za tak szybko zachodzącymi przeobrażeniami środowiska ich życia? Każdy gatunek reaguje inaczej na wszelkie zmiany zachodzące w jego otoczeniu, ponieważ różne gatunki mają różne wymagania siedliskowe, a także zdolności adaptacyjne. Spowodowane zmianami klimatu zmiany w strukturze zbiorowisk mogą wpłynąć na regionalną różnorodność gatunków nie tylko negatywnie, ale także pozytywnie. Różnorodność biologiczna na poziomie regionalnym może wzrosnąć

wraz z przesunięciami składu gatunkowego wywołanymi zmianami klimatu, jeśli liczba gatunków imigrujących, na co „pozwolą” zmiany klimatu, przewyższy liczbę gatunków lokalnie wymierających. Opracowanie perspektywicznych i prawdopodobnych kierunków oraz nasilenia zmian różnorodności biologicznej wymagać będzie uwzględnienia wielu czynników wpływających jednocześnie na organizmy żywe i tworzone przez nie zbiorowiska, a zarządzanie zasobami przyrodniczymi musi się opierać na doborze rozwiązań wynikających z jednoczesnego uwzględnienia specyfiki czynników biologicznych, społecznych, a także ekonomicznych. Nie jest wykluczone, iż ekosystemy leśne mniej przekształcone niż obecnie, często charakteryzujące się zredukowanym składem gatunkowym drzewostanów do jednego czy dwóch gatunków drzew dobranych przez człowieka, a przy tym pozbawione wody w wyniku zaplanowanego w przeszłości i zrealizowanego odwodnienia, w większym stopniu oparłyby się zmianie klimatu.

Skala przekształcenia przez ludzkość zasobów przyrodniczych Ziemi, w tym także lasów, jest bez wątpienia bardzo duża. W związku z tym, iż na każdy układ ekologiczny oddziałuje jednocześnie wiele czynników wewnętrznych i zewnętrznych, o różnej sile i znaczeniu, to przy rozważaniu wpływu jednego czynnika (np. zmiany klimatu) nie można zapominać, że pozostałe mogą wzmacniać bądź łagodzić jego negatywne oddziaływanie. Na przykład z silnych zaburzeń w ekosystemach leśnych chętnie „korzystają” gatunki obce, szczególnie zaś inwazyjne – co wynika w dużej mierze z ich właściwości biologicznych, w wyniku czego zubażają one rodzime układy ekologiczne i zagrażają rodzimym gatunkom (np. Dyderski i Jagodziński 2016, 2018). Globalnej zmianie klimatu przypisuje się faworyzowanie gatunków inwazyjnych. A przecież nie miałyby to miejsca, gdyby nie fakt, że to człowiek odpowiada za wprowadzanie gatunków obcych na obszary poza ich naturalnymi zasięgami geograficznymi.

Różnorodność biologiczna jest wartością samą w sobie, stąd też należy podejmować wszelkie możliwe działania, by ją chronić. Wśród współczesnych rozwiązań, celem których ma być ochrona różnorodności biologicznej, wymienić można m.in.:

- wzrost łączności (odtworzenie korytarzy ekologicznych, usunięcie barier ograniczających dyspersję, lokalizacja rezerwatów w bliskiej odległości, wzrost lesistości),
- włączenie prognozowanych skutków zmian klimatycznych do zadań ochronnych w lasach gospodarczych, a także lasach o szczególnie wysokiej wartości przyrodniczej,
- łagodzenie innych zagrożeń (gatunki inwazyjne, gradacje owadów, choroby infekcyjne, fragmentacja siedlisk, zanieczyszczenie środowiska),
- badanie reakcji gatunków na zmianę klimatu na poziomie fizjologicznym, behawioralnym czy demograficznym,

- translokacje gatunków (ochrona *ex situ*),
- wzrost liczby rezerwatów przyrody (szerzej – obszarów chronionych) oraz ich powierzchni wraz z powiększaniem stref buforowych wokół nich oraz tworzeniem sieci funkcjonalnie i przestrzennie powiązanych rezerwatów,
- wzmocnienie programów monitoringowych (gatunków i siedlisk),
- wzrost różnorodności genetycznej i gatunkowej w gospodarce leśnej,
- inicjowanie długoterminowych badań reakcji gatunków na zmianę klimatu,
- przywracanie zdegradowanych obszarów naturalnych i zachowanie istniejących nienaruszonych obszarów dzikiej przyrody (zalesienia, unikanie wylesień i degradacji lasów, odtwarzanie i ochrona mokradeł),
- włączanie różnorodności biologicznej do głównego nurtu polityki, w tym polityki ekologicznej państwa,
- wyeliminowanie niezrównoważonych wzorców konsumpcji (Heller i Zavaleta 2009; Shin i in. 2022).

Summary

Andrzej M. Jagodziński

Institute of Dendrology, Polish Academy of Sciences, Kórnik, Poland
amj@man.poznan.pl

Biodiversity of forest ecosystems in the light of climate change

Climate change on Earth, considered in historical terms, manifested itself, among others, by periods of warming and cooling, having a significant impact on the functioning of the biosphere. Currently observed climate change, combined with the effects of human activities, and particularly with increased greenhouse gas emissions to the atmosphere as a result of industrial activities, including combustion of fossil fuels, are, however, characterized by much greater intensity and impact on the biosphere (as well as the economy and the society). There is a lot of empirical evidence in the scientific literature confirming the impacts of global climate change. The most frequently mentioned are: increase in global temperature, less frequent frosts and cold days and nights in most land areas, significant reduction of ice and snow cover, shortening the period of soil freezing, increase in sea and ocean levels, more frequent and longer periods of droughts, reduction of fresh water resources, extended duration of heat waves and increase in their frequency, increase in frequency of sudden atmospheric phenomena (storms, strong winds) and extreme weather events, changes in distribution of precipitation during the year with an observed increase in the share of heavy rains in the total precipitation, absence of low-intensity precipitation (i.e. drizzle), etc. These changes directly and indirectly affect the functioning of entire ecological systems and their individual components.

Climate change has an impact on biodiversity at each of its basic levels - genetic, species and ecosystem levels. Numerous scientific papers have shown the relationship between current climate change and changes in the natural geographical ranges of plants, animals and fungi, as well as the boundaries of the ecosystems they co-create, with changes in reproductive cycles and duration of the growing season, as well as a comprehensive impact on interspecies interactions. In the context of forest ecosystems, the predicted changes in geographical ranges of trees are particularly important, because they not only determine the physiognomy of these ecosystems, but also by determining habitat conditions for other species, they comprehensively affect their functioning. Empirical data confirm the shift of the range borders of species towards the northern direction (with simultaneous loss of the range in the south), and in the mountains - towards higher elevations.

These changes, in turn, are associated with changes in the extent of pathogens and harmful insects, and not only alien but also native species. There are data confirming that the increase in temperature is accompanied by changes in the biology of insect species,

e.g. acceleration of life cycles, as well as an increase in the number of generations per year. This may imply decline in health condition of stands, especially in the situation of weakened condition of the stands resulting from long periods of drought. Research also indicates that climate change is associated with enhancing the harmful effects of insects that were not previously considered to be of economic importance (e.g. *Neodiprion sertifer* in Finland or *Thaumetopoea pityocampa* in Spain), and mild winters can lead to increased infestation of oaks by fungal pathogens of the genus *Erysiphe*. Phenological studies of woody plants carried out in various scientific centers around Europe confirm the direct impact of climate change on duration, including the beginning and the end, of individual phenological phases. These changes show a strong relationship with the functioning of organisms whose activity falls (and therefore is dependent) on various periods of tree development during the growing season. Changes in the geographical ranges of trees as a result of, among others, climate change, will also lead to modifications in the species composition of forests. The analysis of species compositions of European ecosystems indicates an increasing share of thermophilic species at the expense of species with higher tolerance to low temperatures.

Research results indicate that climate change, if it follows the predictions of climate models, will enhance the rate of extinction of plant, animal and fungal species. Predictions indicate that the impact of climate change on biodiversity varies from region to region. The most extreme changes are to be expected in the far north, as well as in mountainous areas. These are areas of occurrence of numerous species with very narrow ecological requirements, and the lack of alternative habitats where they could migrate is a real threat to them.

Scientists also consider the consequences of such changes for the current approach to nature conservation and the most valuable (often understood as the rarest) ecological systems, when the decline of species and the communities they create, whose protection was behind the establishment of a protected area, is frequently noted. Moreover, the observed impacts of climate change on forest ecosystems will require a change in approach to forest resource management.

LITERATURA

- Adamski P. 2007. Czym jest bioróżnorodność i jej ekologiczne uwarunkowania. [W:] Grzegorzczak M. (red). Integralna Ochrona Przyrody. Instytut Ochrony Przyrody, Kraków. Ss. 45–49.
- Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J.-H., Allard G., Running S.W., Semerci A., Cobb N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4): 660–684.
- Anibaba Q.A., Dyderski M.K., Jagodziński A.M. 2022. Predicted range shifts of invasive giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) in Europe. *Science of the Total Environment*, 825: 154053.

- Badeck F.-W., Bondeau A., Böttcher K., Doktor D., Lucht W., Schaber J., Sitch S. 2004. Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist*, 162(2): 295–309.
- Breshears D.D., Cobb N.S., Rich P.M., Price K.P., Allen C.D., Balice R.G., Romme W.H., Kastens J.H., Floyd M.L., Belnap J., Anderson J.J., Myers O.B., Meyer C.W. 2005. Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(42): 15144–15148.
- Buras A., Menzel A. 2019. Projecting tree species composition changes of European forests for 2061-2090 under RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios. *Frontiers in Plant Science*, 9: 1986.
- Cafaro P. 2015. Three ways to think about the sixth mass extinction. *Biological Conservation*, 192: 387–393.
- Cazzolla Gatti R., Reich P.B., Gamarra J.G.P., Crowther T., Hui C., Morera A., Bastin J.-F., de-Miguel S., Nabuurs G.-J., Svenning J.-Ch., Serra-Diaz J.M., Merow C., Enquist B., Kamenetsky M., Lee J., Zhu J., Fang J., Jacobs D.F., Pijanowski B., Banerjee A., Giaquinto R.A., Alberti G., Almeyda Zambrano A.M., Alvarez-Davila E., Araujo-Murakami A., Avitabile V., Aymard G.A., Balazy R., Baraloto Ch., Barroso J.G., Bastian M.L., Birnbaum P., Bitariho R., Bogaert J., Bongers F., Bouriaud O., Brancalion P.H.S., Brearley F.Q., Broadbent E.N., Bussotti F., da Silva W.C., César R.G., Češljár G., Moscoso V.Ch., Chen H.Y.H., Cienciala E., Clark C.J., Coomes D.A., Dayananandan S., Decuyper M., Dee L.E., Pasquel J.D.A., Derroire G., Djuikouo M.N.K., Do T.V., Dolezal J., Đorđević I.Đ., Engel J., Fayle T.M., Feldpausch T.R., Fridman J.K., Harris D.J., Hemp A., Hengeveld G., Herault B., Herold M., Ibanez T., Jagodzinski A.M., Jaroszewicz B., Jeffery K.J., Johannsen V.K., Jucker T., Kangur A., Karminov V.N., Kartawinata K., Kennard D.K., Kepfer-Rojas S., Keppel G., Khan M.L., Khare P.K., Kileen T.J., Kim H.S., Korjus H., Kumar A., Kumar A., Laarmann D., Labrière N., Lang M., Lewis S.L., Lukina N., Maitner B.S., Malhi Y., Marshall A.R., Martynenko O.V., Mendoza A.L.M., Ontikov P.V., Ortiz-Malavasi E., Camacho N.C.P., Paquette A., Park M., Parthasarathy N., Peri P.L., Petronelli P., Pfautsch S., Phillips O.L., Picard N., Piotto D., Poorter L., Poulsen J.R., Pretzsch H., Ramírez-Angulo H., Restrepo-Correa Z., Rodeghiero M., Rojas Gonzáles R.D., Rolim S.G., Rovero F., Rutishauser E., Saikia P., Salas-Eljatib Ch., Schepaschenko D., Scherer-Lorenzen M., Šebeň V., Silveira M., Slik F., Sonké B., Souza A.F., Stereńczak K.J., Svoboda M., Tadeoung H., Tchebakova N., Terborgh J., Tikhonova E., Torres-Lezama A., van der Plas F., Vásquez R., Viana H., Vibrans A.C., Vilanova E., Vos V.A., Wang H.-F., Westerlund B., White L.J.T., Wiser S.K., Zawila-Niedzwiecki T.,

- Zemagho L., Zhu Z.-X., Zo-Bi I.C., Liang J. 2022. The number of tree species on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(6): e2115329119.
- Ceballos G., Ehrlich P.R., Raven P.H. 2020. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the six mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(24): 13596–13602.
- Chebib A., Badeau V., Boe J., Chuine I., Delire C., Dufrêne E., François C., Gritti E.S., Legay M., Pagé C., Thuiller W., Viovy N., Leadley P. 2012. Climate change impacts on tree ranges: model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty. *Ecology Letters*, 15(6): 533–544.
- Chmielewski F.-M., Rötzer T. 2001. Response of tree phenology to climate change across Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 108: 101–112.
- Choat B., Brodribb T.J., Brodersen C.R., Duursma R.A., López R., Medlyn B.E. 2018. Triggers of tree mortality under drought. *Nature*, 558: 531–539.
- Costello M.J., May R.M., Stork N.E. 2013. Can we name Earth's species before they go extinct? *Science*, 339: 413–416.
- Cowie R.H., Bouchet P., Fontaine B. 2022. The sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97: 640–663.
- Debel A., Meier W.J.-H., Bräuning A. 2021. Climate signals for growth variations of *F. sylvatica*, *P. abies*, and *P. sylvestris* in southeast Germany over the past 50 years. *Forests*, 12(11): 1433.
- Dyderski M.K., Jagodziński A.M. 2016. Patterns of plant invasions at small spatial scale correspond with that at the whole country scale. *Urban Ecosystems*, 19: 983–998.
- Dyderski M.K., Jagodziński A.M. 2018. Drivers of invasive tree and shrub natural regeneration in temperate forests. *Biological Invasions*, 20 (9): 2363–2379.
- Dyderski M.K., Paź S., Frelich L.E., Jagodziński A.M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24: 1150–1163.
- Fekete I., Lajtha K., Kotroczó Z., Várbiro G., Varga C., Tóth J.A., Demeter I., Veperdi G., Berki I. 2017. Long-term effects of climate change on carbon storage and tree species composition in a dry deciduous forest. *Global Change Biology*, 23(8): 3154–3168.
- Frankel S.J. 2008. Forest plant diseases and climate change. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Climate Change Resource Center.
- Frelich L.E. 2016. Seven ways a warming climate can kill the boreal forest. [W:] Tomaszewski D., Jagodziński A.M. (red.). *Drzewa i lasy w zmieniającym się środowisku*. Konferencja naukowa. Kórnik-Poznań, 17-19 października 2016. Materiały konferencyjne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań. Ss. 38–47.

- Gazol A., Hernández-Alonso R., Camarero J.J. 2019. Patterns and drivers of pine processionary moth defoliation in Mediterranean mountain forests. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 458.
- Gliwicz J. 1992. Różnorodność biologiczna: nowa koncepcja ochrony przyrody. *Wiadomości Ekologiczne*, 38(4): 211–219.
- Gray L.K., Gylander T., Mbogga M.S., Chen P., Hamann A. 2011. Assisted migration to address climate change: recommendations for aspen reforestation in western Canada. *Ecological Applications*, 21(5): 1591–1603.
- Hawkins B.A., Diniz-Filho J.A.F., Jaramillo C.A., Soeller S.A. 2006. Post-Eocene climate change, niche conservatism, and the latitudinal diversity gradient of New World birds. *Journal of Biogeography*, 33(5): 770–780.
- Heller N.E., Zavaleta E.S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142(1): 14–32.
- Hisano M., Searle E.B., Chen H.Y.H. 2018. Biodiversity as a solution to mitigate climate change impacts on the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*, 93: 439–456.
- Jactel H., Koricheva J., Castagnyrol B. 2019. Responses of forest insect pests to climate change: not so simple. *Current Opinion in Insect Science*, 35: 103–108.
- Jagodziński A.M. 2022. Prognozowane problemy z utrzymaniem trwałości lasów wobec postępujących zmian klimatycznych. [W:] Szabla K. (red.). *Leśnictwo przyszłości*. Polskie Towarzystwo Leśne, Stare Jabłonki. Ss. 55–75.
- Jagodziński A.M., Dyderski M.K., Horodecki P., Knight K.S., Rawlik K., Szmyt J. 2019. Light and propagule pressure affect invasion intensity of *Prunus serotina* in a 14-tree species forest common garden experiment. *NeoBiota*, 46: 1–21.
- Jagodziński A.M., Pietras M., Dyderski M.K. 2020. Migracje drzew i grzybów mykoryzowych w wyniku przesuwania się stref klimatycznych. [W:] Burchard-Dziubińska M., Prandecki K. (red.). *Zmiana klimatu – skutki dla polskiego społeczeństwa i gospodarki*. Komitet Prognoz „Polska 2000 Plus” PAN, Warszawa. Ss. 75–96.
- Jagodziński A.M., Pietras M., Iszkuło G., Chmura D.J., Ratajczak E. 2021. W czasie suszy szosa sucha. A co się dzieje w lesie? *Forum Akademickie*, 5: 35–39.
- Jaworski T., Hilszczański J. 2013. The effect of temperature and humidity changes on insects development and their impact on forest ecosystems in the context of expected climate change. *Leśne Prace Badawcze*, 74(4): 345–355.
- Jenkins C.N., Pimm S.L., Joppa L.N. 2013. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(28): E2602–E2610.
- Joppa L.N., Roberts D.L., Pimm S.L. 2011. How many species of flowering plants are there? *Proceedings of the Royal Society B*, 278(1705): 554–559.

- Kijowska-Oberc J., Staszak A.M., Kamiński J., Ratajczak E. 2020. Adaptation of forest trees to rapidly changing climate. *Forests*, 11: 123.
- Knight K.S., Oleksyn J., Jagodzinski A.M., Reich P.B., Kasprovicz M. 2008. Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understory diversity and invasibility. *Diversity and Distributions*, 14 (4): 666–675.
- Kundzewicz Z.W. 2016. Zmiany klimatu i ich skutki – obserwacje, prognozy i adaptacja. [W:] Tomaszewski D., Jagodziński A.M. (red.). *Drzewa i lasy w zmieniającym się środowisku*. Konferencja naukowa. Kórnik-Poznań, 17-19 października 2016. Materiały konferencyjne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań. Ss. 77–91.
- Liang J., Crowther T.W., Picard N., Wiser S., Zhou M., Alberti G., Schulze E.-D., McGuire A.D., Bozzato F., Pretzsch H., de-Miguel S., Paquette A., Hérault B., Scherer-Lorenzen M., Barrett Ch.B., Glick H.B., Hengeveld G.M., Nabuurs G.-J., Pfautsch S., Viana H., Vibrans A.C., Ammer Ch., Schall P., Verbyla D., Tehebakova N., Fischer M., Watson J.V., Chen H.Y.H., Lei X., Schelhaas M.-J., Lu H., Gianelle D., Parfenova E.I., Salas Ch., Lee E., Lee B., Kim H.S., Bruelheide H., Coomes D.A., Piotta D., Sunderland T., Schmid B., Gourlet-Fleury S., Sonké B., Tavani R., Zhu J., Brandl S., Vayreda J., Kitahara F., Searle E.B., Neldner V.J., Ngugi M.R., Baraloto Ch., Frizzera L., Bałazy R., Oleksyn J., Zawila-Niedzwiecki T., Bouriaud O., Bussotti F., Finér L., Jaroszewicz B., Jucker T., Valladares F., Jagodzinski A.M., Peri P.L., Gonmadje Ch., Marthy W., O'Brien T., Martin E.H., Marshall A.R., Rovero F., Bitariho R., Niklaus P.A., Alvares-Loayza P., Chamuya N., Valencia R., Mortier F., Wortel V., Engone-Obiang N.L., Ferreira L.V., Odeke D.E., Vasquez R.M., Lewis S.L., Reich P.B. 2016. Positive biodiversity – productivity relationship predominant in global forests. *Science*, 354(6309): aaf8957.
- Linnakoski R., Forbes K.M., Wingfield M.J., Pulkkinen P., Asiegbu F.O. 2017. Testing projected climate change conditions on the *Endoconidiophora polonica* / *Norway spruce* pathosystem shows fungal strain specific effects. *Frontiers in Plant Science*, 8: 883.
- Lloret F., Escudero A., Iriondo J.M., Martínez-Vilalta J., Valladares F. 2012. Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology*, 18: 797–805.
- Marçais B., Desprez-Loustau M.-L. 2014. European oak powdery mildew: impact on trees, effects of environmental factors, and potential effects of climate change. *Annals of Forest Science*, 71: 633–642.
- Maxwell S.L., Fuller R.A., Brooks T.M., Watson J.E.M. 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536: 143–145.

- May R.M. 1988. How many species are there on Earth? *Science*, 241(4872): 1441–1449.
- May R.M. 2011. Why worry about how many species and their loss? *PLoS Biology*, 9(8): e1001130.
- McAllister D.E. 1991. What is biodiversity? *Canadian Biodiversity*, 1: 4–6.
- Mora C., Tittensor D.P., Adl S., Simpson A.G.B., Worm B. 2011. How many species are there on Earth and in the Ocean. *PLoS Biology*, 9(8): e1001127.
- Mori A.S., Dee L.E., Gonzalez A., Ohashi H., Cowles J., Wright A.J., Loreau M., Hautier Y., Newbold T., Reich P.B., Matsui T., Takeuchi W., Okada K., Seidl R., Isbell F. 2021. Biodiversity-productivity relationships are key to nature-based climate solutions. *Nature Climate Change*, 11: 543–550.
- Mueller K.E., Eisenhauer N., Reich P.B., Hobbie S.E., Chadwick O.A., Chorrover J., Dobies T., Hale C.M., Jagodziński A.M., Kałucka I., Kasprówicz M., Kieliszewska-Rokicka B., Modrzyński J., Rożen A., Skorupski M., Sobczyk Ł., Stasińska M., Trocha L.K., Weiner J., Wierzbička A., Oleksyn J. 2016. Light, earthworms, and soil resources as predictors of diversity of 10 soil invertebrate groups across monocultures of 14 tree species. *Soil Biology and Biochemistry*, 92: 184–198.
- Ødegaard F. 2000. How many species of arthropods? Ervin's estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society*, 71(4): 583–597.
- Paż-Dyderska S., Jagodziński A.M., Dyderski M.K. 2021. Possible changes in spatial distribution of walnut (*Juglans regia* L.) in Europe under warming climate. *Regional Environmental Change*, 21: 18.
- Popkiewicz M., Kardaś A., Malinowski Sz. 2019. *Nauka o klimacie*. Wydawnictwo Sonia Draga Sp. z o.o., Wydawnictwo Nieoczywiste – imprint GAB Media, Warszawa.
- Puchałka R., Dyderski M.K., Vítková M., Sádlo J., Klisz M., Netsvetov M., Prokopuk Y., Matisons R., Mionskowski M., Wojda T., Koprowski M., Jagodziński A.M. 2021. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) range contraction and expansion in Europe under changing climate. *Global Change Biology*, 27: 1587–1600.
- Pureswaran D.S., Roques A., Battisti A. 2018. Forest insects and climate change. *Current Forestry Reports*, 4: 35–50.
- Rawlik M., Kasprówicz M., Jagodziński A.M. 2018. Differentiation of herb layer vascular flora in reclaimed areas depends on the species composition of forest stands. *Forest Ecology and Management*, 409: 541–551.
- Rawlik M., Kasprówicz M., Jagodziński A.M., Kaźmierowski C., Łukowiak R., Grzebisz W. 2021. Tree species have a greater influence on species composition of the herb layer than soil texture on a forested post-mining area. *Land Degradation and Development*, 32: 2013–2024.

- Reich P. 2018. Plant traits and functional diversity: what do they tell us about the function of individuals, communities, and ecosystems? [W:] Tomaszewski D., Jagodziński A.M. (red.). *Biologia i ekologia roślin drzewiastych*. Konferencja naukowa połączona z obchodami Jubileuszu 85-lecia Instytutu Dendrologii PAN w Kórniku. Kórnik-Poznań, 11-15 czerwca 2018. Materiały konferencyjne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań. Ss. 38–50.
- Rigling A., Bigler C., Eilmann B., Feldmeyer-Christe E., Gimmi U., Ginzler C., Graf U., Mayer P., Vacchiano G., Weber P., Wohlgemuth T., Zweifel R., Dobbertin M. 2013. Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Global Change Biology*, 19(1): 229–240.
- Sang Z., Hamann A., Aitken S.N. 2021. Assisted migration poleward rather than upward in elevation minimizes frost risks in plantations. *Climate Risk Management*, 34: 100380.
- Scherrer D., Massy S., Meier S., Vittoz P., Guisan A. 2017. Assessing and predicting shifts in mountain forest composition across 25 years of climate change. *Diversity and Distributions*, 23(5): 517–528.
- Shin Y.-J., Midgley G.F., Archer E.R.M., Arneth A., Barnes D.K.A., Chan L., Hashimoto S., Hoegh-Guldberg O., Insarov G., Leadley P., Levin L., Ngo H.T., Pandit R., Pires A.P.F., Pörtner H.-O., Rogers A.D., Scholes R.J., Settele J., Smith P. 2022. Actions to halt biodiversity loss generally benefit the climate. *Global Change Biology*, 28: 2846–2874.
- Siwecki R., Ufnalski K. 1998. Review of oak stand decline with special reference to the role of drought in Poland. *European Journal of Forest Pathology*, 28: 99–112.
- Skorupski M. 2010. Influence of selected tree species on forest ecosystem biodiversity for the example of Mesostigmata mites in a common-garden experiment. *Rozprawy Naukowe 408*. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Poznań.
- Solberg S. 2004. Summer drought: a driver for crown condition and mortality of Norway spruce in Norway. *Forest Pathology*, 34: 93–104.
- Sousa-Silva R., Verbist B., Lomba Â. Valent P., Suškevičs M., Picard O., Hoogstra-Klein M., Cosofret W.-C., Bouriaud L., Ponette Q., Verheyen K., Muys B. 2018. Adapting forest management to climate change in Europe: Linking perceptions to adaptive responses. *Forest Policy and Economics*, 90: 22–30.
- Stawicka J., Szymczak-Piątek M., Wieczorek J. 2006. *Wybrane zagadnienia ekologiczne*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Steidinger B.S., Crowther T.W., Liang J., Van Nuland M.E., Werner G.D.A., Reich P.B., Nabuurs G.J., de-Miguel S., Zhou M., Picard N., Herault B., Zhao X., Zhang C., Routh D., Abegg M., Adou Yao C.Y., Alberti G., Almeyda Zambrano A., Alvarez-Davila E., Alvarez-Loayza P., Alves L.F., Ammrt Ch.,

- Antón-Fernández C., Araujo-Murakami A., Arroyo L., Avitabile V., Aymard G., Baker T., Bałazy R., Banki O., Barroso J., Bastian M., Bastin J.-F., Birigazzi L., Birnbaum P., Bitariho R., Boeckx P., Bongers F., Bouriaud O., Brancalion P.H.S., Brandl S., Brearley F.Q., Brienen R., Broadbent E., Bruelheide H., Bussotti F., Cazzolla Gatti R., Cesar R., Cesljar G., Chazdon R., Chen H.Y.H., Chisholm Ch., Cienciala E., Clark C.J., Clark D., Colletta G., Condit R., Coomes D., Cornejo Valverde F., Corral-Rivas J.J., Crim P., Cumming J., Dayanandan S., de Gasper A.L., Decuyper M., Derroire G., DeVries B., Djordjevic I., Iêda A., Dourdain A., Engone Obiang N.L., Enquist B., Eyre T., Fandohan A.B., Fayle T.M., Feldpausch T.R., Finér L., Fischer M., Fletcher Ch., Fridman J., Frizzera L., Gamarra J.G.P., Gianelle D., Glick H.B., Harris D., Hector A., Hemp A., Hengeveld G., Herbohn J., Herold M., Hillers A., Honorio Coronado E.N., Huber M., Hui C., Cho H., Ibanez T., Jung I., Imai N., Jagodzinski A.M., Jaroszewicz B., Johannsen V., Joly C.A., Jucker T., Karminov V., Kartawinata K., Kearsley E., Kenfack D., Kennard D., Kepfer-Rojas S., Keppel G., Khan M.L., Killeen T., Kim H.S., Kitayama K., Köhl M., Korjus H., Kraxner F., Laarmann D., Lang M., Lewis S., Lu H., Lukina N., Maitner B., Malhi Y., Marcon E., Marimon B.S., Marimon-Junior B.H., Marshall A.R., Martin E., Martynenko O., Meave J.A., Melo-Cruz O., Mendoza C., Merow C., Mendoza A.M., Moreno V., Mukul S.A., Mundhenk P., Nava-Miranda M.G., Neill D., Neldner V., Nevenic R., Ngugi M., Niklaus P., Oleksyn J., Ontikov P., Ortiz-Malavasi E., Pan Y., Paquette A., Parada-Gutierrez A., Parfenova E., Park M., Parren M., Parthasarathy N., Peri P.L., Pfautsch S., Phillips O., Piedade M.T., Piotto D., Pitman N.C.A., Polo I., Poorter L., Poulsen A.D., Poulsen J.R., Pretzsch H., Ramirez Arevalo F., Restrepo-Correa Z., Rodeghiero M., Rolim S., Roopsind A., Rovero F., Rutishauser E., Saikia P., Saner P., Schall P., Schelhaas M.-J., Schepaschenko D., Scherer-Lorenzen M., Schmid B., Schöngart J., Searle E., Seben V., Serra-Diaz J.M., Salas-Eljatib Ch., Sheil D., Shvidenko A., Silva-Espejo J., Silveira M., Singh J., Sist P., Slik F., Sonké B., Souza A.F., Stereńczak K., Svenning J.-Ch., Svoboda M., Targhetta N., Tchebakova N., ter Steege H., Thomas R., Tikhonova E., Umuñay P., Usoltsev V., Valladares F., van der Plas F., Van Do T., Vasquez Martinez R., Verbeeck H., Viana H., Vieira S., von Gadow K., Wang H.-F., Watson J., Westerlund B., Wiser S., Wittmann F., Wortel V., Zagt R., Zawila-Niedzwiecki T., Zhu Z.-X., Zo-Bi I.C., Peay K.G. 2019. Climatic controls of decomposition drive the global biogeography of forest-tree symbioses. *Nature*, 569: 404–408.
- Sturrock R.N., Frankel S.J., Brown A.V., Hennon P.E., Kliejunas J.T., Lewis K.J., Worrall J.J., Woods A.J. 2011. Climate change and forest diseases. *Plant Pathology*, 60: 133–149.
- Sweetlove L. 2011. Number of species on Earth tagged at 8.7 million. *Nature*, 23 August 2011. <https://doi.org/10.1038/news.2011.498>.

- Szwagrzyk J. 2016. Naturalne zaburzenia w dynamice ekosystemów leśnych – konsekwencje dla ochrony przyrody i dla leśnictwa. [W:] Tomaszewski D., Jagodziński A.M. (red.). Drzewa i lasy w zmieniającym się środowisku. Konferencja naukowa. Kórnik-Poznań, 17-19 października 2016. Materiały konferencyjne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań. Ss. 117–126.
- Tollefson J. 2019. One million species face extinction. *Nature*, 569: 171.
- Trumbore S., Brando P., Hartman H. 2015. Forest health and global change. *Science*, 349(6250): 814–818.
- Van Dyke F. 2008. *Conservation Biology. Foundations, Concepts, Applications*. Springer Science + Business Media B.V.
- Virtanen T., Neuvonen S., Nikula A., Varama M., Niemelä P. 1996. Climate change and the risks of *Neodiprion sertifer* outbreaks on Scots pine. *Silva Fennica*, 30(2-3): 169–177.
- Walentowski H., Falk W., Mette T., Kunz J., Bräuning A., Melnardus C., Zang Ch., Sutcliffe L., Leuschner Ch. 2017. Assessing future suitability of tree species under climate change by multiple methods: a case study in southern Germany. *Annals of Forest Research*, 60(1): 101–126.
- Williams M.I., Dumroese R.K. 2013. Preparing for climate change: forestry and assisted migration. *Journal of Forestry*, 111(4): 287–297.
- Woś A. 1993. Regiony klimatyczne Polski w świetle częstości występowania różnych typów pogody. *Zeszyty Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN 20*, Warszawa.
- Yankelevich S.N. 2007. What do we mean by biodiversity? *Ludus Vitalis*, 15(28): 45–68.

Michał V. Marek

Instytut Badań nad Zmianami Globalnymi, Czeska Akademia Nauk
marek.mv@czechglobe.cz

Wpływ zmian klimatycznych na produkcyjność lasów

WSTĘP

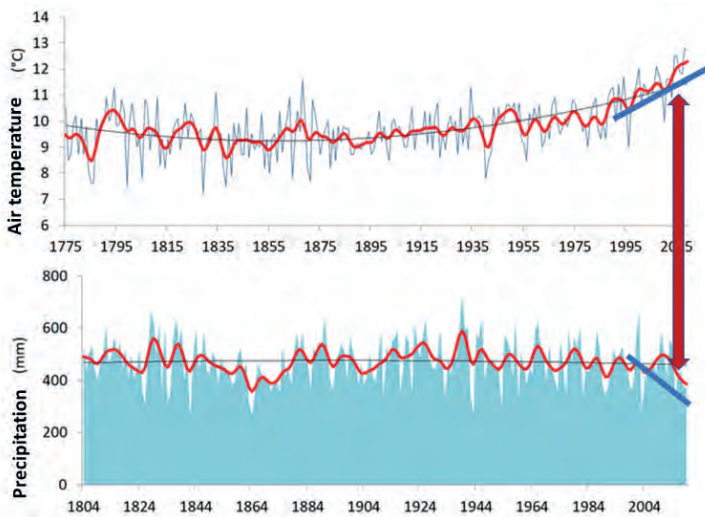
Lasy odgrywają bardzo ważną rolę w globalnym systemie lądowym. Znaczenie lasów związane jest z ich bardzo specyficznymi cechami, które odróżniają je od innych typów ekosystemów. Lasy są bardzo ważnym „graczem” w budżecie węgla w krajobrazie. Zajmują duże powierzchnie, drzewa są organizmami długowiecznymi, a więc są skutecznym integratorem lokalnych warunków środowiskowych. Drzewa w lasach, są organizmami autotroficznymi, „pompującymi” CO₂ z atmosfery do biomasy. Znaczna część zasymilowanego CO₂ jest odprowadzana przez korzenie do gleby. Lasy mogą więc stanowić niezwykle duży magazyn węgla – odpowiednio w biomasie i w glebie. Magazynowanie to opiera się na fizjologicznym procesie fotosyntezy, który jest silnie uzależniony od warunków środowiskowych (energia światła słonecznego, składniki odżywcze, woda). Globalne zmiany klimatu są związane ze zwiększoną zawartością gazów cieplarnianych w atmosferze, a następnie ze wzrostem temperatury. Wyższa temperatura powoduje zwiększoną ewapotranspirację. W związku z tym, bardzo prawdopodobne są konsekwencje indukowanego niedoboru wody.

Potencjalne ograniczenia w lasach będących pompami biologicznymi:

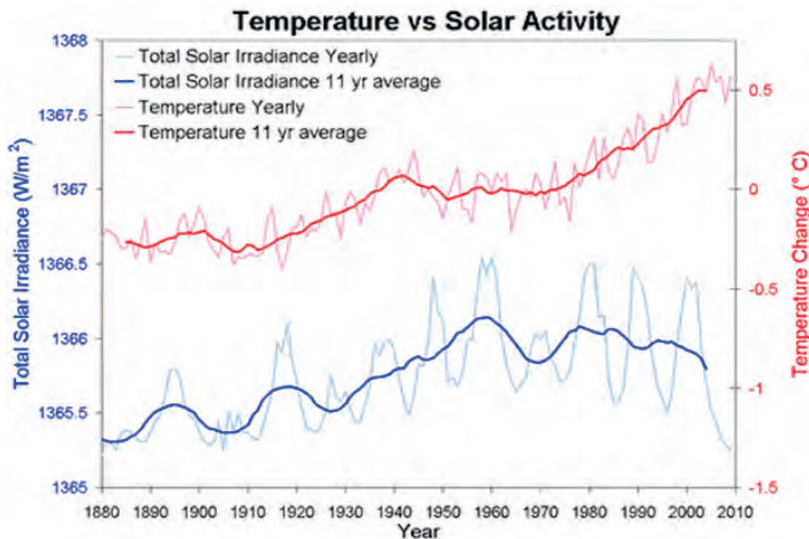
- pobór węgla jest silnie uzależniony od dopływu promieniowania słonecznego (ograniczenie w różnych regionach geograficznych),
- pobór węgla jest uzależniony od wydajności fotosyntezy; fotosynteza jest ograniczona przez podaż azotu w tkankach asymilacyjnych, środowisko lokalne, jakość siedliska oraz stan ontogenezy liści w okresie wegetacji,
- pobór węgla jest ściśle uzależniony od odpowiedniego zaopatrzenia w wodę,
- na pobieranie węgla w lesie duży wpływ ma fitotechnika leśna.

Które czynniki zmian globalnych są szczególnie ważne dla produkcji tych leśnych pomp węglowych?

- wzrost temperatury powietrza,
- zmiany w historycznych trendach temperatury powietrza i opadów atmosferycznych,
- stała zwiększona emisja paliw kopalnych.



Rycina 1. Wieloletni historyczny rejestr temperatury powietrza i rocznej sumy opadów (źródło: Brázdil i in. 2021)

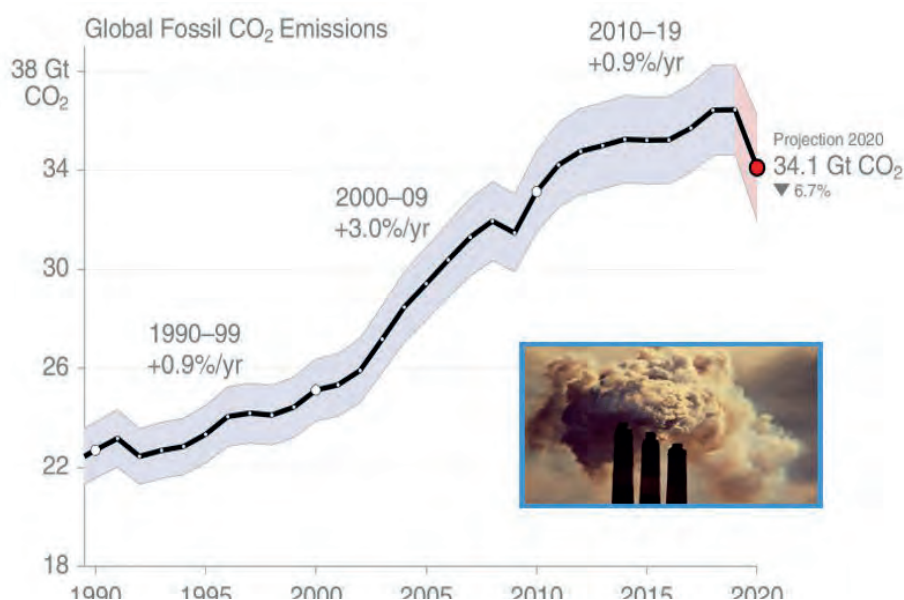


Rycina 2. Długoterminowy przebieg natężenia promieniowania słonecznego i temperatury (poniżej objaśnienia terminów użytych na wykresie)

Temperature vs Solar Activity – Temperatura a aktywność słoneczna; *Total Solar Irradiance Yearly* – Całkowite roczne natężenie promieniowania słonecznego; *Total Solar Irradiance 11 yr average* – Całkowite natężenie promieniowania słonecznego, średnia z 11 lat; *temperature Yearly* – Temperatura roczna; *Temperature 11 yr average* – Temperatura, średnia z 11 lat; *Total Solar Irradiance* – Całkowite natężenie promieniowania słonecznego; *Temperature Change* – Zmiana temperatury

Historyczny rejestr temperatury powietrza i opadów atmosferycznych dokumentuje stały wzrost temperatury. Całkowita roczna suma opadów nie wykazuje tendencji do zmian, ale pewne różnice między sumą opadów a temperaturą wskazują, że zwiększona część opadów jest bardzo szybko odparowywana. W związku z tym wyraźnie widać możliwość wystąpienia deficytu wody w otoczeniu. Nie odnotowano bezpośredniego wpływu promieniowania słonecznego na temperaturę Ziemi. Dlatego wzrost temperatury jest związany z innymi składnikami, tj. z zawartością gazów cieplarnianych w atmosferze.

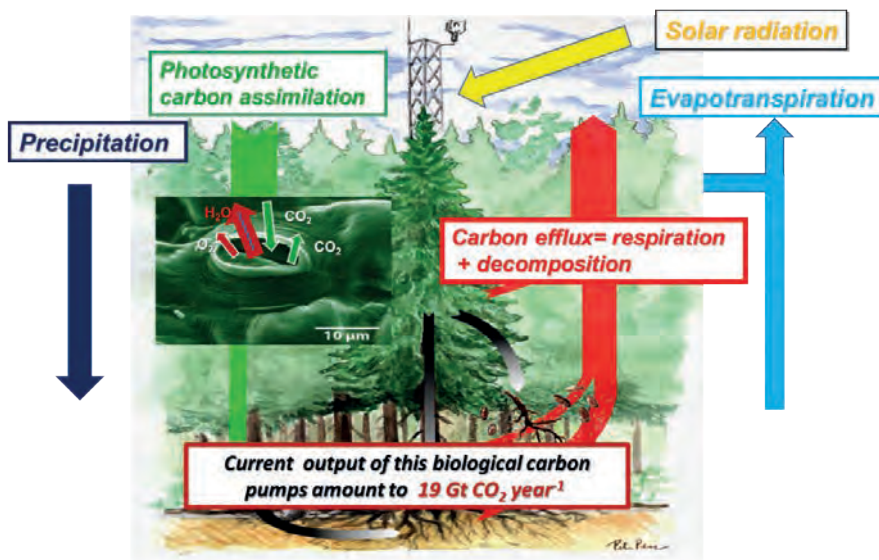
Konsekwencje efektu antropogenicznego, czyli emisja gazów cieplarnianych, to szczególnie ważny czynnik powodujący przejawy zmian globalnych. Całkowita globalna emisja CO₂: w 2019 r. to 43.0 ± 3.3 Gt, tj. 56% więcej w stosunku do 1990 r.



Rycina 3. Wzrost globalnej emisji CO₂ z paliw kopalnych w latach 1990 – 2020 (źródło: Global Carbon Project 2020) (poniżej objaśnienia terminów użytych na wykresie)

Global Fossil CO₂ Emissions – Globalna emisja CO₂ z paliw kopalnych; Yr – Rok; *Projection 2020* – Prognoza 2020; *2020 projected* – wartość prognozowana na 2020 r.

Lasy składają się głównie z drzew, tj. organizmów autotroficznych wykorzystujących i usuwających CO₂ z atmosfery, których metabolizm opiera się na fotosyntezie. Pochłaniają one do 20 Gt CO₂ rocznie (Global Carbon Project 2021). Wymiana węgla jest ściśle związana z promieniowaniem słonecznym, pobieraniem składników pokarmowych i dostępnością wody.

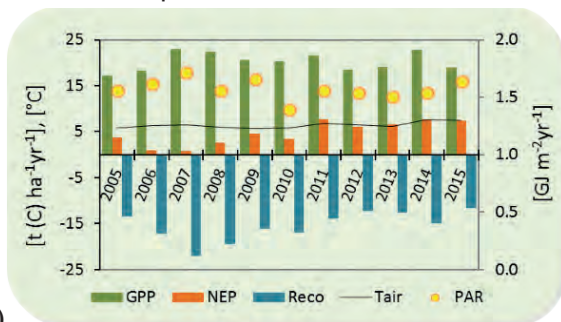


Rycina 4. Bilans węgla w hipotetycznym drzewostanie (poniżej objaśnienia terminów użytych na wykresie)

Photosynthetic carbon assimilation – Fotosyntetyczna asymilacja węgla; *Precipitation* – Opady atmosferyczne; *Carbon efflux = respiration + decomposition* – Odptyw węgla = respiracja + rozkład; *Current output of this biological carbon pumps amount to 19 Gt CO₂ year⁻¹* – Obecna efektywność tych biologicznych pomp węglowych wynosi 19 Gt CO₂ rok⁻¹; *Evapotranspiration* – Ewapotranspiracja; *Solar radiation* – Promieniowanie słoneczne

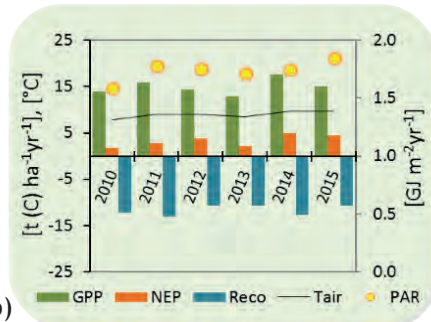
Poniżej przedstawiono szeregi czasowe bilansu węgla w dwóch typach drzewostanów: świerczyna górską – 920 m n.p.m., buczyna górską – 540 m n.p.m.

Mountain spruce stand



a)

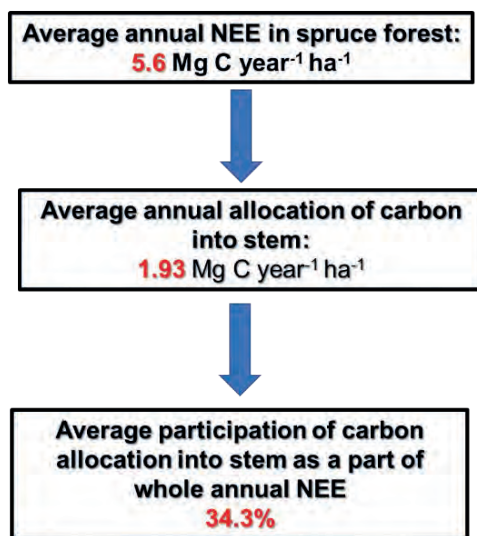
Mountain beech stand



b)

Rycina 5. Produkcja pierwotna brutto (GPP), produkcja netto ekosystemu (NEP), respiracja ekosystemu (Re), średnia roczna temperatura powietrza (Tair), sezonowe dawki słonecznego promieniowania fotosyntetycznie czynnego (PAR) dla a) świerczyny górskiej i b) buczyny górskiej (źródło: Baza danych CzechGlobe)

Ścisły związek między żywotnością lasów, magazynowaniem węgla i wzrostem a skutkami zmian globalnych jest oczywisty. Podział zasymilowanego węgla na różne części drzewa pokazuje, że znaczenie poszczególnych wewnętrznych pochłaniaczy jest różne.



Rycina 6. Podział węgla w różnych fazach magazynowania węgla w drzewie (źródło: Baza danych CzechGlobe) (poniżej objaśnienia terminów użytych na wykresie)
*Average annual NEE** in spruce forest: 5.6 Mg C year⁻¹ ha⁻¹ – Średnie roczne NEE w lesie świerkowym: 5,6 Mg C rok⁻¹ ha⁻¹; *Average annual allocation of carbon into stem*: 1.93 Mg C year⁻¹ ha⁻¹ – Średni roczny przyrost węgla w pniu: 1,93 Mg C rok⁻¹ ha⁻¹; *Average participation of carbon allocation into stem as a part of whole annual NEE* 34.3% – Średni udział przyrostu węgla w pniu jako część całego rocznego NEE 34,3%

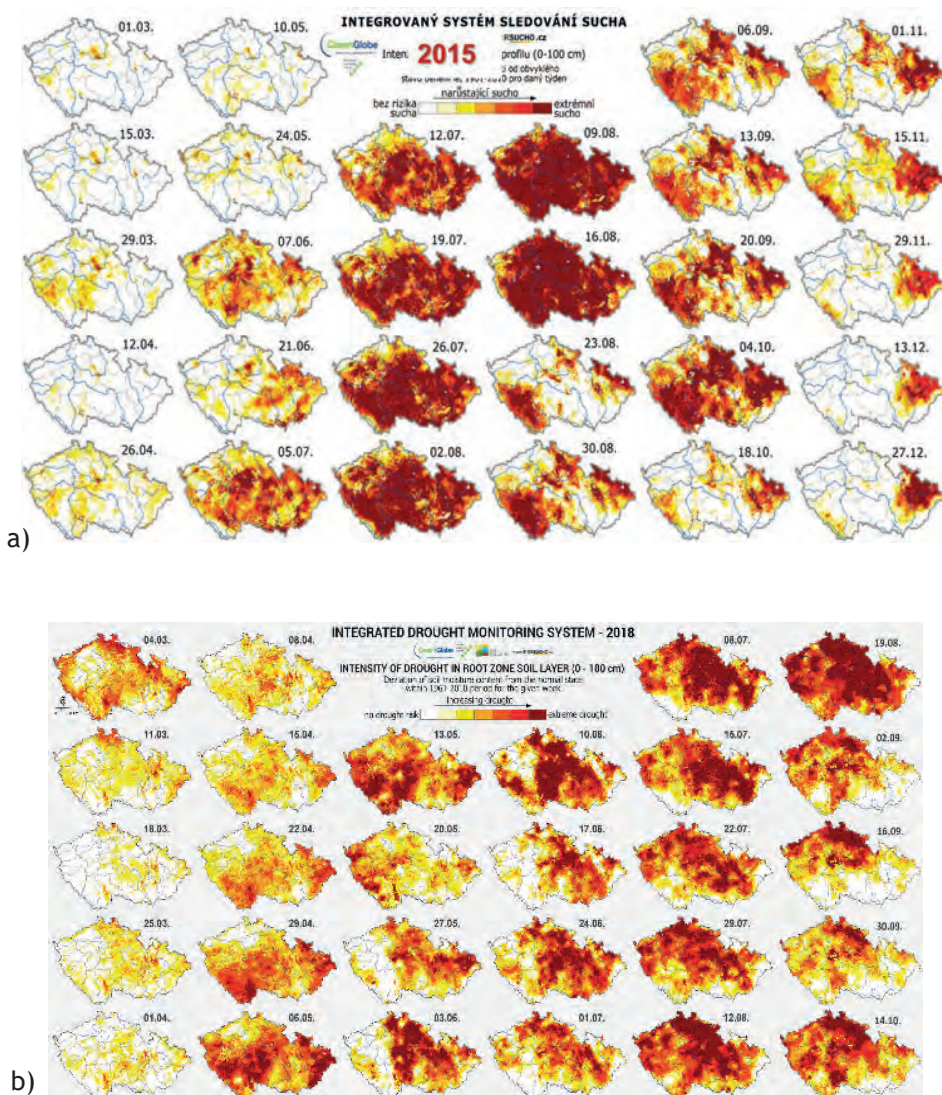
* NEE - Net Ecosystem Exchange; wymiana netto ekosystemu

Obecnie identyfikuje się dwa podstawowe czynniki środowiskowe: jeden abiotyczny, a drugi biotyczny, które silnie oddziałują na lasy, tj. odpowiednio skutki suszy i ataku korników.

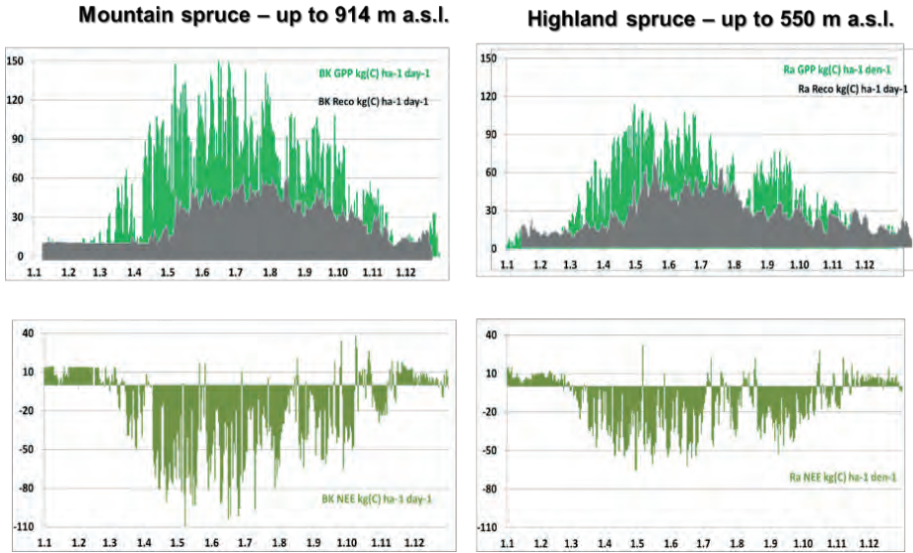
SKUTKI SUSZY

Obserwacje prowadzone w ostatnich latach wyraźnie wskazują, że znaczenie suszy na poziomie krajobrazowym znacząco wzrasta. Na portalu „Intersucho” (www.intersucho.cz) można znaleźć informacje o stanie suszy na przestrzeni lat w skali całej Republiki Czeskiej. Szczególnie lata 2015 i 2018 były wyjątkowo niekorzystne pod tym względem.

Widać wyraźnie, że ogromne znaczenie ma nie tylko całkowita ilość opadów, ale ich rozkład w sezonie wegetacyjnym. Skumulowany efekt niedoboru wody objawia się znacznym spadkiem żywotności lasów, a tym samym może być traktowany jako czynnik wyzwalający inne szkodliwe zjawiska. Lokalizacja, a zwłaszcza wysokość nad poziomem morza wydaje się być bardzo istotna (ryc. 8): górskie drzewostany świerkowe były mniej dotknięte silną suszą w roku 2015 (baza danych CzechGlobe).



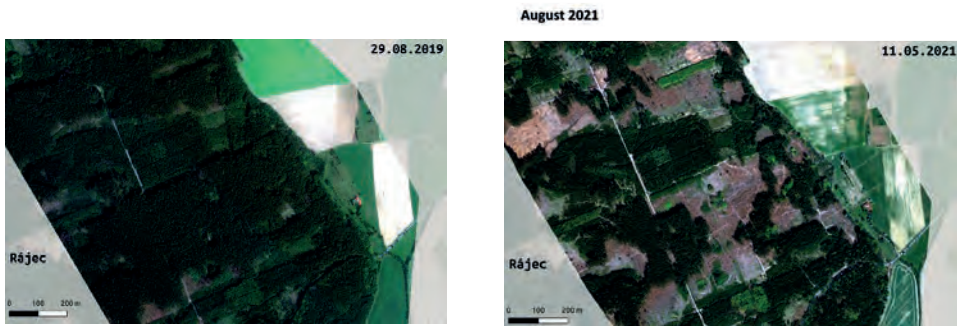
Rycina 7. Roczny monitoring suszy w latach 2015 i 2018 (źródło: www.intersucho.cz)



Rycina 8. Wpływ suszy na asymilację węgla przez drzewostany świerkowe. Produkcja pierwotna brutto (GPP), produkcja netto ekosystemu (NEP), respiracja ekosystemu (Re) (poniżej objaśnienia terminów użytych na wykresie) *Mountain spruce – up to 914 m a.s.l. – Świerk górski – do 914 m n.p.m.; Highland spruce – up to 550 m a.s.l. – Świerk wyżynny – do 550 m n.p.m.*

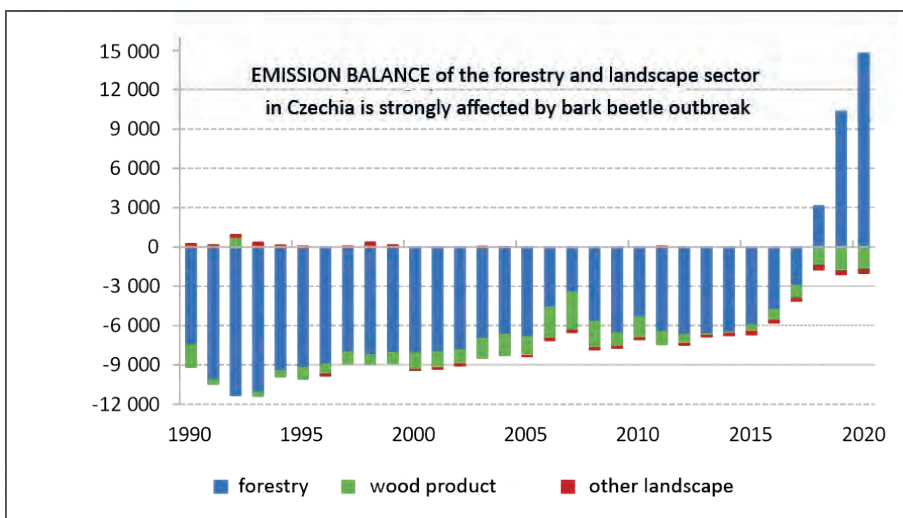
ATAK KORNIKÓW

W związku z suszą odnotowano silne zasiedlenie drzew przez korniki. Uszkodzeniu uległa większość wyżynnych drzewostanów świerkowych. Szkody te sięgają 25 mln m³ drewna.



Rycina 9. Zobrazowania drzewostanów świerkowych w roku 2019 i 2021 silnie opanowanych przez korniki w poprzednich latach: stanowisko wyżynne Rajec Drahaný (źródło: baza danych CzechGlobe)

Te katastrofalne szkody w wyżynnych drzewostanach świerkowych znajdują odzwierciedlenie w bilansie emisji w całej Republice Czeskiej w sektorze leśnictwa i na poziomie krajobrazowym: nastąpiło przejście ekosystemów z roli pochłaniacza do roli źródła CO₂ (ryc. 10). Lasy także nie są w stanie pełnić roli magazynu dwutlenku węgla.



Rycina 10. Bilans emisji CO₂ w sektorze leśnictwa i krajobrazu w Republice Czeskiej jest pod silnym wpływem gradacji korników (źródło: Instytut Badań nad Ekosystemami Leśnymi)

Forestry – Leśnictwo; Wood product – Produkty drzewne; Other landscape – Pozostałe krajobrazy

PODSUMOWANIE

Na podstawie wyników aktualnych modeli i scenariuszy klimatycznych, które opisują rozwój klimatu w Republice Czeskiej, można sformułować następujące stwierdzenia końcowe:

- klimat Europy Środkowej systematycznie ociepla się,
- niedobór wody w okresie wegetacyjnym zaczyna występować w każdym roku,
- tradycyjna gospodarka leśna oparta na monokulturze lasów świerkowych zaczyna być praktycznie niemożliwa, lub skrajnie skomplikowana,
- Leśnictwo Inteligentne Klimatycznie (ang. Climate Smart Forestry) może być nową alternatywą dla społecznej roli lasu, zwłaszcza w obecnej sytuacji, gdy zmniejsza się pochłanianie dwutlenku węgla przez czeskie lasy,
- intensywna pielęgnacja i hodowla lasu, zwłaszcza intensywne i selektywne trzebieże, są nowym wyzwaniem dla leśnictwa w warunkach zmian globalnych.

Summary

Michal V. Marek

Institute of Global Change Research, Czech Academy of Sciences
marek.mv@czechglobe.cz

An impact of climate changes on forest productivity

Forests play very important role in the whole terrestrial ecosystem. The importance of forests is related to their very specific features which make forest different compared to others ecosystems types. Forests are very important “player” in the landscape carbon budget. They occupy large area and trees are the long-living organisms, Thus, they are effective integrator of local environmental conditions. Trees – the main component of forests are autotrophic organism “pumping” CO₂ from atmosphere to biomass. Important part of assimilated CO₂ is transferred in exudates by roots into soil. Thus, forest are extremely big storage of carbon – in biomass and soil respectively. This storage is based on the physiological process of photosynthesis, which is strongly dependent on environmental conditions (solar light energy, nutrients, water). It is very well known, that global climate change is related to the enhanced greenhouse gases content in the atmosphere followed by increased temperature. Higher temperature provokes enhanced evapotranspiration. Thus, the consequences of induced water deficiency is highly probable. Moreover long-term water deficiency very often starts other damages, for example bark beetle attacks.

Silviculture activities have a potential to manage carbon storage in forest stand-thinning. Thinning is improving solar radiation penetration into forest canopy and between trees competition. This is responsible for enhancing of assimilatory activity – carbon pumping, in the deeper crown space. It is possible to include this activity into concept of climate smart forestry.

LITERATURA

Brázdil R., Zahradníček P., Dobrovolný P., Štěpánek P., Trnka M. 2021. Observed changes in precipitation during recent warming: The Czech Republic, 1961–2019. *International Journal of Climatology*, 41: 3881– 3902, <https://doi.org/10.1002/joc.7048>.

Zbigniew Kundzewicz

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
kundzewicz@yahoo.com

Zmiana klimatu – mit czy rzeczywistość?

WSTĘP

Przewrotny tytuł referatu ilustruje dylemat stawiany zapewne przez niejednego uczestnika XII Sesji Zimowej Szkoły Leśnej 2022. Zadaniem autora będzie przedstawienie przekonującego świadectwa, które powinno umożliwić każdemu samodzielne sformułowanie odpowiedzi na tytułowe pytanie. Odpowiedź autora, wynikająca z rozważań przedstawionych w tym materiale, odpowiadającym bieżącemu stanowi wiedzy, zawarta jest w ostatnim rozdziale. Zmiana klimatu – ocieplenie w każdej skali czasowej – jest rzeczywistym faktem. To nie ulega nawet najmniejszej wątpliwości.

W niniejszym materiale rozważana jest zmiana temperatury globalnej oraz jej interpretacja. Pokazano jednak, że zmiana klimatu nie ogranicza się do wszechobecnego ocieplenia. Istotne są również zmiany opadów, zawartości wilgoci w glebie, stanów wód, prędkości wiatru itd. Omówiono również zmienność klimatu, która wyjaśnia odchylenia temperatury globalnej w konkretnym roku od długotrwałego trendu. Krótko przedstawiono przesłania najnowszych raportów IPCC.

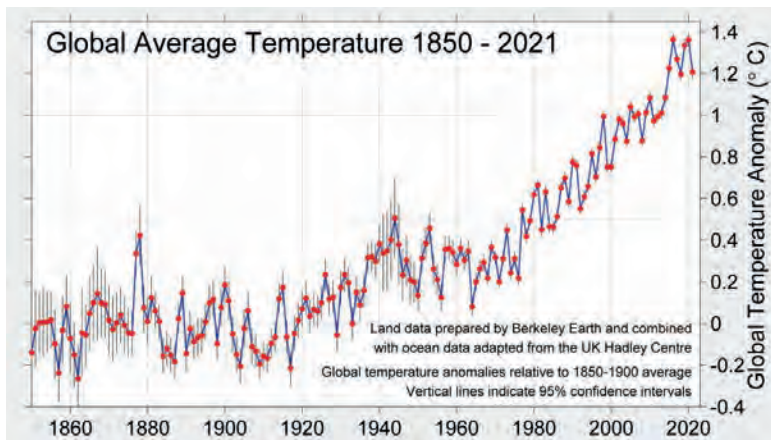
ZMIANA TEMPERATURY

Od kilkudziesięciu lat obserwujemy globalne ocieplenie (ryc. 1). Każde z ostatnich czterech dziesięcioleci było globalnie cieplejsze niż poprzednie. Każdy rok z ośmioletniego okresu, od 2014 do 2021 r. włącznie, należy do 8 najcieplejszych w historii obserwacji (tab. 1), a każdy rok z 21-letniego okresu, od 2001 do 2021 r. włącznie, należy do 22 najcieplejszych. Jedynym z wcześniejszych z listy 22 najcieplejszych lat był rok 1998.

Tabela 2 przedstawia anomalie średniej temperatury globalnej dla lądów i oceanów dla 12 kolejnych przesuwanych okresów trzydziestoletnich, od 1880–1909 do 1990–2019. Bardzo podobne wyniki uzyskuje się dla trzech różnych zbiorów danych, z amerykańskich agencji NASA i NOAA, oraz brytyjskiego CRU.

Zachodzące zmiany temperatury i efekty towarzyszące są bez precedensu w skalach czasu od dziesięcioleci do tysiącleci. Atmosfera i ocean ociepliły się, a zmniejsz

szła się ilość śniegu i lodu. Zasięg lodu arktycznego jest najmniejszy od co najmniej tysiąca lat. Cofanie się lodowców jest najsilniejsze od co najmniej 2 tysięcy lat. Wzrost poziomu morza jest najszybszy od co najmniej 3 tysięcy lat (IPCC 2021a). Jest on związany z ociepleniem, ponieważ topią się lodowce górskie oraz lądolody Grenlandii i Antarktydy. Ważna jest też rozszerzalność cieplna – cieplejsza woda oceanu zajmuje więcej miejsca. Obserwujemy więc bardzo silne sygnały z natury.



Rycina 1. Zmiany anomalii temperatury globalnej wg Berkeley Earth od roku 1850 do 2021. Anomalie liczone są od średniej wartości z lat 1850–1900. Linie pionowe obrazują 95% przedziały ufności. Dane dla lądu zostały przygotowane przez Berkeley Earth, a wartości dla obszarów oceanu zostały zaadoptowane z zasobów Centrum Hadleya (Wielka Brytania) (źródło: <http://berkeleyearth.org/global-temperature-report-for-2021/>)

Tabela 1. Lista ośmiu najcieplejszych globalnie lat w historii notowań, w oparciu o dane Berkeley Earth, pokazująca przewyższenie ponad średnią temperaturę za okres 1850–1900, w °C. Wszystkie najcieplejsze lata należą do okresu 2014–2021

Nr na liście najcieplejszych	Rok	Przewyższenie ponad średnią temperaturę, w °C
1	2016	1,36 ± 0,03
2	2020	1,36 ± 0,03
3	2019	1,33 ± 0,03
4	2017	1,27 ± 0,02
5	2015	1,23 ± 0,03
6	2021	1,21 ± 0,03
7	2018	1,20 ± 0,03
8	2014	1,08 ± 0,03

Tabela 2. Anomalie średniej temperatury globalnej (lądy i oceany) dla kolejnych przesuwanych okresów trzydziestoletnich, od 1880–1909 do 1990–2019, dla trzech zbiorów danych (NASA, NOAA, CRU) (źródło: Kundzewicz i in. 2020)

Przedział czasowy	Źródło danych		
	NASA	NOAA	CRU
	Zmiana (°C/100 lat)	Zmiana (°C/100 lat)	Zmiana (°C/100 lat)
1880–1909	-0,58	-0,64	-0,52
1890–1919	-0,45	-0,27	-0,03
1900–1929	0,23	0,36	0,71
1910–1939	1,00	1,00	1,27
1920–1949	1,20	1,25	1,06
1930–1959	0,32	0,35	0,28
1940–1969	-0,42	-0,42	-0,25
1950–1979	0,44	0,44	-0,04
1960–1989	1,27	1,20	0,69
1970–1999	1,69	1,69	1,71
1980–2009	1,68	1,55	1,78
1990–2019	2,10	1,98	1,72

INTERPRETACJA ZMIANY TEMPERATURY

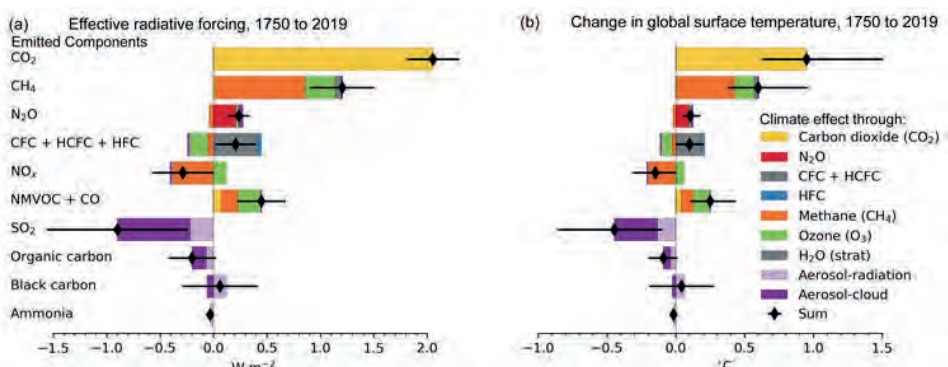
Do zasadniczych czynników wpływających na bilans energetyczny Ziemi i średnią temperaturę jej powierzchni należą: promieniowanie słoneczne, właściwości atmosfery (zawartość gazów cieplarnianych, pyłów i aerozoli powstałych w wyniku erupcji wulkanicznych oraz innych procesów naturalnych, a także procesów antropogenicznych) oraz charakterystyki powierzchni Ziemi, takie jak współczynnik odbicia – albedo.

Zmian klimatu było w historii Ziemi bardzo wiele, a ich mechanizmy można podzielić na dwie grupy – spowodowane czynnikami naturalnymi lub działalnością człowieka. Przeszłe zmiany klimatu wywołane były wyłącznie czynnikami naturalnymi – wahaniami promieniowania słonecznego (aktywność Słońca), zmianą parametrów orbitalnych ruchu Ziemi wokół Słońca (w skali czasu mierzonej tysiącami lat) oraz naturalną zmianą składu ziemskiej atmosfery (np. w wyniku mega-erupcji wulkanu, czy kolizji ciał niebieskich z powierzchnią Ziemi). Choć gazy cieplarniane (przede wszystkim – para wodna, dwutlenek węgla, metan, podtlenek azotu) stanowią tylko niewielką część składu atmosfery, mają one znaczny wpływ na klimat.

Zachodząca obecnie zmiana klimatu jest inna niż wszystkie poprzednie. Dopiero teraz, w erze „antropocenu”, ludzkość ma moc porównywalną z potężnymi naturalnymi procesami geofizycznymi. W wyniku spalania węgla, ropy i gazu,

których złoża tworzyły się przez miliony lat, a teraz spala się je przez dziesiątki lat, wzmacnia się efekt cieplarniany, a to znacząco wpływa na klimat.

Rycina 2 przedstawia wkład różnych czynników do skutecznego wymuszenia radiacyjnego oraz globalnej temperatury powierzchni. Głównymi czynnikami wpływającymi na wzrost skutecznego wymuszenia radiacyjnego oraz globalnej temperatury powierzchni Ziemi w latach 1750–2019 są dwutlenek węgla oraz metan. Czynnikiem najbardziej obniżającym skuteczne wymuszenie radiacyjne oraz globalną temperaturę powierzchni Ziemi jest atmosferyczny dwutlenek siarki.



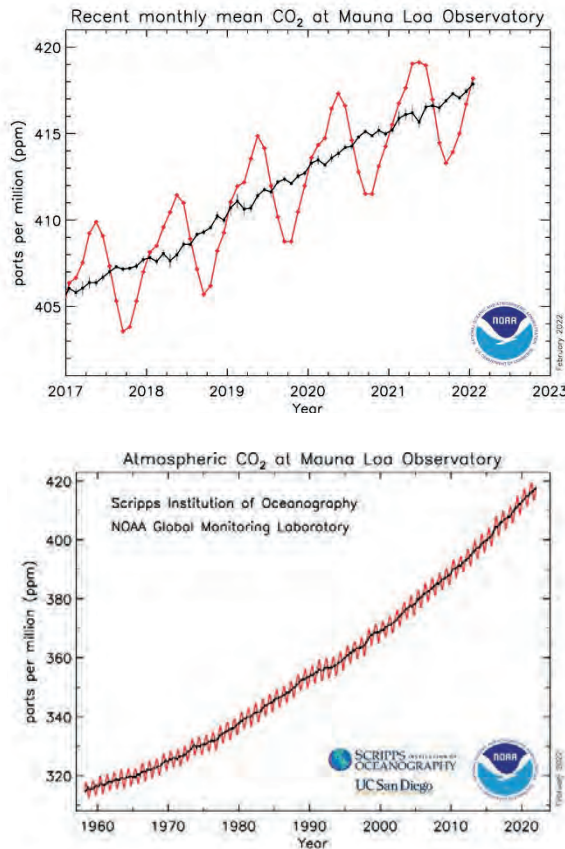
Rycina 2. Wkład różnych czynników do (a) skutecznego wymuszenia radiacyjnego oraz (b) globalnej temperatury powierzchni w latach 1750–2019. Przedział zakresu błędu: 5–95% (źródło: IPCC 2021b, rys. TS.15)

Stężenie dwutlenku węgla w ziemskiej atmosferze jest obecnie najwyższe od co najmniej 2 milionów lat. Wiemy to dzięki odwiertom lodowym – w lądolodach Grenlandii i Antarktydy. Atmosferyczne stężenie metanu i podtlenku azotu osiągnęło wartości wyższe niż kiedykolwiek w ciągu ostatnich 800 tysięcy lat (IPCC 2021a, 2021b).

W najnowszym streszczeniu technicznym raportu AR6 pierwszej grupy roboczej IPCC (IPCC 2021b, Box TS.2, ryc. 1) znaleźć można oszacowania zakresu stężeń dwutlenku węgla, temperatury i poziomu morza dla różnych okresów odniesienia. W dwudziestoleciu 1995–2014 wartości te należały, odpowiednio, do przedziałów od 360 do 397 ppm, od 0,66 do 1,00 $^{\circ}C$, oraz od 0,15 do 0,25 m. W późnym okresie przedprzemysłowym (1850–1900) wartości te należały, odpowiednio, do przedziałów od 286 do 296 ppm, od -0,15 do -0,11 $^{\circ}C$, oraz od -0,03 do 0,25 m. W tysiącletnim okresie od roku 850 do 1850: od 278 do 285 ppm, od -0,14 do 0,24 $^{\circ}C$, oraz od -0,05 do 0,03 m. Wreszcie, w środkowym Holocenie (przed 6500–5500 laty): od 260 do 268 ppm, od 0,2 do 1,0 $^{\circ}C$, oraz od -3,5 do 0,5 m. Cofając się jeszcze dalej w przeszłość, znajdujemy oszacowanie dla maksimum ostatniej epoki lodowej: (przed 23-19 tysiącami lat): od 188 do 194 ppm, od -5 do -7 $^{\circ}C$,

oraz od -134 do -125 m. Było wtedy znacznie zimniej, więc ogromna ilość wody była zmagazynowana na powierzchni Ziemi w fazie stałej – w postaci lodu, podczas gdy w oceanach było dużo mniej wody. Poziom oceanu światowego był więc o ok. 130 m niższy od obecnego.

Rycina 3 ilustruje zmiany miesięcznych wartości atmosferycznych stężeń dwutlenku węgla mierzone w obserwatorium Mauna Loa (Hawaje, USA). Jest to najdłuższy istniejący szereg bezpośrednich pomiarów CO₂ na świecie, prowadzonych od roku 1958 do dziś. Wykresy pokazują wyraźny, ponad-liniowy, trend wzrostowy, na który nakładają się sezonowe oscylacje. W sezonie wegetacyjnym roślinność wbudowuje węgiel w swoją masę, a poza sezonem wegetacyjnym roślinność liściasta nie pochłania węgla, a oddaje dwutlenek węgla do atmosfery z opadłych, butwiejących liści.



Rycina 3. Zmiany miesięcznych wartości stężeń CO₂ mierzone w obserwatorium Mauna Loa (Hawaje, USA). Wykres na górze – od stycznia 2017 do stycznia 2022. Wykres na dole – od stycznia 1958 do stycznia 2022 (źródło: <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/>)

Skoro działalność człowieka jest odpowiedzialna za przeważającą część obecnego ocieplenia, to przez właściwe ludzkie działania, podjęte odpowiednio wcześniej, można ograniczyć ocieplenie w przyszłości. Wielu niekorzystnych konsekwencji można by uniknąć, osłabić je, czy też opóźnić przez wdrożenie skutecznej globalnej polityki zapobiegania zmianom klimatu. Aby ograniczyć ocieplenie, trzeba wpłynąć na skład atmosfery, na gazowy „dach naszej ziemskiej cieplarni” w taki sposób, żeby efekt cieplarniany nie nasilał się. Trzeba dokonać redukcji emisji gazów cieplarnianych, a w szczególności dwutlenku węgla i zapewnić wzrost wiązania dwutlenku węgla przez roślinność (np. za pomocą zapobiegania wylesianiu i rozszerzenia zalesiania). Jeśli jednak globalne emisje gazów cieplarnianych będą dalej rosły, skutki ocieplenia mogą przybrać niebezpieczny rozmiar.

Podczas konferencji stron Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (UNFCCC) w Paryżu w grudniu 2015, zostało przyjęte tzw. Porozumienie Paryskie, stawiające cel polityki klimatycznej. Celem jest utrzymanie wzrostu średniej globalnej temperatury na poziomie poniżej 2 °C ponad poziom przedindustrialny i kontynuowanie wysiłków na rzecz jeszcze silniejszego ograniczenia wzrostu temperatury, do 1,5 stopnia.

Projekcje na przyszłość wskazują dalsze, wszechobecne ocieplenie, ale wpływ na jego tempo mogą wywrzeć działania człowieka.

ZMIANA KLIMATU TO NIE TYLKO OCIEPLENIE

Oprócz wzrostu temperatury zmieniają się wartości innych zmiennych klimatycznych, np. opadu, zawartości wilgoci w glebie, stanu wód gruntowych i powierzchniowych (w rzekach i jeziorach), czy prędkości wiatru. Ponieważ w cieplejszej atmosferze może zmieścić się więcej pary wodnej, rośnie potencjał intensywnych opadów. Równanie Clausiusa-Clapeyrona sugeruje, że ekstremalne opady dzienne będą wzrastać w tempie około 6–7% przy ociepleniu o 1 °C, podczas gdy w przypadku bardzo ekstremalnych opadów dobowych mogą obowiązywać nawet wyższe współczynniki skalowania. Rośnie więc intensywność opadów podczas dni z opadami w różnych skalach przestrzennych – na świecie, w Europie, i w Polsce. Wzrastają wartości maksymalne opadów dobowych, a także sumy 5-dniowe i miesięczne opadów. Z drugiej strony, wzrasta liczba kolejnych, następujących po sobie, dni bezopadowych (tzn. z opadem dobowym nie wyższym niż 1 mm) w półroczu letnim. Zmniejsza się natomiast liczba dni w roku z pokrywą śnieżną. Projekcje przyszłych opadów w Polsce sugerują znaczny wzrost opadów zimowych (jednak w postaci deszczu, a nie śniegu), podczas gdy opady letnie mogą wzrosnąć niewiele, a niektóre modelowe projekcje wskazują wręcz na redukcję opadów letnich. Można oczekiwać, że zima przeobrazi się w chłodną porę deszczową, a typowe lato stanie

się gorące i suche, przy czym długie okresy bezdeszczowe będą przerywane silnymi ulewami, które mogą wywołać podtopienia i powodzie. Istnieją przesłanki do obaw, że w zmieniającym się klimacie Polski ekstrema pogodowe – fale upałów, susze, intensywne deszcze, silne wiatry – staną się jeszcze bardziej ekstremalne. Inaczej sprawa ma się z ekstremami mroźnymi. Te są coraz rzadsze i mniej ekstremalne, choć możliwości ich wystąpienia nie należy wykluczać. Każdej zimy mogą zdarzyć się spore mrozy, które powodują ofiary śmiertelne. W Polsce ciągle, pomimo ocieplenia klimatu, niektórzy ludzie zamarzają na śmierć.

Według NOAA (2021), w Stanach Zjednoczonych od roku 1980 do jesieni 2021 zarejestrowano aż 308 katastrof pogodowych i klimatycznych. Straty z powodu każdej z nich sięgnęły lub przekroczyły 1 miliard USD. Straty łączne osiągnęły 2,085 biliona (czyli tysiąca miliardów) dolarów. Absolutnie wyjątkowy okazał się rok 2017, kiedy w ciągu zaledwie dwóch miesięcy (sierpień–wrzesień) wystąpiły trzy huragany czwartej kategorii: Harvey, Maria i Irma, powodujące łączne straty w wysokości 294 miliardów USD i 3 186 ofiar śmiertelnych (w USA, łącznie z Porto Rico). Dwa inne najbardziej niszczące huragany w USA, po roku 1980, to Katrina w 2005 r. (178 miliardów dolarów strat i 1 883 ofiary śmiertelne) oraz Sandy w roku 2012 (79 miliardów dolarów strat i 159 ofiar śmiertelnych). Podane straty w dolarach, uwzględniające inflację oraz zmiany cen towarów i usług konsumpcyjnych, odnoszą się do roku 2021. Katastrof pogodowych i klimatycznych jest coraz więcej w zmieniającym się klimacie. Rośnie potencjał zniszczeń – bogacące się społeczeństwa mają coraz więcej do stracenia.

ZMIENNOŚĆ KLIMATU

Szereg czasowy temperatury globalnej (ryc. 1) można uznać za superpozycję różnych składowych, w tym – monotonicznie rosnącej temperatury spowodowanej nasileniem efektu cieplarnianego oraz okresowych wymuszeń ziemskiego klimatu o różnych częstotliwościach (Norel i in. 2021). Oczywista zmienność temperatury jest związana z ruchem obrotowym Ziemi w kierunku wschodnim z okresem 24 godzin oraz z krążeniem Ziemi wokół Słońca z okresem 365,256 dni. Orbita Ziemi jest w przybliżeniu elipsą, której środek znajduje się blisko środka Słońca. Jednak parametry orbitalne ruchu obrotowego Ziemi, które można uznać za czynniki determinujące klimat Ziemi, zmieniają się quasi-cyklicznie z okresowością sięgającą wielu tysięcy lat. Milanković (1941) postulował istnienie trzech cykli w parametrach orbitalnych ruchu obrotowego Ziemi: ekscentryczność orbity z okresem 100 000 lat, nachylenie osi orbity z okresem 41 000 lat oraz precesja z okresem 23 000 lat. Zmiany geometrii orbity Ziemi wpływają na wielkość nasłonecznienia naszej planety. Odpowiadają one za zmiany napływającego strumienia energii

słonecznej odbieranego przez powierzchnię planety i pozwalają nam interpretować przeszłe zmiany klimatu, np. epoki lodowcowe.

Losowe składowe zmienności klimatu planety Ziemia są związane z nieregularnymi, nieokresowymi czynnikami klimatycznymi, takimi jak erupcje wulkanów lub zderzenia dużych obiektów pozaziemskich z Ziemią. Istnieje hipoteza, uznana przez wielu naukowców, że 66 milionów lat temu uderzyła w Ziemię duża asteroida o rozmiarze 10–15 km (Alvarez i in. 1980). Ta starożytna kolizja mogła spowodować długą, wieloletnią, zimę z powodu globalnego rozproszenia pyłu i aerozoli siarczanowych, blokujących światło słoneczne, co spowodowało duży spadek temperatury. W efekcie nastąpiło wieloletnie zatrzymanie fotosyntezy i przerwanie łańcucha pokarmowego. Wymarcie fitoplanktonu i roślin doprowadziło do wyginięcia wszystkich organizmów zależnych. Był to, w istocie, okres wielkiego wymierania gatunków, podczas którego wyginęły dinozaury i ponad 75% wszystkich gatunków roślin i zwierząt. Schulte i in. (2010) zasugerowali, że krater Chicxulub na półwyspie Jukatan w Meksyku, o średnicy 180 km, mógłby być miejscem upadku asteroidy przed 66 milionami lat, zgodnie z hipotezą Alvareza (Alvarez i in. 1980).

Erupcje wulkanów są również czynnikami wpływającymi na klimat. Ostatnią gigantyczną erupcją wulkanu, w której wartość wskaźnika erupcyjności wulkanu (VEI) osiągnęła wartość 8, a objętość zdeponowanego materiału wulkanicznego przekroczyła 1000 km³, była tzw. erupcja Oruanui wulkanu Taupo w Nowej Zelandii, jakieś 26 500 lat temu (Newhall i Self 1982). Jeszcze silniejsza była erupcja superwulkanu Toba około 70 000 lat temu.

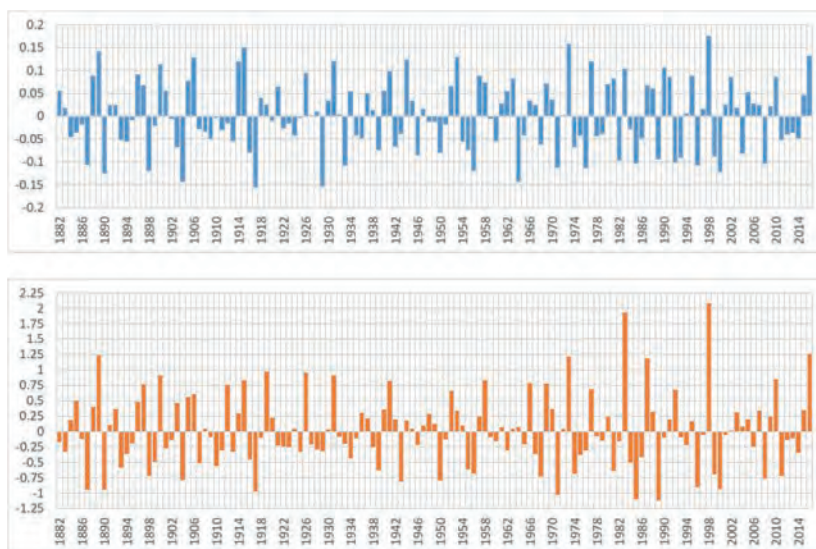
W czasach historycznych erupcja wulkanu Tambora w kwietniu 1815 roku spowodowała wystąpienie roku bez lata, obserwowane na znacznej części półkuli północnej w roku 1816, gdzie śnieg padał w czerwcu, lipcu i sierpniu (Mason i in. 2004). Od 1900 roku odnotowano trzy erupcje na poziomie VEI-6: Santa Maria (1902), Novarupta (1912) i Mount Pinatubo (1991). Ta ostatnia erupcja była największym zaburzeniem stratosferycznym od czasu erupcji wulkanu Krakatoa w 1883 roku. Erupcja Mount Pinatubo wyraźnie wpłynęła na globalny klimat i spowodowała przejściowy spadek temperatury globalnej, podobnie jak erupcja El Chichón (VEI-5) w 1982 roku, podczas której do stratosfery trafiło 7 milionów ton dwutlenku siarki.

Norel i in. (2021) dokonali przeglądu wybranych quasi-okresowych oscylacji klimatu Ziemi. Wśród quasi-okresowych mechanizmów zmienności klimatu lub wymuszeń klimatycznych są (i) quasi-okresowe zmiany aktywności słonecznej (liczby plam słonecznych), których główna okresowość wynosi około 11 lat [tzw. cykl Schwabe (1843)] oraz (ii) oscylacje w układzie ocean-atmosfera. Nie są one jednak idealnie okresowe i nie mają ostrego widma Fouriera.

Chociaż globalne ocieplenie jest ewidentne już od kilku dekad, w poszczególnych latach obserwuje się znaczne odchylenia globalnej temperatury od zasadniczego trendu (ryc. 1). Można to wyjaśnić zmiennością klimatu, a w szczegól-

ności oscylacjami w systemie ocean-atmosfera, które wpływają na globalny system klimatyczny. Kundzewicz i in. (2020) pokazali, że rytm głównych oscylacji systemu ocean-atmosfera, takich jak *El Niño*–Oscylacja Południowa (*El Niño*–*Southern Oscillation*, ENSO), Międzydekadowa Oscylacja Pacyfiku (*Interdecadal Pacific Oscillation*, IPO) na Pacyfiku, a także Atlantycka Oscylacja Wielodekadowa (*Atlantic Multi-decadal Oscillation*, AMO) na Atlantyku, w istotnym stopniu wpływa na globalną średnią temperaturę roczną. Badając szeregi czasowe odchyłeń globalnej temperatury na podstawie średniookresowych (5-letnich) średnich kroczących, Kundzewicz i in. (2020) znaleźli znaczące korelacje między analizowaną zmiennością klimatu (oscylacjami ocean-atmosfera: ENSO, IPO i AMO), a odchyleniami globalnych średnich rocznych wartości temperatury, które wyglądają podobnie dla różnych zestawów danych z niezależnych źródeł i które wyjaśniają ponad 70% rocznej zmienności temperatury globalnej.

Rycina 4 pokazuje, że w roku, w którym panuje silna ciepła faza cyklu ENSO, czyli *El Niño*, prawdopodobieństwo wystąpienia wysokiej temperatury globalnej jest wysokie. Z kolei wystąpienie silnej chłodnej fazy cyklu ENSO, czyli *La Niña*, podnosi prawdopodobieństwo wystąpienia niskiej temperatury globalnej. W ten sposób możemy zinterpretować odchylenia wartości temperatury globalnej w określonym roku w dół lub w górę od długofalowego trendu. Tabela 3 ilustruje jak zmieniały się wartości wskaźnika ONI (*Oceanic Niño Index* – Oceaniczny Wskaźnik *Niño*) w ostatnich ośmiu latach.



Rycina 4. Odchylenia od 5-letniej średniej kroczącej (a) anomalii temperatury globalnej [w °C], według danych NASA [w °C] oraz (b) wartości wskaźnika Niño 3 (od sierpnia danego roku do lipca następnego roku) (źródło: Kundzewicz i in. 2020)

Tabela 3. Historyczne epizody *El Niño* i *La Niña*, określane w oparciu o wskaźnik ONI (*Oceanic Niño Index* – Oceaniczny Wskaźnik *Niño*), ilustrujący anomalie w regionie *Niño* 3.4 (5°N-5°S, 120°-170°W) dla kolejnych trzech miesięcy, przy założeniu prognozy $\pm 0,5$. Wytłuszczone są wartości $\geq 0,5$, a podkreślone wartości $\leq 0,5$. Fazy *El Niño* i *La Niña* definiuje się zazwyczaj jako ciąg co najmniej pięciu przesuwanych okresów trzymiesięcznych, dla których wartość wskaźnika wynosi, odpowiednio, $\geq 0,5$ (*El Niño*) i $\leq 0,5$ (*La Niña*). Litery w pierwszym wierszu tabeli, w kolumnach 2-12, oznaczają miesiące, np. GSL oznacza Grudzień, Styczeń, Luty (źródło danych: https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/lanina/enso_evolution-status-fcsts-web.pdf)

Rok	GSL	SLM	LMK	MKM	KMC	MCL	CLS	LSW	SWP	WPL	PLG	LGS
2014	-0,4	<u>-0,5</u>	-0,3	0,0	0,2	0,2	0,0	0,1	0,2	0,5	0,6	0,7
2015	0,5	0,5	0,5	0,7	0,9	1,2	1,5	1,9	2,2	2,4	2,6	2,6
2016	2,5	2,1	1,6	0,9	0,4	-0,1	-0,4	<u>-0,5</u>	<u>-0,6</u>	<u>-0,7</u>	<u>-0,7</u>	<u>-0,6</u>
2017	-0,3	-0,2	0,1	0,2	0,3	0,3	0,1	-0,1	-0,4	<u>-0,7</u>	<u>-0,8</u>	<u>-1,0</u>
2018	<u>-0,9</u>	<u>-0,9</u>	<u>-0,7</u>	<u>-0,5</u>	-0,2	0,0	0,1	0,2	0,5	0,8	0,9	0,8
2019	0,7	0,7	0,7	0,7	0,5	0,5	0,3	0,1	0,2	0,3	0,5	0,5
2020	0,5	0,5	0,4	0,2	-0,1	-0,3	-0,4	<u>-0,6</u>	<u>-0,9</u>	<u>-1,2</u>	<u>-1,3</u>	<u>-1,2</u>
2021	<u>-1,0</u>	<u>-0,9</u>	<u>-0,8</u>	<u>-0,7</u>	<u>-0,5</u>	-0,4	-0,4	<u>-0,5</u>	<u>-0,7</u>	<u>-0,8</u>	<u>-1,0</u>	<u>-1,0</u>

PRZESTANIE najnowszych raportów IPCC

W ciągu ostatniego pół roku, od sierpnia 2021 do lutego 2022, ukazały się dwa obszerne raporty wielkiej wagi, wchodzące w skład szóstej edycji raportów oceniających Międzyrządowego Panelu ds. Zmian Klimatu (IPCC). Były to: szósty raport pierwszej grupy roboczej (Nauka o zmianach klimatu), IPCC (2021a, b) i szósty raport drugiej grupy roboczej (Konsekwencje zmian klimatu, adaptacja i podatność), IPCC (2022a, b). Istnieje ogólnodostępne tłumaczenie streszczenia dla decydentów pierwszej grupy roboczej (2021a).

Raport pierwszej grupy roboczej (IPCC 2021a, b) można traktować jak „czerwone światło dla ludzkości”. Pokazuje on ciągłość i nieuchronność narastania trendu wzrostu temperatury, o którym mówimy od dawna. Jednocześnie raport stanowi kompendium rzetelnej wiedzy naukowej na temat zmian klimatu - swoiste przypieczerowanie znakiem wysokiej jakości. Od ogłoszenia piątego raportu IPCC w roku 2013 nasza wiedza bardzo wzrosła. Zebrano mnóstwo nowych obserwacji. W ciągu tych kilku lat klimat także wiele razy „pokazywał pazurki”. Ocieplenie „widać, słysząc i czuć” wszędzie, na każdym poziomie, w każdej skali przestrzennej – w skali globu, kontynentów, krajów, regionów, miast, a nawet pojedynczych punktów na Ziemi. Raport nie pozostawia wątpliwości, że człowiek swoimi działaniami zmienia klimat.

Nie istnieją alternatywne koncepcje interpretacji globalnego ocieplenia. Nie da się inaczej wytłumaczyć zjawisk klimatycznych, z którymi mamy do czynienia. Zmiany aktywności słonecznej nie wyjaśniają ocieplenia, szczególnie, że biorąc pod uwagę dotychczas rozpoznane naturalne mechanizmy klimatyczne (tzw. zmiany orbitalne), w tym momencie klimat powinien się raczej ochładzać. Powinniśmy się kierować w stronę nowej epoki lodowej. Ta z kolei przez trwające ocieplenie klimatu została odsunięta.

Szósty raport pierwszej grupy roboczej IPCC ogłoszono niedługo po wystąpieniu katastrofalnej powodzi w Niemczech i Belgii w lipcu 2021 r. W krajach wysoko rozwiniętych, o znakomitych systemach zabezpieczenia przed powodzią, doszło wtedy do ogromnej tragedii. Zginęło ponad 200 osób. Tak wielka liczba ofiar powodzi od dawna nie zdarzyła się w Europie. W słabiej rozwiniętych częściach globu tak, ale nie w Europie. Straty materialne powodzi w lipcu 2021 r. w Niemczech i w Belgii mierzy się w dziesiątkach miliardów euro.

Język, jakim posługują się naukowcy, powinien być ścisły i precyzyjny. Naukowiec nie powie: „katastrofalne powodzie w Niemczech i Belgii w lipcu 2021 r. są efektem zmiany klimatu.” Ścisłej będzie powiedział, że powodzie spowodowane intensywnymi opadami bywały zawsze, ale ich częstotliwość i intensywność rośnie wraz ze zmianą klimatu.

W Poznaniu i okolicach przez kilka zim nie było ani jednego dnia z pięciocentymetrową pokrywą śnieżną, umożliwiającą uprawianie narciarstwa biegowego. Kiedy jednak przyszła zima 2020/2021, przymroziło i sypnęło śniegiem. To nie była zima tak ostra jak te potocznie (i nieściśle) nazywane zimami stulecia, czy tysiąclecia. Ale mimo wszystko była dość mroźna – taka wciąż przecież może się zdarzyć w ocieplającym się klimacie.

Poziom oceanów rośnie o niemal 5 mm rocznie, ale wraz z rozmarzaniem lodów, tempo wzrostu się zwiększa. Wydaje się, że to niewiele – „zaledwie” 5 cm na dekadę, 50 cm w 100 lat. Jednak każde 10 cm wzrostu ma znaczenie, bo jest to poziom, od którego rozpędza się wielka fala wezbrań sztormowych, napędzanych wiatrem. Gdyby poziom Bałtyku wzrósł o kilka metrów, to stracilibyśmy sporą część polskiego terytorium. Jeśli poziom oceanu zwiększy się o kilkadziesiąt metrów – Europa straci setki tysięcy km² powierzchni. To nie są abstrakcyjne koncepcje – jeśli stopi się cały lądolód Grenlandii, poziom morza wzrośnie o 6–7 metrów. Jeśli stopi się cały lądolód Antarktydy – poziom morza wzrośnie o ponad 60 metrów. Oczywiście, jest to kwestia dalszej przyszłości – tak może się stać za kilkaset, a nawet kilka tysięcy lat.

Niektórzy wyrażają obawy co do przetrwania ludzkości. Moim zdaniem, ludzkość sobie poradzi, mimo wysokiej śmiertelności i wielkich cierpień. Koszty będą jednak bardzo wysokie. Można obawiać się, że ład międzynarodowy obróci się „do góry nogami”. Zmianom ulegną granice państw – morze pochłonie nisko położone wyspy i wielkie połacie lądów, w tym ogromne miasta nadbrzeżne, zamieszkałe

przez wiele milionów ludzi. Przy nasileniu zmiany klimatu i zjawisk pogodowych czekają nas wielkie wędrówki ludów. Mogą wystąpić prawdziwe migracje klimatyczne, szczególnie z takich krajów jak np. bardzo gęsto zaludniony Bangladesz. Jeśli poziom morza wzrośnie o 5 metrów, to Ocean Indyjski dojdzie do stolicy, Dhaki, a tereny zamieszkałe przez sto milionów ludzi zostaną zalane. Ponad 80% ze 1190 wysp składających się na państwo Malediwy, położone jest mniej niż 1 metr nad poziom morza, więc już niewielkie ocieplenie (a w efekcie – niewielki wzrost poziomu morza) wywoła wielkie migracje.

Jest jeszcze cień nadziei na wyhamowanie wzrostu temperatur i należy uczynić wszystko, co w naszej mocy, by ograniczyć ocieplenie. Ambitny cel Porozumienia Paryskiego jest właściwie coraz mniej realny. Ale przestrzeń nadziei, choć się zawęża, ciągle istnieje. Mamy mało czasu, mało możliwości, ale choćby Unia Europejska – prymus w światowej szkole – podejmuje intensywne działania w kierunku ratowania klimatu. Działamy dwutorowo – zapobiegamy katastrofalnej zmianie klimatu i adaptujemy się do tego, co nieuniknione. Wszystko zależy od polityki.

Najnowszy raport drugiej grupy roboczej IPCC (2022a, b) wyraźnie podkreśla potrzebę ochrony przyrody, by zatrzymać katastrofę klimatyczną (ryc. 5). W tym raporcie wybrzmiało to chyba najmocniej ze wszystkich dotychczasowych. Widzę w tym wyraz rosnącej świadomości naukowców, że: (1) na ochronę klimatu i na ochronę bioróżnorodności trzeba patrzeć łącznie, (2) w pewnych aspektach kryzys klimatyczny jest kryzysem ekosystemów i (3) są jakby dwie strony tej samej monety.

Jak pokazano na rycinie 5, utrzymanie integralności biosfery ma zasadnicze znaczenie dla różnorodności biologicznej, zdrowia ludzi oraz jest warunkiem wstępnym rozwoju odpornego na zmianę klimatu. Ekosystemy wspierają bezpieczeństwo żywności i wody oraz zdrowie, dobrobyt i środki do życia ludzi. Degradacja ekosystemów znacznie ogranicza usługi świadczone przez ekosystemy. I odwrotnie, ochrona lub odbudowa ekosystemów powiększa świadczone przez nie usługi. Ochrona i przywracanie zdrowia ekosystemów jako część rozwoju społecznego to kluczowa narracja transformacyjna dla rozwoju odpornego na zmianę klimatu (IPCC 2022b).

Zmiana klimatu stała się zabójcza dla całych ekosystemów. Dlaczego tak się dzieje? Ponieważ zmiana klimatu postępuje tak szybko, że jej tempo przekracza szybkość dostosowywania się ekosystemów. Ponadto istnieje szereg innych czynników poza-klimatycznych, głównie presja człowieka na przyrodę, które sprawiają, że ekosystemy nie są w stanie nadążyć. W szczególności chodzi o zmiany użytkowania i pokrycia terenu, w tym wylesienie; utrata, czy fragmentacja siedlisk; oraz zanieczyszczenie środowiska. Wszystko to w raporcie określa się jako „narażenie ekosystemów na sytuację kryzysową”. Raport opisuje to bardzo szeroko, wskazując jako jedną z istotnych przyczyn niezrównoważone korzystanie z lądów i z oce-

anów. Podkreśla też, że źródeł niszczenia ekosystemów należy także upatrywać w kolonializmie – tym historycznym, jak i obecnym. Chodzi tu przede wszystkim o rabunkowe użytkowanie zasobów. Na przykład wyrąb Puszczy Amazońskiej po to, by stworzyć pastwiska dla krów, które potem skończą jako steki czy hamburgery.



Rycina 5. Utrzymanie integralności biosfery ma zasadnicze znaczenie dla różnorodności biologicznej, zdrowia ludzi i społeczeństwa oraz jest warunkiem wstępnym rozwoju odpornego na zmianę klimatu. Po lewej stronie: zdegradowane continuum ekosystemów. Po prawej stronie: zdrowe ekosystemy, zapewniające korzyści z bioróżnorodności (źródło: IPCC 2022b)

Raport stwierdza, że powinniśmy objąć ochroną od 30 do 50% obszarów lądowych, wód słodkich oraz oceanów. Ochrona takiej powierzchni powinna pozwolić nam zachować naturalną odnawialność bioróżnorodności. I, tym samym, pomóc nam w łagodzeniu skutków zmiany klimatu, zwiększając możliwości adaptacji. Raport zwraca również uwagę na to, że obecnie zbyt mała powierzchnia naszej planety jest pod ochroną. Chronimy bowiem około 15% lądów, 21% wód słodkich i 8% oceanów. To pokazuje, że przed nami jeszcze długa droga, zanim uda się osiągnąć satysfakcjonujący i bezpieczny dla nas, dla przyrody i całej planety, poziom ochrony. To jest rzeczywiście coś nowego na tle poprzednich raportów IPCC. Mówi się tu wyraźnie, że klimat, bioróżnorodność i społeczeństwo to powiązane ze sobą ogniwa jednego łańcucha. Niby wszyscy to wiemy, ale to po raz pierwszy tak mocno wybrzmiewa.

Raport wyraźnie mówi, że nawet przy relatywnie niewielkim, 1,5 stopniowym ociepleniu, dojdzie lokalnie do nieodwracalnych zmian w przyrodzie. Na przykład,

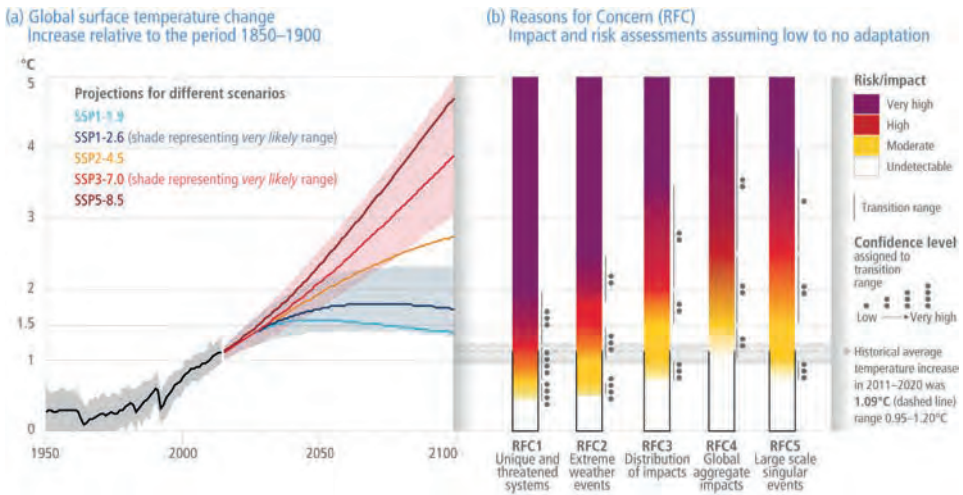
stracimy rafy koralowe. Czytamy wyraźnie, że dotąd nie udało się globalnie przestać na tory rozwoju odpornego na zmianę klimatu. Nie robi się dostatecznie wiele, by skutecznie zredukować emisje gazów cieplarnianych. Za mało chronimy przyrodę.

Możemy się obawiać, że ocieplenie 1,5 stopniowe osiągniemy już w 2035 lub 2040 roku, czyli szybciej niż dotąd się spodziewaliśmy. Obawiamy się konsekwencji zmian klimatu dla systemów unikatowych i zagrożonych; wzrostu ryzyka ekstremalnych zjawisk pogodowych; nierównomiernego rozkładu skutków (kwestia tzw. sprawiedliwości klimatycznej); wysokiego poziomu zagregowanych konsekwencji globalnych; a także nieodwracalnych zdarzeń wielkoskalowych.

Rycina 6 (IPCC 2022a, b) pokazuje kilka projekcji temperatury globalnej na przyszłość, dla różnych założeń dotyczących wspólnych ścieżek socjo-ekonomicznych (*Shared Socioeconomic Pathways*, SSP) oraz reprezentatywnych ścieżek stężenia dwutlenku węgla (*Representative Concentration Pathways*, RCP). Gdybyśmy założyli SSP1-1.9, to wzrost temperatury w horyzoncie roku 2100 utrzymałby się poniżej poziomu 1,5-stopniowego ocieplenia, choć wcześniej poziom ten zostałby przekroczony. Gdyby założyć SSP1-2,6, to wzrost temperatury aż do roku 2100 utrzymałby między 1,5-stopniowym a 2-stopniowym ociepleniem, choć górna granica przedziału ufności wykracza wyraźnie ponad ocieplenie 2-stopniowe. Jeśli nie uda się powstrzymać wzrostu atmosferycznego stężenia CO₂, a więc przy nieskutecznym przeciwdziałaniu ociepleniu, temperatura globalna może wzrosnąć o niemal 5 stopni.

Rycina 6 (IPCC 2022a, b) ilustruje pięć kategorii powodów do obaw (RFC) związanych z globalnym ociepleniem. Kategoria RFC1 obejmuje systemy unikatowe i zagrożone. Na przykład, chodzi o systemy ekologiczne i ludzkie o ograniczonych zasięgach geograficznych i wysokim endemizmie. Ograniczenie może wynikać z warunków związanych z klimatem. Jako przykłady podać można: rafy koralowe, Arktykę i jej ludy tubylcze, lodowce górskie i tzw. „gorące” obszary (*hotspots*) bioróżnorodności. Kategoria RFC2 dotyczy ekstremalnych zdarzeń pogodowych. Chodzi o zagrożenia związane z wpływem na zdrowie ludzkie, źródła utrzymania, aktywa i ekosystemy spowodowane ekstremalnymi zdarzeniami pogodowymi, takimi jak fale upałów, ulewne deszcze, susze i związane z nimi pożary oraz powodzie sztormowe. Kategoria RFC3 obejmuje rozkład oddziaływań: ryzyko/wpływ, który nieproporcjonalnie wpływa na poszczególne grupy z powodu nierównomiernego rozkładu fizycznych zagrożeń związanych ze zmianą klimatu, narażenia lub podatności. W szczególności, grupy słabe, czy biedniejsze są bardziej narażone, czy podatne. Kategoria RFC4 dotyczy globalnych skutków zagregowanych. Chodzi o wpływ na systemy społeczno-ekologiczne, który można zagregować globalnie w jeden, czy kilka wskaźników, na przykład – straty pieniężne, liczba ofiar śmiertelnych, utracone gatunki lub degradacja ekosystemu w skali globalnej.

Wreszcie, kategoria RFC5 odnosi się do pojedynczych zdarzeń wielkoskalowych. Wchodzą tu w grę stosunkowo duże, nagłe i zazwyczaj nieodwracalne (w ludzkiej skali czasu) zmiany w systemach spowodowane globalnym ociepleniem, takie jak rozpad pokrywy lądolodu Grenlandii czy Antarktydy, lub spowolnienie cyrkulacji termohalinowej.



Rycina 6. Syntetyczne diagramy ilustrujące powody do obaw (*Reasons for Concern*, RFC) (źródło: IPCC 2022a, b)

Wykresy przedstawione na rycinie 6 ilustrują zmianę poziomów zagrożeń ocenianych dla globalnego ocieplenia o 0–5°C globalnej zmiany temperatury powierzchni w stosunku do okresu przedprzemysłowego (1850–1900). (a) Globalne zmiany temperatury powierzchni w °C w stosunku do 1850–1900 (obserwacje i projekcje na przyszłość). Bardzo prawdopodobne zakresy są pokazane dla SSP1-2.6 i SSP3-7.0. (b) Struktura powodów do obaw (RFC) przedstawia naukowe zrozumienie narastania ryzyka dla pięciu kategorii RFC, przy założeniu niskiej adaptacji lub jej braku (tj. adaptacja jest fragmentaryczna, zlokalizowana i obejmuje stopniowe dostosowania do istniejących praktyk). Jednak przejście na bardzo wysoki poziom ryzyka kładzie nacisk na nieodwracalność i ograniczenia adaptacyjne. Niewykrywalny poziom ryzyka (kolor biały) wskazuje, że nie da się wykryć znaczących negatywnych skutków; umiarkowane ryzyko (kolor żółty) wskazuje, że powiązane skutki są zarówno wykrywalne, jak i związane ze zmianą klimatu, z co najmniej średnim poziomem ufności, uwzględniając również inne szczegółowe kryteria kluczowych zagrożeń; wysokie ryzyko (kolor czerwony) wskazuje poważne i rozległe skutki, które są oceniane jako wysokie na podstawie jednego lub większej liczby kryteriów oceny kluczowych zagrożeń. Natomiast kolor fioletowy wskazuje

na bardzo wysoki poziom ryzyka poważnych oddziaływań. Może to prowadzić do nieodwracalności zmian oraz trwałości zagrożeń związanych z klimatem, w połączeniu z ograniczoną zdolnością adaptacji ze względu na charakter zagrożenia. Linia pozioma oznacza obecne globalne ocieplenie o 1,09°C, które służy do oddzielenia obserwowanych przeszłych wpływów poniżej linii od przyszłych prognozowanych zagrożeń powyżej niej.

Z szóstego raportu drugiej grupy roboczej IPCC naprawdę trudno jest wykręsać optymizm. Jest taka mądra chińska sentencja: jeśli nie zmienisz kierunku, to dojdiesz tam, dokąd zmierzasz. A ludzkość naprawdę idzie w złym kierunku.

PODSUMOWANIE

Nie ulega najmniejszej wątpliwości, że zmiana klimatu jest rzeczywistością, a nie mitem. Nie ma innego racjonalnego wytłumaczenia ocieplenia w każdej skali przestrzennej, które widzimy to bardzo wyraźnie również w całej Polsce.

Wzrastające rozmiary ocieplenia zwiększają prawdopodobieństwo poważnych, wszechobecných i nieodwracalnych skutków. Wśród kluczowych zagrożeń klimatycznych można postrzegać ryzyko pogorszenia stanu środowiska, utraty różnorodności biologicznej oraz świadczeń, funkcji i usług ekosystemów, które zapewniają utrzymanie życia.

Zmiany klimatu mogą spowodować, że wśród ważnych gatunków drzew leśnych w Polsce będą „zwycięzcy” i „przegranii”. W ciągu kilku dziesięcioleci, z uwagi na deficyt wody w sezonie wegetacyjnym, klimat w Polsce może stać się mniej optymalny dla wysoce produktywnych gatunków leśnych, które obecnie mają dominujące znaczenie. Dotyczy to w szczególności sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) i świerka pospolitego (*Picea abies*). Istnieje więc ryzyko, że zmieniający się klimat okaże się nieoptymalny dla drzew sadzonych obecnie w ramach zalesień, czy odnowień i że drzewa te mogą nie przetrwać kilkudziesięciu lat (Duszyński i in. 2019).

Pilnie potrzebna jest nie tylko redukcja emisji gazów cieplarnianych do atmosfery, ale też zwiększenie sekwestracji, czyli pochłaniania dwutlenku węgla przez ekosystemy lądowe, a przede wszystkim – ekosystemy leśne. Istotne jest podejmowanie działań w kierunku wzrostu sekwestracji CO₂ w biomase ekosystemów leśnych. Olejnik i Małek (2020), a także Ziemblińska i in. (2016, 2018) informują o znacznym postępie w zrozumieniu bilansu węgla w borach sosnowych. W szczególności poprawiono rozpoznanie produktywności ekosystemu netto oraz zaburzeń bilansu węgla spowodowanych takimi perturbacjami, jak wielki pożar lasu czy potężne wiatrołomy.

W przestrzeni publicznej w Polsce wybrzmiewa głos fałszywych proroków w kwestiach klimatycznych. Słyszy się pytanie – gdzie jest to ocieplenie, jeśli

zdarzy się kilka mroźnych nocy. Sceptycy czy tzw. negacjoniści klimatyczni, są szczególnie mocno słyszalni w krajach, takich jak Polska, gdzie energetyka oparta jest na węglu (w coraz większym stopniu pochodzącym z importu, a w znacznej mierze – z Rosji), a potężne lobby utrudnia rozwój odnawialnych źródeł energii, który powinien być finansowany z opłat emisyjnych. Żyjemy w czasach postprawdy, w których polityczne kaprysy i fake newsy dominują nad rzetelną wiedzą. Ten stosunek trzeba odwrócić.

Summary

Zbigniew Kundzewicz

Poznań University of Life Sciences
kundzewicz@yahoo.com

Climate change – myth or reality?

The tricky title of this paper illustrates dilemmas, probably posed by many participants of the Winter Forest School. My task will be to provide plausible evidence that will allow anyone to formulate the answer to the question.

Observations clearly show that we have been experiencing global warming for several decades. Each of the last four decades has been globally warmer than the previous ones. Beginning in 2001, all years have been among the warmest 20 years globally in the history of observations. The observed temperature changes and associated effects are unprecedented on the time scale of decades to millennia. The atmosphere and oceans have warmed, snow and ice amounts have decreased, and sea levels have risen.

There have been many climate changes in Earth's history, and the mechanisms behind them can be divided into two groups – those caused by natural factors or by human activities. Climate changes in the past were caused exclusively by natural factors – fluctuations in solar radiation (solar activity), changes in the orbital parameters of the Earth's revolution around the Sun (on a time scale measured in thousands of years), and natural changes in the composition of the Earth's atmosphere (e.g., as a result of super eruptions of volcanoes or collisions of celestial bodies with the Earth's surface). Although greenhouse gases (water vapour, carbon dioxide, methane, nitrous oxide) make up only a small portion of the atmosphere, they have a significant impact on climate.

The current climate change is different from all previous ones. Only now mankind has a force comparable to the powerful natural geophysical processes. By burning coal, oil, and gas, humans are amplifying the greenhouse effect, and this is significantly affecting the climate.

If human activity is responsible for most of the current warming, then appropriate human action taken early enough can reduce global warming. Many adverse consequences could be avoided, mitigated, or delayed by effective policies to prevent climate change. To limit warming, the composition of the atmosphere, the roof of "our terrestrial greenhouse," must be influenced so that the greenhouse effect is not amplified, i.e., by reducing carbon dioxide emissions and increasing carbon dioxide absorption by vegetation (e.g., by preventing deforestation and expanding afforestation). However, if global greenhouse gas emissions continue to rise, the effects of warming may reach dangerous levels.

The Conference of the Parties to the Climate Change Convention in Paris in December 2015 adopted the so-called Paris Agreement, which sets as climate policy goals to keep the

increase in average global temperature below 2°C compared to pre-industrial levels and to continue efforts to limit the temperature rise to 1.5 degrees.

Projections for the future point to continued, pervasive warming, but human activities can influence the pace. The increasing magnitude of warming increases the likelihood of severe, pervasive, and irreversible impacts. Key climate threats include the risk of environmental degradation, loss of biodiversity, and ecosystem services and functions that sustain life.

The intensity of precipitation on days with precipitation in Poland is increasing, as are the maximum values of daily precipitation during the warm season and the sums of 5-day and monthly precipitation. However, the number of consecutive rainless days (i.e., with daily precipitation not exceeding 1 mm) increases during the warm season. The number of days in the year with a snowpack decreases. Projections of future precipitation in Poland indicate a significant increase in winter precipitation (but as rainfall, not snowfall), while summer precipitation may increase slightly, and some models even indicate a decrease in summer precipitation. Thus, winter is expected to become a cool rainy season, and a typical summer will be hot and dry, with long rainless periods punctuated by heavy rains. There is reason to be concerned that weather extremes – heat waves, heavy rains, strong winds – could become more extreme in Poland as a result of climate change.

Climate change could mean that there will be winners and losers among the important forest tree species in Poland. Over several decades, the climate in Poland could become less favourable for highly productive, currently dominant forest tree species due to water scarcity during the growing season. This is especially true for Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Norway spruce (*Picea abies*). There is a risk that the changing climate will not be optimal for trees currently planted as part of reforestation or forest regeneration projects, and that these trees will not survive the next few decades.

LITERATURA

- Alvarez L.W., Alvarez W., Asaro F., Michel H.V. 1980. Extraterrestrial cause for the Cretaceous Tertiary Extinction. *Science*, 208: 1095–1108, doi:10.1126/science.208.4448.1095.
- Duszyński J., Grzywacz A., Jagodziński A.M. i in. 2019. Ratujmy las, on chroni nas. *Polityka*, 37 (3227), 11.09–17.09.2019: 56–58.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2021a. Summary for Policymakers. [W:] *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., Zhai, P. i in., (eds.)]. Cambridge University Press. W druku. https://report.ipcc.ch/ar6wg2/pdf/IPCC_AR6_WGII_SummaryForPolicymakers.pdf.
- https://informacje.pan.pl/images/2021/Raport_IPCC_2021_11_04_T%C5%81U-MACZENIE_FINAL.pdf.
- IPCC. 2021b. Technical Summary. [W:] *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the*

- Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte V., P. Zhai P. i in., (eds.)]. Cambridge University Press. W druku. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/#TS>.
- IPCC. 2022a. Summary for Policymakers. [W:] Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate [Pörtner, H.-O., Roberts, D.C. i in., (eds.)]. Cambridge University Press. W druku. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf.
- IPCC. 2022b. Technical Summary. [W:] Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate [Pörtner, H.-O., Roberts, D.C. i in., (eds.)]. Cambridge University Press. W druku. https://report.ipcc.ch/ar6wg2/pdf/IPCC_AR6_WGII_FinalDraft_TechnicalSummary.pdf.
- Kundzewicz Z.W., Pińskwar I., Koutsoyiannis D. 2020. Variability of global mean annual temperature is significantly influenced by the rhythm of oceanatmosphere oscillations. *Science of The Total Environment*, 747, 141256, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141256.
- Mason B.G., Pyle D.M., Oppenheimer C. 2004. The size and frequency of the largest explosive eruptions on Earth. *Bull. Volcanol.* 66, 735–748, doi:10.1007/s0044500403559.
- Milanković M. 1941. *Kanon der Erdbestrahlung und seine Anwendung auf das Eiszeitenproblem*. Königlich Serbische Akademie: Belgrade, Serbia, 132, 633 s.
- Newhall C.G., Self S. 1982. The volcanic explosivity index (VEI) an estimate of explosive magnitude for historical volcanism. *Journal of Geophysical Research*, 87: 1231–1238.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2021. U.S. billion-dollar weather & climate disasters 1980-2021, <https://www.ncdc.noaa.gov/billions/>.
- Norel M., Michał K., Pińskwar I., Krawiec K., Kundzewicz Z.W. 2021. Climate variability indices—A guided tour. *Geosciences*, 11, 128, <https://doi.org/10.3390/geosciences11030128>.
- Olejniki J., Małek S. (red.) 2020. *Rola lasu w pochłanianiu dwutlenku węgla z atmosfery*. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, 398 s. ISBN 978-83-7160-971-8.
- Schulte P., Alegret L., Arenillas i in. 2010. The Chicxulub asteroid impact and mass extinction at the Cretaceous Paleogene Boundary. *Science*, 327: 1214–1218. DOI:10.1126/science.1177265.
- Schwabe S.H. 1843. *Sonnenbeobachtungen im Jahre 1843*. *Astronomische Nachrichten*, 21: 233–236.

- Ziemblińska K., Urbaniak M., Chojnicki B.H., Olejnik J., Black A.T., Niu S. 2016. Net ecosystem productivity and its environmental controls in a mature Scots pine stand in northwestern Poland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 228/229: 60–72.
- Ziemblińska K., Urbaniak M., Black T.A., Jagodziński A.M., Herbst M., Qiu C., Olejnik J. 2018. The carbon balance of a Scots pine forest following severe windthrow: Comparison of reforestation techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, 260/261: 216–228.

BLOK II. OCHRONA LASU

Aldona Perlińska¹, Tomasz Jabłoński²

¹ Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych

² Instytut Badawczy Leśnictwa

aldona.perlinska@lasy.gov.pl

T.Jablonski@ibles.waw.pl

Skala oraz możliwości przeciwdziałania zjawisku zamierania lasów w Polsce w kontekście zmian klimatu

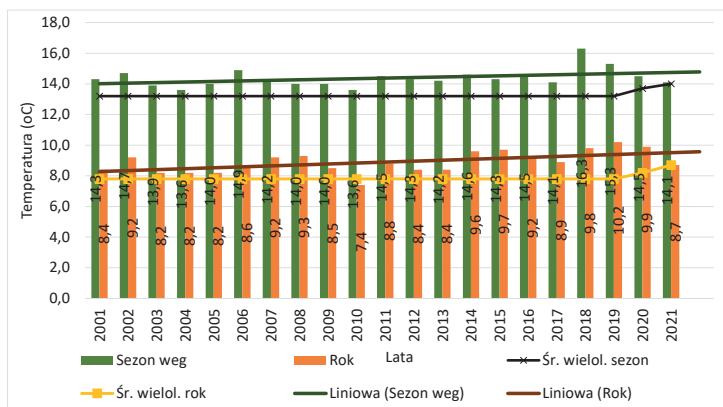
WSTĘP

Obserwowane od szeregu lat globalne zmiany klimatyczne i związane z nimi anomalie pogodowe są główną przyczyną aktywizacji procesów chorobowych w lasach. Szczególnie istotne znaczenie w tym kontekście ma ostatnie 7 lat (2015–2021), w których nasiliły się szkody w wyniku oddziaływania czynników abiotycznych i antropogenicznych (susza, wysokie temperatury powietrza, silne wiatry, eutrofizacja, czyli zwiększona depozycja związków azotu w glebie) i biotycznych (szkodniki owadzie, choroby infekcyjne, inne organizmy). Pełnią one różną rolę w zachodzących procesach chorobowych. Zmiany klimatyczne to tak zwany czynnik predysponujący, zwiększający podatność lasu na czynniki szkodliwe. Abiotyczne i antropogeniczne to czynniki inicjujące, a foliofagi, patogeny i inne organizmy (np. jemiola) to czynniki współuczestniczące. Owady kambio- i ksylofagiczne (żywiące się drewnem i łykiem drzew) to również czynniki współuczestniczące, powodujące zamieranie osłabionych drzew (Manion i Lachance 1992).

Jak już wspomniano, jedną z głównych przyczyn wzmożonego zamierania lasów są zmiany klimatyczne. Według raportów Światowej Organizacji Meteorologicznej (WMO), 20 najcieplejszych lat w historii pomiarów (od 1880 roku) odnotowano w ciągu ostatnich 22 lat. Lata 2016, 2019, 2020 i 2021 były rekordowe pod względem temperatur łądów i oceanów w skali globu, od początku stałych pomiarów meteorologicznych. Rok 2017 to piąty (po rekordowych latach) najcieplejszy rok w historii pomiarów meteorologicznych. Lata 2015 i 2018 zajęły odpowiednio piąte i szóste miejsca w rankingu najcieplejszych lat. Według WMO średnia globalna temperatura w 2021 r. była o około 1,1°C ($\pm 0,13^\circ\text{C}$) wyższa od średniej z lat 1850–1900 oraz o 0,3°C od średniej z lat 1991–2020. Ubiegły rok był siódmym z rzędu (2015–2021), w którym globalna temperatura przekraczała

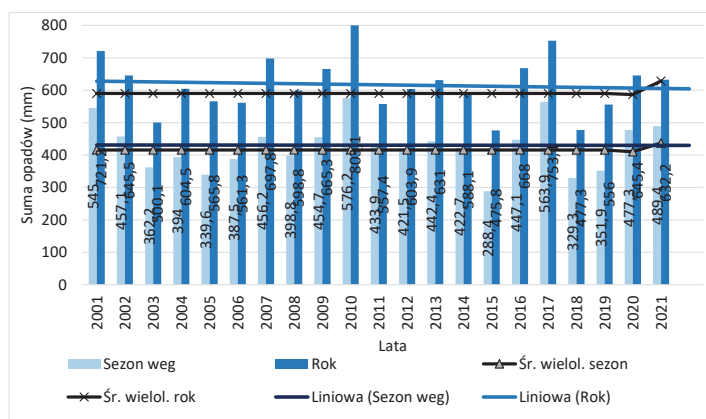
o ponad 1°C poziomy sprzed epoki przemysłowej. Copernicus Climate Change Service (C3S), służba ds. zmiany klimatu realizowana przez Europejskie Centrum Prognoz Średnioterminowych (ECMWF), poinformowała, że 2021 r. był kolejnym anomalnie ciepłym okresem w historii pomiarów.

Również na terenie Polski notowano systematyczny wzrost temperatur. Najcieplejsze lata od 1880 r. to 2019 i 2020 r., ze średnimi temperaturami rocznymi wynoszącymi 10,2°C i 9,9°C oraz nieznacznie im ustępujące pod tym względem lata 2018 i 2015 r. Do najcieplejszych lat w historii pomiarów należą również 2016 i 2017 r. (ryc. 1).



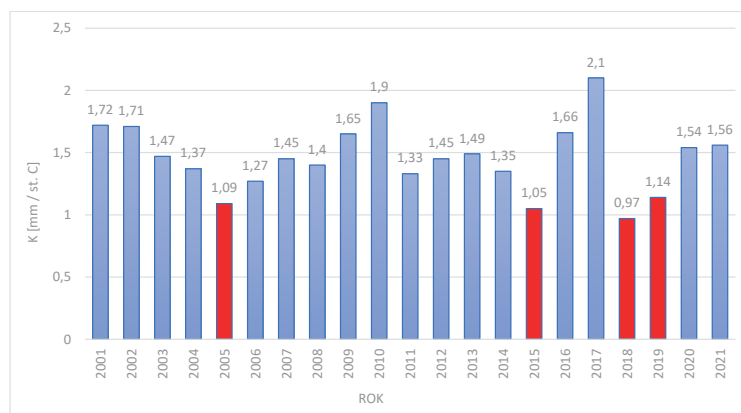
Rycina 1. Średnia temperatura powietrza (rok i sezon wegetacyjny) w latach 2001–2021 i linia trendu (źródło: IMGW)

Omawiane 7-letnie było również niekorzystne pod względem opadowym. Dotyczy to zwłaszcza lat 2015, 2018 i 2019, w których odnotowano rekordowo niskie sumy opadów w sezonie wegetacyjnym, odpowiednio 288,4 mm, 329,3 mm i 351,9 mm (ryc. 2).



Rycina 2. Suma opadów atmosferycznych (rok i sezon wegetacyjny) w latach 2001–2021 i linia trendu (źródło: IMGW)

W rezultacie średni roczny współczynnik hydrotermiczny K Sielianinowa, uwzględniający opady i temperaturę powietrza w latach 2015–2021 przyjmował wartości od 2,1 (2017) do 0,97 (2018 – ryc. 3), co zgodnie z klasyfikacją Puły i Skowery (2004) oznacza rok suchy (2018 – wartości $K < 1,0$) i dość suchy (2015, 2019 – wartości K z przedziału 1,0–1,3) Pozostałe lata można określić jako optymalne (2020, 2021 – wartości K z przedziału 1,3–1,6), dość wilgotne (2016 – wartości K z przedziału 1,6–2,0) i wilgotne (2017 – wartości K z przedziału 2,0–2,5).



Rycina 3. Średni współczynnik hydrotermiczny dla sezonu wegetacyjnego w latach 2001–2021 (źródło: Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce [2002–2022])

Z danych gromadzonych przez Lasy Państwowe (PGL LP) wynika, że głównym czynnikiem abiotycznym osłabiającym i uszkadzającym lasy w latach 2015–2021, praktycznie na terenie całego kraju, była silna susza. Sumaryczna powierzchnia lasów uszkodzonych przez ten czynnik w ostatnich 7 latach zdecydowanie przekroczyła poziom 300 tys. ha.

Istotny wpływ na poziom uszkodzenia i kondycję drzewostanów w Polsce miał również w ostatnich latach, oprócz trwającej od 2015 r. suszy, huragan z sierpnia 2017 r., który spowodował szkody w drzewostanach na powierzchni ok. 80 tys. ha. W lasach zarządzanych przez PGL LP całkowicie lub częściowo uszkodzone zostały drzewostany na terenie 60 nadleśnictw, a miąższość zniszczonych drzew (tzw. złomy i wywroty) osiągnęła poziom ok. 10 mln m³.

Negatywny wpływ na stabilność lasów ma również rosnąca dynamicznie od lat czterdziestych XX wieku depozycja azotu. W Polsce wynosi ona aktualnie około 9,1 kg/ha, podczas kiedy w latach czterdziestych wynosiła zaledwie około 3 kg/ha (Pretsch i in. 2014; Churkina i in. 2010). Wzrost średniej temperatury rocznej oraz wysoka depozycja azotu i zwiększone stężenie CO₂ w atmosferze, powodują

szybszy wzrost lasów, jednoczesny spadek ich stabilności i wzrost podatności na atak szkodliwych owadów i patogenów.

Kolejnym ważnym czynnikiem antropogenicznym (oprócz eutrofizacji) uruchamiającym wieloczynnikowe procesy chorobowe, jest porolność gruntu, na którym wzrasta nowe pokolenie lasu. Cecha ta (porolność) nabiera szczególnie istotnego znaczenia w kontekście obserwowanych zmian klimatycznych. Szacuje się, że co najmniej 23% (tj. ok. 2,1 mln ha) drzewostanów rośnie na gruntach porolnych (Łukaszewicz i Gil 2019). Wielkość tą można uznać za zaniżoną, gdyż odnosi się ona w zasadzie do gruntów zalesionych po II wojnie światowej. Zakładając, że wieloczynnikowe zamieranie dotknie w pierwszej kolejności lasy rosnące na tzw. terenach trudnych, do których niewątpliwie należą grunty porolne, wskazuje to na możliwy rozmiar tego zjawiska w przyszłości.

Wspomniane powyżej czynniki mogą powodować zwiększoną aktywność wielu organizmów związanych z lasem, w tym tych uznawanych za szkodliwe z punktu widzenia wielofunkcyjnej gospodarki leśnej.

SUSZA I WIATR

Średnia powierzchnia lasów zarządzanych przez PGL LP osłabianych/uszkodzanych przez czynniki abiotyczne w latach 2015–2021 osiągnęła poziom 86 tys. ha rocznie (1,3% lasów zarządzanych przez PGL LP). Do czynników abiotycznych o charakterze kłęskowym, mających największy wpływ na poziom uszkodzeń drzewostanów w omawianym 6-leciu można zaliczyć przede wszystkim silną suszę (średnio 49 tys. ha rocznie) i huragany (średnio 32 tys. ha rocznie). Najsilniej obciążona szkodami abiotycznymi była południowa i centralna część Polski. Największy areał uszkodzanych drzewostanów odnotowano na terenie RDLP we Wrocławiu – średnio 26 tys. ha rocznie, w tym szkody spowodowane przez suszę – 18 tys. ha i silny wiatr – 7 tys. ha. Na terenie RDLP w Katowicach rejestrowano objawy osłabienia/uszkodzenia przez czynniki abiotyczne na średniej powierzchni 21 tys. ha rocznie (w tym susza – 14 tys. ha, wiatr – 6 tys. ha). Na terenie RDLP w Toruniu odnotowano średnio rocznie 9 tys. ha lasów, uszkodzanych głównie przez wiatr (6 tys. ha) i suszę (3 tys. ha). Podczas sierpniowego huraganu z 2017 r. jednorazowo zostało zniszczonych lub poważnie uszkodzonych ponad 33 tys. ha lasów. Z kolei na terenie RDLP w Poznaniu powierzchnia drzewostanów uszkodzonych przez czynniki abiotyczne osiągnęła średnio roczny poziom 8 tys. ha. Dominowały szkody spowodowane przez suszę (średnio 6 tys. ha rocznie) i wiatr (średnio 3 tys. ha rocznie).

Należy w tym miejscu podkreślić, że prezentowane powyżej dane dotyczą wyłącznie drzewostanów z widocznymi objawami uszkodzenia przez suszę. Dane

dotyczące m.in. Klimatycznego Bilansu Wodnego, wskazują na wysokie prawdopodobieństwo występowania w lasach stresu wodnego spowodowanego przez suszę na powierzchni co najmniej kilku-, a nawet kilkunastokrotnie większej.

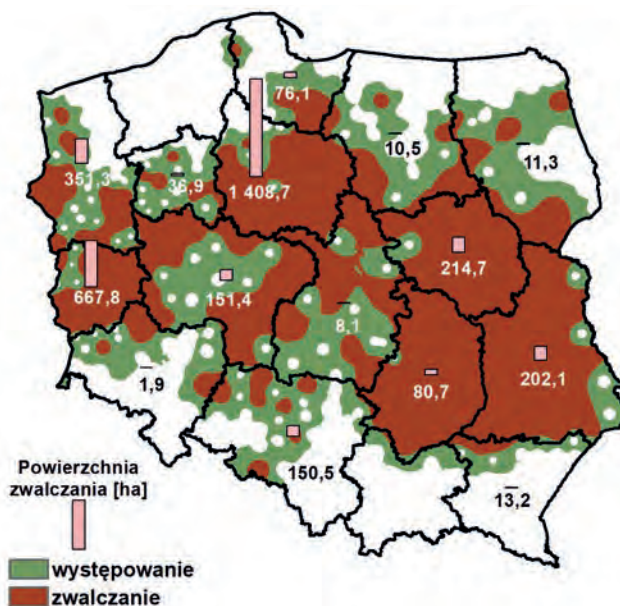
OWADY, PATOGENY I JEMIOŁA

W okresie 2015–2021 widoczny jest systematyczny wzrost presji czynników biotycznych na lasy. O ile w 2015 r. ich istotny wpływ na kondycję lasów zarządzanych przez PGL LP obserwowano tylko na niespełna 6% powierzchni leśnej, to już 2019 r. wzmożone występowanie owadów, patogenów i jemioli stwierdzono na ponad 10%. W 2020 i 2021 r. udział lasów zarządzanych przez PGL LP pod presją czynników biotycznych nieznacznie spadł poniżej 10%.

Niewątpliwie największy wzrost znaczenia, w kontekście zaburzeń klimatycznych w ostatnim 6-leciu, dotyczy grupy szkodników wtórnych. Przede wszystkim widoczny jest silny wzrost presji tej grupy owadów na drzewostany sosnowe, świerkowe i dębowe. Wśród głównych przyczyn zaistniałej sytuacji należy wymienić, oprócz trwającej od 2015 r. suszy, coraz częstsze uszkodzenia lasów powodowane przez huragany, stwarzające dogodne warunki do masowego rozmnażania się kambio- i ksylofagów.

Po raz pierwszy wzmożone występowanie kornika ostrozębnego (*Ips acuminatus*) odnotowano w 2015 r., na terenie 17 nadleśnictw RDLP w Lublinie, gdzie zabiegami ochronnymi objęto 231 ha drzewostanów sosnowych. W 2016 r. szkodnik ten został stwierdzony już na terenie 57 nadleśnictw należących do 10 rdLP. Zwalczanie prowadzono na powierzchni 5,8 tys. ha, głównie na terenie rdLP w Lublinie – 5,2 tys. ha. W 2017 r. gradacja tego szkodnika objęła 80 nadleśnictw (14 rdLP). Spadła natomiast powierzchnia zabiegów ochronnych – 4,8 tys. ha, w tym RDLP w Lublinie 3,5 tys. ha. W 2018 r. kornika ostrozębnego stwierdzono na terenie aż 148 nadleśnictw (14 rdLP). Zabiegi ograniczania liczebności tego owada prowadzono głównie na terenach RDLP w Lublinie (6,6 tys. ha), Radomiu (1,2 tys. ha), Warszawie (0,5 tys. ha), Krośnie (0,4 tys. ha) oraz Poznaniu (0,3 tys. ha). W 2019 r. całkowita powierzchnia występowania kornika ostrozębnego przekroczyła 26 tys. ha i dotyczyła (w różnym stopniu) wszystkich 17 rdLP. Największą powierzchnię zagrożonych drzewostanów sosnowych wykazano na terenie RDLP w Radomiu – 11,4 tys. ha. Zabiegami ochronnymi objęto 13,2 tys. ha drzewostanów sosnowych, w tym na terenie RDLP w Lublinie – 5,2 tys. ha i RDLP w Toruniu – 3,6 tys. ha. W 2020 r. występowanie kornika ostrozębnego stwierdzono na terenie 225 nadleśnictw, na łącznej powierzchni ponad 18 tys. ha (16 rdLP, za wyjątkiem RDLP w Szczecinku). Zabiegami objęto 12 tys. ha drzewostanów sosnowych, przede wszystkim na terenie RDLP w Toruniu – 6,7 tys. ha. W 2021 r. występowanie tego

kambiofaga stwierdzono na terenie 165 nadleśnictw na łącznej powierzchni około 5,5 tys. ha (15 rdLP, za wyjątkiem rdLP w Szczecinku i Krakowie). W porównaniu z rokiem ubiegłym był to trzykrotny spadek powierzchni jego występowania. Zabiegi zwalczania (usuwanie zasiedlonych drzew) przeprowadzono na powierzchni około 3,5 tys. ha, głównie na terenach rdLP w Toruniu (1,4 tys. ha) oraz w Zielonej Górze (670 ha) (ryc. 4).

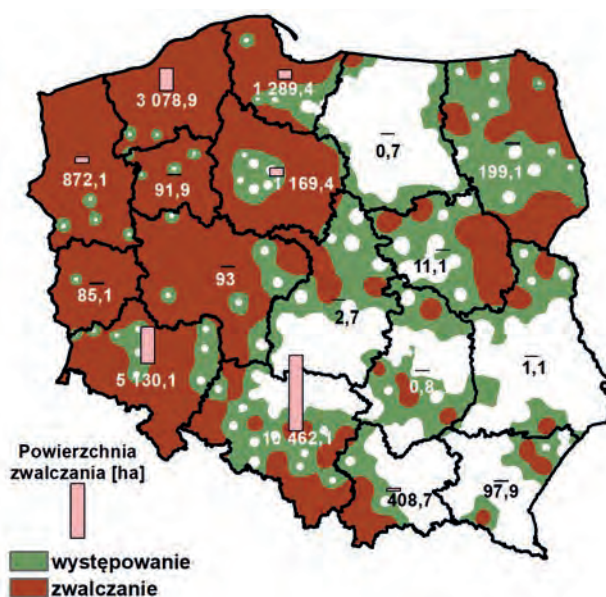


Rycina 4. Występowanie i zwalczanie kornika ostrozębnego w 2021 r. (źródło: Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2022 roku)

W tym miejscu należy również wspomnieć o całej gamie innych szkodników wtórnych, które coraz liczniej zasiedlają lasy sosnowe w ostatnich latach. Przede wszystkim jest to przyplaszczek granatek (*Phaenops cyanea*) powodujący istotne gospodarczo szkody w północnej i zachodniej Polsce. Coraz częstsze są również doniesienia z różnych rejonów kraju dotyczące licznego występowania, w drzewostanach opanowanych przez kornika ostrozębnego, również kornika sześciogłowego (*Ips sexdentatus*), smolika sosnowca (*Pissodes pini*), czy też cetyńca mniejszego (*Tomicus minor*).

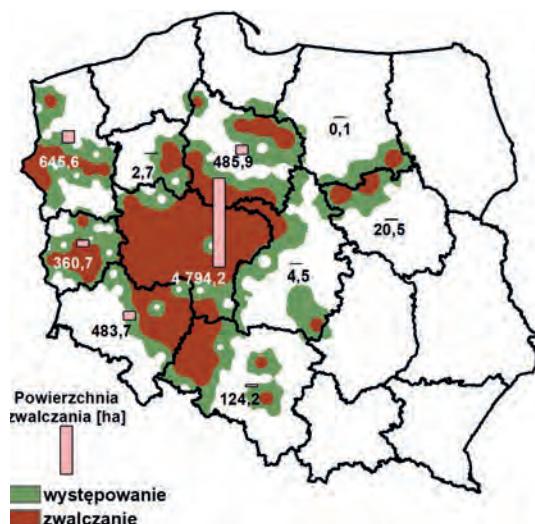
W wyniku silnego stresu wodnego spowodowanego długotrwałą suszą znacząco zwiększyło się zagrożenie świerczyn na południu i północy kraju ze strony kornika drukarza (*Ips typographus*) i gatunków towarzyszących. Szczególnie wysoki poziom zagrożenia drzewostanów świerkowych panował na obszarze Sudetów i Przedgórze

Sudeckiego (RDLP we Wrocławiu), gdzie rozmiar cięć sanitarnych uległ w 2018 r. gwałtownemu zwiększeniu, do poziomu nienotowanego w okresie co najmniej ostatnich 40 lat i przewyższającego ten z okresu tzw. kłęski ekologicznej z połowy lat osiemdziesiątych XX w. W 2019 r. nastąpiło dalsze pogorszenie stanu sanitarnego świerczyn. Najsilniej zagrożone były świerczyny na terenie RDLP we Wrocławiu. W 2020 r. zabiegami zwalczania kornika drukarza objęto 35 tys. ha świerczyn, przede wszystkim na terenach rdLP we Wrocławiu i Katowicach. Podobny poziom zagrożenia panował również w 2021 r., w którym zabiegami ochronnymi objęto ok. 23 tys. ha drzewostanów świerkowych zaatakowanych przez tego szkodnika, przede wszystkim na terenach rdLP w Katowicach, Wrocławiu i Szczecinku (ryc. 5).



Rycina 5. Występowanie i zwalczanie kornika drukarza w 2021 r. (źródło: Krótko-terminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2022 roku)

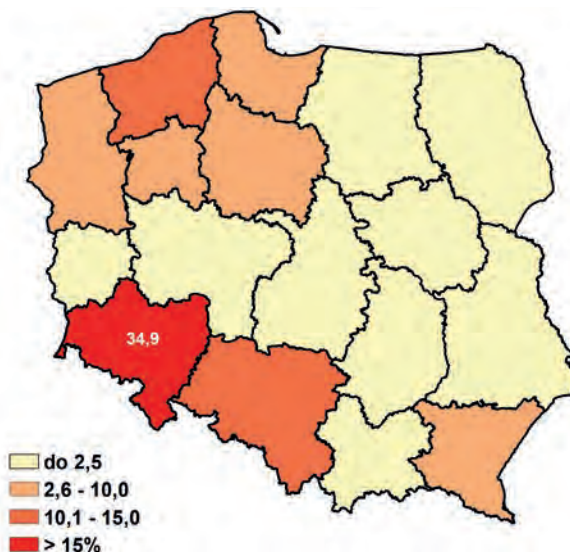
W drzewostanach liściastych głównym problemem był niezmiennie opiętek dwuplankowy (*Agilus biguttatus*). Trwająca od 2015 r. susza i anomalie pogodowe (huragany) spowodowały istotny wzrost zagrożenia drzewostanów dębowych ze strony tego szkodnika oraz towarzyszących mu wyrzniękowników (*Platypus* spp.) i rozwiertka (*Xyleborus* spp.), istotnie wpływających na jakość pozyskiwanego drewna. Najsilniej zagrożone były dębiny na terenach rdLP: w Poznaniu, Wrocławiu, Toruniu, Szczecinie i Katowicach. W 2021 r. tylko na terenie RDLP w Poznaniu zabiegami ochronnymi objęto 4,8 tys. ha dębin opanowanych przez opiętki (ryc. 6).



Rycina 6. Występowanie i zwalczanie opiętków dębowych w 2021 r. (źródło: Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2022 roku)

Sumaryczna powierzchnia występowania szkodników pierwotnych w latach 2015–2021 przekroczyła 1 mln ha. Ze względu na skalę zagrożenia w omawianych 7 latach zaszła konieczność przeprowadzenia naziemnych i lotniczych zabiegów ochronnych na powierzchni przekraczającej 0,7 mln ha. Lata 2015–2016 cechował względnie niski poziom zagrożenia ze strony tej grupy szkodników. Powierzchnia występowania i zwalczania wyniosła w 2015 r. odpowiednio 175 tys. ha i 86 tys. ha i w głównej mierze dotyczyła postaci dorosłych (imagines) chrabąszczy (*Melolontha* spp.) W 2016 r. występowanie i zwalczanie szkodników pierwotnych odnotowano na rekordowo małych powierzchniach, odpowiednio 91 tys. ha i 30 tys. ha w skali kraju. Z kolei lata 2017–2019 charakteryzowały się wysokim poziomem zagrożenia powodowanym przede wszystkim przez foliofagi drzewostanów sosnowych i imagines chrabąszczy. Powierzchnia występowania szkodników pierwotnych w 2017 r. wzrosła do 300 tys. ha, a następnie w 2018 r. do 454 tys. ha i w 2019 r. do 470 tys. ha. Wzrosły również znacząco powierzchnie zabiegów ochronnych, które wykonano w latach 2017–2019, odpowiednio na 96 tys. ha, 234 tys. ha i 228 tys. ha. W 2020 r. odnotowano znaczny spadek zagrożenia ze strony tej grupy owadów. Zabiegi ochronne przeprowadzono na powierzchni nieznacznie przekraczającej 50 tys. ha. Podobny poziom zagrożenia panował również w 2021 r., w którym zabiegami ochronnymi, analogicznie jak w poprzednich latach, przeciwko imagines chrabąszczy i foliofagom sosny objęto 66,9 tys. ha.

Choroby infekcyjne są kolejnym istotnym czynnikiem szkodotwórczym, uaktywniającym się w efekcie oddziaływania innych czynników stresowych. Dominującą rolę (jako główny czynnik szkodotwórczy) pełnią choroby korzeni – opieńkowa zgnilizna korzeni powodowana przez grzyby rodzaju *Armillaria* i huba korzeni powodowana przez korzeniowce (*Heterobasidion* spp.). Ich udział w całkowitej powierzchni występowania chorób infekcyjnych w latach 2015–2021 wynosił ok. 80%, w tym huba korzeni 90 tys. ha/rok i opieńkowa zgnilizna korzeni – 54 tys. ha/rok. Występowanie patogenów korzeni było w zasadzie rejestrowane na terenie wszystkich 17 rdLP. Niewątpliwie najbardziej zagrożone są lasy na terenie RDLP we Wrocławiu, gdzie w 2021 r., odnotowano przeszło 1/3 łącznej powierzchni występowania drzewostanów uszkodzonych przez patogeny korzeni.

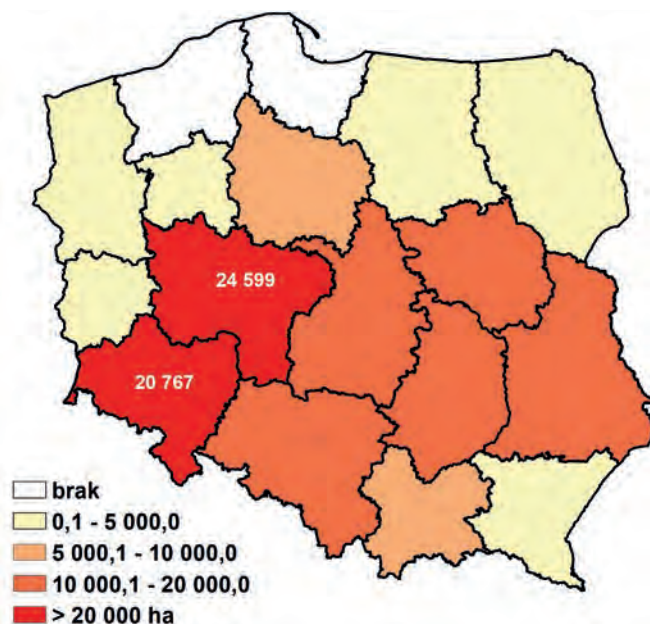


Rycina 7. Procentowy udział poszczególnych rdLP w łącznej powierzchni występowania drzewostanów uszkodzonych przez patogeny korzeni w 2021 r. (źródło: Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2022 roku)

W omawianym 7-leciu pojawiały się również epifitozy innych sprawców chorób grzybowych silnie powiązanych z występowaniem m.in. bardzo wysokich temperatur, gradobic czy też silnych wiatrów. W 2016 r. na powierzchni 17 tys. ha odnotowano zamieranie pędów sosny. W 2015 r. powierzchnia występowania tej choroby wyniosła tylko 526 ha w skali kraju. Ponad 95% powierzchni drzewostanów z objawami zamierania pędów sosny znajdowała się na terenach rdLP w Poznaniu i Wrocławiu, gdzie to zjawisko chorobowe zarejestrowano na powierzchni

odpowiednio 7 tys. ha i 9 tys. ha. W 2017 r. areal występowania choroby obniżył się do niespełna 4 tys. ha, a w 2018 r. do 644 ha.

W ostatnich latach pojawił się nowy czynnik osłabiający drzewostany sosnowe – jemięśla (*Viscum* spp.). W latach 2015–2016 notowano niewielkie powierzchnie drzewostanów (głównie jodłowych) zasiedlonych przez jemięślę na terenach rdLP: w Krakowie i Krośnie. W 2017 r. stwierdzono natomiast 1,4 tys. ha drzewostanów iglastych (jodłowych i sosnowych) masowo zasiedlonych przez tego półpaszyta. W 2018 r. odnotowano już prawie 23 tys. ha przede wszystkim zamierających drzewostanów sosnowych silnie opanowanych przez ten organizm. Jego masowe występowanie koncentrowało się w południowej i centralnej części kraju. Przeprowadzona w 2019 r., na zlecenie Dyrekcji Generalnej LP, kompleksowa inwentaryzacja występowania jemięśli wykazała 166,7 tys. ha drzewostanów sosnowych opanowanych w różnym stopniu przez tego półpaszyta. Widoczne objawy osłabienia stwierdzono w przypadku 74% zinwentaryzowanych drzewostanów (122,8 tys. ha). W latach 2020–2021 po raz kolejny wzrosła szkodliwość jemięśli, która uszkodziła w istotnym stopniu odpowiednio 127 tys. ha i 135,4 tys. ha drzewostanów (głównie sosnowych). Największe powierzchnie drzewostanów istotnie uszkodzonych przez jemięślę odnotowano na terenach rdLP w Poznaniu i Wrocławiu (ryc. 8).

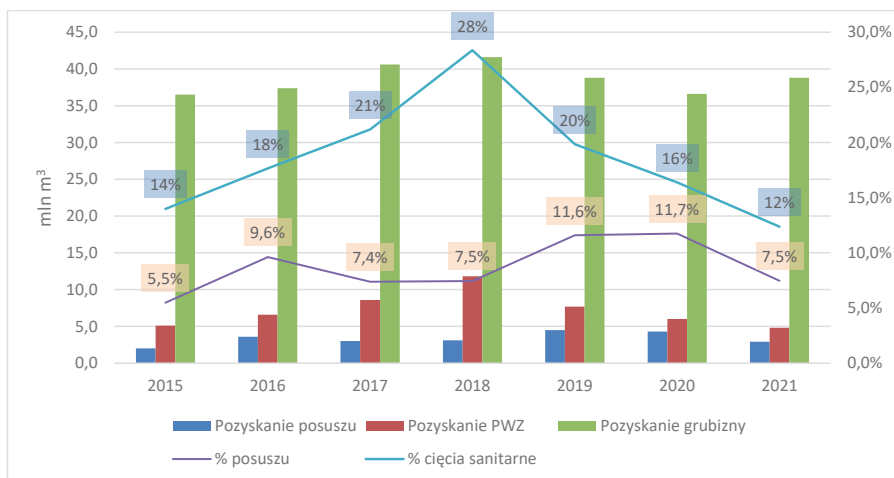


Rycina 8. Powierzchnia drzewostanów iglastych uszkodzonych wskutek występowania jemięśli pospolitej 2021 r. (źródło: Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2022 roku)

KONSEKWENCJE SYNERGII

Wymiernym wskaźnikiem oddziaływania opisanego powyżej kompleksu czynników biotycznych i abiotycznych jest przede wszystkim miąższość drewna pozyskanego w ramach cięć sanitarnych. Ogółem w latach 2015–2021 w lasach zarządzanych przez PGL LP pozyskano 74 mln m³ posuszu oraz złomów i wywrotów wszystkich gatunków drzew, a więc miąższość porównywalną do 2-letniego pozyskania w ramach planowego użytkowania przedrębного i rębного. Sosna, świerk i dąb stanowiły 86% (63,6 mln m³). Widoczny był również systematyczny wzrost udziału cięć sanitarnych (zwłaszcza posuszu) w rocznym pozyskaniu grubizny. O ile jeszcze w 2015 r. wynosił on 5,5%, to już w latach 2019–2020 osiągnął poziom 11–12%, co daje ponad dwukrotny wzrost w okresie zaledwie 6 lat. W 2021 r. nastąpił spadek udziału posuszu w pozyskanej grubiznie do poziomu z lat 2017–2018 (7,5% – ryc. 9). Szczególnie wysokim udziałem posuszu pozyskanego w ramach etatu rocznego charakteryzowały się rdLP: we Wrocławiu, Katowicach, Poznaniu i Białymstoku.

Jedną z konsekwencji zmian klimatycznych jest wzrost częstotliwości i siły huraganów. Wpływ tego typu zjawisk, przede wszystkim huraganu z sierpnia 2017 r., jest widoczny w skali całego kraju, w 2018 r. udział złomów i wywrotów w pozyskaniu grubizny osiągnął poziom 28% (ryc. 9). Na terenie RDLP w Toruniu w latach 2017–2019 udział pozyskanych złomów i wywrotów w etacie rocznym był jeszcze wyższy i wyniósł kolejno 44%, 66,7% i 22,5%.

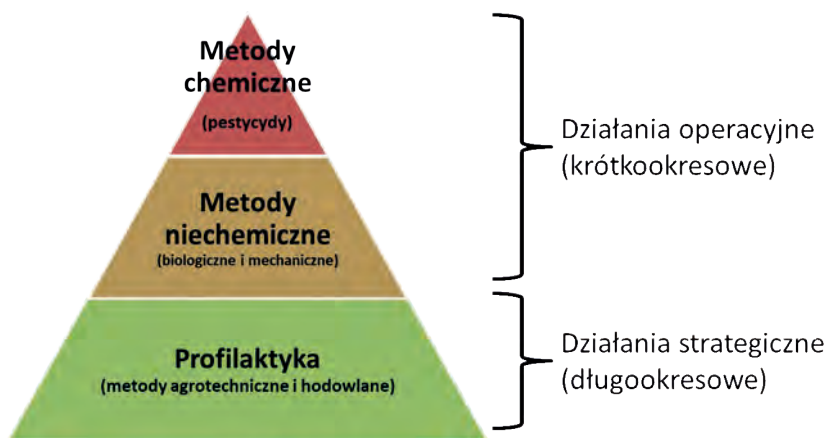


Rycina 9. Pozyskanie grubizny, posuszu, złomów i wywrotów (w mln m³) oraz procentowy udział posuszu oraz złomów i wywrotów w pozyskaniu grubizny w latach 2015–2021 (źródło: DGLP)

Oprócz niezaprzeczalnych strat związanych z całkowitym lub częściowym unicestwieniem olbrzymich powierzchni różnowiekowych i różnogatunkowych drzewostanów mających określoną wartość gospodarczą, należy również wspomnieć o szkodach przyrodniczych i społecznych. W dotkniętych zamieraniem lasach znajdują się liczne rezerваты, obszary Natura 2000, pomniki przyrody, drzewostany nasienne, strefy ochronne ptaków, miejsca bytowania wielu cennych lub rzadkich gatunków zwierząt oraz szlaki turystyczne i ścieżki edukacyjne. Postępujące procesy zamierania w znacznym stopniu ograniczają lub wręcz uniemożliwiają pełnienie przez lasy również tych bardzo istotnych funkcji.

MOŻLIWOŚCI ZAPOBIEGANIA

Od 1 stycznia 2014 r., zgodnie z Dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/128/WE, PGL LP jest zobowiązane do stosowania zasad integrowanej ochrony roślin opisanych w Załączniku III tej Dyrektywy. Bardzo ważnym elementem (podstawą) tej koncepcji jest profilaktyka, która ma na celu wzmocnienie odporności drzewostanów na ataki ze strony owadów lub patogenów (Metodyka integrowanej ochrony drzewostanów iglastych i liściastych 2013). Działania profilaktyczne dotyczą przede wszystkim czynności z zakresu hodowli, użytkowania oraz ochrony lasu (metody agrotechniczne i hodowlane). Kolejnym elementem integrowanej ochrony lasu są zabiegi ochronne, w których pierwszeństwo mają metody biologiczne i biotechniczne, obejmujące nie tylko stosowanie insektycydów biologicznych, ale również substancji wpływających na zachowanie się owadów (feromony i kairomony). Zabiegi chemiczne są ostatecznością, stosowane po wyczerpaniu innych metod, wyłącznie w przypadkach zagrażających trwałości lasu (ryc. 10).



Rycina 10. Schemat integrowanej ochrony lasu

Zasady integrowanej ochrony lasu można z powodzeniem stosować również w sytuacji wieloczynnikowego procesu osłabienia i zamierania drzewostanów. Profilaktyka, będąca „bazą” pozostałych czynności z zakresu ochrony lasu ma charakter długookresowy i należy ją zaliczyć do tzw. działań strategicznych (ryc. 10). W tym kontekście można wskazać sześć głównych zasad postępowania hodowlanego zmierzającego do podniesienia stopnia odporności oraz zwiększenia potencjału adaptacyjnego lasów (Brang i in. 2014):

- zwiększanie różnorodności gatunkowej drzewostanów,
- zwiększanie różnorodności strukturalnej drzewostanów,
- zachowanie i zwiększanie wewnątrzgatunkowej zmienności genetycznej,
- zwiększanie odporności poszczególnych osobników na stres o charakterze abiotycznym i biotycznym,
- przebudowa drzewostanów odznaczających się wysokim poziomem ryzyka powstania różnego rodzaju szkód,
- niedopuszczanie do nadmiernego wzrostu zasobności drzewostanów.

Zadania z zakresu ochrony lasu mają charakter krótkookresowy i w związku z tym należy je zaliczyć do tzw. działań operacyjnych (ryc. 10).

Podstawą integrowanej ochrony lasu jest systematyczny monitoring występowania organizmów i czynników szkodliwych. Ich prawidłowe rozpoznanie opiera się na metodach oceny występowania szkodników, patogenów i innych czynników szkodliwych opisanych w „Instrukcji ochrony lasu” (2012), a uzyskane dane stanowią podstawę corocznych opracowań pt. „Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce”, przygotowywanych przez Instytut Badawczy Leśnictwa (Jabłoński i in. 2016-2022). Aktualnie w lasach zarządzanych przez PGL LP monitoringiem objętych jest ok. 100 gatunków szkodników owadzich, ok. 30 patogenów i 10 czynników abiotycznych i antropogenicznych. Monitoringowi podlegają również pojawiające się nowe organizmy szkodliwe (rodzime i obce).

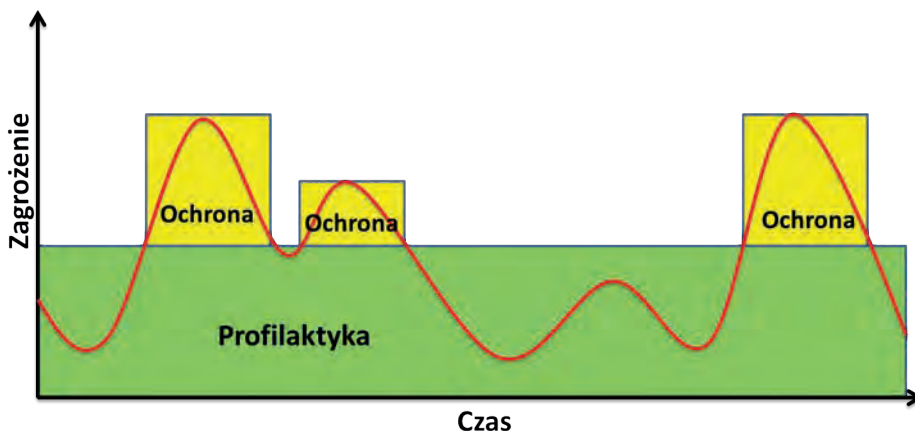
Wyniki monitoringu występowania są podstawą do podjęcia decyzji odnośnie adekwatnych działań ochronnych i wyboru odpowiednich metod (niechemicznych i chemicznych). Zgodnie z zasadami integrowanej ochrony lasu, priorytetowe jest stosowanie metod mechanicznych i biologicznych (biopreparatów), opartych na organizmach chorobotwórczych, głównie bakteriach, wirusach, grzybach i nicieniach.

W sytuacji wysokiego poziomu zagrożenia ze strony szkodników pierwotnych, stosowane są agrolotnicze i naziemne zabiegi ochronne z użyciem środków owadobójczych (insektycydów), należących do różnych grup chemicznych i produkowanych w różnych formach użytkowych. Aktualnie wprowadzane są do użytku preparaty bezpieczniejsze dla środowiska, o wysokim stopniu selektywności.

W przypadku szkodników wtórnych skuteczne metody zwalczania ograniczają się wyłącznie do terminowego i systematycznego usuwania drzew zasiedlonych.

Szczegółowe działania krótko- i długookresowe z zakresu ochrony lasu opisano w opracowaniu „Kompleksowy program przeciwdziałania procesom zamierania lasów w Polsce oraz działania mitygacyjne w perspektywie do 2030 roku” (nieopublikowane).

W ujęciu czasowym (życia lasu) integrowaną ochronę można przedstawić jak na rycinie 11. Profilaktyka powinna być stosowana w ciągu całego życia drzewostanu. W sytuacji wzrostu zagrożenia ponad progi tolerancji ekologicznej i ekonomicznej należy zastosować (w zależności od sytuacji) niechemiczne i chemiczne metody ochronne.

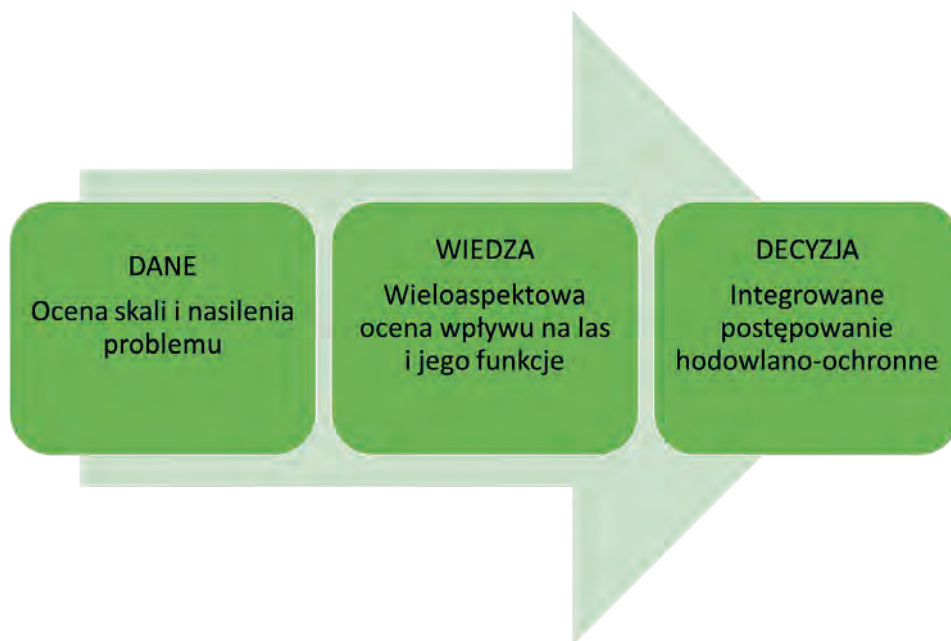


Rycina 11. Integrowana ochrona lasu w układzie „czas i zagrożenie”

Jednym z ważniejszych komponentów integrowanej ochrony są tzw. Systemy Wspomagania Decyzji SWD (ang. DSS – Decision Support System). Zgodnie z definicją, (Power 2007) SWD to informatyczny system, który znajduje zastosowanie w sytuacji problemowej (problemie decyzyjnym), w której podmiot (decydent), staje przed koniecznością wyboru jednego z przynajmniej dwóch istniejących wariantów działania (decyzji). Wspomaga analizę danych, na podstawie której tworzona jest wiedza dająca przesłanki do podjęcia decyzji (ryc. 12). Jest to rozwiązanie przyszłościowe, niezwykle przydatne w sytuacji dynamicznych zmian klimatycznych, pozwalające na integrację już zgromadzonych danych z danymi i wiedzą generowaną przy użyciu nowoczesnych technik i technologii (NDVI, LAI, LIDAR, itp.). Do najważniejszych zalet SWD można zaliczyć:

- czytelny sposób przedstawienia użytkownikowi dostępnej (zgromadzonej) informacji,

- wysoką selektywność i integrację danych,
- koncentrację na decyzjach,
- szybkość reakcji na postawiony problem,
- łatwy i szybki dostęp oraz zarządzanie danymi,
- zwiększenie wiedzy poprzez generowanie, ze zgromadzonych danych (informacji), różnych wariantów decyzyjnych.



Rycina 12. Ideowy schemat Systemu Wspomagania Decyzji

PODSUMOWANIE

Ze względu na skalę osłabienia drzewostanów, niezwykle istotne są wszelkie działania zmierzające z jednej strony do ograniczenia wpływu znanych czynników szkodliwych (foliofagi, szkodniki wtórne, patogeny), z drugiej - możliwie najlepsze rozpoznanie roli nowych czynników szkodliwych. Można tu wymienić szereg nowych zagadnień dotyczących m.in. wpływu długotrwałej suszy na kondycję drzewostanów, stan siedlisk czy też całych ekosystemów, opracowania skutecznych metod detekcji suszy, czy też owadów, patogenów i innych organizmów współuczestniczących w procesie zamierania drzewostanów.

Obecna sytuacja jasno wskazuje na konieczność podjęcia aktywnych działań w zakresie tworzenia/opracowania krótkookresowych (operacyjnych) i długo-

okresowych (strategicznych) programów hodowlano-ochronnych, uwzględniających wpływ tzw. czynników losowych na wielofunkcyjną gospodarkę leśną, a w szczególności:

- łagodzenie / ograniczanie wpływu czynników klęskowych na las;
- odpowiednie zagospodarowanie terenów poklęskowych zmniejszające ryzyko rozwoju gradacji i epifitoz;
- zwiększanie stabilności lasów;
- rozpraszanie ryzyka zarówno w aspekcie przyrodniczym (trwałość lasu) jak i gospodarczym (las jako źródło drewna);
- planowanie strategiczne uwzględniające możliwości / zasady dalszej ochrony i hodowli gatunków drzew obecnie występujących w Polsce.

Summary

Aldona Perlińska¹, Tomasz Jabłoński²

¹ Directorate-General of the State Forests, Warsaw
aldona.perlinska@lasy.gov.pl

² Forest Research Institute, Sękocin Stary
T.Jablonski@ibles.waw.pl

The scope and possibilities to prevent forest dieback in Poland in the context of climate change

In recent years, synergistic effects of many harmful abiotic and biotic factors has been increasingly evident. Global climate change, observed for many years, and related weather anomalies indicate that disease processes in Polish forests will further develop, especially in pine, spruce and oak stands. Particularly important in this context was the period of the last 6 years (2015–2020), when damages caused by the impact of abiotic (drought, high air temperatures, strong winds) and biotic (insect pests, infectious diseases, other organisms) factors intensified.

Undoubtedly, the largest increase in importance in the context of climatic disturbances over the last 6 years is related to a group of secondary pests. First of all, there has been a strong increase in pressure of this group of insects on pine, spruce and oak stands. The main causes of this situation, in addition to the drought that has lasted since 2015, include more frequent hurricanes creating favorable conditions for the multiplication of secondary pests in damaged stands. The measurable result of the impact of the above-mentioned complex of biotic and abiotic factors is the volume of sanitary cutting. In total, in the period of 2015–2020, 18,7 million m³ of pine, spruce and oak deadwood, as well as 19,8 million m³ of damaged and uprooted trees were harvested.

Since 2015, the economic significance of sharp-toothed bark beetle (*Ips acuminatus*) has been growing systematically in pine stands. Over the first year of its outbreak (2015), increased occurrence of this bark beetle was observed only in the east of the country (Regional Directorate of the State Forests in Lublin). In subsequent years the outbreak expanded dynamically towards the west and northeast. Currently, most pine stands are covered by the sharp-toothed bark beetle outbreak. It is also an example of a pest that under changing climatic conditions has changed its economic status - from a typical representative of the group of harassing pests, to the pest of high economic importance that can destroy entire stands alone.

As a result of severe water stress caused by the drought that has been going on since 2015, the threat to spruce stands from the bark beetle and associated species in the south and north of the country has increased significantly. Particularly high risk to spruce stands exists in the Sudety (Sudetes Mountains) and Przedgórze Sudeckie (Sudetan Foothills), where the volume of sanitary cutting increased significantly, to a level not recorded over

the last 40 years, and in north-eastern Poland (Białowieża Forest).

In oak stands, the main problem is two-spotted oak buprestid *Agrilus biguttatus* – a dangerous pest of oak stands. The drought and weather anomalies (hurricanes) that have been going on since 2015, have caused a significant increase of risk to oak stands by this pest as well as the accompanying oak pinhole borer *Platypus cylindrus* and *Xyleborus* spp. beetles that significantly affect the quality of harvested timber.

An important harmful factor, activated as a result of stress of trees and stands, are infectious diseases. The total area of occurrence of infectious diseases over the 6-year period amounted to 1.1 million hectares. The dominant role (as the main harmful factor in pine, spruce and oak stands) is played by root diseases - Armillaria root rot, caused by *Armillaria* fungi, and annosus root rot, caused by *Heterobasidion* spp.

In 2018, a new factor weakening pine stands emerged – common mistletoe. A comprehensive inventory of this semi-parasite carried out in 2019 in pine stands showed that 166.7 thousand hectares of stands were infested by mistletoe to a various degree. The area of its occurrence largely coincides with the area affected by extreme drought and by the sharp-toothed bark beetle outbreak.

Undoubtedly, the most important phenomenon initiating a whole series of negative processes, especially in pine and spruce stands, and perhaps also in oak stands, is extreme drought in combination with increasingly frequent weather anomalies (hurricanes, violent storms, hailstorms, severe frosts). They negatively affect the stability and condition of entire forest ecosystems.

Due to the scale of weakening of stands, on the one hand, all activities aimed at limiting the impact of known harmful factors (foliophagous and cambiphagous insects, pathogens) are extremely important, and on the other, getting the best possible knowledge on the role of poorly recognized factors. A number of new issues can be mentioned here. They include, among others, the impact of prolonged drought on condition of stands, condition of habitats or entire ecosystems, development of effective methods for detecting drought, or insects, pathogens and other organisms participating in stand dieback. The current situation clearly indicates the need to take active measures in terms of creating or developing short-term (operational) and long-term (strategic) silvicultural and protection programmes taking into account the impact of the so-called random factors for multifunctional forest management, and in particular:

- mitigation / reduction of the impact of disasters on forests;
- appropriate management of damaged areas to reduce the risk of pest outbreaks and epiphytoses;
- increasing the stability of forests;
- dispersion of risk in both natural (forest sustainability) and economic aspects (forest as a source of wood);
- strategic planning including the possibilities / principles for further protection and cultivation of tree species currently occurring in Poland.

LITERATURA

Brang P., Spathelf P., Larsen J.B., Bauhus J., Boncčina A., Chauvin Ch., Drössler L., García-Güemes C., Heiri C., Kerr G., Lexer M.J., Mason B., Mohren F., Mühlenthaler U., Nocentini S., Svoboda M. 2014. Suitability of close-to-nature silvicultural

- ture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 87(4): 492–503, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018>.
- Churkina G., Zaehle S., Hughes J., Viovy N., Chen Y., Jung M., Heumann B.W., Ramankutty N., Heimann M., Jones C. 2010. Interactions between nitrogen deposition, land cover conversion, and climate change determine the contemporary carbon balance of Europe. *Biogeosciences* 7, 2749–2764.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/128/WE z dnia 21 października 2009 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania na rzecz zrównoważonego stosowania pestycydów.
- ECMWF European Centre for Medium-Range Weather Forecasts <https://www.ecmwf.int/>.
- IMGW <http://www.imgw.pl>.
- Instrukcja Ochrony Lasu. 2012. CILP.
- Jabłoński T., Grodzki W., Jaworski T., Kolk A., Maciąg M., Małecka M., Plewa R., Pudełko M., Sierota Z., Sowińska A., Sukovata L., Szmidla H., Ślusarski S., Tarwacki G., Wolski R. 2016. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2016 roku, Instytut Badawczy Leśnictwa.
- Jabłoński T., Grodzki W., Jaworski T., Małecka M., Plewa R., Pudełko M., Sierota Z., Sowińska A., Sukovata L., Szmidla H., Ślusarski S., Tarwacki G., Wolski R. 2017. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2017 roku, Instytut Badawczy Leśnictwa.
- Jabłoński T., Grodzki W., Małecka M., Plewa R., Pudełko M., Sierota Z., Sowińska A., Sukovata L., Szmidla H., Ślusarski S., Tarwacki G., Wolski R. 2018. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2018 roku, Instytut Badawczy Leśnictwa.
- Jabłoński T., Małecka M., Sierota Z., Tarwacki G., Sukovata L., Sowińska A., Ślusarski S., Wolski R., Plewa R., Grodzki W., Szmidla H., Sikora K., Pudełko M., Tkaczyk M. 2019. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2019 roku. Instytut Badawczy Leśnictwa. *Analizy i Raporty*, 31. Sękocin Stary.
- Jabłoński T., Skrzecz I., Sierota Z., Tarwacki G., Sukovata L., Sowińska A., Ślusarski S., Wolski R., Plewa R., Grodzki W., Szmidla H., Sikora K., Tkaczyk M. 2020. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2020 roku. Instytut Badawczy Leśnictwa. *Analizy i Raporty*, 32. Sękocin Stary.
- Jabłoński T., Skrzecz I., Tarwacki G., Sukovata L., Ślusarski S., Wolski R., Plewa R.,

- Jaworski T., Grodzki W., Szmidla H., Sikora K., Tkaczyk M. 2021. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2021 roku. Instytut Badawczy Leśnictwa. Analizy i Raporty, 33. Sękocin Stary.
- Jabłoński T., Skrzecz I., Tarwacki G., Sukovata L., Ślusarski S., Wolski R., Plewa R., Grodzki W., Szmidla H., Sikora K., Tkaczyk M. 2022. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2022 roku. Instytut Badawczy Leśnictwa. Analizy i Raporty, 34. Sękocin Stary.
- Kompleksowy program przeciwdziałania procesom zamierania lasów w Polsce oraz działania mitygacyjne w perspektywie do 2030 roku. Nieopublikowane. DGLP.
- Łukaszewicz J., Gil W. 2019. Rola postępowania hodowlanego w zwiększaniu stabilności drzewostanów na gruntach porolnych, *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 146: Ochrona lasu na gruntach porolnych – wyzwania i możliwości: 14–20.
- Manion P.D., Lachance D. 1992. Forest decline concepts. APS Minesota, 249 s.
- Metodyka integrowanej ochrony drzewostanów iglastych. 2013. Instytut Badawczy Leśnictwa.
- Metodyka integrowanej ochrony drzewostanów liściastych. 2013. Instytut Badawczy Leśnictwa
- Power, D.J. 2007. A Brief History of Decision Support Systems. DSSResources.COM, World Wide Web, <http://DSSResources.COM/history/dsshistory.html>, version 4.0, March 10.
- Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Uhl E., Rötzer T. 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nat. Commun.* 5, 4967.
- Puła J., Skowera B. 2004. Skrajne warunki pluwiometryczne w okresie wiosennym, *Acta Agrophysica*, 3(1): 171–177.
- WMO World Meteorological Organization <https://public.wmo.int/en>.

Tomasz Oszako, Dorota Hilszczańska, Hanna Szmidla

Institut Badawczy Leśnictwa

{T.Oszako, D.Hilszczanska, H.Szmidla}@ibles.waw.pl

Grzyby jako zagrożenie i remedium dla drzewostanów w zmieniających się warunkach środowiska leśnego

WSTĘP

Rola ekosystemów leśnych w utrzymywaniu życia na Ziemi jest nie do przecenienia. Poza produkcyjną rolą, polegającą na dostarczaniu drewna, kluczowe jest zapobieganie erozji gleby, kształtowanie różnorodności mikroorganizmów, grzybów, zwierząt i roślin, regulacja obiegu pierwiastków i wody, jak również łagodzenie zmian klimatu poprzez magazynowanie dwutlenku węgla. Lasy pozostają także źródłem jadalnych produktów dla człowieka i zwierząt. Z uwagi na wymienione cechy stan zdrowotny lasów ma znaczenie szczególne.

Ekosystemy leśne są stale narażone na zaburzenia pochodzenia biotycznego. Z reguły zaburzenia biotyczne powodują poważne (nawet katastrofalne) skutki dla lasów pozostawiając długotrwałe ślady w krajobrazie na skutek zmniejszenia różnorodności biologicznej (np. obecne zamieranie jesionów w Europie a wcześniej wiązków). Przykładami zagrożeń biotycznych są szkodliwe owady i patogeny leśne reprezentujące taksonomicznie zróżnicowane organizmy, takie jak grzyby, lęgniowce, bakterie, wirusy, nicienie i rośliny pasożytnicze. Ogniska i gradacje szkodników leśnych mogą na zawsze wyeliminować gatunki drzew na danym terenie (Cobb i in. 2013). W Europie gradacje szkodników i epifitozy chorób wystąpiły łącznie na większych obszarach niż pożary (Trumbore i in. 2015).

Decydującym czynnikiem w utrzymywaniu prawidłowego wzrostu i rozwoju drzew leśnych są zbiorowiska mikroorganizmów (mikrobiota) i grzybów (fungie) związane z ryzosferą. Ich rola sprowadza się przede wszystkim do zwiększania asymilacji składników pokarmowych (promowanie wzrostu rośliny) i/lub ochrony przez niekorzystnymi czynnikami abiotycznymi.

Zależność między rośliną i jej mikrobiotą i fungią (mykobiota), w tym grzybami mykoryzowymi, może mieć charakter stabilny, przejściowy lub zmienny, trwający przez cały okres życia gospodarza, determinując jego rozwój i stan

zdrowotny. Strukturalna i funkcjonalna modyfikacja mikrobioty i mykobioty ryzosfery, a w tym zbiorowisk grzybów mykoryzowych, ma kluczowy wpływ na formacje roślinne, w szczególności na drzewa (Smith i Read, 2008). Troficzne zależności są w tym przypadku trwalsze niż te występujące u jednorocznych gatunków roślin zielnych.

W niniejszym opracowaniu skoncentrowano się na przeglądzie patogenów leśnych i zagrożeń z nimi związanych oraz analizie znaczenia grzybów mykoryzowych jako przeciwwagi dla szkodliwych czynników w dobie zmian klimatu.

PATOGENY LEŚNE

ZAGROŻENIA I OCENA RYZYKA

Zmieniające się warunki klimatyczne stwarzają szereg zagrożeń dla zasobów leśnych, co wymaga uaktualnienia strategii zarządzania (Klapwijk i in. 2016). Ostatnio obserwuje się wzrost handlu materiałem roślinnym, związanym z globalizacją i zwiększonym zainteresowaniem roślinami ozdobnymi, w tym również gatunkami drzew leśnych. Można je zakupić nawet przez internet i zostaną dostarczone pocztą, najczęściej wraz z glebą, co powoduje wzrost ryzyka przenoszenia potencjalnych patogenów pomiędzy krajami czy kontynentami. W południowej Europie jest dwa razy więcej inwazyjnych patogenów niż w północno-wschodniej i będą się one przemieszczać w kierunku Polski i Łotwy z szybkością ok dwóch gatunków rocznie (Santini i in. 2013). Organizmy te często przemieszczają się wzdłuż dróg i szlaków kolejowych czy wraz z transportem powietrznym lub wodnym. Nowoczesne statki nie tylko mają możliwości przewożenia większego ładunku, ale robią to coraz szybciej, a skrócony czas podróży zwiększa szanse na przeżycie i zadomowienie się patogenów zawleczonych do nowych warunków środowiska. Stwarza to przed leśnikami nowe wyzwania, ponieważ służby kwarantannowe nie będą w stanie skutecznie monitorować newralgicznych miejsc, takich jak lasy wokół przejść granicznych, porty itp. Ostatnio przemieszczanie się obcych, inwazyjnych patogenów możliwe jest przy okazji migracji ludności na świecie. Tylko ostatnie wydarzenia wojenne na Ukrainie spowodowały napływ do Polski milionowej fali uchodźców, a podjęte restrykcje wobec Rosji i Białorusi zmieniły kierunki eksportu i importu towarów z zagranicy. Globalizacja i zwiększony handel stwarzają organizmom nowe możliwości szybkiego przemieszczania się. Przykładem może być pucharek jesionowy (*Hymenoscyphus fraxineus*) – sprawca zamierania jesionów, który przywędrował do Europy z Japonii, prawdopodobnie wraz z sadzonkami jesionu mandżurskiego (*Fraxinus mandshurica*). Szybko skolonizował drzewostany z udziałem jesionu w całej Europie, nie zdążono go nawet wprowadzić na europejską listę organizmów kwarantannowych (Gil i in. 2017; Enderle i in. 2019).

INTERAKCJE POMIĘDZY PATOGENAMI I ZMIANAMI W ŚRODOWISKU

Na świecie, co roku szkodniki i patogeny uszkadzają miliony drzew w lasach naturalnych i gospodarczych. Utrata drzew w wyniku silnych gradacji szkodników może mieć katastrofalne skutki dla produkcji pierwotnej netto i sekwestracji węgla. Zmniejszone przyrosty, a szczególnie śmiertelność drzew spowodowana przez mikroorganizmy i grzyby chorobotwórcze, mogą powodować znaczne szkody ekonomiczne i konsekwencje ekologiczne (zubożenie różnorodności biologicznej). Jeśli patogeny zakłócają dostarczanie przez lasy dóbr i usług ekosystemowych, to konsekwencje mogą być długotrwałe i dalekosiężne (np. w Wielkiej Brytanii zamieranie jesionu wywołało zaniepokojenie społeczeństwa, mediów i rządu). Obecnie, inwazyjne organizmy stanowią szczególne zagrożenie dla lasów na świecie, ponieważ w nowym miejscu występowania mają niewiele lub nie mają żadnych naturalnych wrogów, a zmieniający się klimat może nasilić ich rozprzestrzenianie i osiedlanie się. Drzewa, które nie współżyły wcześniej z patogenami, nie potrafią się przed nimi bronić, co prowadzi do masowego ich zamierania. Obserwowane obecnie zamieranie jesionu i olszy stawia leśników w trudnej sytuacji ochrony i odnawiania olsów jesionowych (Dyrektywa Siedliskowa). Podobnie, zjawisko zamierania dębów nie zachęca leśników do zwiększania udziału tego gatunku drzewa w składzie gatunkowym lasu. Według europejskiego monitoringu stanu lasów, dęby (obok świerków) są najbardziej uszkodzonymi (defoliowanymi) gatunkami drzew leśnych. Niektóre patogeny, jak *Fusarium circinatum*, powodujące raka sosen w Hiszpanii i Portugalii, wydają się być niedopasowane pod względem klimatu, który jest w Polsce nadal zbyt chłodny. Jednak biorąc pod uwagę prognozowane ocieplenie wydaje się, że to tylko kwestia czasu, kiedy grzyb ten u nas się zdomowi. Podobnie jest z ciepłolubnym gatunkiem *Phytophthora cinnamomi*, stwierdzanym co roku w szkółkach roślin ozdobnych. Analizy DNA wykazały także jego obecność w drzewostanach dębowych Płyty Krotoszyńskiej.

KOSZTY WPROWADZENIA I ZADOMOWIENIA SIĘ PATOGENÓW

Im wcześniej wykryjemy sprawców nowych chorób tym łatwiejsze i tańsze będzie ich wyeliminowanie. Gdy występują już widoczne szkody powodujące zakłócanie naturalnych procesów w środowisku to zwalczanie inwazyjnych gatunków staje się kosztowne lub wręcz niemożliwe (Trumbore i in. 2015; Klapwijk i in. 2016). Zatem, wczesne ich wykrywanie i ochrona biologiczna są bardziej opłacalne, efektywne i przyjazne dla środowiska (Klapwijk i in. 2016). Z tego powodu istotnym elementem praktyk gospodarki leśnej powinno być monitorowanie szkółek, szczególnie wielkoobszarowych hodujących wiele gatunków roślin. To

w nich dochodzi do krzyżowania się obecnych w glebie patogenów i powstawania nowych, wyspecjalizowanych, np. w uszkodzaniu dębów czy olszy (odpowiednio *Phytophthora quercina* czy *P. alni*). Jest to też miejsce, w którym możemy podjąć skuteczne działania zanim patogeny wraz z sadzonkami przeniesione zostaną do lasów. Dotychczasowe wyniki badań (Jung i in. 2016) świadczą, że sadzonki są głównymi wektorami przenoszenia chorób i mogą nie wykazywać widocznych objawów chorobowych, które rozwijają się później w warunkach dla nich bardziej korzystnych. Powodem tego stanu rzeczy jest np. stosowanie w szkółkach konwencjonalnych fungicydów lub nadmiernej ilości innych pestycydów, które maskują rozwój chorób, a poza tym utrzymywanie optymalnych warunków wilgotności gleby oraz zagęszczenia roślin, niesprzyjających rozwojowi patogenów.

ZAGROŻENIE ZAWLECZENIEM NOWYCH PATOGENÓW DRZEW LEŚNYCH

Istnieje potrzeba opracowywania dla Polski ocen ryzyka zawleczenia poszczególnych patogenów z europejskiej i śródziemnomorskiej (EPPO) listy kwarantannowej, podobnie jak dla Europy czyni to Europejski Urząd ds. Bezpieczeństwa Żywności (EFSA), przygotowując tzw. Pest Risk Assessment (PRA) dla Komisji Europejskiej. Oceny PRA powinny brać pod uwagę zarówno kierunki handlu materiałem roślinnym, drewnem oraz jego produktami jak i ograniczenia prawne oraz potencjał żywicieli występujących w kraju i warunki klimatyczne, w tym prognozowane ich zmiany. Czas trwania, częstotliwość występowania szkodników owadzich i przenoszonych przez nie patogenów zależy od takich czynników jak gatunek i wiek drzew oraz stopień ich osłabienia, a poza tym od czynników genetycznych (genomu) (Björkman i in. 2015). Zmiany klimatu mają bezpośredni wpływ na ekosystemy leśne, co może przejawiać się w podwyższonej śmiertelności poszczególnych drzew i zmian w składzie gatunkowym roślinności oraz zwiększać podatność lasów na inne zaburzenia. Stąd warunki klimatyczne mają prawdopodobnie bardziej znaczący wpływ na patogeniczne infekcje niż inne czynniki (Björkman i in. 2015). Zmieniający się klimat może zmienić dynamikę zaburzeń powodowanych przez gradacje szkodników owadzich i rodzimych patogenów leśnych, a także ułatwiać zasiedlanie i rozprzestrzenianie nowo wprowadzonych gatunków szkodników, np. wysokie temperatury i okresy suszy mogą przyspieszać cykle życiowe egzotycznych owadów (Trumbore i in. 2015). Ponadto, wiele ważnych chorób jest wynikiem interakcji owadów z patogenami, co w dramatyczny sposób zmienić może różnorodność biologiczną oraz funkcjonowanie i produktywność ekosystemów leśnych (Flower i in. 2013).

PATOGENICZNE GRZYBY — RODZIME I OBCE

Grzyby posiadające różną wirulencję i mechanizmy inwazji są czynnikiem sprawczym większości powszechnie występujących chorób drzew. Patogeny grzybowe występują głównie w gromadach podstawczaków Basidiomycota i workowców Ascomycota (Doehlemann i in. 2017). Opieńki z rodzaju *Armillaria* kolonizują w lesie korzenie żywych drzew oraz są rozpowszechnioną grupą patogenów powodujących opieńkową zgniliznę korzeni (biała zgnilizna) u wielu różnych gatunków drzew leśnych (zarówno iglastych jak i liściastych). Poprzez ryzomorfy (swoiste „rurociągi” zbudowane ze spletających się strzępek grzybni) transportowane są ułatwiające infekcję bioaktywne metabolity. W konsekwencji uszkodzeń korzeni powodują więdnienie pędów oraz przedwczesny opad igieł (defoliacja) lub karłowacenie liści. Do najbardziej wirulentnych w Polsce gatunków należy opieńka ciemna (*A. ostoyae*), a w Europie miodowa (*A. mellea*) czy rozpowszechniona w Australii (*A. luteobubalina*). Opieńka ciemna stanowi rodzimy składnik ekosystemów leśnych i może powodować zmniejszenie przyrostu, a nawet śmiertelność, zwłaszcza u drzew obciążonych innymi czynnikami lub u młodych drzew posadzonych w warunkach silnej presji inokulum grzyba. Po śmierci żywiciela opieńki przechodzą z fazy pasożytniczej do saprotroficznej i pozostają w środowisku przez wiele lat, np. w rozkładającym się drewnie stanowiąc „rezerwuar inokulum”. Z tego punktu widzenia porażone drewno powoduje zwiększenie ryzyka infekcji zdrowych drzew, szczególnie po stresie związanym z defoliacją wywołana żerami owadów (Nowakowska i in. 2020).

Różne gatunki korzeniowca (*Heterobasidion* spp.) powodują zgniliznę systemów korzeniowych zwaną jako choroba - hubą korzeni. Grzyby te są szeroko rozpowszechnione w lasach iglastych półkuli północnej, a zgnilizna korzeni powodowana przez gatunek (*H. annosum*) jest jedną z najbardziej wyniszczających chorób drzew iglastych, zwłaszcza w Europie, Ameryce Północnej, Chinach i Japonii. Gatunki korzeniowców charakteryzują się odmiennymi preferencjami w stosunku do żywicieli. Patogen *H. annosum* związany jest przede wszystkim z sosną, szczególnie z sosną zwyczajną (*Pinus sylvestris*), ale poraża także wiele innych drzew iglastych i liściastych. *H. irregulare* atakuje sosny, jałowce *Juniperus* spp. i kadzidłowce (*Calocedrus decurrens*), podczas gdy *H. occidentale* infekuje szerszy zakres żywicieli, głównie z rodzaju *Abies*, *Picea*, *Tsuga*, *Pseudotsuga* i *Sequoiadendron*. Stosunkowo łagodne temperatury sprzyjają wytwarzaniu zarodników przez grzyby z rodzaju *Heterobasidion*. Zmiany klimatyczne w kierunku cieplejszych zim zwiększyłyby częstotliwość sporulacji i porażenia tkanek roślinnych wywoływane przez *Heterobasidion* spp. Grzyby te mają długotrwały negatywny wpływ na wzrost i przeżywalność drzew oraz na ogólną produktywność lasów (Garbelotto i Gonthier 2013; Brunette i in. 2016).

Do najważniejszych rdzy występujących na pniach i szyszkach sosny w lasach należą gatunki z rodzaju *Melampsora* (Guinet i in. 2016). Grzyby na całym świecie często atakują kilka gatunków roślin żywicielskich z rodzaju topola *Populus*, w tym osikę oraz inne drzewa z rodziny Salicaceae np. wierzby. Choroba wywoływana jest m.in. przez kilka *M. larici-populina* (głównie w Europie) oraz *M. medusa* i *M. occidentalis* (w Ameryce Północnej) (Guinet i in. 2016). Do patogenów drzew występujących w glebie zalicza się także *Rhizoctonia* spp. Grzyby te są rozprzestrzenione na całym świecie i mogą wytwarzać skleroty (twarde wielokomórkowe struktury spoczynkowe), które zimują w glebie. Gatunki z tego rodzaju mają znaczny potencjał chorobotwórczy dla roślin i szeroki zakres żywicieli, w tym drzewa iglaste, u których grzyb ten może powodować zamieranie i uszkodzenia korzeni (Guinet i in. 2016).

Wśród workowców dwa najbardziej rozpowszechnione rodzaje to *Fusarium* i *Verticillium*. Rodzaj *Fusarium* występuje na całym świecie i można go znaleźć w glebie i nadziemnych częściach roślin. Jest on uważany za jeden z głównych patogenów roślin uprawnych (Cobo-Díaz i in. 2019). Niektóre gatunki z tego rodzaju wydają się być przystosowane do określonych regionów klimatycznych, podczas gdy inne nie podlegają wpływowi klimatu, występując w strefie subtropikalnej i umiarkowanej (Cobo-Díaz i in. 2019). Kompleks gatunków *Fusarium oxysporum* jest odpowiedzialny za chorobę naczyniową (więdnięcie) w ważnych gospodarczo uprawach (Gordon i in. 2017). Patogen *F. circinatum* jest sprawcą choroby raka sosen *Pinus* spp., powodującego od lat 80. ubiegłego wieku szkody na całym świecie (Wingfield i in. 2008). Rak powoduje ograniczenie wzrostu dojrzałych drzew oraz duże straty ekonomiczne i ekologiczne. Podobnie grzyby z rodzaju *Verticillium* odpowiedzialne są za naczyniowe więdnięcie liści (Kombrink i in. 2017). Patogen glebowy *V. dahliae* atakuje ponad 200 gatunków drzew na całym świecie. Może on przetrwać w glebie przez lata dzięki kiełkowaniu swoich mikrosklerocjów, a następnie może rozprzestrzeniać się na duże odległości (Kombrink i in. 2017). Wiąz (*Ulmus* spp.), dąb korkowy (*Quercus suber*) i inne gatunki dębów, bez (*Sambucus* spp.), klon (*Acer* spp.) i orzech (*Carya* spp.), to drzewa leśne najbardziej podatne na infekcje powodowane przez *V. dahliae* (Hiemstra 1998).

LĘGNIOWCE NOWE ZAGROŻENIE DLA DRZEWOSTANÓW LEŚNYCH

Do klasy Oomycetes (typ - Oomycota) należą rodzaje *Phytophthora* i *Pythium*, zawierające patogeny powodujące choroby korzeni i podstawy pni. Gatunki *Phytophthora* najbardziej niszczyielskie dla drzew są odpowiedzialne za poważne epifitozy w lasach na całym świecie (Jung i in. 2013). Patogeny te mogą prowadzić do stresu wodnego i pokarmowego oraz zmian w fizjologii drzew (Jung i in. 2013)

co skutkuje drobnieniem i chlorozą aparatu asymilacyjnego w koronach drzew, następnie defoliacją i w konsekwencji ich zamieraniem. Gatunek *Phytophthora cinnamomi* określany jest jako najbardziej niszczycielski ze względu na swój potencjał infekcyjny, ponieważ może porażać prawie 5000 roślin żywicielskich (Shakya i in. 2021). Naukowcy klasyfikują ten gatunek jako jeden ze 100 najniebezpieczniejszych, nierodzimych gatunków inwazyjnych (Lowe i in. 2000). Jego przypadkowe wprowadzenie miało katastrofalne skutki dla różnorodności biologicznej niektórych ekosystemów leśnych w Europie (Vettraino i in. 2005; Sánchez-Cuesta i in. 2020). Fytoftorozę uważa się za jedną z głównych przyczyn zamierania dębu szypułkowego w Europie (Sánchez-Cuesta i in. 2020) i zamierania eukaliptusa w Australii (Jung i in. 2013; Jung i in. 2018). Inne gatunki np. *P. ramorum* powoduje chorobę znaną jako gwałtowne zamieranie dębu, w Kalifornii i Oregonie (Stany Zjednoczone), co doprowadziło w połowie lat 90-tych do śmierci ponad 1 miliona roślin z rodziny bukowatych (Fagaceae), głównie dębów. Zamieranie drzew może nastąpić w ciągu mniej niż dwóch lat, a najbardziej narażonymi gatunkami z zachodniego wybrzeża Stanów Zjednoczonych są obecnie rodzime dęby oraz w Anglii modrzew japoński *Larix kaempferi*. Objawem tej choroby na dębach jest wysięk ciemnego, lepkiego płynu z pęknięć kory, wyglądającego jak „krwawienie pnia”, natomiast u modrzewi wycieki żywicy, a pod nimi nekrozy tkanek pędów, co doprowadza w obu przypadkach do wysokiej śmiertelności drzew. Stosunkowo ciepłe i wilgotne warunki panujące zimą i wiosną są sprzyjające do wytwarzania zarodni a w nich zarodników pływkowych (zoospor) powodujących infekcje tkanek żywicieli (Harris i Webber 2016).

KONIECZNOŚĆ TESTOWANIA GLEBY, WODY I SADZONEK BEZOBJAWOWYCH

Z powodu wysokiej śmiertelności drzew wzrosło zainteresowanie wykrywaniem patogenów za pomocą metod biologii molekularnej (PCR, qPCR czy NGS) (Migliorini i in. 2019). Wiele gatunków *Phytophthora* nadal stanowi poważne zagrożenie w uprawach rolniczych, a z punktu widzenia ich prewencji konieczne jest zapobieganie przemieszczaniu i zadamawianiu się na nowych terenach. Zatem stworzone m.in. w IBL sondy genetyczne qPCR, testy PCR czy komercyjnie dostępne testy płytkowe (immunoenzymatyczne typu ELISA) stwarzają możliwości ich szybkiego wykrywania w próbkach środowiskowych. Powinno się to odbywać już w szkołkach, ponieważ są to miejsca, w których leśnicy mogą podjąć strategię obrony np. selekcję zdrowych sadzonek czy ograniczanie i/lub zwalczanie patogenów. Informacja o identyfikacji gatunku patogena i potencjalnych jego żywicielach umożliwia zaprojektowanie odpowiednich płodozmianów, nie dopuszczając do infekcji bez stosowania chemicznych środków ochrony roślin. Wysianie na parcelach z pato-

genem nasion roślin odpornych lub tolerujących chorobę ma kluczowe znaczenia dla zdrowotności przyszłych sadzonek. Zgodnie z Dyrektywą KE materiał rozmnożeniowy (odnowieniowy) powinien być wolny od szkodliwych organizmów. Nie ma dotychczas rozporządzenia, które reguluje jakie to są organizmy, ale rozsądek podpowiada, że powinniśmy wypracować system wczesnego ostrzegania i eliminowania obcych, inwazyjnych patogenów. Testowane powinny być zarówno chore tkanki jak i bezobjawowe sadzonki. Poza tym, testy powinny objąć wodę używaną do podlewania roślin, szczególnie jeśli pochodzi ze źródeł powierzchniowych lub z otwartych zbiorników, w których przechowywana jest, aby się ogrzała. Także gleba lub podłoże, w której hodowane są rośliny, powinny zostać przetestowane i jeżeli wyniki okażą się negatywne, to można założyć, że cała szkółka produkująca sadzonki przeznaczone na sprzedaż jest wolna od obcych, inwazyjnych fitopatogenów, co można potwierdzić odpowiednimi certyfikatami wykonanych testów.

BADANIA POTENCJALNYCH ŻYWCIELI

Ekologia i potencjalni żywicieli np. *Phytophthora* jak *P. multivora*, *P. polonica* i *P. virginiana* nie są do końca poznane (Jung i in. 2013; Belbahri i in. 2006) i dlatego mogą spowodować nieoczekiwane szkody, gdy zostaną wprowadzone do nowych środowisk. Z czasem mogą one stać się tak patogeniczne jak wspomniane gatunki *P. cinnamomi* i *P. ramorum* (Jung i in. 2013). Ten ostatni wymieniony gatunek w zachodniej części Wielkiej Brytanii spowodował zjawisko zamierania milionów modrzewi na tysiącach hektarów, co zupełnie zaskoczyło leśników, bowiem nie posiadali oni wiedzy, że modrzewie mogą być roślinami żywicielskimi, na których dochodzi do zarodnikowania patogena.

Podobnie jak *Phytophthora*, także rodzaj *Pythium* reprezentuje patogeny glebo- we potencjalnie chorobotwórcze dla siewek drzew leśnych. Powodują one zgniliznę i zamieranie korzeni u sosny alepskiej (*Pinus halepensis*) (Lazreg i in. 2013) i daglezi zielonej (*Pseudotsuga menziesii*) (Weiland i in. 2013) oraz u siewek drzew iglastych zarówno w samosiewach jak i w szkółkach leśnych (Weiland i in. 2013, 2014). Typowymi objawami porażenia przez *Pythium* spp. są miękkie i zgniłe nasiona (przed kiełkowaniem), zawiłgocenie oraz przebarwienie hypokotyłu w stadium siewki (przed lub po wschodach) i zgnilizna korzeni w późnych stadiach wzrostu (Rosso i in. 2008). Częstsze występowanie choroby siewek związane jest z liczebnością patogenicznych gatunków *Pythium* (Weiland i in. 2013), które mogą kolonizować pozostawione na i w glebie resztki roślinne z poprzednich upraw, powodując nagromadzenie inokulum w warstwie siewnej. Powtarzanie po sobie kilku cykli upraw gatunku tej samej rośliny powoduje w glebie wzrost populacji patogenicznych gatunków *Pythium* (Weiland i in. 2013), które szybko się rozprze-

strzeniają i prowadzą do poważnych strat w plonach. Zmiana płodozmianu ma zatem kluczowe znaczenie pod warunkiem, że znamy patogeny z jakimi mamy do czynienia i ich potencjalnych żywicieli.

MOŻLIWOŚCI PRZECIWDZIAŁANIA

Lęgniowce pozostają w glebie w porażonych korzeniach lub resztkach roślinnych (Jung i in. 2013), oczekując na odpowiednie warunki biotyczne i abiotyczne do ich masowego rozwoju. Zwykle po ulewnych deszczach (podtopieniach) powstają dogodne warunki do rozwoju zarodni (sporangiów), z których następnie uwolnione zostają zarodniki płytkowe (zoospory). Posiadają one zdolność aktywnego ruchu i aktywnie wyszukają drobne korzenie (o średnicy mniejszej niż 2 mm), do których powierzchni się przyczepiają, wtedy wciągają wici i tworzą cysty, a te z kolei zakażają tkanki swoich żywicieli (Erwin i Ribeiro 1996). Stale istnieje ryzyko pojawienia się nowych, inwazyjnych gatunków *Phytophthora* i *Pythium*, mogących wyrządzić duże szkody w środowisku. Zatem w celu ograniczania obcych inwazyjnych patogenów należy położyć nacisk na:

1. Wprowadzanie dobrych praktyk w szkółkach leśnych (odkażanie narzędzi, obuwia);
2. Wczesne wykrywanie patogenów w szkółkach za pomocą analiz DNA (PCR) czy płytkowych testów immunoenzymatycznych;
3. Unikanie infekcji poprzez stosowanie odpowiedniego płodozmianu wykorzystując wiedzę o potencjalnych żywicielach np. olszy dla *P. alni* czy dębów dla *P. quercina*;

Jeżeli sprawy chorób przedostaną się do lasów, to do dyspozycji pozostaje:

4. W uprawach i drzewostanach stosowanie elicytorów odporności, do których należą fosforyny potasowe (Kalex) lub amonowe (Actifos), zastosowane dotychczas z sukcesem w drzewostanach dębowych poprzez opryski liści lub pni drzew;
5. Hodowanie roślin odpornych na chorobę poprzez rozmnażanie wegetatywnie (*in vitro*, ukorzenianie) lub z nasion drzew (weteranów), które przeżyły w drodze naturalnej selekcji epifitozy (np. zamieranie jesionów).

GRZYBY MYKORYZOWE

GRZYBY MYKORYZOWE I ICH ROLA W EKOSYSTEMACH LEŚNYCH

Rośliny, w tym drzewa leśne, tworzą symbiozę o charakterze mutualistycznym z grzybami mykoryzowymi, zwaną mykoryzą. Zjawisko to jest w świecie roślin powszechne, a jego brak zdarza się bardzo rzadko. Szacuje się, że 74% wszyst-

kich gatunków roślin na świecie tworzy endomykoryzy (mykoryzy arbuskularne) z grzybami należącymi do Glomeromycota (Smith i Read 2008; Brundrett 2009), 2% ekotomykoryzy, natomiast 9% mykoryzy storczykowate, a 1% mykoryzy erikoidalne (Brundrett 2009). Niektóre gatunki, takie jak topole, wierzby czy eukaliptusy, mogą tworzyć dwa typy mykoryz jednocześnie – ektomykoryzy i endomykoryzy (Egerton-Warburton i Allen 2001; Villarreal-Ruiz i in. 2004). Prawie wszystkie ekosystemy są zdominowane przez rośliny mykoryzowe (Read 1991; van der Heijden i in. 2015) z wyjątkiem zbiorowisk wczesno sukcesyjnych, intensywnie uprawianych pól uprawnych i skrajnie zubożonych gleb, w których dominują rośliny z korzeniami proteoidowymi (Lambers i in. 2008).

W strefie umiarkowanej i borealnej to symbiozy ektomykoryzowe odgrywają rolę fundamentalną w prawidłowym wzroście i rozwoju wielu gatunków drzew leśnych (Smith i Read 2008). Większość z nich to gatunki obligatoryjne, które nie rozwijają się bez mykoryzy (Steidinger i in. 2019). Szacuje się, że na całym świecie występuje od 20 do 25 tysięcy gatunków grzybów ektomykoryzowych, z czego większość w strefie umiarkowanej i borealnej (Tedersoo i in. 2010). W drzewostanach strefy umiarkowanej najliczniejszą grupę symbiontów ektomykoryzowych, o zarazem najwyższym potencjale kolonizacyjnym, stanowią gatunki grzybów należące do rzędów: Thelephorales (*Tomentella* spp.), Pezizales (*Geopora* spp., *Tuber* spp.) i Agaricales (*Hebeloma* spp., *Cortinarius* spp.).

Grzyby ektomykoryzowe promują wzrost roślin, wspomagają obieg składników pokarmowych, zwiększają plon, wpływają na sukces reprodukcyjny i tolerancję wobec niekorzystnych czynników abiotycznych (np. susza, zasolenie gleby) i biotycznych (np. patogeny, niska różnorodność mikroorganizmów w glebie) (Hrynkiewicz i Baum 2012). Jak pokazują wyniki badań, dzięki mykoryzie drzewa zyskują lepsze przystosowanie do niesprzyjających warunków środowiska glebowego, będących efektem m.in. zanieczyszczenia metalami ciężkimi (Vervaeke i in. 2003), czy pożarów (Olchowik i in. 2021). Plastyczność grzybów ektomykoryzowych w aspekcie tolerancji dla różnych czynników środowiskowych, a właściwie jej mechanizmy, nie została jednak jeszcze w pełni poznana.

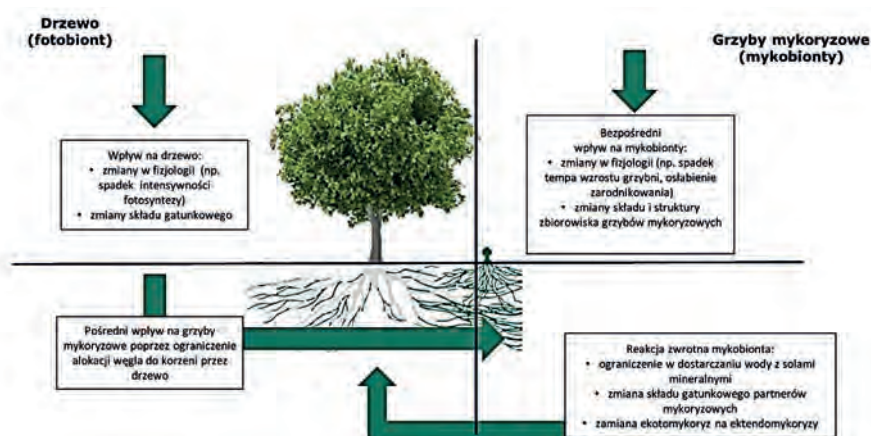
Korzyści wynikające z symbiozy mykoryzowej mogą być różnorakie w zależności od gatunku grzyba i rośliny-gospodarza, a także warunków środowiskowych (fizyko-chemiczne właściwości gleby, klimat itp.) (Phillips i in. 2013). Dla przykładu, gatunki grzybów ektomykoryzowych wytwarzające grzybnię ekstramatrykalną (zewnątrzną) o dużym zasięgu (np. *Hebeloma* spp.), wykazują wyższą aktywność enzymów zdolnych do mineralizacji azotu (Hobbie i Agerer 2010; Tedersoo i in. 2012). W warunkach podwyższonego poziomu CO₂ zwiększona dawka azotu przekazanego roślinie-gospodarzowi może przyczynić się do wzrostu intensywności fotosyntezy (Terrer i in. 2016). Dzięki „zagospodarowaniu” azotu pobranego z gleby,

grzyby ektomykoryzowe stają się konkurencją dla wolno żyjących drobnoustrojów glebowych, wymagających azotu do rozkładu i wdychania węgla organicznego w glebie, hamując tym samym ich rozwój (Averill i in. 2014). Jednak z uwagi na fakt, że nie wszystkie gatunki ektomykoryzowe są zdolne pobierać organiczny azot (Pellitier i Zak 2018), zmiany ich składu i różnorodności mogą zmienić także pełnione przez nie funkcje.

Działania grzybów ektomykoryzowych nie należy rozpatrywać jedynie w aspekcie wpływu na pojedynczą roślinę-gospodarza (drzewa), lecz również na całe ich zespoły. Sieci mykoryzowe, czyli grzybnia grzybów mykoryzowych łącząca korzenie co najmniej dwóch roślin-gospodarzy, tworzą się we wszystkich głównych ekosystemach lądowych i wpływają na ich funkcjonowanie (Simard i in. 2012). Wykazano, że poprzez uczestnictwo w transferze wody, substancji odżywczych, substancji semiochemicznych i allelopatycznych między roślinami, sieci mykoryzowe wpływają na rozwój, przeżywalność i reakcję obronną poszczególnych roślin-gospodarzy (Horton i in. 1999; Dickie i in. 2004; Teste i in. in. 2009). Na poziomie zbiorowisk roślinnych sieci tworzone przez grzyby mykoryzowe modyfikują interakcje między roślinami i wpływają na różnorodność zbiorowisk roślinnych (Petikäinen i Kytöviita 2007; Deslippe i Simard 2011). Poza tym mają wpływ na skład i różnorodność zbiorowisk samych grzybów mykoryzowych (Bingham i Simard 2012). Z perspektywy ekosystemów coraz częściej uznaje się, że pełnią kluczową rolę w obiegu węgla (C), składników odżywczych i wody (Eason i in. 1991; Treseder 2004; Allen 2007), z potencjałem sprzężenia zwrotnego do zmian globalnych (Simard i Austin 2010; Pickles i in. 2012). Sieci tworzone przez grzyby mykoryzowe stanowią doskonałą formę transportu wody ze składnikami odżywczymi pomiędzy drzewami (Johnson 2018). Należy sobie uświadomić, że całkowita długość grzybni mykoryzowej obecnej w korzeniach drzewa może osiągnąć setki metrów długości (Read i Boyd 1986). Dla przykładu, grzybnia *Suillus bovinus* może osiągnąć 200 m w przeliczeniu na 1g gleby (Hilszczańska i Sierota 2005; Nedelin 2014). Wydaje się więc, że sieci tworzone przez grzyby mykoryzowe, poprzez swój wszechobecny charakter mają dla kształtowania zbiorowisk roślin i grzybów porównywalne znaczenie co konkurencja międzygatunkowa. W odniesieniu do stabilności ekosystemów leśnych należy podkreślić, że sieci mykoryzowe przyczyniają się do zwiększenia odporności lasów poprzez przyspieszenie tempa regeneracji, co jest szczególnie ważne w odniesieniu do zmian klimatu i zwiększenia częstotliwości występowania wielkopowierzchniowych zaburzeń (np. pożary, susze) (Simard i in. 2012). Rozległe sieci mykoryzowe łączące drzewa ułatwiają odnowienie, zwiększając tolerancję nowego pokolenia lasu (siewek, sadzonek) na niekorzystne warunki środowiskowe. Dlatego też ochrona sieci mykoryzowych wydaje się ważna dla zachowania trwałości lasów (Simard i Austin 2010).

WPLYW ZMIAN KLIMATU NA GRZYBY MYKORYZOWE

Zachodzące zmiany klimatu mają wieloaspektowy wpływ nie tylko na funkcjonowanie roślin, ale także na właściwości gleby i zbiorowiska grzybów mykoryzowych, w tym gatunków ektomykoryzowych. Skutki tych oddziaływań zależą od czynnika wywołującego zmianę klimatu (wzrost koncentracji CO₂, podwyższenie temperatury etc.), gatunku drzewa, przynależności systematycznej grzybów, typu ekosystemu, typu gleby etc. Przyjmuje się, że zmiany klimatu mogą oddziaływać na grzyby zarówno bezpośrednio, poprzez wpływ na ich wzrost i fizjologię, ale także pośrednio, poprzez wpływ na środowisko i relacje z innymi organizmami i przejawiać się w zmianach w ich zasięgach występowania, strukturze ilościowej i jakościowej, ekofizjologii oraz w częstotliwości i obfitości wytwarzania owocników (ryc. 1) (Milović i in. 2021).



Rycina 1. Wpływ czynników szkodliwych indukowanych zmianami klimatu a grzyby mykoryzowe

Zmiany klimatu mogą zmienić skład struktury zbiorowisk grzybów ektomykoryzowych poprzez przesunięcie ich nisz ekologicznych (Kipfer i in. 2010) lub roślin żywicielskich (Fernandez i in. 2017) poza zakres tolerancji fizjologicznej (Pickles i in. 2012). Jednak większość dotychczasowych badań, w których badano reakcje grzybów ektomykoryzowych na symulowane zmiany klimatu, nie wykazała znaczących zmian (Parrent i in. 2006; Tu i in. 2015; Fernandez i in. 2017; Mucha i in. 2018) w odniesieniu do naturalnych zmian w zbiorowiskach grzybów obserwowanych wzdłuż dużych naturalnych gradientów temperatury i opadów (Jarvis i in. 2013; Tedersoo i in. 2014).

Zmiany klimatu, a przede wszystkim globalne ocieplenie, wydają się wpływać na symbiozę ekotomykoryzową przede wszystkim w sposób pośredni poprzez oddziaływanie na funkcjonowanie partnera roślinnego, czyli drzewo. Przewiduje się, że wraz ze zmianą klimatu optimum zasięgu drzew ekotomykoryzowych przesunie się na północ oraz w regiony górskie (Pauchard i in. 2015; Dyderski i in. 2017). W Polsce zmiany klimatu w szczególności dotkną drzewa przystosowane do klimatu borealnego (sosna, świerk, brzoza), które obecnie dominują na ponad 70% powierzchni lasów. Z kolei najmniej dotknięte zmianami klimatu będą drzewa tworzące symbiozę endomykoryzowe (jesion, robinia) (Dyderski i in. 2017).

MYKORYZY JAKO REMEDIUM NA ZMIANY KLIMATU — KIERUNKI DZIAŁAŃ

Mykoryzy są jednym z podstawowych elementów gwarantujących stabilność ekosystemów leśnych. Ich najważniejszą rolę w warunkach zmiany klimatu jest łagodzenie wpływu na drzewa leśne, które są poddawane rosnącemu stresowi środowiskowemu. Dlatego też:

1. w celu łagodzenia możliwych do wystąpienia zjawisk sukcesyjnych, mniej korzystnych z gospodarczego punktu widzenia – zastępowania inokulum „szlachetnego” grzyba mykoryzowego (np. *Hebeloma*, *Laccaria*, *Suillus*) przez wszędobylskie gatunki (np. *Thelephora terrestris*) – zaleca się kreowanie warunków sprzyjających tworzeniu się różnorodności mykoryz u sadzonek już na etapie otwartej szkółki leśnej (Kowalski 1997; Hilszczańska i Sierota 2006; Sierota, Hilszczańska 2009);
2. na tzw. gruntach porolnych (glebach odłogujących, nieużytkach, glebach rolniczych najsłabszych klas jakości) zalesienia powinny być wykonywane sadzonkami zaopatrzonymi w ekotomykoryzy tworzone przez kilka różnych gatunków grzybów ekotomykoryzowych o charakterze synergistycznym, aby przeciwdziałać stresowi i przyspieszyć adaptację do nowego środowiska (Kropp i Langlois 1990; Sierota i Hilszczańska 2009);
3. w drzewostanach zaleca się prowadzenie gospodarki leśnej w sposób umożliwiający zachowanie banku materiału inokulacyjnego grzybów mykoryzowych (owocniki, grzybnia, formy przetrwalnikowe) (Milović i in. 2021) oraz sieci mykoryzowych (Simard i in. 2012);
4. ze względu na różnorodne strategie życiowe grzybów mykoryzowych, duże zróżnicowanie wewnątrzgatunkowe i wpływ czynników zewnętrznych w warunkach zmieniającego się klimatu, koniecznym jest ciągłe poszukiwanie aktywnych szczepów grzybów i doskonalenie sposobów mykoryzacji (Dodd i in. 1994; Sierota i Hilszczańska 2009).

Summary

Tomasz Oszako, Dorota Hilszczańska, Hanna Szmidla

Forest Research Institute, Poland

{T.Oszako, D.Hilszczanska, H.Szmidla}@ibles.waw.pl

Fungi as a threat and remedy for stands in the changing conditions of the forest environment

In state-owned forest stands growing under changing climatic conditions, fungal pathogens and oomycetes play a triple role in forest disease syndrome as predisposing, triggering, and contributing factors. Symbiotic fungi (mycorrhizal fungi), in turn, dampen the rate and limit the extent of infection. A significant increase in weather anomalies recorded for more than 50 years is reflected in the succession of drought or flood periods, low or high air temperatures, excessive snowfall or hurricane winds in the mountains and lowlands. These phenomena cause not only economic losses, but also significant ecosystem disturbances, leading to the emergence of insect outbreaks and mass fungal diseases, as well as severe wind damage or forest fires. The effects of the above disturbances reduce the resilience and physiological responses of trees and subsequently the health of stands and their ability to survive. Against the background of these disturbances, some fungal diseases (caused both by pathogens already present in the environment and by possible invasive and quarantine organisms) become particularly important for the sustainability of forests and their multiple functions. From a phytopathological perspective, the anticipated periods of water deficiency or excess and increased air temperatures will primarily affect the increased development of foliar and shoot pathogens and their colonising endophytes, as well as the reduction of mycobiota of mycorrhizal fungi that determine the uptake of water and mineral nutrients by trees from the soil. Therefore, the production of planting material inoculated with mycelium of hydrophobic mycorrhizal fungi is of particular importance.

The predicted increase in the infection potential of 1) root pathogens (genus *Armillaria* and *Heterobasidion*), the most dangerous fungi for tree weakening and death in Europe, 2) quantitative and qualitative changes in oomycetes, and 3) mistletoe activation on conifers, force the development of new forest protection programmes.

Despite border surveillance and seed control, invasive species of the genus *Phytophthora* or *Pythium*, as well as quarantine species such as *P. ramorum*, *Lecanosticta acicola*, *Fusarium circinatum*, *Heterobasidion irregulare*, or *Xylella fastidiosa* are expected to occur in Polish forests. Changes in the species composition of stands resulting from the reconstruction of existing stands and the appearance of new species (varieties) of forest

trees associated with the climatic disappearance of boreal species, as well as the inoculum of current pathogens, will favour the above processes. Possible breeding and protection methods should be adapted to the expected climatic changes by the new forest management plans and implement existing preventive and therapeutic principles, including the integrated method of pest management (IPM). New monitoring methods (remote sensing, sentinel plants, modelling and risk management, pest risk assessment, early detection of pathogens in nurseries and stands) should be developed. In addition, ongoing research in knowledge and implementation using new techniques and technologies in silviculture and forestry should be used. This trend includes, for example, the use of mycorrhizal inoculants with the mycelium of hydrophilic mycorrhizal fungi, e.g. *Cenococcum geophilum*, or the development of resistance breeding (selection) of forest tree species.

LITERATURA

- Allen M.F. 2007. Mycorrhizal fungi: highways for water and nutrients in arid soils. *Vadose Zone Journal*, 6(2): 291–297.
- Averill C., Turner B.L., Finzi A.C. 2014. Mycorrhiza-mediated competition between plants and decomposers drives soil carbon storage. *Nature*, 505: 543–545.
- Belbahri L., Moralejo E., Calmin G., Oszako T., García J.A., Descals E., Lefort F. 2006. *Phytophthora polonica*, a new species isolated from declining *Alnus glutinosa* stands in Poland. *FEMS Microbiology Letters*, 261(2): 165–174.
- Bingham M.A., Simard S.W. 2012. Mycorrhizal networks affect ectomycorrhizal fungal community similarity between conspecific trees and seedlings. *Mycorrhiza*, 22(4): 317–326.
- 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:] *Climate Change and Insect Pests*; Björkman C., Niemelä P., Eds.; CABI International: UK: 248–266.
- Brundrett M.C. 2009. Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. *Plant and Soil*, 320: 37–77.
- Brunette, M., & Caurla, S. 2016. An economic comparison of risk handling measures against *Hylobius abietis* and *Heterobasidion annosum* in the Landes de Gascogne Forest. *Annals of Forest Science*, 73(3), 777–787.
- Cobb R.C., Eviner V.T., Rizzo D.M. 2013. Mortality and community changes drive sudden oak death impacts on litterfall and soil nitrogen cycling. *New Phytologist*, 200(2): 422–431.
- Cobo-Díaz J.F., Baroncelli R., Le Floch, G., Picot A. 2019. A novel metabarcoding approach to investigate *Fusarium* species composition in soil and plant samples. *FEMS Microbiology Letters*, 95(7), fiz084.

- Deslippe J.R., Simard S.W. 2011. Below-ground carbon transfer among *Betula nana* may increase with warming in Arctic tundra. *New Phytologist*, 192(3): 689–698.
- Dickie I.A., Guza R.C., Krazewski S.E., Reich P.B. 2004. Shared ectomycorrhizal fungi between a herbaceous perennial (*Helianthemum bicknellii*) and oak (*Quercus*) seedlings. *New Phytologist*, 164(2): 375–382.
- Dodd J.C., Thomson B.D. 1994. The screening and selection of inoculant arbuscular–mycorrhizal and ectomycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 159: 149–158.
- Doehlemann G., Ökmen B., Zhu W., Sharon A. 2017. Plant pathogenic fungi. [W:] *The Fungal Kingdom*; Heitman J., Howlett B, Crous P., Stukenbrock E., James T., Gow N., Eds.; ASM Press: Washington, DC, USA: 703–726.
- Dyderski M.K., Paż S., Frelich L.E., Jagodziński A.M. 2017. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24(3): 1150–1163.
- Eason W.R., Newman E.I., Chuba P.N. 1991. Specificity of interplant cycling of phosphorus: the role of mycorrhizas. *Plant and Soil*, 137(2): 267–274.
- Egerton-Warburton L, Allen MF. 2001. Endo- and ectomycorrhizas in *Quercus agrifolia* Nee. (Fagaceae): patterns of root colonization and effects on seedling growth. *Mycorrhiza*, 11: 283–290.
- Enderle, R., Stenlid, J., Vasaitis, R. 2019. An overview of ash (*Fraxinus* spp.) and the ash dieback disease in Europe. *CAB Rev*, 14, 1-12.
- Erwin D.C., Ribeiro, O.K. 1996. *Phytophthora*: diseases worldwide (No. 632.4 E73p). Minnesota, US: APS Press.
- Fernandez C.W., Nguyen N.H., Stefanski A., Han Y., Hobbie S.E., Montgomery R.A., Kennedy P.G. 2017. Ectomycorrhizal fungal response to warming is linked to poor host performance at the boreal-temperate ecotone. *Global Change Biology*, 23: 1598–1609.
- Flower C.E., Knight K.S., Rebbec J., Gonzalez-Meler M.A. 2013. The relationship between the emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) and ash (*Fraxinus* spp.) tree decline: Using visual canopy condition assessments and leaf isotope measurements to assess pest damage. *Forest Ecology and Management*, 303: 143–147.
- Garbelotto, M., Gonthier, P. 2013. Biology, epidemiology, and control of *Heterobasidion* species worldwide. *Annu. Rev. Phytopathol*, 51(1), 39-59.
- Gordon T.R. 2017 *Fusarium oxysporum* and the *Fusarium* wilt syndrome. *Annual Review of Phytopathology*, 55: 23–39.
- Guinet C., Boutigny A.L., Vialle A., Hamelin R.C., Frey P., Ioos R. 2016. Simultaneous monitoring and quantification of *Melampsora allii-populina* and *Melampsora larici-populina* on infected poplar leaves using a duplex real-time PCR assay. *Plant Pathology*, 65(3): 380–391.

- Harris A.R., Webber J.F. 2016. Sporulation potential, symptom expression and detection of *Phytophthora ramorum* on larch needles and other foliar hosts. *Plant Pathology*, 65(9): 1441–1451.
- Hiemstra J. A. 1998. A compendium of *Verticillium* wilts in tree species. CPRO.
- Hilszczańska D., Sierota Z. 2005. Chemical composition of soil and ectomycorrhizal community structure in nursery as effect of watering. [W:] Pierzgałski E., Niemtur S., Czerepko J. (red.) Protection of soil and water resources in forestry areas. Forest Research Institute, Warsaw: 57–63.
- Hilszczańska D., Sierota Z. 2006. Wpływ inokulum mikoryzowego grzyba *Thelephora terrestris* na wzrost sadzonek sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* L. II. Badania terenowe. *Sylwan*, 150(2): 20–28.
- Hobbie E.A., Agerer R. 2010. Nitrogen isotopes in ectomycorrhizal sporocarps correspond to belowground exploration types. *Plant and Soil*, 327: 71–83.
- Horton T.R., Bruns T.D., Parker V.T. 1999. Ectomycorrhizal fungi associated with *Arctostaphylos* contribute to *Pseudotsuga menziesii* establishment. *Canadian Journal of Botany*, 77(1): 93–102.
- Hryniewicz K., Baum C. 2012. “The potential of rhizosphere microorganisms to promote the plant growth in disturbed soils,” in Environmental Protection Strategies for Sustainable Development, Strategies for Sustainability Series, [red.] A. Malik and E. Grohmann (Dordrecht: Springer): 35–64.
- Jarvis S., Woodward S., Alexander I., Taylor A. 2013. Regional scale gradients of climate and nitrogen deposition drive variation in ectomycorrhizal fungal communities associated with native Scots pine. *Global Change Biology*, 19: 1688–1696.
- Johnson D. 2018 Water, water everywhere but how does it affect the functional diversity of ectomycorrhizal fungi? *New Phytologist*, 220(4): 950–951.
- Jung T., Colquhoun I.J., Hardy G.E. 2013. New insights into the survival strategy of the invasive soilborne pathogen *Phytophthora cinnamomi* in different natural ecosystems in Western Australia. *Forest Pathology*, 43(4): 266–288.
- Jung T., Durβn, A., Sanfuentes von Stowasser E., Schena L., Mosca S., Fajardo S., González M., Angella D. Ortega N., Bakonyi J., Seress D., Tomšovský M., Cravador A., Maia C., Horta Jung M. 2018. Diversity of *Phytophthora* species in Valdivian rainforests and association with severe dieback symptoms. *Forest Pathology*, 48(5), e12443. <https://doi.org/10.1111/efp.12443>.
- Jung T., Vettraino A.M., Cech T.L., Vannini A. 2013. The impact of invasive *Phytophthora* species on European forests. [W:] *Phytophthora: A Global Perspective*; Lamour, K., Ed.; CABI: 146–158.
- Jung, T., Orlikowski, L., Henricot, B., Abad-Campos, P., Aday, A. G., Aguín Casal, O., ... & Pérez-Sierra, A. 2016. Widespread *Phytophthora* infestations in

- European nurseries put forest, semi-natural and horticultural ecosystems at high risk of Phytophthora diseases. *Forest Pathology*, 46(2), 134–163.
- Kipfer T., Egli S., Ghazoul J., Moser B., Wohlgemuth T. 2010. Susceptibility of ectomycorrhizal fungi to soil heating. *Fungal Biology*, 114: 467–472.
- Klapwijk M.J., Bylund H., Schroeder M.; Björkman C. 2016. Forest management and natural biocontrol of insect pests, *Forestry*, 89(3): 253–262.
- Kombrink A., Rovenich H., Shi-Kunne X., Rojas-Padilla E., van den Berg G.C.M., Domazakis E., de Jonge R., Valkenburg D.-J., Sánchez-Vallet A., Seidl M.F., Thomma B.P.H.J. 2017. *Verticillium dahliae* LysM effectors differentially contribute to virulence on plant hosts. *Molecular Plant Pathology*, 18(4): 596–608.
- Kowalski S. 1997. Praktyczne aspekty mikrotrofizmu w szkółkach leśnych. *Sylvan* 141(6): 5–15.
- Kropp B. R., Langlois G.C. 1990. Ectomycorrhiza in reforestation. *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 438–451.
- Lambers H., Raven J.A., Shaver G.R., Smith S.E. 2008. Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. *Trends in Ecology & Evolution*, 23: 95–103.
- Lazreg F., Belabid L., Sanchez J., Gallego E., Garrido-Cardena J.A., Elhaitoum A. 2013. First report of *Globisporangium ultimum* causing *Pythium* damping-off on Aleppo pine in Algeria, Africa, and the Mediterranean region. *Plant Disease*, 97(8), 1111.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group (ISSG): Auckland, New Zealand.
- Migliorini D., Ghelardini L., Luchi N., Capretti P., Onorari M., Santini A. 2019. Temporal patterns of airborne *Phytophthora* spp. in a woody plant nursery area detected using real-time PCR. *Aerobiologia*, 35(2): 201–214.
- Milović, M., Kebert, M., Orlović, S. 2021. How mycorrhizas can help forests to cope with ongoing climate change? *Šumarski List*, 145(5–6): 279–286.
- Mucha J., Peay K.G., Smith D.P., Reich P.B., Stefanski A., Hobbie, S.E. 2018. Effect of simulated climate warming on the ectomycorrhizal fungal community of boreal and temperate host species growing near their shared ecotonal range limits. *Microbial Ecology*, 75: 348–363.
- Nedelin T. 2014. Ectomycorrhiza – nature and significance for functioning of forest ecosystems. *For Ideas*, 20(1): 3–29.
- Nowakowska J.A., Stocki M., Stocka N., Ślusarski S., Tkaczyk M., Caetano J.M., ... & Oszako T. 2020. Interactions between *Phytophthora cactorum*, *Armillaria gallica* and *Betula pendula* Roth. Seedlings Subjected to Defoliation. *Forests*, 11(10), 1107.

- Olchowik J., Hilszczańska D., Studnicki M., Malewski T., Kariman K., Borowski Z. 2021. Post-fire dynamics of ectomycorrhizal fungal communities in a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest of Poland. *Peer J*, 9, e12076.
- Parrent J.L., Morris W.F., Vilgalys R. 2006. CO₂-enrichment and nutrient availability alter ectomycorrhizal fungal communities. *Ecology*, 87: 2278–2287.
- Pauchard A., Milbau A., Albiñ A., Alexander J., Nun M.A., Daehler C., Englund G., Essl F., Evengard B., Greenwood G.B.M., Haider S., Lenoir J., McDougall K., Muths E., Nuñez M.A., Olofsson J., Pellissier L., Rabitsch W., Rew L.J., Robertson M., Sanders N., Kueffer C. 2015. Non-native and native organisms moving into high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for ecology and conservation. *Biological Invasions*, 18: 345–353.
- Pellitier P.T., Zak D.R. 2018. Ectomycorrhizal fungi and the enzymatic liberation of nitrogen from soil organic matter: Why evolutionary history matters. *New Phytologist*, 217: 68–73.
- Phillips R.P., Brzostek E., Midgley M.G. 2013. The mycorrhizal-associated nutrient economy: A new framework for predicting carbon-nutrient couplings in temperate forests. *New Phytologist*, 199: 41–51.
- Pickles B.J., Egger K.N., Massicotte H.B., Green D.S. 2012. Ectomycorrhizas and climate change. *Fungal Ecology*, 5: 73–84.
- Pietikäinen A., Kytöviita M.M. 2007. Defoliation changes mycorrhizal benefit and competitive interactions between seedlings and adult plants. *Journal of Ecology*, 95(4): 639–647.
- Read D.J. 1991. Mycorrhizas in ecosystems. *Experientia*, 47: 376–391.
- Read D.J., Boyd R. 1986. Water relations of mycorrhizal fungi and their host plants. [W:] Ayres P., Boddy L. (eds) *Water, fungi, and plants*. Cambridge University Press, Cambridge: 287–303.
- Rosso M.L., Rupe J.C., Chen P., Mozzoni L.A. 2008. Inheritance and genetic mapping of resistance to *Pythium* damping-off caused by *Pythium aphanidermatum* in ‘Archer’ soybean. *Crop Science*, 48(6): 2215–2222.
- Sánchez-Cuesta R., Navarro-Cerrillo R.M., Quero J.L., Ruiz-Gómez F.J. 2020. Small-scale abiotic factors influencing the spatial distribution of *Phytophthora cinnamomi* under declining *Quercus ilex* trees. *Forests*, 11(4), 375.
- Santini A., Ghelardini L., De Pace C., Desprez-Loustau M.L., Capretti P., Chandelier A., ..., Stenlid J. 2013. Biogeographical patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe. *New Phytologist*, 197(1): 238–250.
- Shakya S.K., Grünwald N.J., Fieland V.J., Knaus B.J., Weiland J.E., Maia C., ..., Jung T. 2021. Phylogeography of the wide-host range panglobal plant pathogen *Phytophthora cinnamomi*. *Molecular Ecology*, 30(20): 5164–5178.

- Sierota Z., Hilszczańska D. 2009. Struktura ektomikoryz i parametry biometryczne sosny po wysadzeniu na gruncie porolnym. *Sylwan*, 153(2): 108–116.
- Simard S., Austin M. 2010. The role of mycorrhizas in forest soil stability with climate change. [W:] *Climate change and variability*. IntechOpen, : 275–302.
- Simard S.W., Beiler K.J., Bingham M.A., Deslippe J.R., Philip L.J., Teste F.P. 2012. Mycorrhizal networks: mechanisms, ecology, and modelling. *Fungal Biology Reviews*, 26(1): 39–60.
- Smith S.E., Read D.J. 2008. *Mycorrhizal symbiosis*, 3rd edn. London, UK: Academic Press.
- Steidinger B.S., Crowther T.W., Liang J., Van Nuland M.E., Werner G.D., Reich P.B., ..., Peay K.G. 2019. Climatic controls of decomposition drive the global biogeography of forest-tree symbioses. *Nature*, 569(7756): 404–408.
- Tedersoo L., May T.W., Smith M.E. 2010. Ectomycorrhizal lifestyle in fungi: global diversity, distribution, and evolution of phylogenetic lineages. *Mycorrhiza*, 20: 217–263.
- Tedersoo L., Naadel T., Bahram M., Pritsch K., Buegger F., Leal M., ..., Põldmaa K. 2012. Enzymatic activities and stable isotope patterns of ectomycorrhizal fungi in relation to phylogeny and exploration types in an afro-tropical rain forest. *New Phytologist*, 195: 832–843.
- Tedersoo L., Bahram M., Põlme S., Kõljalg U., Yorou N.S., Wijesundera R., ..., Abarenkov K. 2014. Global diversity and geography of soil fungi. *Science*, 346(6213), 1256688.
- Terrer C., Vicca S., Hungate B.A., Phillips R.P., Prentice I.C. 2016. Mycorrhizal association as a primary control of the CO₂ fertilization effect. *Science*, 353: 72–74.
- Teste F.P., Simard S.W., Durall D.M., Guy R.D., Jones M.D., Schoonmaker A.L. 2009. Access to mycorrhizal networks and roots of trees: importance for seedling survival and resource transfer. *Ecology*, 90(10): 2808–2822.
- Treseder K.K. 2004. A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus, and atmospheric CO₂ in field studies. *New Phytologist*, 164(2): 347–355.
- Trumbore S., Brando P., Hartmann H. 2015. Forest health and global change. *Science*, 349(6250): 814–818.
- Tu Q.C., Yuan M.T., He Z.L., Deng Y., Xue K., Wu L.Y., Zhou J. 2015. Fungal communities respond to long-term CO₂ elevation by community reassembly. *Applied and Environmental Microbiology*, 81: 2445–2454.
- van der Heijden M.G., Martin F. M., Selosse M.A., Sanders I.R. 2015. Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. *New Phytologist*, 205(4): 1406–1423.
- Vervaeke P., Luyssaert S., Mertens J., Meers E., Tack F.M.G., Lust N. 2003. Phyto-

- remediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. *Environmental Pollution*, 126(2): 275–282.
- Vettraino A.M., Morel O., Perlerou C., Robin C., Diamandis S., Vannini A. 2005. Occurrence and distribution of *Phytophthora* species in European chestnut stands, and their association with Ink Disease and crown decline. *European Journal of Plant Pathology*, 111(2), 169.
- Villarreal-Ruiz L., Anderson I.C., Alexander I.J. 2004. Interaction between an isolate from the *Hymenoscyphus ericae* aggregate and roots of *Pinus* and *Vaccinium*. *New Phytologist*, 164: 183–192.
- Weiland J.E., Beck B.R., Davis A. 2013. Pathogenicity and virulence of *Pythium* species obtained from forest nursery soils on Douglas-fir seedlings. *Plant Disease*, 97(6): 744–748.
- Weiland J.E., Santamaria L., Grünwald N.J. 2014. Sensitivity of *Pythium irregulare*, *P. sylvaticum*, and *P. ultimum* from forest nurseries to mefenoxam and fosetyl-Al, and control of *Pythium* damping-off. *Plant Disease*, 98(7): 937–942.
- Wingfield M.J., Hammerbacher A., Ganley R.J., Steenkamp E.T., Gordon T. R., Wingfield B. D., Coutinho T.A. 2008. Pitch canker caused by *Fusarium circinatum*—A growing threat to pine plantations and forests worldwide. *Australasian Plant Pathology*, 37(4): 319–334.

Derek M. Johnson

Wydział Biologii, Uniwersytet Wspólnoty Wirginii, Richmond, Wirginia, USA
dmjohnson@vcu.edu

Modele i ich użyteczność w ocenie i prognozowaniu wpływu zmiany klimatu na szkodniki leśne

WSTĘP

Zmiana klimatu na wiele sposobów wpływa na rozmieszczenie i dynamikę szkodników leśnych (Jactel i in. 2019). Obecnie obserwuje się rozszerzanie obszarów występowania i przesunięcia fenologiczne stanowiące reakcję na zmieniającą się temperaturę (Cudmore i in. 2010), jednocześnie, w cieplejszych rejonach występowania gatunków obserwuje się ich wycofywanie się (Bourougaaoui i in. 2021). Ponieważ z powodu coraz dłuższych okresów zmniejszonej pokrywy lodowej w ciągu roku, zwiększa się liczba szlaków handlowych przebiegających przez Arktykę, a w portach wejściowych zmienia się klimat, zwiększą się możliwości inwazji obcych gatunków organizmów szkodliwych (Lockwood i in. 2013). Rosnące temperatury spowodują częstsze susze, które z kolei będą powodować presję na drzewa spowodowaną niedoborami wody, a zwiększona liczba pożarów lasów sprawi, że będą one bardziej podatne na ataki szkodników leśnych (Canelles i in. 2021). Przewiduje się, że te i inne konsekwencje zmian klimatu wpłyną na wzrost częstotliwości i intensywności występowania szkodników leśnych na całym świecie (Logan i in. 2003; Mainka i Howard 2010). Prognozuje się, że Europa, północno-wschodnia Ameryka Północna i Oceania staną się punktami zapalnymi inwazji w warunkach przyszłej zmiany klimatu (Bellard i in. 2013), podczas gdy inne regiony mogą doświadczyć zmniejszenia wpływu szkodników leśnych (Jactel i in. 2019). Przewidywany wpływ tych szkodników będzie bardzo poważnym problemem zarówno z ekologicznego, jak i ekonomicznego punktu widzenia, dlatego też uzasadnione jest podejście prognostyczne związane z monitoringiem występowania organizmów szkodliwych, jak element przyszłego zarządzania planowaniem i działaniami prewencyjnymi w zmieniającym się świecie.

W warunkach zmiany klimatu, leśnicy na całym świecie stoją przed wieloma wyzwaniem związanymi ze zwalczaniem szkodników w przyszłości. Skutki zmiany

klimatu są w dużej mierze pochodną warunków lokalnych, więc dogłębne zrozumienie biologii i ekologii danego układu i poszczególnych jego składników stanowi niezbędną podstawę do przewidywania przyszłych zagrożeń. Zmiana klimatu jest wieloaspektowa; obejmuje wzrost temperatury, zmianę wzorców opadów oraz zwiększoną częstotliwość i intensywność zjawisk ekstremalnych, a także wpływa na gatunki na wiele sposobów (Bellard i in. 2013; Jactel i in. 2019; Lehmann i in. 2020; Simler-Williamson i in. 2019). Klimat może wpływać na szkodniki leśne bezpośrednio, np. poprzez wpływ temperatury na czas rozwoju, lub pośrednio, np. poprzez wpływ na interakcje troficzne (Canelles i in. 2021). Zmiana klimatu wpływa na czerwcę zarówno bezpośrednio, poprzez przesunięcia w fenologii i woltynizmie (zwiększona liczba generacji w roku), jak i pośrednio, poprzez wpływ na drzewa żywicielskie i naturalnych wrogów (Frank 2021). Wielorakie skutki zmiany klimatu mogą mieć charakter addytywny lub nieaddytywny, a czynniki mogą działać w przeciwnych kierunkach (Jactel i in. 2019). Rozdzielenie wielu skutków stanowi wyzwanie, co ogranicza możliwość identyfikacji mechanizmów i zwiększa niepewność prognoz.

Modele oparte na danych stanowią skuteczne podejście do przewidywania złożonych reakcji populacji szkodników leśnych na przyszłą zmianę klimatu. W niniejszym artykule omówione zostaną cztery rodzaje modeli: i) modele fenologiczne, ii) modele rozmieszczenia, iii) modele transportowe oraz iv) modele populacyjne, które są stosowane do oceny obecnego i przyszłego ryzyka, jakie niosą ze sobą gatunki inwazyjne związane ze zmianą klimatu. Przedstawione zostaną krótkie opisy modeli wraz z przykładami ich zastosowania w celu określenia, jak zmiana klimatu wpływa na procesy populacyjne, rozmieszczenie i ryzyko inwazji, ze szczególnym uwzględnieniem szkodników leśnych.

MODELE FENOLOGICZNE

Rosnące temperatury powodują przesunięcia fenologiczne w stadiach rozwojowych owadów, ich roślin żywicielskich i naturalnych wrogów (Abarca i Spahn 2021). Przewiduje się, że przesunięcia fenologiczne w ocieplającym się klimacie zwiększą liczbę pokoleń kornika drukarza (*Ips typographus*) w Europie, co prawdopodobnie zwiększy tempo wzrostu populacji i skutki gradacji (Jakoby i in. 2019). Gdy współdziałające gatunki mają różne tempo reakcji na zmianę klimatu, np. żywiele i pasożytnicy, przesunięcia fenologiczne mogą powodować rozbieżności w interakcjach troficznych, które zwiększają lub zmniejszają wpływ szkodników leśnych. Na przykład, owady w Alpach wykazały w ostatnich latach przesunięcie fenologiczne średnio o 6 dni na dekadę, podczas gdy rośliny drzewiaste przesunęły tempo rozwoju średnio o 2,4 dnia na dekadę (Vitasse i in. 2021). Wywołane przez klimat

niedopasowanie fenologii może zmniejszyć dostępność pożywienia dla owadów roślinożernych i ograniczyć gradację szkodników. Jest to zgodne z obserwacjami dotyczącymi zmniejszenia częstotliwości i intensywności gradacji *Zeiraphera diniana* (Lepidoptera: Tortricidae) w Alpach Europejskich w ciągu ostatnich czterech dekad (Johnson i in. 2010). Z kolei niedopasowanie fenologiczne pomiędzy szkodnikiem leśnym a jego wrogiem naturalnym, może spowodować, że szkodnik ten będzie powodował poważniejsze zniszczenia w lasach (Tougeron i in. 2020). Wyczerpujący przegląd niedopasowań fenologicznych przedstawiono w Renner i Zohner (2018).

Modele fenologiczne są wykorzystywane do przewidywania przesunięć fenologicznych spowodowanych zmieniającym się klimatem u szerokiej gamy taksonów. Modele te wymagają danych wejściowych, a mianowicie danych dotyczących etapów życia w połączeniu z danymi na temat klimatu (Hodgson i in. 2011). Długoterminowe dane z monitoringu są zazwyczaj potrzebne, aby uchwycić zmienność klimatu i określić fenologię bazową do porównań (Visser i Both 2005). Ustanowienie linii odniesienia pozwala także na zastosowanie silnego wnioskowania przy ocenie roli wpływu zmiany klimatu na fenologię (Kharouba i Wolkovich 2020). Fenologia bazowa (ang. baseline phenology) jest ważna również dlatego, że obecność asynchronii fenologicznych nie musi wskazywać na to, że jest ona nieprzystosowawcza (Singer i Parmesan 2010). Najbardziej wydajne modele fenologiczne powinny być oparte na danych, które zawierają zarówno zmienność przestrzenną, jak i czasową (Hodgson i in. 2011). Oczekuje się, że szkodniki leśne, drzewa żywicielskie i wrogowie naturalni przystosują się do zmiany klimatu, dlatego wszelkie niedopasowanie może być tylko tymczasowe (Marshall i in. 2020). Wreszcie, wnioskowanie z niedopasowań fenologicznych jest trudne ze względu na złożone skutki wynikające z przesunięć fenologii (Damien i Tougeron 2019). Mimo to, modele fenologiczne okazały się przydatne w zrozumieniu wpływu zmiany klimatu na szkodniki leśne. Dostępnych jest wiele pakietów R do modelowania fenologii roślin, w tym „Phenor” (Hufkens i in. 2018), „Phenofit” (Morin i Chuine 2005), „Phenips” (Baier i in. 2007) i „phenModel” (Pollard i in. 2020).

MODELE ROZMIESZCZENIA

Zmiana klimatu powoduje zmiany w rozmieszczeniu szkodników leśnych, których zasięgi w niektórych regionach zmniejszają się, a w innych rozszerzają. Zasięgi *Lymantria* spp. (brudnicy nieparki *Lymantria dispar* i brudnicy mniszki *L. monacha*) rozszerzają się na północ w Ameryce Północnej i Europie, ponieważ niskie temperatury zimą nie osiągają już punktu ochłodzenia zimujących jaj (Fält-Nardmann i in. 2018). W południowym zasięgu populacje *L. dispar* wycofują się, prawdopodobnie ze względu na wpływ wysokich temperatur na śmiertelność larw (Banahene i in. 2018).

Korowódka (*Thaumetopoea pityocampa*), szkodnik sosen *Pinus* spp. w lasach śródziemnomorskich, zniknęła z Tunezji prawdopodobnie z powodu rosnących temperatur (Bourougaaoui i in. 2021), a jej rozmieszczenie w europejskich lasach sosnowych rozszerzyło się w kierunku północnym (Barristi i in. 2005). Zmiana klimatu jest najbardziej widoczna na wyższych szerokościach geograficznych, gdzie zasięg gradacji dwóch gatunków miernikowców Geometridae rozszerzył się na północ w subarktycznych lasach brzozowych (*Betula* spp.) (Jepsen i in. 2008). Zasięgi występowania wielu gatunków szkodników wtórnych niszczących drzewa w Ameryce Północnej i Europie rozszerzyły się na północ i na większe wysokości n.p.m. (Cudmore i in. 2010; Dodds i in. 2018; Økland i in. 2019). W przypadku pojawienia się nowych gatunków szkodników, zrozumienie potencjalnej skali geograficznej szkód w lasach będzie miało kluczowe znaczenie dla ustalenia priorytetów i budżetu strategii zarządzania. W miarę postępującej zmiany klimatu i przesunięć w rozmieszczeniu szkodników leśnych, zarządzający lasami mogą wykorzystywać modele rozmieszczenia do opracowywania długoterminowych strategii zarządzania nimi.

Modele rozmieszczenia są użytecznymi narzędziami do przewidywania zasięgu występowania szkodników leśnych w zależności od scenariusza zmiany klimatu. Zazwyczaj są oparte na danych abiotycznych (np. temperatura, opady) i biotycznych (np. rozmieszczenie gatunków żywicieli), aby przewidzieć odpowiedni zasięg zarówno dla nowych introdukcji, jak i zdomowionych populacji szkodników leśnych w odpowiedzi na zmianę klimatu. W zasobach Amerykańskiego Muzeum Historii Naturalnej dostępny jest MaxEnt – model rozmieszczenia oparty na uczeniu maszynowym, który buduje prognozy rozmieszczenia gatunków i może być zaimplementowany w pakiecie R „glmnet” (Phillips i in. 2017). MaxEnt został wykorzystany do wykazania potencjalnego rodzimego i światowego rozmieszczenia szeregu gatunków inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych (Guru-Pirasanna-Pandi i in. 2021; Zhang i in. 2021), w tym trzpiennika świerkowca (*Sirex juvencus*) (Gao i in. 2021) i został użyty do oszacowania rozmieszczenia odpowiednich siedlisk dla szkodnika *Sirex nitobei* w jego rodzimych Chinach (Gao i in. 2021). Tabela 1 zawiera listę wielu dostępnych modeli rozmieszczenia. Większość z nich to modele dla pojedynczych gatunków, z wyjątkiem modelu SSDM, który łączy mapy rozmieszczenia wielu gatunków w celu oszacowania ich różnorodności i bogactwa (Naimi i Araújo 2016; Woodman i in. 2019). SSDM może być przydatny do przewidywania miejsc występowania szkodników leśnych w różnych scenariuszach zmiany klimatu.

MODELE TRANSPORTOWE

Transport towarów handlowych jest głównym czynnikiem powodującym antropogeniczne rozprzestrzenianie się owadów na świecie. Poziom handlu międzynaro-

dowego jest silnym predyktorem liczby inwazyjnych gatunków obcych w danym kraju (Lin i in. 2007; Westphal i in. 2008). Szlaki transportowe zmieniają się z powodów społecznych i technologicznych, a także w odpowiedzi na ocieplenie klimatu (Lockwood i in. 2013). Zmieniający się klimat otwiera nowe drogi, którymi szkodniki leśne mogą dotrzeć do nowych miejsc (Roques 2010). W warunkach rosnących temperatur związanych ze zmianą klimatu, topnienie lodu na Oceanie Arktycznym otwiera nowe i krótsze szlaki handlowe czynne dłużej w ciągu roku (Ng i in. 2018), co pozwala większej liczbie organizmów nierodzimych przetrwać transport (Humble i Allen 2001). Wraz z rozwojem nowych międzynarodowych partnerstw handlowych wzrasta ryzyko transportu nowych gatunków szkodników. Chrzęszcz opiętek jesionowiec (*Agrius planipennis*), groźny szkodnik, który spowodował zamieranie milionów jesionów (*Fraxinus* spp.) w USA, prawdopodobnie dotarł w okolice Detroit w stanie Michigan w skrzyniach ładunkowych wykonanych z drewna jesionowego, które zawierały towary importowane z Chin (Herms i McCullough 2014). Choć istnieją dowody na to, że liczba nowych inwazji może się zmniejszać z powodu wyczerpania puli potencjalnych gatunków inwazyjnych w niektórych taksonach (Levine i D'antonio 2003), zmiany w szlakach handlowych zwiększą ryzyko inwazji nowych szkodników leśnych na całym świecie (Roques 2010). Identyfikacja nowych szlaków handlowych pozwala na bardziej efektywne monitorowanie potencjalnych gatunków inwazyjnych.

Tabela 1. Modele rozmieszczenia gatunków dostępne do bezpłatnego użytku

Modele rozmieszczenia gatunków	Platforma	Literatura
MaxEnt	Download	Phillips i in. 2022
sdm	R package	Naimi i Araújo 2016
ESDM	R package	Woodman i in. 2019
SSDM	R package	Schmitt i in. 2017
SDMToolbox	Python	Brown 2014

Modele transportowe są często wykorzystywane w połączeniu z modelami fenologicznymi i modelami dystrybucyjnymi do oceny ryzyka pojawienia się nowych szkodników (Gray 2017; Paini i in. 2018). W Stanach Zjednoczonych prowadzony jest szeroko zakrojony program monitorowania obcych inwazji, takich jak azjatycka brudnica nieparka (*L. dispar asiatica*). Intensywność handlu jest zbyt duża, aby kontrolować wszystkie towary, dlatego programy monitoringu koncentrują się na konkretnych przesyłkach i portach wejścia, w których stwierdzono wysokie ryzyko inwazji azjatyckiej brudnicy nieparki. Wraz ze wzrostem temperatury na świecie, strategie kontroli azjatyckiej brudnicy nieparki i innych szkodników leśnych będą

się zmieniać wraz ze zmianami przydatności siedlisk w miejscach importu. W takich przypadkach, połączenie modeli rozmieszczenia i/lub modeli fenologicznych z modelami transportu jest skuteczną metodą oceny ryzyka pojawienia się nowych szkodników.

MODELE POPULACJI

Dynamika populacji szkodników leśnych jest określana jako erupcyjna ze względu na powtarzające się cykle szybkiego wzrostu populacji, po którym następuje jej załamanie. Te cykle gradacji obejmują do kilku rzędów wielkości gęstości populacji i często są okresowe. Zazwyczaj uważa się, że interakcje troficzne z drzewami żywicielskimi i wrogami naturalnymi napędzają cykle populacyjne (Turchin i in. 2003), chociaż zewnętrzne czynniki środowiskowe, takie jak pogoda, mogą zmieniać dynamikę na wiele sposobów, np. zmniejszając szczytowe wartości cyklu do poziomu poniżej poziomu gradacji (Johnson i in. 2010). Zmiana klimatu może „obudzić gatunki uśpione”, czyli gatunki rodzime, których populacje cechuje niska gęstość do czasu, gdy zmiana klimatu sprzyja szybkiemu wzrostowi jej zagęszczenia, co zaobserwowano w przypadku dwóch gatunków czerwców w miejskich „wyspach ciepła” na terenach USA (Frank i Just 2020). Nieliniowe procesy generowane przez interakcje troficzne tworzą złożoną dynamikę populacji, w której stosunkowo niewielkie zmiany w danych wejściowych do systemu mogą powodować nieproporcjonalnie duże i nieintuicyjne zmiany we wzorcach gradacji.

Modele populacyjne, które symulują nieliniową dynamikę w czasie, są potężnymi narzędziami do badania skutków różnych scenariuszy zmian klimatu. Modele te powinny być zorientowane na proces i oparte na danych empirycznych dotyczących wskaźników życiowych poszczególnych gatunków, interakcji troficznych i reakcji na zmienność czynników pogodowych (Logan i in. 2003). Dodanie elementu stochastycznego do modelu populacji dodaje realizmu i pozwala obserwować zakres dynamiki, która może się pojawić, co jest szczególnie przydatne, gdy głównym przedmiotem zainteresowania są zdarzenia ekstremalne, np. gradacje. Modele można rozszerzyć przestrzennie, modelując wiele miejsc, które są połączone poprzez rozproszenie (Johnson i in. 2004).

Modele populacyjne występują w wielu postaciach. W badaniach nad kornikiem drukarzem wykorzystano model wyczerpywania zasobów, aby wykazać, że akumulacja drzew powalonych przez wiatr napędza okresowe cykle gradacji (Økland i Bjørnstad 2006). Przestrzenno-czasowy model LandClim wykorzystano do wykazania wzajemnego oddziaływania kornika drukarza, zmiany klimatu i zaburzeń powodowanych przez wiatr, aby przewidzieć, że zmiana klimatu zmieni względne znaczenie bezpośredniego i pośredniego wpływu pogody w postaci powalonych

drzew na powstawanie gradacji (Temperli i in. 2013). W badaniu teoretycznym wykorzystano przestrzennie rozszerzony model populacji aby wykazać, jak zmiana klimatu może zmienić tempo rozprzestrzeniania się szkodników (Jo i in. 2017).

Przedstawiono tu studium przypadku, w którym wykorzystano model populacyjny do przewidywania wpływu zmiany klimatu na dynamikę populacji wskaźnicy modrzewianeczki (*Zeiraphera diniana*), powodującej defoliację modrzewia w bardzo regularnych, 8-9-letnich cyklach populacji w Alpach Europejskich. Okresy defoliacji, stwierdzone na podstawie analizy słojów drzew (Esper i in. 2007), utrzymywały się niemal bez przerw przez co najmniej 1200 lat aż do lat 80. XX wieku, kiedy to wielkoskalowe zdarzenia defoliacyjne zanikły (Esper i in. 2007), ale nadal występowały cykle o mniejszym zagęszczeniu (Büntgen i in. 2020b). Postawiono hipotezę, że czynnikiem powodującym zanik cykli defoliacji było ocieplenie klimatu w Alpach pod koniec XX wieku (Esper i in. 2007). Johnson i in. (2010) przeanalizowali przestrzenne wzorce defoliacji lasów w Alpach w całym gradiencie wysokości i stwierdzili, że przesunięcia wysokości w epicentrum fal defoliacji były pozytywnie skorelowane z zimową temperaturą roczną. Następnie autorzy sprawdzili, czy hipoteza o związku przyczynowym między zimową temperaturą roczną a coraz wyższym epicentrum fal defoliacji została potwierdzona przez przestrzennie rozszerzony model trójtroficzny. Model ten jest oparty na danych empirycznych i symuluje dynamikę wskaźnicy modrzewianeczki, drzewa żywicielskiego i parazytoidów (Turchin i in. 2003). Model został zmodyfikowany tak, aby tempo wzrostu populacji wskaźnicy modrzewianeczki było empirycznie wyznaczoną funkcją wysokości (Johnson i in. 2010). Symulacje modelowe wykazały, że fale defoliacji rozpoczynały się w epicentrach na wysokościach, na których tempo wzrostu populacji wskaźnicy modrzewianeczki było najwyższe. W symulacjach z cieplejszymi zimami, wysokość optymalnego tempa wzrostu populacji przesunęła się w górę, co spowodowało, że epicentrum defoliacji również przesunęło się w górę. Ponadto, w symulacjach cieplejszych zim, szczytowe zagęszczenia wskaźnicy modrzewianeczki były tłumione w całym zakresie wysokości, co jest zgodne z empiryczną obserwacją zaniku defoliacji pod koniec XX wieku (Johnson i in. 2010). Autorzy doszli do wniosku, że wraz z ociepleniem zimowym w Alpach pod koniec XX wieku optymalna wysokość dla rozwoju populacji wskaźnicy modrzewianeczki przesunęła się w kierunku wyższych wzniesień, gdzie drzewa żywicielskie były mniejsze i rosły w mniejszych zagęszczeniach, co spowodowało zmniejszenie wielkości cykli gradacji. W późniejszym badaniu ten sam model został połączony z symulacją danych dotyczących klimatu opartych na różnych kombinacjach naturalnych i antropogenicznych czynników wpływających na wahania temperatury i stwierdzono, że głównym czynnikiem wpływającym na zmianę dynamiki pojawiania się gradacji wskaźnicy modrzewianeczki w Alpach był wzrost emisji gazów cieplarnianych (Büntgen i in. 2020a). Ostatni zwrot w tej histo-

rii to powrót defoliacji spowodowanej przez wskaźnicę modrzewianeczkę w latach 2017–2018 w Alpach, który przypisano chłodniejszym zimom w tym okresie, chociaż były one nadal cieplejsze niż mroźne zimy sprzed lat 80. (Büntgen i in. 2020b). Kolejnym krokiem może być zbadanie, czy adaptacja wskaźnicy modrzewianeczki i ich naturalnych wrogów do ocieplającego się klimatu była czynnikiem wpływającym na wyrównanie fenologiczne i powrót defoliacji w latach 2017–2018.

PODSUMOWANIE

Zmiana klimatu wpływa na rozmieszczenie i oddziaływanie szkodników leśnych na całym świecie. Istnieje wiele różnych programów komputerowych i pakietów R do badania wpływu zmiany klimatu na rozwój i występowanie szkodników leśnych. Modele te mogą być potężnymi narzędziami w wyjaśnianiu skutków zmiany klimatu, jeśli są oparte na danych empirycznych. Chociaż zdolność przewidywania rozmieszczenia szkodników leśnych i ich wpływu będzie ograniczona niepewnością związaną z ekstrapolacją poza znane warunki oraz trudnościami w wyłonieniu związku przyczynowego spośród wielu czynników, ostatnie prace wykazały, że modele te mają wartość predykcyjną. Może istnieć więcej możliwości poprawy przewidywań poprzez dalszą integrację tych typów modeli. Głównym czynnikiem ograniczającym są dane dotyczące poszczególnych systemów, które pozwalają uchwycić zmienność klimatu i reakcji gatunków, ale liczba zestawów danych rośnie. Badanie wpływu zmiany klimatu na szkodniki leśne i inne gatunki inwazyjne jest dziedziną wystarczająco już dojrzałą do przeprowadzania badań i może przyczynić się do rozwoju naszych możliwości przewidywania i łagodzenia przyszłych skutków występowania szkodników leśnych.

Summary

Derek M. Johnson

Department of Biology, Virginia Commonwealth University, Richmond, Virginia, USA
dmjohnson@vcu.edu

The utility of models for evaluation and prediction of the effects of climate change on forest pests

The impact of climate change on forest insect ecology presents new challenges to forest management. Climatic shifts can create more intense and novel outbreaks in some insect species, and a reduction in outbreaks of other species. Pest distributions and/or regions of outbreak are shifting along geographical and elevational gradients in response to a warming climate. Phenological mismatch between insects, host trees, and natural enemies in response to climate change can greatly alter pest population dynamics. The underlying processes that govern host-pest-natural enemy population dynamics are complex, which presents significant challenges to evaluation, prediction, and management of pest outbreaks. Observational and experimental data alone have limited value in forecasting future pest outbreaks because of the nonlinear nature of ecological interactions and population dynamics. Combining observation and experimentation with data-driven models is a powerful tool to study population dynamics in past and future pest outbreaks. Herein we give an overview of a number of modeling approaches that have been useful in elucidating the effects of climate change on forest pests. For example, transportation models are useful for assessing the likelihood of the arrival of non-native species in a new location, and distribution models are useful in assessing the suitability of a region if the novel pest arrives. Phenological models have provided insight into how climate change can trigger the emergence of new pests by creating phenological mismatches between the pest and its host or natural enemies. Lastly, data-driven population models are useful for understanding past changes in pest population dynamics and making predictions under future climate change scenarios. We conclude with a case study demonstrating how a model was used to detect climate change effects on population dynamics of the larch budmoth in the European Alps. Larch budmoth population dynamics are strongly cyclical, creating predictable outbreaks every 8-10 year for the past 1,200 years. However, in the late 20th century, the outbreaks largely stopped, although the underlying cycles continued with peak densities below a defoliation threshold. An empirical analysis was used to demonstrate that the outbreaks moved in waves across an elevational gradient in the Alps and that the elevation of the epicenter was correlated with annual winter temperature. A data-driven population model that was coupled with empirical climate data for the Alps region provided evidence that an upward elevational shift in the outbreak epicenter and then reduction in the extent of outbreaks was driven

by warming of annual winter temperatures. The model was also useful in projecting the effects of future climate change scenarios. In summary, a suite of data-driven models that link pest population dynamics to climatic effects have been used to better our understanding of how forest pests respond to climate change. These models can be used to look back and understand past patterns of outbreak, and also to make predictions that inform future management strategies.

LITERATURA

- Abarca M., Spahn R. 2021. Direct and indirect effects of altered temperature regimes and phenological mismatches on insect populations. *Current Opinion in Insect Science* 47: 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.04.008>.
- Baier P., Pennerstorfer J., Schopf A. 2007. PHENIPS-A comprehensive phenology model of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytinae) as a tool for hazard rating of bark beetle infestation. *Forest Ecology and Management*, 249(3): 171–186. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.020>.
- Banahene N., Salem S.K., Faske T.M., Byrne H.M., Glackin M., Agosta S.J., Eckert A.J., Grayson K.L., Thompson L.M. 2018. Thermal Sensitivity of Gypsy Moth (Lepidoptera: Erebidae) during Larval and Pupal Development. *Environmental Entomology*, 47(6): 1623–1631. <https://doi.org/10.1093/ee/nvy149>.
- Battisti A., Stastny M., Netherer S., Robinet C., Schopf A., Roques A., Larsson S. 2005. Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications*, 15: 2084–2096. <https://doi.org/10.1890/04-1903>
- Bellard C., Thuiller W., Leroy B., Genovesi P., Bakkenes M., Courchamp F. 2013. Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology*, 19(12): 3740–3748. <https://doi.org/10.1111/gcb.12344>.
- Bourougaaoui A., ben Jamâa M.L., Robinet C. 2021. Has North Africa turned too warm for a Mediterranean forest pest because of climate change? *Climatic Change*, 165, 46. <https://doi.org/10.1007/s10584-021-03077-1>.
- Brown J.L. 2014. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 694–700. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12200>.
- Büntgen U., González-Rouco J.F., Luterbacher J., Stenseth N.C., Johnson D.M. 2020a. Extending the climatological concept of ‘Detection and Attribution’ to global change ecology in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 34(11): 2270–2282. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13647>.
- Büntgen U., Liebhold A., Nievergelt D., Wermelinger B., Roques A., Reinig F., Krusic P.J., Piermattei A., Egli S., Cherubini P., Esper J. 2020b. Return of the

- moth: rethinking the effect of climate on insect outbreaks. *Oecologia*, 192: 543–552. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04585-9>.
- Canelles Q., Aquilué N., James P.M.A., Lawler J., Brotons L. 2021. Global review on interactions between insect pests and other forest disturbances. *Landscape Ecology*, 36(4): 945–972. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01209-7>.
- Cudmore T.J., Björklund N., Carroll A.L., Staffan Lindgren B. 2010. Climate change and range expansion of an aggressive bark beetle: Evidence of higher beetle reproduction in naïve host tree populations. *Journal of Applied Ecology*, 47(5): 1036–1043. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01848.x>.
- Damien M., Tougeron K. 2019. Prey–predator phenological mismatch under climate change. *Current Opinion in Insect Science*, 36: 60–68. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.07.002>.
- Dodds K.J., Aoki C.F., Arango-Velez A., Cancelliere J., D’Amato A.W., DiGirolomo M. F., Rabaglia R.J. 2018. Expansion of southern pine beetle into northeastern forests: Management and impact of a primary bark beetle in a new region. *Journal of Forestry*, 116(2): 178–191. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvx009>.
- Esper J., Bütngen U., Frank D.C., Nievergelt D., Liebhold A. 2007. 1200 Years of regular outbreaks in alpine insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1610): 671–679. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0191>.
- Fält-Nardmann J.J.J., Ruohomäki K., Tikkanen O.P., Neuvonen S. 2018. Cold hardiness of *Lymantria monacha* and *L. dispar* (Lepidoptera: Erebidae) eggs to extreme winter temperatures: implications for predicting climate change impacts. *Ecological Entomology*, 43(4): 422–430. <https://doi.org/10.1111/een.12515>.
- Frank S.D. 2021. Review of the direct and indirect effects of warming and drought on scale insect pests of forest systems. *Forestry* 94(2): 167–180. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa033>.
- Frank S.D., Just M.G. 2020. Can cities activate sleeper species and predict future forest pests? A case study of scale insects. *Insects*, 11(3). <https://doi.org/10.3390/insects11030142>.
- Gao T., Xu Q., Liu Y., Zhao J., Shi, J. 2021. Predicting the potential geographic distribution of *Sirex nitobei* in China under climate change using maximum entropy model. *Forests*, 12(151). <https://doi.org/10.3390/f12020151>.
- Gray D.R. 2017. Risk analysis of the invasion pathway of the Asian gypsy moth: a known forest invader. *Biological Invasions*, 19(11)3259–3272. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1425-1>.
- Guru-Pirasanna-Pandi G., Singh Choudhary J., Chemura A., Annamalai M., Patil N., Adak T., Chandra Rath P. 2021. Predicting the brown planthopper, *Nilaparvata lugens* (Stål) (Hemiptera: Delphacidae) potential distribution under climatic change scenarios in India. In *Current Science* 121(12).

- Herms D. A., McCullough D.G. 2014. Emerald ash borer invasion of North America: History, biology, ecology, impacts, and management. *Annual Review of Entomology*, 59: 13–30. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011613-162051>.
- Hodgson J.A., Thomas C.D., Oliver T.H., Anderson B.J., Brereton T.M., Crone, E.E. 2011. Predicting insect phenology across space and time. *Global Change Biology*, 17(3): 1289–1300. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02308.x>.
- Hufkens K., Basler D., Milliman T., Melaas E.K., Richardson, A.D. 2018. An integrated phenology modelling framework in r. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(5): 1276–1285. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12970>.
- Humble L.M., Allen E.A. 2001. Implications of non-indigenous insect introductions in forest ecosystems. [W:] A. Liebhold, M. McManus, I. Otvos, S. Fosbroke (red.), *Integrated management and dynamics of forest defoliating insects*. General Technical Report NE-277: 45–55. USDA Forest Service, Northeastern Research Station.
- Jactel H., Koricheva J., Castagneyrol B. 2019. Responses of forest insect pests to climate change: not so simple. *Current Opinion in Insect Science*, 35: 103–108. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.07.010>.
- Jakoby O., Lischke H., Wermelinger, B. 2019. Climate change alters elevational phenology patterns of the European spruce bark beetle (*Ips typographus*). *Global Change Biology*, 25(12): 4048–4063. <https://doi.org/10.1111/gcb.14766>.
- Jepsen J.U., Hagen S.B., Ims R.A., Yoccoz N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: Evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology*, 77(2): 257–264. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01339.x>.
- Johnson D.M., Bjørnstad O.N., Liebhold A.M. 2004. Landscape geometry and travelling waves in the larch budmoth. *Ecology Letters*, 7(10): 967–974. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00659.x>.
- Johnson D.M., Büntgen U., Frank D.C., Kausrud K., Haynes K.J., Liebhold A.M., Esper J., Stenseth N.C. 2010. Climatic warming disrupts recurrent Alpine insect outbreaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(47): 20576–20581. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010270107>.
- Jo W.S., Kim H.Y., Kim B.J. 2017. Climate change alters diffusion of forest pest: A model study. *Journal of the Korean Physical Society*, 70(1): 108–115. <https://doi.org/10.3938/jkps.70.108>.
- Kharouba H.M., Wolkovich E.M. 2020. Disconnects between ecological theory and data in phenological mismatch research. *Nature Climate Change* 10: 406–415. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0752-x>.
- Lehmann P., Ammunét T., Barton M., Battisti A., Eigenbrode S.D., Jepsen J.U., Kalinkat G., Neuvonen S., Niemelä P., Terblanche J.S., Økland B., Björkman

- C. 2020. Complex responses of global insect pests to climate warming. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(3): 141-150. <https://doi.org/10.1002/fee.2160>.
- Levine J.M., D'antonio C.M. 2003. Forecasting Biological Invasions with Increasing International Trade. *Conservation Biology*, 17(1): 322–326.
- Lin W., Zhou G., Cheng X., Xu R. 2007. Fast economic development accelerates biological invasions in China. *PLoS ONE*, 2(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001208>.
- Lockwood J., Hoopes M., Marchetti M.P. 2013. *Invasion Ecology (2nd Edition)*. Wiley-Blackwell.
- Logan J, Regniere J, Powell J. 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(3): 130–137.
- Mainka S.A., Howard G. W. 2010. Climate change and invasive species: Double jeopardy. *Integrative Zoology* 5(2): 102–111. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2010.00193.x>.
- Marshall K.E., Gotthard K., Williams C.M. 2020. Evolutionary impacts of winter climate change on insects. *Current Opinion in Insect Science*, 41: 54-62. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2020.06.003>.
- Morin X., Chuine I. 2005. Sensitivity analysis of the tree distribution model Phenofit to climatic input characteristics: Implications for climate impact assessment. *Global Change Biology*, 11(9): 1493–1503. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00996.x>.
- Naimi B., Araújo M.B. 2016. Sdm: A reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, 39(4): 368–375. <https://doi.org/10.1111/ecog.01881>.
- Ng A.K.Y., Andrews J., Babb D., Lin Y., Becker, A. 2018. Implications of climate change for shipping: Opening the Arctic seas. *WIREs: Climate Change*, 9(2). <https://doi.org/10.1002/wcc.508>.
- Økland B., Bjørnstad O.N. 2006. A resource-depletion model of forest insect outbreaks. *Ecology*, 87(2): 283–290.
- Økland B., Flø D., Schroeder M., Zach P., Cocos D., Martikainen P., Siitonen J., Mandelshtam M. Y., Musolin D.L., Neuvonen S., Vakula J., Nikolov C., Lindelöw Å., Voolma, K. 2019. Range expansion of the small spruce bark beetle *Ips amitinus*: a newcomer in northern Europe. *Agricultural and Forest Entomology*, 21(3): 286–298. <https://doi.org/10.1111/afe.12331>.
- Paini D.R., Mwebaze P., Kuhnert P.M., Kriticos D.J. 2018. Global establishment threat from a major forest pest via international shipping: *Lymantria dispar*. *Scientific Reports*, 8(13723). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31871-y>.

- Phillips S.J., Anderson R.P., Dudík M., Schapire R.E., Blair M.E. 2017. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7): 887–893. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>.
- Phillips S.J., Dudík M., Schapire R.E. 2022, June 1. Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). http://Biodiversityinformatics.Amnh.Org/Open_source/Maxent/.
- Pollard C.P., Griffin C.T., Andrade Moral R., de Duffy C., Chucho J., Gaffney M.T., Fealy R.M., Fealy R. 2020. phenModel: A temperature-dependent phenology/voltinism model for a herbivorous insect incorporating facultative diapause and budburst. *Ecological Modelling*, 416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108910>.
- Renner S.S., Zohner C.M. 2018. Downloaded from www.annualreviews.org Access provided by Virginia Commonwealth University on 05/26/22. *Annual Review of Ecology, Evolution Systematics*, 49: 165–182. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617>.
- Roques A. 2010. Alien forest insects in a warmer world and a globalised economy: impacts of changes in trade, tourism and climate on forest biosecurity. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 40, 77. www.scionresearch.com/nzjfs.
- Schmitt S., Pouteau R., Justeau D., de Boissieu F., Birnbaum P. 2017. sdm: An r package to predict distribution of species richness and composition based on stacked species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(12): 1795–1803. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12841>.
- Simler-Williamson A.B., Rizzo D.M., Cobb R.C. 2019. Interacting Effects of Global Change on Forest Pest and Pathogen Dynamics. *Annual Review of Ecology, Evolution & Systematics*, 50: 381–403. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110218>.
- Singer M.C., Parmesan C. 2010. Phenological asynchrony between herbivorous insects and their hosts: Signal of climate change or pre-existing adaptive strategy? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1555): 3161–3176. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0144>.
- Temperli C., Bugmann H., Elkin, C. 2013. Cross-scale interactions among bark beetles, climate change, and wind disturbances: a landscape modeling approach. *Ecological Monographs*, 83(3): 383–402.
- Tougeron K., Brodeur J., le Lann C., van Baaren J. 2020. How climate change affects the seasonal ecology of insect parasitoids. *Ecological Entomology*, 45(2): 167–181. <https://doi.org/10.1111/een.12792>.
- Turchin P., Wood S.N., Ellner S.P., Kendall B.E., Murdoch W.W., Fischlin A., Je J., Casas J., Mccauley E., Briggs C.J. 2003. Dynamical effects of plant quality and parasitism on population cycles of larch budmoth. *Ecology*, 84(5): 1207–1214.

- Visser M.E., Both C. 2005. Shifts in phenology due to global climate change: The need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1581): 2561–2569. Royal Society. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3356>.
- Vitasse Y., Ursenbacher S., Klein G., Bohnenstengel T., Chittaro Y., Delestrade A., Monnerat C., Rebetez, M., Rixen C., Strebel N., Schmidt B.R., Wipf S., Wohlgemuth T., Yoccoz N.G., Lenoir, J. 2021. Phenological and elevational shifts of plants, animals and fungi under climate change in the European Alps. *Biological Reviews*, 96(5), 1816–1835. <https://doi.org/10.1111/brv.12727>.
- Westphal M.I., Browne M., MacKinnon K., Noble, I. 2008. The link between international trade and the global distribution of invasive alien species. *Biological Invasions*, 10(4): 391–398. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9138-5>.
- Woodman S. M., Forney K.A., Becker E.A., DeAngelis M.L., Hazen E.L., Palacios D.M., Redfern J. v. 2019. esdm: A tool for creating and exploring ensembles of predictions from species distribution and abundance models. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(11): 1923–1933. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13283>.
- Zhang Y., Tang J., Ren G., Zhao K., Wang X. 2021. Global potential distribution prediction of *Xanthium italicum* based on Maxent model. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96041-z>

Ryszard Szczygieł, Mirosław Kwiatkowski

Instytut Badawczy Leśnictwa
{r.szczygieł, m.kwiatkowski}@ibles.waw.pl

Organizacja ochrony przeciwpożarowej lasu na terenach pokłeskowych

WSTĘP

Jeszcze na początku lat 90. ubiegłego wieku szacowano, że na świecie niszczone było przez ogień 10 mln ha lasów rocznie (Calabri 1991). Trzydzieści lat później, według danych Global Fire Monitoring Center, powierzchnię lasów i terenów niezagospodarowanych trawioną przez pożary, określaną na podstawie zdjęć satelitarnych, ocenia się od 300 do 600 mln ha rocznie (Goldammer 2019). Coraz częstsze i intensywniejsze w przebiegu anomalie pogodowe przyczyniają się do obserwowanej na świecie tendencji wzrostu liczby pożarów, ale przede wszystkim zwiększenia się powierzchni spalonej. Wysokie temperatury powietrza, długotrwałe susze oraz wiatry o dużych prędkościach, które zdecydowana większość naukowców wiąże z globalnymi zmianami klimatycznymi, powodują spotęgowanie intensywności rozprzestrzeniania się ognia, co sprzyja powstawaniu pożarów wielkoobszarowych, często nazywanych megapożarami. Te gigantyczne pożary stanowiące około 5–10% ogólnej liczby odpowiadają za około 90% całkowitej powierzchni spalonej. Świadczą o tym przykłady pożarów lasów w Portugalii, Hiszpanii, Grecji, Szwecji, Rosji na Syberii, Brazylii i Australii, w latach 2017–2020. Obliczenia przeprowadzone przez hiszpańskich specjalistów z zakresu ochrony przeciwpożarowej wykazały, że wielkoobszarowe pożary lasów, jakie powstały w Portugalii w 2017 r., miały intensywność wydzielania ciepła kilkadziesiąt razy większą niż moc wybuchu bomby atomowej zrzuconej na Hiroszimę (Castellnou i Hernández 2018). Podobnych porównań użyto przy opisie intensywności pożarów buszu w Australii. Pojawiło się ostatnio stwierdzenie, że po obecnej epoce antropocenu, następną będzie epoka ognia, gdyż w wielu przypadkach ludzie nie są w stanie sprostać temu żywiołowi, który w ciągu godziny jest w stanie objąć powierzchnię nawet 14 tys. ha, co zaobserwowano w Portugalii. Upatrywanie jedynie skutecznego rozwiązania, sprowadzającego się tylko do gaszenia pożarów, jest błędnym podejściem. Za właściwe i coraz częściej uznawane jest kompleksowe podejście, uwzględniające w organizacji ochrony przeciwpożarowej

lasów szeroko rozumianą gospodarce przestrzenną i zarządzanie materiałem palnym (Moore 2020). Zmiany klimatyczne, które przyczyniają się do wzrostu zagrożenia pożarowego lasów, są także powodowane przez same pożary wskutek zmian w atmosferze, będących wynikiem emisji produktów spalania, zaburzających globalne cykle biogeochemiczne, zwłaszcza globalnego obiegu węgla. Można powiedzieć, że istnieje swego rodzaju sprzężenie zwrotne pomiędzy zmianami klimatycznymi a pożarami lasu. W Europie globalne ocieplenie spowodowało przesunięcie się strefy dużego ryzyka pożarowego z tradycyjnie palnego południa na północ. Według danych European Forest Fire Information System (San-Miguel-Ayanz i in. 2019) w roku 2018 krajami, w których nastąpił drastyczny wzrost liczby pożarów i powierzchni spalonej były: Łotwa, Finlandia, Niemcy, Szwecja i Norwegia. W państwach tych odnotowano wzrost liczby pożarów o 312%, a powierzchni spalonej aż o 598%, w porównaniu do średnich z lat 2008–2017. W Polsce nie obserwujemy niepokojących zjawisk w takiej skali, jak w niektórych innych krajach, gdyż pożary wielkoobszarowe, jakie powstały u nas, ostatnio miały miejsce w 1992 r. W latach 1990–2019 powstawało w Polsce średnio w roku 8395 pożarów lasu na powierzchni 6808 ha. Maksymalną liczbę pożarów (17 087) odnotowano w 2003 r., a największej lasów (43 755 ha) uległo spaleniowi w 1992 r. Średnia powierzchnia pojedynczego pożaru wyniosła 0,81 ha. To, że nie do końca możemy czuć się bezpiecznie, uwidoczniły nam dwa dni 23 i 24 kwietnia 2019 roku, kiedy nad Polskę dotarł ciepły wiatr znad saharijskiej pustyni, którego prędkość dochodziła do kilkudziesięciu km/h. W te dwa dni powstało aż 628 pożarów lasu, w tym 6 dużych (więcej niż w poprzednich trzech latach łącznie) na powierzchni około 170 ha. Należy tę sytuację traktować jako pewien sygnał ostrzegający, z czym możemy się mierzyć w kolejnych latach.

Innym, bardzo istotnym problemem, na którym koncentruje się niniejsza praca, jest wpływ coraz częściej pojawiających się w naszych lasach zaburzeń, związanych z anomaliami klimatycznymi, na bezpieczeństwo lasów pod względem pożarowym. Wyzwania dla organizacji ochrony przeciwpożarowej, jakie niosą za sobą klęski powodowane przez czynniki abiotyczne i biotyczne, przedstawiono na dwóch przykładach: Puszczy Białowieskiej, w której doszło do rozpadu drzewostanów świerkowych wskutek gradacji kornika drukarza oraz najbardziej dotkniętych huraganem nadleśnictw Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu. W Puszczy Białowieskiej, w wyniku niespotykanego dotąd rozmiaru gradacji kornika drukarza, doszło do pojawienia się w latach 2012–2019 około 1,9 mln m³ martwego drewna na powierzchni 11,2 tys. ha. Natomiast w drugim przypadku, huragan który przeszedł nad Polską w nocy z 11 na 12 sierpnia 2017 r., zniszczył ponad 100 tys. ha lasu, a masa pokłeskowego drewna wyniosła 8,6 mln m³. Cechą wspólną obu zaburzeń było wystąpienie dużych ilości łatwopalnej biomasy oraz prześwietlenie drzewostanów, sprzyjające rozwojowi pokrywy gleby, szczególnie

trawiastej, powodujących dynamiczny wzrost zagrożenia pożarowego. Zdarzenia kłęskowe w lasach mogą ponadto powodować zniszczenie istniejącej infrastruktury przeciwpożarowej oraz ograniczać dostępność lasu dla sił ratowniczych, powodując utrudnienia w prowadzeniu akcji gaśniczych, co w konsekwencji może przyczynić się do większych strat. Z powyższych powodów, zawsze po wystąpieniu zaburzenia mającego znamiona kłęski żywiołowej, konieczna jest weryfikacja dotychczasowej organizacji systemu ochrony przeciwpożarowej i podjęcie stosownych działań z zakresu zabezpieczenia przed ogniem, adekwatnego do powstałego ryzyka, rozpatrywanego zarówno w perspektywie krótko jak i długoterminowej.

METODOLOGIA OCENY RYZYKA POŻAROWEGO LASU

Ilość materiału palnego i jego rodzaj są podstawowymi kryteriami oceny potencjalnego ryzyka pożarowego. Decydują o bilansie energetycznym pożaru, jego rozprzestrzenianiu, a w konsekwencji o stratach w drzewostanie objętym ogniem. Szczególną rolę odgrywają martwe materiały palne, nie tylko w fazie inicjacji spalania, ale także w kształtowaniu warunków rozprzestrzeniania się ognia. Kluczową dla oceny zagrożenia pożarowego, po zaburzeniu jak i dla planowania organizacji ochrony przeciwpożarowej na terenie pokłęskowym, jest analiza ryzyka. Klasyfikacji obszarów leśnych pod względem zagrożenia pożarowego dokonuje się zgodnie z *Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 23 marca 2006 r. w sprawie szczegółowych zasad zabezpieczenia przeciwpożarowego lasów (Dz.U. Nr 58, poz.405 z późn. zm.)*. Kategoria zagrożenia pożarowego lasu (KZPL) określa w sposób kompleksowy potencjalną podatność klasyfikowanego obszaru na pożar z uwzględnieniem rodzaju materiału palnego (udział procentowy najbardziej podatnych typów siedliskowych lasu na powstawanie pożarów), warunków pogodowych i ich wpływu na wilgotność ściółki sosnowej *Pinus sylvestris* (materiału wskaźnikowego dla lasów Polski, decydującego o możliwości inicjacji spalania), presji antropogenicznej na las (średnia liczba mieszkańców na 1 ha powierzchni leśnej) oraz wypadkowej wymienionych czynników wpływających na rzeczywiste zagrożenie, wyrażone gęstością liczby pożarów z ostatnich 10 lat. Kategoria zagrożenia pożarowego lasu decyduje o przeciwpożarowej infrastrukturze technicznej (obserwacja lasu, dojazdy pożarowe, punkty czerpania wody, wyposażenie w sprzęt gaśniczy) i organizacji ochrony przeciwpożarowej na klasyfikowanym obszarze, a w konsekwencji o wielkości nakładów finansowych przeznaczanych na jej utrzymanie. Opisana metoda jest kompleksową analizą zagrożenia pożarowego w skali makroskopowej (nadleśnictwo, park narodowy), dokonywanej raz na 10 lat. Nie może być wykorzystana w sytuacji bardzo dynamicznych i lokalnych zmian, jakie zachodzą wskutek zaburzenia, dotyczących w zasadzie tylko jednego z parametrów uwzględnianych w ocenie zagrożenia pożarowego, jakim jest materiał palny.

Pozostałe czynniki klimatyczne, antropogeniczne oraz częstotliwość występowania pożarów ulegają zdecydowanie wolniejszym zmianom. Dlatego w obu omawianych w pracy przykładach zastosowano do analizy ryzyka pożarowego metodę klas palności drzewostanów opracowaną w Instytucie Badawczym Leśnictwa (Szczygieł i in. 2017). Klasa palności odzwierciedla podatność drzewostanu na pożar i określana jest na podstawie typu siedliskowego lasu i rodzaju pokrywy gleby. Ustala się ją według wzoru pozwalającego obliczyć skumulowany wskaźnik palności W_w , uwzględniający wskaźniki palności dla liczby pożarów i ich powierzchni.

$$W_w = 0,8 \times W_{SL} + 0,4 \times W_{SP} + \text{jeżeli}(W_{PP} > W_{PL}) 0,3$$

gdzie:

- W_{SL} – wskaźnik palności siedliskowych typów lasu dla liczby pożarów,
- W_{SP} – wskaźnik palności siedliskowych typów lasu dla powierzchni spalonej,
- W_{PL} – wskaźnik palności rodzajów pokrywy gleby lasu dla liczby pożarów,
- W_{PP} – wskaźnik palności rodzajów pokrywy gleby dla powierzchni spalonej.

Metoda umożliwia zaliczenie drzewostanów do jednej z trzech klas palności: „A” – klasa palności duża, „B” – klasa palności średnia i „C” – klasa palności mała. W tabeli 1 przedstawiono matrycę klas palności dla drzewostanów rosnących na siedliskach nizinnych w zależności od siedliskowego typu lasu i rodzaju pokrywy gleby.

Tabela 1. Klasy palności drzewostanów w zależności od STL i rodzaju pokrywy gleby

Siedliskowy typ lasu	Rodzaj pokrywy gleby						
	Mszysta MSZ	Mszysto- czernicowa MSZC	Silnie zadarmiona SZAD	Silnie zachwaszczona SZCH	Ściółkowa ŚCIO	Zadarmiona ZAD	Zielna ZIEL
Bór bagienny Bb	B	B	B	B	B	B	B
Bór mieszany bagienny Bmb	B	B	B	B	B	B	B
Bór mieszany świeży BMśw	B	B	A	A	B	B	B
Bór mieszany wilgotny BMW	A	A	A	A	A	A	A
Bór suchy Bs	A	A	A	A	A	A	A
Bór świeży Bśw	A	A	A	A	A	A	A
Bór wilgotny Bw	A	A	A	A	A	A	A
Las łęgowy Lł	B	B	B	B	B	B	B
Las mieszany bagienny Lmb	C	C	C	C	C	C	C
Las mieszany świeży LMśw	B	B	B	B	B	B	B
Las mieszany wilgotny LMw	B	B	B	B	B	B	B
Las świeży Lśw	C	C	B	B	C	C	C
Las wilgotny Lw	C	C	B	B	C	C	C
Ols Ol	C	C	C	C	C	C	C
Ols jesionowy OlJ	C	C	C	C	C	C	C

Klasy palności ustalane są dla wydzieleń i mogą być generalizowane do poziomu oddziału lub leśnictwa. Zgeneralizowana klasa jest średnią ważoną z klas poszczególnych wydzieleń, gdzie wagą jest powierzchnia tych wydzieleń z zastrzeżeniem, że jeżeli powierzchnia drzewostanów jednej z klas stanowi więcej niż 50% powierzchni danego obszaru, to cały ten obszar zostaje zaliczony do tej klasy. Wyniki analizy zagrożenia pożarowego danego obiektu, przedstawione w formie mapy na poziomie oddziału, były podstawą planowania zabezpieczenia przeciwpożarowego dotyczącego infrastruktury technicznej, którego celem była minimalizacja możliwości powstania i rozprzestrzeniania się ognia oraz wielkości strat.

OBSZARY POHURAGANOWE

Jednymi z najbardziej dotkniętych przez sierpniowy huragan w 2017 r. były trzy sąsiadujące z sobą nadleśnictwa położone w północnej części RDLP Toruń to jest: Czersk, Przymuszewo i Rytel. Na ich obszarze zniszczeniu uległy drzewostany o miąższości wynoszącej o odpowiednio: 0,9 mln m³, 0,45 mln m³ i 2,0 mln m³. Zaburzenie stanu środowiska na tym terenie spowodowało konieczność ponownej oceny zagrożenia pożarowego i zaproponowanie modyfikacji systemu ochrony przeciwpożarowej.

W okresie bezpośrednio po klęsce huraganu ocenę zagrożenia wykonano z zastosowaniem zmodyfikowanej metody klasyfikacji palności, uwzględniającej ilość martwej drobnicy powstałej w wyniku uszkodzenia lub zniszczenia drzewostanów, oszacowanej na podstawie wzorów do określania suchej biomasy nadziemnej części drzew i ich komponentów (Zasada i in. 2008). Zastosowano tu następującą regułę:

- jeżeli ilość martwej drobnicy przekraczała 10 kg/m², dany drzewostan zaliczono do klasy palności „A”,
- jeżeli ilość martwej drobnicy wynosiła od 5 do 10 kg/m², klasę palności dla danego wydziału podniesiono o jedną np. z „B” do „A”,
- jeżeli ilość martwej drobnicy wynosiła od 2 do 5 kg/m², wartość wypadkowego wskaźnika palności zwiększono o 0,3, a następnie ustalono klasę palności drzewostanu,
- jeżeli ilość martwej drobnicy była mniejsza od 2 kg/m², klasa pozostawała bez zmian.
- W przypadku obszarów po huraganie z roku 2017 szacowanie zagrożenia dla okresu bezpośrednio po jego wystąpieniu nie było aż tak istotne, ponieważ znaczący wzrost zagrożenia, zależny od warunków pogodowych, ma miejsce po kilkunastu – kilkudziesięciu dniach od wystąpienia zaburzenia. Wynika to z czasu koniecznego do przesuszenia martwej drobnicy. W związku z terminem, w jakim huragan wystąpił, nie doszło do wzrostu zagrożenia pożarowego, gdyż

był to w zasadzie bliski koniec okresu palności. Natomiast do wiosny 2018 roku uszkodzone drzewostany zostały usunięte ze znacznej części powierzchni.

Znacznie istotniejsze, z punktu widzenia zmian w organizacji systemu ochrony przeciwpożarowej, na tym terenie, było określenie klas palności dla kolejnych lat po huraganie oraz dla okresu około 10 do 20 lat od jego wystąpienia. Ustalając klasy palności dla lat bezpośrednio po huraganie przyjęto, że w wydzieleniach, w których wystąpiły uszkodzenia większe od 10%, nastąpi prześwietlenie drzewostanów, co spowoduje bujny rozwój roślinności runa i będzie występować w nich pokrywa silnie zadarniona lub silnie zachwaszczona. Klasę palności dla tych wydzieleni ustalano przyjmując siedliskowy typ lasu z danych zawartych w mapie numerycznej, uwzględniając jednocześnie opisaną wyżej zmianę odnośnie rodzaju pokrywy gleby. Ponadto automatycznie przypisano klasę „A” wydzieleniom, w których nieuprzętnięte drzewostany pozostawiono do naturalnej sukcesji, zaś klasę „B” wydzieleniom, w których występowały bagna lub zadrzewienia, dla których w klasycznej metodzie klasyfikacji palności drzewostanów, klasa nie jest określana. Potencjalne klasy palności ustalono dla okresu 10 lat od odnowienia drzewostanów. Wprowadzono dodatkowe modyfikacje dla obszarów pokłęskowych:

- wydzielenia na siedliskach Bb, BMb i BMśw, w których wystąpiły uszkodzenia i w konsekwencji powstały tam uprawy ze znacznym udziałem sosny, w całości zaliczono do klasy „A”;
- podobnie postąpiono z wydzieleniami na siedliskach LMśw i LMw, jednak w tym przypadku skumulowany wskaźnik palności zwiększono o 0,3, a następnie ustalano klasę palności.

Podobnie jak dla klasy dla lat bezpośrednio po huraganie przypisano klasę „A” wydzieleniom, w których nieuprzętnięte drzewostany pozostawiono do naturalnej sukcesji, natomiast klasę „B” wydzieleniom, w których występowały bagna lub zadrzewienia.

Poza klasyfikacją zagrożenia pożarowego według klas palności i uzyskaniem dzięki temu informacji o przestrzennym kształtowaniu się zagrożenia pożarowego, zasadne było ustalenie spodziewanych wielkości pożarów po czasie ich swobodnego rozwoju, liczonego od powstania pożaru do chwili podjęcia działań gaśniczych. W tej kalkulacji uwzględniono czas od powstania pożaru do jego wykrycia i zaalarmowania służb ratowniczych, czas wyjazdu jednostek ratowniczych oraz czas dojazdu na miejsce pożaru. Analizę spodziewanej wielkości pożaru wykonano dla warunków dużego zagrożenia pożarowego lasu, kiedy system obserwacyjno-alarmowy pracuje w najwyższej gotowości. Dla tych warunków, na podstawie wieloletnich doświadczeń, przyjęto, że czas od powstania pożaru do jego wykrycia i zaalarmowania służb ratowniczych wyniesie 10 minut. Czas od zaalarmowania do wyjazdu jednostek Ochotniczych Straży Pożarnych, według danych Państwowej

Straży Pożarnej (PSP), określono na 10 minut. Natomiast dla jednostek zawodowych, które w ciągu dnia wyjeżdżają do pożaru w czasie poniżej 1 minuty, czas wyjazdu pominięto. Czasy dojazdu i rozpoczęcia akcji gaśniczej ustalono na podstawie danych dotyczących rozmieszczenia jednostek ochrony przeciwpożarowej, dróg publicznych i dojazdów pożarowych. W analizie wykorzystano sieć dróg pobraną z zasobów „Open Street Map” oraz warstwę dojazdów pożarowych. Dla odcinków dróg z warstwy „Open Street Map” przyjęto prędkości przejazdu podane w tych danych, zaś dla pozostałych odcinków oraz dla dojazdów pożarowych założono prędkość przejazdu 30 km/h. Czas rozpoczęcia gaszenia obliczany był na podstawie odległości poszczególnych drzewostanów od dróg publicznych lub dojazdów pożarowych w krokach 5 minutowych, odpowiadających dystansowi 400 m.

Kolejnym etapem było określenie spodziewanej wielkości pożaru po przyjeździe jednostek gaśniczych. Do modelowania rozprzestrzeniania się pożarów została wykorzystana aplikacja „Model pożaru lasu” (Szczygieł i in. 2013). Została ona opracowana w Instytucie Badawczym Leśnictwa na podstawie laboratoryjnych i terenowych badań, dotyczących warunków powstawania i rozprzestrzeniania się pożarów doświadczalnych i rzeczywistych. Aplikacja ta pozwala na wykonywanie obliczeń dla pożaru pokrywy ściółkowej, trawiastej i wrzosowej, a także dla pożarów całkowitych drzewostanów. Umożliwia również prognozowanie prędkości frontu pożaru oraz jego powierzchni i obwodu w zależności od: czasu, prędkości wiatru, wilgotności materiału palnego i obciążenia ogniowego. Daje także możliwość obliczenia potrzebnej ilości wody lub piany do ugaszenia pożaru, w zależności od wybranego taktycznego wariantu działań gaśniczych (gaszenia całej powierzchni pożaru, jego obrzeża lub lokalizacji za pomocą pasów zaporowych). Część z obliczeń modelowych została wykonana bezpośrednio na warstwach map numerycznych na podstawie równań stosowanych w oprogramowaniu. Dla potrzeb modelowania konieczne było ustalenie prawdopodobnego rodzaju pożaru oraz określenie warunków, dla jakich wykonywane będą obliczenia. W tym celu dla każdego z wydzieleń określony został rodzaj pożaru. Ograniczono się wyłącznie do pożarów pokrywy gleby, gdyż obecnie na powierzchniach odnowionych należy się spodziewać właśnie tego rodzaju pożaru, w szczególności pożaru pokrywy trawiastej. W związku z tym przyjęto, że dla każdego z wydzieleń zostanie przypisany jeden z dwóch rodzajów pożaru pokrywy gleby. Jako wydzielenia, w których wystąpi pożar pokrywy trawiastej przyjęto te, które w opisie taksacyjnym mają pokrywą zielną, zadarnioną, silnie zadarnioną i silnie zachwaszczoną, a także te, w których drzewostan został uszkodzony przez huragan oraz powierzchnie niezalesione (bagna, łąki, pastwiska, poletka łowieckie). Pozostałe wydzielenia sklasyfikowano jako te, w których będzie występował pożar pokrywy ściółkowej. Ponadto przyjęto, że na powierzchniach takich jak np. drogi, rzeki, rowy, tereny

zabudowane pożar nie będzie się rozprzestrzeniał i dlatego jego powierzchnia i obwód nie były wyliczane.

Podstawowymi parametrami niezbędnymi do wyliczenia powierzchni i obwodu pożaru jest wilgotność materiału palnego, prędkość wiatru i czas swobodnego rozwoju pożaru (od powstania pożaru do podjęcia działań gaśniczych). W drzewostanach o pełnym zwarciu prędkość wiatru w drzewostanie wynosi około 0,4 prędkości wiatru panującego. Na powierzchniach nieleśnych (bagna, nieużytki, role, użytki ekologiczne) przyjęto prędkość wiatru panującego, natomiast w drzewostanach, w których wystąpiło częściowe uszkodzenie drzewostanów, prędkość wiatru w drzewostanie została wyliczona zgodnie z wzorem:

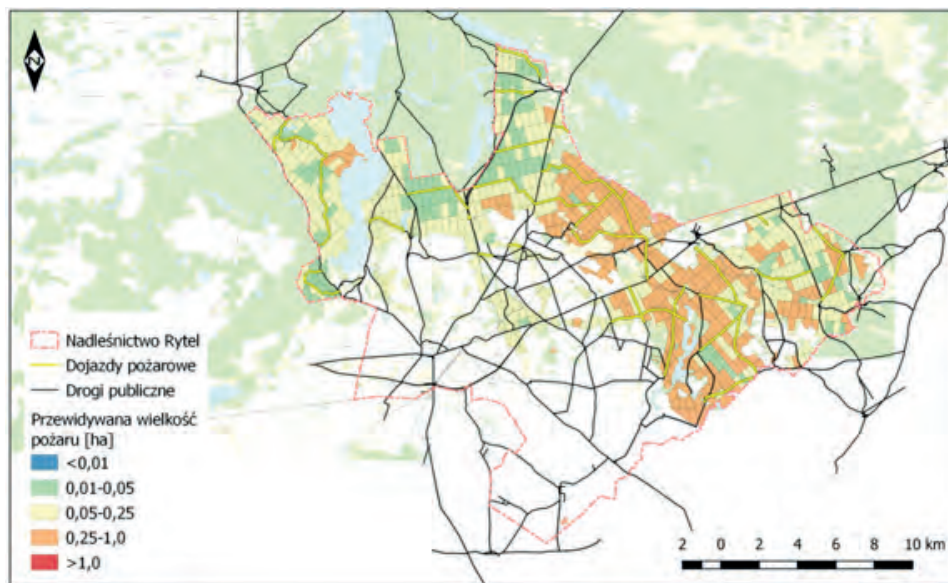
$$\text{prędkość wiatru panującego} \times (0,4 + 0,05 \times \text{stopień uszkodzenia drzewostanu})$$

Następnie dla każdego z wydzieleń, zgodnie z ustalonym wcześniej rodzajem pożaru i prędkością wiatru, wykonano obliczenia wielkości pożaru po czasie jego swobodnego rozwoju. Wszystkie wyliczenia wykonano dla wartości granicznych pogody pożarowej to jest: – wilgotności ściółki 12% i prędkości wiatru panującego 5 m/s. Przewidywane wielkości pożarów zastały następnie zaliczone do pięciu klas przedstawionych w tabeli 2. Klasy te zostały ustalone na podstawie obliczeń modelowych wymaganych ilości środków i sprzętu gaśniczego niezbędnych do lokalizacji pożaru (powstrzymanie rozprzestrzeniania się ognia) dla normalnych drzewostanów gospodarczych.

Tabela 2. Przewidywane wielkości pożarów w momencie rozpoczęcia akcji gaśniczej oraz wymagane minimalne ilości sił i środków na podstawie modelowania

Klasa powierzchni pożaru	Powierzchnia [ha]	Obwód [m]	Wymagana ilość wody do lokalizacji pożaru [l]	Minimalna ilość sprzętu gaśniczego
1	<0,01	<50	<400 (gaszenie całkowite)	Lekki samochód patrolowo gaśniczy lub sprzęt podręczny
2	0,01-0,05	50-100	400-2500 (gaszenie całkowite)	Średni samochód gaśniczy
3	0,05-0,25	100-200	400-2500 (gaszenie obrzeży)	Średni samochód gaśniczy
4	0,25-1	200-400	2500-5000 (gaszenie obrzeży)	Dwa średnie samochody gaśnicze
5	1-3	400-700	5000-10000 (gaszenie obrzeży)	Więcej niż dwa średnie samochody gaśnicze

Udział powierzchni drzewostanów w zależności od modelowanej powierzchni pożaru dla pięciu wymienionych powyżej klas przedstawiono w tabeli 3, natomiast na rycinie 1 przedstawiono ich przykładowe rozmieszczenie na terenie Nadleśnictwa Rytel.



Rycina 1. Przewidywane wielkości pożarów w Nadleśnictwie Rytel według klas powierzchni zgeneralizowane do oddziału

Tabela 3. Udział powierzchni drzewostanów w zależności od przewidywanej powierzchni pożaru

Klasa powierzchni pożaru	Udział powierzchni drzewostanów		
	Czersk	Przymuszewo	Rytel
1	0,00	0,00	0,00
2	39,00	54,75	32,76
3	31,69	38,90	34,20
4	29,31	6,27	32,98
5	0,00	0,08	0,05

Dotychczasowe funkcjonowanie systemu ochrony przeciwpożarowej na tych terenach należy uznać za skuteczne, o czym świadczy średnia powierzchnia pożaru w latach 2000–2019, wynosząca około 0,2 ha. Ze względu na przewidywany wzrost

potencjalnego zagrożenia pożarowego, w wyniku huraganu i powstania wielkoobszarowych, prawie jednowiekowych monokultur sosnowych, rekomendowano podjęcie działań organizacyjno-technicznych, zmierzających do wzmocnienia istniejącego systemu zabezpieczenia przeciwpożarowego polegających na:

- wzmożeniu obserwacji lasu przy występowaniu 3. stopnia zagrożenia pożarowego lasu i zwróceniu szczególnej uwagi na obszary zakwalifikowane do „A” klasy palności z drzewostanami w wieku poniżej 20 lat, a także uruchomieniu patroli naziemnych w tych rejonach, kiedy wilgotność ściółki będzie niższa niż 15% oraz ewentualne wprowadzenie okresowego zakazu wstępu do nich;
- przyjęciu zasady, że w warunkach „pogody pożarowej” i wypadku wykrycia dymu nad obszarami, na których przewidywana powierzchnia pożaru według obliczeń modelowych wynosić będzie więcej niż 0,25 ha, samolot gaśniczy powinien być dysponowany bez konieczności potwierdzenia zdarzenia przez siły naziemne;
- rozważeniu możliwości uwzględnienia, przez właściwe miejscowo komendy powiatowe PSP, w planowaniu operacyjnym przedstawionych w opracowaniu analiz ryzyka pożarowego i modelowania rozprzestrzeniania się pożarów oraz określenia na ich podstawie (z uwzględnieniem warunków pogodowych, ze szczególnym zwróceniem na te charakteryzujące „pogodę pożarową”) zasad dysponowania niezbędnych sił i środków do gaszenia pożaru, zapewniających skuteczność działań ratowniczych w możliwie wczesnej fazie rozwoju ognia;
- rozważeniu możliwości podwyższenia poziomu organizacyjno-technicznego zabezpieczenia przeciwpożarowego dla obszarów zakwalifikowanych do „A” klasy palności, niż wymagane stosownymi przepisami, wynikającymi z aktualnie obowiązującej kategorii zagrożenia pożarowego nadleśnictwa;
- posiadaniu w bazie sprzętu nadleśnictwa środka zwilżającego lub pianotwórczego, które zwiększają skuteczność gaśniczą wody, zmniejszają zapotrzebowanie na nią i mogą przyczynić się do ograniczenia strat, z zaleceniem ich stosowania przy dogaszaniu i dozorowaniu pożarzyska;
- poprawie zaopatrzenia w wodę dla celów gaśniczych poprzez m.in. utworzenie dwóch strategicznych punktów czerpania wody, gwarantujących ciągłość poboru wody podczas długotrwałych akcji ratowniczych;
- rozszerzeniu zakładania pasów typu B przy miejscach postoju pojazdów i wskazanych obszarów pozostawionych do naturalnej sukcesji;
- wykonywaniu pasów typu A oraz uprzątnięciu terenu wzdłuż linii kolejowych i dróg publicznych bez składowania uprzątniętych gałęzi, nieokrzęsanych i martwych drzew w postaci wałów i stosów;
- zwiększeniu, w miarę możliwości siedliskowych, udziału gatunków liściastych na odnawianych powierzchniach położonych przy drogach publicznych i dojazdach pożarowych.

PUSZCZA BIAŁOWIESKA

Nadleśnictwa puszczańskie, jak i Białowieski Park Narodowy, zostały zaliczone do III kategorii zagrożenia pożarowego lasu, zgodnie z którą zabezpieczenie przeciwpożarowe było na minimalnym wymaganym poziomie.

Wyniki wieloletnich badań dla rejonu Puszczy Białowieskiej (Malzahn i in. 2014, 2018) wykazały istotne trendy zmian warunków termicznych i niekorzystne tendencje niektórych parametrów opadowych w ostatnich kilkudziesięciu latach. Do najbardziej wyraźnych zmian warunków termicznych należą istotne trendy rosnące temperatury dobowej w okresach rocznych i sezonach wegetacyjnych o około 0,3°C na 10 lat. Powoduje to wzrost zasobów ciepła, czego efektem jest wzrost liczby dni o temperaturze większej od 5°C, dni gorących latem (lipiec), rosnąca suma temperatur aktywnych, malejąca liczba dni z mrozem i silnym mrozem wiosną (marzec) i krótszym okresem zalegania trwałej pokrywy śnieżnej. Wzrost temperatury globalnej przyczynia się do wzrostu zagrożenia Puszczy Białowieskiej ze strony patogenów i owadów oraz może powodować zwiększenie się częstotliwości występowania pożarów lasu.

Oceny aktualnego i prognozowanego ryzyka pożarowego Puszczy dokonano na podstawie danych, dotyczących siedliskowych typów lasu oraz rodzaju pokrywy gleby uzyskanych z leśnej mapy numerycznej poszczególnych nadleśnictw i Białowieskiego Parku Narodowego oraz wyników inwentaryzacji terenowej wykonanej w sierpniu 2019 r. W jej trakcie zinwentaryzowano wydzielienia, w których niżej wymieniona roślinność, stwarzająca szczególne zagrożenia pożarowe, stanowiła co najmniej 10% pokrycia:

- trzcinnik piaskowy (*Calamagrostis epigejos*) lub trzcinnik leśny (*C. arundinacea*) (TRZCINNIK)
- inna roślinność wiechlinowata, występująca łąnowo (TRAWY)
- orlica pospolita (*Pteridium aquilinum*) (ORLICA)
- wrzos zwyczajny (*Calluna vulgaris*) (WRZOS)
- oraz wydzielienia, w których:
 - malina właściwa (*Rubus idaeus*) – występuje łąnowo (MALINA)
 - jałowiec pospolity (*Juniperus communis*) – w skupiskach po kilkanaście osobników w bliskim sąsiedztwie (JAŁOWIEC).
- Określono także stopień pokrycia powierzchni przez tę roślinność. Dla wydzieleń, w których wystąpił któryś z powyższych rodzajów pokrywy gleby stwarzający zagrożenie pożarowe, a w których według danych z leśnej mapy numerycznej występowała pokrywa mszysta, mszysto-czernicowa, ściółkowa, zadarniona lub zielna wprowadzono modyfikację, uwzględniającą stopień pokrycia przez wymienioną roślinność. W konsekwencji te części wydzie-

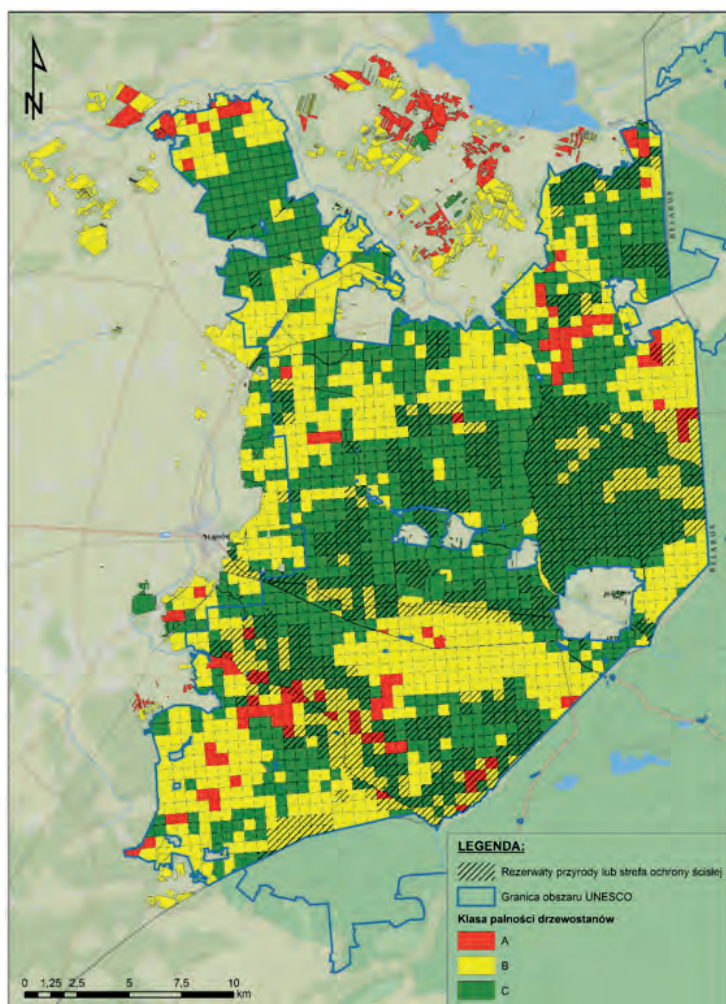
leń zakwalifikowano do najwyższej klasy palności „A” w przypadku boru mieszanego świeżego oraz do klasy „B” w przypadku lasu świeżego i lasu wilgotnego. Zagrożenie pożarowe Puszczy Białowieskiej według klas palności drzewostanów przedstawia rycina 2.

- Biorąc pod uwagę możliwość niekorzystnego rozwoju sytuacji pożarowej, opracowano również mapę prognozowanego (potencjalnie najbardziej niekorzystnego stanu) zagrożenia pożarowego Puszczy Białowieskiej. W tym przypadku przyjęto założenie, że dojdzie do całkowitego rozpadu drzewostanów świerkowych i wynikającego z tego powodu rozwoju roślinności dna lasu, wpływającego na wzrost zagrożenia pożarowego. Na podstawie udziału świerka w drzewostanach oszacowano stopień pokrycia tą roślinnością, a następnie określono klasy palności dla poszczególnych wydziałów, podobnie jak dla klasyfikacji aktualnej. Ze względu na ograniczoną objętość publikacji zmianę udziału klas palności przedstawiono w tabeli 4, a nie w formie mapowej.

Tabela 4. Powierzchnia drzewostanów Puszczy Białowieskiej według klas palności [ha]

Zarządca	Zagrożenie					
	Aktualne klasy palności			Prognozowane klasy palności		
	A	B	C	A	B	C
Nadleśnictwo Białowieża	676	4 891	6 715	824	5 991	5 467
Nadleśnictwo Browsk	2 620	8 607	8 591	3 164	10 164	6 490
Nadleśnictwo Hajnówka	2 653	7 959	8 472	3 143	9 205	6 736
Białowiecki Park Narodowy	920	2 715	6 149	1 046	2 855	5 882
Razem [ha]	6 869	24 172	29 927	8 177	28 215	24 575
Razem (%)	11,3	39,6	49,1	13,4	46,3	40,3

Obecnie przeważają drzewostany zaliczone do „C” klasy palności (49,1% powierzchni), drzewostany w „B” klasie zajmują powierzchnię 39,6%, a najbardziej zagrożona pożarowo klasa „A” stanowi 11,3% powierzchni całkowitej części Puszczy. Uwzględniając najbardziej niekorzystne, dalsze zmiany związane z rozpadem drzewostanów i ich prześwietleniem prognozuje się, że w przyszłości (perspektywa 5–10 lat) przeważać mogą drzewostany w „B” klasie palności (46,3%), „C” klasa stanowić będzie 40,3%, natomiast „A” klasa 13,4% ogólnej powierzchni Puszczy Białowieskiej.



Rycina 2. Mapa zagrożenia pożarowego terenu Puszczy Białowiejskiej – klasy palności drzewostanów według oddziałów stan 2019

Oprócz oceny ryzyka pożarowego wykonanego według klas palności drzewostanów dokonano analizy ilości martwego drewna powstałego w wyniku gradacji koronika drukarza. Przed jej wystąpieniem przeprowadzono inwentaryzację martwego drewna w latach 2010–2011, wykonaną w ramach rewizji Planów Urządzenia Lasu Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Puszczy Białowiejskiej. Średnia ilość martwego drewna w trzech nadleśnictwach puszczańskich wyniosła 24,9 m³/ha. Uwzględniając uśrednioną gęstość drewna o wilgotności 15% (świerk, sosna, dąb i grab – głównych gatunków lasotwórczych w Puszczy) odpowiada to obciążeniu

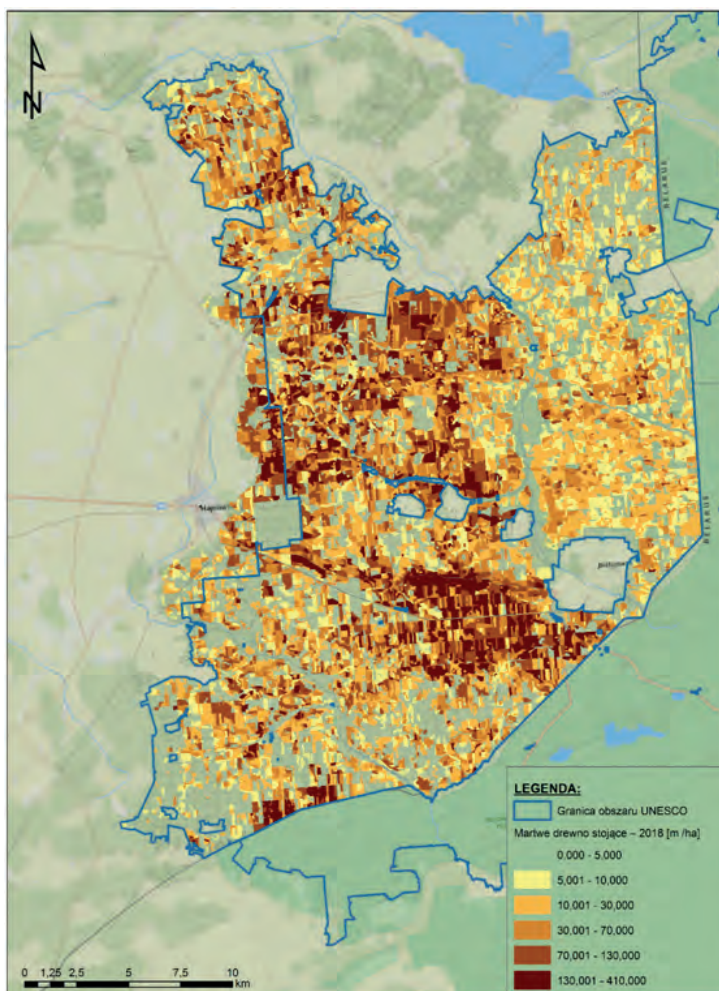
ogniowemu wynoszącemu około 15,8 t/ha. Dla porównania, średnia miąższość martwego drewna w Lasach Państwowych w tym czasie wynosiła 5,3 m³/ha, w lasach prywatnych – 4,2 m³/ha, a w parkach narodowych – 37,3 m³/ha (WISL 2012). Według danych BPN ilość martwego drewna w 2009 r. wynosiła w Obrębie Ochronnym Orłówka 108 m³/ha (drewno stojące) i 50 m³/ha (drewno leżące), a w Obrębie Hwoźna odpowiednio 38 i 43 m³/ha. Wskutek rozpadu drzewostanów świerkowych w nadleśnictwach puszczańskich nastąpił drastyczny przyrost ilości martwego drewna i w konsekwencji wzrost potencjalnego zagrożenia pożarowego. W tabeli 5 przedstawiono zbiorcze dane dotyczące miąższości zasiedlonych świerków i wielkości powierzchni, na których nastąpił rozpad drzewostanów oraz miąższość martwego drewna w przeliczeniu na jednostkę powierzchni przed i po częściowym usunięciu zasiedlonych drzew.

Tabela 5. Miąższość zasiedlonych świerków przez kornika drukarza i powierzchnia zamartwych drzewostanów w latach 2012–2019 (źródło: Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku)

Rok	Miąższość zasiedlonych świerków	Miąższość usuniętych świerków	Powierzchnia zamartwych drzewostanów	Ilość martwego drewna	
				przed usunięciem	po usunięciu
	m ³	m ³	ha	m ³ /ha	
2012 (od czerwca)	23 289	6 412	464	50,2	36,4
2013	102 592	19 610	689	148,9	120,4
2014	198 123	25 488	1 483	133,7	116,5
2015	267 080	42 288	2 088	127,9	107,6
2016	483 683	39 148	2 498	193,6	177,9
2017	366 982	162 020	1 583	231,8	129,5
2018	323 861	3 085	1 470	220,3	218,2
2019 (do 30.09)	118 060	0	933	126,5	126,5
Razem	1 884 060	288 419	11 208	168,1	142,4

W 2012 roku (od czerwca) w nadleśnictwach puszczańskich na obszarach objętych gradacją, średnia miąższość martwego drewna wzrosła dwukrotnie (50,2 m³/ha) w porównaniu do roku 2011, a w roku 2017 ponad dziewięciokrotnie, osiągając maksymalną wartość 231,8 m³/ha. W 2018 r. wartość ta nieco spadła, a wyraźne jej zmniejszenie nastąpiło w 2019 r., do poziomu 126,5 m³/ha. Przestrzenne rozmieszczenie martwego drewna stojącego (stan 2018 r., sierpień) prezentuje rycina 3 wykonana na podstawie danych ze skanowania lotniczego ALS, wykonanego w ramach projektu Life+ForBioSensing. W roku 2019 (stan 30.09) łączna miąższość zasiedlonych świerków

przez kornika drukarza wyniosła 1 884 060 m³ na powierzchni 11 208 ha. Usunięcie i wywóz drewna (łącznie 288 419 m³) pozwoliły w niewielkim stopniu (około 15%) zredukować masę martwego drewna pozostającego w lesie w analizowanym okresie. Na podstawie przedstawionych danych źródłowych obliczono kształtowanie się zmian średniego obciążenia ogniowego, zarówno dla poszczególnych lat, jak i narastająco, uwzględniając sumaryczną masę zasiedlonych świerków i powierzchnię zamaryłych drzewostanów (tabela 6). W obliczeniach przyjęto, że gęstość drewna świerkowego przy wilgotności 15 % wynosi 470 kg/m³.



Rycina 3. Przestrzenne rozmieszczenie martwego drewna stojącego w Puszczy Białowieskiej – stan na sierpień 2018 r. (dane ze skanowania lotniczego ALS wykonanego w ramach projektu Life+ForBioSensing)

Tabela 6. Wyniki obliczeń średniego obciążenia ogniowego w latach 2012–2019

Rok	Obciążenie ogniowe [t/ha]	
	średnie w roku	narastające
2012 (od czerwca)	23,6	23,6
2013	70,0	51,3
2014	62,8	57,8
2015	60,1	58,8
2016	91,0	70,0
2017	108,9	77,0
2018	103,5	78,2
2019 (do 30.09)	59,5	76,6

Najmniejsze obciążenie ogniowe było na początku gradacji kornika w 2012 roku i wynosiło ono 23,6 t/ha. W kolejnych latach nastąpił wzrost obciążenia ogniowego do poziomu 60–70 t/ha, osiągając maksymalnie średnią wartość 108,9 t/ha w roku 2017. Według szczegółowych danych inwentaryzacyjnych ilość martwego drewna w niektórych wydzieleniach wynosiła aż 629 m³/ha, co odpowiada obciążeniu ogniowemu wynoszącemu 295,6 t/ha. Taka ilość martwego drewna potęguje ryzyko powstania pożaru o zwiększonej dynamice rozprzestrzeniania się. Zagrożenie to narasta szczególnie w tych miejscach, w których martwe drzewa z uschniętymi gałęziami, o luźnej strukturze przestrzennej, sprzyjającej inicjacji i intensyfikacji spalania, zalegają na dnie lasu, ułatwiając dodatkowo możliwość przejścia ognia w korony żywych jeszcze drzew i stojących martwych z uschniętą koroną. Stojące martwe świerki będą w miarę upływu czasu przewracać się lub łamać (zdaniem ekspertów proces ten może potrwać średnio około 3–6 lat, maksymalnie 10), co doprowadzi do wzrostu obciążenia ogniowego drewna martwego leżącego, które z punktu oceny ryzyka stwarza większe zagrożenie pożarowe niż drewno stojące. Leżące na dnie lasu kłody, obecnie ze względu na ich gęstość, stanowią mniejsze zagrożenie pod względem pożarowym z uwagi na ich mniejszą podatność na zapalenie w porównaniu do drobnicy czy martwej pokrywy trawiastej. Jednak z upływem czasu, w miarę postępującego rozkładu drewna ich rola pożarowa będzie się zmieniała i w wypadku powstania pożaru będą stanowiły podatny na zapalenie materiał, który będzie wydłużał czas trwania spalania. Leżące martwe drzewa mogą także stanowić znaczne utrudnienie w prowadzeniu ewentualnych działań ratowniczo-gaśniczych, wskutek uniemożliwienia dojazdu jednostkom ratowniczym, a także blokować dostęp do miejsc objętych ogniem. Granicą, powyżej której ugaszenie pożaru staje się niemożliwe jest wielkość obciążenia ogniowego przekraczająca 10 t/ha (Castellnou i Hernández 2018). Cytowani hiszpańscy eksperci szacują, że

w większości europejskich lasów obciążenia te dochodzą do 30 t/ha, co w wypadku powstania pożaru w okresie długotrwałych susz i ekstremalnie wysokich temperatur powietrza prowadzi do katastrofalnych, intensywnych pożarów lasów, jakie miały miejsce w ostatnim czasie na świecie.

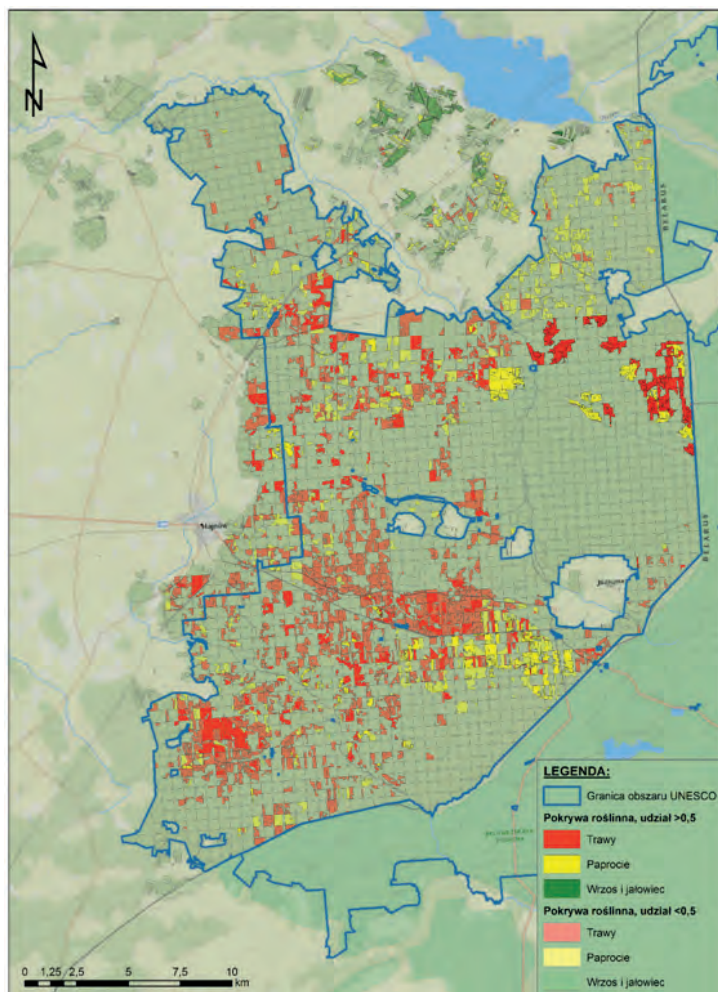
Na powierzchniach, na których nastąpił rozpad drzewostanów świerkowych masowo pojawiła się pokrywa trawiasta, którą tworzy głównie trzcinnik. W 2019 r. w nadleśnictwach puszczańskich została przeprowadzona inwentaryzacja terenowa takich powierzchni i stopnia ich pokrycia przez roślinność, z uwzględnieniem przede wszystkim obszarów, na których doszło do gradacji kornika. Jej wyniki prezentuje tabela 7.

Tabela 7. Wyniki inwentaryzacji terenowej powierzchni drzewostanów z pokrywą gleby stwarzającą duże zagrożenie pożarowe—2019 r.

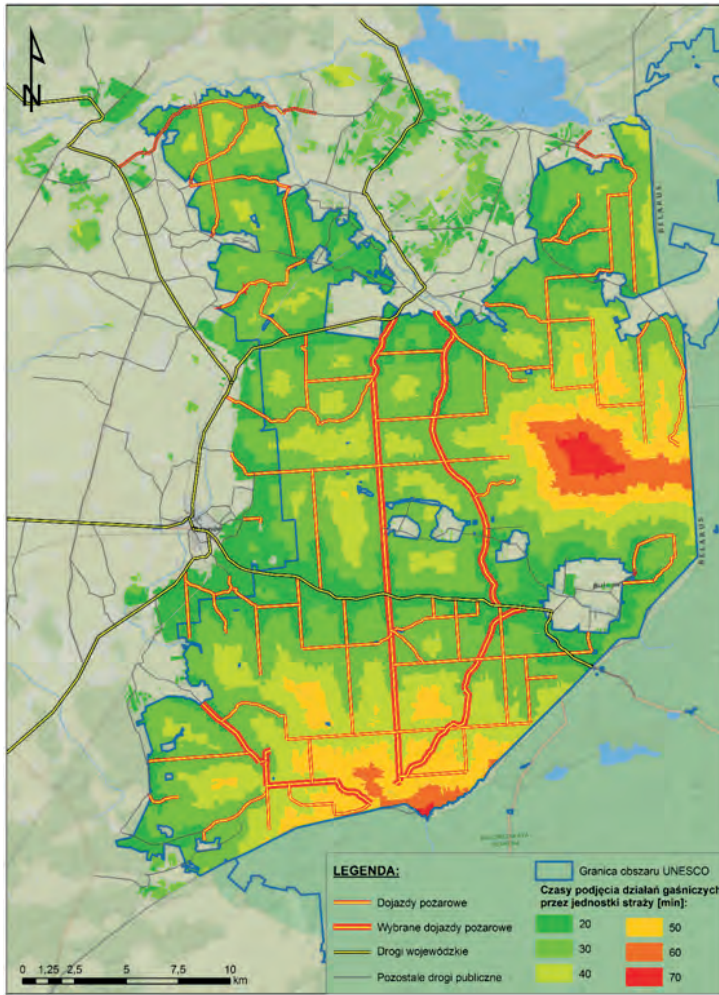
Powierzchnia drzewostanów [ha]					
Rośliny dominujące w pokrywie gleby	Stopień pokrycia [%]				
	10	20	30	40-100	łącznie [ha]
Wrzos i jałowiec	148,73	211,88	211,00	12,00	583,61
Paprocie	1 163,56	976,55	785,87	1 177,44	4 103,42
Trawy	2 059,16	1 977,22	1614,64	3 565,83	9 216,85
Łącznie	3 371,45	3 165,65	2 611,51	4 755,27	13 903,88

Na rycinie 4 przedstawiono przestrzenne rozmieszczenie powierzchni z roślinnością pokrywy gleby zwiększającą zagrożenie pożarowe. Wykonane pomiary obciążenia ogniowego pokrywy trawiastej wykazały, że średnio wynosi ono w miejscach rozpadu drzewostanów świerkowych 25 t/ha, czyli jest ono 2,5 razy większe w porównaniu do powierzchni referencyjnej, na której drzewostan pozostawał w stanie niezmienionym. Dla porównania, obciążenia ogniowe w innych drzewostanach nizinnych w Polsce wynoszą około 5 t/ha. Pokrywa trawiasta stwarza największe zagrożenie pożarowe w stanie przesuszonym, ze względu na jej luźną strukturę przestrzenną, wysokość złoża paliwowego i fakt występowania na powierzchniach odkrytych, na których prędkości wiatru są zdecydowanie większe niż w drzewostanie, co wpływa również na jej szybkie przesychanie. Przeprowadzone obliczenia modelowe prędkości rozprzestrzeniania się pożaru pokrywy trawiastej na odkrytych powierzchniach powstałych wskutek rozpadu drzewostanów wykazały, że będą one od 4 do 7 razy większe, a powierzchnia pożaru zwiększy się blisko 50-krotnie w porównaniu do pożaru pokrywy gleby przed rozpadem drzewostanów.

W analizie potencjalnego ryzyka pożarowego Puszczy Białowieskiej uwzględniono także inne czynniki wpływające na nie jak: antropopresję, szlaki komunikacyjne, linie energetyczne, lokalizację zakładów dużego ryzyka wystąpienia poważnej awarii przemysłowej i wojskowej bazy logistycznej. Opracowując plan zabezpieczenia przeciwpożarowego Puszczy Białowieskiej, przeprowadzono analizę istniejącej infrastruktury technicznej pod kątem spełniania wymogów przepisów z zakresu ochrony przeciwpożarowej lasu wraz z propozycjami modyfikacji, uwzględniających wyniki aktualnego zagrożenia pożarowego. Przeglądowi poddano: prognozowanie zagrożenia pożarowego lasu, wykrywanie pożarów, sprzęt gaśniczy, system alarmowania i łączności, zaopatrzenie wodne, dojazdy pożarowe, pasy przeciwpożarowe oraz także prowadzone działania profilaktyczne. Ze względu na ramy objętościowe opracowania niemożliwe jest pełne przedstawienie wyników analiz. Jako przykład przedstawiono wyniki badań pokrycia siecią komunikacyjną Puszczy Białowieskiej i spodziewanych czasów dojazdu jednostek straży pożarowych (ryc. 5), który decyduje w konsekwencji o wielkości powierzchni objętej ogniem. Obliczenia spodziewanych powierzchni pożarów zostały wykonane dla różnych warunków pogodowych (zmienne: prędkość wiatru i wilgotność materiału palnego) przy użyciu aplikacji „Model pożaru lasu”. Skalkulowano także ilość potrzebnej wody do ugaszenia ognia, uwzględniając zwiększone obciążenie ogniowe zarówno pokrywy trawiastej jak i martwego drewna, na którą zapotrzebowanie wzrosło od 3 do 5 razy w porównaniu do warunków przed wystąpieniem gradacji. W celu poprawy dostępności Puszczy Białowieskiej dla sprzętu straży pożarowych zarekomendowano przeprowadzenie prac remontowych na wskazanych dojazdach pożarowych, polegające na stabilizacji ich nawierzchni i poszerzeniu do obowiązujących wymagań. Zalecono także przejrzyste i jednolite oznakowanie dojazdów pożarowych na obszarze Puszczy. Oprócz tego, w planie przeciwpożarowego zabezpieczenia Puszczy zalecono między innymi: poprawę trafności prognozowania zagrożenia pożarowego poprzez zmniejszenie strefy prognostycznej, w której znajduje się obszar puszczański, uzupełnienie systemu obserwacji wykrywania pożarów, oparcie systemu zaopatrzenia w wodę o punkty zapewniające stały dostęp do niej oraz budowę strategicznych punktów czerpania wody o nieograniczonej ilości, doposażenie jednostek ratowniczych w sprzęt specjalistyczny przydatny do prowadzenia działań gaśniczych w trudnych warunkach terenowych, wprowadzenie nowych zasad dysponowania i udziału samolotów do gaszenia ewentualnych pożarów lasu, stworzenie regionalnego punktu alarmowo-dyspozycyjnego koordynującego funkcjonowanie systemu ochrony przeciwpożarowej dla całej Puszczy Białowieskiej, wzmocnienie działań profilaktycznych poprzez działania edukacyjno-informacyjne oraz ograniczenia dostępności do szczególnie podatnych na ogień obszarów w okresie wzrostu zagrożenia pożarowego lasu.



Rycina 4. Przestrzenne rozmieszczenie rodzajów roślinności wpływającej na wzrost zagrożenia pożarowego w 2019 r.



Rycina 5. Pokrycie siecią komunikacyjną Puszczy Białowieskiej i czas dojazdu jednostek straży pożarnych

Summary

Ryszard Szczygiel, Mirosław Kwiatkowski

Forest Research Institute

{r.szczygiel, m.kwiatkowski}@ibles.waw.pl

Forest fire protection system in areas affected by natural disasters

At the beginning of the 1990s, it was estimated that 10 million hectares of forests worldwide were destroyed every year by fire. Thirty years later, according to the Global Fire Monitoring Center, the area of forests and undeveloped lands destroyed by fires, determined on a basis of satellite images, is estimated at 300 to 600 million hectares annually. Such a large increase in the burnt area is not only due to the increase in the number of fires, but results also from the increase in the area of individual fires due to favourable weather conditions (high air temperatures, strong winds, drought). In such conditions, associated with global climate change by the vast majority of scientists, spread of fire intensifies (which Spanish specialists compare even with an atomic bomb explosion), which contributes to formation of large-area fires, in the face of which humans are often powerless, especially when there are many events of this kind at the same time. There are ample evidence of forest fires in Portugal, Spain, Greece and Sweden in 2017–2018 and fires in Siberia, Brazil (2019) as well fires in Australia in 2020. As recently expressed, after the current Anthropocene epoch, the next will be the epoch of fire, because in many cases people are not prepared for the challenges of forest fires. In Poland, we don't observe disturbing phenomena on such a scale as in some other countries, because large-scale fires in Poland recently took place in 1992. In the period of 1990–2019, in Poland, on average, there were 8395 forest fires with the total area of 6808, annually. The maximum number of fires (17,087) was recorded in 2003, while the largest area in 1992 (43,755 ha). The average area of a single fire was 0.81 ha. The fact that we can't rest completely assured was revealed during two days of 23 and 24 April 2019 year, when a warm wind from the Sahara came to Poland, with speed reaching several dozen kilometres per hour. Over those two days as many as 628 forest fires occurred, including 6 large ones (more than over the previous three years in total) on the area of about 170 ha. This situation should be treated as a warning signal of what we can face in the coming years.

Another very important problem that this paper focuses on is the impact of disturbances occurring in our forests, associated with climate anomalies, on forest fire prevention. The challenges for fire protection arrangements, posed by disasters caused by abiotic and biotic factors are illustrated by two examples: forest districts in the Regional Directorate of State Forests in Toruń, most affected by the storm, and the Białowieża Forest, where spruce

stands have been damaged as a result of the bark beetle outbreak. The hurricane that passed over Poland on the night of 11/12 August 2017 destroyed over 100,000 ha of forest, and the volume of damaged wood amounted to 8.6 million m³. However, in the second case, as a result of the unprecedented extent of the bark beetle outbreak in the years 2012–2019 about 1.9 million m³ of dead wood occurred on the area of 11.2 thousand hectares. For both disorders, it was common that they resulted in formation of significant amounts of combustible biomass and in exposure of soils to sunlight, leading to spread of undergrowth vegetation, especially grasses, as well as a dynamic increase in fire risk and the need to take appropriate short- and long-term fire protection actions, adequate to the risk. The analysis of the fire risk is the basis for planning and organizing the fire protection system. Fire characteristics of combustible material (quantity, type, size, degree of decomposition, humidity, calorific value), which determines the level of fire hazard, is crucial for carrying this analysis out. The characteristics of combustible material affect the possibility of fire initiation, its spread, energy balance of the fire, firefighting activities, and consequently losses in the affected forest.

The current categorization of forest areas in terms of fire risk includes comprehensive assessment on a macroscopic scale (forest district, county, subregion, province), carried out once every 10 years based on forest, climatic, anthropogenic and fire conditions. For this reason, it is not useful under dynamic and local changes induced by disturbances, mainly involving changes in forest combustible material. In both cases discussed in the paper, the analysis of the fire risk was based on the method of stand flammability classification, developed at the Forest Research Institute. The flammability class of tree stands reflects their susceptibility to fire and is determined on the basis of a forest habitat type and a type of soil cover. The method allows the forest stand to be classified into one of three flammability classes: A – high flammability class, B – medium flammability class, and C – low flammability class. They are set for tree stands, but can also be established for forest compartments and forest sub-districts. For disaster areas, expected changes in the soil cover due to thinning or removal of stands on large areas were taken into account. The fire risk maps for the affected areas formed the basis of the fire protection plan, which recommended solutions for: fire detection system, fire roads, water supply for firefighting purposes, firebreaks, alarm and communication system, firefighting equipment and preventive measures. All postulated activities were aimed at organizing the fire protection system in such a way so that to minimize the possibility of the emergence and spread of fires in case of an increased fire risk after a disaster. The fire protection plans for the affected forest districts were carried out at the request of the Regional Directorate of the State Forests in Toruń. In the case of the Białowieża Forest, the developed plan resulted from recommendations contained in the “Report on the joint World Heritage Centre/IUCN Reactive Monitoring mission to Białowieża Forest (Belarus and Poland) from 24 September to 2 October (2018)”. Poland was obliged to develop and implement a comprehensive forest fire prevention and control plan based on a detailed and realistic risk assessment.

LITERATURA

- Calabri G. 1991. Problems and prospects for forest fire prevention and control. Actes Proceedings, Actas 2, 10th World Forestry Congress, Paris.

- Castellnou Ribau M., Hernández A.G. 2018. Incendios como bomba atómicas. El País. 2018, <https://elpais.com>.
- Goldammer J. 2019. <https://wiadomosci.onet.pl/swiat/pozary-lasow-na-syberii-naukowcy-mowia-epoka-ognia/ttlkh04>.
- Malzahn E., Pierzgalski E., Tyszka J., Fronczak E., Stolarek A., 2014. Zmiany warunków klimatycznych i wodnych w środowisku lasów naturalnych Puszczy Białowieskiej. Raport Instytutu Badawczego Leśnictwa, BLP-361, Sękocin Stary.
- Malzahn E., Zin E., Kudlewski A., Browski K., 2018. Ocena wpływu zmian czynników abiotycznych na środowisko lasów naturalnych Puszczy Białowieskiej. Raport Instytutu Badawczego Leśnictwa Nr 240608 Białowieża.
- Moore P. 2020. Better land management is the key to restricting bushfire. <https://fao.org/forestry/news/96745/en/>.
- Gazzard R, Müller M., Sciunnach R., Pecl J., Konstantinov V., Sbirnea R., Cruz M., Chassagne F.; Nugent C., Benchikha A., Kok E., Gonschorek A., Mharzi Alaoui H., Maianti P., Timovska M., Zaken A.B., Repšienė S., Ascoli D., Botnen D, Leray T. [...], Piwnicki, J., [...], Szczygieł R., [...]. 2019. Forest fires in Europe, Middle East and North Africa 2018. JRC Technical Report. European Commission.
- Szczygieł R., Kwiatkowski M., Kołakowski B. 2013. Opracowanie aplikacji modelu pożaru lasu. Raport Instytutu Badawczego Leśnictwa.
- Szczygieł R., Kwiatkowski M., Kołakowski B. 2017. Opracowanie modeli paliw leśnych materiałów roślinnych pokrywy gleby. Raport Instytutu Badawczego Leśnictwa, Sękocin Stary 2017.
- Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w latach 2007-2011. Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej. Sękocin Stary.
- Zasada M., Bronisz K., Bijak S., Wojtan R., Tomusiak R., Dudek A. 2008. Wzory empiryczne do określania suchej biomasy nadziemnej części drzew i ich komponentów. Sylwan, 152(3): 27–39.

Michał K. Krzysiak^{1,2}, Magdalena Larska³

¹Białowiecki Park Narodowy, Białowieża

²Instytut Nauk Leśnych, Białystok

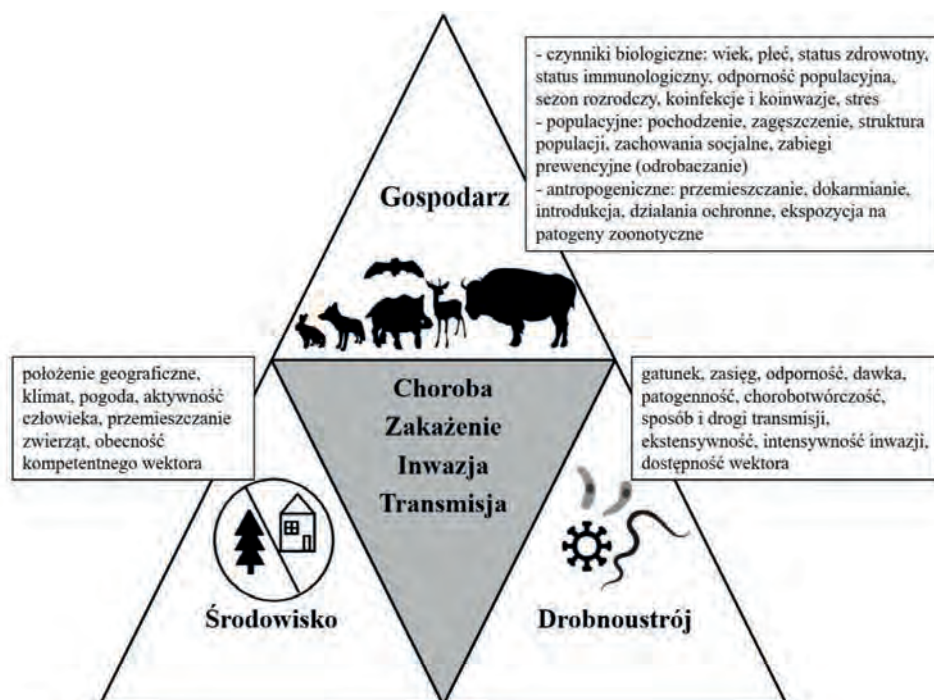
³Zakład Wirusologii, Państwowy Instytut Weterynaryjny – Państwowy Instytut Badawczy

michal.krzysiak@bpn.com.pl, m.larska@piwet.pulawy.pl

Wpływ zmian klimatycznych na ryzyko występowania chorób wśród zwierzyny

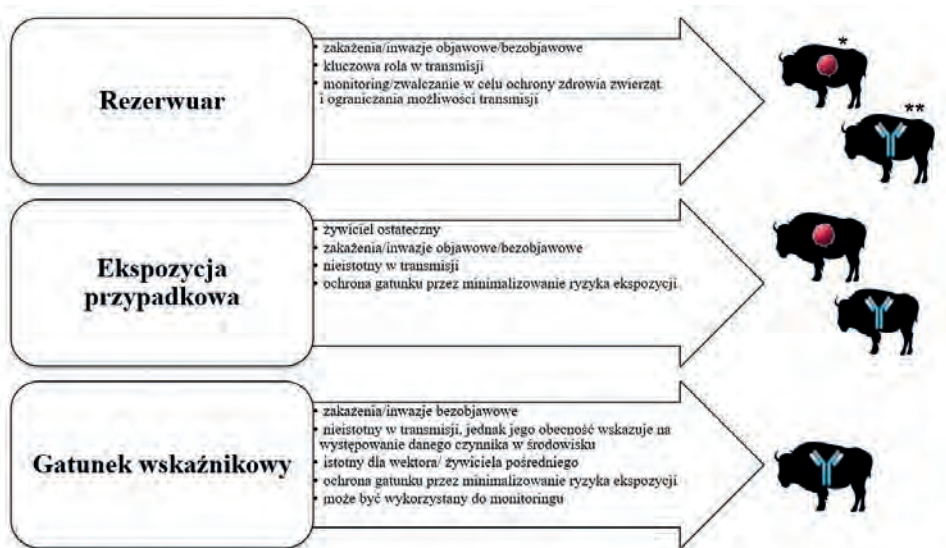
WSTĘP

Wystąpienie chorób zakaźnych czy zaraźliwych jest wypadkową interakcji między gospodarzem (zwierzęciem, człowiekiem), patogenem, a środowiskiem. Takie interakcje obrazuje tzw. triada epidemiologiczna (ryc. 1).



Rycina 1. Triada epidemiologiczna interakcji zwierząt i ludzi, środowiska i drobnoustrojów chorobotwórczych, która odpowiada za wystąpienie choroby, wzrost ryzyka zakażeń/inwazji i transmisji drobnoustrojów

Zmiana w jednym z trzech komponentów może zachwiać równowagę i może skutkować wzrostem ryzyka: zakażeń, inaczej infekcji (wtargnięcia do organizmu obcych drobnoustrojów tj. bakterii, wirusów lub grzybów); inwazji (odnosi się do obecności pasożytów wewnętrznych i zewnętrznych); transmisji, czy inaczej zarażenia (przeniesienie drobnoustrojów/pasożytów z jednego organizmu na drugi, z nosiciela na gospodarza); i ostatecznie pojawiania się chorób zakaźnych i inwazyjnych (pogorszenie się stanu zdrowia związane z działaniem czynnika zakaźnego lub inwazyjnego). Gospodarz (zwierzę, człowiek) może pełnić różne role w procesie transmisji patogenów (ryc. 2).



Rycina 2. Rola zwierząt w zakażeniach/inwazjach, pojawianiu się chorób zakaźnych i przenoszeniu się patogenów. Patogeny są u tych gatunków wykrywane bezpośrednio (*) lub pośrednio, poprzez wykrywanie obecności specyficznych przeciwciał (**), czyli białek układu odpornościowego, które powstają w organizmie zwierzęcia 1–3 tygodnie po zakażeniu

Gatunki określane jako rezerwar są to zwierzęta najbardziej wrażliwe na zakażenie danym drobnoustrojem, które najbardziej wydajnie mogą go przekazywać innym zwierzętom. Taką zależność wśród zwierząt wolno żyjących wykazują na przykład dziki z wirusem zapalenia wątroby typu E (WZW-E) (Larska i in. 2015), wirusem afrykańskiego pomoru świń (ASFV) (Frant i in. 2021), czy włośniem krętym (*Trichinella* sp.) (Gawor 2011); lisy i nietoperze - wirus wścieklizny (i pokrewne lyssawirusy) (Satora i in. 2018); oraz gryzonie – hantawirusy, koronawirusy, *Borrelia burgdorferi* i *Leptospira* spp. (Grzybek i in. 2019). Gryzonie można zresztą

określić jako „superrezerwuary”, ponieważ podobnie jak nietoperze, mogą nosić w sobie wiele niebezpiecznych drobnoustrojów, w tym te niebezpieczne dla człowieka (o potencjale zoonotycznym) i, ze względu na swoje szerokie rozpowszechnienie na terenach leśnych, w środowisku sylwatyicznym jak i synantropijnym, ułatwiać transmisję na inne gatunki wrażliwe. Historycznie, szczury zostały określone jako główny rezerwuuar *Yersinia pestis*, która wywołała pierwszą zarazę (dżumę) w XIV w., kiedy zmarło 75 do 200 mln ludzi na świecie, a w Europie aż 1/3 populacji kontynentu. Gryzonie są rezerwuarem co najmniej 179 wirusów, z których 68 powodują zoonozy, podczas gdy nietoperzy stwierdzono aż 137 różnych wirusów (Luis i in. 2013). Ciekawym jest fakt, że u większości gryzoni i nietoperzy zakażenie nawet tymi najbardziej chorobotwórczymi drobnoustrojami jest bezobjawowe i rzadko powoduje zauważalny wzrost śmiertelności. U nietoperzy ta supertolerancja może mieć związek z ich zdolnością do generowania dużej ilości naiwnych przeciwciał; zdolnością latania, bo kiedy nietoperze latają, ich temperatura wewnętrzna wzrasta do około 40°C, a ta z kolei zabija wirusy (Gorbunova i in. 2020). W nietoperzach przeżywają tylko te wirusy, które wykształciły mechanizmy tolerancji. Dodatkowo, zdolność do letargu i/lub hibernacji, długa żywotność i gromadna struktura społeczna mogą pozwalać na przetrwanie wirusów w populacji nietoperzy. Niedawno naukowcy z Instytutu Wirusologii z Wuhan odkryli, że nietoperze mogą hamować antywirusową ścieżkę immunologiczną (STING-interferon pathway) (Xie i in. 2018). U ludzi i innych ssaków nadmierna reakcja immunologiczna na jeden z tych i innych patogennych wirusów może wywołać ciężką chorobę. Na przykład u ludzi, aktywowany szlak STING jest powiązany z poważnymi chorobami autoimmunologicznymi. Inni naukowcy z Dublina wykazali również, że makrofagi nietoperzy mogą szybko wywołać silną odpowiedź przeciwwirusową, gdy tylko wykryty zostanie patogen, ale w porównaniu z odpowiedzią immunologiczną myszy, system odpornościowy nietoperzy może szybko odwrócić ich odpowiedź, uwalniając cytokiny przeciwzapalne (Kacprzyk i in. 2017).

Do ekspozycji przypadkowej może dojść np. przez zjedzenie przez człowieka mięsa dzika zanieczyszczonego larwami włośnia krętego. Włośnie są wysoce chorobotwórcze dla ludzi, jednak nie biorą oni czynnego udziału w szerzeniu się włośnicy. Często do ekspozycji przypadkowej może dojść u gatunków, które bytują blisko z rezerwuarem danej choroby. Na podstawie niskiej seroprewalencji (odsetka zwierząt posiadających przeciwciała) stwierdziliśmy przypadkową ekspozycję dzików na zakażenie wirusem Schmallerberg (SBV) (Kęsik-Maliszewska i in. 2017), którego w środowisku sylwatyicznym rezerwuarem są jeleniowate i żubry (Larska i in. 2014). Wektorem tego wirusa, który został opisany szerzej w dalszej opracowania są krwiopijne muchówki z rodzaju *Culicoides* spp., które żerują na wielu gatunkach ssaków i ptaków, przyczyniając się do szerzenia szeregu wirusów.

Jeszcze inną rolę mają tzw. gatunki wskaźnikowe, które jedynie pośrednio biorą udział w transmisji drobnoustrojów, ale mogą wskazywać na pojawienie się danego drobnoustroju w środowisku. Do nich zaliczają się np. jeleniowate i dziki w przypadku zakażeń wirusem kleszczowego zapalenia mózgu (KZM). Podczas, gdy za główny rezerwuar wirusa KZM uważa się gryzonie (i kleszcze), duże ssaki są głównymi żywicielami dla kleszczy. Zatem wzrost populacji dużych ssaków będzie powodował jednocześnie wzrost zakażeń (Jaenson i in. 2018). W naszych badaniach również potwierdziliśmy, że odsetek żubrów zakażonych wirusem KZM w populacjach wolno żyjących jest najwyższy na terenach, gdzie notowanych jest w Polsce najwięcej przypadków KZM u ludzi (Larska i in. 2015). Innym przykładem mogą być dzikie drapieżniki, które mogą być narażone na kontakt z drobnoustrojami swoich ofiar, nie przyczyniając się bezpośrednio do ich rozprzestrzeniania się (Bigler 1975). Niedawno grupa polskich badaczy zweryfikowała hipotezę, że wilki w Polsce mogą przyczynić się do rozprzestrzeniania się ASFV w kraju żywiąc się upolowanymi dzikami zakażonymi wirusem (Szewczyk i in. 2021).

WPLYW ZMIAN KLIMATYCZNYCH NA ZDROWIE ZWIERZĄT

Obserwowane zmiany klimatyczne wywierają najczęściej negatywny wpływ na zdrowie i dobrostan zwierząt i ludzi. Wyjątkiem mogą być obszary o bardzo mroźnych zimach, gdzie ocieplenie i zwiększający się dostęp do wody i pokarmu zmniejsza ryzyko śmierci i może poprawić stan zdrowia zwierząt i ludzi, jednak na tych obszarach będą się pojawiały wtórnie inne problemy rosnącego ryzyka, chociażby inwazji obcych gatunków zwierząt, czy patogenów, co będzie oddziaływało negatywnie na bioróżnorodność. Negatywne skutki zmian klimatu dla zdrowia i dobrostanu zwierząt będą konsekwencją zmian temperatury powietrza, wilgotności, opadów, częstotliwości i skali ekstremalnych zjawisk pogodowych zwiększenia stężenia emisji CO₂, zmian w ilości i jakości wody oraz zanieczyszczeń środowiska i mogą być zarówno bezpośrednie, jak i pośrednie.

Wpływ zmian klimatu na zdrowie zwierząt będzie związany przede wszystkim z:

- ograniczeniem dostępu do pokarmu i wody, wymuszaniem wędrówek zwierząt, zwiększaniem zagęszczenia zwierząt, co będzie prowadziło do wzrostu kontaktów między innymi gatunkami, zwierzętami domowymi i ludźmi. W związku z tym, coraz częściej obserwowane są procesy tzw. *spill over* (transmisji patogenów z rezerwuaru na nowe gatunki, w tym zwierzynę wolno żyjącą) i *spill back* (z nowych, dotąd nieznanych rezerwuarów do gatunków wrażliwych).
- stresem cieplnym wpływającym na funkcjonowanie układu odpornościowego, gospodarki hormonalnej (rozmród) i przemiany metaboliczne;
- wzrostem ryzyka „zakażeń czułych na zmiany klimatyczne” (*climate sensitive*)

infections – CSI);

- zmianami w ekologii wektorów i rezerwuarów tj. stawonogi, gryzonie, nietoperze;
- zwiększoną aktywnością stawonogów (kleszczy i owadów), które są wektorami biologicznymi (funkcjonalnymi) wielu patogenów lub mogą przenosić je mechanicznie.

ZDROWIE EKOSYSTEMU A CHOROBY WŚRÓD ZWIERZYNY

W przypadku chorób przenoszonych przez wektory, które są szczególnie wrażliwe na zmiany klimatu, przede wszystkim stawonogi (kleszcze i owady), muszą być one również brane pod uwagę jako istotny czynnik ryzyka wystąpienia nowych chorób (z ang. *emergence*) lub pojawienia się chorób w nowej lokalizacji geograficznej lub u nowego gatunku zwierząt (*re-emergence*). Występowanie wielu chorób ograniczone jest przez specyficzny klimat, dlatego jego zmiany prowadzą do zmian w rozprzestrzenieniu się samych chorób. W wielu przypadkach znalezienie bezpośredniego związku między zmianami klimatycznymi a wystąpieniem choroby jest trudne. Obecnie obserwowane ocieplenie klimatu i zwiększenie stężenia emisji CO₂ mogą również pośrednio wpływać na wzrost ryzyka pojawiania się chorób poprzez: ograniczenie dostępu do pokarmu i wody, wymuszanie wędrówek zwierząt, zwiększanie zagęszczenia zwierząt na pewnych terenach, powodujące wzrost kontaktów między innymi gatunkami, zwierzętami domowymi czy ludźmi, a co za tym idzie stres wpływający na funkcjonowanie układu odpornościowego i przemian metabolicznych. Zmiany wilgotności i temperatury mogą umożliwić dłuższe przetrwanie czynnika patogenego w środowisku. Zmiany klimatyczne środowiska bezpośrednio mogą wpływać na: fizjologiczne i ekologiczne cechy zarówno gospodarza i patogenu, jak i jego wektorów; zmiany interakcji między tymi trzema komponentami; dynamikę chorób zakaźnych, które są nieodłącznym składnikiem ekosystemów i które muszą być rozpatrywane w określonym kontekście ekologicznym. Dlatego też zakażenia i inwazje pasożytnicze mają bezpośredni wpływ na zmiany w bioróżnorodności, mogąc doprowadzić do depopulacji, a nawet do wyginięcia zagrożonych gatunków. Wtórny działaniem klimatu poprzez zmiany w bioróżnorodności będzie powstawanie antropogenicznie zaburzonych, mało zróżnicowanych siedlisk, gdzie wyraźnie rosnać będzie ryzyko zakażenia hantawirusami lub arenowirusami (gorączka Lassa) dla ludzi. Wzrost zagęszczenia populacji gryzoni na wielu obszarach związany jest z wyrugowaniem z siedlisk drapieżników, a zaburzone siedliska często sprzyjają gatunkom oportunistycznym lub inwazyjnym, które są rezerwuarami patogenów. W wyniku procesu zwanego „efektem rozcińczenia”, więcej przypadków przenoszenia wirusów występuje

w obrębie jednego gatunku w zbiorowiskach o niskiej różnorodności gatunkowej. Efekt rozcieńczenia występuje, ponieważ zbiorowiska z większą liczbą gatunków „rozrzedzają” przypadki transmisji poprzez zmniejszenie liczby zwierząt podatnych na zakażenie. W biocenozie charakteryzującej się większą bioróżnorodnością, wektory przenoszące choroby żerują na większej różnorodności żywicieli, z których wiele jest słabymi rezerwuarami patogenu. Większa różnorodność biologiczna oznacza również większą różnorodność patogenów, a ryzyko zakażenia będzie związane z możliwością ekspozycji ludzi i zwierząt, czyli np. poprzez ruch turystyczny oraz penetrację siedlisk naturalnych.

Sprecyzowanie określenia „zakażeń czułych na zmiany klimatyczne” (*climate sensitive infections* – CSI) jest trudne, ponieważ wraz ze zmianami klimatycznymi istotny wpływ na ryzyko pojawiania się chorób, mają również inne procesy tj. globalizacja, intensyfikacja hodowli i produkcji zwierzęcej, upowszechnienie się nieograniczonego i niekontrolowanego przemieszczania ludzi czy zwierząt, ekspansja gatunków inwazyjnych, antropopresja środowiska zwierząt dzikich, czy zmiany w zarządzaniu gospodarką leśną. Do CSI zaliczono szereg chorób zwierzęcych (tab. 1). Wiele z nich to zoonozy, czyli choroby odzwierzęce, które mogą przenosić się na ludzi. Zwierzęta wolno żyjące są istotnymi rezerwuarami ponad 70% znanych zoonoz!

Tabela 1. Przykłady zakażeń czułych na zmiany klimatyczne (*climate sensitive infections* – CSI) istotnych w Polsce i Europie (Omazic i in. 2019). Oznaczenia: z – choroba odzwierzęca (zoonoza); e – nowa choroba (z ang. *emerging*); r – choroby, które powiększyły swój zasięg geograficzny lub występują u nowego gatunku zwierząt (z ang. *re-emerging*)

Kategoria CSI		Choroba/patogen
Przenoszone przez wektory	kleszcze	Anaplazmoza ^z
		Babeszjoza ^z
		Borelioza (choroba z Lyme) ^z
		Kleszczowe zapalenie mózgu (KZM) ^z
		Tularemia ^z
		Gorączka Q (<i>Coxiella burnetii</i>) ^z
	kuczmany	Wirus choroba niebieskiego języka ^r
		Wirus Schmallenberg ^e
	komary	<i>Setaria tundra</i>
		Wirus gorączki Zachodniego Nilu ^{zr}
		Wirus gorączki doliny Rift ^{zr}
Przenoszone przez żywność, paszę i wodę		Botulizm ^z

	<i>Campylobacter</i> ^z
	<i>Cryptosporidia</i> ^z
	<i>Leptospira</i> ^z
	<i>Listeria</i> ^z
	<i>Salmonella</i> ^z
	<i>Escherichia coli</i> (Vtec/EHEC) ^z
Przenoszone przez glebę i wodę	Wąglik ^z
	<i>Clostridia</i> ^z
	<i>Erysipelothrix rhusiopathiae</i>
	<i>Giardia</i> ^z
	Gorączka Q (<i>C. burnetii</i>) ^z
Kontakt bezpośredni	Alfaherpeswirusy
	Gammaherpeswirusy
	<i>Fusobacterium necrophorum</i> ^z
	Parapokswirusy (orf)
	Pasteureloza
	Pestiwirusy
	Koronawirusy (SARS, MERS) ^{ze}
	ASFV ^e

Dowiedzenie, że pojawienie się wcześniej nienotowanych u nas chorób tj. choroby niebieskiego języka (BTV), czy afrykańskiego pomoru świń (ASF), jest ściśle związane ze zmianami klimatycznymi, jest trudne, ponieważ na wystąpienie tych nowych jednostek chorobowych ma wpływ zespół czynników wpływających na siebie nawzajem. Do CSI zaliczyć można przede wszystkim zakażenia przenoszone przez krwiopijne wektory tj. komary (*Culicidae*): malaria, dengue, gorączka doliny Rift, gorączka Zachodniego Nilu; muchówki z rodziny kuczmanowatych (*Ceratopogonidae*): BTV, wirus Schmallerberg, gorączka krymsko-kongijska, afrykański pomór koni; a może przede wszystkim przez coraz popularniejsze kleszcze (*Ixodida*) przenoszące wiele zoonoz (odzwierzęcych chorób ludzi), tj. kleszczowe zapalenie mózgu, borelioza, gorączka Q, tularemia, piroplazmoza i anaplazmoza. Słabo poznanymi wektorami patogenów są również strzyżaki (*Lipoptena cervi*). Innymi wektorami, a jednocześnie rezerwuarami chorób, mogą być ssaki, tj. gryzonie (nefropatia epidemiczna wywoływana przez hantawirusy, leptospiroza) czy nietoperze (wścieklizna, wirus Ebola, SARS i inne koronawirusy). Wiele z tych chorób jeszcze do niedawna uważano za egzotyczne, nie dotyczące zwierząt i ludzi w Europie. Również wystąpienie i przebieg inwazji pasożytniczych (motylicy wątrobowej – *Toxoplasma gondii*, włośnia krętego – *Trichinella spiralis*, *Cryptosporidium*), coraz częściej łączony jest bezpośrednio ze zmianami klimatycznymi.

Osobną grupą CSI będą te, których rozprzestrzenienie nie jest skorelowane bezpośrednio z klimatem, czyli zakażenia herpeswirusowe, pestiwirusowe, brucelloza, klasyczny i afrykański pomór świń, różyczka, choroba Aujeszky'ego, zakażenia enterokrwotoczymi pałeczkami *Escherichia coli*, salmonelloza i pastereloza. Te zakażenia występują endemicznie (w danym obszarze) u zwierząt gospodarskich i ludzi, z których może dojść do transmisji *spill over* na gatunki wolno żyjące, które mogą wykazywać większą wrażliwość. Przykładem może być np. gruźlica bydła, której „dzikim” rezerwuarem np. w Wielkiej Brytanii są borsuki. W Polsce borsuki nie odgrywają istotnej roli w utrzymaniu prątka gruźlicy w środowisku naturalnym (Lipiec i in. 2018; Orłowska i in. 2020), tak jak jest to w przypadku dzików (Orłowska i in. 2020; Krajewska i in. 2014). Dodatkowo może dojść też do zakażenia przeżuwaczy tj. sarny i żubry (Orłowska i in. 2020; Didkowska i in. 2022; Krzysiak i in. 2018), a wrażliwe na zakażenie prątkiem gruźlicy wilki mogą być uznawane za gatunek wskaźnikowy (Orłowska i in. 2017).

Nasze badania dotyczące roli jeleniowatych i żubrów w rozprzestrzenieniu zakażeń alfa herpeswirusowych tj. herpeswirusa bydłęcego typu 1 (BoHV-1) wywołującego u bydła bardzo groźne i podlegające zwalczaniu zakaźne zapalenie nosa i tchawicy bydła/otręt bydła (IBR/IPV) pokazały, że transmisja między gatunkami gospodarskimi, a wolno żyjącymi jest bardzo rzadka (Rola 2017, Krzysiak i in. 2018). U jeleniowatych w kraju szerzy się najprawdopodobniej podobny do BoHV-1 herpeswirus jeleniowatych typu 1 (CvHV-1) (Rola i in. 2017), podobnie zresztą jak to zaobserwowaliśmy u reniferów, które zakażone są herpeswirusem typu 2 (CvHV-2) (Kautto i in. 2012) wywołującym bardzo groźne zakaźne zapalenie rogówki i spojówek (IKC) (das Neves i in. 2010). U żubrów zakażenia alfa herpeswirusowe w Polsce są rzadkie, jedyne potwierdzone przypadki, gdzie wykryliśmy przeciwciała dla BoHV-1 u żubrów dotyczyły transmisji od zwierząt gospodarskich (Krzysiak i in. 2018). Należy podkreślić, że ryzyko zakażeń herpeswirusowych i pestiwirusowych istotnie rośnie ze zmianami klimatu, dlatego jest prowadzony stały monitoring w kierunku tych zakażeń dla żubrów (ryc. 3).

Pośrednio związane ze zmianami klimatu są też zakażenia patogenami oportunistycznymi, czyli warunkowo chorobotwórczymi, które dopiero w sprzyjających warunkach, np. klimatycznych i obniżonej odporności zwierząt, mogą spowodować masowe wystąpienie chorób. Tutaj za dramatyczny przykład może posłużyć wybuch zarazy bydła i dzicyzny spowodowanej przez *Pasteurella multocida* u suhaków stepowych (*Saiga tatarica tatarica*) w Kazachstanie w 2015 r., gdzie w ciągu niespełna trzech tygodni padło 200 tysięcy tych zwierząt, co stanowiło wówczas 2/3 światowej populacji tego gatunku (Fereidouni i in. 2019). Bakterie te izolowane były wcześniej i występowały również jako flora saprofityczna u zdrowych suhaków (Kock i in. 2018). Wybuch posocznicy krwotocznej z 100% śmiertelnością

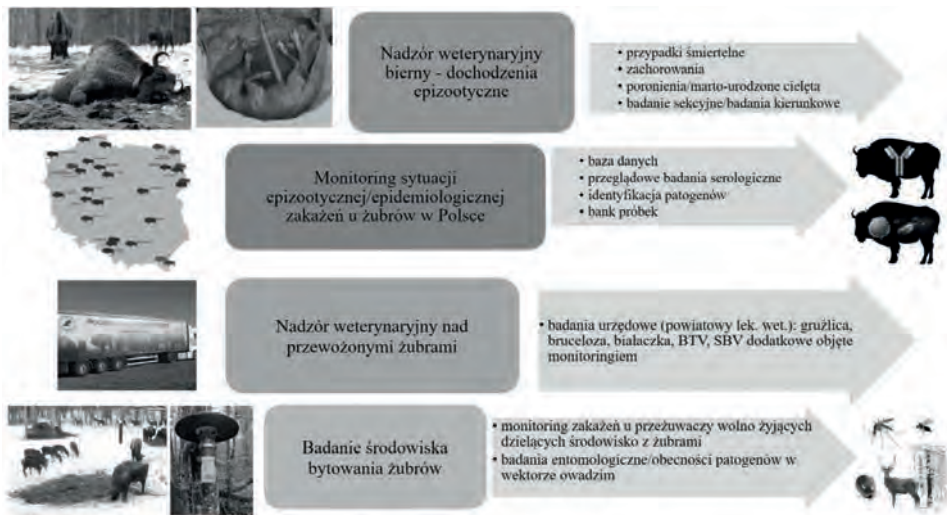
u suhaków związany był z wyjątkowo wysokimi temperaturami i wyjątkowo dużą wilgotnością notowaną w okresie wykotów majowych tych zwierząt. Zagęszczenie, stres okołoporodowy i warunki pogodowe sprzyjały zakażeniom i rozwojowi bakterii. Podobne warunki klimatyczne notowano przed poprzednimi epidemiami wśród suhaków w 1981 i 1988 roku.

Zmiany klimatyczne mogą wpłynąć na uaktywnienie się patogenu, który znajduje się „uśpiony” w środowisku, tak jak przetrwalniki (endospory) bakterii laseczki wąglika (*Bacillus anthracis*), które mogą przetrwać przez dziesięciolecia w martwych tkankach padłych zwierząt zakopanych w ziemi. Wybuch epidemii jest poprzedzony warunkami środowiskowymi, które sprzyjają kiełkowaniu, sporulacji i rozprzestrzenianiu się zarodników lub warunkami, które zmniejszają odporność żywiciela, takimi jak ekstremalna susza i powódzie, gleby bogate w wapń, pH 5–9, wilgotność względna powyżej 96% i temperatura otoczenia od 8°C do 45°C. Fale upałów i brak opadów w zachodniej Syberii na początku XXI stulecia spowodowały rozmarzanie wiecznej zmarzliny i uwolnienie przetrwalników laseczki wąglika z zakopanych w niej zwłok, co doprowadziło do epidemii wąglika i śmierci ponad miliona reniferów (Ezhova i in. 2021). Nastąpiło to po zaprzestaniu obowiązkowych szczepień przeciw wąglikowi prowadzonych u reniferów od 1940 do 2007 roku. Wąglik jest również niebezpieczny dla ludzi, u których ryzyko choroby również rośnie wraz ze zmianami klimatycznymi. Kolejnym obszarem, gdzie wąglik występuje endemicznie i gdzie dochodzi do kolejnych epidemii wśród zwierząt wolno żyjących, gospodarskich i ludzi po wystąpieniu zmian pogodowych są tereny w subsaharyjskiej Afryce oraz centralnej i południowej Azji. Przykładem może być śmierć ponad 300 hipopotamów w Parku Narodowym Królowej Elżbiety w Ugandzie w latach 2004 i 2010 r. (Driciru i in. 2018). Wybuchy epidemii wąglika są poprzedzone okresem suszy i gwałtownych powodzi, a czynnikiem predysponującym jest również rosnące zagęszczenie hipopotamów.

ZAGROŻENIA KLIMATYCZNE DLA OCHRONY ŻUBRA

Prowadzony stały monitoring pozwala dokonać analizy epidemiologicznej w celu ochrony zdrowia zwierząt i ludzi, ochrony ekosystemów naturalnych i ich bioróżnorodności. W Polsce od 2012 r. prowadzimy monitoring zagrożeń zdrowia (ryc. 3), jako istotny element strategii ochrony żubra w celu:

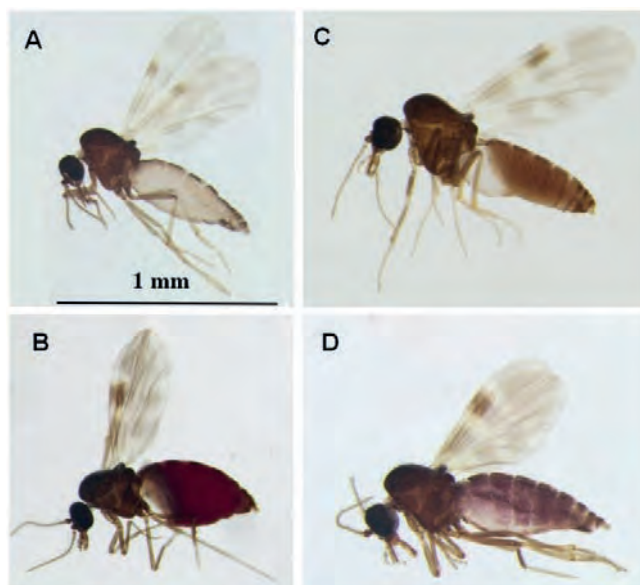
- zrozumienia roli tego gatunku jako możliwego rezerwuaru wrażliwych na klimat patogenów w różnych scenariuszach klimatycznych, leśnych i synantropijnych;
- określenia wpływu klimatu i siedliska na różnorodność endopasożytów i ektopasożytów;
- określenia wpływu patogenów przenoszonych przez wektory stawonogowe.



Rycina 3. Elementy monitoringu zdrowia żubrów prowadzone stale wśród żubrów ze wszystkich populacji wolno żyjących i zamkniętych w Polsce od 2012 r. Monitoring prowadzony jest zgodnie z zezwoleniami Ministra Klimatu i Środowiska (DOP-1.61.21.2021.ZK) oraz Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska (DZP-WG.6401.9.2021.EB)

Pojawienie się w 2006 r. wirusa choroby niebieskiego języka (BTV) w Europie Środkowej, a następnie całkowicie nowego wirusa określonego jako wirus Schmallenberg (SBV), (od nazwy miejscowości w Niemczech), gdzie patogen został wyizolowany od krów w 2011 r., są dobitnymi przykładami wpływu klimatu na szerzenie się chorób zwierząt. BTV, który zawędrował do Europy prawdopodobnie z Afryki, zmienił raz na zawsze spojrzenie na możliwość transgranicznego i transkontynentalnego rozprzestrzeniania się chorób zakaźnych. Początkowo epidemia BTV dotyczyła serotypu 8 (BTV-8), obecnie w Europie notuje się kolejne i całkowicie nieznane odmiany BTV, co uniemożliwia kontrolę zakażeń i wprowadzanie szczepień ochronnych, które jedynie skutecznie mogą zapobiec dalszemu szerzeniu się wirusa. BTV przenoszony jest przez krwiopijne owady z rodzaju *Culicoides* nazywane potocznie kuczmanami (ryc. 4). Podczas epizootii BTV-8 w 2007 r. ponad 30% żubrów z niemieckiej hodowli w Hardehausen padło, a resztę żubrów uratowało podanie szczepionki. Obserwowano również inne przypadki śmiertelne u żubrów w ogrodach zoologicznych w Europie Zachodniej. Dominującymi objawami było: otępienie, gorączka, owrzodzenia śluzawicy (pyzy), ślinienie się, problemy z pobieraniem pokarmu, zapalenie spojówek, obrzęk rogówki, utrudnione oddychanie, kulawizna, zapalenie korony racic, nagła śmierć. Epizootia BTV-8 szczęśliwie nie dotarła do Polski, jednak pokazała, że zagrożenie zakażeniem BTV

na kontynencie jest istotne. I rzeczywiście wirus pojawił się w Polsce między 2011 a 2012 rokiem, jednak szczepem, który zidentyfikowaliśmy był nowy genotyp 14 (BTV-14), którego zakażenie potwierdziło europejskie laboratorium referencyjne w Pirbright (Krzysiak i in. 2017). Pavlova i in. (2014) opisali również zakażenie BTV-14 u żubrów w Rosji. Zakażenie eksperymentalne owiec polskim izolatem BTV-14 miało przebieg subkliniczny, co sugerowało niską patogenność wirusa.



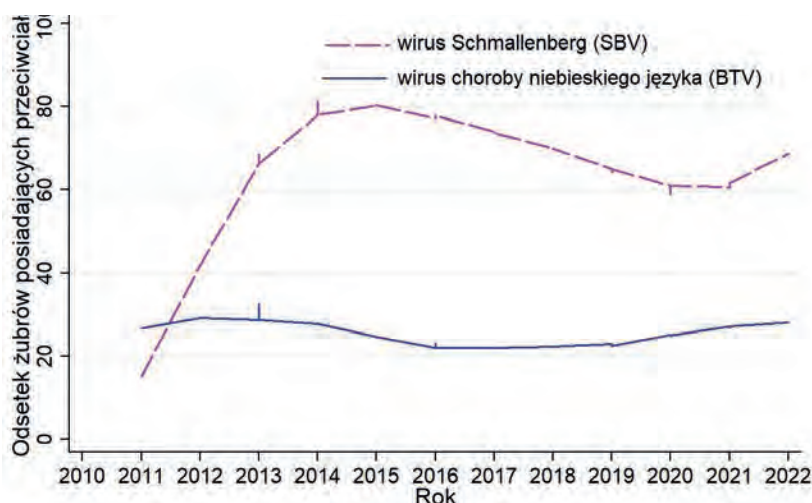
Rycina 4. Różne postacie gonotroficzne samic muchówek z najbardziej licznego w stadach zwierząt gospodarskich w Polsce gatunku *Culicoides obsoletus*: A – *nulliparous* (postać dziewicza przed pobraniem krwi od żywiciela); B – *blood fed* (po pobraniu krwi); C – *gravid* (przed składaniem jaj, odwłok wypełniony pakietami jaj); D – *parous* (pigmentowany odwłok to pozostałości po strawionej krwi, te samice już składały jaja i pobierały krwawy positek) (fot. M. Larska)

Ze względu na bliskie pokrewieństwo izolatu do szczepu referencyjnego wirusa ze szczepionki stosowanej w Afryce, podejrzewa się, że źródłem zakażenia mogło być nielegalne zastosowanie szczepionki zanieczyszczonej BTV-14 w jednym z krajów środkowo-wschodniej Europy. Na podstawie zakażeń BTV-14 u żubrów ograniczonych tylko do populacji wschodniej Polski, tj. Puszczy Białowieskiej, Knyszyńskiej, Boreckiej i Bieszczad, możemy podejrzewać, że źródło zakażenia znajdowało się na wschodzie. U żubrów we wschodniej Polsce nie obserwowano żadnych specyficznych objawów klinicznych, czy wzrostu śmiertelności, jednak z analizy epidemiologicznej wynikało, że ryzyko zakażenia BTV u żubrów był

związane z ich stanem zdrowia (Larska i Krzysiak 2019). Aż u 80% żubrów eliminowanych ze względu na zły stan zdrowia stwierdzono przeciwciała dla wirusa, podczas gdy tych osobników było o połowę mniej (42%) wśród zdrowych zwierząt, od których próbki pobierano podczas immobilizacji w celu zakładania obroży telemetrycznej, czy badań diagnostycznych przed transportem. Seroprewalencja BTV zależna była również od wieku i płci zwierzęcia w sposób sugerujący, że większe i starsze zwierzęta ulegają ekspozycji na arbowirus (od ang. *arthropod-borne virus* – wirus przenoszony przez stawonogi) częściej, prawdopodobnie przez ich większą atrakcyjność dla kuczmanów.

Drugim arbowirusem, który rozprzestrzenił się w populacji przeżuwaczy w Polsce, w tym żubrów był już wspomniany SBV, który jest wirusem zupełnie nowym, zaklasyfikowanym do rodziny wirusów niewykrywanych dotąd w Europie. Rolę wektorów, podobnie jak przy zakażeniach BTV, pełnią tu kuczmany (ryc. 3). Transmisję SBV wśród jeleniowatych i żubrów odnotowaliśmy w Polsce w 2012 r. (Larska i in. 2014, Kęsik-Maliszewska 2018). Pierwszym (indeksowym) przypadkiem SBV u zwierząt dzikich w tej części Europy był łoszak z Białowieskiego Parku Narodowego, u którego wykryliśmy materiał genetyczny wirusa (Larska i in. 2013). Łoś wkrótce potem padł z objawami ostrego, odoskrzelowego zapalenia płuc. Był to pierwszy raport o identyfikacji SBV u zwierzęcia wolno żyjącego, który rozpoczął międzynarodową dyskusję na temat znaczenia zwierząt wolno żyjących, jako rezerwuaru tego nowego wirusa. Zakażenie SBV u bydła dorosłego ma najczęściej postać bezobjawową lub z niespecyficznymi objawami, jednak zakażenia śródmaciczne mogą prowadzić do poważnych zaburzeń w rozrodzie, a u nowo narodzonych zwierząt do wystąpienia wad rozwojowych, uniemożliwiających często ich przeżycie. Ze względu na nieznane ryzyko zakażeń i nieznaną biologię rozprzestrzenianie się SBV monitorowane jest poprzez: badania żubrów z terenu całej Polski; badania innych gatunków przeżuwaczy wolno żyjących, które są potencjalnym rezerwuarem SBV; oraz okresowy monitoring entomologiczny i określanie potencjalnych wektorów dla arbowirusów w środowisku sylwatyicznym. Aby określić, czy dany arbowirus krąży w danym roku, w monitoringu ujęta jest grupa tzw. *sentineli*, czyli cieląt w wieku pomiędzy 6. a 12. miesiącem życia, które pozbawione są już odporności matczynej, czyli przeciwciał, które pozyskały od matki w pierwszych dobach życia. Ze względu na wysoki odsetek serododatnich matek, zakładamy, że przeciwciała we krwi cieląt poniżej 6. miesiąca życia pochodzą od ich matek. Drugim wskaźnikiem możliwości aktywnego krążenia wirusa w środowisku jest jego obecność w odławianych kuczmanach.

Pojawienie się BTV i SBV we wschodniej Polsce zbiegło się w czasie z sezonem aktywności kuczmanów 2011/2022, jednakże znacznie więcej żubrów uległo zakażeniu SBV niż BTV (ryc. 5).



Rycina 5. Krzywe regresji wielomianowej odsetka żubrów ($n=841$) posiadających przeciwciała dla wirusa Schmallenberg (SBV) i wirusa choroby niebieskiego języka (BTV-14) w populacjach żubrów wolno żyjących i zamkniętych z terenu całej Polski w ostatnich 11 latach

Seroprewalencja SBV zaraz po pojawieniu się pierwszych zakażeń osiągnęła w niektórych populacjach nawet 100%, a SBV rozprzestrzenił się wśród żubrów w całej Polsce. Znacznie wyższa seroprewalencja SBV u żubrów w porównaniu do jeleniowatych (40% w 2013 r.) sugerowała zaobserwowane preferencje kuczmanów w kierunku większych przeżuwaczy, emitujących więcej ciepła i wydalających gazy, tj. dwutlenek węgla i 1-okten-3-ol, będące silnymi atraktantami dla owadów. W badaniach entomologicznych, w celu oceny bioróżnorodności kuczmanów przeprowadzonych w rezerwach Białowieskiego Parku Narodowego (BPN) w 2014 i 2015 r. i na terenie rezerwatu ścisłego BPN (ryc. 6), stwierdziliśmy obecność nowych potencjalnych gatunków rezerwuarowych *Culicoides* spp., w tym leśnego *C. achrayji*, u którego jako jedyni zidentyfikowaliśmy SBV (Kęsik-Maliszewska i in. 2018). Sezon aktywności kuczmanów w środowisku leśnym był wydłużony, co umożliwiałało utrzymywanie się wirusa w środowisku i wydłużenie ryzyka zakażenia kolejnych zwierząt. Dodatkowo liczebność kuczmanów w środowisku naturalnym była wielokrotnie wyższa niż w środowisku bytowania zwierząt gospodarskich (trzykrotnie dla Rezerwatu Pokazowego i aż 22. krotnie dla Rezerwatu Hodowlanego BPN w stosunku do średniej z odłowów w stadach bydła z województwa podlaskiego). Jest to zapewne związane z doskonałymi warunkami dla rozwoju tych owadów w puszczy. Dlatego też uważamy, że wysoka seroprewalencja BTV i SBV u żubrów w stosunku do umiarkowanej u zwierząt gospodarskich, a w szcze-

gólności bydła (Kęsik-Maliszewska i in. 2021) może tłumaczyć znacznie wyższą liczebnością aktywnych kuczmanów w środowisku Puszczy Białowieskiej.

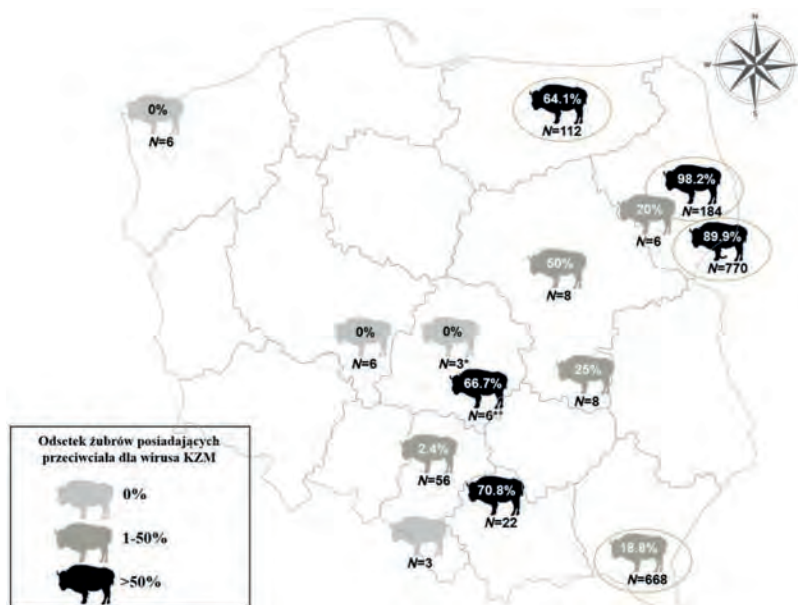


Rycina 6. Odłowy kuczmanów przez autora na terenie Białowieskiego Parku Narodowego za pomocą pułapek CDC 1212 (John W. Hock Company, Gainesville, Florida, USA) ze światłem UV, na podstawie zezwolenia Ministra Środowiska nr DLP-III-4102-521/388883/14/MD). Odłowy prowadzone były raz w tygodniu, od zmierzchu do świtu, przez cały okres aktywności owadów (fot. Ł. Mazurek)

Kolejną grupą patogenów, których ryzyko wystąpienia może rosnąć wraz ze zmianami klimatu są drobnoustroje przenoszone przez kleszcze. Dotąd w naszych badaniach skoncentrowaliśmy się na określeniu roli żubra w przenoszeniu trzech czynników zoonotycznych: wirusie kleszczowego zapalenia mózgu (KZM) oraz bakteriiach *Coxiella burnetii* wywołującej gorączkę Q i *Francisella tularensis* powodującej tularamię. Na żubrach w kraju spotyka się żerujące najczęściej dwa gatunki kleszczy: *Dermacentor reticulatus* i *Ixodes ricinus*, które są wektorami wymienionych patogenów.

Żubr jako największy ssak lądowy Europy jest również największym żywicielem dla kleszczy, dlatego też potencjalnie może być narażony na zakażenie większością drobnoustrojów przez nie przenoszonych, jednak jego rola jest mało poznana. Wirusa KZM wykrywano w kleszczach pobranych ze skóry żubrów (Biernat i in. 2016), ale ponieważ wirusa nie wykryto u samych żubrów (Biernat i Karbowski 2014) brakowało dowodów, że mogą one ulegać zakażeniu tym wirusem, którego rezerwuarem w środowisku są gryzonie i same kleszcze. W naszych badaniach obecność przeciwciała dla wirusa KZM stwierdzono aż u ponad 62% z 335 badanych żubrów z trzynastu polskich populacji wolnych i zamkniętych (ryc. 7) (Krzysiak

i in. 2021a). Tak wysoka seroprewalencja sugeruje, że żubr jest istotnym gatunkiem wskaźnikowym i odgrywa rolę w utrzymywaniu się patogenu w środowisku.



Rycina 7. Mapa z odsetkami żubrów posiadających przeciwciała (seroprewalencjami) dla wirusa kleszczowego zapalenia mózgu (KZM) w poszczególnych populacjach w kraju (Krzysiak i in. 2021a). N oznacza liczbę zwierząt badanych z danej populacji, która została ustalona jako reprezentatywna na podstawie estymacji statystycznej wielkości próby (Sergeant 2018)

Najwyższą seroprewalencję obserwowano w trzech największych, północno-wschodnich wolno żyjących populacjach żubrów Puszczy Białowieskiej, Boreckiej i Knyszyńskiej, co odpowiadało najwyższej liczbie przypadków KZM u ludzi w województwach podlaskim i warmińsko-mazurskim (odpowiednio powyżej 9 i 2,5 przypadków na 100 tys. mieszkańców). Dodatkowo obszar Puszczy Białowieskiej, gdzie bytuje największa populacja żubrów w kraju, jako ognisko endemiczne, odzwierciedla wysoką zachorowalność na KZM wśród ludzi na tym terenie: ponad 10 przypadków na 100 tys. mieszkańców. Ryzyko wykrycia przeciwciała dla wirusa KZM u żubrów rosło z wiekiem i było wyższe u samic i żubrów żyjących na wolności. Ponadto znacznie wyższą ekspozycję zaobserwowano u żubrów, które zostały selektywnie wyeliminowane ze względu na problemy zdrowotne, niż u immobilizowanych zdrowych osobników lub osobników zabitych w wypadkach komunikacyjnych, co jest ciekawym spostrzeżeniem, gdyż uważa się, że zakażenie wirusem KZM u zwierząt ma charakter bezobjawowy. Ogólnie stwierdziliśmy, że

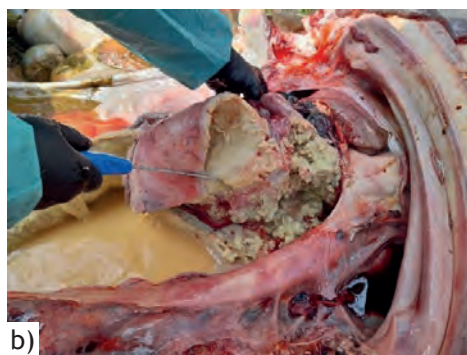
żubry wolno żyjące były częściej zakażone wirusem KZM, z wyjątkiem dwóch populacji zamkniętych z ośrodka w Smardzewicach i Niepołomicach, w których stwierdzono wysoką seroprewalencję.

W tych dwóch stadach żubry miały do dyspozycji duże, zalesione tereny, gdzie możliwość inwazji kleszczy jest podobna jak to zachodzi u wolno żyjących żubrów z puszczy. Żubry hodowane w niejszych zagrodach poddawane są co najmniej raz w roku zabiegom profilaktycznym przeciwko endopasożytom, zazwyczaj z wykorzystaniem preparatów na bazie fenbendazolu, albendazolu i iwermektyny, stosowanych podskórnie lub doustnie. Ponieważ iwermektyna jest również toksyczna dla kleszczy, można oczekiwać przypadkowego działania prewencyjnego przeciw ekspozycji na zakażenie wirusem KZM. Makrocykliczne laktony, takie jak iwermektyna, są z powodzeniem stosowane u bydła w zapobieganiu i leczeniu inwazji kleszczy. Leczenie przeciwpasożytnicze nie jest prowadzone u wolno żyjących żubrów (z wyjątkiem osobników, które są chwywane w celu przeniesienia do innych metapopulacji i odrobaczane w zagrodach kwarantannowych) ze względu na niską skuteczność i możliwe zanieczyszczenie środowiska, co może prowadzić do lekooporności pasożytów i zwiększa ryzyko wystąpienia oporności na akarycydy w środowisku naturalnym.

Gorączka Q wywołwana jest przez wewnątrzkomórkową bakterię Gram-ujemną *Coxiella burnetii* i jest jedną z istotniejszych zoonoz. Źródłem infekcji mogą być liczne gatunki zwierząt, w tym ssaki, ptaki, gady, płazy, a także kleszcze. Gorączka Q była stwierdzana u żubrów w latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku, gdzie podejrzewano również transmisję *C. burnetii* na pracowników Białowieskiego Parku Narodowego, z których niektórzy byli hospitalizowani. W celu weryfikacji hipotezy, że żubry nadal mogą być rezerwuarem bakterii przebadano 523 próbki surowic krwi żubrów, z 14 spośród 26 istniejących populacji, pobrane w latach 2011–2015 na obecność specyficznych przeciwciał (Krzysiak i in. 2021b). Wynik dodatni uzyskano tylko dla jednej próbki pochodzącej od 6-letniego byka żubra, z populacji wolnej, wyeliminowanego z powodu nekrotycznego zapalenia napletka w styczniu 2013 r., co pokazuje, że zakażenia *C. burnetii* u żubrów są jedynie przypadkowe. Podobne wyniki uzyskano w badaniach w kierunku zakażeń *F. tularensis* u żubrów. Tularemia jest poważną chorobą odzwierzęcą, a bakteria ją wywołująca jest wysoce patogenna. Powszechnie występuje na półkuli północnej. Patogen ma skomplikowany epidemiologiczny cykl, w tym udział dzikich gatunków zwierząt oraz wektorów – kleszczy. Wzrost ryzyka infekcji *F. tularensis* u głównego rezerwuaru, jakim są zajęczaki i gryzonie, rośnie wraz z rosnącą aktywnością kleszczy, komarów lub innych wektorów, zależną od sprzyjających warunków klimatycznych (Rydén i in. 2009).

Od kilku lat obserwujemy również wzrost przypadków klinicznych zakażeń *Pasteurella multocida* u żubrów (Kędrak-Jabłońska i in. 2021a). Pastereloza jest

również uznawana za CSI. Objawy zakażeń przypominają gruźlicę, która do niedawna była uważana za główne zagrożenie dla żubrów. Podobnie jak prątek gruźlicy, *Pasteurella* przenosi się międzygatunkowo, powodując przewlekłe choroby w pierwszej kolejności układu oddechowego (ryc. 8) i prowadząc do śmierci zwierzęcia. Obecnie pastereloza u żubrów jest częściej diagnozowana niż gruźlica, dodatkowo przypadki te są obserwowane w populacjach wolno żyjących żubrów w całym kraju, w odróżnieniu do gruźlicy, która częściej dotykała populacji w zamkniętych ośrodkach. Jeszcze bardziej niepokojące jest stwierdzenie posocznicy krwotocznej wywołanej przez *P. multocida* serotypu B:2 u ośmiomiesięcznego cielęcia znalezionej martwego w Puszczy Białowieskiej (Kędrak-Jabłońska i in. 2021b). Serotyp B był również odpowiedzialny za wspomnianą wcześniej depopulację suhaków stepowych w Kazachstanie (Fereidouni i in. 2019).



Rycina 8. Ośmioletnia krowa żubra pochodząca z populacji Puszczy Knyszyńskiej (a). W badaniu sekcyjnym stwierdzono m.in. wychudzenie i ropne zapalenie płuc (b) (fot. E. Moniuszko). W badaniu mikrobiologicznym wyizolowano bakterie *Pasteurella multocida* typ A (Kędrak-Jabłońska 2021a)

Ocieplający się klimat i odpowiednia wilgotność wpływają szczególnie na możliwości rozwoju również owadów takich jak muchy. W przypadku żubrów ostatnio zaobserwowano wzrost przypadków ślepoty u tego gatunku związanej z wystąpieniem inwazji pasożyta ocznego – *Thelazia* spp. Nicień był już wcześniej opisywany u bydła i izolowany od żubrów w kraju. W ostatnich kilku latach przypadki telazjozy nasiliły się głównie u żubrów w Bieszczadach, ale obserwowano je również w Puszczy Białowieskiej (Demiaszkiewicz i in. 2020; Demiaszkiewicz i Krzysiak 2019) (ryc. 9).



Rycina 9. Telazjoza u żubra (fot. Archiwum BPN)

Dodatkowo, nicianie stwierdzono w worku spojówkowym nie wykazującego objawów żubra z Puszczy Knyszyńskiej. Źródłem pasożytów u żubrów są prawdopodobnie inne przeżuwacze, głównie bydło hodowane w pobliżu. Dojrzałe płciowo samice nicieni rodzą larwy, które wraz z wydzieliną z oczu lub nosa żywiciela zlizywane są przez muchy. W przeciągu 15–30 dni, w ciele żywiciela pośredniego przechodzą linienia i rozwijają się do larw inwazyjnych trzeciego stadium. Larwy przedostają się przez jamę ciała do ssawki owada i w ten sposób są przenoszone na błony spojówkowe innych zwierząt w czasie zlizywania. W oku i jego przydatkach osiągają dojrzałość płciową po 3–6 tygodniach. Nicianie te namnażają się w worku spojówkowym, pod trzecią powieką, w ujściu przewodów łzowych i w przewodach nosowo-łzowych, a także na rogówce oka. W ekstremalnych przypadkach może dojść do perforacji rogówki i do nieodwracalnej ślepoty. Nasiloną inwazją much w okresie letnim sprzyja rozwojowi zapalenia spojówek i rogówki powodowanej przez *Thelazia*, ale również moraxelle, chlamydie i mykoplazmy.



Rycina 10. Muszyca (*myiasis*) sromu krowy żubra w populacji w okolicach Sevilla, Hiszpania (fot. Fernando Morán Castillo, European Bison Conservation Centre, Spain)

Jednym z elementów ochrony gatunkowej żubra jest tworzenie nowych meta-populacji. Ponieważ żubry zasiedlają różne środowiska w Europie, mamy okazję porównać zagrożenia dla ich zdrowia w zależności od różnych scenariuszy klimatycznych. W ramach ciekawostki, w zeszłym roku w jednej z populacji w Hiszpanii pod Seville obserwowano muszycę (*myiasis*) sromu u samic żubra po sezonie rozrodczym (ryc. 10). Muszyca jest pasożytniczą chorobą wywoływaną przez larwy much, obserwowana często wśród zwierząt w Hiszpanii (Cruz 2000). Na razie nie wiemy, jaki wpływ na zdrowie i rozród żubra będzie miało to schorzenie, oprócz obserwowanego dyskomfortu związanego z wtórnymi zakażeniami bakteryjnymi tkanek uszkodzonych przez larwy much w okolicy sromu. Zmiany klimatu poprzez wpływ na równowagę metaboliczną i powstawanie stresu cieplarnianego mogą oddziaływać również na obniżenie odporności zwierząt. Takim wskaźnikiem ogólnej kondycji zdrowia żubrów może być ostatnio częściej obserwowana grzybica skóry wywoływana przez infekcje *Trichophyton* sp. (ryc. 11). Podobnie jak u ludzi zakażenia grzybicze mogą pojawiać się w przypadku spadku odporności i w związku z innymi zakażeniami lub inwazjami.



Rycina 11. Osiemnastoletni samiec żubra z Puszczy Białowieskiej ze zmianami skórnymi na lewym boku. Badaniem mykologicznym stwierdzono obecność grzybów *Trichophyton* spp. (fot. J. Tomana)

W opracowaniu nie poruszyliśmy szeregu inwazji pasożytów (Krzysiak i in. 2020), które są bardzo wrażliwe na zmiany klimatu ze względu na możliwość przetrwania w środowisku form pasożytów i ich przetrzymywania, a również dogodniejszych warunków do rozwoju żywicieli pośrednich takich jak ślimak błotniarka moczarowa *Galba truncatula* dla przywry motylicy wątrobowej. Dodatkowo, razem z innymi procesami zmieniającymi środowisko tj. globalizacja i antropo-

presja, pojawiają się nowe pasożyty, które dobrze się adaptują do łagodniejszego i cieplejszego klimatu, czego przykładem może być *Ashworthius sidemi* u żubrów (Demiaszkiewicz i in. 2012). Aspekty parazytologiczne u żubrów opisuje szeroko kompendium, którego nowe wydanie będzie dostępne w 2022 r. (ryc. 12).



Rycina 12. Okładka nowego, poprawionego Kompendium zdrowia żubra (*Bison bonasus*) w języku angielskim, którego wydanie planowane jest na grudzień 2022 r.

PODSUMOWANIE

Zapobieganie nowym zagrażającym chorobom, które są coraz częściej stwierdzane u zwierząt wolno żyjących, a także ich kontrola i zwalczanie wymagają ścisłej współpracy międzydyscyplinarnej leśników, lekarzy weterynarii, medyków, epidemiologów, ekologów, myśliwych, samorządowców, czy prawodawców. Jak istotne są dyscyplina i zrozumienie celów, wspólnych dla wszystkich zainteresowanych stron, pokazuje przykład ASF, który nadal rozprzestrzenia się u dzików na terenie kraju. Niestety, działania zapobiegawcze czy naprawcze są związane z ogromnymi kosztami społeczno-ekonomicznymi, co często zamiast koniecznej współpracy prowadzi do konfliktów.

Summary

Michał K. Krzysiak^{1,2}, *Magdalena Larska*³

¹ Białowieża National Park, Białowieża

² Institute of Forest Sciences, Białystok University of Technology, Białystok

michal.krzysiak@bpn.com.pl

³ Department of Virology, National Veterinary Research Institute, Puławy

m.larska@piwet.pulawy.pl

Impacts of climate change on disease risk of game species

The occurrence of infectious or contagious diseases is a combined result of the interaction between a host (animal, human), a pathogen, and the environment. In the case of vector-borne diseases that are particularly sensitive to climate change, primarily those transmitted by arthropods (ticks and insects), they must also be considered as a significant risk factor for the emergence of new diseases or for the reemergence of diseases in a new geographic location or in a new species. The occurrence of many diseases is limited by a specific climate, and therefore its change leads to changes in the spread of the diseases themselves. In many cases, it is difficult to establish a direct link between climate change and disease occurrence. Currently observed global warming and increases in CO₂ concentrations may also increase disease risk indirectly by limiting access to food and water, forcing animal migration, increasing animal density in certain areas, leading to increased contact between other species, domestic animals, or humans, and thus increasing stress that affects the immune system and metabolism. Environmental climate change can directly affect: physiological and ecological characteristics of a host, a pathogen, and its vectors; changes in the interaction between these three components; and the dynamics of infectious diseases, which are integral components of ecosystems and must be considered in a specific ecological context. Therefore, infections and parasitic invasions have a direct impact on changes in biodiversity, potentially leading to depopulation and even extinction of threatened species.

Clarifying the term “climate-sensitive infections” (CSI) is difficult because other processes besides climate change have a significant impact on disease risk, such as globalisation, intensification of animal breeding and production and popularisation of unrestricted and uncontrolled movement of people or animals, spread of invasive species, human impact on wildlife environment, or changes in forestry. It is difficult to prove that the emergence of previously unreported diseases, such as bluetongue (BTV) or African swine fever (ASF), is closely related to climate change, because the emergence of these new diseases is the result of a combination of factors that interact. CSI mainly includes infections transmitted by blood-sucking vectors, i.e., Mosquitoes (Culicidae): malaria, dengue, Rift Valley fever, West Nile fever; flies of the family Ceratopogonidae: BTV, Schmallenberg virus, Crime-

an-Congo hemorrhagic fever, African horse sickness; or perhaps most importantly because of the increasingly popular ticks (Ixodida) that transmit many zoonoses (zoonotic diseases of humans), i.e., tick-borne encephalitis, Lyme disease, Q fever, tularemia, piroplasmosis, and anaplasmosis. Other disease vectors and reservoirs may be mammals, i.e., rodents (epidemic nephropathy caused by hantaviruses, leptospirosis) or bats (rabies, Ebola virus, SARS, and other coronaviruses). Until recently, many of these diseases were considered exotic and did not affect animals or humans in Europe. The occurrence and progression of parasite invasions (*Toxoplasma gondii*, *Trichinella spiralis*, *Cryptosporidium*) are also increasingly being directly linked to climate change. The third group of CSIs includes those whose spread is not directly related to climate, i.e., herpesvirus, pestivirus, brucellosis, classical and African swine fever, erysipelas, Aujeszky's disease, enterohemorrhagia associated with *Escherichia coli*, salmonellosis, and pasteurellosis.

Prevention of new threatening diseases and eradication of diseases increasingly found in wildlife requires close interdisciplinary cooperation among foresters, veterinarians, physicians, epidemiologists, ecologists, hunters, local government officials, and legislators. The importance of discipline and agreement among all parties on common goals is illustrated by the example of ASF, which is still spreading among feral swine across the country. Unfortunately, preventive or corrective measures come at a tremendous socioeconomic cost, often resulting in conflict rather than needed cooperation.

LITERATURA

- Biernat B., Karbowski G. 2014. Study on the occurrence of tick-borne encephalitis virus RNA in European bison (*Bison bonasus*) eliminated at Białowieża Primeval Forest (north-eastern Poland) in 2005–2009. *Annals of Parasitology*, 60: 99–102.
- Biernat B., Karbowski G., Stańczak J., Masny A., Werszko J. 2016. The first detection of the tick-borne encephalitis virus (TBEV) RNA in *Dermacentor reticulatus* ticks collected from the lowland European bison (*Bison bonasus bonasus* L.). *Acta Parasitologica*, 61(1): 130–135. DOI: 10.1515/ap-2016-0017
- Bigler W.J., Jenkins J.H., Cumbie P.M., Hoff G.L., Prather E.C. 1975. Wildlife and environmental health: raccoons as indicators of zoonoses and pollutants in southeastern United States. *Journal of American Veterinary Medical Association*, 167: 592–597.
- Cruz S. 2000. El estudio de las miasis en España durante los últimos cien años. *Ars Pharmaceut*, 41: 19–26.
- das Neves C.G., Roth S., Rimstad E., Thiry E., Tryland M. 2010. Cervid herpesvirus 2 infection in reindeer: a review. *Veterinary Microbiology*, 143: 70–80.
- Demiaszkiewicz A.W., Krzysiak M.K. 2019. Zagrożenie żubrów chorobami pasożytniczymi, [W:] Larska M., Krzysiak M.K. (red.), *Kompendium ochrony zdrowia żubra (Bison bonasus)*. PIWet-PIB, Puławy: 135–166.
- Demiaszkiewicz A.W., Moskwa B., Gralak A., Laskowski Z., Myczka A.W., Kołodziej-Sobocińska M., Kaczor S., Plis-Kuprianowicz E., Krzysiak M., Filip-

- Hutsch K. 2020. The nematodes *Thelazia gulosa* Raillet and Henry, 1910 and *Thelazia skrjabini* Erschov, 1928 as a cause of blindness in European bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Acta Parasitologica*, 65:963–968.
- Demiaszkiewicz A.W., Pyziel A.M., Kuligowska I., Lachowicz J., Krzysiak M.K. 2012. Nematodes of the large intestine of the European bison of the Białowieża National Park. *Annals of Parasitology*, 58: 9–13.
- Didkowska A., Orłowska B., Krajewska-Wędzina M., Krzysiak M., Bruczyńska M., Wiśniewski J., Klich D., Olech W., Anusz K. 2022. Intra-palpebral tuberculin skin test and interferon gamma release assay in diagnosing tuberculosis due to *Mycobacterium caprae* in European bison (*Bison bonasus*). *Pathogens*, 11: 260.
- Driciru M., Rwego I.B., Asiimwe B., Travis D.A., Alvarez J., VanderWaal K., Pelican K. 2018. Spatio-temporal epidemiology of anthrax in *Hippopotamus amphibious* in Queen Elizabeth Protected Area, Uganda. *PLoS One*, 13:e0206922.
- Ezhova E., Orlov D., Suhonen E., Kaverin D., Mahura A., Gennadinik V., Kukkonen I., Drozdov D., Lappalainen H.K., Melnikov V., Petäjä T., Kerminen V.M., Zilitinkevich S., Malkhazova S.M., Christensen T.R., Kulmala M. 2021. Climatic factors influencing the anthrax outbreak of 2016 in Siberia, Russia. *Ecohealth*, 18: 217–228.
- Fereidouni, S., Freimanis, G. L., Orynbayev, M., Ribeca, P., Flannery, J., King, D. P., Zuther, S., Beer, M., Höper, D., Kydyrmanov, A., Karamendin, K., Kock, R. 2019. Mass Die-Off of Saiga Antelopes, Kazakhstan, 2015. *Emerging Infectious Diseases*, 25: 1169–1176.
- Frant, M. P., Gal-Cisoń, A., Bocian, Ł., Ziętek-Barszcz, A., Niemczuk, K., Woźniakowski, G., & Szczotka-Bochniarz, A. 2021. African Swine Fever in Wild Boar (Poland 2020): Passive and Active Surveillance Analysis and Further Perspectives. *Pathogens (Basel, Switzerland)*, 10: 1219.
- Gawor J. 2011. Włośnica u dzików i zwierząt drapieżnych rosnącym zagrożeniem dla ludzi w Polsce. *Życie Weterynaryjne*, 86: 8606–8609, https://www.vetpol.org.pl/dmdocuments/ZW%202011_10%20%2008.pdf.
- Gorbunova V., Seluanov A., Kennedy B.K. 2020. The world goes bats: living longer and tolerating viruses. *Cell Metabolism*, 32: 31–4.
- Grzybek M., Sironen T., Mäki S., Tołkacz K., Alsarraf M., Strachecka A., Paleolog J., Biernat B., Szczepaniak K., Behnke-Borowczyk J., Vaheri A., Henttonen H., Behnke J.M., Bajer A. 2019. Zoonotic virus seroprevalence among bank voles, Poland, 2002–2010. *Emerging Infectious Diseases*, 25: 1607–1609.
- Jaenson T.G.T., Petersson E.H., Jaenson D.G.E., Kindberg J., Pettersson J.H., Hjertqvist M., Medlock J.M., Bengtsson H. 2018. The importance of wildlife in the ecology and epidemiology of the TBE virus in Sweden: incidence of human TBE correlates with abundance of deer and hares. *Parasit Vectors*, 11(1): 477.

- Kacprzyk J., Hughes G.M., Pálsson-McDermott E.M., Quinn S.R., Puechmaille S.J., O'Neill L.A.J., Teeling E.C. 2017. A potent anti-inflammatory response in bat macrophages may be linked to extended longevity and viral tolerance. *Acta Chiroptera*, 19: 219–228.
- Kautto A.H., Alenius S., Mossing T., Becher P., Belák S., Larska M. 2012. Pestivirus and alphaherpesvirus infections in Swedish reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.). *Veterinary Microbiology*, 156: 64–71.
- Kędrak-Jabłońska A., Budniak S., Moniuszko E., Krzysiak M., Larska M., Szczawińska A., Reksa M., Krupa M., Szulowski K. 2021a. Opis przypadku pasterozy u żubra. [W:] Międzynarodowa Konferencja Żubry w Puszczy Augustowskiej, Augustów, 9-10.09.2021: 53–54.
- Kędrak-Jabłońska A., Budniak S., Plis-Kuprianowicz E., Krzysiak M., Larska M., Szczawińska A., Reksa M., Krupa M., Szulowski K. 2021b. Posocznica krwotoczna bydła i bawołów u żubra. [W:] Międzynarodowa Konferencja Żubry w Puszczy Augustowskiej, Augustów, 9-10.09.2021: 54–56.
- Kęsik-Maliszewska J., Collins Á.B., Rola J., Blanco-Penedo I., Larska M. 2021. Schmallenberg virus in Poland endemic or re-emerging? A six-year serosurvey. *Transboundary and Emerging Diseases*, 68(4): 2188–2198.
- Kęsik-Maliszewska J., Jabłoński A., Larska M. 2017. Were Polish wild boars exposed to Schmallenberg virus? *Journal of Veterinary Research*, 61: 151–155.
- Kęsik-Maliszewska J., Krzysiak M.K., Grochowska M., Lechowski L., Chase C., Larska M. 2018. Epidemiology of Schmallenberg virus in European bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Journal of Wildlife Diseases*, 54(2): 272–282. DOI: 10.7589/2017-07-159.
- Kock R.A., Orynbayev M., Robinson S., Zuther S., Singh N.J., Beauvais W., Morgan E.R., Kerimbayev A., Khomenko S., Martineau H.M., Rystaeva R., Omarova Z., Wolfs S., Hawotte F., Radoux J., Milner-Gulland E.J. 2018. Saigas on the brink: Multidisciplinary analysis of the factors influencing mass mortality events. *Science Advances*, 4(1). DOI: 10.1126/sciadv.aao2314.
- Krajewska M., Lipiec M., Zabost A., Augustynowicz-Kopeć E., Szulowski K. 2014. Bovine tuberculosis in a wild boar (*Sus scrofa*) in Poland. *Journal of Wildlife Diseases*, 50:1001-2.
- Krzysiak M.K., Anusz K., Konieczny A., Rola J., Salat J., Strakova P., Olech W., Larska M. 2021a. The European bison (*Bison bonasus*) as an indicatory species for the circulation of tick-borne encephalitis virus (TBEV) in natural foci in Poland. *Ticks and Tick-borne Diseases*, 12(6):101799. DOI: 10.1016/j.ttbdis.2021.101799.
- Krzysiak M.K., Demiaszkiwicz A.W., Larska M., Tomana J., Anusz K. 2020. Parasitological monitoring of European bison (*Bison bonasus*) from three forests of

- north-eastern Poland between 2014 and 2016. *Journal of Veterinary Research*, 64: 103–110.
- Krzysiak M.K., Jabłoński A., Iwaniak W., Krajewska M., Kęsik-Maliszewska J., Larska M. 2018. Seroprevalence and risk factors for selected respiratory and reproductive tract pathogen exposure in European bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Veterinary Microbiology*, 215: 57–65. DOI: 10.1016/j.vetmic.2018.01.005.
- Krzysiak M.K., Puchalska M., Olech W., Anusz K. 2021b. A freedom of *Coxiella burnetii* infection survey in European bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Animals (Basel)*, 11(3): 651. DOI: 10.3390/ani11030651.
- Krzysiak M.K., Iwaniak W., Kęsik-Maliszewska J., Olech W., Larska M. 2017. Serological study of exposure to selected arthropod-borne pathogens in European bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Transbound Emerg Dis.* 64: 1411–1423.
- Larska M., Krzysiak M.K. 2019. Infectious disease monitoring of European bison (*Bison bonasus*). [W:] Ferretti M. (red). *Wildlife Population Monitoring*, IntechOpen Limited, Londyn, Wielka Brytania: 428–449. ISBN: 978-1-78984-170-1.
- Larska M., Krzysiak M., Smreczak M., Polak M.P., Zmudziński J.F. 2013. First detection of Schmallenberg virus in elk (*Alces alces*) indicating infection of wildlife in Białowieża National Park in Poland. *The Veterinary Journal*, 198(1): 279–281. DOI: 10.1016/j.tvjl.2013.08.013.
- Larska M., Krzysiak M.K. 2019. Monitoring chorób zakaźnych jako element ochrony gatunku *Bison bonasus*. Larska M., Krzysiak M.K. (red.). [W:] *Kompendium ochrony zdrowia żubra (Bison bonasus)*. PIWet-PIB, Puławy: 79-108. ISBN 978-83-89946-70-6.
- Larska M., Krzysiak M.K., Jabłoński A., Kęsik J., Bednarski M., Rola J. 2015. Hepatitis E virus antibody prevalence in wildlife in Poland. *Zoonoses Public Health*, 62: 105-10.
- Larska M., Krzysiak M.K., Kęsik-Maliszewska J., Rola J. 2014. Cross-sectional study of Schmallenberg virus seroprevalence in wild ruminants in Poland at the end of the vector season of 2013 *BMC Veterinary Research* 10: 967.
- Lipiec M., Nowakowski K., Radulski Ł., Iwaniak W., Ważna A. 2018. Badgers as a potential source of bovine tuberculosis - first studies in Poland. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 25: 409–410.
- Luis A.D., Hayman D.T., O’Shea T.J., Cryan P.M., Gilbert A.T., Pulliam J.R., Mills J.N., Timonin M.E., Willis C.K., Cunningham A.A., Fooks A.R., Rupprecht C.E., Wood J.L., Webb C.T. 2013. A comparison of bats and rodents as reservoirs of zoonotic viruses: are bats special? *Proceedings. Biological Sciences*, 280(1756), 20122753. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2753>.
- Omazic A., Bylund H., Boqvist S., Högborg A., Björkman C., Tryland M., Evengård B., Koch A., Berggren C., Malogolovkin A., Kolbasov D., Pavelko

- N., Thierfelder T., Albiñ A. 2019. Identifying climate-sensitive infectious diseases in animals and humans in Northern regions. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 61:53.
- Orłowska B., Augustynowicz-Kopec E., Krajewska M., Zabost A., Welc M., Kaczor S., Anusz K. 2017. *Mycobacterium caprae* transmission to free-living grey wolves (*Canis lupus*) in the Bieszczady Mountains in Southern Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 63: 21.
- Orłowska B., Krajewska-Wędzina M., Augustynowicz-Kopec E., Kozińska M., Brzezińska S., Zabost A., Didkowska A., Welc M., Kaczor S., Żmuda P., Anusz K. 2020. Epidemiological characterization of *Mycobacterium caprae* strains isolated from wildlife in the Bieszczady Mountains, on the border of Southeast Poland. *BMC Veterinary Research*, 16:362.
- Pavlova E.V., Christoplova M.D., Hernandez-Blanco J.A., Alschinetski M.V., Sipko N.D., Naidenko S.V.: Estimation of hematological parameters and antibodies against diseases in free-living European bison (*Bison bonasus*) in Russia. *Żubry w bioregionie Mirosławiec, Wałcz*, 4-5 września 2014 r.
- Rola J., Laska M., Socha W., Rola J.G., Materniak M., Urban-Chmiel R., Thiry E., Żmudziński J.F. 2017. Seroprevalence of bovine herpesvirus 1 related alpha-herpesvirus infections in free-living and captive cervids in Poland. *Veterinary Microbiology*, 204: 77–83.
- Rydén P., Sjöstedt A., Johansson A. 2009. Effects of climate change on tularemia disease activity in Sweden. *Glob Health Action*, 2. DOI: 10.3402/gha.v2i0.2063.
- Satora M., Rudy A., Płonaczka-Janeczko K. 2018. Aktualna sytuacja dotycząca zakażeń wirusem wścieklizny – czy należy obawiać się nietoperzy? *Życie Weterynaryjne*, 95: 314–318. <https://www.vetpol.org.pl/dmdocuments/ZW-05-2018-05.pdf>.
- Sergeant, ESG, 2018. Epitools Epidemiological Calculators. Ausvet. Dostępny na stronie: <http://epitools.ausvet.com.au>.
- Szewczyk M., Łepk K., Nowak S., Witek M., Bajcarczyk A., Kurek K., Stachyra P., Mysłajek R.W., Szewczyk B. 2021. Evaluation of the presence of ASFV in wolf feces collected from areas in Poland with ASFV persistence. *Viruses*, 13:2062.
- Xie J, Li Y, Shen X, Goh G, Zhu Y, Cui J, Wang LF, Shi ZL, Zhou P. Dampened STING-Dependent Interferon Activation in Bats. *Cell Host Microbe*. 2018 Mar 14; 23(3):297-301.e4.

Maciej Skorupski

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
maciej.skorupski@up.poznan.pl

Populacje zwierząt a zmiany klimatu

WSTĘP

Od przełomu XX i XXI wieku notujemy wyższe średnie temperatury. Nasze pory roku mają postać lżejszych, bezśnieżnych zim i cieplejszych, bardziej suchych okresów letnich, dodatkowo są przeplatane mokrymi latami, mroźnymi bezśnieżnymi zimami, wiosnami z często pojawiającymi się silnymi adwekcyjnymi przymrozkami późnymi. Obraz obecnego klimatu uzupełniają gwałtowne opady letnie, szybko i bezpowrotnie wpływające w wielu regionach naszego kraju, a także opady śniegu, zwykle zbyt szybko roztapiane, co kreuje nowe, inne warunki dla populacji zwierząt wszystkich grup systematycznych.

Świat zwierząt to zarówno stałocieplne kręgowce, jak i zmiennocieplne kręgowce i bezkręgowce. Wszystkie te grupy zwierząt reagują na otaczające je warunki klimatyczne. Jednakże zawsze należy pamiętać, że świat zwierząt zależy nie tylko od warunków klimatycznych, ale ważną rolę pełnią interakcje populacji różnych gatunków organizmów między sobą. W tych procesach, co do tego nie ma wątpliwości, kluczową rolę odgrywa wciąż człowiek. Dlatego obecnie ważne jest pytanie, które z czynników pełnią determinującą rolę dla populacji zwierząt w dobie zmiany klimatu.

MAKSYMALNE TEMPERATURY

Według niektórych ośrodków naukowych, głównym czynnikiem decydującym o przetrwaniu lub wymarciu danej lokalnej populacji są maksymalne temperatury w miejscu jej występowania. Choć klimat często opisuje się z pomocą temperatur średnich, te okazały się mieć dużo mniejszy wpływ. Badacze odkryli, że większość gatunków nie zdąży zasiedlić nowych miejsc, jeśli temperatury staną się dla nich zbyt wysokie. Przykładem wpływu takich temperatur może być analiza, w której wykazano, że około 50% gatunków wymiera lokalnie, kiedy lokalne maksymalne temperatury rosną o ponad 0,5°C (Román-Palacios i Wiensa 2020). Natomiast, kiedy wzrosną one o 2,9°C, oszacowano, że aż 95% gatunków może zniknąć z da-

nego terenu. Co ciekawe, mimo obserwowanych wzrostów średnich temperatur, nie obserwujemy w Polsce znaczącego wzrostu liczby notowanych temperatur maksymalnych w XXI wieku (tab. 1). Można przypuszczać, że z czasem częściej będą notowane rekordowe temperatury maksymalne, więc wówczas będzie można w praktyce sprawdzić, czy publikowane analizy sprawdzą się na terenie naszego kraju.

Tabela 1. Rekordy klimatyczne w Polsce (źródło: https://pl.wikipedia.org/wiki/Rekordy_klimatyczne)

Wartość	Miejsce	Województwo	Data
40,2° C	Prószków	opolskie	29 lipca 1921
40,0° C	Zbiersk	wielkopolskie	29 lipca 1921
39,6° C	Kończewice	kujawsko-pomorskie	11 lipca 1959
39,6° C	Pętkowo	wielkopolskie	29 lipca 1921
39,5° C	Słubice	lubuskie	30 lipca 1994
39,4° C	Rzeszów	podkarpackie	4 sierpnia 1905
38,9° C	Legnica	dolnośląskie	19 sierpnia 1892
38,9° C	Łowicz	łódzkie	12 sierpnia 1921
38,9° C	Silniczka	łódzkie	8 sierpnia 2013
38,9° C	Zielona Góra	lubuskie	19 sierpnia 1892
38,8° C	Ciechocinek	kujawsko-pomorskie	12 lipca 1959
38,7° C	Poznań	wielkopolskie	29 lipca 1921
38,7° C	Skiernewice	łódzkie	12 sierpnia 1921
38,7° C	Złoty Potok	śląskie	12 sierpnia 1921
38,5° C	Mydlniki	małopolskie	12 sierpnia 1921
38,4° C	Koło	wielkopolskie	21 lipca 1998
38,4° C	Kraków	małopolskie	30 czerwca 1833
38,3° C	Bydgoszcz	kujawsko-pomorskie	11 lipca 1959
38,3° C	Końskie	świętokrzyskie	12 sierpnia 1921
38,3° C	Krzyż	wielkopolskie	8 sierpnia 2015

MIGRACJE

Pod wpływem notowanych zmian klimatycznych obserwowane są natomiast zmiany zachowań lęgowych niektórych gatunków ptaków, bądź problemy niektórych

populacji, wynikające ze skutków tych zmian. Na przykład, zmiana klimatu spowodowała, że sokoły skalne zmieniły swoje zachowania lęgowe, tzn. ptaki gniazdujące w Europie i zimujące na południe od Sahary rozpoczynają lęgi szybciej, a zimujące na północ od Sahary – później. Jednak czasami przyloty ptaków wędrownych mogą się „mijać” z obfitością wiosennego pokarmu, z powodu wcześniejszych wiosen. Takie obserwacje poczyniono w Europie w przypadku muchołówki szarej, czy też w Ameryce Północnej, obserwując wiele nadmorskich gatunków ptaków. Taka sytuacja może znacząco negatywnie wpłynąć na sukces lęgowy, a w efekcie na stabilność tych populacji (<https://ekologia.ceo.org.pl/content/wielkie-wędrówki-zmiana-klimatu>).

Z drugiej strony, znamy z historii przykłady gwałtownych zmian klimatycznych, kiedy to w okresie zlodowacenia żyjący na terenie Polski daniel (*Dama dama*) nie był w stanie wyemigrować i wymarł. Kiedy zakończył się plejstocen, mimo znaczącego ocieplenia klimatu i pojawienia się optymalnych warunków do życia tego gatunku, nie nastąpił jego powrót wskutek naturalnej wtórnej sukcesji. Przesiedlenie populacji tego gatunku do naszego kraju udowodniło, że czuje się on na terenie Polski bardzo dobrze.

WYMIERANIE

Orlik grubodzioby (*Clanga clanga*) występuje w zanikających w Europie kompleksach naturalnych lub w niewielkim tylko stopniu zmienionych terenach bagiennych – głównie torfowiskach niskich i przejściowych, położonych w dolinach rzecznych. Degradacja tego typu siedlisk wskutek działalności człowieka, doprowadziła do niemal całkowitego zaniku tego gatunku. Problem ten dotyczy zwłaszcza 27 krajów Unii Europejskiej, gdzie gatunek ten zachował się tylko w kilku miejscach. Niestety, obserwujemy również przyspieszenie tego typu procesów na terenie Białorusi, Ukrainy i europejskiej części Rosji, skutkujące gwałtownym spadkiem liczebności par lęgowych na tych terenach.

Pogarszanie się naturalnych biotopów i ich osuszanie, pogłębione pojawiającymi się w ostatnich latach suszami przyspieszyło proces hybrydyzacji orlika grubodziobego z orlikiem krzykliwym (*Clanga pomarina*), wnikałym na osuszone bagna, przekształcone w słabo uwilgotnione łąki kośne do niedawna wykorzystywane tylko przez ten pierwszy gatunek.

Niestety, zdecydowanie wiodącym czynnikiem są w tym przypadku zmiany w środowisku wynikające z użytkowania tych terenów przez człowieka, gdyż człowiek osusza tereny podmokłe dużo skuteczniej, niż wynika to z pojawiających się w ostatnich latach suszy. To ważny argument przemawiający za zintensyfikowaniem działań mających na celu ochronę wód opadowych, bezpowrotnie traconych przez

ostatnie dekady. Być może okaże się, że dużo większym piętnem na warunkach przyrodniczych odciska się kontynuowana przez lata polityka odwadniania, niż faktyczne zmiany klimatyczne. Niedobory wody obserwowane w ostatnich latach na części terenów Biebrzańskiego Parku Narodowego udało się częściowo zrekomensować niedawno podjętymi działaniami renaturalizacyjnymi, co potwierdza dominującą rolę człowieka w kształtowaniu warunków środowiskowych.

Gorącym tematem w ostatnich latach jest szacowanie potencjalnego wymierania bezkręgowców wskutek zmian klimatu. Na przykład w latach 2008–2017 w lasach i na terenach otwartych w Niemczech prowadzono tego typu wielkopowierzchniowe badania, obejmujące ponad milion osobników stawonogów z 2 700 gatunków. Wykazały one, że na terenach otwartych liczba osobników stawonogów spadła w okresie dziewięciu lat o 78%, ich łączna biomasa o 67%, a liczba gatunków o 34%. Na powierzchniach leśnych, które próbkowano co roku, liczba osobników w badanym okresie nie zmieniła się w sposób istotny, natomiast spadły biomasa (o 41%) i liczba gatunków (o 36%). Spadki liczebności najmocniej dotknęły gatunków, które już na początku badania były rzadkie. Z kolei wśród gatunków leśnych, które zwiększały swoją liczebność, były liczne gatunki uznawane przez człowieka za szkodniki oraz obce gatunki inwazyjne. Najbardziej istotnym czynnikiem obserwowanych zmian była utrata siedlisk i ich przekształcanie w tereny uprawne lub pod zabudowę, następnie skażenie środowiska, przede wszystkim środkami ochrony roślin i w końcu wpływ gatunków inwazyjnych. Finalnie, również działanie człowieka okazało się kluczowe dla tych destrukcyjnych zmian. Autorzy badań zamieścili również w pracy ogólną tezę, że duże i rosnące znaczenie mają globalne zmiany klimatyczne, zwłaszcza wzrost częstości występowania ekstremalnych zjawisk pogodowych: upałów, susz, pożarów, powodzi (Seibold i in. 2019).

Jednak, kiedy mówimy o zwierzętach w lesie, to w pierwszym rzędzie wymieniamy te, które odgrywają najistotniejszą rolę w środowisku leśnym, na czele z jeleniami, sarną i dzikiem. I nie ma wątpliwości, że dla tych gatunków warunki środowiskowe w sumie się poprawiły, przede wszystkim przez dostęp do wysokoenergetycznego żeru na uprawach rolniczych. Dodatkowo, ekstensywna gospodarka łowiecka doprowadziła do znaczącego wzrostu populacji jeleni i dzików. W przypadku tego drugiego gatunku to zoonoza, a nie warunki środowiskowe, doprowadziły do załamania liczebności populacji na znacznej części powierzchni Polski.

Z drugiej strony, silna ingerencja człowieka w środowisko, w postaci zrzuconych szczepionek przeciwko wściekliźnie, doprowadziła do gwałtownego wzrostu liczby drapieżników. Finalnie ten wzrost był jednak tylko jednym z czynników, który spowodował równoczesne załamanie populacji niektórych gatunków zwierzyny drobnej, np. zająca szaraka i kuropatwy. Nie ma wątpliwości, że ważnym czynnikiem wpływającym negatywnie na te gatunki są zmiany w środowisku rolniczym,

przede wszystkim pojawienie się powszechnie upraw kukurydzy albo likwidacja miedz między polami, wynikająca z chęci właścicieli maksymalizacji wpływów z dopłat rolniczych.

Specyficznym efektem zrzucania szczepionek przeciwko wścieklicznie jest interakcja między kręgowcami i bezkręgowcami. To gryzonie, które są cichym beneficjentem szczepionek przeciwko wścieklicznie, są głównym rezerwuarem krętków boreliozy (*Borellia burgdorferi*) i na nich głównie żerują larwy kleszczy. Niestety, w ten sposób gryzonie przyczyniły się do rozpowszechnienia tej choroby również wśród ludzi. Bąblowica wielojamowa jest chorobą powodowaną przez tasiemca bąblowcowego (*Echinococcus multilocularis*), którego głównym żywicielem ostatecznym jest lis. Na początku lat 90. XX w. średnia ekstensywność zarażenia lisów była na poziomie ok. 0,5%. W latach 1994–2000 średnia ta wzrosła do 2,8%, by w XXI wieku sięgnąć w północno-wschodniej Polsce ponad 30%, a w powiatach południowych (np. krośnieńskim, sanockim, bieszczadzkim) przekroczyła nawet próg 70% (Paul 2013). To kolejne przykłady daleko idących niepożądanych i nieprzewidywanych efektów w środowisku przyrodniczym, będących skutkiem innych działań człowieka.

PODSUMOWANIE

Zmiany klimatu wpływają znacząco na populacje zwierząt i obserwujemy tego efekty również w naszym kraju. Jednak nadal największy wpływ na te populacje wywiera lokalna działalność człowieka. Zarządzając wielkopowierzchniowo środowiskiem przyrodniczym, realizując zadania gospodarki leśnej, nie wolno nam zapomnieć, że nasze lokalne decyzje mają tutaj kluczowe znaczenie. Często też wykorzystując różnego rodzaju procesy renaturalizacji, można znacząco ograniczyć negatywny wpływ zmian klimatu na lokalne populacje zwierząt.

Summary

Maciej Skorupski

Poznań University of Life Sciences
maskorup@up.poznan.pl

Animal populations under climate change

Higher average temperatures recorded since the turn of the 20th to the 21st century, resulting in lighter, snowless winters and warmer, drier summers, interwoven with wet summers, cold snowless winters, springs with often heavy advective late frosts, heavy summer rainfalls, irretrievably fast flowing down in many regions of our country, or snowfalls that melt too quickly, create new and different conditions for animal populations of all systematic groups.

Both invertebrates and vertebrates respond to the climatic conditions that surround them. However, it should always be kept in mind that wildlife is not only dependent on climatic conditions, but that the interactions of populations of different animal species with each other play a crucial role. In these processes, there is no doubt, humans still play a key role. Therefore, the important question now is what factors play a crucial role for animal populations under climate change.

Most animal species never reach numbers that could affect human health or the economy. For this simple reason, they usually remain outside the realm of economic and scientific interest. Only a few animal species, in terms of total numbers, are important to human health or the economy. Therefore, they are of interest to both science and practice, usually to limit their negative impact on planned human activities. And they also arouse the greatest emotions, including discussions about possible human interference with the natural environment.

This paper provides examples of invertebrate and invertebrate populations that inhabit our forests and surrounding areas. Observed climate change is affecting these animal species. However, there are also many other factors that determine their population size and structure. These multi-layered and complex relationships will be explained in the presentation.

LITERATURA

Román-Palacios C., Wiens J.J. 2020. Recent responses to climate change reveal the drivers of species extinction and survival. PNAS, 117, 8.

<https://ekologia.ceo.org.pl/content/wielkie-wędrówki-zmiana-klimatu>.

https://pl.wikipedia.org/wiki/Rekordy_klimatyczne_w_Polsce.

- Paul M. 2013. Zagrożenie alweokokożą wątroby narastającym problemem zdrowotnym w Polsce i Europie. Skorupski M., Wierzbicka A. (red.) 2013. Vademecum wybranych chorób odzwierzęcych w środowisku leśnym część II. Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Poznań.
- Seibold S. i in. 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574: 671–674.

BLOK III.
HODOWLA LASU

Jan Łukaszewicz

Instytut Badawczy Leśnictwa
J.Lukaszewicz@ibles.waw.pl

Zmiany zasięgów występowania gatunków drzew w lasach Polski – komponowanie składów gatunkowych upraw

WSTĘP

W okresie holocenu klimat terenów dzisiejszej Polski zmieniał się wielokrotnie, fluktuacje klimatyczne były i są normą, a gatunki drzew dostosowywały zasięgi występowania do tych zmian. W literaturze naukowej można znaleźć skrajnie różne hipotezy dotyczące zmian klimatycznych na Ziemi. Z jednej strony przewiduje się globalne ocieplenie na skalę niespotykaną do tej pory, a z drugiej prognozuje się oziębienie klimatu, związane z mniejszą aktywnością Słońca (Boryczka 2018; Zharkova 2019; AR6 Climate Change 2021). W części artykułów naukowych z ostatnich lat hipoteza globalnego ocieplenia przyjmowana jest jako aksjomat. Często podstawą przyjęcia tej hipotezy jest argument, że skoro ociepla się od dziesięcioleci, to tak będzie też w przyszłości. Kolejnym argumentem na ocieplenie jest działalność człowieka i związana z tym emisja jednego z wielu gazów cieplarnianych – dwutlenku węgla.

Obecne fluktuacje klimatyczne i anomalie pogodowe znajdują potwierdzenie w badaniach matematyków i astrofizyków dotyczących aktywności Słońca; poprzedzają one wielkie minimum aktywności Słońca przewidywane w latach 2020–2055, co będzie się wiązało z oziębieniem porównywalnym z tym występującym w czasie minimum Maundera w latach 1645–1715. W następnych stuleciach badacze przewidują kolejne ocieplenia i oziębienia związane z aktywnością Słońca.

W wielu modelach matematycznych, przewidujących ocieplenie klimatu, zmiany zasięgów drzew oraz przesuwanie się gatunków ciepłolubnych na północ i wschód Polski, zawarte jest błędne założenie, że wzrostowi temperatury nie będzie towarzyszyło zmniejszenie ilości dostępnej dla roślin wody. W tak nietrafnie skonstruowanych modelach przewiduje się, że gatunki ciepłolubne – o dużych lub znacznych wymaganiach wilgotnościowych, powiększą w Polsce swój areał występowania.

Można jednak z dużym prawdopodobieństwem przypuszczać, że takie zjawisko nie będzie miało miejsca z powodu położenia Polski w klimacie przejściowym, pomiędzy klimatem morskim i kontynentalnym. Ocieplenie klimatu doprowadziłoby bowiem, w strefie oddziaływania klimatu kontynentalnego i napływu mas powietrza ze wschodu, do występowania okresów susz, niedoboru opadów oraz obniżenia wilgotności na szerszą skalę niż obecnie. W warunkach ocieplenia klimatu minima opadowe w klimacie przejściowym osiągałyby mniejsze wartości, a wyższe temperatury zwiększałyby jeszcze parowanie wody, a wtedy okresowe deficyty wody byłyby większe niż obecnie.

Ustalanie składów gatunkowych upraw leśnych wymaga rzetelnej wiedzy naukowej i nie może opierać się na niesprawdzonych hipotezach. Jak więc w takim razie komponować składy gatunkowe upraw leśnych wiedząc, że są one projektowane na dziesięciolecia, a nawet na sto kilkadziesiąt lat? Właściwy dobór gatunków jednocześnie decyduje o stabilności drzewostanów, a w przypadku złego wyboru, niedostosowanego do wymagań przyrodniczych drzew, doprowadzi się do klęsk w lasach, a nawet do zagrożenia bezpieczeństwa ekologicznego Państwa.

Do niedawna w Polsce obowiązywała teoria tzw. naturalnych zasięgów występowania drzew, przypisywana Władysławowi Szaferowi. Sztywno, liniami określono zasięgi drzew, a osobniki tego samego gatunku poza zasięgiem nazywano często gatunkami obcymi. Geograficzne zasięgi drzew leśnicy wprowadzili, jako tzw. naturalne zasięgi drzew, do „Zasad hodowli lasu”. W ostatnich latach w Instytucie Badawczym Leśnictwa opracowano dla terytorium Polski zasięgi potencjalne: sosny zwyczajnej, świerka pospolitego, jodły pospolitej, modrzewia europejskiego, buka zwyczajnego i dębu bezszypułkowego. Zasięgi potencjalne wprowadzono do praktyki leśnej w postaci załącznika do „Zasad hodowli lasu” w roku 2015 (Zarządzenie nr 86 Dyrektora Generalnego LP). Wobec niepewności dotyczących przyszłych zmian klimatycznych zasięgi te powinny stanowić podstawę do ustalania składów gatunkowych upraw na terenach leśnych Polski. Jednocześnie, strefy przynależności w zasięgu potencjalnym powinny decydować o roli tych gatunków w składach gatunkowych upraw.

Na tle tych i innych badań, nawiązujących do aktywności Słońca oraz badań przeciwstawnych, prognozujących globalne ocieplenie związane z działalnością człowieka, komponowanie składów gatunkowych upraw powinno opierać się na podstawowej zasadzie rozproszenia i zmniejszenia ryzyka przyrodniczego i hodowlanego. Jak pokazuje historia rozmieszczenia gatunków drzew na terenie Polski w holocenie, ich zasięgi i udział procentowy w składach gatunkowych drzewostanów zmieniały się w zależności od intensywności zachodzących zmian klimatycznych (patrz analizy pyłkowe, izopole rozmieszczenia pyłku w przeszłości) (Ralska-Jasiewiczowa 2004). Zawsze jednak podstawowym gatunkiem na terenie lasów Polski, była sosna zwyczajna, o najszerszym spektrum ekologicznym tole-

rancji wobec anomalii, fluktuacji i zmian klimatycznych.

ZASIĘGI WYSTĘPOWANIA GATUNKÓW DRZEW W LASACH POLSKI

Do roku 2015, w planowaniu składów gatunkowych uwzględniano tzw. „naturalne” zasięgi występowania lasotwórczych gatunków drzew. Za autora obowiązujących wówczas granic występowania lasotwórczych gatunków drzew w Polsce uznawany jest Władysław Szafer (1977), który w praktyce opracował je na podstawie popularnych atlasów geograficznych autorstwa Raciborskiego (1912). Opracowania te były niedokładne i miały charakter popularny, a nie naukowy. W międzyczasie pojawiło się wiele opracowań różnych autorów przedstawiających odmienne koncepcje zasięgów drzew. Szafer przez dziesięciolecia nie zmienił jednak przyjętych przez siebie granic zasięgów, nie przyjmując do wiadomości jakiegokolwiek krytyki swojej koncepcji w okresie międzywojennym i powojennym do 1970 roku. Jak pisze Zaręba (1994) „autorytet Szafera był tak znaczny, że nawet jego uczniowie w podstawowym naukowym dziele 'Szata roślinna Polski' (1977) nie uwzględnili nowych badań z zakresu rewizji zasięgów drzew”. Współczesna literatura polska na ten temat jest bardzo bogata i dotyczy głównie dyskusji nad zasięgami świerka, jodły i buka. Badania odnoszące się do zasięgów coraz częściej wkraczają w genetyczne zróżnicowanie populacji i bardzo dokładne analizy rozmieszczenia gatunków drzew leśnych na terenie Polski w okresie holocenu, a szczególnie ostatniego okresu – subatlantyckiego.

Kierunek rozwojowi szaty roślinnej w danym środowisku geograficznym nadaje wpływ klimatu, który określa wiele cech siedliska. Większość gatunków roślin zajmuje na Ziemi tylko część obszaru, jaki mogłyby zasiedlić ze względu na swoje wymagania życiowe. Przyczynami niecałkowitego wykorzystania przez rośliny dostępnych zasobów siedliskowych są: ograniczona skuteczność biologicznych możliwości roślin do rozprzestrzeniania się, długi czas tych „wędrówek”, konkurencja innych gatunków oraz działalność człowieka. Granice możliwego do osiągnięcia zasięgu gatunku nie leżą niemal nigdy tam, gdzie nie może on już utrzymać się przy życiu, lecz tam, gdzie (Szmajda 2004):

- wskutek niekorzystnych zmian warunków zewnętrznych zaczyna ten gatunek przegrywać we współzawodnictwie z innymi gatunkami,
- odpowiadające mu nisze ekologiczne zostały wcześniej zajęte,
- rozwój danego gatunku jest ograniczony przez człowieka.

Fundamentalne znaczenie dla całościowego opisu dynamiki kształtowania się areału występowania gatunków drzew leśnych miała i ma działalność człowieka.

Zasięg gatunku oznacza przede wszystkim przestrzenne rozmieszczenie jego nisz ekologicznych lub „zasięg warunków środowiska” tolerowanych przez dany gatunek. Klasycznie pojmowany zasięg (areal, obszar występowania) to obszar, na

którym regularnie występują osobniki danego taksonu (gatunku, rodzaju, rodziny itd.). Linia ograniczająca obszar występowania taksonu to granica zasięgu. Zasięg jest jednak zjawiskiem dynamicznym, a jego granice ulegają zmianom. Przyczyną tego stanu rzeczy są przede wszystkim zmiany klimatu i zjawiska ewolucyjno-genetyczne, wpływające na zakresy tolerancji gatunków. Pozostałe czynniki ekologiczne (w tym oddziaływanie człowieka) modelują zasięgi rzeczywiste w stosunku do potencjalnych. Klimat uznaje się za główny czynnik mający wpływ na granice występowania. Między innymi świadczą o tym zmiany zasięgu gatunków w holocenie, znane nam dzięki analizom rozmieszczenia makroszczątków i pyłków kopalnych. Ponadto, w ciągu ostatnich 100 lat wiele gatunków przesunęło się na wyższe szerokości geograficzne, prawdopodobnie w wyniku ostatniego ocieplenia. Odpowiedź na pytanie, do jakiego stopnia klimat determinuje zasięg występowania drzew, jest ważna z uwagi na wpływ antropogenicznych zmian klimatu na zasoby naturalne. Jednakże inne czynniki, takie jak interakcje biotyczne, czy ograniczenia w dyspersji i ewolucji, także odgrywają rolę w kształtowaniu się granic występowania gatunków.

Zasięg rzeczywisty gatunku rośliny to część dwu- lub trójwymiarowej przestrzeni geograficznej, określonej współrzędnymi geograficznymi obszaru, w którym takson wypełnia możliwie wszystkie dostępne przestrzenie ekologiczne (Szmajda 2004). Zdaniem Szmajdy, typologia tak pojmowanych zasięgów daje obraz statyczny i nie uwzględnia dynamicznej, w sensie geograficznym i ewolucyjnym, natury zasięgu, uwarunkowanej przemianami geofizycznymi i geochemicznymi oraz klimatycznymi i biologicznymi powłoki Ziemi. Mimo pozorowanej precyzji nie jest zatem wystarczająco dokładnym odwzorowaniem dynamiki przebiegu naturalnego zasięgu gatunku, czego konsekwencjami mogą być nietrafne decyzje dotyczące kształtowania struktury szaty leśnej Polski. Niebezpieczeństwo zwiększenia skali takich błędnych decyzji występuje obecnie w Polsce, gdzie funkcjonujący system naturalnych zasięgów drzew leśnych wg Szafera nie uwzględnia rzeczywistej obecności gatunku, jeśli jego występowanie na konkretnym obszarze zostało arbitralnie uznane za nienaturalne (dzieje się tak m.in. w przypadkach modrzewia europejskiego i świerka pospolitego). Dotychczas uznawane „naturalne” zasięgi nie są więc precyzyjnym obrazem ani zasięgów rzeczywistych, ani tym bardziej zasięgów potencjalnych, jeśli dotyczą gatunków niepokrywających całego terytorium Polski. W wypadku sosny zwyczajnej, gdy obszar zasięgu dotyczy praktycznie całego kraju, zasięgi „naturalny”, rzeczywisty i potencjalny są ze sobą tożsame.

Niedoskonałości zasięgu rzeczywistego, a szczególnie obowiązującego obecnie zasięgu naturalnego, w znacznym stopniu eliminuje wprowadzona kategoria zasięgu potencjalnego (Szmajda 2004), która dobrze określa naturalną zależność obszaru występowania rośliny od klimatu jako głównego czynnika kształtującego

granice tego obszaru. Tożsamy z zasięgiem potencjalnym jest potencjalny zasięg naturalny wg. Modrzyńskiego (1999).

Na początku XX wieku dokonano analizy w nowym świetle, kluczowej dla całej koncepcji zasięgów, kategorii zasięgu potencjalnego oraz sformułowano twierdzenia składające się na teorie dotyczące ewolucji zasięgów i optimumów zasięgowych (Szmajda 2004). Wprowadzono rozróżnienie 3 kategorii zasięgów: potencjalnych, optymalnych i rzeczywistych. Do tej pory mówiono tylko o zasięgu naturalnym, którego zakres w wielu punktach nakłada się na trzy wymienione kategorie. Zasięg gatunku zmienia się w czasie, jest zjawiskiem dynamicznym kształtowanym głównie przez klimat i zjawiska ewolucyjno-genetyczne. Różnego rodzaju czynniki ekologiczne, a przez ostatnie tysiąclecia także działalność człowieka, modyfikują zasięgi rzeczywiste w stosunku do potencjalnych. Z tego względu zasięg potencjalny wskazany jest jako podstawa wyróżniania elementów ekogeograficznych i dobre kryterium dla analiz flory.

Zasięg potencjalny gatunku oznacza taki obszar geograficzny, na którym panuje układ warunków klimatycznych (makroklimatycznych) mieszczący się w zakresie tolerancji tego gatunku. Zasięg potencjalny jest uwarunkowany potencjalnym optimum fizjologicznym. Pojmowany jest jako tolerancja zasięgowa, bez ścisłego określania granic (z wyjątkiem badania konkretnych zasięgów rzeczywistych). Szmajda (2004) podkreśla, że zasięg rzeczywisty, uwarunkowany rzeczywistymi optimumami fizjologicznymi i ekologicznymi, może być jedynie chwilową manifestacją zasięgu potencjalnego. Zasięgi potencjalne w konkretnych warunkach edaficznych, mogą być realizowane jako zasięgi optymalne. Zasięg optymalny jest uwarunkowany potencjalnym optimum ekologicznym (gdy na gatunek działa konkurencja ekologiczna). Należy w tym miejscu przywołać sformułowaną przez Czerwińskiego (1993) kategorię zasięgu edaficznego sosny, będącą praktyczną egzemplifikacją zasięgu optymalnego. Zasięg naturalny, w jego obecnym kształcie, może nieść ze sobą zafałszowaną informację o możliwościach kształtowania się obszarów rozsiedlenia gatunków drzew leśnych.

Polska szkoła geograficzno-roślinna powstała na początku XX wieku we Lwowie pod kierunkiem Maryana Raciborskiego i jako pierwsza opracowała, szeroko rozpropagowane, rozmieszczenie i granice drzew oraz ważniejszych krzewów i roślin na ziemiach polskich (Raciborski 1912). To głównie z tych prac korzystał Władysław Szafer opracowując mapę „Zasięgi geograficzne drzew oraz ważniejszych krzewów i krzewinek w Polsce”, zamieszczoną w „Szacie roślinnej Polski” (Szafer i Zarzycki 1977). Z tego opracowania korzystali też autorzy wydanych w 2003 roku „Zasad hodowli lasu”, w których zamieszczono wkładkę z zasięgami drzew, pt. „Naturalne zasięgi występowania lasotwórczych gatunków drzew w Polsce”. Władysław Szafer przedstawił „zasięgi geograficzne” na podstawie dostępnej

wówczas wiedzy, natomiast w „Zasadach hodowli lasu” z 2003 roku, pojawiła się nazwa „zasięgi naturalne”. Nie jest to zgodne z metodologią wyznaczania zasięgów wg W. Szafera i miało podkreślić niepodważalność wykreślonych granic. Część naukowców, przyrodników i leśników przyjęła tzw. „naturalne zasięgi” jako niepodważalny aksjomat. Pojęcie „naturalne zasięgi drzew” zaczęło funkcjonować obiegowo: w nauce, szkolnictwie wyższym i średnim leśnym, publikacjach popularno-naukowych, Internecie i podręcznikach przyrody szkół podstawowych i gimnazjalnych. Wszyscy omawiający zasięgi drzew leśnych powołują się na Władysława Szafera, przedstawiając „zasięgi geograficzne”, nazywają je „zasięgami naturalnymi”. Tak jest do dzisiaj.

O tym, że tzw. „naturalne granice” występowania drzew na terenie Polski mogą być inne, świadczą wyniki prac opublikowane przez European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN) (<http://www.euforgen.org/distribution-maps/>, 2008). Na stronach internetowych Programu EUFORGEN dedykowanego problemom ochrony leśnych zasobów genowych opublikowano opracowane przez międzynarodowy zespół naukowców tzw. „obecne naturalne zasięgi” (*present natural distribution range*) podstawowych gatunków leśnych w Europie, w tym na terenie Polski. W przypadku wielu gatunków drzew leśnych nie są one zgodne z granicami zasięgów, przedstawionych przez Władysława Szafera na terenie Polski. Największe różnice w obszarach „naturalnych zasięgów” występują w przypadku modrzewia europejskiego, jodły pospolitej i buka zwyczajnego.

W ostatnich dziesięcioleciach pojawiło się wiele prac naukowych analizujących inne koncepcje granic zasięgów poszczególnych gatunków drzew niż te, które zostały przedstawione przez Władysława Szafera (Łukaszewicz i in. 2015). Jednocześnie, liczne opracowania przedstawiają występowanie rodzimych (naturalnych) populacji daleko poza zasięgiem powszechnie przyjętym w nauce i praktyce leśnej. Nowe opracowania z dziedziny paleobotaniki przyczyniły się do korekty wielu z przyjętych zasięgów, a badania z zakresu genetyki drzew leśnych jednoznacznie wskazały kierunki koniecznych zmian.

Podstawą „ekologicznego” leśnictwa (zbliżonego do natury) jest zgodność składu gatunkowego z siedliskiem, czyli biocenozy z biotopem. W wielu przypadkach gatunki drzew leśnych rosnące poza dotychczas uznawanymi granicami zasięgu posiadają cechy wzrostowe i żywotność lepszą niż w wyznaczonych granicach zasięgu, a przyjęta statyczność zasięgów nie uwzględnia dynamiki w sensie geograficznym i ewolucyjnym (Szmajda 2004). Weryfikacja granic zasięgów poszczególnych gatunków jest oczekiwana przez leśników i przyrodników. Przyroda nie zna pojęcia stabilności, a granice zasięgów są płynne i cały czas zmieniają się. Plastyczność przestrzenna głównych gatunków lasotwórczych na terenie Polski, ich zakres tolerancji do zmieniających się biotopów (co ukazują prace urzędniowe)

i nieustająca od tysiącleci presja człowieka na lasy pozwalają sądzić, że w wielu przypadkach granice zasięgów powinny być skorygowane.

Na wszystkich etapach prac analizujących obszary występowania rodzimych gatunków drzew stawiano pytanie, czy powszechnie przyjęte „naturalne” granice zasięgów drzew w Polsce wyznaczył człowiek czy przyroda?

Celem pracy wykonanej w Instytucie Badawczym Leśnictwa była weryfikacja powszechnie przyjętych zasięgów występowania głównych lasotwórczych gatunków drzew w Polsce na podstawie nowych badań. Celem praktycznym opracowania było określenie rzeczywistych i potencjalnych zasięgów występowania głównych lasotwórczych gatunków drzew w Polsce (Łukaszewicz i in. 2015).

Badaniami objęto następujące główne gatunki drzew, posiadające granice zasięgów na terenie Polski wg W. Szafera: świerka pospolitego, jodłę pospolitą, modrzewia europejskiego, buka zwyczajnego i dąb bezszypułkowy. Zasięg sosny zwyczajnej, obejmujący wg Władysława Szafera obszar całej Polski oprócz skrawka Bieszczad, przedstawiono na podstawie opracowań wykonanych już wcześniej w IBL i innych jednostkach naukowych.

Zakres badań obejmował (Łukaszewicz i in. 2015):

- badania na założonych powierzchniach badawczych dotyczące parametrów przyrostowych, jakości hodowlanej, odnowień naturalnych i stanu zdrowotnego wybranych drzewostanów i gatunków drzew w granicach zasięgu i poza granicami zasięgu wg W. Szafera (zgodnie z opracowaną metodyką – Łukaszewicz i in. 2015);
- badania genetyczne populacji wybranych gatunków drzew (świerk pospolity, jodła pospolita, modrzew europejski, buk zwyczajny i dąb bezszypułkowy) na podstawie struktury DNA, w celu określenia zróżnicowania genetycznego badanych populacji i ewentualnych kierunków migracji;
- badania genetyczne jodły i buka na podstawie analiz izoenzymatycznych;
- analizę zmian klimatu i mikroklimatu w skali kraju;
- analizę zmian stosunków wodnych w skali kraju;
- analizę zmian glebowych i siedliskowych w skali kraju;
- opracowanie analiz paleobotanicznych, w tym palinologicznych i obecności makroszczątków badanych gatunków w okresie holocenu na terenie Polski;
- określenie możliwości i stopnia naturalnego odnawiania się drzew w granicach i poza granicami zasięgów wg W. Szafera;
- określenie stopnia wpływu człowieka i gospodarki leśnej na rzeczywiste zasięgi drzew na terenie Polski;
- analizę rozmieszczenia obiektów geograficznych noszących nazwy utworzone od słów związanych z nazwami drzew;
- opracowanie rzeczywistych zasięgów występowania: świerka, modrzewia,

jodły, dębu bezszypułkowego i buka na podstawie analiz danych Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP) i Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (WISL);

- określenie stanu zdrowotnego głównych gatunków lasotwórczych na podstawie wyników Monitoringu Lasu (ML);
- opracowanie graficzne zróżnicowania obszarów występowania: świerka, modrzewia, jodły i buka, na podstawie tempa wzrostu na wysokość, stopnia uszkodzenia i defoliacji poprzez analizę danych SILP, WISL i ML;
- weryfikację powszechnie przyjętych tzw. naturalnych zasięgów występowania głównych lasotwórczych gatunków drzew w Polsce wg W. Szafera na podstawie nowych badań i przedstawienie potencjalnych zasięgów występowania gatunków drzew w Polsce.

Geograficzne, naturalne, potencjalne, optymalne, siedliskowe, gospodarcze i rzeczywiste zasięgi gatunków drzew leśnych w Polsce obrazują różne aspekty funkcjonowania leśnictwa i w wielu przypadkach określenie granic poszczególnych typów zasięgów nie jest obiektywnie możliwe. Granica nigdy nie jest sztywną linią, a w większości przypadków jest to strefa przejściowa o znacznej i zmiennej szerokości. Należy pamiętać, że każdy gatunek wykorzystuje w ramach swojego zasięgu występowania odpowiadające mu siedliska i nisze ekologiczne i jest to tzw. zasięg siedliskowy. Od czasów gospodarki żarowo-wypaleniskowej do czasów współczesnych człowiek zmieniał obszary geograficzne występowania gatunków, ograniczając ich powierzchnię, a w skrajnych przypadkach gatunki zostały zagrożone wyginięciem (np. cis pospolity, modrzew europejski). Duża powierzchnia Polski została wylesiona na potrzeby rolnictwa lub zurbanizowana, a wielkie kompleksy leśne praktycznie już nie istnieją. W zmienionym środowisku leśnym nie ma możliwości naturalnej migracji, a lokalne warunki mikroklimatyczne i stosunki wodne są zmienne i zależne od człowieka. W takich warunkach określenie naturalnego zasięgu występowania gatunku nie jest możliwe i zawsze będzie obarczone błędem.

Statycznie ujęte zasięgi geograficzne opracowane przez Władysława Szafera, nazwane później zasięgami naturalnymi (w wersji Szafera) oddają przybliżoną rzeczywistość geograficzną obszarów występowania gatunków drzew sprzed około 100 lat.

Wykorzystywane dotychczas dla potrzeb planowania hodowlanego tzw. „naturalne zasięgi drzew leśnych”, w miarę postępu badań wzbudzają coraz więcej zastrzeżeń, przede wszystkim dlatego, że traktują statycznie przyrodę i nie uwzględniają najnowszych badań, wskazujących na potrzebę dokonania licznych korekt. Warto również podkreślić, że dzisiejsze pojęcie naturalności wzbudza coraz więcej zastrzeżeń (Brzeziecki 2005). Proces dostosowywania się biocenozy do biotopu wskutek postępujących nieprzerwanie zmian warunków siedliskowych jest zjawi-

skiem ciągłym. Wskazuje to na potrzebę dokonywania okresowych rewizji nie tylko „granic naturalnego zasięgu”, ale również podejścia do sposobów wykorzystywania tych granic dla potrzeb planowania hodowlanego. Kurczowe trzymanie się granic zakreślonych w konkretnych warunkach siedliskowych, nawet przy rozpoznaniu historycznych zmian, jakie zachodziły w siedliskach i wpływu człowieka na stan drzewostanów, jest sprzeczne z dążeniem do zwiększenia różnorodności gatunkowej naszych lasów i z zasadą rozpraszania ryzyka hodowlanego.

Cały obszar Polski położony jest w potencjalnym zasięgu występowania: sosny, buka, modrzewia, świerka i dębu bezszypułkowego, przy uwzględnieniu ich wymagań siedliskowych.

Granice dotychczas uznawanych „naturalnych” zasięgów drzew w Polsce wg. W. Szafera nie uwzględniają w wielu przypadkach:

- historycznego występowania danych gatunków na terenie Polski,
- wpływu człowieka na rozmieszczenie obszaru występowania gatunków drzew,
- konkurencyjności poszczególnych gatunków powodujących ich eliminację z niektórych siedlisk,
- badań naukowych z okresu współczesnego, głównie z paleobotaniki, genetyki, hodowli lasu, ekologii, klimatologii, itd.

W skali lokalnej i regionalnej o występowaniu geograficznym poszczególnych gatunków drzew i granicach ich występowania decydującą rolę odgrywają czynniki zakłócające np. pożary, powodzie, huragany, gradacje, zwierzyna, gospodarka człowieka i współczesne zasady ochrony przyrody.

Dotychczas uznawane (tylko w Polsce) zasięgi geograficzne wg W. Szafera (1977) powinny być traktowane jako historyczny etap w „wędrowce” gatunków drzew i rozwoju ludzkiej wiedzy na temat geografii roślin. Na podstawie całościowej wiedzy zgromadzonej w ramach badań (paleobotanika, genetyka, hodowla lasu, ekologia, klimatologia, siedliskoznawstwo leśne, toponimia, itd.), z wykorzystaniem rzeczywistych danych zawartych w największych bazach leśnych (SILP, WISL, ML) opracowano zasięgi potencjalne: sosny zwyczajnej, świerka pospolitego, jodły pospolitej, modrzewia europejskiego, buka zwyczajnego i dębu bezszypułkowego na terytorium Polski (ryc. 1–6). Zasięgi potencjalne poszczególnych gatunków mogą mieć od jednej do trzech stref różniących się warunkami wzrostu:

- 1 strefa – optymalne warunki wzrostu,
- 2 strefa – dobre warunki wzrostu,
- 3 strefa – wystarczające warunki wzrostu.

Wobec niemożliwości określenia obszarów i granic zasięgów naturalnych w Polsce, przedstawione zasięgi potencjalne powinny stanowić podstawę ochrony przyrody w ekosystemach leśnych i zgodnej z naturą gospodarki leśnej.



Rycina 1. Zasięg potencjalny sosny zwyczajnej



Rycina 2. Strefy zasięgu potencjalnego dębu bezszypułkowego

Zasięg potencjalny **sosny zwyczajnej** obejmuje całą Polskę (ryc. 1). Na obszarze wyłączanym do tej pory z jej zasięgu, sosna występuje w ok. 6 tys. drzewostanów o łącznej powierzchni ok. 60 tys. ha (SILP 2012). Sosna jest gatunkiem o bardzo szerokim spektrum ekologicznym i, jak pokazuje holocenińska historia obszaru Polski, od tysięcy lat jest podstawowym gatunkiem lasotwórczym, odpornym na wszelkie fluktuacje klimatyczne. W warunkach niepewności zmian klimatycznych powinna pozostać podstawowym gatunkiem tworzącym „szkielet” lasów Polski. Przez tysiąclecia, po katastrofach związanych z czynnikami abiotycznymi i bio-

tycznymi, nawet na żyznych siedliskach leśnych, sosna jako gatunek pionierski, przywracała ekosystem leśny i przyspieszała powrót innych gatunków.

Zasięg potencjalny **dębu bezszypułkowego** obejmuje całą Polskę (ryc. 2). Zasięg ten można podzielić na dwie strefy. Pierwsza strefa obejmuje dotychczasowy obszar zasięgu geograficznego wytyczonego przez Władysława Szafera i jest strefą o optymalnych warunkach wzrostu tego gatunku z uwzględnieniem uwarunkowań siedliskowych. Druga strefa obejmuje północno-wschodnią część Polski i stanowi obszar ekspansji dębu bezszypułkowego na północ i strefę intensywnego mieszania się z dębem szypułkowym. Mieszanie tych gatunków stanowią ważny element naturalnego doboru w warunkach fluktuacji klimatycznych i wędrówki obu gatunków dębów na północ Europy.



Rycina 3. Strefy zasięgu potencjalnego buka zwyczajnego



Rycina 4. Strefy zasięgu potencjalnego jodły pospolitej

Potencjalny zasięg **buka zwyczajnego** obejmuje całą Polskę (ryc. 3). Strefa 3. zasięgu potencjalnego buka obejmuje obszary o średniej liczbie dni bardzo mroźnych powyżej 3 i liczbie dni z przymrozkami powyżej 110. W okolicach Olsztyna niekorzystne warunki termiczne kompensowane są przez większe opady. Strefa 2. w środkowej Polsce obejmuje tereny o niskich opadach, szczególnie w zimnej porze roku. Dodatkowe kryteria wyróżniania stref zasięgu potencjalnego buka zwyczajnego związane są z obecnym jego występowaniem na terytorium Polski (tab. 1).

Tabela 1. Dodatkowe kryteria wyróżniania stref zasięgu potencjalnego buka zwyczajnego związane z obecnym jego występowaniem

Strefa	Tempo wzrostu wysokości	Odnowienie naturalne	Obecne występowanie
1. Optymalne warunki wzrostu	wysokie	intensywne	zwarte
2. Dobre warunki wzrostu	niskie	liczne lub rzadkie	rozproszone
3. Wystarczające warunki wzrostu	—	rzadkie lub brak	pojedyncze

Zasięg potencjalny **jodły pospolitej** obejmuje całą Polskę z wyjątkiem szerokiego na ok. 70-80 km pasa rozciągającego się pomiędzy Białymstokiem a Suwałkami (ryc. 4). Warunki termiczne panujące na tym obszarze (liczba dni bardzo mroźnych ≥ 4 i liczba dni z przymrozkami powyżej 120) są dla tego gatunku niekorzystne.

Północną granicę strefy 1. w jej środkowym przebiegu wyznacza izohieta roczna 550 mm. Od okolic Wrocławia do zachodniej granicy Polski granica ta przebiega zgodnie z izolinią opadów w ciepłej porze roku 350 mm. Na wschodzie strefa 1. ograniczana jest warunkami termicznymi (średnią temperaturą zimy poniżej -2°C , liczbą dni z przymrozkami powyżej 110, liczbą dni bardzo mroźnych powyżej 3) kompensowanymi nieco przez lokalnie wyższe opady. Strefa 2. na południu obejmuje obszary z rozproszonym występowaniem drzewostanów jodłowych. Granicę strefy 2. na północy Polski wyznacza izohieta roczna 550 m. Na wschodzie strefa ta ograniczona jest przez warunki termiczne (średnią temperaturą roczną poniżej 7°C , liczbą dni z przymrozkami powyżej 110 i liczbą dni bardzo mroźnych ≥ 3). Przebieg północnowschodniej granicy jest zgodny z zasięgiem występowania jodły wg. Gostyńskiej-Jakuszeńskiej (1972).

Tabela 2. Dodatkowe kryteria wyróżniania stref zasięgu potencjalnego jodły pospolitej

Strefa	Tempo wzrostu wysokości	Odnowienie naturalne	Obecne występowanie
1. Optymalne warunki wzrostu	–	intensywne	zwarte
2. Dobre warunki wzrostu	wysokie lub średnie	rzadkie lub brak	rozproszone i pojedyncze
3. Wystarczające warunki wzrostu	–	brak	pojedyncze

Zasięg potencjalny **modrzewia europejskiego** obejmuje całą Polskę (ryc. 5). Regionalne i lokalne zróżnicowanie w tempie wzrostu, nasileniu uszkodzeń i defoliacji jest niewielkie, przez co nie daje podstaw do wyznaczenia stref w zasięgu – cała Polska leży w jednej, pierwszej strefie, o optymalnych warunkach wzrostu tego gatunku. Brak odnowienia naturalnego nie jest warunkowany niedostosowaniem tego gatunku do warunków siedliskowych w Polsce, lecz sposobem prowadzenia gospodarki leśnej i specyficznymi wymaganiami modrzewia.

Zasięg potencjalny **świerka pospolitego** obejmuje całą Polskę (ryc. 6) i składa się z dwóch stref (1. i 2.) o optymalnych i dobrych warunkach wzrostu tego gatunku. Północna część strefy 1. obejmuje obszary o średniej temperaturze wiosny poniżej 7,5°C i średniej temperaturze lata poniżej 18°C. Granica południowej części strefy 1 jest zbieżna z izohietą roczną 550 mm (na północ od Wrocławia obejmuje również obszary o nieco niższych opadach, ale z liczbą dni z przymrozkami powyżej 100).

Tabela 3. Dodatkowe kryteria wyróżniania stref zasięgu potencjalnego świerka pospolitego

Strefa	Tempo wzrostu wysokości	Odnowienie naturalne	Obecne występowanie
1. Optymalne warunki wzrostu	wysokie i średnie	intensywne	zwarte
2. Dobre warunki wzrostu	średnie i niskie	rzadkie lub brak	rozproszone

Przyjęta weryfikacja zasięgów występowania: sosny zwyczajnej, świerka pospolitego, modrzewia europejskiego, jodły pospolitej, dębu bezszypułkowego i buka zwyczajnego, jest wskazana ze względu na konieczność przestrzegania zasady rozproszenia ryzyka przyrodniczego (hodowlanego) na możliwie wiele gatunków drzew, oczywiście pod warunkiem zgodności ich wymagań ekologicznych z warunkami siedliska. Zasada ta wynika z niepewności zmian warunków siedliskowych (m. in. klimatu, składu chemicznego powietrza, stosunków wodnych), które

powodują poważne przesunięcia w sile konkurencyjnej poszczególnych gatunków, a w konsekwencji - nawet ich eliminację z niektórych siedlisk.

KOMPONOWANIE SKŁADÓW GATUNKOWYCH UPRAW I PROWADZENIE SKŁADÓW GATUNKOWYCH DRZEWOSTANÓW

Zajączkowski (2001) napisał „... coraz silniejszy staje się nacisk międzynarodowych i krajowych gremiów opiniotwórczych na przyjęcie tezy o *niespotykanych wahaniach klimatu, niesłychanym natężeniu zjawisk atmosferycznych*, bądź też o *niespotykanej szybkości zmian klimatycznych*. W tę kampanię z dużą ochotą i godnym lepszej sprawy rozmachem włączyły się media. Formułowane są postulaty zmian szaty roślinnej lasów oraz metod ich zagospodarowania, ochrony i użytkowania. Zmian wiążących się z jednej strony ze znaczącym wzrostem nakładów finansowych na hodowlę i ochronę ekosystemów leśnych, z drugiej zaś, charakteryzujących się wysoce niepewnym efektem przyrodniczym zainwestowania tych środków w postulowany sposób. Przyjęcie racjonalnego stanowiska wobec wspomnianych wyżej postulatów nie jest zatem możliwe bez znajomości dynamiki naturalnego rozwoju lasów powiązanej z przebiegiem zjawisk klimatycznych w możliwie dużym horyzoncie czasowym...”.

Postulowane radykalne zmiany zasad dotychczas przyjętych w planowaniu składów gatunkowych upraw w warunkach zmian klimatu generują szereg pytań. Czy wzrost żyzności siedlisk obserwowany w kolejnych cyklach urzędzeniowych i prognozowane ocieplenie klimatu dają podstawy przeprowadzenia znaczących zmian gatunkowych? Czy poziom i trwałość wielofunkcyjności tak powstałych drzewostanów będą większe? Są to pytania wymagające wielowątkowych przemyśleń. Należy ostrożnie podchodzić do istotnych zmian składów gatunkowych drzewostanów, mając na uwadze efekt przeprowadzonych działań w perspektywie ponad stuletniej i pamiętając, że nie tylko średnie, a głównie ekstrema wszystkich czynników (owady, grzyby, opady, temperatura, wiatr, śnieg, itp.) będą decydowały o występowaniu, zdrowotności i jakości hodowlanej drzewostanów tworzonych przez wprowadzone gatunki.

W ostatnich dziesięcioleciach powstało szereg artykułów naukowych dotyczących wpływu globalnego ocieplenia na zmiany składu gatunkowego drzewostanów, ustępowaniu jednych gatunków i ekspansji innych. Przykładem jest artykuł Dyderskiego i in. (2017). Celem autorów było oszacowanie ilościowe zmian prognozowanych zasięgów i poziomu zagrożenia w latach 2061–2080 dla 12 europejskich gatunków drzew leśnych w trzech scenariuszach zmian klimatu. Połączyli oni dane dotyczące rozmieszczenia drzew z Global Biodiversity Information Facility, EUFORGEN i inwentaryzacji lasów, a także opracowali modele rozmieszczenia

gatunków przy użyciu programu MaxEnt uwzględniającego 19 zmiennych bioklimatycznych. Modele zostały opracowane dla trzech scenariuszy zmian klimatu - optymistycznego (RCP2.6), umiarkowanego (RCP4.5) i pesymistycznego (RCP8.5) w okresie 2061–2080. Podsumowując wyniki analiz autorzy przedstawiają różne reakcje gatunków drzew na przewidywane zmiany klimatu. Gatunki podzielono we wnioskach na trzy grupy: „zwycięzcy” – gatunki z późnych sukcesji: *Abies alba*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* i *Quercus petraea*; „przegrani” – głównie pionierskie gatunki: *Betula pendula*, *Larix decidua*, *Picea abies* i *Pinus sylvestris*; oraz gatunki obce – *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra* i *Robinia pseudoacacia*, które uznali za „zwycięzców”. Zakładając ograniczoną migrację, większość badanych gatunków spotkałaby znaczący spadek odpowiedniego obszaru siedliskowego. Poziom zagrożenia był najwyższy dla gatunków, które obecnie mają najbardziej wysunięte na północ centra dystrybucji. Według badaczy ekologiczne konsekwencje prognozowanego ustępowania zasięgów gatunków przegranych byłyby poważne zarówno dla gospodarki leśnej, jak i dla ochrony przyrody. Artykuł odbił się szerokim echem w mediach, a prasa donosiła „Z powodu zmian klimatycznych z polskich lasów mogą zniknąć gatunki drzew, które dzisiaj zajmują ok. 75% ich powierzchni. Wraz z nimi setki gatunków innych roślin, grzybów i zwierząt. To wszystko wydarzy się w ciągu życia dzisiejszych 30–40-latków” (Polityka 37/2019).

Z drugiej strony obecne są też w prasie naukowej artykuły przewidujące nadchodzące oziębienie spowodowane zmianami pola magnetycznego i natężenia promieniowania słonecznego. Przykładem jest praca Zharkovej i in. (2019) pt. „Oscylacje linii bazowej słonecznego pola magnetycznego i natężenia promieniowania słonecznego w tysiącletniej skali czasowej”. Z badań wynika, że niedawno odkryte długoterminowe oscylacje pola magnetycznego tła słonecznego związane z podwójnymi falami dynamo generowanymi w wewnętrznych i zewnętrznych warstwach Słońca wskazują, że aktywność Słońca zmierza w ciągu następnych trzech dekad (2020–2055) do nowoczesnego wielkiego minimum. Autorzy obliczyli podwójną krzywą podsumowującą zmiany pola magnetycznego o sto tysięcy lat wstecz, co pozwoliło potwierdzić silne oscylacje aktywności słonecznej w regularnych (11 lat) i ostatnio odkrytych wielkich (350–400 lat) cyklach słonecznych. Stwierdzono, że ostatnie minimum oscylacji linii podstawowej pokrywa się z wielkim minimum słonecznym (minimum Maundera), które miało miejsce przed rozpoczęciem obecnego cyklu super-wielkiego. Od tego czasu wartość początkowa powoli zaczęła rosnąć w kierunku maksimum w roku 2600, a następnie jego zmniejszenie i minimum około 3700 roku. Te oscylacje wyjściowego słonecznego pola magnetycznego są związane z długotrwałą bezwładnością słonecznego ruchu wokół barycentrum układu słonecznego i są ściśle związane ze wzrostem natężenia promieniowania

słonecznego i temperatury ziemskiej w ciągu ostatnich dwóch stuleci. Wynikowa krzywa podsumowująca ujawniła niezwykle podobieństwo do plam słonecznych i aktywności naziemnej zgłoszonych w minionych tysiącleciach, w tym znaczących wielkich minimów Słońca: minimum Maundera (1645–1715), minimum Wilka (1200), minimum Oorta (1010–1050), minimum Homera (800–900 p.n.e.) w połączeniu z wielkimi maksimami słonecznymi: średniowieczny okres ocieplenia (900–1200), rzymski okres ocieplenia (400–10 p.n.e.) itd. Autorzy przewidują m.in., że znaczne spadki temperatury wystąpią podczas dwóch minimów w latach 2020–2055 i 2370–2415, których wielkości nie można jeszcze przewidzieć i wymagają dalszych badań.

Znane są też prace Boryczki (2018), geografa fizycznego, klimatologa, pracownika Zakładu Klimatologii Wydziału Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego, był on autorem lub współautorem około 220 publikacji naukowych, głównie z zakresu zmian klimatu i ich przyczyn, m.in. czterech wydań książki „Zmiany klimatu Ziemi” oraz 44. tomów „Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce”. W ostatnim 40. tomie „Atlasu...” pt. „Anomalie klimatu w Europie w ostatnim tysiącleciu (X–XXI)” przedstawił ekstrema wiekowe temperatury powietrza i rocznych przyrostów (słojów) drzew rosnących w Europie oraz rekonstrukcje i nowe prognozy zmian temperatury powietrza w Polsce w tysiącleciu 1500–2500 za pomocą metody sinusoid regresji. W obszernej pracy zwrócono szczególną uwagę na naturalne przyczyny fluktuacji i okresowych zmian klimatu w holocenie (w przeszłości, obecnie i w przyszłości) związane z aktywnością słońca, okresowymi zmianami parametrów orbity ziemi itp., oraz z działalnością antropogeniczną.

Wszystkie scenariusze zmian klimatu na Ziemi są tylko hipotezami, a leśnik opiekuje się lasem przez cały okres jego wzrostu, od uprawy do drzewostanu dojrzałego. Skład gatunkowy upraw w wielu przypadkach różni się znacząco od składu gatunkowego drzewostanów w wieku rębności. Jak często tak bywa, czy tak być powinno i jakimi zasadami powinna kierować się hodowla lasu w komponowaniu składów gatunkowych upraw i w dalszym prowadzeniu drzewostanów?

Wiele rezerwatów przyrody utworzonych w celu ochrony konkretnych drzewostanów i gatunków drzew uległo i ulega naturalnej przebudowie głównie w wyniku konkurencji międzygatunkowej i sukcesji wtórnej. Przedmiot ochrony zapisany w planach ochrony rezerwatów przestaje istnieć. Tak jest m.in. w rezerwach modrzewiowych objętych ochroną ścisłą. Modrzew wprowadzony w większości przypadków sadzeniem lub odnowiony naturalnie najczęściej w wyniku pożaru, nie ma szans naturalnego odnowienia w warunkach ochrony ścisłej. Następuje naturalna przebudowa drzewostanów modrzewiowych na drzewostany z dominującym udziałem gatunków takich jak: buk, grab, świerk, lipa, klon itp. Klęski związane

z czynnikami abiotycznymi (wiatr, śnieg) i biotycznymi (owady) przebudowują skład gatunkowy świerkowego regla dolnego w Tatrzańskim Parku Narodowym. Puszcza Jodłowa opiewana przez Żeromskiego, na stokach Łysej Góry, w pobliżu Świętego Krzyża, w Górach Świętokrzyskich, w szybkim tempie z boru jodłowo-bukowego staje się lasem bukowym. Puszcza Białowieska na obszarach ochrony ścisłej w stosunkowo krótkich przedziałach czasowych przebudowuje się naturalnie w kierunku uproszczenia struktur drzewostanowych, eliminacji bogactwa gatunkowego drzew i zmniejszenia różnorodności siedlisk przyrodniczych. Naturalna zmiana składów gatunkowych drzewostanów jest stałym elementem procesów przemiany obecnym w ekosystemach leśnych. Stadium klimaksu jest wyidealizowanym i w warunkach naturalnych rzadko spotykanym szczeblem rozwoju lasu. Tylko racjonalna, oparta na ekosystemowej hodowli lasu gospodarka leśna potrafi zapewnić optymalny skład gatunkowy zwiększając trwałość, względną stabilność i wielofunkcyjność lasu.

Należy również pamiętać, że ponad 30% lasów Polski, w pierwszym pokoleniu, założonych jest na gruntach porolnych i kolejne ponad 30%, to lasy w drugim i trzecim pokoleniu powstałe w wyniku zalesień. Wiele drzewostanów zostało zniekształconych w wyniku rabunkowej gospodarki w okresach I i II wojen światowych. Zalesienia wykonywane były często przy niedostatecznym rozeznaniu warunków siedliskowych i potencjalnej dynamiki zmian ekosystemów leśnych. Lokalne uwarunkowania własnościowe lasów i ich użytkowanie w ciągu ostatnich kilku stuleci zostawiły trudny do zatarcia ślad, widoczny w trwałości i stabilności poszczególnych obiektów leśnych. Na to wszystko nakładają się ciągle obecne zmiany w drzewostanach związane z klęskami wywołanymi czynnikami abiotycznymi i biotycznymi, często wielkopowierzchniowymi. Zanieczyszczenia przemysłowe, błędy w gospodarce wodnej, rozdrobnienie kompleksów leśnych, urbanizacja i inne antropogeniczne czynniki uzupełniają obraz zmian w ekosystemach leśnych Polski.

Powszechne są jednak przypadki dobrej kondycji drzewostanów, nawet jeżeli ich składy gatunkowe nie są zgodne z siedliskiem (np. przejściowe drzewostany brzożowe, osikowe lub sosnowe na żyznych gruntach), warto w takich okolicznościach zaczekać z planowaną przebudową do optymalnego wieku rębności tych gatunków. W warunkach naturalnych, takie drzewostany są normą po zdarzeniach klęskowych.

Hodowla lasu dysponuje też cięciami pielęgnacyjnymi, umożliwiającymi wykonywanie znacznych zmian w składach gatunkowych drzewostanów w kolejnych cyklach planów urzędzenia lasu. Tak wykonywana przebudowa drzewostanów nie wiąże się z gwałtownymi zmianami w ekosystemach leśnych i powinna być w miarę możliwości podstawową metodą regulacji składu gatunkowego w lasach gospodarczych.

Od kilku dziesięcioleci w planach urządzenia lasu nadleśnictw Lasów Państwowych obserwuje się zwiększanie się powierzchniowego arealu siedlisk żyzniejszych kosztem siedlisk uboższych. Przyczyn takiej kwalifikacji siedlisk przez urządzenie lasu można poszukiwać głównie w obserwowanych procesach wzrostu żyzności wierzchnich warstw gleby, a w ślad za tym w zmianach roślinności wyrażonej we wzroście różnorodności gatunków roślin. Warto zastanowić się, czy jest to słuszne postępowanie w dłuższej perspektywie czasowej, w skali życia drzewostanów. Na stan siedliska wpływa wiele elementów. Żyzność gleby jest ważnym, lecz nie jedynym elementem decydującym o jakości siedliska.

Siedlisko definiuje się jako zespół czynników klimatyczno-glebowych (abiotycznych), które panują w określonym miejscu. Czynniki te warunkują występowanie określonych typów zbiorowisk roślinnych i powiązanych z nimi zgrupowań zwierzęcych. Na potrzeby ekosystemów leśnych i prowadzonej w nich gospodarki leśnej opracowano typy siedliskowe lasu. W poszczególnych typach siedliskowych lasu w rozbiciu na krainy przyrodniczo-leśne proponuje się wybrane typy drzewostanu. Tak więc właściwa diagnoza typów siedliskowych lasu warunkuje dobór głównych gatunków drzew w danych warunkach siedliskowych. Typowanie siedlisk opiera się zasadniczo na sześciu kryteriach:

- budowa geologiczna podłoża gleby,
- skład mechaniczny gleby,
- położenie obiektu w obrębie krainy przyrodniczo-leśnej (8 krain),
- typ gleby,
- postać próchnicy,
- poziom wody gruntowej.

Kryteria przedstawiono w kolejności zwiększającej się możliwości ich szybkiej przemiany w czasie. Budowa geologiczna podłoża i skład mechaniczny gleby pozostają niezienne przez tysiące lat. Przebieg krain przyrodniczo-leśnych człowiek może zmienić przyjmując inne kryteria ich klasyfikacji. Typ gleby zazwyczaj nie ulega znacznej zmianie w ciągu życia drzewostanu, lecz w ciągu setek, tysięcy lat. Postać próchnicy może zmienić się w wyniku opadu ściółki w ciągu kilku dekad (np. drzewostany bukowe, świerkowe), a zmiany poziomu wód gruntowych na obszarze zurbanizowanej Polski w warunkach fluktuacji klimatycznych to proces bardzo krótki.

Warto zastanowić się dlaczego typy siedliskowe lasu, w kolejnych cyklach planów urządzenia lasu, ulegają znacznemu podwyższaniu w krótkich przedziałach czasowych. Dane na ten temat z wielu nadleśnictw są alarmujące. Są takie przypadki, że w kolejnych kilku planach urządzenia lasu, w tych samych wydzieleniach drzewostanowych, typy siedliskowe lasu są podniesione nawet o dwie jednostki. Czy to jest racjonalne i jak będzie oddziaływać na stabilność i produktywność tak powstałych drzewostanów?

Przyczyny podwyższania klasyfikacji typów siedliskowych lasu są różnorodne. W wielu przypadkach wynika to z błędnych, zaniżonych ocen w poprzednich cyklach urzędzeniowych. Błędna ocena na gruntach porolnych wynikała z niemożności precyzyjnego określenia ze względu na zróżnicowaną gospodarkę rolną i jej wpływ na zmiany zachodzące w glebach. Okres użytkowania gleb był różny i wynosił od kilku lat do kilku stuleci. Forma użytkowania też była różna, od pastwisk do intensywnego użytkowania rolnego. Zalesiane powierzchnie, przekształcone przez rolnictwo, zajmowały małe enklawy śródleśne lub obszary obejmujące dziesiątki lub tysiące kilometrów kwadratowych. Wprowadzane gatunki leśne w różnym stopniu i w różnych przedziałach czasowych wpływały na powrót środowiska leśnego. Czasami wpływ użytkowania rolnego widoczny jest w zmniejszonej stabilności drzewostanów nawet w trzecim pokoleniu po zalesieniu, po kilkuset latach. Przykładów z historii dużych zalesień jest dużo. Na przykład po wojnie francusko-pruskiej (1870–1871) rząd pruski część funduszy z odszkodowań otrzymanych od Francji przeznaczył na zalesienie nieużytków i gruntów porolnych.

Przez wieki, zwłaszcza w biednych regionach Polski intensywnie użytkowano ściółkę leśną, zbierano chrust na opał, powszechne było pozyskiwanie pniaków, karczowanie (produkcja potażu, terpentyny, smoły, węgla drzewnego itp.), wypas krów i świń itp. Te działania zubożały siedliska leśne.

Znaczący wpływ na obniżenie żyzności siedlisk miały niekontrolowane pożary leśne. W latach susz płonęły tysiące hektarów lasu. Tylko w ten sposób modrzew europejski mógł odnawiać się naturalnie na większą skalę. Od kilku dziesięcioleci infrastruktura przeciwpożarowa w znacznej większości przypadków przeciwdziała obniżaniu żyzności siedlisk w wyniku pożaru, np. w takich warunkach coraz rzadsze są bory chrobotkowe.

W Lasach Państwowych w drugiej połowie XX wieku wprowadzano na dużą skalę podszyty i podsadzenia produkcyjne na siedliskach borowych. To wszystko w krótkim czasie wpływało na zwiększenie opadu ściółki i zwiększenie żyzności siedlisk.

Wymienione wyżej czynniki i przyjęta w pracach urzędzeniowych teoria potencjalnej produktywności siedliska przyczyniły się do forsowania projektowanych składów gatunkowych, mających maksymalnie wykorzystywać możliwości przyrodnicze siedlisk. Zwłaszcza na siedliskach borowych przewiduje się typy drzewostanów z gatunkami głównymi o coraz węższym spektrum ekologicznym w stosunku do wymagań siedliskowych. Jest to niebezpieczne w długiej perspektywie czasowej dla stabilności, zdrowotności i produktywności drzewostanów. Polska jest położona w strefie przejściowej pomiędzy klimatem kontynentalnym i oceanicznym. Dla tej strefy charakterystyczne są znaczne fluktuacje klimatu. Występują ekstrema temperaturowe i wilgotnościowe w skali sezonu wegetacyjnego,

dziesięcioleci i stuleci. Te anomalie, będące normą w warunkach Polski, korygują i upraszczają bogactwo gatunków w ramach projektowanych typów drzewostanów. Koncepcja produktywności siedliska nie zawsze uwzględnia fluktuacje temperaturowe i wilgotnościowe w długich przedziałach czasowych. Im słabsze siedlisko tym zdrowotność, a w ślad za nią stabilność i produktywność drzewostanów z dużym udziałem gatunków o wąskich spektrach ekologicznych maleje. Jest to szczególnie widoczne w drzewostanach sosnowych na siedliskach BMśw i LMśw, które zostały lub są przebudowane na drzewostany z dużym udziałem dębu lub innych gatunków liściastych. Z siedliska LMśw sosna zwyczajna jest rugowana, mimo że w określonych warunkach wahań poziomów wód gruntowych i długookresowej zmienności opadów atmosferycznych powinna pozostać podstawowym gatunkiem zapewniającym stabilność drzewostanów.

Jeszcze do niedawna obowiązywały w leśnictwie polskim tzw. naturalne zasięgi występowania gatunków drzew leśnych, opracowane przez prof. Władysława Szafera. Gatunki drzew leśnych rosnące poza wytyczonymi granicami zasięgów traktowane są przez Ustawę o ochronie przyrody z 2003 roku jako gatunki obce. Konsekwencją takiego rozumowania były żądania przebudowy drzewostanów, rugujące rodzime gatunki występujące poza zasięgami wg Szafera. Postęp wiedzy przyrodniczej i kompleksowe badania interdyscyplinarne, oparte między innymi na wynikach prowadzonych badań paleobotanicznych, w tym szczególnie palinologicznych, wykazały, że rodzime główne gatunki lasotwórcze, od czasów ostatniego zlodowacenia, zawsze z różnym nasileniem występowały na terenie całej Polski. W Instytucie Badawczym Leśnictwa na podstawie całościowej wiedzy zgromadzonej w ramach interdyscyplinarnych badań (paleobotanika, genetyka, hodowla lasu, ekologia, klimatologia, siedliskoznawstwo leśne, toponimia, itd.), z wykorzystaniem danych zawartych w największych bazach leśnych (SILP, WISL, ML) opracowano zasięgi potencjalne: sosny zwyczajnej, świerka pospolitego, jodły pospolitej, modrzewia europejskiego, buka zwyczajnego i dębu bezszypułkowego na terytorium Polski (Łukaszewicz i in. 2015). Opracowane zasięgi potencjalne zostały zarządzeniem Dyrektora Generalnego nr 86 wprowadzone do „Zasad hodowli lasu”. Zasięgi naturalne drzew, które w rzeczywistości prof. Szafer nazywał zasięgami geograficznymi stanowią już historię w ciągłym rozwoju wiedzy na temat geografii roślin. Wszystkie rodzime lasotwórcze gatunki leśne mają potencjalny zasięg występowania na terenie całej Polski.

W lasach Polski lasotwórcze gatunki nierodzone zwane też obcymi występują bardzo rzadko, wręcz sporadycznie. Generalnie należy unikać wprowadzania ich do ekosystemów leśnych na terenie Polski. W kilku przypadkach warto zrobić odstępstwo ze względu na ich rolę pomocniczą w regeneracji lasu po czynnikach kłęskowych pochodzenia antropogenicznego i naturalnego, rolę krajobrazową i znaczenie produkcyjne. Są one także naturalnym rezerwuarem możliwości ograniczenia

strat przyrodniczych, poprzez zwiększenie puli gatunkowej po nieprzewidywalnych fluktuacjach klimatycznych i klęskowych. Podstawowe gatunki nierodzone przydatne w polskim leśnictwie to dąb czerwony i dagleżja zielona.

Dąb czerwony charakteryzuje się szerszym spektrum ekologicznym niż rodzime dęby szypułkowy i bezszypułkowy. Na terenach zdegradowanych przez przemysł i na powierzchniach pokłeskowych doskonale sprawdza się jako przedplon, pierwsze pokolenie lasu, przyspieszając powrót siedliska leśnego. Na powierzchni popożarowej w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie, w trudnych warunkach mikroklimatu, przy znaczących wahaniami wód gruntowych, opadów, przymrozkach, presji zwierzyny, gatunek ten lepiej znosi trudne warunki zdegradowanej powierzchni niż rodzime dęby. Mimo nierodzimości, wskazany jest do czasowej przebudowy zniszczonych drzewostanów na terenach trudnych.

Dagleżja zielona w warunkach naszego kraju posiada cechy wzrostowe i żywotność lepszą niż niektóre gatunki rodzime. Wysoka produkcja masy drzewnej dagleżji wzbudzała duże zainteresowanie leśników europejskich od dawna. Obecnie w lasach gospodarczych Europy Zachodniej, a zwłaszcza Niemiec i Francji, jest traktowana jako ważny element zwiększający różnorodność przyrodniczą oraz doskonały gatunek na tereny klęsk ekologicznych zwłaszcza w rozpadających się drzewostanach świerkowych. Dagleżja może rosnać w szerokim spektrum warunków siedliskowych (zasobność gleby, wysokość n.p.m., stosunki wilgotnościowe, wahania klimatyczne). Gatunek ten pozytywnie wpływa również na estetykę krajobrazu. Dagleżja jako gatunek sprawdzony w praktyce leśnej, powinna być obecna w lasach Polski. Naturalne odnowienia tego gatunku powinny być wykorzystywane w planowanych składach gatunkowych przyszłych drzewostanów. Dagleżja, jak wskazują na to doświadczenia leśników niemieckich, z powodzeniem może być wykorzystywana do przebudowy rozpadających się drzewostanów świerkowych i innych, ze względu na głęboki system korzeniowy i związaną z tym wysoką odporność na wiatr. Zakres wykorzystania dagleżji w planowaniu hodowlanym jest szeroki, jako ważnego czynnika zwiększania stopnia rozproszenia ryzyka gospodarki leśnej związanego z fluktuacją klimatu i na terenach klęsk powstałych w wyniku działania czynników biotycznych i abiotycznych.

Wszystkie dotychczasowe prognozy dotyczące zmian klimatu, nawet w skali globalnej, charakteryzują się wysoką niepewnością. Nie ma uzasadnienia przyjęcie poglądu o bliskiej perspektywie trwałych zmian klimatu Ziemi w kierunku ocieplania czy też ochładzania oraz zmian w układzie innych elementów atmosferycznych. Tym bardziej nie są uzasadnione takie prognozy w odniesieniu do dość ograniczonego obszaru Polski, czy też poszczególnych jej regionów. Wahania klimatu, nawet ich ekstremalne objawy, są w środkowej Europie naturalnym zjawiskiem, które wielokrotnie występowało w holocenijskiej historii tych obszarów.

Ogromna niepewność prognozowania zmian klimatu powoduje, że prognozy te nie mogą być wystarczającym argumentem, by w istotny sposób zmienić planowanie dotyczące składu gatunkowego lasów w Polsce. Skutki ekstremalnego nasilenia działania czynników abiotycznych mogą być łagodzone przede wszystkim przez dostosowanie składu gatunkowego drzewostanów do warunków siedliskowych, w tym szczególnie wodnych. Postulowane w wielu opracowaniach zwiększenie urozmaicenia gatunkowego lasów w Polsce musi uwzględniać naturalne właściwości naszych siedlisk, które w tej szerokości geograficznej należą do najuboższych w Europie. W warunkach niżowych, na siedliskach słabych i umiarkowanych, a nawet na znaczącej części siedlisk żyzniejszych (co uzasadniają np. walory sosny supraskiej, sosny taborskiej) nadal dominującym gatunkiem w Polsce powinna być sosna zwyczajna, która dzięki swej odporności na ekstrema temperaturowe i wodne przy prawidłowej hodowli zapewnia stabilność drzewostanów, wysoką produkcję drewna i walory estetyczno-krajobrazowe. Nie ma uzasadnienia, by w perspektywie całego XXI wieku powierzchniowy udział sosny był mniejszy niż 65% (75,5% w 1945 roku, 58,2% w 2020 roku – Rocznik Statystyczny 2021). Zbyt duża skala i szybkość wprowadzania zmian składu gatunkowego lasów, nieuwzględniające holocenijskiej przeszłości naszych głównych lasotwórczych gatunków drzew, a ukierunkowane na niepewne zmiany klimatyczne, przynieść mogą efekt przeciwny zamierzonemu, tj. drastyczne obniżenie stabilności lasów, czego sygnałem jest obecny stan zdrowotny m.in. jesionu i dębów.

W ostatnim latach, pod naciskiem części środowisk naukowych, część leśników przychyliła się ku opinii, iż należy intensyfikować zmiany składów gatunkowych drzewostanów w Lasach Państwowych. Hodowlana jakość lasów w Polsce oraz aktualna wiedza naukowa i praktyczna dotycząca dynamiki rozwoju ekosystemów leśnych, nie uzasadniają potrzeby prowadzenia takiej wyprzedzającej zmiany składów gatunkowych upraw.

W literaturze światowej i polskiej jest wiele artykułów analizujących sugerowane zmiany w gospodarce leśnej uwarunkowane prognozowanymi zmianami klimatu. Szeroki i kompletny przegląd takich artykułów zamieścił Janusz Szmyt (2020) w pracy pt. „Hodowla lasu wobec zmian klimatycznych – wyzwania, ograniczenia, perspektywa”, która ukazała się w czasopiśmie „Sylwan”. Konkluzją opracowania jest stwierdzenie, że przyszłe zarządzanie gospodarką leśną powinno mieć na celu „utrzymanie trwałości lasu (ekosystemu leśnego) oraz trwałości jego funkcji (środowiskowych, społecznych, ekonomicznych) przy jednoczesnym minimalizowaniu wpływu zmian klimatycznych na dobrostan ludzi i przyrody”.

Główne zadania hodowli lasu w nadchodzących latach to osiągnięcie jeszcze wyższej jakości działań odnowieniowych i pielęgnacyjnych oraz kształtowanie ładu przestrzenno-czasowego, który jest jednym z głównych instrumentów gospo-

darki leśnej ograniczającym rozmiar szkód w lesie powodowanych przez czynniki biotyczne i abiotyczne.

Zbyt pochopne wykorzystanie bardzo niepewnych wyników monitoringu klimatycznego może negatywnie wpłynąć na poziom i trwałość wielofunkcyjności lasu. Dostosowywanie postępowania hodowlanego w lesie (powszechne korygowanie składów gatunkowych upraw i nadmierne przebudowy) do nieznanej klimatycznej przyszłości obszaru Polski, byłoby działaniem pozbawionym naukowych podstaw (Łukaszewicz i Zajączkowski 2016).

PODSUMOWANIE

Zbyt duża skala i szybkość wprowadzania zmian składu gatunkowego lasów, nieuwzględniające holocenijskiej przeszłości naszych głównych lasotwórczych gatunków drzew, a ukierunkowane na niepewne zmiany klimatyczne, przynieść mogą efekt przeciwny zamierzonemu, tj. drastyczne obniżenie stabilności lasów, czego sygnałem jest obecny stan zdrowotny m.in. jesionu i dębów. Takie działanie dostosowywane do nieznanej klimatycznej przyszłości obszaru Polski, byłoby działaniem pozbawionym naukowych podstaw i może negatywnie wpłynąć na poziom i trwałość wielofunkcyjności lasu.

Jeżeli przyjęłoby się hipotezę globalnego ocieplenia, to zasadnym staje się komponowanie składów gatunkowych upraw na obecnych siedliskach, obniżając je o jeden stopień. Jest to uwarunkowane założeniem, że w klimacie przejściowym Polski (klimatu kontynentalnego i morskiego), ekstrema temperaturowe, a zwłaszcza wilgotnościowe (ekstremalne niedobory wody) będą większe niż obecnie, a wtedy gatunki (zwłaszcza liściaste) o wąskich spektrach tolerancji względem maksimów i minimów wodnych i temperaturowych będą chorować i ustępować. Największy zakres tolerancji ekologicznej w tym przypadku ma sosna.

W całej holocenijskiej historii lasów na terenie Polski w okresach ocieplenia klimatu i okresach oziębienia podstawowym gatunkiem lasotwórczym skoro była i jest, to również powinna pozostać sosna zwyczajna. Ma ona najszersze spektrum ekologiczne wobec maksimów i minimów temperaturowych, wilgotnościowych i żyznościowych gleb w porównaniu do innych podstawowych gatunków lasotwórczych na terenie Polski i zdała egzamin w holocenijskich okresach ocieplenia większych niż obecnie.

Podstawowe zasady komponowania składów gatunkowych upraw powinny uwzględniać:

- zasadę rozpraszania i zmniejszania ryzyka hodowlanego i przyrodniczego,
- holocenijską historię ich obecności na terenie Polski,
- potencjalne zasięgi ich występowania,

- wymagania siedliskowe poszczególnych gatunków,
- szerokość optimum ekologicznych wprowadzanych gatunków,
- sosna zwyczajna powinna pozostać podstawowym gatunkiem lasotwórczym na siedliskach borowych.

Na podstawie dzisiejszej wiedzy naukowej o fluktuacjach klimatu i wiedzy praktycznej uwzględniającej wymagania ekologiczne gatunków drzew, komponowanie składów gatunkowych upraw leśnych należy wykonywać zgodnie z „Zasadami hodowli lasu” (2012). Tylko takie działanie zapewni trwałość i stabilność przyszłych ekosystemów leśnych.

Zawarte w „Zasadach hodowli lasu” przykładowe składy gatunkowe upraw i typy drzewostanu (z gatunkami głównymi i domieszkowymi) pozwalają na dopasowanie uwertury możliwych do użycia gatunków w symfonii lokalnych uwarunkowań odnawianych powierzchni. Jak są wątpliwości to należy stosować w praktyce leśnej racjonalną zasadę: „rozproszczenia i zmniejszenia ryzyka przyrodniczego i hodowlanego”, bo *panta rhei*.

Summary

Jan Łukaszewicz

Forest Research Institute, Sękocin Stary
J.Lukaszewicz@ibles.waw.pl

Changes in forest tree species distribution in Poland – composition of new stands

During the Holocene epoch, the climate of today's Poland has changed many times, climatic fluctuations have been the norm, and tree species have adapted their ranges to these changes. Extremely different hypotheses regarding climate change on Earth can be found in the scientific literature. On the one hand, global warming is predicted on an unprecedented scale, and on the other hand, significant cooling of the climate is forecast, associated with lower solar activity. In some scientific papers of recent years, the global warming hypothesis is adopted as an axiom. This hypothesis is often based on the argument that since the climate has been warming up for decades, it will continue so in the future. Another key point is human activity and the associated emissions of carbon dioxide – one of many greenhouse gases.

The current climate fluctuations and weather anomalies are confirmed by studies of solar activity carried out by mathematicians and astrophysicists. They precede the grand minimum of solar activity from 2020 to 2055, which will be associated with cooling similar to that occurred during the Maunder Minimum of 1645-1715. In the following centuries, researchers predict further warming and cooling associated with solar activity.

Many mathematical models that predict global warming, change in tree species distribution and the shift of thermophilic species to the north and east of Poland, wrongly assume that the increase in temperature will also be accompanied by the increase in precipitation. Such incorrectly constructed models estimate, that thermophilic species, with high or significant humidity requirements, will extend their ranges in Poland. However, it can be assumed with high probability that this phenomenon will not occur in Poland due to its location in the transitional climate zone, between the maritime and continental climates. In the continental climate zone, in case of an influx of air from the east, climate warming would lead to periods of drought, precipitation deficits and lower humidity on a larger scale than today. Under global warming conditions, precipitation minima in the transition climate would be lower, and higher temperatures would cause increased water evaporation. Periodic water deficits would be greater than today.

Composition of new stands requires sound scientific knowledge and can't be based on unproven hypotheses. Thus, how stands should be composed knowing that they are designed for many decades and even for more than hundred years ahead? The stability of stands is

determined by appropriate selection of species, while wrong selection, inadequate to natural requirements of trees, will cause the instability of stands, and will lead to natural disasters and even to the threat to the ecological security of the state.

Until recently, the theory of so-called natural ranges of trees, attributed to Professor Władysław Szafer, was commonly applied. Ranges of tree species were defined strictly, divided with lines, and individuals of the same species occurring out of such defined ranges were even treated as alien species. Geographical ranges of tree species have been introduced by foresters to the “Silvicultural practices of the State Forests Holding”. In recent years, based on comprehensive knowledge and interdisciplinary research (paleobotany, genetics, silviculture, ecology, climatology, forest habitat studies, toponymy, etc.), using data from the largest databases (Informational System of the State Forests, National Forest Inventory, forest monitoring database), potential ranges of some forest tree species were recognized and developed at the Forest Research Institute. They include: Scots pine, Norway spruce, silver fir, European larch, common beech and sessile oak. Potential ranges of individual species have been presented for three zones differing in growth conditions, and they have been introduced to forestry practice in 2015. In view of the uncertainty regarding future climate change, these ranges should form the basis for designing tree stand compositions in Poland. At the same time, the share of individual tree species in stand composition should depend on a zone of potential range.

Species composition of stands should be based on the key principle of dispersion and reduction of natural and silvicultural risk, as suggested by these and other studies, referring to solar activity and opposing studies, forecasting global warming related to human activity. As the history of tree species distribution during the Holocene epoch shows, species distribution and their share in stands were changing depending on the intensity of climate change (see: pollen analysis, pollen distribution in the past). However, the basic species forming the skeleton of forests in Poland, has always been Scots pine with the widest ecological tolerance to anomalies, fluctuations and climate change. In the paper, the role and the extent other forest tree species in planned stand compositions will be discussed.

LITERATURA

- AR6 Climate Change. 2021. The Physical Science Basis of Climate Change. IPCC; 3949.
- Boryczka J., Stopa-Boryczka M. 2018. Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce. Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych. Warszawa; ss. 510.
- Brzeziecki B. 2005. Lasy naturalne: wzorzec dla lasów zagospodarowanych? *Las Polski*, 8: 10–12.
- Czerwiński A. 1993. Bory sosnowe i zbiorowiska leśne z udziałem sosny w Polsce. [W:] *Biologia sosny zwyczajnej* (red.) S. Białobok, Sorus, Poznań-Kórnik.
- Duszyński J., Grzywacz A., Jagodziński A. M., Kojs P., Kujawa K., Zabielski R. 2019. Ratujmy las, on chroni nas. *Polityka*, 37(3227): 56–58.
- Dyderski M. K., Paż S., Frelich L. E., Andrzej M. Jagodziński A. M. 2017. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, doi:10.1111/gcb.13925.

- Gostyńska-Jakuszczyńska M. 1972. Atlas rozmieszczenia drzew i krzewów w Polsce. 12. PWN, Warszawa–Poznań.
- Łukaszewicz J., Dobrowolska D., Mionskowski M., Nowakowska J., Olszowska G., Paluch R., Sułkowska M., Tereba A., Wrześniński P., Zajączkowski G., Zajączkowski P. 2015. Weryfikacja istniejących zasięgów występowania głównych lasotwórczych gatunków drzew na podstawie nowych badań. Dokumentacja końcowa, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Łukaszewicz J., Zajączkowski J. 2016. Przebudowa drzewostanów – aspekty przyrodnicze i hodowlane – za i przeciw. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 133: 23–34.
- Modrzyński J. 1999. Potencjalny naturalny zasięg świerka uzasadnia jego hodowlę na Pomorzu Zachodnim. *Sylvan*, 143(7): 63–67.
- Ralska-Jasiewiczowa M., Latałowa M., Wasylińska K., Tobolski K., Madeyska E., Wright Jr. H.E. Turner C., 2004: Late Glacial and Holocene history of Vegetation in Poland based on isopollen maps. [W:] Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Kraków.
- Rocznik Statystyczny Leśnictwa. 2021. Główny Urząd Statystyczny. Warszawa.
- Szafer W., Zarzycki K. (red.) 1977. Szata roślinna Polski. PWN, Warszawa.
- Szmajda P. 2004. Ewolucja zasięgów roślin a optima zasięgowe. [W:] Łatowski K. Teoria i metodyka w biologii ewolucyjnej. *Poznańskie Studia z Filozofii i Humanistyki*, 7(20): 131–155.
- Szmyt J. 2020. Hodowla lasu wobec zmian klimatycznych – wyzwania, ograniczenia, perspektywa. *Sylvan*, 164(11): 881–895. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2020080>.
- Zajączkowski J. 2001. Figle natury, czyli co leśnik wiedzieć powinien o igrazkach klimatu Echa Leśne, 4: 16–17.
- Zaręba R. 1994. Rewizja zasięgu jodły, świerka, jaworu, modrzewia w Krainie IV Mazowiecko-Podlaskiej. *Sylvan*, 138(3): 5–13.
- Zarządzenie nr 86 Dyrektora Generalnego LP z 16 listopada 2015 r. w sprawie korekty Zasad hodowli lasu stanowiących załącznik do Zarządzenia nr 53 Dyrektora Generalnego z dnia 21 listopada 2011 r. DGLP.
- Zasady hodowli lasu. 2012. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych. Warszawa.
- Zharkova V. V., Shepherd S. J., Zharkov S. I., Popova E. 2019. Oscillations of the baseline of solar magnetic field and solar irradiance on a millennial timescale. *Scientific Reports*, 9, 9197. www.nature.com/scientificreports/ (artykuł wycofany w 2020).

Bogdan Brzeziecki

Instytut Nauk Leśnych SGGW
bogdan_brzeziecki@sggw.edu.pl

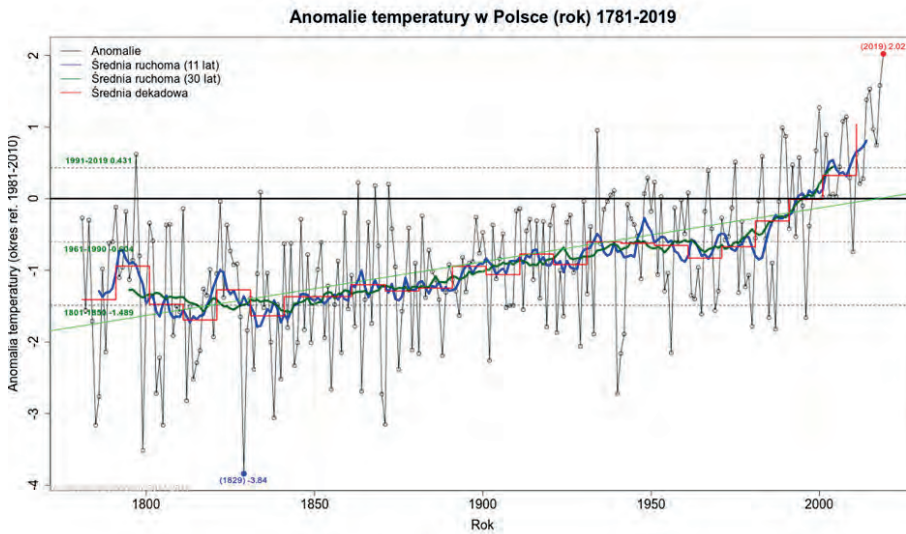
Cięcia pielęgnacyjne w kształtowaniu stabilności i odporności drzewostanów

WSTĘP

Jedną z najważniejszych cech gospodarki leśnej są wyjątkowo długie cykle produkcji leśnej, wynoszące często 100 lat i więcej, wynikające ze stosunkowo powolnego tempa wzrostu drzew. Specyfika gospodarki leśnej polega również na tym, że procesy przebiegające w lasach tylko częściowo dają się kontrolować. Ekosystemy leśne, również w przypadku lasów zagospodarowanych, ze swej natury mają charakter „otwarty”, co oznacza, że w trakcie rozwoju są one poddane nie tylko celowym zabiegom o charakterze hodowlanym i ochronnym, ale podlegają także działaniu wielu różnych, zmieniających się w czasie i w przestrzeni, czynników środowiskowych. Szczególnie czynniki związane z klimatem mogą charakteryzować się znaczną zmiennością, niekiedy także gwałtownością i nieprzewidywalnością (jak to ma miejsce np. w przypadku huraganów). Duże wahania, jakim mogą podlegać poszczególne czynniki, często przekraczają fizjologiczne oraz mechaniczne granice tolerancji i odporności poszczególnych drzew, a nawet całych drzewostanów i kompleksów leśnych. Gdy już do takich (ekstremalnych) zdarzeń dochodzi, to z reguły doprowadzają one do powstania mniejszych lub większych szkód gospodarczych i do znaczącego obniżenia zdolności lasów dotkniętych takimi zdarzeniami do pełnienia różnych ważnych funkcji, zarówno produkcyjnych, jak i pozaprodukcyjnych (ekologicznych, społecznych).

Świadomość zagrożenia lasów i pełnionych przez nie funkcji, ze strony często „nieobliczalnego” środowiska, istnieje wśród leśników od dawna. Od dawna też zastanawiano się, jak należy kształtować skład gatunkowy i strukturę oraz jak kierować rozwojem lasów zagospodarowanych (m.in. poprzez odpowiednio wykonywane cięcia pielęgnacyjne), aby zapobiegać powstawaniu i minimalizować ewentualne straty powodowane przez liczne czynniki abiotyczne, biotyczne i antropogeniczne.

Problem, o którym tu mowa, staje się wyjątkowo aktualny obecnie, w czasach kierunkowych zmian podstawowych parametrów klimatycznych (chodzi przede wszystkim o systematyczny wzrost temperatury powietrza – ryc. 1) oraz wyraźnego wzrostu częstotliwości różnego rodzaju ekstremalnych zjawisk pogodowych (takich, jak susze czy huragany), wiązanych powszechnie z antropogenicznie uwarunkowanymi zmianami klimatu (Brzeziecki 2007a; Kundzewicz 2013; Liszewska 2013; Zajączkowski i in. 2013).



Rycina 1. Anomalie temperatury w Polsce w okresie 1781–2019, w stosunku do okresu bazowego (1980–2010) (źródło: meteomodel.pl)

Większość skutków i konsekwencji zjawisk zachodzących w środowisku leśnym, których pierwotną przyczyną są zmiany temperatury i reżimu opadów związane ze stałym wzrostem stężenia gazów cieplarnianych w atmosferze (Brzeziecki 2007a), ma charakter negatywny (tab. 1). W skrajnych przypadkach mogą one powodować i już powodują zamieranie nie tylko pojedynczych drzew, ale i całych drzewostanów, a nawet zniszczenie całych kompleksów leśnych (jak to ma np. miejsce w przypadku huraganowych wiatrów).

W polskich lasach do szkód, a nawet klęsk, powodowanych przez długą listę czynników abiotycznych i biotycznych, dochodzi bardzo często. Przy tym, wykazują one rosnącą tendencję pod względem zarówno częstości występowania, jak i powierzchni oraz sumarycznej miąższości drzewostanów dotkniętych tymi zdarzeniami. Wielkości te są coraz częściej liczone w dziesiątkach tysięcy hektarów i w milionach metrów sześciennych drewna. Wśród szkód powodowanych przez

czynniki abiotyczne najbardziej powszechne są straty wyrządzone przez silne wiatry (Bruchwald i Dmyterko 2016), rzadziej przez okiść, powodzie oraz pożary (Gawęda i Mokrzycki 2016; Szczygieł i Perlińska 2016). Stale rośnie też skala szkód wywoływanych przez czynniki biotyczne, wśród których największe znaczenie mają szkodliwe owady, zarówno liściożerne, jak i kambio- oraz ksylofagiczne (Gawęda i Mokrzycki 2016; Grodzki i Guzik 2016). Dużą rolę odgrywają także patogeniczne grzyby (Gawęda i Mokrzycki 2016; Sierota i Nowik 2016). Obserwowane już od dłuższego czasu zmiany klimatu powodują także, że systematycznie rośnie stopień zagrożenia ze strony obcych gatunków o charakterze inwazyjnym (Solarz 2016).

Tabela 1. Konsekwencje zmian klimatycznych dla lasów środkowoeuropejskich (źródło: Bolte i in. 2009; za Bartsch i Röhrig 2016)

Zmiany klimatyczne		Wpływ na drzewa i ekosystemy leśne
Ocieplenie	Przeciętnie wyższe temperatury	Zwiększona ewapotranspiracja (zmniejszenie zasobów wodnych). Wzmożone wydzielanie dwutlenku węgla z gleby (przyspieszenie rozkładu materii organicznej i mineralizacji próchnicy). Lepsze warunki dla rozwoju szkodliwych owadów.
	Zwiększona częstotliwość występowania okresów upalnych	Uszkodzenia liści i igieł drzew. Zwiększone ryzyko występowania pożarów i suszy glebowej. Zwiększona śmiertelność drzew, problemy z odnowieniem.
	Skrócenie okresów chłodnych i mroźnych	Zmniejszone pochłanianie dwutlenku węgla w wyniku intensyfikacji procesu wykorzystania substancji pokarmowych oraz w wyniku szkód powodowanych przez silne wiatry w okresie zimowym.
	Zwiększenie długości sezonu wegetacyjnego	Zwiększona produktywność (pod warunkiem dostatecznego zaopatrzenia w wodę i składniki pokarmowe).

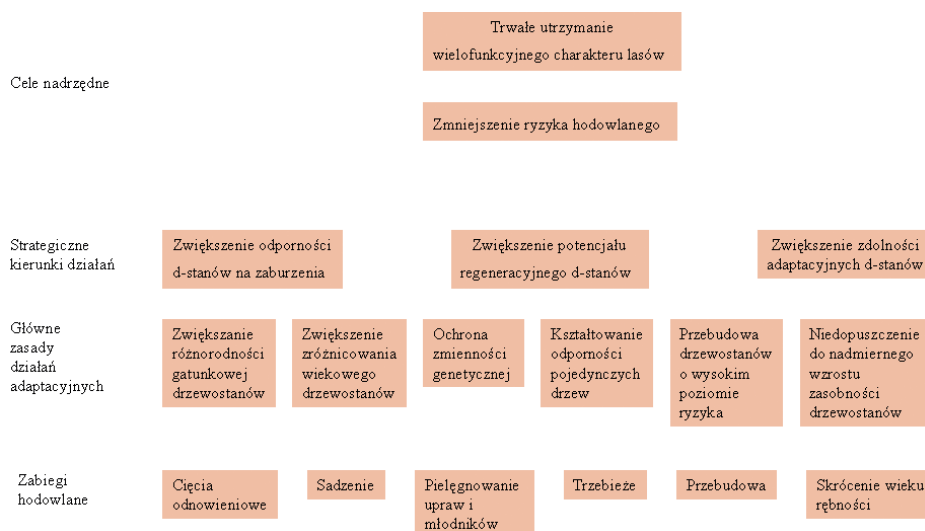
Zmiana reżimu opadów	Susze	Zmniejszona produktywność, zwiększona śmiertelność drzew, obniżona odporność na działanie czynników o charakterze biotycznym.
	Silne (nawalne) deszcze	Podtopienia i powodzie (brak tlenu). Zwiększona śmiertelność drzew spowodowana gwałtownymi zmianami stosunków wodnych.
Wiatr	Huragany	Wiatrolomy i wiatrowały. Zwiększona ewapotranspiracja.
Interakcje biotyczne	Zmiany konkurencji wewnątrz- i międzygatunkowej	Zmiany produktywności i żywotności, zwiększona śmiertelność (?), zmiany składu gatunkowego i struktury biocenozy leśnych (w tym drzewostanów).
	Zmiana zależności o charakterze symbiotycznym (mikozyza, zapylanie kwiatów)	Zmiany produktywności i zmiany procesów reprodukcyjnych.
	Wzrost zagrożenia ze strony czynników biotycznych	Zmniejszona produktywność, zwiększona śmiertelność, zwiększona podatność na szkody ze strony czynników biotycznych.

W tej sytuacji gospodarka leśna stoi dziś przed dużym wyzwaniem opracowania takich metod zagospodarowania lasów, dzięki którym będzie możliwe utrzymanie ich zdolności do pełnienia różnych funkcji, zarówno produkcyjnych, jak i poza-produkcyjnych, na dotychczasowym, albo przynajmniej na zbliżonym poziomie. Przy tym, trudno jest dzisiaj do końca przewidzieć, jak dalece zmienią się przyszłe warunki klimatyczne. Będzie to zależało m.in. od tego, na ile uda się zredukować emisje gazów cieplarnianych do atmosfery (Kundzewicz 2013; Liszewska 2013). Czynnikiem niepewności i ryzyka jest zresztą znacznie więcej. W obliczu tej niepewności dzisiejsza gospodarka leśna oraz hodowla lasu, jako bardzo istotna część tej gospodarki, muszą wypracować takie strategie zagospodarowania i ochrony lasów, które zapewnią dostateczny poziom realizacji funkcji i usług ekosystemowych, bez względu na to, który scenariusz klimatyczny ostatecznie się zrealizuje.

W ostatnim czasie zaproponowano szereg różnych zasad postępowania, mających na celu zwiększenie zdolności adaptacyjnych lasów do zmieniających się warunków klimatycznych (Brang i in. 2016).

Wspólną cechą wielu aktualnych propozycji jest dążenie do obniżenia tego, co od dawna znane jest pod pojęciem ryzyka hodowlanego (Bernadzki 1995, 2000).

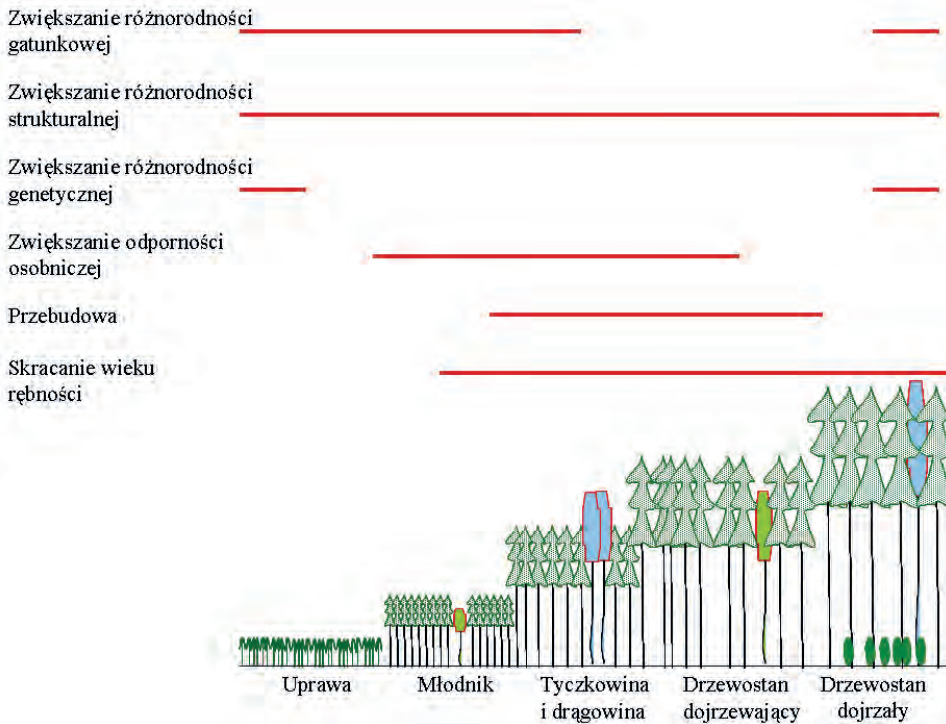
Z tego punktu widzenia wchodzi w grę trzy główne kierunki działań: 1) działania mające na celu zwiększenie **odporności** (rezystencji, wytrzymałości) istniejących lasów i **niedopuszczenie do wystąpienia szkód** powodowanych rosnącą destabilizacją warunków klimatycznych, 2) działania mające na celu wzrost potencjału lasów do samorzutnej regeneracji i powrotu do pożądanego stanu **po wystąpieniu** szkód (działania zwiększające tzw. rezyliencję lasów), 3) działania mające na celu zwiększenie zdolności lasów do **płynnej (stopniowej, ewolucyjnej) adaptacji** do zmieniających się warunków klimatycznych (ryc. 2).



Rycina 2. Adaptacja lasów zagospodarowanych do zmian klimatycznych: cele, główne kierunki i zasady działania oraz metody hodowlane (źródło: Brang i in. 2016, zmod.)

Praktyczna realizacja powyższych celów wymaga planowania i prowadzenia podstawowych działań hodowlanych w lasach, z uwzględnieniem sześciu ogólnych zasad adaptacyjnych: 1) zasady kształtowania drzewostanów o zróżnicowanym składzie gatunkowym; 2) zasady kształtowania drzewostanów o zróżnicowanej strukturze wiekowej, wysokościowej i przestrzennej, 3) zasady zachowania i zwiększania wewnątrzgatunkowej zmienności genetycznej, 4) zasady zwiększania odporności poszczególnych osobników (drzew) na stropy o charakterze abiotycznym i biotycznym, 5) zasady prewencyjnej przebudowy drzewostanów odznaczających się wysokim poziomem ryzyka powstania szkód różnego rodzaju, 6) zasady niedopuszczania do nadmiernego wzrostu zasobności drzewostanów (ryc. 2).

Zabiegi hodowlane mające na celu zwiększanie zdolności adaptacyjnych lasów do zmieniających się warunków klimatycznych, mogą być stosowane we wszystkich drzewostanach, bez względu na ich aktualną fazę rozwojową (ryc. 3).



Rycina 3. Okresy stosowania (zaznaczone czerwonymi liniami) poszczególnych zasad adaptacyjnych w różnych fazach rozwojowych drzewostanów zagospodarowanych sposobem zrębowym (źródło: Brang i in. 2016, zmod.)

Ze względu na ograniczone ramy i objętość tego opracowania, poniżej omówiono szczegółowo dwie wybrane zasady adaptacyjne, tj. zasadę zwiększania różnorodności gatunkowej drzewostanów oraz zasadę kształtowania indywidualnej odporności drzew. W obu tych przypadkach potencjalnie ważną rolę do odegrania mają cięcia pielęgnacyjne, wykonywane w różnych etapach życia drzewostanu.

ROLA CIĘĆ PIELEGNACYJNYCH W ZWIĘKSZANIU POTENCJAŁU ADAPTACYJNEGO LASÓW WZGLĘDEM ZMIAN ZACHODZĄCYCH W ŚRODOWISKU

OGÓLNA CHARAKTERYSTYKA CIĘĆ PIELEGNACYJNYCH

Pielęgnowanie lasu, rozumiane jako pielęgnowanie siedliska, biocenozy i drzewostanu, polega, ogólnie rzecz ujmując, na umiejętnym kierowaniu rozwojem nowo powstałych pokoleń lasu od momentu zakończenia prac odnowieniowych, do mo-

mentu osiągnięcia przez drzewostan wieku rębności. W lasach zagospodarowanych, wielofunkcyjnych, ogólne zadania pielęgnowania lasu obejmują: 1) wzmocnienie produkcji surowca drzewnego pod względem ilościowym i jakościowym, w tym utrzymanie lub poprawę stabilności mechanicznej drzewostanu i sprawności siedliska (funkcje produkcyjne), oraz 2) zwiększenie zdolności lasów do pełnienia zadań ochronnych i społecznych, w tym zwłaszcza z zakresu zachowania naturalnej różnorodności biologicznej lasu (funkcje pozaprodukcyjne).

Pielęgnowanie drzewostanu, stanowiącego najważniejszy element ekosystemu leśnego, obejmuje ogół różnych czynności gospodarczych związanych przede wszystkim z prowadzeniem cięć pielęgnacyjnych (czyszczeń i trzebieży). Mają one na celu osiągnięcie lepszej jakościowo produkcji drewna, ale także zwiększenie odporności drzewostanu na działanie czynników biotycznych, abiotycznych i antropogenicznych.

Istota cięć pielęgnacyjnych polega na usuwaniu nadmiaru drzew występujących w drzewostanie w sposób zapewniający (pośrednio – selekcja negatywna lub bezpośrednio – selekcja pozytywna) korzyści drzewom pozostającym, reprezentującym pożądane gatunki drzew – a w ich obrębie – pożądane formy fenotypowe.

Zasada selekcji negatywnej (usuwanie głównie drzew wadliwych lub niepożądanych z jakiegóż innego względu) dominuje z reguły we wczesnych etapach rozwoju drzewostanu, tj. w fazie uprawy i młodnika. W późniejszych etapach rozwoju (tyczkowina, drągowina), większe znaczenie odgrywa (lub przynajmniej powinna odgrywać) zasada selekcji pozytywnej, polegająca na usuwaniu drzew przeszkadzających w prawidłowym rozwoju najbardziej wartościowych (pożądanych) elementów drzewostanu. Jeszcze później, w fazie drzewostanów dojrzewających, znaczenie tych dwóch rodzajów selekcji hodowlanej może być różne, w zależności od gatunku drzewa, ogólnej jakości drzewostanu i innych czynników.

Biorąc pod uwagę długi okres wykonywania cięć pielęgnacyjnych, ich potencjalna rola w kształtowaniu odporności i stabilności drzewostanów oraz w podwyższaniu zdolności adaptacyjnych lasów względem zmian klimatycznych jest bardzo duża.

ZASADA ZWIĘKSZANIA RÓŻNORODNOŚCI GATUNKOWEJ DRZEWOSTANÓW

Do zwiększenia zróżnicowania gatunkowego należy szczególnie dążyć w przypadku tych drzewostanów, w których liczba gatunków z większym udziałem (>5%) jest niewielka, a jednocześnie pozwalają na to warunki siedliskowe. Jest to istotne zwłaszcza w przypadku drzewostanów składających się obecnie z gatunków, o których wiadomo, że charakteryzują się małą odpornością i żywotnością (np. świerk).

Skład gatunkowy drzewostanu najłatwiej jest zmienić w fazie odnowienia, wykorzystując do tego celu zarówno odnowienie naturalne, jak i sztuczne. Bardzo

istotne znaczenie z tego punktu widzenia mają jednak także prace pielęgnacyjne wykonywane w młodych fazach rozwojowych drzewostanów (czyszczenia wczesne i późne, a w bardziej ograniczonym zakresie również trzebieże). W przypadku lasów zagospodarowanych sposobem zrębowym prace te obejmują jedną trzecią do połowy długości cyklu produkcyjnego; w pozostałej części tego cyklu skład gatunkowy, zwłaszcza jeśli chodzi o pierwsze piętro drzewostanu, podlega już na ogół tylko niewielkim zmianom. Szczególnie duże możliwości zmiany składu gatunkowego występują w przypadku występowania tzw. drobnoziarnistych form zmieszania (zmieszanie pojedyncze i grupowe). Dzięki odpowiednim zabiegom udział faworyzowanego gatunku, który początkowo (w fazie uprawy czy młodnika) stanowi przykładowo 10%, można zwiększyć w fazie drzewostanu dojrzewającego i dojrzałego do 50% czy nawet więcej. Osiągnięcie tego celu wymaga m.in., aby w odpowiednim momencie wybrać drzewa docelowe reprezentujące pożądany gatunek (lub gatunki) i konsekwentnie popierać je w zabiegach pielęgnacyjnych, zgodnie z zasadą selekcji pozytywnej.

Biorąc pod uwagę obecną niepewność co do przyszłych warunków klimatycznych oraz co do przydatności poszczególnych gatunków w zmienionym klimacie, najlepsza strategia 'na dziś' to dążenie do jak największego zróżnicowania gatunkowego, tak na etapie odnowienia, jak i w trakcie prac pielęgnacyjnych prowadzonych w uprawach i młodnikach. Efekt dużego zróżnicowania gatunkowego odnowień można uzyskać wykorzystując takie sposoby prowadzenia cięć odnowieniowych, które zapewniają duże zróżnicowanie warunków świetlnych (zmienne nasilenie cięć, powierzchnie otwarte o różnej wielkości). Uzyskanie efektywnego odnowienia gatunków światłożądnych, o charakterze pionierskim, wymaga odpowiednio dużych powierzchni otwartych oraz stosowania krótkich okresów odnowienia. Należy przy tym zwracać uwagę na niebezpieczeństwo opanowania takich powierzchni przez gatunki obce o charakterze inwazyjnym (w warunkach polskich lasów są to najczęściej robinia, czeremcha amerykańska, klon jesionolistny), a także na niebezpieczeństwo nadmiernego przesychnienia takich otwartych powierzchni, wystawionych na intensywną insolację. Gatunki cienioznośne odnawiają się najłatwiej pod okapem istniejących drzewostanów, mogą jednak także odnawiać się i na otwartych powierzchniach równocześnie z gatunkami światłożądnymi, zwłaszcza jeżeli w bliskim sąsiedztwie takich powierzchni znajdują się nasienniki tych gatunków.

Skuteczną metodą zwiększenia różnorodności gatunkowej oraz promowania sprawdzonych pochodzeń pożądanych gatunków drzew jest także odnowienie sztuczne. Jest ono nieodzowne zwłaszcza wtedy, gdy nie ma możliwości odnowienia pożądanych gatunków drzew w sposób naturalny. Ograniczenie odnowienia sztucznego do sytuacji niezbędnych jest uzasadnione także ze względów ekonomicznych. Ten sposób odnowienia wymaga z reguły ponoszenia dużych nakładów

finansowych. Trudno dzisiaj oceniać, na ile te inwestycje zwrócą się w przyszłości. Z tego względu należałoby też w jak najszerszym zakresie promować rozwiązania bazujące na tzw. odnowieniu łączonym (kombinowanym), polegające na stosowaniu zarówno odnowienia sztucznego, jak i naturalnego w obrębie tej samej powierzchni odnowieniowej. Rolą odnowienia sztucznego byłoby w tym przypadku uzupełnienie już istniejącego lub oczekiwanego odnowienia naturalnego, ze szczególnym uwzględnieniem tych gatunków drzew i ich pochodzeń, które są lepiej zaadaptowane do cieplejszego i suchszego klimatu.

W przypadku, gdy po zakończeniu procesu odnowienia uda się uzyskać drzewostan o mieszanym składzie gatunkowym, głównym problemem prac pielęgnacyjnych (czyszczeń i trzebieży wczesnych) jest regulacja stosunków konkurencyjnych pomiędzy poszczególnymi gatunkami drzew.

Obecna zdolność konkurencyjna gatunków, które są, przynajmniej w teorii, lepiej dostosowane do warunków cieplejszego i suchszego klimatu, jest zróżnicowana.

Przykładowo, w obszarach występowania buka (na wyżynach i w górach), takie gatunki jak daglezia, klon zwyczajny oraz lipa drobnolistna, już teraz na ogół dobrze sobie radzą w konkurencji z tym gatunkiem. Z kolei zdolność konkurencyjna takich gatunków, jak sosna, dęby, klon polny, jarząb brekinia, czy cis, w drzewostanach zdominowanych przez buk, jest raczej niewielka. Tym niemniej, wskazane byłoby utrzymanie w takich drzewostanach, przynajmniej pojedynczych egzemplarzy wspomnianych 'mniejszości'. Ich przyszła rola może być znacznie ważniejsza niż ma to miejsce obecnie. Między innymi chodziłoby o to, żeby mogły one w przyszłości odegrać bardzo ważną i pożądaną rolę nasienników. Biorąc pod uwagę duże koszty utrzymania w składzie gatunkowym drzewostanu osobników o małej zdolności konkurencyjnej i związane z tym potencjalne straty w ogólnym przyroście drzewostanu, należałoby przede wszystkim skupiać się na popieraniu osobników o odpowiednio dużej żywotności i potencjale wzrostowym.

Praktyczna realizacja zasady zwiększania różnorodności gatunkowej drzewostanów, jako jednej z najważniejszych zasad adaptacyjnych, wymagałaby też istotnej zmiany podejścia do obecnego sposobu wykonywania prac pielęgnacyjnych wykonywanych w młodych drzewostanach, ze szczególnym uwzględnieniem czyszczeń wczesnych i późnych. W praktyce, zdecydowanie dominuje obecnie tendencja do sztywnego utrzymania zgodności składu gatunkowego drzewostanu z docelowym typem drzewostanu (TD) w ciągu całego okresu jego rozwoju, poczynając od momentu jego powstania. W efekcie, większość spontanicznie odnawiających się gatunków domieszkowych jest bardzo szybko eliminowana w toku wykonywanych zabiegów opartych na zasadzie selekcji negatywnej. Prowadzi to do powstawania dużych płatów zdominowanych przez pojedyncze gatunki drzew, często obciążonych dużym (i stale rosnącym w świetle zachodzących zmian

środowiskowych) ryzykiem hodowlanym. Z reguły im żyźniejsze i wilgotniejsze siedlisko, tym większa jest paleta gatunków, które mogą tworzyć drzewostany lasów zagospodarowanych.

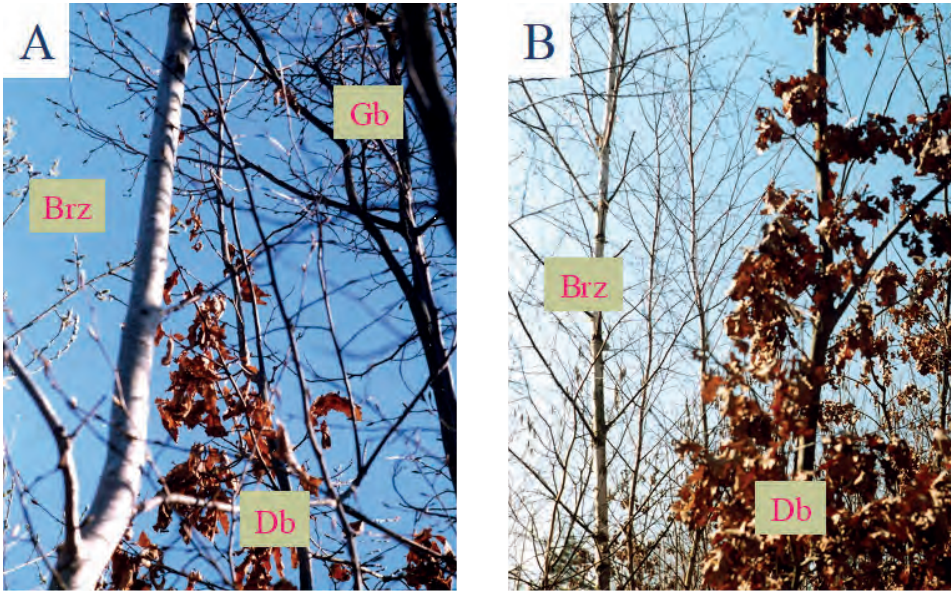
Regulowanie składu gatunkowego i formy zmieszania poprzez usuwanie, unieszkodliwianie lub hamowanie wzrostu zbędnych domieszek, niewątpliwie należy do najważniejszych zadań czyszczeń wczesnych i późnych, przy czym typ drzewostanu stanowi główny punkt odniesienia. Tym niemniej, mając na względzie konieczność zwiększania potencjału adaptacyjnego drzewostanów, należałoby w maksymalnym stopniu wykorzystywać te możliwości, które są już określone przez obecnie obowiązujące Zasady hodowli lasu (ZHL 2012). Jedną z najważniejszych zasad mówi o tym, że typy drzewostanów mają jedynie ogólny (ramowy) charakter. Inna zasada mówi o tym, że specyficzny charakter lokalnych warunków siedliskowych i drzewostanowych oraz stan środowiska przyrodniczego mogą uzasadniać potrzebę wprowadzania pewnych zmian w udziale poszczególnych gatunków. W przypadku poszczególnych gatunków głównych dopuszcza się odchylenia do 20% (łącznie do 30%). Jeszcze większe odchylenia są dopuszczalne na uprawach z odnowień naturalnych oraz na małych powierzchniach – do 1 ha. W Zasadach hodowli lasu (ZHL 2012) zapisano ponadto, że jakkolwiek zgodność składu gatunkowego odnowienia z TD powinno się generalnie rozpatrywać w ramach pojedynczego wydzielenia, to w uzasadnionych przypadkach drzewostanowo-siedliskowych można to robić także w stosunku do większej powierzchni. W zasadach podkreślono także potrzebę zachowania rzadkich i ginących gatunków drzew i krzewów (np. cis, jarząb brekinia, wiązy, klon polny), przy projektowaniu składu gatunkowego odnowień.

Warto też podkreślić, że zdecydowana większość typów drzewostanów w polskich lasach została zdefiniowana w taki sposób, że uwzględniają one dużą liczbę gatunków drzew, nawet jeżeli ich udziały mogą być zróżnicowane. Przykładowo, dla siedliska boru mieszanego świeżego typ drzewostanu może być następujący: So 80, Db, Brz 20, Kl, Lp, Jb, Gr. W typie tym przewidziano więc wyraźną dominację sosny (jedyne gatunek główny w tym drzewostanie), ale wskazano również, że docelowo drzewostan powinien składać się z ogółem siedmiu różnych gatunków drzew. Obowiązkiem gospodarza lasu powinno być zadbanie o to, żeby te wszystkie gatunki w drzewostanie faktycznie się znalazły. Przypomniane wyżej zasady dotyczące np. dopuszczalnych odchyień w udziałach poszczególnych gatunków, można by przy tym wykorzystać w celu zwiększenia roli praktycznie wszystkich gatunków domieszkowych (kosztem sosny). Niewątpliwie, z punktu widzenia zwiększenia potencjału adaptacyjnego i stopnia odporności tego drzewostanu na szkodliwe czynniki, byłoby to bardzo pożądane. Bardzo istotne z tego punktu widzenia byłoby także ukształtowanie odpowiednich form zmieszania dla tych wszystkich gatunków i budowy pionowej tego drzewostanu.

Podsumowując, usuwanie nadmiaru niepożądanych (zbędnych) domieszek, na pewno jest i pozostanie jednym z najważniejszych zadań wykonywanych w ramach prac pielęgnacyjnych wykonywanych w młodych fazach rozwojowych (porównanie z ryc. 4). Kluczowym pojęciem jest tu jednak słowo ‘nadmiar’. Gatunki domieszkowe należy oszczędzać, zwłaszcza wtedy, gdy przyczyniają się one do zachowania zwarcia, ochrony gleby, a także polepszają warunki wzrostu i rozwoju gatunków będących przedmiotem hodowli (chronią je przed nadmierną insolacją i przed przymrozkami, podganiają we wzroście, zabezpieczają przed szkodami ze strony zwierzyny, wspomagają proces oczyszczania się z gałęzi itd. itp.) – porównanie z ryc. 5. Z punktu widzenia wzrostu potencjału adaptacyjnego drzewostanu, należałoby dążyć do systematycznego wzrostu znaczenia gatunków, do tej pory traktowanych jako ‘domieszkowe’, kosztem dotychczasowych gatunków „głównych”. W szczególności chodzi tu o osobniki pochodzące z odnowienia naturalnego, a przy tym charakteryzujące się, w danych warunkach wzrostowych, dużą żywotnością i potencjałem wzrostowym, dobrą jakością oraz brakiem uszkodzeń (spowodowanych np. przez zwierzynę).



Rycina 4. ‘Biczowanie’ sosny przez brzozę jako przykład negatywnego wpływu gatunku domieszkowego na gatunek główny (źródło: Ilmurzyński 1969)



Rycina 5. Piętno młodzińców z udziałem dębu. A – brzoza i grab gęstości, wymagające całkowitego usunięcia lub przynajmniej unieszkodliwienia (np. przez obrączkowanie); B – Pozostawienie (w tym samym młodzińcu) brzozy dobrej jakości, które bezpośrednio nie przeszkadzają rzadko rosnącym dębom. Fot.: M. Jakubowski

W charakterze przykładu, w tabeli 2 przedstawiono wyniki ilościowej analizy wpływu prawidłowo wykonanego, pierwszego zabiegu czyszczeń późnych na skład gatunkowy i strukturę mieszanego młodzińca z udziałem dębu. Przykład ten pochodzi z Nadleśnictwa Chełm (oddz. 91b). W chwili wykonania zabiegu młodzińiec miał 13 lat i występował na siedlisku lasu świeżego. Uprawa dębowa została założona metodą tradycyjną (sadzenie w rzędach). Co warto podkreślić, powierzchnia została ogrodzona bezpośrednio po założeniu uprawy. W wieku 13 lat, poza odnowionym sztucznie dębem, w skład młodzińca wchodziły jeszcze takie gatunki, jak brzoza, grab, osika, czereśnia ptasia oraz leszczyna. Wszystkie te gatunki odnowiły się naturalnie (z nasion i odrośli). Biorąc pod uwagę zróżnicowane tempo wzrostu poszczególnych drzewek, można było wyróżnić trzy warstwy młodzińca: górną, środkową i dolną. W warstwie górnej zaznaczała się wyraźna przewaga dębu, co, jak można sądzić, wynikało z wcześniej wykonanych zabiegów pielęgnacyjnych (czyszczeń wczesnych). Poza dębem, największą rolę, pod względem liczby drzew, w tym drzewostanie odgrywały brzoza i grab, przy czym ten ostatni gatunek występował szczególnie licznie w warstwie środkowej i dolnej. Na uwagę zasługuje

też występowanie osiki i czereśni ptasiej, jako rzadkich gatunków domieszkowych. W ramach wykonanego zabiegu usunięto 50% brzozy z warstwy górnej, 90% z warstwy środkowej i 40% z warstwy dolnej. Eliminacja nadmiaru brzozy miała przede wszystkim na celu odsłonięcie dąbków z warstwy środkowej. Usunięto także znaczną część grabów, ale przede wszystkim z warstwy górnej i środkowej, pozostawiając większość grabów występujących w warstwie dolnej. W ramach zabiegu przeprowadzono także silną redukcję prętów leszczyny. Domieszkę czereśni ptasiej, jako cennego gatunku domieszkowego, pozostawiono w całości. Usunięto natomiast całość osiki, prawdopodobnie ze względu na jej negatywny wpływ na dąb. Podany tu przykład dobrze ilustruje zasady, jakimi należałoby się kierować przy pielęgnowaniu młodników o urozmaiconym składzie gatunkowym (z udziałem zarówno gatunków wprowadzonych sztucznie, jak i odnawiających się naturalnie), starając się zwiększać zdolności adaptacyjne przyszłych drzewostanów względem prognozowanych zmian środowiskowych. Przede wszystkim warto zwrócić uwagę, że na żyznych siedliskach, mimo sztucznego wprowadzenia tylko jednego gatunku drzewa, można z reguły liczyć na istotne wzbogacenie składu gatunkowego na drodze spontanicznego odnowienia naturalnego. Z całą pewnością przyczynił się do tego także fakt ogrodzenia powierzchni i jej wyłączenia z wpływu zwierzyny. Bardzo istotną kwestią jest utrzymanie tego zróżnicowania w dalszych fazach rozwoju drzewostanu. W tym przypadku, przeprowadzony zabieg czyszczeń późnych spełnił ten warunek, ponieważ po zabiegu pozostały w nim (poza osiką) wszystkie gatunki, które były w nim obecne przed zabiegiem. Ten mieszany charakter drzewostanu należałoby starać się utrzymać jak najdłużej. W szczególności, na pewno we wszystkich tych wypadkach, gdy trzeba wybrać pomiędzy silnie uszkodzonym, tępo rosnącym i słabej jakości dębem, a żywotnym, charakteryzującym się dobrą jakością i wysokim potencjałem wzrostowym, osobnikiem jednego z gatunków domieszkowych, warto postawić na ten drugi. Poza tym, z punktu widzenia zdolności adaptacyjnej, zróżnicowanie gatunkowe drzewostanu jest wartością samą w sobie – dlatego warto robić wszystko w tym kierunku, aby było ono jak największe. To, ile i jakie gatunki odnowią się naturalnie w założonych sztucznie uprawach gatunków głównych, zależy od wielu czynników, przede wszystkim charakteru siedliska, bliskości źródeł nasion (nasienników), warunków pogodowych w pierwszych latach życia uprawy, presji zwierzyny itd. Z wielu obserwacji w polskich lasach wynika jednak, że zróżnicowanie gatunkowe wielu upraw założonych metodą sadzenia (a także odnowień naturalnych na nieco bogatszych i/lub wilgotniejszych siedliskach) może być zaskakująco duże. Do dużego bogactwa gatunkowego młodych pokoleń lasu prowadzą także specjalne metody odnowienia, takie, jak np. metoda Sobańskiego (Niemiec 2003) czy też różne warianty grupowej metody odnowienia dębu (i innych gatunków). Warto

nauczyć się to bogactwo racjonalnie wykorzystywać i nie likwidować go w ramach schematycznie prowadzonych zabiegów we wczesnych etapach życia drzewostanu. Trwałe utrzymywanie tego bogactwa w toku rozwoju drzewostanu byłoby bardzo pożądane z wielu względów, a kwestia odpowiednio dużych zdolności adaptacyjnych drzewostanów jest tu jedną z podstawowych.

Tabela 2. Zmiany zagęszczenia (N/ha) drzew poszczególnych gatunków w przykładowym *młodniku* z udziałem dębu w wyniku wykonania zabiegu czyszczeń późnych (źródło: Jakubowski 2004)

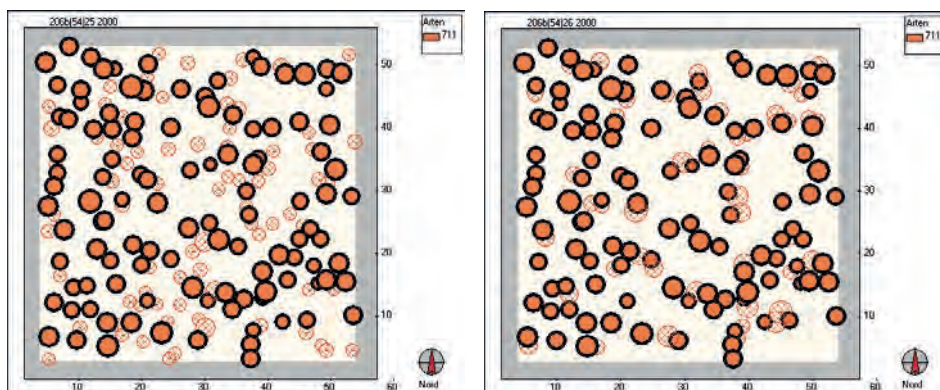
Gatunek	Stan	Warstwa			Razem
		Górna	Środkowa	Dolna	
Db	Przed	2800	1466	533	4799
	Po	2667	1266	533	4466
Brz	Przed	666	733	1200	2599
	Po	333	66	733	1132
Gb	Przed	400	1133	2067	3600
	Po	66	733	1800	2599
Os	Przed	66	200	—	266
	Po	0	0	—	0
Czr	Przed	—	66	333	399
	Po	—	66	333	399
leszcz	Przed	667	600	133	1400
	Po	333	200	133	666
Razem	Przed	4599	4199	4266	13064
	Po	3399	2331	3532	9262

ZASADA KSZTAŁTOWANIA ODPORNOŚCI I STABILNOŚCI POSZCZEGÓLNYCH DRZEW

Do problemu podwyższania indywidualnej odporności drzew na działanie szkodliwych czynników abiotycznych i biotycznych w gospodarce leśnej od dawna przykładą się dużą wagę i znaczenie (Zajączkowski 1991, 2005; Brzeziecki 2007b). Jest rzeczą ogólnie znaną, że stopień odporności zależy od rodzaju czynnika zakłócającego (np. wiatr, pożar), gatunku drzewa (przykładowo większość gatunków iglastych jest bardziej narażona na szkody od wiatru w porównaniu z większością gatunków liściastych), rozmiarów drzewa (z reguły, im większe rozmiary, tym większe zagrożenie ze strony wiatru), budowy pionowej drzewostanu oraz czynników siedliskowych (przykładowo większe szkody od wiatru występują częściej na siedliskach wilgotniejszych).

W przypadku drzewostanów zagospodarowanych sposobem zrębowym, podwyższanie stabilności i odporności pojedynczych drzew jest jednym z głównych zadań trzebieży. To, na ile cel ten udaje się osiągnąć, zależy jednak mocno od rodzaju stosowanych zabiegów trzebieżowych. Obowiązujące obecnie w naszym kraju praktyczne zasady wykonywania trzebieży, w tym rezygnacja z wyznaczania (nie tylko trwałego, ale i czasowego) drzew dorodnych powodują, że realizowane w wielu wypadkach zabiegi trzebieżowe mają charakter trzebieży dolnych i opierają się głównie na selekcji negatywnej (Łukaszewicz i Zajączkowski 2019).

W charakterze przykładu ilustrującego powyższe stwierdzenie można podać wyniki eksperymentu przeprowadzonego w 54-letnim drzewostanie sosnowym występującym na ubogim siedlisku boru świeżego (Brzeziecki i in. 2008). W ramach wspomnianego eksperymentu w drzewostanie tym wykonana została najpierw trzebież wg zasad wykonywanych w praktyce, tj. z pominięciem etapu wyboru i oznaczenia drzew dorodnych. Teoretycznie, drzewa te były wyznaczane przez wyznaczającego zabieg ‘wirtualnie’, tj. w trakcie wyznaczania drzew przeznaczonych do usunięcia. W następnej kolejności, a więc dopiero po wyborze drzew przeznaczonych do usunięcia, wyznaczono drzewa dorodne (w ilości ok. 400 sztuk na hektarze) oraz przeprowadzono komputerową (przy pomocy programu BWINPro) symulację wyboru drzew przeszkadzających drzewom dorodnym wyznaczonym w terenie (przy pomocy algorytmu stanowiącego naśladownictwo trzebieży selekcyjnej). Wyniki tych dwóch wariantów wykonania trzebieży przedstawiono poniżej, na rycinie 6 i w tabeli 3.



Rycina 6. Przestrzenne rozmieszczenie drzew dorodnych (czarna obwódka) oraz drzew przeznaczonych do usunięcia (zakreskowane, czerwona obwódka) w trzebieży terenowej (góra) oraz wyznaczonych w ramach komputerowej symulacji trzebieży selekcyjnej (dół) w przykładowym, 54-letnim drzewostanie sosnowym. W celu zwiększenia przejrzystości rycin pominięto drzewa pożyteczne (źródło: Brzeziecki i in. 2008). Wielkość powierzchni 50 m × 50 m

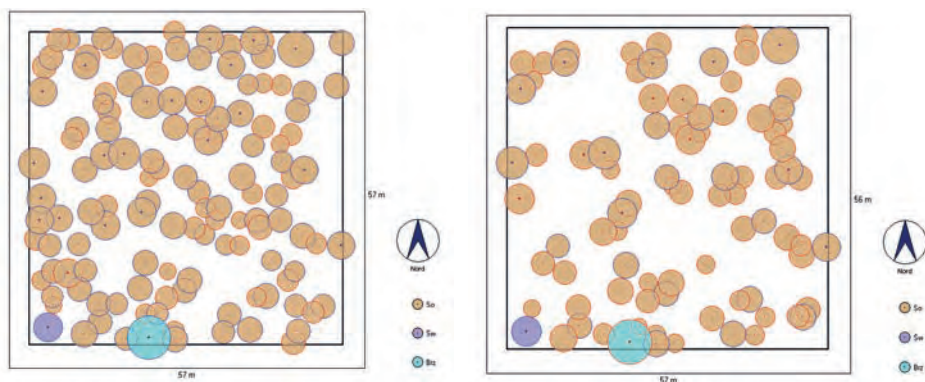
Tabela 3. Charakterystyka drzewostanu podrzędnego oraz parametry trzebieży. V – miąższość drzew usuniętych w ramach zabiegu trzebieżowego; In – nasilenie trzebieży wg liczby drzew; Iv – nasilenie trzebieży wg miąższości drzew; Nu/ Nd – liczba drzew usuniętych w zabiegu w przeliczeniu na jedno drzewo dorodne

Wariant trzebieży	N (1/ha)	V (m ³ /ha)	In (%)	Iv (%)	Iv/ In	Nu/ Nd
Trzebież terenowa	304	15	17,6	8,1	0,5	0,7
Komputerowa symulacja trzebieży selekcyjnej	188	24	10,8	12,9	0,8	0,4

Różnice między tymi dwoma wariantami trzebieży widoczne są już na pierwszy rzut oka (ryc. 6). W przypadku trzebieży wykonanej w terenie (z pominięciem etapu wyboru drzew dorodnych), trudno się na ogół dopatrzeć przestrzennego związku drzew przeznaczonych do usunięcia z drzewami dorodnymi. Większość wyznaczonych drzew znajduje się w znacznej odległości od drzew dorodnych, poza tym są to z reguły drzewa o małych rozmiarach. Inaczej jest w przypadku komputerowej symulacji trzebieży selekcyjnej. W tym przypadku zastosowany algorytm typował do usunięcia drzewa o przeciętnie większych rozmiarach, przy czym im dane drzewo było większe i im bliżej znajdowało się drzewa dorodne, tym większa była szansa, że zostanie ono wybrane jako drzewo przeszkadzające. Różnice pomiędzy analizowanymi tu dwoma sposobami wykonania trzebieży ilustrują również dane zawarte w tabeli 3. Mimo, że w trzebieży terenowej przeznaczono do usunięcia znacznie większą liczbę drzew, to pod względem miąższości drzew usuniętych sytuacja była odwrotna. Stosunek nasilenia trzebieży mierzonego miąższością drzew usuniętych do nasilenia określonego na podstawie liczby drzew w trzebieży terenowej wyniósł zaledwie 0,5, podczas gdy w przypadku trzebieży selekcyjnej powinien on oscylować w granicach 1.

Zaprezentowany tu przykład stanowi dobrą ilustrację sposobu wykonywania trzebieży, jaki dominuje obecnie w wielu polskich drzewostanach. Konsekwencją takiego podejścia jest to, że prowadzone zabiegi w dużym stopniu sprowadzają się do wyprzedzania procesu naturalnego wydzielania się i do usuwania ewentualnych drzew wadliwych czy też uszkodzonych (selekcja negatywna). W rezultacie, górne warstwy drzewostanu cały czas utrzymywane są we względnie dużym zwarcu, co przekłada się na generalnie słaby rozwój oraz stałą redukcję długości i wielkości koron drzew, w tym drzew, które potencjalnie mogłyby pełnić rolę drzew dorodnych, a tym samym na ich obniżoną stabilność mechaniczną oraz niewielką odporność na działanie szkodliwych czynników. Sytuację mogłoby w tym względzie znacznie poprawić konsekwentne stosowanie trzebieży selekcyjnej, opartej na zasadzie selekcji pozytywnej. Wymagałoby to jednak, jak to wynika z wielu praktycznych obserwacji, powrotu do wymogu trwałego wyznaczania drzew dorodnych, przy wyborze których nadrzędne

kryterium powinna stanowić żywotność oraz brak jakichkolwiek uszkodzeń i ran (np. powstałych w wyniku spalowania przez zwierzynę). Wybrane i trwale oznaczone drzewa, konsekwentnie popierane w kolejnych zabiegach trzebieżowych, mających na uwadze rozwój silnych, symetrycznych koron, miałyby szansę stanowić szkielet drzewostanu, decydujący o jego (zawsze tylko względnej) odporności i stabilności.

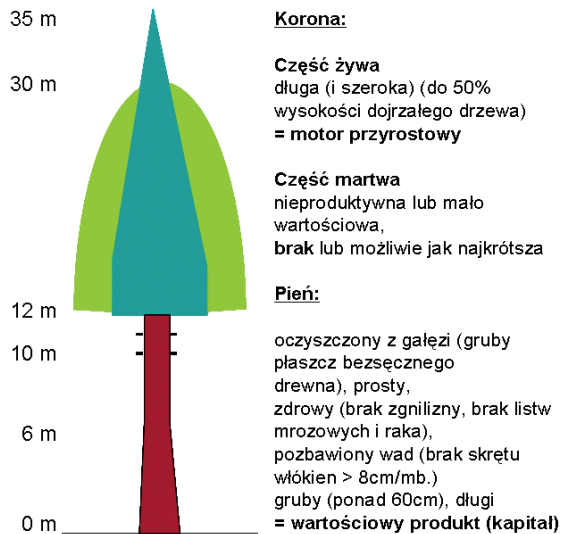


Rycina 7. Komputerowa wizualizacja głównych różnic pomiędzy klasyczną trzebieżą selekcyjną (górną) i trzebieżą przyszłościową (dolną). Niebieska obwódka – drzewa dorodne/docelowe. Czerwona obwódka – drzewa przeznaczone do usunięcia (na podstawie: Gruzeł 2013). Dla większej przejrzystości rycin drzewa pożyteczne zostały pominięte

W kontekście zwiększania indywidualnej odporności i stabilności drzew warto też wspomnieć o koncepcji trzebieży przyszłościowej (Bernadzki 2005; Brzezicki i in. 2008; Gruzeł 2013). Stanowi ona modyfikację czy też dalszy etap rozwoju trzebieży selekcyjnej. Główna różnica pomiędzy trzebieżą selekcyjną, a trzebieżą przyszłościową polega na zmniejszonej (w przypadku tej drugiej) liczbie drzew dorodnych (czy raczej: drzew docelowych) – ryc. 7. Liczba ta odpowiada końcowemu (tj. osiąganemu w wieku rębności) zagęszczeniu drzew w drzewostanie. Istniejące modele trzebieży przyszłościowej zakładają, że, w porównaniu z klasyczną trzebieżą selekcyjną, moment wyboru drzew docelowych jest przesunięty w czasie (wybiera się je, gdy wysokość górna drzewostanu wynosi ok. 12 m). Drzewa te zostają oznaczone w sposób trwały. Zabiegi trzebieżowe koncentrują się w bezpośrednim sąsiedztwie wybranych drzew docelowych. Jednym z najważniejszych zadań tych zabiegów jest ukształtowanie odpowiednich proporcji pomiędzy długością żywej korony, a długością pnia oczyszczonego z gałęzi (ze względu na duże nasilenie cięć uwalniających w praktyce często wymagane jest sztuczne podkrzesanie wspomagające proces naturalnego oczyszczania), przy jednoczesnym skróceniu do minimum martwej części korony, jako najmniej po-

żądanego (zarówno ze względów użytkowych, jak i przyrostowych) elementu budowy nadziemnej części drzewa (ryc. 8).

W naszym kraju nie mamy zbyt wielu doświadczeń z tą metodą trzebieży (porównanie z Gruzel 2013), chociaż w innych krajach jest ona stosowana. Nie ulega wątpliwości, że wprowadzenie trzebieży przyszłościowej na szerszą skalę do praktyki leśnej mogłoby w znacznym stopniu wpłynąć na poprawę indywidualnej stabilności i odporności drzew, spełniających główną rolę w drzewostanie i mających go tworzyć w wieku dojrzałości rębnej, a przy okazji mogłoby też skrócić okres dochodzenia do pożądaných, końcowych rozmiarów, spełniających najwyższe wymagania sortymentowe.



Rycina 8. Model drzewa docelowego (z uwzględnieniem gatunków iglastych i liściastych), o proporcjach budowy ukształtowanych w wyniku konsekwentnego stosowania zabiegów pielęgnacyjnych opartych na koncepcji trzebieży przyszłościowej (źródło: Ebert 1999)

PODSUMOWANIE

W przypadku lasów zagospodarowanych sposobem zrębowym (dominujących w naszych lasach) poszczególne zasady adaptacyjne mogą znaleźć zastosowanie w różnych fazach rozwojowych drzewostanów (ryc. 3). Niektóre z tych faz mają mniejsze, inne zaś większe, czy nawet kluczowe znaczenie. Przykładowo, skład gatunkowy (zwłaszcza pierwszego piętra drzewostanu) można w największym stopniu kształtować w fazie przemiany pokoleniowej oraz w początkowych etapach roz-

woju nowego drzewostanu, tj. w fazie uprawy/nalotu i w fazie młodnika/podrostu. Takie kluczowe fazy cyklu rozwojowego drzewostanu należy w jak największym stopniu wykorzystywać, dążąc do wzrostu jego zdolności przystosowawczych oraz zwiększenia generalnej stabilności i odporności na działanie szkodliwych czynników abiotycznych i biotycznych. Podobnie jest w przypadku drzewostanów zagospodarowanych sposobem przerębowo-zrębowym czy nawet przerębowym, z tą różnicą, że w ich przypadku poszczególne fazy rozwojowe zajmują z reguły niewielkie powierzchnie.

Trzeba oczywiście zdawać sobie sprawę z tego, że na pożądane skutki zabiegów o charakterze adaptacyjnym, w postaci wielogatunkowych, zróżnicowanych pod względem wiekowym drzewostanów, odpornych na działanie wiatru i innych szkodliwych czynników, trzeba czekać, nawet w przypadku stałego i konsekwentnego działania w tym kierunku, wiele dziesiątek lat. Innymi słowy, zwiększanie zdolności adaptacyjnych drzewostanów względem zmian środowiskowych jest procesem długofalowym i stopniowym. Skuteczność podejmowanych działań zależy w pierwszym rzędzie od odejścia od schematycznych rozwiązań stosowanych na dużych powierzchniach lasów. O wiele bardziej sprawdza się w tym przypadku podejście uwzględniające specyfikę i niepowtarzalność poszczególnych drzewostanów, a nawet pojedynczych drzew (Bernadzki 2005).

Z punktu widzenia działań adaptacyjnych szczególne znaczenie mają drzewostany stosunkowo młode, ponieważ w ich przypadku na następną okazję do celowej (a nie wymuszonej przez zaburzenia i katastrofy) zmiany składu gatunkowego w pożądanym kierunku trzeba czekać długo. Dlatego należy wykorzystywać każdą możliwość zwiększenia różnorodności gatunkowej, m.in. poprzez odpowiednie prowadzenie cięć pielęgnacyjnych w młodych drzewostanach (a w przypadku bieżących odnowień także w formie uzupełniających dosadzeń). Przykładowo, być może warto byłoby już dzisiaj popierać na siedliskach, odpowiednich obecnie dla buka, gatunki o większej tolerancji na suszę, takie jak dąb bezszypułkowy, zakładając, że w przyszłości ich zdolność konkurencyjna względem buka będzie rosła, w wyniku pogarszających się stosunków wodnych.

Dla zasady zwiększania różnorodności gatunkowej oraz zmienności genetycznej kluczowe znaczenie ma także okres przemiany pokoleniowej realizowanej w lasach zagospodarowanych przy pomocy określonego rodzaju, formy i czasami lokalnej modyfikacji rębni. W przypadku stabilnych i zdrowych drzewostanów nie ma potrzeby spieszenia się z przejściem do bardziej zdecydowanych prac odnowieniowych. W takich przypadkach można poczekać do momentu, gdy z większą pewnością będzie można określić, jakie gatunki powinny tworzyć kolejną generację lasu. W przypadku, gdy odnowienie takich gatunków pojawi się samorzutnie, warto wybrać taki sposób postępowania odnowieniowego, który w maksymalnym

stopniu pozwoli wykorzystać naturalny potencjał rozwojowy tych gatunków, przy minimalnych nakładach finansowych.

Bardzo dużą przeszkodą utrudniającą uzyskanie odpowiednich efektów działań o charakterze adaptacyjnym są w wielu przypadkach zbyt wysokie stany zwierzyny płowej oraz lokalnie żubra i muflona. Szczególnie zagrożone z tej strony są akurat te gatunki, które potencjalnie mogłyby się lepiej sprawdzić w przyszłych warunkach klimatycznych, jak np. dąb bezszypułkowy, sosna zwyczajna, jodła pospolita, jarząb brekinia, a w górach – jawor czy jarząb pospolity. Zagrożone jest odnowienie naturalne, a w jeszcze większym stopniu odnowienie sztuczne tych gatunków. Silna presja zwierzyny może całkowicie zniweczyć efekty działań adaptacyjnych. W górach np., ze względu na wysokie stany dużych roślinożerców, zastąpienie mało stabilnych i permanentnie zagrożonych rozpadem drzewostanów świerkowych, gatunkami bardziej odpornymi, z tego powodu jest bardzo utrudnione, a czasami nawet wręcz niemożliwe.

Również wielkopowierzchniowe zaburzenia odgrywają kluczową rolę z punktu widzenia podejmowania działań o charakterze adaptacyjnym. Tego rodzaju zdarzenia powinny stanowić okazję do działań mających na celu ukształtowanie drzewostanów o jak najbardziej zróżnicowanym, limitowanym jedynie lokalnymi warunkami siedliskowymi, składzie gatunkowym, z wykorzystaniem zarówno naturalnego, jak i sztucznego odnowienia lasu.

Poszczególne zabiegi hodowlane mogą uwzględniać jednocześnie kilka zasad adaptacyjnych. Przykładowo, stosując odpowiednio dobrane cięcia odnowieniowe można jednocześnie popierać zróżnicowanie gatunkowe, jak i genetyczne. Inny przykład to skrócenie wieku rębności, pozwalające zarówno na wspieranie różnorodności gatunkowej i genetycznej, jak i na terminowe usunięcie silnie zagrożonych drzewostanów. W przypadku występowania takich synergii działania o charakterze adaptacyjnym są szczególnie efektywne. Mogą jednak wystąpić także sytuacje odwrotne. Przykładowo, wydłużanie okresu odnowienia może skutkować zwiększeniem różnorodności genetycznej nowego pokolenia (różne lata nasienne), ale jednocześnie może też skutkować zmniejszeniem różnorodności gatunkowej, ze względu na faworyzowanie gatunków cienioznośnych. Podobnie, dążenie do zwiększania stopnia zróżnicowania budowy pionowej drzewostanu może prowadzić do niepożądanego eliminacji gatunków o dużych wymaganiach świetlnych. Z tego względu poszczególne zasady adaptacyjne należy stosować elastycznie, zarówno w czasie, jak i w przestrzeni.

Zabiegi hodowlane, ze względu na bardzo często długi okres czasu, jaki upływa pomiędzy momentem wykonania zabiegu a jego końcowym efektem, mogą po fakcie okazać się chybionymi inwestycjami. Dotyczy to także działań o charakterze adaptacyjnym. Teoretycznie może się okazać, że jednak klimat nie zmieni się

tak, jak to dzisiaj wynika z przewidywań wielu modeli. Duża niepewność, z jaką mamy w tym przypadku do czynienia, nie powinna jednak stanowić argumentu za niepodejmowaniem działań o charakterze adaptacyjnym. To, że przyszłe warunki klimatyczne będą jednak inne niż to się obecnie powszechnie przewiduje, jest możliwe, jednak na tą chwilę bardzo mało prawdopodobne. Poza tym, nawet jeżeli przyszłe warunki klimatyczne nie zmienią się aż tak bardzo, jak to się dzisiaj sądzi, to nie znaczy, że przyszłe lasy nie będą narażone na różnego rodzaju zaburzenia, ekstrema klimatyczne, szkody od zwierzyny, ataki ze strony owadów i różnego rodzaju patogenów (Zajączkowski 2005). Dlatego im bardziej odporne, stabilne i produktywne drzewostany uda nam się ukształtować, tym lepiej z punktu widzenia nadrzędnej zasady ciągłości i trwałości lasów i pełnionych przez nie wielostronnych funkcji.

Summary

Bogdan Brzeziecki

Institute of Forest Sciences, Warsaw University of Life Sciences
bogdan.brzeziecki@wl.sggw.pl

The importance of tending cuttings in increasing resilience and stability of tree stands

Forest damages caused by various abiotic, biotic and anthropogenic factors have accompanied forest management from its very beginnings. This problem has also always affected silviculture, in that sense that many representatives of this key discipline of forest sciences have long considered to what extent silvicultural methods and solutions used in practice increase the susceptibility of stands to the occurrence of various types of damage, and to what extent they prevent them, according to the idea of so-called silvicultural prevention. Recently, the importance of damages caused by factors that can be associated with ongoing climate change, such as storms, droughts, heavy snowfalls, massive occurrence of harmful forest organisms (insects, fungi) has been steadily growing. Although such events had occurred also in the past, their scale and frequency are currently constantly increasing. In this situation, it is necessary to take, to the extent possible, forest management activities aimed generally at increasing the adaptation potential of forests managed in relation to the predicted climate change, taking into account the general increase in uncertainty and risk in this respect.

Silvicultural solutions and practices have a potentially important role to play here. It is especially about such methods that lead to formation of forests with the most diverse structure (genetic, species, age, spatial), at the possible smallest spatial scale (in practice: at a stand level). It is widely accepted that stands with diverse structures are characterized by the highest stability and are at least relatively resistant to various harmful factors. Recently, six main principles of silvicultural practices aimed at increasing the degree of resistance and increasing the adaptation potential of forests have been identified (Brang et al. 2014). These are: 1. The principle of increasing species diversity of stands. 2. The principle of increasing structural diversity of stands. 3. The principle of maintaining and increasing genetic variation within tree species. 4. The principle of increasing resistance of individual trees to abiotic and biotic stress. 5. The principle of preventive conversion of stands with a high risk of various types of damage (replacement of high-risk stands). 6. The principle of preventing excessive increase in stands volume.

Specific silvicultural solutions and practices that follow the above principles can be used at various stages of a stand's development, both at the stage of regeneration as well as at the stage of stand tending. Solutions used at the forest regeneration stage have a par-

ticularly important role to play. However, also at the stage of stand tending (cleanings and thinnings), it is possible to significantly affect those parameters of stands that determine their stability and affect their adaptation potential. In the paper, on selected examples it is presented to what extent the way of performing stand tending can contribute to practical implementation of individual principles of increasing the adaptation potential of stands, with particular emphasis on the principle of increasing species diversity of stands, the principle of increasing structural diversity of stands, and the principle of increasing individual resistance to abiotic and biotic stress.

LITERATURA

- Bartsch N., Röhrig E. 2016. Waldökologie. Einführung für Mitteleuropa. Springer. Berlin Heidelberg.
- Bernadzki E. 1995. Hodowla lasu w kompleksowej ochronie ekosystemów leśnych. W: Problemy realizacji proekologicznego modelu leśnictwa metodami aktywnej gospodarki leśnej. GEF 05/21685 POL. Rogów-Warszawa: 29–42.
- Bernadzki E. 2000. Półnaturalna hodowla lasu. Biblioteczka leśniczego. SITLiD. DGLP. Warszawa.
- Bernadzki E. 2005. Poszukiwanie racjonalnych rozwiązań w hodowli lasu. Sylwan, 12: 21–29.
- Brang, P.; Küchli, C.; Schwitter, R.; Bugmann, H.; Ammann, P., 2016. Waldbauliche Strategien im Klimawandel. [W:] Pluess, A.R.; Augustin, S.; Brang, P. (red.), Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern; Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien: 341–365.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2016. Zastosowanie modelu ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr do oceny zagrożenia lasów Polski. [W:] Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15-17 marca 2016 r.: 123–143.
- Brzeziecki B. 2007a. Zmiany klimatu, węgiel i lasy. Postępy Techniki w Leśnictwie, 98: 21–29.
- Brzeziecki B. 2007b. Sposoby osiągnięcia celów hodowlanych i ochronnych w ramach cięć pielęgnacyjnych i przekształceniowych oraz kształtowanie budowy i struktury przestrzennej drzewostanów. [W:] Cięcia pielęgnacyjne i przekształceniowe jako sposoby osiągnięcia stabilności drzewostanów. ZG SITLiD. Warszawa: 11–18.
- Brzeziecki B, Bielak K., Drozdowski S., Matysiak A., Gruzęł M., Zajączkowski J. 2008. Główne kierunki racjonalizacji zabiegów pielęgnacyjnych ze szczególnym uwzględnieniem aspektów ekonomicznych i ekologicznych. Opracowanie dla DGLP. Maszynopis w Katedrze Hodowli Lasu SGGW. Warszawa.

- Ebert H.-P. 1999. Lenkung forstlicher Produktion orientiert am einzelnen Baum. *AFZ/DerWald*, 8: 402–405.
- Gawęda P., Mokrzycki T. 2016. Skala, częstość i konsekwencje wielkopowierzchniowych kłęsk w lasach. [W:] *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej*. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15–17 marca 2016 r.: 105–121.
- Grodzki W., Guzik G. 2016. Wybrani przedstawiciele rodzimej entomofauny jako źródło nowych zagrożeń dla lasu. [W:] *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej*. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15-17 marca 2016 r.: 105–121.
- Gruzeł, M. 2013. Wpływ trzebieży na strukturę i wzrost drzewostanów sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). Praca doktorska. Instytut Badawczy Leśnictwa. Sękocin Stary.
- Ilmurzyński E. 1969. Szczegółowa hodowla lasu. PWRiL. Warszawa.
- Jakubowski M. 2004. Pielęgnowanie młodników dębowych w Nadleśnictwie Chełm. Praca dyplomowa w KHL SGGW. Warszawa.
- Kundzewicz Z.W. 2013. Ekstremalne stany pogody a zmiany klimatyczne – stan i perspektywy; szkody klimatyczne, huragany, śniegołomy, powódzie, susze, niskie i wysokie temperatury. [W:] *Klimat. Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: zagrożenia i szanse*. Materiały pierwszego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym. IBL. Sękocin Stary: 109–139.
- Liszewska M. 2013. Klimat w Polsce w XXI wieku – prawdopodobne kierunki zmian, perspektywa klimatów lokalnych. [W:] *Klimat. Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: zagrożenia i szanse*. Materiały pierwszego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym. IBL. Sękocin Stary: 35–44.
- Łukaszewicz J., Zajączkowski J. 2019. Trzebieże wczesne w Lasach Państwowych w Polsce – rozwój czy regres? *Sylvan*, 163(1): 13–24.
- Niemiec P. 2003. Metoda Sobańskiego. *Las Polski*, 19: 19–21.
- Sierota Z., Nowik K. 2016. Zmiany zagrożeń lasu powodowanych przez patogeny grzybowe. [W:] *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej*. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15–17 marca 2016 r.: 189–200.
- Solarz W. 2016. Zagrożenie lasów ze strony inwazyjnych obcych gatunków grzybów, roślin i zwierząt. [W:] *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej*. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15–17 marca 2016 r.: 177–187.
- Szczygieł R., Perlińska A. 2016. Ryzyko i konsekwencje występowania pożarów w lasach. [W:] *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje*

- i szanse dla gospodarki leśnej. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15–17 marca 2016 r.: 201–222.
- Zajączkowski J. 1991. Odporność lasu na szkodliwe działanie wiatru i śniegu. Wydawnictwo Świat. Warszawa.
- Zajączkowski J. 2005. Problemy hodowlanego zagospodarowania lasu w warunkach zagrożenia przez wiatr. [W:] Gospodarka leśna na obszarach kłęskowych. PTL. Szklarska Poręba.
- Zajączkowski J., Brzeziecki B., Perzanowski K., Kozak I. 2013. Wpływ potencjalnych zmian klimatycznych na zdolność konkurencyjną głównych gatunków drzew w Polsce. *Sylwan*, 157(4): 253–261.
- Zasady hodowli lasu 2012. DGLP. Warszawa.

Jeffrey L. Walck¹, Szymon Jastrzębowski²

¹ Uniwersytet Środkowego Tennessee, Murfreesboro, USA

² Instytut Badawczy Leśnictwa

jeffrey.walck@mtsu.edu, s.jastrzebowski@ibles.waw.pl

Kiełkowanie nasion w zmieniającym się klimacie

WSTĘP

Warunki środowiskowe, w szczególności temperatura i wilgotność, które odpowiadają za ustępowanie spoczynku oraz kiełkowanie nasion, ulegają i nadal będą ulegać zmianom powodowanym przez globalne i regionalne zmiany klimatu (Walck i in. 2011). Zarówno obecne jak i przyszłe zmiany środowiska będą narastać w sposób stopniowy wraz z występowaniem nieprzewidywalnych warunków pogodowych, dla których charakterystyczne staną się zjawiska o charakterze ekstremalnym, takie jak letnie fale upałów, długotrwałe ocieplenia w okresie zimowym czy ulewne opady deszczu (Orsenigo i in. 2014). Z punktu widzenia biologii nasion, prawdopodobną reakcją roślin, w rejonie obecnego klimatu umiarkowanego, będą zmiany w demografii populacji, a wielu przypadkach także zmiany w geograficznych zasięgach ich występowania (Walck i Hidayati 2022). Dlatego, kluczem do zrozumienia wpływu zmian klimatycznych na rośliny i ich zbiorowiska, jest skupienie się na cechach nasion związanych z ustępowaniem ich spoczynku oraz kiełkowaniem (Saatkamp i in. 2018).

Znajomość szerokości niszy ekologicznej (lub jej amplitudy) odnośnie ustępowania spoczynku i kiełkowania jest bardzo ważna, gdyż po części zakres ten decyduje o tym, jak poszczególne gatunki będą reagować na nadchodzące zmiany. Populacje danego gatunku mogą przetrwać w danym miejscu, jeśli szerokość niszy obejmuje przyszłą zmianę warunków środowiskowych, ale muszą się przystosować, migrować, albo grozi im wyginięcie, jeśli szerokość niszy nie obejmuje nowych warunków środowiskowych (Bandara i in. 2019). Jednakże, zarówno gatunki o wąskiej, jak i szerokiej amplitudzie ekologicznej mogą być zagrożone, jeśli okres kiełkowania ich nasion pokryje się ze zmienionymi warunkami, powodujące przedwczesne (pozasezonowe) kiełkowanie (Cochrane 2016; Walck i Hidayati 2022). Zrozumienie szerokości nisz może również być pomocne w projektowaniu banków nasion *ex situ* w celu zapewnienia ewentualnej restytucji gatunku (Walck i Dixon 2009).

Celem niniejszego opracowania jest zwięzłe omówienie przeglądu dostępnej wiedzy naukowej na temat możliwego wpływu zmian klimatycznych na biologię i ekologię nasion, ze szczególnym uwzględnieniem ustępowania spoczynku i kiełkowania. W pierwszej kolejności podsumowane zostaną informacje o rodzajach spoczynku (zwłaszcza tym o podłożu fizjologicznym) i sposobach kiełkowania nasion oraz wskazane, jak oba te aspekty związane są w warunkach naturalnych z czasowym pojawem siewek. Po drugie, przedstawione zostaną przykłady badań zmierzających do określenia szerokości niszy kiełkowania wybranych gatunków roślin, a tym samym do poznania potencjalnej reakcji tych gatunków na zachodzące zmiany klimatu. Implikacje wynikające z poznania szerokości nisz i ich związku z ochroną zasobów genowych *ex situ* omówione zostaną w trzeciej części niniejszego opracowania. W ostatniej części naszej pracy, przedstawione zostaną kierunki badań nad kiełkowaniem drzew, jakie w oparciu o to, jak zmiany klimatyczne wpłynęły i będą wpływać na warunki klimatyczne Polski (zwłaszcza pod względem temperatury powietrza i opadów), należałoby jak najszybciej wdrożyć.

SPOCZYNEK I KIEŁKOWANIE NASION

Po osiągnięciu dojrzałości, nasiona wielu gatunków mogą być w stanie spoczynku względnego (tzn. kiełkować w pewnym ograniczonym zakresie warunków środowiskowych) lub spoczynku bezwzględnego (tzn. nie kiełkują pomimo warunków sprzyjających kiełkowaniu) (Finch-Savage i Leubner-Metzger 2006). W celu osiągnięcia wysokiego odsetka nasion kiełkujących w szerokim zakresie warunków, należy nasiona wyprowadzić ze stanu spoczynku przy pomocy różnego rodzaju zabiegów. Obecnie wyróżnia się pięć klas spoczynku nasion, określonych na podstawie (a) anatomiczno-morfologicznych cech nasion takich jak przepuszczalność okryw nasiennych (i owocowych) i budowa zarodka oraz fizjologii całego nasiona i (b) charakteru i długości oddziaływania czynników środowiskowych, które wpływają na proces ustępowania spoczynku (Baskin i Baskin 2014). W regionach klimatu umiarkowanego, nasiona większości gatunków drzew i krzewów, po dojrzeniu znajdują się w stanie spoczynku fizjologicznego. Do ustąpienia tego typu spoczynku wymagane jest poddanie w pełni napęczniałych nasion chłodnej stratyfikacji (0–10°C) i/lub ciepłej stratyfikacji (dojrzewaniu posprzętnemu; $\geq 15^{\circ}\text{C}$) (Baskin i Baskin 2014). Po ustąpieniu spoczynku, różne bodźce środowiskowe inicjują kiełkowanie, które najczęściej następuje wiosną i/lub jesienią. Należy pamiętać, że ustąpienie spoczynku i kiełkowanie to odrębne procesy, jednak temperatura i wilgotność są głównymi czynnikami warunkującymi oba te procesy (Fenner i Thompson 2005). Procesy ekofizjologiczne współdziałające z tymi czynnikami stanowią podstawę sezonowości cykli życiowych, takich jak czas pojawiania się siewek u roślin.

SZEROKOŚĆ NISZY KIEŁKOWANIA

Ustępowanie spoczynku oraz kiełkowanie zachodzą w optimum warunków termiczno-wilgotnościowych. Zakres tych warunków ograniczony jest przez ich minimalne i maksymalne wartości. Cały taki zakres określany jest mianem szerokości niszy kiełkowania lub zakresem tolerancji gatunku (Finch i in. 2018). Można się spodziewać, że gatunki o szerokiej niszy kiełkowania będą w najmniejszym stopniu narażone na przyszłe zmiany warunków klimatycznych, zwłaszcza w zakresie temperatury i wilgotności (opadów). Oznacza to, że jeśli przyszłe temperatury występujące w okresie kiełkowania nasion będą mieścić się w szerokości niszy danego gatunku, to sam proces kiełkowania nie powinien być zakłócony. Z drugiej strony, gatunki o wąskiej szerokości niszy będą najbardziej dotknięte zmianami klimatu, ponieważ przyszłe ocieplenie może wykraczać poza zakres temperatur wymaganych do ustąpienia spoczynku i/lub kiełkowania. Kilka przykładów, przedstawionych w dalszej części pracy, zilustruje złożoność poglądu na szerokość nisz i potencjalne reakcje na zmiany klimatu.

Za przykład gatunku o wąskiej szerokości niszy kiełkowania może posłużyć *Osmorhiza depauperata*. Nasiona tego gatunku, występującego głównie w zachodniej części Ameryki Północnej, kiełkują w temperaturze 1°C, ale już w temperaturze powyżej 5°C nie obserwujemy kiełkowania (Walck i Hidayati 2004). Oczekuje się, że w zachodniej części Ameryki Północnej temperatury wzrosną powyżej maksymalnej granicy szerokości niszy kiełkowania tego gatunku. W związku z tym model korelacyjny w połączeniu z modelem biofizycznym, który uwzględnił charakterystykę kiełkowania, wykazał utratę 47,5% odpowiednich siedlisk dla tego gatunku (Still i in., dane niepublikowane). W tym przykładzie szerokość niszy kiełkowania odpowiada przewidywanej potencjalnej reakcji tego gatunku na zmiany klimatu.

Zmiany w fenologii powodujące pojawianie się siewek w innych niż dotychczas porach roku, mogą również zachodzić wraz ze zmianami klimatu i być związane z szerokością niszy (Mondoni i in. 2012). Tak może być w przypadku *Asclepias syriaca*, występującego we wschodniej części Ameryki Północnej. Gatunek ten charakteryzuje się szerokim zakresem niszy kiełkowania, a jego nasiona, po osiągnięciu dojrzałości zapadają w spoczynek względny. Obecnie w populacjach północnych kiełkowanie odbywa się wiosną, ponieważ temperatury są zbyt niskie dla kiełkowania jesiennego (Bandara i in. 2019). W symulowanym badaniu fenologii kiełkowania stwierdzono przesunięcie kiełkowania przede wszystkim na jesień, ponieważ okres kiełkowania pokrywał się z symulowanym wzrostem temperatury okresu jesiennego. Z kolei w przypadku *Penstemon digitalis*, gatunku występującego we wschodniej części Ameryki Północnej, charakteryzującego się wąską niszą

i wytwarzającego nasiona spoczynkowe, w warunkach symulowanego ocieplenia nie stwierdzono przesunięcia fenologii kiełkowania na jesień (Bandara i in. 2019). Temperatury wymagane do utraty spoczynku były znacznie niższe od tych, których nasiona wymagają do rozpoczęcia kiełkowania i które wystąpiłyby jesienią, nawet przy przewidywanym w przyszłości ociepleniu. Jednak wraz z ociepleniem, późną zimą i wiosną, kiełkowanie następowało nieco wcześniej. W przypadku obu gatunków przedwczesne kiełkowanie może powodować zamieranie siewek podczas wczesnych (*A. syriaca*) lub późnych (*P. digitalis*) przymrozków, co prowadzi do uszczuplenia glebowego banku nasion. Z drugiej strony, siewki pojawiające się jesienią (*A. syriaca*) lub późną zimą (*P. digitalis*) mogą przetrwać, co da im przewagę konkurencyjną nad siewkami tego gatunku i innymi gatunkami pojawiającymi się w innym („normalnym”) czasie. Jeśli nasiona mają stosunkowo szeroki zakres nisz, zimowe okresowe ocieplenia, które nakładają się na okres kiełkowania, mogą powodować wcześniejsze kiełkowanie lub zmieniać jego fenologię. Zimowe ocieplenia przesuwają wiosenne kiełkowanie kilku gatunków drzewiastych z południowo-wschodnich Stanów Zjednoczonych – w przypadku niektórych gatunków – na wczesną wiosnę, a w przypadku innych, nawet na jesień (Flanigan i in. 2020). W tym drugim przypadku wiąże się to jednakże ze zwiększeniem śmiertelności siewek w okresie zimowym. U *Pseudotsuga menziesii* na kiełkowanie nasion istotny wpływ miała długość zimowego okresowego ocieplenia (Jastrzębowski i in. 2021). Ponadto, przewidywane zimowe ocieplenia negatywnie wpłynęły na wczesne stadium kiełkowania (głównie na energię kiełkowania), choć zarówno obecne, jak i przyszłe przewidywane warunki zimowe nie wpłynęły negatywnie na późne stadia kiełkowania.

KONSEKWENCJE DLA ZACHOWANIA ZASOBÓW GENOWYCH *EX SITU* (BANKI GENÓW)

Banki nasion *ex situ* są tworzone przez organizacje pozarządowe i agencje rządowe w ramach inicjatyw lokalnych i globalnych, a niektóre z nich są ukierunkowane na potencjalne wykorzystanie zgromadzonego tam materiału do odtwarzania utraczonych lub zniszczonych siedlisk i gatunków (Merritt i Dixon 2011). Zrozumienie szerokości nisz kiełkowania i reakcji nasion na zmiany klimatu może okazać się niezwykle pomocne w opracowywaniu planów restytucji gatunków. Gatunki o szerokiej niszy kiełkowania mogą być w przyszłości sadzone w dowolnym miejscu, o ile przyszłe warunki będą zgodne z ich niszą. W przypadku gatunków o wąskiej szerokości niszy należy jednak rozważyć inne aspekty. Jeśli selekcja nie jest w stanie oddziaływać na zmienność w ogóle lub tempo tego oddziaływania nie jest wystarczająco szybkie, może zaistnieć potrzeba przeniesienia gatunków na nowe

miejsca (np. za pomocą wspomaganej migracji), w których zachowany będzie zakres warunków środowiskowych mieszczący się w szerokości niszy gatunkowej. Jeśli natomiast selekcja może stosunkowo szybko oddziaływać na zmienność, wówczas konieczne będzie zbieranie nasion w różnych odstępach czasu, aby nadążyć za zmianami zachodzącymi w genotypie pod wpływem zmian klimatu. Konieczne może okazać się także wstępne przygotowanie nasion/sadzonek (kondycjonowanie) w celu dostosowania ich do nowych warunków wzrostu.

PRZYSZŁOŚĆ BADAŃ Z ZAKRESU BIOLOGII I EKOLOGII NASION W POLSCE

Ponieważ temperatura i opady są ważnymi czynnikami środowiskowymi kontrolującymi ustępowanie spoczynku i kiełkowanie, należy wziąć pod uwagę historyczne i prognozowane zmiany klimatu. W strefie klimatu umiarkowanego (typ kontynentalny), która obejmuje większość obszaru Polski, temperatura wzrosła – np. o $0,24^{\circ}\text{C}$ na dekadę w latach 1951–2008, jednakże po 2008 roku odnotowano znacznie większe wzrosty tego czynnika (Kundzewicz i Matczak 2012; Piniewski i in. 2017). W warunkach Polski przewiduje się wzrost średniej temperatury o $1\text{--}1,4^{\circ}\text{C}$ do 2050 r. i o $1,9\text{--}3,8^{\circ}\text{C}$ do 2100 r., przy czym w przyszłości wzrost ten będzie najbardziej widoczny zwłaszcza zimą (Piniewski i in. 2017). Pomimo tego, że prognozowanie zmian ilości oraz częstotliwości opadów jest mniej pewne niż prognozowanie zmian temperatury, modele klimatyczne są zgodne co do tego, że w przyszłości należy spodziewać się wzrostu ilości opadów, zwłaszcza wiosną i zimą. Wzrost opadów może być jednak równoważony przez wzrost temperatury i zwiększone parowanie, co spowoduje niedobory wilgoci w glebie, a to z punktu widzenia biologii nasion jest najbardziej istotne. Należy także mieć na względzie, iż zwiększona ilość opadów w okresie zimowym nie dotyczy opadów śniegu lecz deszczu. Niestety, pomimo uwzględnienia w modelach klimatycznych różnych cech związanych z pokrywą śnieżną (np. głębokość pokrywy śnieżnej, liczba dni z pokrywą śnieżną) wykrycie trendu w czasie jest trudne ze względu na silną zmienność międzyzimową (Szwed i in. 2017). Poznanie wpływu prognozowanych zmian klimatycznych na naturalny potencjał regeneracyjny różnych gatunków roślin (zarówno drzewiastych jak i zielnych) w Polsce wciąż jest zadaniem aktualnym i bardzo pilnym. Niektóre z głównych gatunków drzew leśnych (np. jodła pospolita, buk zwyczajny) lub gatunków introdukowanych (np. daglezwia zielona) do ustąpienia spoczynku potrzebują mniej lub bardziej czasochłonnej chłodnej stratyfikacji. W przypadku tego typu gatunków nie ma pewności, jak cieplejsze i krótsze zimy, jakich możemy spodziewać się już w niedalekiej w przyszłości, wpłyną na ustępowanie spoczynku i/lub zmienią fenologię kiełkowania ich nasion.

Z kolei, zmiany opadów atmosferycznych, zwłaszcza w sezonie rozsiewania się nasion, mogą mieć znaczący wpływ na gatunki wytwarzających nasiona z kategorii *recalcitrant* (np. dęby). Innym aspektem, któremu poświęcono dotychczas niewiele uwagi, jest zmienność pokrywy śnieżnej w czasie trwania chłodnej stratyfikacji i wpływ jej braku na biologię nasion. Do tej pory także niewiele wiadomo, w jaki sposób zmiany klimatyczne mogą wpłynąć na produkcję i jakość nasion. Póki co, na podstawie prowadzonego przez IBL, od lat 50. ubiegłego wieku, monitoringu obradzania i owocowania głównych gatunków lasotwórczych, można zauważyć, że od lat 80. XX wieku obserwowana jest zwiększona częstotliwość występowania lat nasiennych, a jakość nasion przez cały ten okres nie uległa istotnej zmianie. Nie wiadomo jednak, jak długo (i czy w ogóle) ten trend się utrzyma. Zmiany w produkcji i jakości nasion będą miały wpływ nie tylko na zbiór nasion i tworzenie ich sztucznych rezerw, ale także na ilość i możliwość wykorzystania glebowych banków nasion, a długoterminowe skutki tych zmian będą widoczne w naturalnej regeneracji roślin za pomocą diaspor.

Summary

Jeffrey L. Walck¹, Szymon Jastrzębowski²

¹Department of Biology, Middle Tennessee State University, Murfreesboro, USA

²Forest Research Institute, Sękocin Stary, Poland

Seed germination in a changing climate

Environmental conditions – primarily temperature and moisture – that regulate dormancy loss and germination of seeds are the same ones that are currently being altered and will continue to do so with global and regional changes in climate. Both current and future changes in these environmental cues will happen gradually along with other weather events that will be unpredictable and extreme; both of these aspects need consideration within the context of dormancy and germination. Niche breadths (or tolerance ranges) for dormancy loss and germination are important to know since they determine, in part, how species will respond to changes in climate. Populations of a species may persist at a particular location if the niche breadth includes a future shift in environmental conditions, but they must adapt or migrate or risk extinction if the breadth is not inclusive. However, both species with narrow and wide niche breadth may be at risk if the germination envelope overlaps with changed conditions in the future triggering precocious (out-of-season) germination. With the changing conditions for dormancy loss and germination, shifts in germination phenology as well as seed persistence in the soil can be expected that will influence population dynamics, and thus, species composition of communities. Moreover, ex situ seed bank designs need to incorporate knowledge on niche breadths and responses to future climate change for successful restoration outcomes.

LITERATURA

- Bandara R.G., Finch J., Walck J.L., Hidayati S.N., Havens K. 2019. Germination niche breadth and potential response to climate change differ among three North American perennials. *Folia Geobotanica*, 54: 5–17.
- Baskin C.C., Baskin J.M. 2014. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Ed. 2. Academic Press, San Diego.
- Cochrane A. 2016. Can sensitivity to temperature during germination help predict global warming vulnerability? *Seed Science Research*, 26: 14–29.
- Fenner M., Thompson K. 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Finch J., Walck J.L., Hidayati S.N., Kramer A.T., Lason V., Havens K. 2018. Germination niche breadth varies inconsistently among three *Asclepias* congeners along a latitudinal gradient. *Plant Biology*, 21: 425–438.
- Finch-Savage W.E., Leubner-Metzger G. 2006. Seed dormancy and the control of germination. *New Phytologist*, 171: 501–523.
- Flanigan N.P., Bandara R., Wang F., Jastrzębowski S., Hidayati S.N., Walck J.L. Germination responses to winter warm spells and warming vary widely among woody plants in a temperate forest. *Plant Biology*, 22: 1052–1061.
- Kundzewicz Z.W., Matczak P. 2012. Climate change regional review: Poland. *WIREs Climate Change*, 3: 297–311.
- Jastrzębowski S., Ukalska J., Guziejko A., Puchałka R. 2021. Current and predicted future winter warm spells would affect Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) seeds in the early stage of germination more than in the late stage of germination. *Forests* 12(6):796. <https://doi.org/10.3390/f12060796>.
- Merritt D.J., Dixon K.W. 2011. Restoration seed banks – A matter of scale. *Science*, 332: 424–425.
- Mondoni A., Rossi G., Orsenigo S., Probert R.J. 2012. Climate warming could shift the timing of seed germination in alpine plants. *Annals of Botany*, 110: 155–164.
- Orsenigo S., Mondoni A., Rossi G., Abeli T. 2014. Some like it hot and some like it cold, but not too much: plant responses to climate extremes. *Plant Ecology*, 215: 677–688.
- Piniewski M., Mezghani A., Szczesniak M., Kundzewicz Z.W. 2017. Regional projections of temperature and precipitation changes: robustness and uncertainty aspects. *Meteorologische Zeitschrift*, 26: 223–234.
- Saatkamp A., Cochrane A., Commander L., Guja L., Jimenez-Alfaro B., Larson J., Nicotra A., Poschlod P., Silveira F.A.O., Cross A., Dalziell E., Dickie J., Erickson T., Fidelis A., Fuchs A., Gołos P., Hope M., Lewandowski W., Merritt D., Miller B., Miller R., Offord C., Ooi M., Satyanti A., Sommerville K., Tangney R., Tomlinson S., Turner S., Walck J.L. 2018. A research agenda for seed-trait functional ecology. *New Phytologist*, 221: 1764–1775.
- Szwed M., Pińskwar I., Kundzewicz Z.W., Graczyk D., Mezghani A. 2017. Changes in snow cover in Poland. *Acta Geophysica*, 65: 65–76.
- Walck J.L., Dixon K. 2009. Time to future-proof plants in storage. *Nature*, 462: 721.
- Walck J.L., Hidayati S.N. 2004. Germination ecophysiology of the western North American species *Osmorhiza depauperata* (Apiaceae): implications of preadaptation and phylogenetic niche conservatism in seed dormancy evolution. *Seed Science Research*, 14: 387–394.

- Walck J.L., Hidayati S.N. 2022. Plant regeneration from seeds in the temperate deciduous forest zone under a changing climate. In: Baskin CC, Baskin JM (editors). *Plant regeneration from seeds: a global warming perspective*. Elsevier.
- Walck J.L., Hidayati S.N., Dixon K.W., Thompson K., Poschlod P. 2011. Climate change and plant regeneration from seeds. *Global Change Biology*, 17: 2145–2161.

Andrzej Lewandowski, Daniel J. Chmura

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, Kórnik
{alew, djchmura}@man.poznan.pl

Potrzeba nowych strategii hodowlanych w obliczu zmieniającego się klimatu

WSTĘP

Prognozowane w ciągu tego wieku przemiany w ekosystemach leśnych, związane z przewidywanymi zmianami klimatu, zapowiadają zmiany o charakterze wręcz rewolucyjnym. Nasze drzewa leśne są w większości organizmami długowiecznymi, a więc będą narażone na znaczne zmiany warunków klimatycznych w ciągu swojego życia. Poszczególne osobniki w pewnym stopniu potrafią się aklimatyzować się do warunków środowiska, w którym rosną. Adaptacja na poziomie populacyjnym zachodzi głównie na drodze doboru naturalnego oraz migracji. Scenariusze zmian klimatu wskazują jednak, że tempo w jakim zachodzą te procesy może być niewystarczające by nadążyć za prędko zmieniającym się klimatem (Aitken i in. 2008).

Z pewnością jednym z największych wyzwań, przed jakim stoi polskie leśnictwo, jest opracowanie i przyjęcie odpowiednich strategii hodowlanych, które zagwarantują zarówno stabilność ekosystemów leśnych, jak i ciągłość dostaw drewna. W ramach zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej, już dzisiaj prowadzi się przebudowę naszych lasów. Kluczowym elementem stosowanej strategii jest dostosowanie składu gatunkowego i struktury genetycznej populacji do warunków siedliskowych oraz stopniowe zwiększanie bioróżnorodności ekosystemów leśnych w celu polepszenia ich stabilności. Jednak w związku z dynamiką przewidywanych zmian, działania te mogą okazać się niewystarczające. Dlatego należy rozważyć także rozwiązania niekonwencjonalne, pozwalające na dodatkowe rozproszenie ryzyka hodowlanego. Na tych nowych strategiach skupimy uwagę w naszym artykule.

PRZYSTOSOWANIE DRZEW I LASÓW DO ZMIAN KLIMATU

Zmiany klimatu i związane z nimi zjawiska oddziałują na całe ekosystemy, prowadząc do zmiany warunków bytowania drzew. Poszczególne gatunki drzew reagują na te zmiany w odmienny sposób (Sáenz-Romero i in. 2019), dlatego niezmiernie

trudno jest dokładnie przewidzieć reakcję tak złożonych ekosystemów, jakimi są lasy. W tym kontekście nie należy gatunku traktować jako spójnej całości, ponieważ populacje wewnątrz gatunku często różnią się od siebie pod względem zarówno zmienności genetycznej, jak i cech związanych z przystosowaniem. Przystosowanie (adaptacja) do lokalnych warunków środowiska w długim okresie zachodzi na drodze procesów ewolucyjnych. Osobniki najlepiej dostosowane mają wysoki udział w przekazywaniu swoich genów do pokolenia potomnego, przez co wzrasta również poziom przystosowania populacji. Zdolność przystosowawcza jest więc właściwością populacji zależną od poziomu zmienności genetycznej. W odniesieniu do przystosowania poszczególnych osobników (aklimatyzacji) ważna jest również plastyczność fenotypowa, tj. zdolność danego genotypu do zróżnicowanej ekspresji cech w zależności od zmienności środowiskowej (czasowej lub przestrzennej). Zarówno zdolność przystosowawcza, jak i plastyczność fenotypowa mają znaczenie dla długoterminowego przetrwania populacji drzew. Populacje bardziej plastyczne będą w stanie dłużej przetrwać w zmieniającym się środowisku. Jednak duża plastyczność fenotypowa może również ograniczać lub spowalniać przystosowanie ewolucyjne populacji (Oostrą i in. 2018).

Prognozowane reakcje drzew i ich adaptacja do nowych warunków zmieniającego się klimatu są zazwyczaj rozpatrywane z punktu widzenia praw i zasad klasycznej genetyki mendelowskiej. Zgodnie z tymi zasadami, dostosowanie danego gatunku wymaga zmian w jego materiale genetycznym, przy czym są to zmiany o charakterze trwałym i zazwyczaj wymagają długiego czasu do ich utrwalenia w populacji. W ostatnim czasie pojawia się coraz więcej doniesień wskazujących, że zjawiska adaptacyjne nie zawsze dobrze wpisują się w ramy klasycznej genetyki. Drzewa, ze względu na swoją długowieczność i osiadły tryb życia, aby funkcjonować w zmieniającym się środowisku, wymagają bardziej elastycznych i wydajnych strategii opartych na adaptacyjnym potencjale istniejącej informacji genetycznej. Istotną rolę odgrywać mogą tu mechanizmy epigenetyczne, obejmujące modyfikacje chemiczne DNA (metylacja), które wpływają na ekspresję genów, określając w jaki sposób genotyp przełoży się na fenotyp. Mechanizmy epigenetyczne pozwalają zatem na wykorzystanie tej samej informacji genetycznej w różny sposób, umożliwiając jednocześnie szybką i odwracalną reakcję na zmieniające się warunki otoczenia (Raj i in. 2011; Jablonka 2013; Boquete i in. 2021). Reakcja ta, w przeciwieństwie do zmian w kodzie genetycznym, nie wymaga wielu pokoleń, a więc czasu, którego w obliczu szybkich zmian klimatu drzewa nie mają. Wydaje się, że niektóre nabyte w ramach modyfikacji epigenetycznych cechy adaptacyjne mogą być dziedziczone, wpływając tym samym na dostosowanie i ewolucję zarówno gatunku, jak i poszczególnych jego populacji (Jablonka 2013; Iwasaki i Paszkowski 2014).

W wyniku zmian klimatu, coraz więcej nowych obszarów może stawać się potencjalnie dostępnych dla gatunków drzew leśnych, jak miało to miejsce podczas kolonizacji po okresach zlodowaceń (Hewitt 1999). Migracja na nowe tereny jest możliwa jednak pod warunkiem dostępności odpowiednich warunków siedliskowych oraz braku barier dla obsiewu nasion i powstania nowego pokolenia drzew.

FUNKCJE LASU

Gospodarka leśna prowadzona w naszym kraju jest zrównoważona i wielofunkcyjna. Zagadnienie wielofunkcyjności lasu jest jednak często postrzegane jako dogmat w sensie równoważnego traktowania wszystkich funkcji lasu – ochronnych, ekosystemowych, społecznych i produkcyjnych – w odniesieniu do konkretnego fragmentu lasu. Wiadomo jednak, że poszczególne drzewostany, w zależności od swojego charakteru, lokalizacji, historii i innych czynników, pełnią te funkcje w różnym stopniu. Możliwe jest więc określenie wiodących funkcji lasu, które powinny się równoważyć na wyższym poziomie organizacyjnym niż pojedynczy drzewostan.

Rozróżnienie takie jest ważne z punktu widzenia wrażliwości poszczególnych funkcji ekosystemów leśnych na zmiany klimatu, możliwości wypełniania tych funkcji, a także możliwości przystosowania do prognozowanych zmian klimatu. Przemiany w ekosystemach leśnych, chociażby takie jak zmiana składu gatunkowego, pociągną za sobą również zmiany w stopniu możliwości spełniania różnych funkcji lasu. Bazując na ocenie zagrożenia ekosystemów leśnych i możliwości ich przystosowania, należy przede wszystkim odpowiedzieć na pytanie, które funkcje lasu będą najbardziej ograniczone (Chmura i in. 2010). Wiodąca funkcja lasu będzie również determinowała możliwość zastosowania odpowiednich zabiegów i podjęcia prawidłowych strategii w kierunku przystosowania do zmian klimatu (Szmyt 2020). Niektóre z nich mogą nie być akceptowane na obszarach, gdzie funkcje ochronne czy społeczne lasu wysuwają się na pierwszy plan. Mogą być natomiast pożądane, czy wręcz konieczne, w odniesieniu do funkcji produkcyjnej. W dalszej części skupimy się na opcjach przystosowawczych związanych głównie z utrzymaniem produkcyjnej funkcji lasu. Może to wiązać się z koniecznością przedefiniowania wielofunkcyjności leśnictwa w kierunku wydzielenia obszarów leśnych o funkcji typowo produkcyjnej, przy odpowiednim udziale przestrzennym w powierzchni leśnej całego kraju.

NOWE STRATEGIE HODOWLANE

Hodowla selekcyjna drzew leśnych w Polsce rozpoczęła się w latach 50-tych ubiegłego wieku od wyboru drzew doborowych. W następnych dekadach ciężar prac

selekcyjnych przesunął się jednak w kierunku selekcji populacyjnej i ten nurt jest kontynuowany jako główny w toku realizacji kolejnych programów zachowania leśnych zasobów genowych i hodowli selekcyjnej drzew w Polsce (Chałupka i in. 2011). Wyniki badań prowadzonych w programach hodowli selekcyjnej różnych gatunków drzew leśnych wskazują, że zrealizowany zysk genetyczny wyrażony przyrostem miąższości można zwiększyć o ponad 25%, stosując nasiona z plantacji nasiennych kolejnych generacji, w porównaniu do materiału nieulepszzonego (Butcher i Hopkins 1993; Carson i in. 1999a, b; Ye i in. 2010). Plantacje nasienne są jednak elementem związanym z selekcją indywidualną. W związku z tym, już od dawna apelujemy, aby w celu podniesienia zdolności przyrostowej drzewostanów produkcyjnych w naszym kraju, położyć znacznie wyższy niż dotychczas nacisk na selekcję indywidualną.

Skrócenie cyklu rotacji jest proponowane w literaturze jako jedna z opcji przystosowawczych do zmian klimatu (Chmura i in. 2010). Z uwagi na rosnące niedopasowanie lokalnych populacji drzew do nowego klimatu, utrzymanie drzewostanu w odpowiedniej kondycji do zakładanego dotychczas wieku rębności może okazać się niemożliwe lub bardzo trudne w przyszłości. Produkcja drewna w skróconych cyklach może to ryzyko rozpraszać na dwa sposoby: 1) przeciwdziałając rozpadowi drzewostanów i wykorzystując intensywny przyrost masy drzewnej w drzewostanach średniowiekowych; 2) zastępując populację o malejącym przystosowaniu, materiałem o potencjalnie lepszym dostosowaniu do nowych warunków klimatycznych. Poza tym, krótszy cykl hodowlany może przyspieszać i utrwaląc zmiany o charakterze epigenetycznym, odpowiadające za lepszą adaptację drzew do zmieniającego się klimatu. Skrócenie cyklu rotacji wydaje się również uzasadnione w świetle najnowszych wyników, wskazujących na przyspieszenie tempa wzrostu drzew w naszych lasach w ciągu ostatniego wieku (Socha i in. 2021).

Modelowanie rozmieszczenia gatunków drzew z zastosowaniem modeli bioklimatycznych wskazuje, że nisze klimatyczne będą zmieniały swoje położenie geograficzne wraz z ocieplaniem klimatu, co przyczyni się do zmian naturalnych zasięgów gatunków (Saltré i in. 2015; Dydowski i in. 2018). Takie modele są przydatne do prognozowania przyszłości gatunków w skali kontynentalnej; tracą jednak swoje znaczenie w mniejszej skali przestrzennej, a ponadto często ignorują zjawiska istotne dla kształtowania zasięgów, takie jak bariery dla migracji, interakcje biotyczne, czy przystosowanie ewolucyjne populacji wewnątrz gatunków (Pearson i Dawson 2003). Dopiero w ostatnim czasie zaczęto opracowywać modele, które poprzez zastosowanie zależności między klimatem a zmiennością cech fenotypowych są w stanie powiązać prognozowane zmiany zasięgów gatunków ze zdolnością przystosowania populacji (Benito Garzón i in. 2019; Chakraborty i in. 2019). Wspomagana migracja jest wysuwana jako jedna z opcji przystosowania leśnictwa do zmian klimatu.

Opcja ta w swojej najbardziej „drastycznej” formie, jako przenoszenie gatunków w nowe miejsca, spotyka się z uzasadnioną krytyką. W odniesieniu do gatunków drzew leśnych, częściej jednak jest mowa o wspomaganym przepływie genów, niż o przenoszeniu gatunków (Aitken i in. 2008; O’Neill i in. 2008; Aitken i Bemmels 2016; Sáenz-Romero i in. 2020). W tej formie wspomagana migracja polega na wprowadzaniu do puli genowej rodzimych gatunków, genów z populacji z innych rejonów naturalnego zasięgu, co może zwiększyć przystosowanie drzew do prognozowanego klimatu. W naszej opinii, opcja taka jest jak najbardziej zasadna w odniesieniu do populacji hodowlanych (sztucznych), służących do celów produkcyjnych. Zanim jednak zacznie się do naszych populacji wprowadzać geny spoza granic Polski, należy najpierw w trybie pilnym założyć plantacje nasienne, na których byłyby obecne osobniki reprezentujące cały krajowy zasięg danego gatunku. Pierwsza tego typu plantacja powinna być założona dla sosny zwyczajnej, naszego najważniejszego gatunku lasotwórczego. Można mieć nadzieję, że wymiana genów pomiędzy różnymi ekotypami zgromadzonymi w jednym miejscu dałaby potencjalnie bardziej zróżnicowany materiał przeznaczony do dalszej selekcji. W kolejnym etapie na tego typu plantacje można byłoby sprowadzać odpowiedni materiał spoza granic naszego kraju. Innym, z pewnością bardziej kontrowersyjnym działaniem w ramach migracji wspomaganej, jest hodowla gatunków nierodzimych, jak np. robinia akacjowa czy daglezwia, które, jak wskazują prognozy, mogą być znacznie lepiej przystosowane do zmienionych warunków klimatycznych niż nasze rodzime gatunki.

Możliwość i konieczność wykorzystania wymienionych powyżej opcji i zabiegów w leśnictwie prowadzi do niekonwencjonalnego rozwiązania, które proponujemy – **bloków upraw specjalnych (BUS)**. Uprawy takie mogłyby być zakładane na podobnych zasadach jak bloki upraw pochodnych. Ich podstawowym celem byłaby jednak nie ochrona cennych genotypów, a opłacalna produkcja drewna w średnich, ok. 40-60-letnich, cyklach. Materiał sadzeniowy do zakładania tych upraw powinien pochodzić z plantacji nasiennych, będących rezultatem intensywnej selekcji indywidualnej. BUS powinny być wyłączone z obowiązującej regionalizacji nasiennej, ponieważ stanowiłyby ostatnie ogniwo łańcucha hodowli selekcyjnej, wprowadzając zysk genetyczny do praktyki leśnej. BUS byłyby elementem „populacji hodowlanej” danego gatunku, a ich pozyskanie przed okresem intensywnego obradzenia nasion redukowałoby ich udział w lokalnej puli genowej. Wyłączenie ich z regionalizacji leśnej umożliwiłoby elastyczne planowanie przenoszenia materiału sadzeniowego, zgodnie z potrzebami wynikającymi z zachodzących zmian klimatu. Należy również rozważyć możliwość uprawy wysoko produkcyjnych gatunków obcych w ramach BUS.

Skala udziału BUS w ogólnej powierzchni leśnej wymaga dyskusji, w tym szerokich konsultacji społecznych. Powinna ona jednak kompensować utratę produkcji

związaną z desygnowaniem innych obszarów leśnych do pełnienia głównie poza-produkcyjnych funkcji lasu. Jednak dla opłacalnej hodowli takich drzewostanów potrzebny jest wysokiej wartości wyselekcjonowany materiał sadzeniowy różnych gatunków, w tym gatunków obcych. Dlatego niezbędne jest niezwłoczne podjęcie prac nad uzyskaniem tego rodzaju materiału.

PODSUMOWANIE

Obecnie zachodzące zmiany, a także modelowane prognozy wskazują na kierunkową zmianę klimatu na przestrzeni wieku. Skala tych zmian i ich efekty obciążone są w dużym stopniu niepewnością, co nie powinno jednak powstrzymać zarządzających lasami przed podejmowaniem decyzji wspomagających przystosowanie lasów do prognozowanych zmian. Ekosystemy leśne, z dużym prawdopodobieństwem, nie zginą z naszego krajobrazu, jednak stopień w jakim dostarczają one różnorodnych dóbr i świadczeń może się zmienić. Z punktu widzenia utrzymania produkcyjnej funkcji lasu proponujemy nowe rozwiązanie – BUS – bloki upraw specjalnych. W ramach BUS, których nadrzędnym i właściwie jedynym celem byłaby produkcja drewna, postulujemy wykorzystanie hodowli selekcyjnej opartej na intensywnej selekcji indywidualnej, skrócenie cyklu produkcyjnego i umożliwienie przenoszenia materiału sadzeniowego (wspomagana migracja), tak by w elastyczny sposób reagować w celu przeciwdziałania negatywnym skutkom zmieniającego się klimatu.

Wprowadzenie w życie wielu z proponowanych przez nas rozwiązań będzie wymagało zmian w obowiązujących przepisach, co wymaga czasu. Dotyczy to między innymi regionalizacji nasiennej, która może być jedną z głównych przeszkód uniemożliwiających przenoszenie materiału nasiennego w odpowiednim zakresie. Wyłączenie BUS z obowiązujących przepisów dotyczących wieku rębności drzewostanów oraz regionalizacji nasiennej pozwoliłoby na rozpoczęcie niezbędnych prac już dziś.

Summary

Andrzej Lewandowski, Daniel J. Chmura

Institute of Dendrology of the Polish Academy of Sciences, Kórnik
{alew, djchmura}@man.poznan.pl

The need for new breeding and silvicultural strategies in the face of climate change

The climate-induced transformations in forest ecosystems forecasted for this century, are to bring revolutionary changes. Therefore, one of the biggest challenges facing the Polish forestry is to develop and adopt appropriate strategies that will guarantee both the stability of forest ecosystems and the continuity of wood supply. Under sustainable, multifunctional forest management, our forests are being converted already today.

The key element of the strategy is to adapt species compositions and genetic structures of the population to habitat conditions and to gradually increase the biodiversity of forest ecosystems in order to improve their stability. However, due to the dynamics of anticipated changes, these actions may prove to be insufficient. Therefore, unconventional solutions that allow additional dispersion of silvicultural risk should also be considered. One of such activities may be assisted migration involving transfer of genes from other regions within the range to the gene pools of our species, that would facilitate adaptation of trees to the forecasted climate conditions.

We believe that before genes from outside of Poland are introduced to our populations, seed orchards with individuals representing the entire national range of given species should be urgently established. The first orchard of this type should be established for Scots pine, our most important forest species. Hopefully, the exchange of genes between different ecotypes gathered in one place would give potentially more diverse material for further selection.

In the next stage, appropriate individuals from abroad could be imported to the orchards of this type. Another, certainly much more controversial activity within the assisted migration, is breeding of non-native species such as black locust or Douglas fir, which, as forecasts suggest, could be much better adapted to new climatic conditions than native species.

Another unconventional solution that we propose could be blocks of special purpose plantations (BUS), established on similar principles as blocks of progeny plantations. However, their primary goal would not be to protect valuable genotypes but to profitably produce wood in approximately 40-60-year long cycles. Short rotations would allow for dispersion of breeding risk, while allowing for faster selection of properly selected material. Moreover, a short breeding cycle can accelerate and fix epigenetic changes that are responsible for better adaptation of trees to the changing climate. However, to be able to profitably grow such stands, high-value selected planting material of various species, including alien species, is needed.

As shown by the research results, by using seeds from the next generation of seed orchards the realized genetic gain, expressed in volume gain, can be increased by over 25% compared to the unimproved material. We have, therefore, long been calling for the need to place a much greater emphasis on individual selection in our country. The implementation of many proposed solutions will require changes to existing regulations and will take time. This applies, *inter alia*, to seed regionalization (zoning), which may be one of the main obstacles preventing the flexible use of seed material in combating the effects of climate change. It can be assumed that at the initial stage, the unconventional activities described above would be implemented only as part of the BUS program plantations. Their primary goal would be to optimize selection and breeding activities in response to the changing climate, excluding legislation that currently prevents such activities. This solution would allow to start relevant work today, without waiting for changes in the relevant rules.

LITERATURA

- Aitken S.N., Yeaman S., Holliday J.A., Wang T., Curtis-McLane S. 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications*, 1: 95–111.
- Aitken S.N., Bemmels J.B. 2016. Time to get moving: assisted gene flow of forest trees. *Evolutionary Applications*, 9: 271–290.
- Benito Garzón M., Robson T.M., Hampe A. 2019. *TraitSDMs: species distribution models that account for local adaptation and phenotypic plasticity*, Blackwell Publishing Ltd., 222: 1757–1765.
- Boquete M.T., Muyle A., Alonso C. 2021. Plant epigenetics: phenotypic and functional diversity beyond the DNA sequence. *American Journal of Botany*, 108: 553–558.
- Butcher T.B., Hopkins E.R. 1993. Realized gains from breeding *Pinus pinaster*. *Forest Ecology and Management*, 58: 211–231.
- Carson S.D., Garcia O., Hayes J. D. 1999a. Realized gain and prediction of yield with genetically improved *Pinus radiata* in New Zealand. *Forest Science*, 45: 186–200.
- Carson S.D., Kimberley M.O., Hayes J.D., Carson M.J. 1999b. The effect of silviculture on genetic gain in growth of *Pinus radiata* at one-third rotation. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1979–1984.
- Chakraborty D., Schueler S., Lexer M J., Wang T. 2019. Genetic trials improve the transfer of Douglas-fir distribution models across continents. *Ecography*, 42: 88–101.
- Chałupka R., Matras J., Barzdajn W., Burczyk J., Fonder W., Grądzki T., Gryzłó Z., Kacprzak P., Kowalczyk J., Kozioł C., Pytko T., Rzońca Z., Sabor J., Szelaż Z., Tarasiuk S. 2011. Program zachowania leśnych zasobów genowych i hodowli selekcyjnej drzew w Polsce na lata 2011–2035. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 142. ISBN 978-83-61633-60-0.

- Chmura D.J., Howe G.T., Anderson P.D., St. Clair J.B. 2010. Przystosowanie drzew, lasów i leśnictwa do zmian klimatycznych. *Sylwan*, 154: 587–602.
- Dyderski M.K., Paz S., Frelich L.E., Jagodzinski A.M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24: 1150–1163.
- Hewitt G.M. 1999. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society*, 68: 87–112.
- Iwasaki M., Paszkowski J. 2014. Epigenetic memory in plants. *The EMBO Journal*, 33: 1987–1998.
- Jablonka E. 2013. Epigenetic inheritance and plasticity: the responsive germline. *Progress in Biophysics and Molecular Biology*, 111: 99–107.
- O'Neill G.A., Ukrainetz N.K., Carlson M.R., Cartwright C.V., Jaquish B.C., King J.N., Krakowski J., Russell J.H., Stoehr M.U., Xie C., Yanchuk A.D. 2008. Assisted migration to address climate change in British Columbia: recommendations for interim seed transfer standards. Technical Report 048. B.C. Ministry of Forests and Range, Research Branch, Victoria, B.C. Canada.
- Oostra V., Saastamoinen M., Zwaan B.J., Wheat C.W. 2018. Strong phenotypic plasticity limits potential for evolutionary responses to climate change. *Nature Communications*, 9: 1005.
- Pearson R.G., Dawson T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361–371.
- Raj S., Bräutigam K., Hamanishi E.T., Wilkins O., Thomas B.R., Schroeder W., Mansfield S.D., Plant A.L., Campbell M.M. 2011. Clone history shapes *Populus* drought responses. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108: 12521–12526.
- Sáenz-Romero C., Kremer A., Nagy L., Újvári-Jármay É., Ducouso A., Kóczán-Horváth A., Hansen J.K., Mátyás C. 2019. Common garden comparisons confirm inherited differences in sensitivity to climate change between forest tree species. *PeerJ*, 1: 1–28.
- Sáenz-Romero C., O'Neill G., Aitken S.N., Lindig-Cisneros R. 2020. Assisted migration field tests in Canada and Mexico: lessons, limitations, and challenges. *Forests*, 12: 9.
- Saltré F., Duputié A., Gaucherel C., Chuine I. 2015. How climate, migration ability and habitat fragmentation affect the projected future distribution of European beech. *Global Change Biology*, 21: 897–910.
- Socha J., Solberg S., Tyimińska-Czabańska L., Tompalski P., Vallet P. 2021. Height growth rate of Scots pine in Central Europe increased by 29% between 1900 and 2000 due to changes in site productivity. *Forest Ecology and Management* 490: 119102–119102.

- Szmyt J. 2020. Hodowla lasu wobec zmian klimatycznych – wyzwania, ograniczenia, perspektywa. *Sylvan*, 164: 881–895.
- Ye T.Z., Jayawickrama K.J.S., St Clair J.B. 2010. Realized gains from block-pot Coastal Douglas-fir trials in the northern Oregon Cascades. *Silvae Genetica*, 59: 29–39.

Arkadiusz Bruchwald, Elżbieta Dmyterko

Instytut Badawczy Leśnictwa
A. Bruchwald@ibles.waw.pl

Kształtowanie składu gatunkowego lasów Karpát i Sudetów w zmieniających się warunkach klimatu^{1,2}

WSTĘP

W Karpatach i Sudetach zachodzą duże zmiany w składzie gatunkowym lasów, szczególnie pod wpływem zmieniających się warunków klimatycznych, głównie intensywnych susz oraz silnych wiatrów.

Notowane od ponad 100 lat zmiany klimatu przejawiają się m.in. wzrostem średniej temperatury powietrza atmosferycznego i odmiennym rozkładem opadów atmosferycznych w ciągu roku. Miesiące zimowe charakteryzują się niewielką pokrywą śnieżną, a więc niskimi opadami, niskie opady atmosferyczne występują również w kwietniu i czerwcu oraz na jesieni. Gdy niskie opady wystąpią także w lipcu i sierpniu, a więc w miesiącach o stosunkowo wysokiej temperaturze powietrza, wówczas sezon wegetacyjny charakteryzuje się ujemnym klimatycznym bilansem wodnym, co oznacza dla roślin suszę.

W XXI wieku w Beskidach Zachodnich odnotowano lata z niskim klimatycznym bilansem wodnym, a rekordowym w tym regionie był rok 2006 (Durło 2007). Na suszę zareagował zwłaszcza świerk pospolity (*Picea abies*), gatunek drzewa wymagający do niezakłóconego wzrostu i rozwoju dość dużej ilości wody. W drzewostanach świerkowych dominujących w Beskidach Zachodnich stwierdzono intensywne zamieranie drzew, trwające nadal. W 2015 r. odnotowano również najniższą wartość klimatycznego bilansu wodnego w ciągu ostatnich 38 lat w Sudetach (Durło 2019).

¹ Praca powstała w ramach projektu „Model składu gatunkowego drzewostanu Karpat i Sudetów”, realizowanego z Funduszu Badań Własnych IBL w latach 2017–2019.

² Część wyników badań, dotycząca składu gatunkowego drzewostanów Sudetów prezentowana była na: Krajowej Konferencji Hodowlanej „Wykorzystanie doświadczeń i wiedzy hodowli lasu w adaptacji do zmian klimatu”, organizowanej przez DGLP w Łagowie /23-24.10.2019 r./ oraz na Naradzie jednostek organizacyjnych RDLP we Wrocławiu w Brunowie /4-5.03.2020 r./.

Celem badań było opracowanie modelu składu gatunkowego drzewostanu Karpat i Sudetów. Stosowanie modelu powinno zmierzać do kształtowania drzewostanów bardziej odpornych na coraz szybciej zmieniający się klimat (wiatr, upały, susze), drzewostanów w miarę możliwości o wysokiej jakości i produktywności, a tym samym wysokiej zdolności do pochłaniania dwutlenku węgla i wydzielania tlenu. Taki skład docelowy, którego realizacja może trwać wiele lat, należy zatem traktować jako kierunek postępowania hodowlanego w kształtowaniu lasów górskich (Dmyterko i in. 2019b).

OBIEKT I METODYKA BADAŃ

Badania przeprowadzono w Karpackiej (VIII) i Sudeckiej (VII) krainie przyrodniczo-leśnej oraz w południowej części krain Małopolskiej (VI) i Śląskiej (V) (Trampler i in. 1990; Kondracki 2009; Zielony i Kliczkowska 2012). W Karpatach wyróżniono 5 regionów: Bieszczady, Beskid Niski, Beskid Żywiecki, Beskid Śląski i Beskid Mały, które w wyniku analizy połączono w większe obiekty w celu określenia w nich składu gatunkowego drzewostanu. Na całym obszarze badań analizie podlegały w całości nadleśnictwa, o dominacji siedlisk górskich i wyżynnych (Dmyterko i in. 2019b).

Karpaty są młodymi górami fałdowymi, powstałymi podczas orogenezy alpejskiej, co odzwierciedla się w ich budowie geologicznej i rzeźbie terenu. Na terenie Polski leżą Karpaty Zachodnie i fragment Karpat Wschodnich, tj. Bieszczady. W Karpatach Zachodnich znajduje się część centralna z trzonami krystalicznymi oraz położona na północ od niej część zewnętrzna nazwana, od budującego ją podłoża, fliszową. W Polsce, część centralna Karpat Zachodnich ogranicza się do Tatr (z najwyższym szczytem w granicach naszego kraju – Rysami – 2 499 m n.p.m.), Podhala i Pienin, natomiast znacznie większa część zewnętrzna obejmuje Beskidy z Pogórzem Karpackim.

Sudety powstały w czasie orogenezy hercyńskiej i obejmują najstarsze góry w Europie: części prekambryjskiego fundamentu (góry: Sowie, Orlickie, Bystrzyckie i Masyw Śnieżnika), sfałdowane skały paleozoiczne (góry: Kaczawskie, Bardzkie i duża część Sudetów Wschodnich), górnopaleozoiczne intruzje granitu bloku łużycko-karkonoskiego oraz Ślęzy, Strzegomia i Strzelina na Przedgórzu Sudeckim, permskie porfiry i melafiry gór: Kamiennych i Wałbrzyskich, a także płytowo ułożone piaskowce kredowe Gór Stołowych oraz trzeciorzędowe bazalty. Rzeźba Sudetów związana jest nie tylko z odpornością budujących ich skał, ale przede wszystkim z trzeciorzędowymi ruchami tektonicznymi, które zrównany stary blok lądowy, przekształciły w góry zrębowe o wysokościach 700–1602 m n.p.m., porozdzielane kotlinami (Jeleniogórską, Kłodzką). Góry te posiadają prawie

płaskie wierzchowiny, strome stoki oraz dużą zmienność form terenu, np. liczne formy wietrzenia skał (Góry Stołowe, Karkonosze).

Klimat Sudetów zaliczany jest do najchłodniejszego i najwilgotniejszego w Polsce, co wpływa na niższą niż w Tatrach granicę lasu (Milewska i in. 1983).

W pracy wykorzystano materiał empiryczny zawarty w bazie danych Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP). Były to zarówno mapy numeryczne nadleśnictw, jak i opisy taksacyjne poszczególnych drzewostanów, co pozwoliło na zastosowanie modelu wzrostu drzewostanu (Bruchwald 1986, 2001) i modelu ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr (Bruchwald i Dmyterko 2010a, 2011, 2013; Bruchwald i in. 2018).

Analiza dotyczyła również pozyskania surowca drzewnego z lat 2015–2018, obejmującego drzewa żywe, drewno pokłeskowe oraz posusz. Pozyskaną miąższość porównywano z etatem, uzyskanym za pomocą modelu wzrostu drzewostanu (Bruchwald 1986), symulującym wzrost w niezakłóconych warunkach i nazwano go etatem modelowym (Dmyterko i Bruchwald 2018a, 2019b). Etat modelowy wyznaczono dla drzewostanów, dla których należy określić rozmiar użytkowania przedrębego i rębego, z pominięciem gospodarstwa specjalnego. Wyznaczanie drzewostanów rębnych i etatu oparto na obowiązującym w Polsce wieku rębności. W pracy zastosowano iloraz miąższości posuszu z okresów 2015–2018 i 2011–2014, będący wskaźnikiem intensywności zamierania drzew (Dmyterko i Bruchwald 2019c).

WYNIKI BADAŃ

ZAŁOŻENIA I ETAPY TWORZENIA MODELU SKŁADU GATUNKOWEGO DRZEWOSTANU

W nadleśnictwach wchodzących w obszar badań występują wszystkie górskie typy siedliskowe lasu, dominujące na tym terenie oraz wszystkie typy wyżynne, a także niektóre typy nizinne.

Tworzenie modelu składu gatunkowego drzewostanu oparto na następujących zasadach.

1. Podstawą planowania składu gatunkowego drzewostanu jest typ siedliskowy lasu skorygowany bonitacją.
2. W modelu uwzględniono różnice w składzie gatunkowym między trzema obiektami (regionami):
 - a. Bieszczad i Beskidu Niskiego,
 - b. Beskidu Zachodniego (Beskid Żywiecki, Śląski i Mały),
 - c. Sudetów.

3. Uwzględniono również:

- zmiany zachodzące w składzie gatunkowym lasów poszczególnych regionów,
- odporność gatunków drzew na wiatr i suszę,
- różne gatunki drzew, w tym gatunki obcego pochodzenia,
- położenie drzewostanu w strefie Natura 2000 lub poza strefą,
- możliwości produkcyjne drzewostanów, w tym jakość surowca drzewnego uzyskiwanego z określonego gatunku drzewa,
- cechy główne orografii terenu: wysokość położenia drzewostanu nad poziomem morza, wystawę i nachylenie stoków.
- dziesięć szczegółowych form terenu (Weiss 2001; Socha 2010), w tym:
 - i. wąwozy i głęboko wcięte doliny,
 - ii. zagłębienia na stokach, płytkie doliny,
 - iii. zagłębienia na wzniesieniach,
 - iv. doliny U-kształtne,
 - v. równiny,
 - vi. otwarte stoki,
 - vii. połoniny, płaskie szczyty,
 - viii. lokalne grzbiety,
 - ix. grzbiety na stokach, małe wzniesienia na równinach,
 - x. szczyty i wysokie grzbiety.

Opracowanie modelu składu gatunkowego drzewostanu realizowano w pięciu następujących etapach (Bruchwald i in. 2016):

- Pierwszym – **wstępnym**, definiując analizowany obiekt, np. mezoregion i ustalając nadleśnictwa lub ich części (np. leśnictwa), a tym samym drzewostany wchodzące w skład obiektu. Dla każdego drzewostanu określono typ siedliskowy lasu i bonitację, cechy główne orografii terenu oraz 10 form rzeźby terenu, zgodnie z klasyfikacją „Landform” (Weiss 2001; Socha 2010).
- Drugim – **historycznym**, analizując procesy przyrodnicze zachodzące w lasach obiektu, a zwłaszcza proces śmiertelności drzew wynikający z przyczyn abiotycznych, biotycznych i antropogenicznych.
- Trzecim – **bieżącym**, rozpoznawczym, określając dla każdego drzewostanu powierzchniowy udział poszczególnych gatunków drzew w obiekcie, z uwzględnieniem typu siedliskowego lasu i cech orografii terenu. Typ siedliskowy lasu korygowano bonitacją drzewostanu, a uwzględniając wymagania ekologiczne gatunków drzew i ich znaczenie gospodarcze – jakość i produktywność – ustalono potencjalne, główne i domieszkowe gatunki drzew dla poszczególnych siedlisk i cech orografii terenu.
- Czwartym – **planowania**, określając miejsca sprzyjające i niesprzyjające wzrostowi poszczególnych gatunków drzew, a więc dostatecznie uwilgotnione lub suche,

otwarte i osłonięte przed wiatrem. Uwzględniając kryteria analizowane we wcześniejszych etapach, w tym ewentualne położenie drzewostanu w strefie Natura 2000, zaplanowano pożądany skład gatunkowy każdego drzewostanu obiektu.

- Piątym – **weryfikacji**, dokonując korekty zaprojektowanego w etapie 4. docelowego składu gatunkowego drzewostanu, w przypadku, gdy warunki wzrostu drzew ulegają istotnej zmianie np. wskutek zmian klimatu.

ZMIANY W SKŁADZIE GATUNKOWYM WYRÓŻNIONYCH REGIONÓW W LATACH 2007–2018

Bieszczady, najbardziej na wschód wysunięty region polskich Karpat, w całości podlegają RDLP w Krośnie. Porastają je głównie lasy mieszane, z dużym udziałem buka i jodły. Z gatunków iglastych znaczący jest tam również udział świerka i sosny, a z liściastych olszy szarej i jaworu. W okresie ostatnich 12 lat (2007–2018) zachodziły w Bieszczadach stosunkowo nieduże zmiany w udziale powierzchniowym poszczególnych gatunków drzew (ryc. 1a). Zmalał udział olszy szarej i sosny, wzrósł natomiast buk i jodły (Dmyterko i Bruchwald 2018b).

Lasy **Beskidu Niskiego** zarządzane są przez RDLP w Krośnie (część wschodnia) i RDLP w Krakowie (część zachodnia). Występują tam zróżnicowane gatunkowo drzewostany, z dużym udziałem jodły i sosny, a z liściastych gatunków drzew buka (ryc. 1b). Niskim udziałem charakteryzuje się świerk (około 5%) i modrzew, a bardzo niskim, poza bukiem, inne liściaste gatunki drzew. W 2007 r. dominował w lasach Beskidu Niskiego buk, o udziale ok. 32%, który do 2018 r. wzrósł o ponad 3%. Wysoki udział jodły, wynoszący w 2007 r. 27,5%, wzrósł również w tym okresie o 3%, natomiast zmalał głównie udział sosny i olszy. Udział świerka kształtował się na stosunkowo niskim poziomie, ponieważ wynosił w 2018 r. 4% (zmalał o 1%) (Bruchwald i in. 2016).

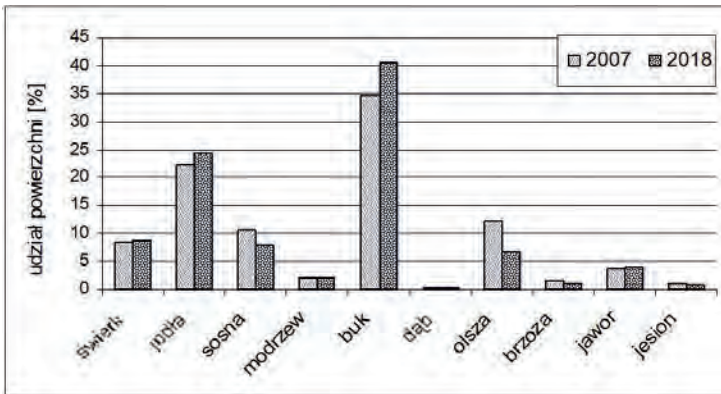
Beskid Żywiecki jest regionem ze stosunkowo wysokimi pasmami górskimi, a na niektórych z nich (Babia Góra-Diablak, Gówniak, Pilsko) występuje górna granica lasu. Lasy tego regionu zarządzane są przez regionalne dyrekcje LP w Katowicach i w Krakowie. Skład gatunkowy tych lasów jest bardzo ubogi, dominuje świerk, którego udział w ostatnich 12 latach zmalał o 17% i osiągnął w 2018 r. 59% (ryc. 1c). Miejsce świerka zajmuje buk o udziale, wynoszącym w 2018 r. 25% (wzrost o 11%) i jodła o udziale 12% (wzrost o 5%) (Dmyterko i in. 2019a, b).

Zróżnicowany pod względem udziału gatunków drzew jest **Beskid Śląski** zarządzany przez RDLP w Katowicach. W 2018 r. dominowały tam dwa gatunki drzew: świerk o udziale 38% i buk z udziałem 31% (ryc. 1d). Udział świerka zmalał w ostatnich 12 latach aż o 21%, a buka wzrósł o 18%. Na uwagę zasługuje wzrost udziału jodły z 2,5 do 6% (Dmyterko i Bruchwald 2018a).

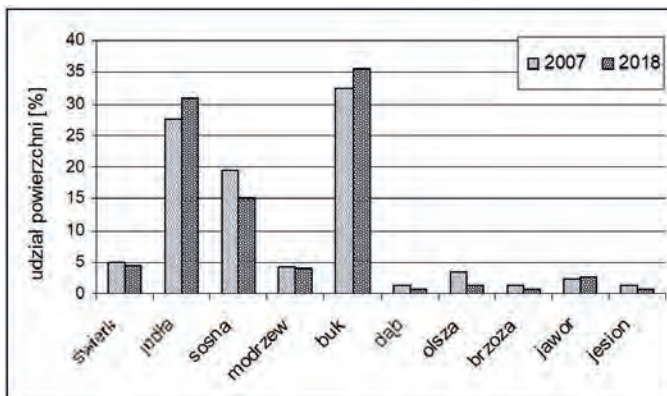
Zarządzany przez RDLP w Katowicach **Beskid Mały** zasługuje na szczególną uwagę, ponieważ drzewostany tego regionu przebudowano już pod koniec XX wieku. W 2007 r. dominował w tamtejszych lasach buk, z udziałem 34%, który wzrósł w 2018 r. do 41% (ryc. 1e). W okresie tym wzrósł również udział jodły z 16 do 23%, natomiast zmalał udział świerka z 27 do 15% i w niewielkim stopniu zmalał udział sosny, dębu i brzozy (Dmyterko, Bruchwald 2019a).

Sudety to bardzo duży region zarządzany przez RDLP we Wrocławiu. Dynamikę zmian składu gatunkowego drzewostanów Ziemi Kłodzkiej (lata 2007–2017) przedstawiono w pracy Dmyterko i Bruchwalda (2019b), natomiast w tym opracowaniu uzupełniono ją o zmiany zachodzące we wszystkich nadleśnictwach tego regionu. Od roku 2007 do 2018 r. udział dominującego tam świerka zmalał z 47 do 44% (ryc. 1f). Zmalał również udział sosny, wzrósł natomiast buka i brzozy. Na uwagę zasługuje dość wysoki udział dębu (11%).

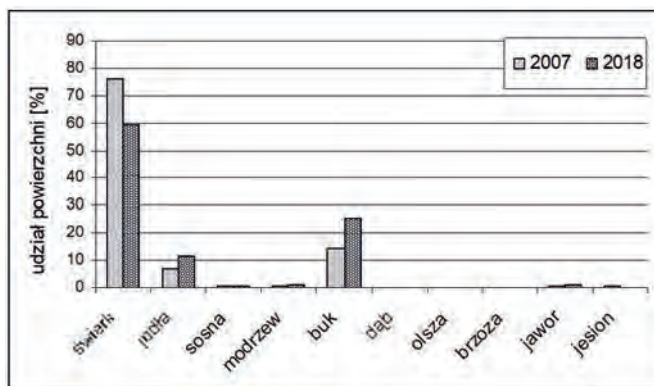
a. Bieszczady



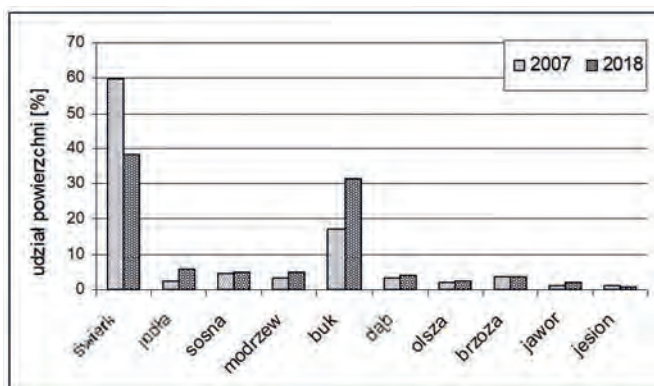
b. Beskid Niski



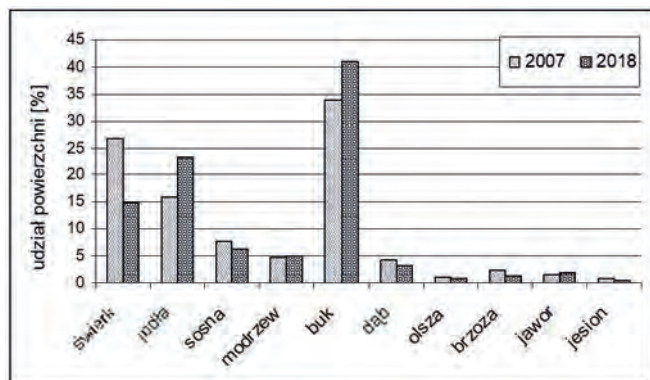
c. Beskid Żywiecki



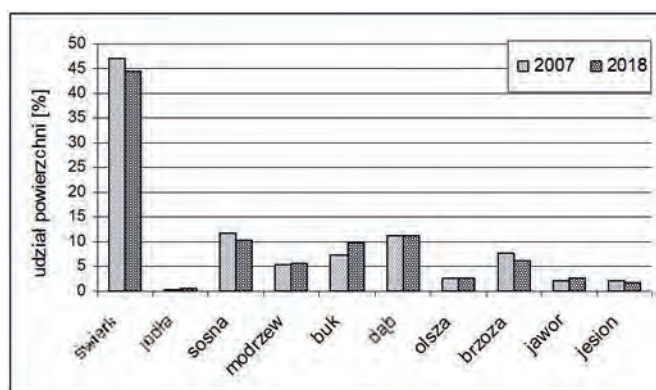
d. Beskid Śląski



e. Beskid Mały



f. Sudety



Rycina 1. Powierzchniowy udział gatunków drzew w wyróżnionych regionach w latach 2007–2018

POZYSKANIE SUROWCA DRZEWNEGO W REGIONACH

Zgodnie z metodyką, ocenę pozyskania surowca drzewnego przeprowadzono za pomocą etatu modelowego (Bruchwald 1986; Dmyterko i Bruchwald 2018a). Ocena porównawcza dotyczyła okresu od roku 2015 do roku 2018.

W **Bieszczadach** w analizowanym okresie zrealizowano rozmiar użytkowania niższy od etatu modelowego (ryc. 2), gdyż pozyskanie kształtowało się na poziomie 60–80% tego etatu. Wynika to m.in. z dużych trudności w dostępie do poszczególnych drzewostanów z odpowiednim sprzętem służącym do zrywki drewna.

W **Beskidzie Niskim** pozyskanie surowca drzewnego było również niższe od etatu określonego modelem wzrostu drzewostanu (ryc. 2). Kształtowało się ono na poziomie 60–70% tego etatu, było więc nieco niższe niż w Bieszczadach.

W **Beskidzie Żywieckim** pozyskanie surowca drzewnego znacznie przekroczyło etat modelowy (ryc. 2). W trzech ostatnich latach stanowiło około 250% etatu, czyli było 2,5 razy wyższe od tego etatu.

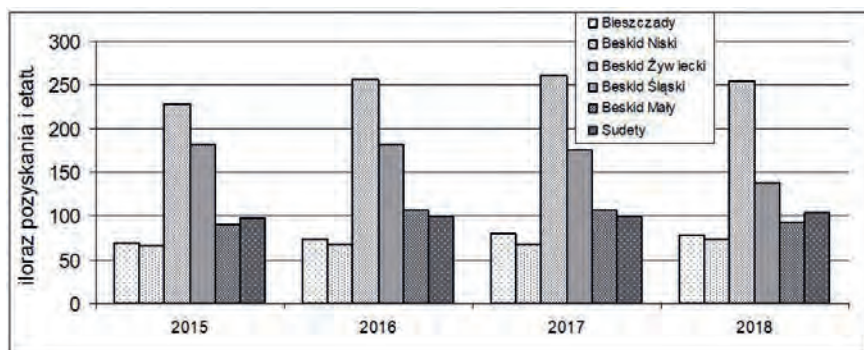
W **Beskidzie Śląskim** pozyskanie surowca drzewnego również przekroczyło etat określony modelem wzrostu drzewostanu (ryc. 2). W latach 2015–2016 pozyskanie stanowiło około 180% etatu i zmalało w 2018 r. do 140% tego etatu.

W **Beskidzie Małym** pozyskanie surowca drzewnego było zbliżone do etatu modelowego (ryc. 2). W latach 2016 i 2017 pozyskanie przewyższało ten etat, a w latach 2015 i 2017 było niższe od etatu; różnice między tymi wielkościami były jednak małe, dochodziły do 10%.

Wolne i systematyczne zmiany w relacji pozyskanie – etat modelowy, zachodziły w **Sudetach** (ryc. 2). W 2015 r. pozyskanie surowca drzewnego stanowiło 97% etatu modelowego i wzrosło do 104% tego etatu w 2018 r.

W pozyskanym surowcu drzewnym wyróżniono drzewa żywe, posusz oraz złomy i wywroty. Analiza tych grup drzew może wyjaśnić przyczyny relacji zachodzącej między pozyskanym surowcem drzewnym i etatem modelowym. Wysoka wartość miąższości pozyskanego surowca drzewnego w stosunku do miąższości etatu modelowego występuje najczęściej wówczas, gdy nie ma potrzeby pozyskania posuszu oraz złomów i wywrotów (brak lub niewielka miąższość tych grup drzew w regionie). Główną przyczyną powstania dużej ilości posuszu w regionie jest susza, szczególnie w sezonie wegetacyjnym, a złomów i wywrotów silny wiatr, wpływający również na ilość wydzielających się drzew (posuszu) w kolejnych latach po jego wystąpieniu.

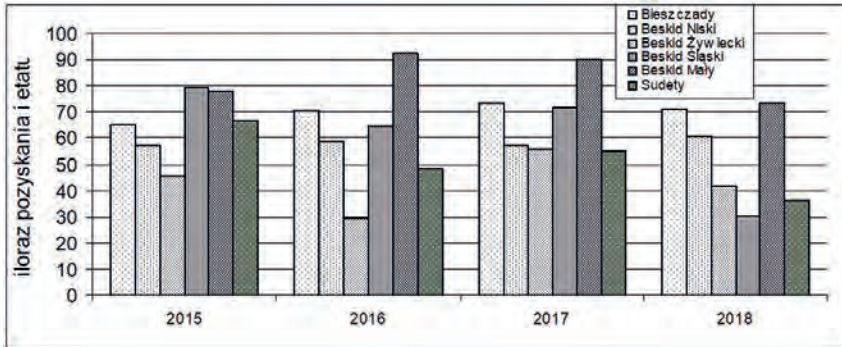
W **Bieszczadach** pozyskanie drzew żywych w stosunku do etatu modelowego kształtowało się od 65 do 74% (ryc. 3) i było średnio o 6% niższe od całości pozyskanego surowca drzewnego w stosunku do etatu. Wynika to z małego pozyskania posuszu oraz drewna pokłękowego w analizowanych latach (ryc. 4, 5). Podobne relacje między pozyskaniem poszczególnych grup drzew i etatem modelowym występowały w **Beskidzie Niskim**. W regionie tym nieznacznie więcej pozyskano posuszu w stosunku do etatu modelowego, o 2–3% oraz złomów i wywrotów, o 6–10%.



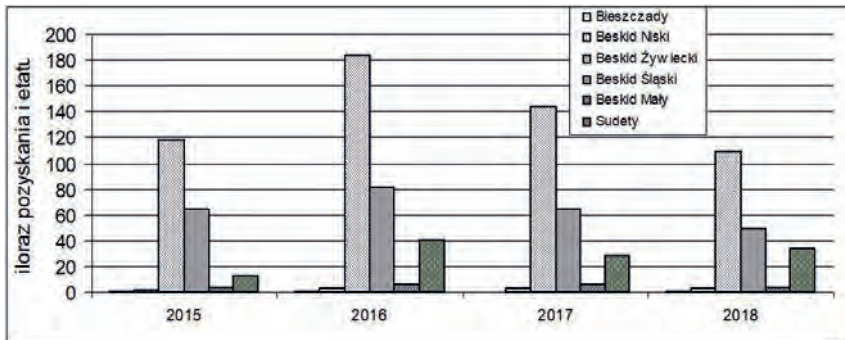
Rycina 2. Iloraz pozyskania surowca drzewnego i etatu modelowego

W **Beskidzie Żywieckim** pozyskanie drzew żywych w stosunku do etatu modelowego było wyraźnie niższe niż w pozostałych regionach, kształtowało się od 30% w 2016 r. do 56% w 2017 r. (ryc. 3). Wynika to z bardzo wysokiego pozyskania posuszu w 2016 r., przekraczającego 180% etatu modelowego, oraz pozyskania złomów i wywrotów, przekraczającego w 2018 r. 100% etatu (ryc. 4, 5). W po-

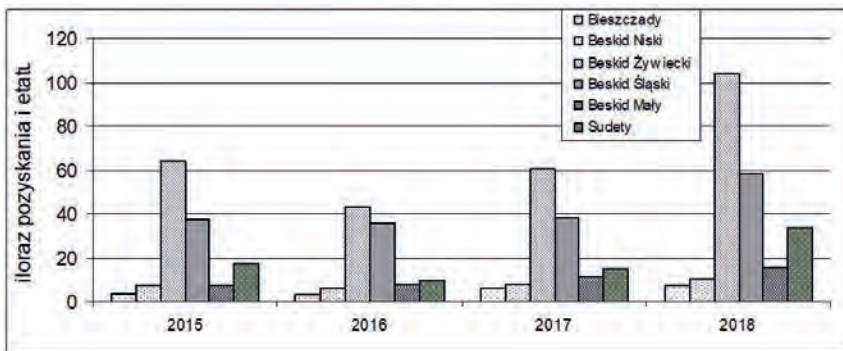
zostałych analizowanych latach pozyskanie posuszu oraz złomów i wyrotów w stosunku do etatu modelowego było również bardzo wysokie.



Rycina 3. Iloraz pozyskania drzew żywych i etatu modelowego



Rycina 4. Iloraz pozyskania posuszu i etatu modelowego



Rycina 5. Iloraz pozyskania drewna pokładowego i etatu modelowego

W **Beskidzie Śląskim** stwierdzono stosunkowo wysokie pozyskanie drzew żywych, z wyjątkiem pozyskania w 2018 r., gdy wynosiło ono tylko 31% (ryc. 3). We wszystkich latach analizowanego okresu pozyskanie posuszu było wysokie, bo w stosunku do etatu modelowego wahało się od 49% (2018 r.) do 81% (2016 r.). Dość wysokie pozyskanie dotyczyło również złomów i wywrotów, ponieważ kształtowało się od 35% (2016 r.) do 58% (2018 r.) (ryc. 4, 5).

Wysokie pozyskanie drzew żywych w stosunku do etatu modelowego w **Beskidzie Małym** wahało się od 74% w 2018 r. do 92% w 2016 r. (ryc. 3). Wyjaśnia to dość niskie pozyskanie posuszu (4–6% etatu) oraz złomów i wywrotów (7–15%).

W **Sudetach** pozyskanie drzew żywych jeszcze w 2015 r. było dość wysokie w stosunku do etatu modelowego, wynosiło 66%, po czym zmalało do 36% tego etatu w 2018 r. (ryc. 3). Wyjaśnić to można pozyskaniem posuszu, wynoszącym w 2015 r. tylko 13% etatu modelowego i dość wysokim pozyskaniem posuszu w pozostałych latach (29–41% etatu modelowego) (ryc. 4). Zmienne natomiast było pozyskanie złomów i wywrotów, które w stosunku do etatu modelowego, kształtowało się od 10% w 2016 r. do 34% w 2018 r. (ryc. 5).

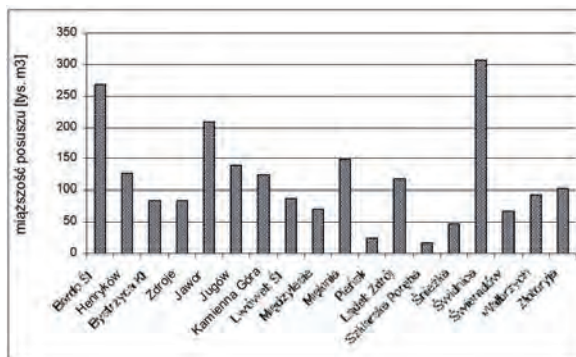
SUSZA W SUDETACH

Rok 2015 charakteryzował się bardzo niskimi opadami w południowo zachodniej Polsce. Szczegółowa analiza warunków klimatycznych tego roku w Sudetach wykazała, że suma opadów w miesiącach kwiecień-wrzesień była niższa od parowania, co oznacza ujemny klimatyczny bilans wodny sezonu wegetacyjnego (Durło 2019). Wartość tego bilansu oceniono na -130 mm, co oznacza bardzo silną suszę, uznaną za rekordowo najniższą w okresie ostatnich 38 lat.

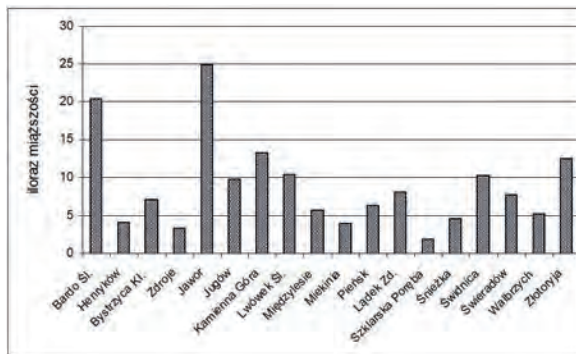
W latach 2015–2018 w drzewostanach 18 nadleśnictw regionu Sudety wydzielił się posusz o miąższości 2,1 mln m³ (Bruchwald i in. 2019). Wielkość ta, w stosunku do całkowitej miąższości, wynosi 2,5%, a w przeliczeniu na 1 ha powierzchni leśnej – 8,2 m³. Najwięcej posuszu wydzieliło się w nadleśnictwach: Świdnica (około 300 tys. m³), a następnie: Bardo Śląskie i Jawor (ryc. 6). W sześciu nadleśnictwach ilość posuszu kształtowała się na poziomie od 100 do 150 tys. m³, a w sześciu innych - od 50 do 100 tys. m³. Najmniej posuszu wydzieliło się w nadleśnictwach Pieńsk i Szklarska Poręba. W pierwszym z nich rośnie niewiele drzewostanów świerkowych, a w drugim niski jest wiek drzewostanów, co ma związek z katastrofą ekologiczną, która wystąpiła tam w latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku (Capecki i in. 1991).

Począwszy od 2015 r., nastąpiło spotęgowanie procesu śmiertelności drzew. Wskaźnik intensywności zamierania drzew (iloraz miąższości posuszu z okresów 2015–2018 i 2011–2014) wynosił 8, co oznacza ośmiokrotne nasilenie śmiertelności drzew po 2014

roku. Wskaźnik ten był najwyższy w Nadleśnictwie Jawor, gdzie osiągnął wartość 25 oraz bardzo wysoki w Nadleśnictwie Bardo Śląskie, przekraczający 20 (ryc. 7). W pięciu nadleśnictwach wskaźnik intensywności zamierania drzew wynosił lub przekroczył 10, a w sześciu nadleśnictwach – przekroczył 5. Najniższą wartość wskaźnika intensywności zamierania drzew stwierdzono w Nadleśnictwie Szklarska Poręba (1,9).



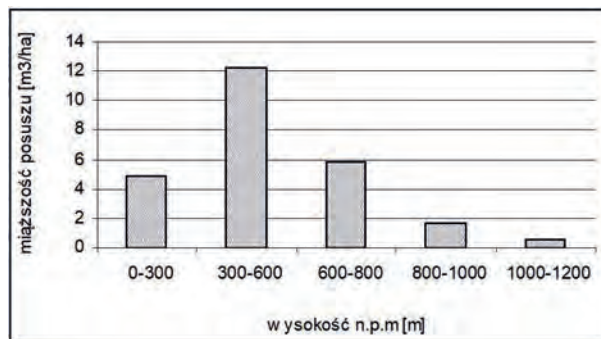
Rycina 6. Miąższość posuszu w nadleśnictwach regionu Sudety



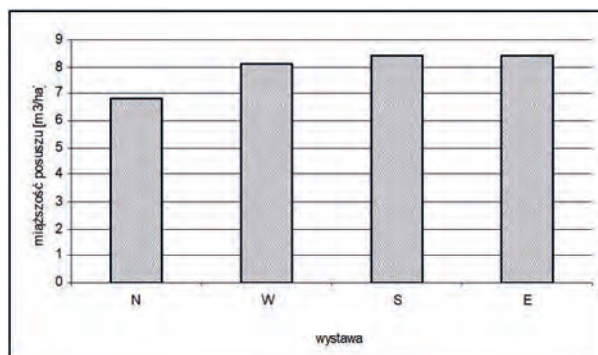
Rycina 7. Iloraz miąższości posuszu z okresów 2015–2018 i 2011–2014 w nadleśnictwach regionu Sudety

Dla wszystkich nadleśnictw łącznie oceniono wpływ podstawowych cech rzeźby terenu na proces zamierania drzew. Z ustalonego udziału miąższości posuszu w strefach wysokości n.p.m. wynika, że największa jego wartość występuje w klasie wysokości 300–600 m, w której dominują siedliska wyżynne (ryc. 8). Analizując wystawę drzewostanów stwierdzono najmniejszy udział posuszu na zboczach o wystawie północnej, jednak na zboczach o pozostałych wystawach wartości te są niedużo wyższe (ryc. 9). Stwierdzono również największy udział posuszu w klasie nachylenia terenu 15-21°, a najniższe udziały w klasach skrajnych.

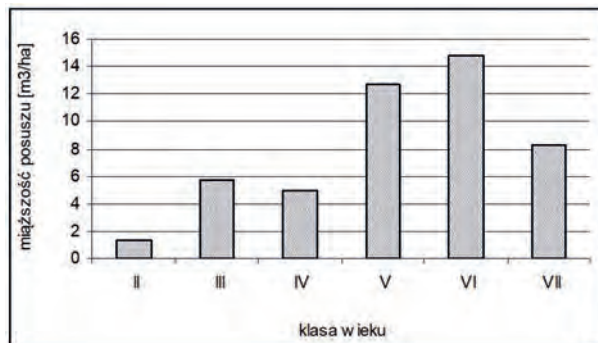
Ze wzrostem klasy wieku drzewostanów od I do VI wzrastał udział pozyskanego posuszu (ryc. 11). Stwierdzono również, że więcej posuszu wydzielilo się na siedliskach świeżych, mniej na wilgotnych (ryc. 12).



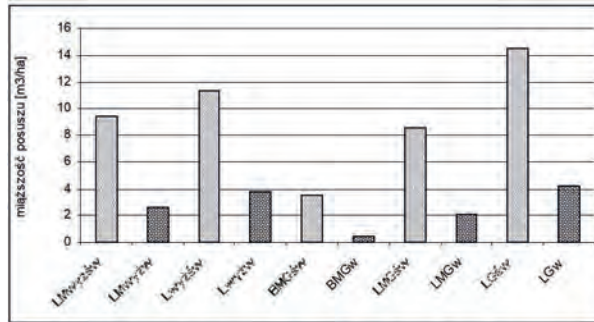
Rycina 8. Miąższność posuszu w strefach wysokości n.p.m.



Rycina 9. Miąższność posuszu na zboczach o różnych wystawach



Rycina 10. Miąższność posuszu w klasach wieku drzewostanów



Rycina 11. Miąższość posuszu na siedliskach świeżych i wilgotnych

MODEL SKŁADU GATUNKOWEGO DRZEWOSTANU

Za pomocą modelu składu gatunkowego drzewostanu ustala się podział drzewostanów na klasy wielu zmiennych, dla których określa się docelowy gatunek drzewa. Pierwszy podział dotyczy typów siedliskowych lasu, których jest bardzo dużo, w wyniku czego powstaje dużo klas. W ramach każdego typu siedliskowego lasu wyróżnia się 5 stref wysokości n.p.m., zwiększających liczbę klas, a dla klas o dużej powierzchni tworzy się klasy 10 szczegółowych form rzeźby terenu. Podczas dalszego podziału drzewostanów, uwzględnia się wystawę (np. północną) oraz położenie drzewostanu w strefie Natura 2000 lub poza tą strefą. W modelu utworzonych jest zatem bardzo dużo klas, a dla każdej z nich ustalony jest skład gatunkowy lub gatunek główny drzewa i udział powierzchniowy tego gatunku. Model umożliwia więc określenie składu gatunkowego, z wykorzystaniem tych zmiennych, w regionach (lub obszarach). Zachodzą w nich procesy polegające m.in. na ubywaniu niektórych gatunków drzew i wkraczaniu na ich miejsce innych, bardziej dostosowanych do zmieniających się warunków klimatycznych. Gatunkami drzew słabo dostosowanymi do zmieniających się warunków wzrostu są zwłaszcza świerk, jesion, dąb i olsza, gdyż potrzebują do wzrostu i rozwoju dużej ilości wody, a świerk ponadto jest mało odporny na wzrastającą średnią temperaturę powietrza oraz coraz częściej wiejące silne wiatry.

W wyróżnionych regionach górskich, jak wspomniano, nasilenie procesu ustępowania świerka i wkraczania na jego miejsce buka jest zróżnicowane. Stąd wynika także potrzeba tworzenia modeli składu gatunkowego drzewostanu i wykorzystywania ich do kształtowania składu gatunkowego lasu.

W Bieszczadach i w Beskidzie Niskim nasilenie procesu ubywania powierzchni zajmowanych przez niektóre gatunki drzew i wkraczania na ich miejsce innych, zachodzi stosunkowo wolno. Wynika to z następujących przyczyn:

- dużej ilości bardzo żyznych siedlisk,
- stosunkowo małej powierzchni drzewostanów świerkowych,
- dużej powierzchni drzewostanów bukowych, porastających również wyższe partie gór,
- stosunkowo dużej powierzchni drzewostanów jodłowych.

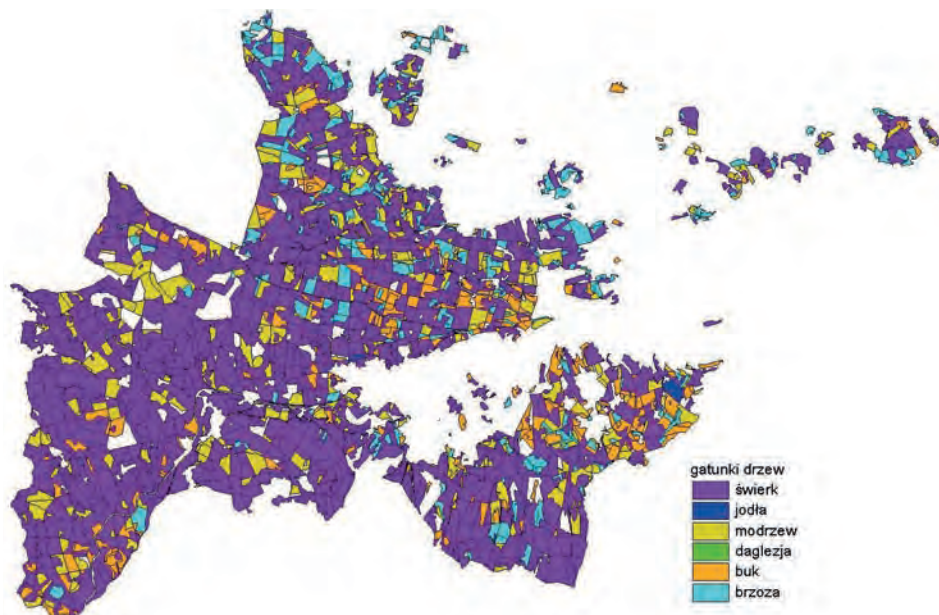
Znaczącym procesem, zachodzącym zwłaszcza w **Bieszczadach**, jest zmniejszanie udziału olszy szarej, co wiąże się również z działalnością gospodarczą człowieka. Olsza wykorzystywana jest do produkcji węgla drzewnego, a jej zasoby szybko maleją.

W **Beskidach Zachodnich** od wielu lat zachodzi rozpad drzewostanów świerkowych (Szabla 2017; Bruchwald i Dmyterko 2010b). Przyczyną rozpadu drzewostanów w XX w. były głównie nasilające się emisje przemysłowe, których istotne oddziaływanie ustąpiło w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku. Na początku XXI w. wystąpił splot niesprzyjających dla wzrostu drzew zjawisk, m.in. bardzo silne wiatry (2004 i 2007 r.), katastrofalne susze (np. sezon wegetacyjny 2006 r.) i rozwijające się gradacje owadów. Po tych zjawiskach duże powierzchnie gór zostały pozbawione lasu. Wynika to przede wszystkim z dominacji starych drzewostanów świerkowych, mało odpornych na zachodzące w ostatnich dziesięcioleciach procesy.

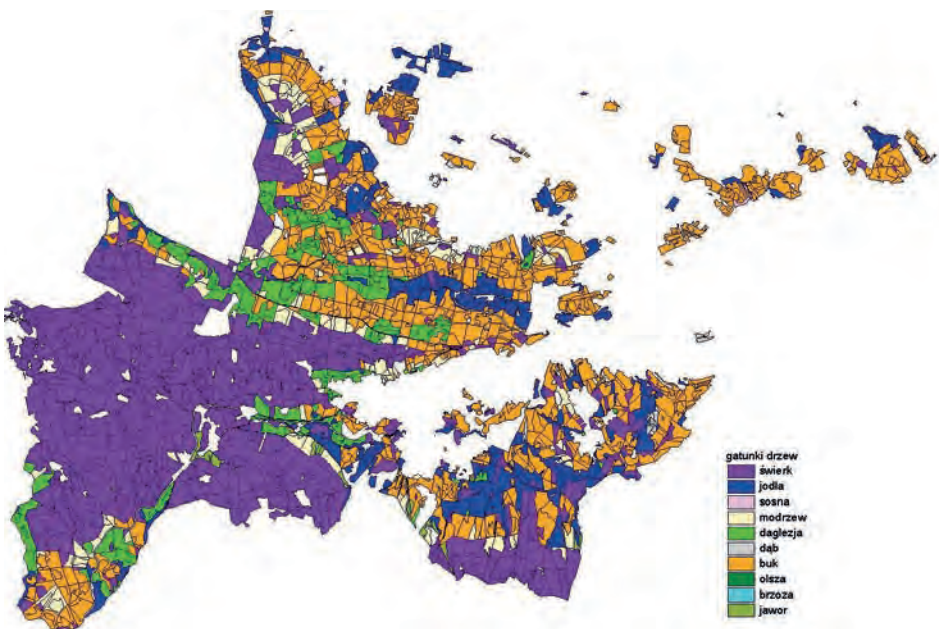
Lasy **Sudetów** przez wiele lat, również w XXI wieku, ulegały zmianom. Dominował tam świerk, zastępowany w wolnym tempie przez buka. Na bardzo małej powierzchni rosły drzewostany jodłowe i daglezjowe. W ostatnich latach stan drzewostanów w regionie Sudety znacznie się pogorszył. Mała ilość opadów w niektórych sezonach wegetacyjnych, a zwłaszcza w sezonie 2015 r., spowodowała masowe wydzielanie się drzew, zwłaszcza świerka. Silne wiatry ostatnio przyspieszały również proces rozpadu drzewostanów świerkowych. Zachodzi obawa, że proces ten w Sudetach będzie się nasilał, podobnie jak to miało miejsce, począwszy od 2006 r., w Beskidach Zachodnich. Istnieje więc pilna potrzeba przygotowania się do konsekwencji zachodzących zmian klimatu w Sudetach, w tym do zaplanowania szybkiej przebudowy drzewostanów. Pomocny w tym może być model składu gatunkowego drzewostanu Karpat i Sudetów.

Wykorzystując dane z SILP, można dla wybranego nadleśnictwa wygenerować aktualny skład gatunkowy, a gatunek główny przedstawić na mapie numerycznej (ryc. 12a). Plikiem wynikowym modelu składu gatunkowego jest wygenerowana dla drzewostanów nadleśnictwa lista gatunków drzew wraz z ich udziałem powierzchniowym. Pozwala to również na przedstawienie na mapie docelowego składu gatunkowego, a ściślej - gatunku głównego poszczególnych drzewostanów (ryc. 12b). Prezentowane jest także porównanie obecnego składu gatunkowego lasów nadleśnictwa ze składem docelowym wygenerowanym prezentowanym modelem (ryc. 13).

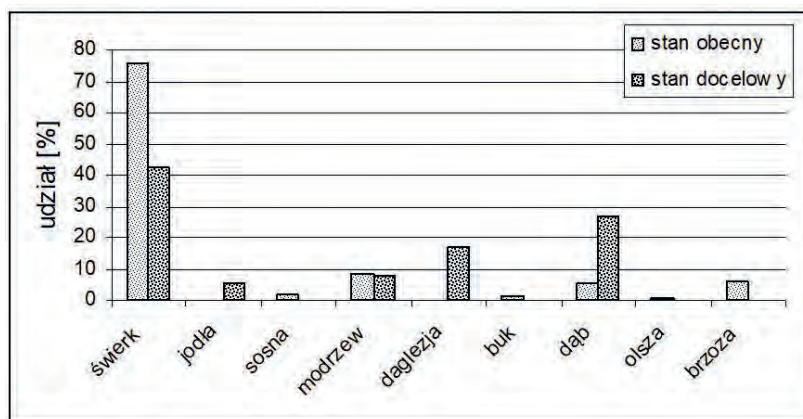
a. stan obecny



b. stan docelowy



Rycina 12. Główne gatunki drzewostanów Nadleśnictwa Szklarska Poręba



Rycina 13. Obecny i docelowy skład gatunkowy Nadleśnictwa Szklarska Poręba

PODSUMOWANIE

Lasy Polski, o powierzchni ok. 10 mln ha, co odpowiada 30% lesistości kraju, od wielu lat zagrożone są przez czynniki abiotyczne, biotyczne i antropogeniczne, z różnym nasileniem i różnej długości okresem oddziaływania.

W Polsce, jak i w Europie, w latach 1960–1990 największe zagrożenie dla lasów stanowiły zanieczyszczenia przemysłowe. Najbardziej zagrożone były wówczas drzewostany jodłowe i świerkowe, ale również sosnowe. Zamieranie lasów w największym stopniu dotyczyło południa naszego kraju, gdzie następował szybki rozwój przemysłu, któremu nie towarzyszyły odpowiednie nakłady na ograniczanie emisji przemysłowych. Ocenia się, że kwaśne deszcze i gradacja owadów (wskaźnica modrzewianeczka i korniki) były główną przyczyną zamierania drzewostanów świerkowych w Górach Izerskich (Capecki i in. 1991).

W XXI wieku obserwuje się w Polsce częstsze występowanie silnych wiatrów wyrządzających duże szkody w lasach, a największe w:

- Puszczy Piskiej w 2002 r., obejmujące 4,5 mln m³ złomów i wywrotów;
- Beskidach Zachodnich i na pogórzu w 2004 r. – 3 mln m³ złomów i wywrotów;
- regionalnych dyrekcjach LP we Wrocławiu, Katowicach i w Zielonej Górze, huragan „Cyryl” z 2007 r., – 4,8 mln m³ złomów i wywrotów;
- Puszczy Knyszyńskiej z 2016 r. – 1,9 mln m³ drewna pokłęskowego;
- regionalnych dyrekcjach LP we Wrocławiu, Poznaniu, Szczecinku, i w Gdańsku z 2017 r. – 12 mln m³.

Duże szkody wyrządziły również opady mokrego śniegu (śniegołomy) np. na Warmii i Mazurach (2006 r. 1,6 mln m³ surowca drzewnego) oraz marznący deszcz (gołoledzie) np. w RDLP w Katowicach (2010 r., 1,1 mln m³).

W bieżącym stuleciu na wzrost i rozwój lasu w coraz większym stopniu wpływają zwiększająca się temperatura powietrza atmosferycznego i niskie opady atmosferyczne, szczególnie w sezonie wegetacyjnym. Już na początku XXI wieku wystąpiły lata z ujemnym klimatycznym bilansem wodnym (Durło 2007). Rekordowy pod tym względem był 2006 r. w Beskidach, z wysokim ujemnym bilansem wodnym, podczas którego nasilił się rozpad drzewostanów świerkowych w Beskidach Zachodnich. W ostatnich latach okresy intensywnej suszy stwierdzono również w Sudetach, a jako rekordowy można uznać rok 2015, w którym klimatyczny bilans wodny był najniższy od 38 lat (Durło 2019).

Fizjologiczne procesy przebiegające w drzewach pod wpływem wysokiej temperatury powietrza i suszy są skomplikowane. Z badań wynika, że czynniki te mogą decydować o wystąpieniu u drzew procesu tworzenia się zatorów powietrznych (Zimmermann i Brown 1981), na skutek powstawania pęcherzyków powietrza, zwanego kawitacją (Boisvenue i Running 2006; Adams i in. 2017), wpływającą na embolię (Roloff 2010). Skutkiem tego procesu jest przerwanie słupa wody w roślinie, uniemożliwiające transport wody do liści oraz asymilatów do jej organów.

Na kawitację podatne są drzewa posiadające szerokie naczynia, o małej gęstości drewna (Hentschel i in. 2014). Ciaisi i in. (2005) oraz Vitali ze współautorami (2017) stwierdzili, że największe prawdopodobieństwo powstania kawitacji występuje wówczas, gdy w glebie jest mało wody, a więc w przypadku suszy w okresie wegetacyjnym oraz przy wysokiej temperaturze powietrza atmosferycznego, co miało miejsce w Europie w 1976 r. i 2003 r. Według tych samych autorów, z badanych gatunków drzew najbardziej podatny na kawitację jest świerk, a znacznie mniej jodła i dąb.

Intensywne susze w Polsce występujące częściej w XXI w. wpłynęły na inne spojrzenie na rolę lasu, podkreślając jego funkcję środowiskotwórczą. Las istotnie wpływa na obieg węgla na globie ziemskim, a tym samym dostarcza tlen do atmosfery i pochłania dwutlenek węgla. Utrzymanie lasu o dużej produktywności, odpornego na miarę możliwości na suszę, z czym wiąże się również odporność roślin na kawitację, staje się zatem celem pierwszoplanowym, co nie wyklucza realizacji funkcji produkcyjnych.

Wnioski płynące z badań są następujące:

1. Planowanie składu gatunkowego drzewostanów określonego regionu jest jednym z najważniejszych i najtrudniejszych zadań hodowli lasu. Za pomocą planowanych do przebudowy danego terenu gatunków drzew należy m.in. uzyskiwać w przyszłości drzewostany o możliwie największej produktywności i odporności na niesprzyjające warunki środowiska, typu silne wiatry oraz intensywne susze. Tylko takie drzewostany umożliwią spełnienie najważniejszej funkcji lasu - funkcji pozaprodukcyjnej (środowiskotwórczej), związanej z jego

przetrwaniem oraz z pochłanianiem dwutlenku węgla i wydzielaniem do atmosfery tlenu. Im las jest bogatszy, czyli o większej produktywności, wykorzystujący w pełni właściwości siedliska, tym istotniej spełnia tę funkcję, a z takiego lasu można również uzyskiwać plon o pożądanej wielkości i jakości.

2. Obecnie w wielu miejscach naszego globu zachodzi proces zamierania lasu, którego głównymi przyczynami są m.in. intensywne wiatry oraz silne susze, szczególnie w sezonie wegetacyjnym. Podczas takich susz – stwierdzonych także w Polsce, np. w Beskidach Zachodnich, zwłaszcza od roku 2006 i obecnie w Sudetach począwszy od 2015 roku – zamiera głównie świerk. Stąd pilna potrzeba zmiany koncepcji planowania składu gatunkowego drzewostanów, dostosowanej do zmieniających się warunków wzrostu drzew.
3. Planowanie składu gatunkowego wymaga poznania obiektu do przebudowy, a zwłaszcza procesów przyrodniczych tam zachodzących. Procesy te wiążą się z ubywaniem niektórych gatunków drzew i wkraczaniem gatunków nowych. Gatunkiem będącym w regresie w naszym kraju, podobnie jak w wielu krajach Europy, jest świerk, a jego miejsce zajmuje głównie buk.
4. Głównym kryterium planowania składu gatunkowego jest typ siedliskowy lasu. Proponuje się przeprowadzać korektę tego kryterium, stosując bonitację drzewostanu opartą na wysokości górnej. Wymaga to wprowadzenia do powszechnego stosowania nowych zasad oceny wydajności drzewostanów.
5. Na tych samych typach siedliskowych lasu, drzewostany w Karpatach charakteryzują się wyższą produktywnością niż w Sudetach. Planowanie składu gatunkowego w tych obszarach górskich powinno się więc różnić; bardziej zróżnicowane składy gatunkowe należy planować w Karpatach.
6. Procesy przyrodnicze zachodzące w lasach naszych gór wskazują, że w planowaniu składu gatunkowego tamtejszych lasów należy ograniczać udział świerka, co nie oznacza jego eliminacji. Gatunek ten, z udziałem co najmniej 10–20%, powinien być w poszczególnych regionach górskich utrzymany.
7. Gatunkiem drzewa wykazującym dużą ekspansję w górach jest buk. Ze względu na jego wymagania, dotyczące m.in. dużej wilgotności w powietrzu i najczęściej niską jakość pozyskiwanego surowca drzewnego, należy rozważyć podejść do buka w planowaniu składu gatunkowego.
8. Obecnie w lasach górskich, pożądanym gatunkiem powinna być jodła. Należy przyspieszyć wprowadzanie jej do lasu, zwłaszcza w Sudetach.
9. Zarówno w Sudetach, jak i Karpatach, należy zwiększyć udział drzewostanów dąglęzjowych, na obecnym etapie poza terenami, zaliczonymi do siedlisk chronionych programem Natura 2000. Rosnące w Polsce drzewostany dąglęzjowe charakteryzują się bardzo wysoką produktywnością i są bardziej odporne na suszę.

10. W planowaniu składu gatunkowego na terenach górskich należy uwzględnić cechy rzeźby terenu. Pozwoli to na lokowanie poszczególnych gatunków drzew w miejscach bardziej dostosowanych do ich wymagań siedliskowych.
11. Lasy poszczególnych regionów górskich są w różnym stopniu przebudowane. Najkorzystniejsze zmiany zaszły w Bieszczadach i Beskidzie Niskim, gdzie dominującymi gatunkami drzew są jodła i buk. Zaawansowana przebudowa lasów dotyczy również Beskidów Zachodnich, a wśród nich Beskidu Małego i Śląskiego. Na początkowym etapie jest przebudowa lasów w Sudetach i będzie ona m.in. głównym zadaniem leśników polskich w najbliższych latach. Nauka powinna wskazać gatunki drzew, które należy utrzymać lub wprowadzić w poszczególnych regionach górskich i zaproponować miejsca, w których znajdują one najlepsze warunki wzrostu.

Summary

Arkadiusz Bruchwald, Elżbieta Dmyterko

Forest Research Institute, Sękocin Stary
{A.Bruchwald, E.Dmyterko}@ibles.waw.pl

A model of tree stand compositions in forests of the Carpathian and Sudetes Mountains in changing climate conditions

Global climate change is a major challenge for forest sciences and one of the problems that urgently needs to be solved is the development of proposals to determine species composition, especially for damaged mountain spruce stands. Therefore, the goal of this research is to develop a stand composition model for changing conditions in the Carpathians and Sudetes. This model should generate species composition, i.e., a list of tree species along with their location and proportion of area in a given forest district. Therefore, the results obtained with the model should be treated as silvicultural guidelines that establish principles for the implementation of the model.

The construction of the species composition model was based on the following principles.

1. The species composition of a stand was planned based on the forest habitat type, corrected by stand quality.
2. The model also includes:
 - the processes occurring in the forests of the Carpathians and Sudetes, and in particular the process of tree mortality due to the effects of abiotic, biotic and anthropogenic factors,
 - the resistance of stands to wind and drought,
 - the diversity of tree species, including alien species,
 - production capacities, including the quality of wood of certain tree species,
 - main characteristics of the area: the elevation of a stand above sea level, exposition and slope,
 - relief forms.

To evaluate the resistance of the stand to wind, a wind damage risk model was used, indicating the probability of damage on a scale from 0 to 3 (if this factor occurs). A stand growth model was used to evaluate productive capacity, including determining stand volume and volume increment, and the potential for harvesting timber during thinning and final cuttings in undisturbed growing conditions. The models use data from the State Forests Information System, including numerical maps of forest districts.

The principles described were incorporated into the software of the species composition model and its functioning was presented for several forest districts in the Bieszczady, Beskid Niski, Beskid Żywiecki, Beskid Śląski, Beskid Mały and Sudety Mountains. The results

show that in many forest districts, especially in the Western Beskid Mountains (Beskid Żywiecki, Śląski and Mały) and Sudety, efforts should be made to reduce the share of spruce in tree stands while increasing the share of beech, fir and Douglas fir.

With the proposed planned stand compositions, allowing the selection of appropriate tree species and their locations, the upcoming actions should aim at maintaining stands that are more resistant to wind and drought while maintaining high productivity. Such stands will better fulfil environmental functions and also provide protective, social and productive functions.

LITERATURA

- Adams H.D., Zeppel M.J.B., Anderegg W.R.L., Hartmann H., Landhäusser S.M., Tissue D.T., [...], Vargas R., Vennetier M., Way D.A., Xu Ch., Yopez E.A., McDowell N.G. 2017. A multi-species synthesis of physiological mechanisms in drought-induced tree mortality. *Nature Ecology & Evolution*, 1: 1285–1291. DOI: 10.1038/s41559-017-0248-x.
- Boisvenue C., Running S.W. 2006. Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*, 12 (5): 862–882. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x.
- Bruchwald A. 1986. Simulation growth model MDI-1 for Scots pine. *Annals of Warsaw Agricultural University SGGW-AR. Forestry and Wood Technology*, 34: 47–52.
- Bruchwald A. 2001. *Möglichkeiten der Anwendung von Wuchsmodellen in der Praxis der Forsteinrichtung. Beiträge für Fortwirtschaft und Landschaftsökologie*, 3: 118–122.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2010a. Metoda określania ryzyka uszkodzenia drzewostanu. *Leśne Prace Badawcze*, 2: 165–148.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2010b. *Lasy Beskidu Śląskiego i Żywieckiego – zagrożenia, nadzieja. Monografia Instytutu Badawczego Leśnictwa, Sękocin Stary*, s.77.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2011. Zastosowanie modeli ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr do oceny zagrożenia lasów nadleśnictwa. *Sylwan*, 155(7): 459–471. DOI: 10.26202/sylwan.2011035.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2013. Model ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr z uwzględnieniem cech rzeźby terenu. [W:] K. Okła (red.): *Geomatyka Lasów Państwowych – Poradnik Praktyczny CILP*, Warszawa: 261–281.
- Bruchwald A., Dmyterko E., Bałazy R. 2018. Risk model of tree stand damage by winds and its evaluation based on damage caused by cyclone „Xaver”. *Forest Systems*, 27(2), e014. DOI: 10.5424/fs/2018272-11731.
- Bruchwald A., Dmyterko E., Mionskowski M., Niemczyk M., Łukaszewicz J. 2016. Podstawy planowania składu gatunkowego w lasach górskich na przykładzie Beskidu Niskiego. *Sylwan*, 160(3): 219–229. DOI: 10.26202/sylwan.2015098.

- Bruchwald A., Dmyterko E., Mionskowski M., Wrzesiński P. 2019. Dynamika procesu zamierania drzew w Sudetach w latach 2002–2018. *Sylwan*, 163(12): 969–979. DOI: 10.26202/sylwan.2019116.
- Capecki Z., Głaz J., Gorzelak A., Hawryś Z., Król A., Łopusiewicz R., Sierota A., Rykowski K., Szukiel E., Trampler T., Walendzik R., Tyszka J., Zwoliński A. 1991. Stan lasów w Sudetach /przyczyny, przebieg i konsekwencje zamierania lasów oraz zadania dla gospodarki leśnej/. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa: 1–44.
- Ciais P., Reichstein M., Viovy N., Granier A., Ogée J., Allard V., Aubinet M., Buchmann N., Bernhofer C., Carrara A., Chevallier F., De Noblet N., Friend A.D., Friedlingstein P., Grünwald T., Heinesch B., Keronen P., Knohl A., Krinner G., Loustau D., Manca G., Matteucci G., Miglietta F., Ourcival J.M., Papale D., Pilegaard K., Rambal S., Seufert G., Soussana J.F., Sanz M.J., Schulze E.D., Vesala T., Valentini R. 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437 (7058): 529–533.
- Dmyterko E., Bruchwald A. 2018a. Dynamika rozpadu drzewostanów świerkowych w Beskidzie Śląskim. *Sylwan*, 162(3): 189–199. DOI: 10.26202/sylwan.2017120.
- Dmyterko E., Bruchwald A. 2018b. Zmiany zachodzące w drzewostanach Bieszczadów. *Sylwan*, 162(5): 355–364. DOI: 10.26202/sylwan.2018038.
- Dmyterko E., Bruchwald A. 2019a. Zmiany zachodzące w lasach Beskidu Małego. *Sylwan*, 163(3): 237–247. DOI: 10.26202/sylwan.2018113.
- Dmyterko E., Bruchwald A. 2019b. Zmiany zachodzące w lasach Ziemi Kłodzkiej w latach 2001–2017. *Sylwan*, 163(8): 675–684. DOI: 10.26202/sylwan.2019020.
- Dmyterko E., Bruchwald A. 2019c. Zastosowanie modelu ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr do oceny procesu śmiertelności drzew w Sudetach w latach 2015–2017. *Sylwan*, 163(11): 903–912. DOI: 10.26202/sylwan.2019049.
- Dmyterko E., Bruchwald A., Mionskowski M. 2019a. Rozpad drzewostanów świerkowych w Beskidzie Żywieckim. *Sylwan*, 163(2): 130–140. DOI: 10.26202/sylwan.2018103.
- Dmyterko E., Bruchwald A., Mionskowski M. 2019b. Model składu gatunkowego drzewostanu Karpat i Sudetów. Sprawozdanie naukowe. IBL, Sękocin Stary, /maszynopis/.
- Durło G.B. 2007. Klimatyczny bilans wodny okresów wegetacyjnych w Beskidach Zachodnich. *Acta Agrophysica*, 19(3): 553–562.
- Durło G.B. 2019. Klimatyczny bilans wodny na obszarze Parku Krajobrazowego Góry Opawskie. *Sylwan*, 163(10): 802–810. DOI: 10.1026202/sylwan.2019050.
- Hentschel R., Rosner S., Kayler Z.E., Andreassen K., Borja I., Solberg S., Tveito O.E., Priesack E., Gessler A. 2014. Norway spruce physiological and anatomical

- predisposition to dieback. *Forest Ecology and Management*, 322: 27–36. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.03.007.
- Kondracki J. 2009. *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN SA, Milewska M. I. (red.) i in. 1983. *Słownik Geograficzno-krajoznawczy Polski*. PWN, Warszawa.
- Roloff A. 2010. *Bäume. Lexikon der praktischen Baumbiologie*. WILEY_VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.
- Socha J. 2010. Metoda modelowania potencjalnych zdolności produkcyjnych świerka w górach. *Zeszyty Naukowe UR w Krakowie*, 461, 338.
- Szabla K. 2017. Proces rozpadu drzewostanów świerkowych w Beskidzie Śląskim i Żywieckim w następstwie gradacji owadów kambiofagicznych i grzybów patogenicznych oraz sposób zagospodarowania tych drzewostanów w latach 2003–2015. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 137: 23–31.
- Trampler T., Kliczkowska A., Dmyterko E., Sierpińska A. 1990. Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych. PWRiL, Warszawa.
- Vitali V., Büntgen U., Bauhus J. 2017. Silver fir and Douglas fir are more tolerant to extreme droughts than Norway spruce in southwestern Germany. *Global Change Biology*, 23(12): 5108–5119. DOI: 10.1111/gcb.13774.
- Weiss A.D. 2001. Topographic position and landforms analysis. ESRI User Conference, San Diego (CA), (poster). http://www.jennessent.com/downloads/tpi-poster-tnc_18x22.pdf.
- Zielony R., Kliczkowska A. 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, s. 356.
- Zimmermann M.H., Brown C.L. 1981. *Drzewa. Struktura i funkcje*. PWN, Warszawa.

BLOK IV.
URZĄDZANIE LASU

Janusz Olejnik, Marek Urbaniak, Klaudia Ziemblińska, Paulina Dukat

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

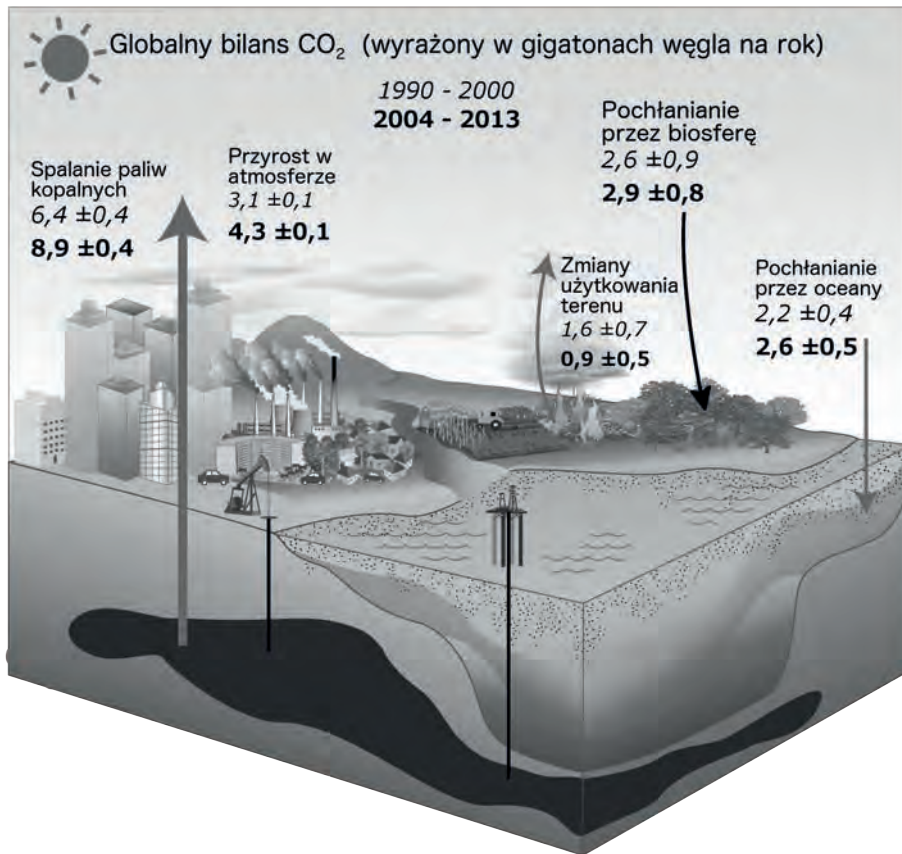
{janusz.olejnik, marek.urbania, klaudia.ziemblinska}@up.poznan.pl, paulina.dukat05@gmail.com

Sekwestracja węgla w drzewostanach sosnowych w ujęciu chronosekwencyjnym

WSTĘP

Rozwój ekonomiczny na świecie pociąga za sobą coraz większy wzrost zapotrzebowania na energię w skali globalnej. Głównym jej źródłem są ciągle paliwa kopalne, w tym: węgiel kamienny, węgiel brunatny, ropa naftowa i gaz ziemny. Ich spalanie w procesie wytwarzania energii powoduje emisję olbrzymich ilości dwutlenku węgla do atmosfery. Niestety, proces ten w ostatnich dziesięcioleciach znacznie się zintensyfikował, skutkując wzrostem koncentracji tego gazu w atmosferze. Na rycinie 1 przedstawiono główne źródła oraz miejsca na Ziemi, do których trafia wyemitowany dwutlenek węgla. Pomimo wielu inicjatyw podejmowanych przez organizacje międzynarodowe i rządy różnych krajów, mających na celu ograniczenie emisji CO₂ do atmosfery, wysiłki te nie przynoszą oczekiwanego zmniejszenia jego koncentracji. Widać wyraźnie, że w minionej dekadzie (2004–2013), w porównaniu z dekadą poprzednią (1990–2000), średnia roczna antropogeniczna emisja węgla (w postaci dwutlenku węgla, C-CO₂) w skali globalnej wzrosła z 6,4 do 8,9 Gt (gigaton) - to aż o 39%. Wyemitowany do atmosfery CO₂ może zostać częściowo pochłonięty przez oceany lub zaabsorbowany przez rośliny ekosystemów lądowych, jednak prawie połowa nadal pozostaje w atmosferze. Właśnie z tej przyczyny w ostatnich dziesięcioleciach odnotowuje się ciągły wzrost stężenia CO₂ w powietrzu atmosferycznym. Olbrzymia ilość pochłoniętego CO₂ przez oceany spowodowała już znaczący spadek zasadowego odczynu wody w tych akwenach, co razem ze wzrostem jej temperatury, indukuje zmiany w przebiegu wielu procesów biologicznych. W konsekwencji, mimo bardzo znaczącego wzrostu stężenia CO₂ w atmosferze, per saldo, jego roczne pochłanianie przez oceany pozostaje na zbliżonym poziomie i należy liczyć się z faktem, że w przyszłości nawet zmaleje (emisja z powierzchni oceanów będzie tylko nieznacznie mniejsza od pochłaniania). Oprócz oceanów pochłaniaczami CO₂ są ekosystemy lądowe,

które dzięki fotosyntezie wbudowują w biomasę roślin węgiel pochodzący właśnie z atmosferycznego dwutlenku węgla. Również ten proces absorpcji ma swoje ograniczenia z uwagi na złożoność czynników warunkujących jego przebieg (warunki siedliskowe, wielkość powierzchni, praktyka upraw itd.) i nie jest w stanie „przejąć” całego emitowanego CO_2 . W końcowym bilansie zawartość tego gazu w atmosferze rośnie w zastraszającym tempie i obecnie przekroczyła już wartość 420 ppmv (NOAA 2022), czyli 420 cząsteczek CO_2 na każdy milion cząsteczek powietrza objętościowo (przed rewolucją techniczną poziom ten wynosił 280 ppmv). Niestety, tempo tego wzrostu jest coraz większe i mimo znacznie obniżonej emisji, wynikającej ze zmian użytkowania gruntów (głównie z powodu ograniczenia wyłesiania – ryc. 1), wyemitowana część dwutlenku węgla pozostająca w atmosferze w minionej dekadzie wzrosła średnio z poziomu 3,1 (1990–2000) do poziomu 4,3 Gt (2004–2013), co stanowi wzrost o niemal 40%!



Rycina 1. Emisja dwutlenku węgla oraz drogi jego rozchodzenia się w skali globalnej (źródło: Le Quéré 2009; Le Quéré i in. 2014)

Wzrost stężenia dwutlenku węgla powoduje intensyfikowanie efektu cieplarnianego, tj. zatrzymywania promieniowania długofalowego (ciepłego) Ziemi przy jej powierzchni i nieznaczny wzrost temperatury atmosfery. Skutkuje to jednak wzmożonym parowaniem i zwiększeniem ilości pary wodnej w atmosferze (głównego gazu cieplarnianego), a co za tym idzie, dalszym pogłębianiem efektu cieplarnianego. W konsekwencji temperatura atmosfery rośnie w błyskawicznym tempie i obecnie jest już wyższa o ponad 1°C w porównaniu z erą przedprzemysłową, a proces ten dalej przybiera na sile.

Wydaje się, że jedynym efektywnym rozwiązaniem, które mogłoby zatrzymać dalszy wzrost temperatury globalnej, byłoby drastyczne ograniczenie emisji CO₂ do atmosfery na całej planecie. Niestety, działania natury polityczno-gospodarczej nie przynoszą oczekiwanych efektów, a międzynarodowe ustalenia nie są przestrzegane. Przykładem tego może być protokół z Kioto, w którym wiele krajów zobowiązało się w długoletniej perspektywie do ograniczenia emisji CO₂. Pomimo, że niektóre kraje bardzo znacząco zredukowały swoją emisję, przekraczając nawet zadeklarowane poziomy ograniczeń (przykładem tego jest Polska), to inne kraje nie spełniły przyjętych zobowiązań, a nawet zwiększyły emisję względem wartości bazowej.

W tym kontekście bardzo ważnym stał się problem pełnego zrozumienia procesów pochłaniania CO₂ przez ekosystemy lądowe. Powinno to w przyszłości doprowadzić do zwiększenia ilości zaabsorbowanego dwutlenku węgla z atmosfery, na skutek świadomych działań proekologicznych prowadzonych w wielu krajach na całym świecie. W takim podejściu szczególną rolę odgrywają ekosystemy leśne pokrywające jedną trzecią całej powierzchni lądowej. Świat nauki odpowiedział na to wyzwanie i wśród pierwszych trzynastu stacji (w latach 1991–1996), na których dokonywano pomiarów wymiany netto dwutlenku węgla (NEP – *net ecosystem productivity*), aż jednaście ulokowanych zostało nad lasami (USA, Kanada, Szwajcaria, Finlandia, Japonia, Francja). Takie badania prowadzone są również w naszym kraju, ale dopiero od roku 2008, kiedy to dzięki Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych zbudowano pierwszą leśną stację badawczą w Tucznie k. Piły, na której w sposób nieprzerwany prowadzone są badania wymiany dwutlenku węgla (NEE) między sześćdziesięcioletnim lasem sosnowym a atmosferą. W roku 2012 badania te zostały rozszerzone o kolejne dwie stacje nad lasem sosnowym zniszczonym przez tornado w Borach Tucholskich. W dalszych latach sieć badawczą rozbudowano i obecnie w jej skład wchodzi 5 stacji, na których w czasie rzeczywistym dokonuje się pomiarów wymiany CO₂ między drzewostanami sosnowymi a atmosferą.

W opracowaniu przedstawiono zestawienia wielkości pochłaniania dwutlenku węgla przez lasy sosnowe na terenie Polski w ujęciu chronosekwencyjnym.

METODY I MIEJSCE BADAŃ

W niniejszym tekście przedstawiono zestawienia wielkości pochłaniania dwutlenku węgla przez drzewostany sosnowe w różnym wieku. Na wszystkich stacjach do pomiaru strumieni CO₂ stosowano metodę kowariancji wirów. Szczegóły tej metody opisane są w pracy Urbaniaka i in. (2020).

W celu wyznaczenia krzywej chronosekwencyjnej (NEP) w funkcji wieku drzewostanu, pomiary prowadzono na 3 stacjach pomiarowych rozlokowanych w centralnej i zachodniej Polsce.

Stacja **Tlen1** jest zlokalizowana w Nadleśnictwie Trzebciny. Pomiary wymiany CO₂ (NEE) prowadzono od 2013 r. nad drzewostanem sosnowym (odnowienie po przejściu tornado w 2012 r.), którego odnowienie przebiegało w sposób „standardowy” (z orką przed nowymi nasadzeniami i usunięciem karpin). Pomiary metodą kowariancji wirów, pomiary elektronicznymi dendrometrami i pomiary parowania prowadzone były wedle tych samych reguł i interwałów czasowych (szybkość próbkowania) jak na pozostałych stacjach badawczych. Przyrządy pomiarowe umieszczone były na wieżach o wysokości 4 m. Pomiary prowadzone na stacji Tlen1 pozwoliły oszacować zmiany w strumieniach CO₂ w czasie od nasadzeń (sadzonki 2. letnie) przez kolejne 8 lat ich wzrostu.

Pomiary na drugiej stacji pomiarowej (**Mezyk**) realizowane były na terenie Nadleśnictwa Potrzebowice. Wieża pomiarowa o wysokości około 15 metrów zlokalizowana była w centralnej części obszaru, na którym 28 lat temu doszło do pożaru. Stacja, z takimi samymi czujnikami jak na innych stacjach, zlokalizowana jest nad 25. letnim drzewostanem sosnowym. Po wybudowaniu wieży i zainstalowaniu przyrządów pomiarowych oraz uzyskaniu pełnego potencjału badawczego, na stacji Mezyk, tak jak na pozostałych stacjach prowadzone są ciągle pomiary strumienia netto CO₂ wymienianego między lasem a atmosferą oraz cały podobny do poprzednich, zbiór pomiarów dodatkowych (również dendrometrycznych). Oryginalnością tego stanowiska pomiarowego jest jednorodność wszystkich wydzieli w otoczeniu wieży pomiarowej, zarówno pod względem gatunku, jak i wieku drzewostanu. Pozwoliło to na stosowanie symetrycznych anemometrów ultradźwiękowych, co z kolei umożliwi dokonywanie zmian w drzewostanach (np. trzebieży) w określonych sektorach obserwacji wymiany CO₂ i w konsekwencji oszacowanie wpływu tych zabiegów na strumienie gazów cieplarnianych w czasie rzeczywistym. Duży homogeniczny obszar wokół stacji badawczej (po min. 2 km w każdą stronę) pozwala nie tylko na minimalizowanie wpływu sąsiednich ekosystemów na pomiary strumieni gazów, ale również na łatwe skorelowanie otrzymanych wyników wymiany gazowej z pomiarami teledetekcyjnymi (skaning laserowy, zdjęcia lotnicze i satelitarne).

Stacja **Tuczno**, zlokalizowana w Nadleśnictwie Tuczno, to najdłużej działająca stacja badawcza w Polsce. Wieża pomiarowa z przyrządami zlokalizowana jest nad około 60. letnim drzewostanem sosnowym. Po zainstalowaniu przyrządów pomiarowych i uzyskaniu pełnego potencjału badawczego w roku 2008, na stacji w Tucznie prowadzone były ciągłe pomiary strumieni CO₂ przez kolejnych kilkanaście lat. Tak jak na innych stacjach, oprócz pomiarów strumieni netto CO₂, prowadzone były pomiary bardzo wielu elementów meteorologicznych (temperatura na wielu poziomach (w powietrzu i glebie), wilgotność powietrza i gleby, promieniowanie w różnych zakresach, prędkości wiatru (wszystkie 3 składowe), stężenie wybranych gazów cieplarnianych, opad atmosferyczny itd. Dodatkowo, na kilkudziesięciu drzewach w wydzieleniu leśnym, na którym usytuowana jest wieża pomiarowa, prowadzone były ciągłe pomiary zmiany pierśnicy. Do tego celu wykorzystano 25 (5 grup po 5 czujników) dendrometrów elektronicznych.

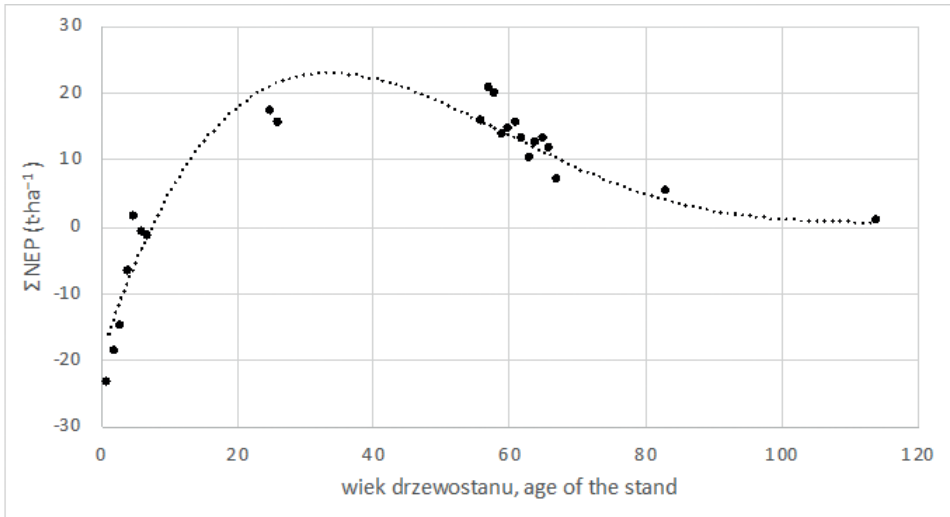
WYNIKI BADAŃ

Niestety, w Polsce nie prowadzono do tej pory pomiarów nad starszymi drzewostanami sosnowymi (80 lat i więcej). Dlatego do wykreślenia krzywej chronosekwencyjnej skorzystano z danych literaturowych, z pomiarów wykonanych w innych krajach europejskich.

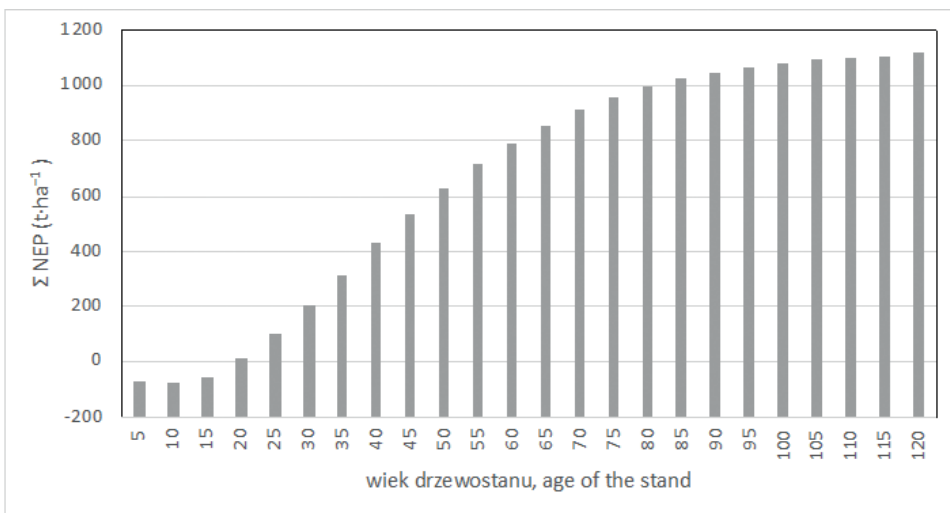
Z zestawienia wyników badań można między innymi oszacować wartość netto wymiany dwutlenku węgla między lasem sosnowym a atmosferą (NEP) w funkcji wieku drzewostanu. Na rycinie 2 przedstawiono NEP w ujęciu chronosekwencyjnym. Pierwsza od lewej chmura punktów pochodzi z danych otrzymanych ze stacji Tlen1, druga ze stacji Mezyk, a trzecia ze stacji Tuczno. Ostatnie dwa punkty zaczerpnięto z danych literaturowych i pochodzą z dwóch europejskich stacji pomiarowych nad lasami sosnowymi: Brasschaats (Belgia) oraz Norunda (Szwecja). Średni wiek drzewostanów wynosi odpowiednio 83 i 114 lat, a średnia temperatura odpowiednio wynosi +9,8°C i 5,5°C (Nagy i in. 2006; Gielen i in. 2013; Ziemblińska i in. 2016). Średnia suma roczna opadów dla tych dwóch stacji wynosi natomiast odpowiednio 750 mm i 530 mm. Z danych literaturowych wynika, że średni NEP tych dwóch stacji wynosi 5,2 t/ha/rok oraz 0,8 t/ha/rok. Można założyć, że wartość dla stacji Brasschaats jest prawdopodobnie lekko zawyżona z powodu nieco większych opadów i wyższej temperatury w porównaniu z Polską. Wykorzystano jednak te wielkości jako jedyne dostępne z danych literaturowych.

Na podstawie krzywej chronosekwencyjnej wyliczono sumę pochłoniętego (w początkowej fazie wzrostu wyemitowanego) CO₂ w kolejnych pięcioletnich okresach wzrostu drzewostanu. Widać wyraźnie, że po okresie około 15 lat drzewostan sosnowy przechodzi z emitera CO₂ do atmosfery w stan stałego absorbenta.

W początkowych okresach pochłaniania, jego wzrost jest bardzo istotny, aby po kilkudziesięciu latach wzrosty pochłaniania zaczynają spadać, a w starszym wieku (powyżej 90 lat) przyrosty te są już bardzo niewielkie (ryc. 3).



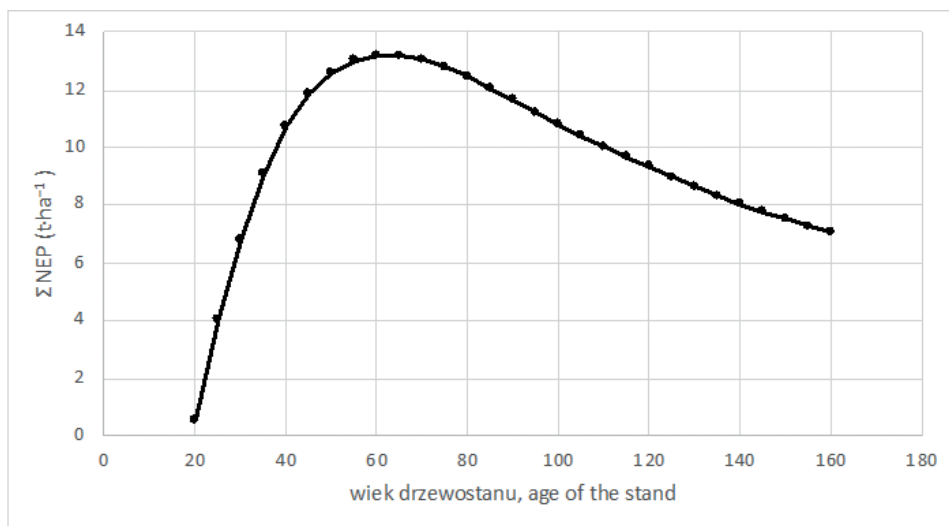
Rycina 2. Wartość NEP dla drzewostanów sosnowych w ujęciu chronosekwencyjnym



Rycina 3. Suma pochłoniętego CO₂ w zależności od wieku drzewostanu

Na podstawie przedstawionych danych podjęto próbę oszacowania wieku drzewostanu sosnowego, w którym las pochłania najefektywniej CO₂ z atmosfery. Na

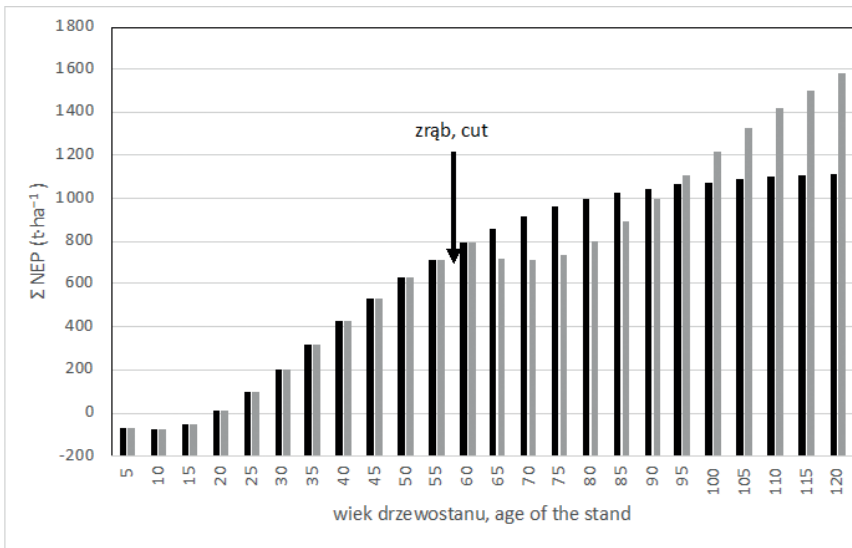
wykresie przedstawionym na rycinie 4 widać wyraźnie, że efektywność pochłaniania CO_2 z atmosfery przez drzewostany sosnowe w Polsce rośnie gwałtownie od 20 roku życia i osiąga swoje maksimum w 60 roku życia drzewostanu, dochodząc do średniego pułapu około 13 ton CO_2 na jeden hektar na rok. Po 60 roku życia efektywność pochłaniania spada dosyć znacznie i w wieku około 100 lat wynosi już niespełna 11 ton, a w wieku 140 lat zaledwie 8 ton.



Rycina 4. Efektywność pochłaniania CO_2 w zależności od wieku drzewostanu

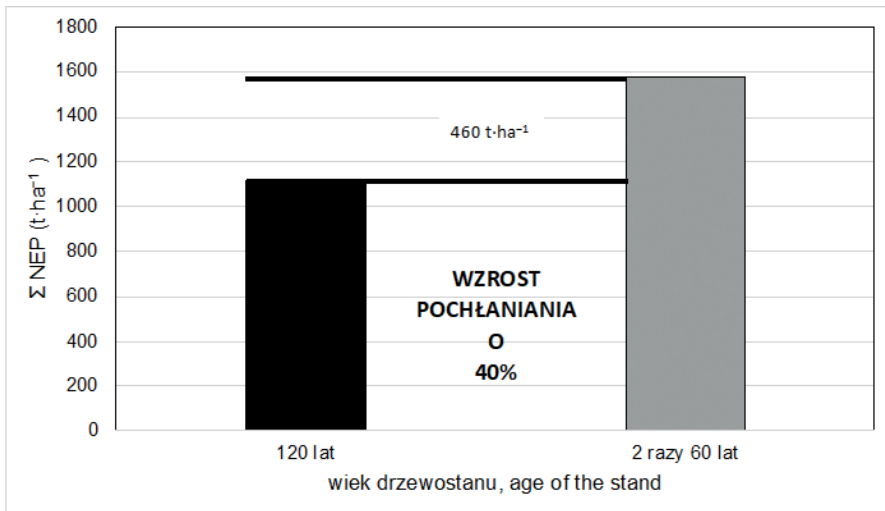
W celu maksymalnego wykorzystania powierzchni leśnych do jak najefektywniejszego pochłaniania CO_2 z atmosfery, wydaje się więc słusznym obniżenie wieku rębnych drzewostanów sosnowych do wieku 60 lat.

Na rycinie 5 przedstawiono sumaryczne pochłanianie przez drzewostan sosnowy w wieku rębny 120 lat oraz na takiej samej powierzchni przez drzewostan 60. letni i po jego zrębie przez kolejny drzewostan 60. letni. Po zrębie w 60 roku życia drzewostanu następuje spadek sumarycznego pochłaniania na skutek emisji CO_2 z nowej powierzchni leśnej. Jednak po okresie około 15 lat pochłanianie nowo posadzonego lasu rośnie intensywnie i już między 90–95 rokiem życia lasu zrównuje się ono z pochłanianiem sumarycznym lasu 120. letniego. Od tego czasu, przewaga absorpcji powierzchni leśnej, na której pozyska się dwa pokolenia drzew (nie 120 lat, a 2 razy po 60 lat) jest bardzo widoczna. Podczas 120 lat w jednym pokoleniu drzewostanu sumarycznie zaabsorbowany CO_2 z atmosfery wynosi około 1 100 ton na hektar, podczas gdy w przypadku dwóch pokoleń drzewostanów (2 razy 60 lat) wartość absorpcji sięga niemal 1 600 ton na hektar.



Rycina 5. Sumaryczne pochłanianie CO₂ przez 1 hektar drzewostanu sosnowego w wieku 120 lat oraz dwukrotnie przez drzewostan w wieku 60 lat

Na rycinie 6 przedstawiono dane zbiorcze dla 1 hektara drzewostanów sosnowych w wieku 120 lat oraz w dwóch pokoleniach po 60 lat. Różnica w pochłanianiu w całym okresie 120 lat wynosi aż 460 ton CO₂ na hektar powierzchni leśnej.



Rycina 6. Sumaryczna ilość pochłoniętego CO₂ dla drzewostanu sosnowego żyjącego 120 lat oraz 2 razy po 60 lat

PODSUMOWANIE

W obliczu narastającego ocieplenia klimatu oraz związanych z nim ekstremalnych zjawisk pogodowych, szczególnie ważne wydają się badania nad możliwością redukcji dwutlenku węgla z atmosfery przez ekosystemy lądowe. W tym ujęciu szczególną rolę odgrywają powierzchnie leśne pokrywające ponad 30 procent lądów na naszej planecie. Pochłanianie netto dwutlenku węgla jest procesem bardzo złożonym i zależnym od wielu parametrów: rodzaju i wieku lasu, warunków siedliskowych, czynników meteorologicznych, warunków hydrologicznych, występowania gradacji owadów czy ekstremalnych zjawisk pogodowych oraz wielu innych. Potrzeba jeszcze wielu lat szczegółowych i kompleksowych badań, aby w pełni zrozumieć wielkoobszarowe procesy wymiany gazowej na terenach leśnych (fotosyntezy i oddychania), w których kluczową rolę odgrywa dwutlenek węgla. Na podstawie znanych i opublikowanych wyników badań można jednak już dziś stwierdzić, że jeden hektar lasu, w zależności od jego wieku, może być pochłaniaczem lub emitentem CO₂. W młodych drzewostanach proces oddychania przeważa bowiem nad procesem fotosyntezy i las jako całość jest emitentem CO₂ do atmosfery. Dopiero po przekroczeniu pewnego wieku (różnego dla różnych gatunków i siedlisk) ilość zaabsorbowanego przez rośliny CO₂ jest na tyle większa od jego emisji, że las staje się pochłaniaczem netto tego gazu. Jeśli porównać lasy o podobnym składzie gatunkowym i wieku, to nadal ilość pochłoniętego CO₂ będzie silnie uzależniona od warunków klimatycznych i pogodowych indywidualnych obszarów leśnych. W wyniku złożenia efektu działania wszystkich wymienionych czynników wartości pochłanianego przez lasy CO₂ z atmosfery są bardzo zmienne (z miejsca do miejsca i z roku na rok) i mogą się różnić nawet o kilkaset procent.

Przytoczone wyniki badań wyraźnie wskazują, że najbardziej efektywnym pochłaniaczem CO₂ z atmosfery są lasy młodsze. Dlatego z punktu widzenia ograniczenia dalszego wzrostu temperatury na Ziemi, słusznym wydaje się obniżenie wieku rębności drzewostanów sosnowych w Polsce do wieku około 60 lat. Takie postępowanie przyczyni się do znacznie większego pochłaniania tego gazu z atmosfery oraz zwiększa szanse przetrwania takich młodszych drzewostanów w kontekście zmieniającego się klimatu. Obniżenie wieku rębności zmniejsza również prawdopodobieństwo uszkodzeń drzewostanów w wyniku gradacji owadów, pożarów, długich okresów suszy czy huraganowych wiatrów..

Nawet jeśli założyć optymistycznie, że w najbliższych 30–50 latach ludzkość doprowadzi do gospodarki zeroemisyjnej, to potrzeba będzie jeszcze wielu lat (liczonych w dziesiątkach albo i w setkach), aby pozbyć się z atmosfery nadmiaru CO₂, którego stężenie, przy obecnym wytwarzaniu energii przekroczy 500, a może i 600 ppm. Statystyczny czas życia cząsteczki CO₂ pochodzenia antropogenicznego

wynosi co najmniej 100 lat, dlatego, jeśli ludzkość w przyszłości ma wrócić do poziomu około 300 ppm w atmosferze naszej planety (przeszłe warunki klimatyczne), to właśnie ekosystemy lądowe, a szczególnie lasy strefy umiarkowanej mogą się do tego przyczynić.

Z przedstawionych wyników (ciągle wstępnych i opartych w części na danych literaturowych) wynika jasno, że obniżenie wieku rębnego może pomóc w procesie „wyławiania” CO₂ z atmosfery. Taka taktyka przyniosłaby również więcej pozytywnego drewna, które mogłoby być wykorzystywane we wszelkiego rodzaju konstrukcjach (np. domy z drewna) i oprócz absorpcji CO₂ z atmosfery, doprowadziłaby do zmniejszenia produkcji cementu, stanowiącej znaczące antropogeniczne źródło tego gazu.

Summary

Janusz Olejnik, Marek Urbaniak, Klaudia Ziemblińska, Paulina Dukat

Poznań University of Life Sciences, Poznań

{janusz.olejnik, marek.urbania, klaudia.ziemblińska}@up.poznan.pl, paulina.dukat05@gmail.com

Carbon sequestration in pine tree stands – a chronosequence approach

The largest consumption of fossil fuels for energy production and transport in the human history, and often uncontrolled changes in land use (mainly deforestation of millions of hectares annually) have led to very high concentration of CO₂ in the Earth's atmosphere. We are currently the first generation of *Homo sapiens* who have to live in the atmosphere in which concentration of this gas is at the level of 410 ppm (parts per million).

Billions of tons of CO₂ emitted to the atmosphere as a result of human activity, inevitably lead to rapid global warming due to intensification of so-called greenhouse effect. Today it is difficult to predict to what level the temperature will rise at the end of this century, but it can be said with high probability that it will increase by 2 to 6 degrees Celsius (in various locations on Earth). This is a level of change that, without hesitation, can be called catastrophic, primarily due to its speed, but also due to the dramatic increase in variance of practically most of the meteorological elements. We must take into account longer and deeper droughts, but in conjunction with heavy rainfalls. We must be aware of the constant rise in temperature, but combined with short periods of very low temperatures. We should also be prepared for long windless periods, followed by very strong winds or tornadoes.

It seems very unlikely to avoid these phenomena and without significant reduction of CO₂ emissions it is practically impossible in the next few decades. Although, according to the Kyoto Protocol, Poland is one of the countries that spectacularly reduced their CO₂ emissions (of the assumed 6% the emission in Poland was reduced by more than 25%!), despite many international negotiations and warnings from climatologists about the imminent climate catastrophe, global CO₂ emissions are still rising and nothing seems to change this trend in the coming years.

Today, it seems that to reduce the rapid increase of CO₂ concentration in the Earth's atmosphere, it is necessary, in addition to reducing its emissions, to intensify its sequestration in terrestrial ecosystems (sequestration in seas and oceans, although increasing, leads to their acidification and causes new, previously unrecognized ecological problems). Forests currently occupy about 30% of all land area and are on the forefront of research leading to increased CO₂ uptake from the atmosphere. Through photosynthesis, the sequestration of this gas from the atmosphere is one of the most important tools in the fight against the progressing greenhouse effect. The intensity of the CO₂ sequestration by forests depends on

many global and local factors, i.e. climate, habitat, species and age of trees, used silviculture techniques or disturbances both natural and anthropogenic.

In this paper we present research carried out thanks to the cooperation of scientists with the Directorate-General of the State Forests, which commissioned our project. We present the results of measurements of CO₂ sequestration from the atmosphere in three uneven-aged pine forests in Poland. These three sites are: a 65-year-old pine stand (Tuczno Forest District), a 25-year-old stand damaged by fire (Potrzebowice Forest District, Mężyk station) and a reforested area after a tornado in the Tuchola Forest (Trzebciny Forest District, Tlen station). This still incomplete data set (the studies at the Mężyk station have been carried out for only two years) allowed the first, preliminary attempt to be made to determine the CO₂ sequestration curve of a pine forest as a function of its age (a chronosequence approach).

LITERATURA

- Gielen B., De Vos B., Campioli M., Neiryneck 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*, 174–175: 135–143. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.02.008>.
- Le Quéré C. 2009. Closing the global budget for CO₂. *Global Change*, 74: 28–31. <http://www.igbp.net/news/features/features/closingtheglobalbudgetforco2.5.1b8ae20512db692f2a680003550.html>.
- Le Quéré C., Moriarty R., Andrew R.M., Peters G.P., Ciais P., Friedlingstein P., Jones S.D., Sitch S., Tans P., Arneeth A., Boden T.A., Bopp L., Bozec Y., Canadell J.G., Chevallier F., Cosca C.E., Harris I., Hoppema M., Houghton R.A., House J.I., Jain A., Johannessen T., Zeng N. 2014. Global carbon budget 2014. *Earth System Science Data Discussions*, 7(2): 521–610. <https://doi.org/10.5194/essdd-7-521-2014>.
- Nagy M.T., Janssens I.A., Curiel Yuste J., Carrara A., Ceulemans R. 2006. Footprint-adjusted net ecosystem CO₂ exchange and carbon balance components of a temperate forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 139(3–4): 344–360. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.08.012>.
- NOAA, 2022. <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/> (dostęp on-line: 05.11.2022r.)
- Urbaniak M., Ziemblińska K., Dukat P., Olejnik, J. 2020. Strumienie wymiany dwutlenku węgla drzewostanów sosnowych wokół stacji pomiarowych: Tuczno, Mezyk, Tlen1 i Tlen2. [W:] J. Olejnik, S. Małek (red.): *Rola lasu w pochłanianiu dwutlenku węgla z atmosfery* (s. 187–269). Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, ISBN: 978-83-7160-971-8.
- Ziemblińska K., Urbaniak M., Chojnicki B.H., Black T.A., Niu S., Olejnik J. 2016. Net ecosystem productivity and its environmental controls in a mature Scots pine stand in north-western Poland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 228–229: 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.05.022>.

Klaudia Ziemblińska¹, Marek Urbaniak¹, Janusz Olejnik¹, Paulina Dukat^{1, 2}

¹ Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

² Uniwersytet Helsiński

{klaudia.ziemblińska, marek.urbaniaak, janusz.olejnik}@up.poznan.pl

Odnowienia powierzchni powiatrołomowych a wymiana węgla, wody i energii – wnioski dla praktyki leśnej

WSTĘP

W obowiązującej Ustawie o lasach jednym z podstawowych celów trwale zrównoważonej gospodarki leśnej jest „zachowania lasów i korzystnego ich wpływu na klimat, powietrze, wodę, glebę, warunki życia i zdrowia człowieka oraz na równowagę przyrodniczą”. Ogromna rola lasów w kształtowaniu klimatu, poza oczywistą funkcją zmniejszania stężenia dwutlenku węgla (CO_2) w atmosferze, to również wpływ na bilans wody i energii w skali regionalnej i globalnej. Ekosystem leśny jest układem niezwykle złożonym pod względem struktury, wzajemnych powiązań pomiędzy gatunkami, a przede wszystkim procesów w nich zachodzących. Ograniczając się tylko do uproszczonego schematu krążenia węgla można tu wyróżnić dwa podstawowe procesy: oddychanie ekosystemu (z ang. *Ecosystem Respiration* – R_{eco}) oraz pochłanianie w procesie fotosyntezy (z ang. *Gross Primary Production* – *GPP*), których superpozycja daje wynik w postaci salda bilansu CO_2 w danej skali czasowej i przestrzennej (strumień netto wymiany CO_2 pomiędzy ekosystemem leśnym a atmosferą; z ang. *Net Ecosystem Production* – *NEP*). W świadomości wielu ludzi istnieje jeszcze błędne przeświadczenie, że każdy las jest per saldo pochłaniaczem tego gazu cieplarnianego z atmosfery, tymczasem w zależności od wieku, kondycji, warunków pogodowych, a nawet sposobu gospodarowania, dany ekosystem leśny może być pochłaniaczem lub emitentem netto CO_2 do atmosfery. Należy bowiem spojrzeć na las całościowo – to zarówno drzewa i inne rośliny przeprowadzające proces fotosyntezy, jak i gleba ze wszystkimi żyjącymi w niej organizmami i rozkładającym się materiałem organicznym. W pierwszym latach życia lasu jako cały ekosystem jest on emitentem netto CO_2 do atmosfery, co

oznacza, że procesy oddychania auto- i heterotroficznego łącznie emitują więcej niż są w stanie pochłoniąć młode drzewa. W miarę ich wzrostu i rozwoju sytuacja się zmienia i po osiągnięciu pewnego wieku młody las staje się sprzymierzeńcem w walce z ociepleniem klimatu, pochłaniając więcej niż sam emituje. Wiek ten zależy od gatunku drzew i warunków klimatycznych. Dla przykładu, wiek osiągnięcia tzw. „punktu zerowego” w bilansie CO₂ wynosił: 11–19 lat dla świerka w kanadyjskiej prowincji Manitoba (Litvak i in. 2003), 14 lat dla sosny syberyjskiej (Schulze i in. 1999), 4 lata dla sosny na Florydzie (Clark i in. 2004), czy ok. 20 lat dla daglezi na zachodnim wybrzeżu wyspy Vancouver (Humphreys i in. 2006). Od tego momentu potencjał sekwestracji powierzchni leśnej z wiekiem rośnie aż do osiągnięcia maksimum, po czym stopniowo spada i w stadium starodrzewu przyjmuje wartości znacząco niższe (Olejnik i Małek 2020).

Jak już wspomniano, wpływ lasów na klimat objawia się również ich znaczącym udziałem w krążeniu wody i energii, przy czym oba te cykle połączone są wspólnym elementem – ewapotranspiracją i związanym z nią strumieniem ciepła utajonego. Bilans każdej powierzchni czynnej można przedstawić w następujący sposób (za Kędziora 1995):

$$R_n + LE + S + G = 0 \quad (1)$$

gdzie:

R_n – gęstość strumienia salda promieniowania (różnica pomiędzy promieniowaniem przychodzącym i wychodzącym z badanej powierzchni = energia, która może zostać efektywnie wykorzystana przez ekosystem), (W/m²)

LE – gęstość strumienia ciepła utajonego parowania, (W/m²)

S (lub H) – gęstość strumienia ciepła jawnego, (W/m²)

G – gęstość strumienia ciepła glebowego, (W/m²)

Wartości strumienia ciepła glebowego (G) są zazwyczaj znacznie mniejsze niż dla LE i S , stąd można założyć, że wykorzystanie dostępnej energii (R_n) będzie zależało w największym stopniu od wzajemnych relacji pomiędzy strumieniem ciepła utajonego parowania (zależnego od intensywności procesu ewapotranspiracji) oraz strumienia ciepła utajonego (S – energii zużytej na ogrzanie powietrza). Innymi słowy, jeśli jakaś część energii została zużyta na parowanie w ekosystemie leśnym, to można z niewielkim błędem założyć, że reszta dostępnej w środowisku energii posłużyła na ogrzanie powietrza. Poza czynnikami typowo meteorologicznymi oba te strumienie zależą przede wszystkim od obfitości szaty roślinnej, charakteru podłoża i wilgotności siedliska. Należy przy tym pamiętać, że w przyrodzie znana jest zasada tzw. priorytetu parowania, co oznacza, że jeżeli tylko w podłożu jest odpowiednia ilość wody, to w pierw-

szej kolejności dostępna energia zużywana jest na proces parowania, a dopiero potem na ogrzewanie powietrza. Przeciętne wartości składowych bilansu cieplnego dla typowych ekosystemów w Wielkopolsce znaleźć można w tabeli 15.3 w opracowaniu Kędziory (1995). Dla przykładu, porównując udział strumienia LE w dostępnej energii (LE/Rn) pomiędzy powierzchnią lasu iglastego a glebą bez roślinności, można stwierdzić, że wynoszą one odpowiednio 0,88 oraz 0,55. Wynika stąd, że na zalesionym terenie 88% dostępnej energii zostaje zużyte na proces parowania, a w przypadku gołej gleby prawie połowa wykorzystywana jest na ogrzanie powietrza, a kilka procent na ogrzanie gleby. Można się zatem spodziewać wyższych temperatur wewnątrz oraz nad powierzchnią gleby w tym drugim przypadku. Struktura bilansu cieplnego powierzchni czynnej, jaką jest np. ekosystem leśny, zmienia się nie tylko w zależności od rodzaju powierzchni, ale także pory roku (stanu rozwoju szaty roślinnej), warunków meteorologicznych, w tym szczególnie występowania ekstremalnych zjawisk klimatycznych.

Istnieje wiele niezależnych metod pomiaru/oszacowania strumieni masy (np. CO₂, CH₄ czy N₂O – poza parą wodną główne gazy szklarniowe) i energii (strumień ciepła utajonego parowania – LE oraz ciepła jawnego – S) w tym metody bezpośrednie, pośrednie i wzory empiryczne (Kędziora 2008). Wśród nich wyróżnić jednak należy jedną, która pozwala na bezpośredni pomiar wszystkich trzech strumieni (CO₂, LE i S) za pomocą zestawu dwóch czujników umieszczonych na odpowiedniej wysokości nad badanym ekosystemem w czasie rzeczywistym. Metoda ta znana jest w naszym kraju jako metoda kowariancji wirów (z ang. *eddy covariance* – EC), która w zaledwie nieco ponad trzy dekady stała się najpowszechniej stosowaną, najlepiej opisaną oraz opracowaną teoretycznie i w związku z tym uważaną za najwiarygodniejszą techniką do tego typu pomiarów na świecie (Baldocchi 2019; Pastorello i in. 2020). U jej podstaw leży równanie przedstawione przez Reynoldsa (1895), jednak z uwagi na ograniczenia techniczne przeprowadzenia pomiarów z należytą częstotliwością i precyzją w tamtym czasie, pierwsze prace dotyczące możliwości zastosowania tej teorii w praktyce, pojawiły się dopiero w połowie XX wieku (Montgomery 1948; Swinbank 1951). Spełniając podstawowe wymogi metody EC, tj. prowadzenie pomiarów nad płaską i homogeniczną powierzchnią, można założyć, że turbulencyjny transport masy, energii i pędu pomiędzy tą powierzchnią a atmosferą jest w zasadzie jednowymiarowy i odbywa się w kierunku pionowym (przy płaskiej jednorodnej powierzchni adwekcja może zostać zaniedbana) (Foken i in. 2012). Gęstość strumienia wymiany badanej wielkości w czasie uśredniania (najczęściej równym 30 minut) może zostać zatem obliczona jako produkt pionowej składowej prędkości wiatru oraz wartości interesującej nas wielkości skalarnej (np. temperatura, stężenie gazu), co przedstawia ogólnie równanie 2 (na podstawie Foken 2022; wzór 55.3 i Tabela 55.1):

$$F_x = \overline{w \cdot x} \quad (2)$$

gdzie:

F – gęstość strumienia wielkości skalarnej (masy ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$) lub energii (W/m^2)),

w – wartość pionowej składowej prędkości wiatru (m/s),

x – wartość wielkości skalarnej (gęstość substancji ($\mu\text{mol}/\text{m}^3$) dla strumieni masy i temperatura ($^\circ\text{K}$) dla energii).

Inaczej mówiąc, za pomocą metody EC mierzone są chwilowe wartości kowariancji pomiędzy ruchami powietrza w górę i w dół a stężeniem zawartych w nim gazów (Aubinet i in. 2000; Baldocchi 2003). Rejestrując te ruchy z odpowiednio dużą częstotliwością (najczęściej 10 Hz lub więcej) i odpowiednio długo (30-60 minut), można wyznaczyć średnią wartość strumienia wymiany gazowej pomiędzy np. obszarem leśnym a atmosferą. Pomiarów metodą kowariancji wirów, poza wymogami dotyczącymi powierzchni, muszą być prowadzone w taki sposób, aby zagwarantować reprezentatywność i stacjonarność mierzonych strumieni. Zatem należy zapewnić takie usytuowanie przyrządów, aby mierzony średni strumień wymiany netto był charakterystyczny dla badanego obszaru – efekt turbulencyjnego transportu energii i materii musi zostać zmierzony na wysokości, na której powietrze zostało już odpowiednio wymieszane. Ponadto, przyrządy pomiarowe należy umieścić wewnątrz rozwiniętej warstwy granicznej, w której strumienie energii i materii są stałe. Położenie dolnej granicy tzw. warstwy stałego strumienia, której wysokość zależy od szorstkości terenu, można wyznaczyć np. jako odległość od poziomu gruntu do 1,5-krotnej wartości wysokości badanej formacji roślinnej (Burba 2013). Stosowanie metody EC i uzyskanie realnych wyników na podstawie przeprowadzonych za jej pomocą pomiarów, związane jest z koniecznością spełnienia wielu innych warunków, wprowadzania korekt zmierzonych sygnałów oraz uważnej analizy obliczonych strumieni. Kompleksowo zagadnienia dotyczące wszystkich aspektów metodycznych, technicznych i praktycznych znaleźć można m.in. w pracach Aubinet i in. (2012) oraz Foken (2022). Dowodem na rosnące zaufanie do ciągłych, długoterminowych pomiarów strumieni z wykorzystaniem metody kowariancji wirów jest powstanie wielu sieci pomiarowych, na różnych kontynentach, w których podstawą badań była i jest właśnie metoda EC, w tym m.in. w: Europie (*EuroFlux*, *Carbo-Europe*), Azji (*ChinaFlux*, *AsiaFlux*), Australii (*OzFlux*), Ameryce Północnej i Południowej (*AmeriFlux*, *Fluxnet-Canada*) czy wreszcie w ramach globalnej bazy danych FLUXNET. Dążenia do standaryzacji protokołów pomiarowych oraz zasad obliczania i przetwarzania uzyskanych strumieni masy i energii na stacjach badawczych wykorzystujących metodę EC, doprowadziły do stworzenia dwóch kolejnych międzynarodowych sieci: europejskiej

ICOS (*Integrated Carbon Observation System*) oraz amerykańskiej NEON (the *National Ecological Observatory System*), które obecnie są w już fazie operacyjnej.

Skutkiem obserwowanych zmian klimatu, poza wzrostem temperatury, są zmiany w intensywności i częstotliwości ekstremalnych zjawisk pogodowych. Stopień pewności co do wzrostu częstości ich występowania w przyszłości nie jest jednakowy dla wszystkich rodzajów katastrof naturalnych. O ile z największą pewnością prognozuje się częstsze i intensywniejsze występowanie fal gorąca (dni upalne) w skali globalnej, za bardzo prawdopodobny (*very likely*) uznano podobny scenariusz odnośnie ekstremalnych opadów w średnich szerokościach geograficznych oraz w wilgotnych strefach tropikalnych (IPCC 2013). Wobec innych typów zjawisk, takich jak cyklony czy huragany, konkluzje nie są już tak łatwe do sformułowania z uwagi na problemy dotyczące możliwości ich obserwacji w przeszłości. Jednakże, istnieją mocne dowody, że aktywność burz wzrosła w rejonie północnego Atlantyku od 1970 roku. Ogólnie rzecz biorąc, zniszczenia spowodowane przez ekstrema pogodowe stanowią 91% wszystkich katastrof, z czego powodzie i wichury odpowiadają za 75% zniszczeń w tej grupie zjawisk (EASAC 2013). Ekosystemy leśne, z uwagi na olbrzymie ilości zmagazynowanego w nich węgla oraz długi czas życia jednej generacji drzew, są najbardziej wrażliwe na zakłócenia w bilansie węgla, powodowane przez ekstremalne zjawiska pogodowe. Przewiduje się, że wśród innych typów ekosystemów to właśnie lasy doświadczą w ten sposób największych, najbardziej różnorodnych i najdłużej trwających skutków w krążeniu węgla (Reichstein i in. 2013). Jak wspomniano, zwiększenie intensywności i częstotliwości występowania takich zjawisk jak tornada, cyklony czy huragany, związane jest z globalnymi zmianami klimatu, a w szczególności ze wzrostem średniej temperatury na naszej planecie. Także Panferov i in. (2009) podają, że zniszczenia wywołane działaniem wiatru są jednym z głównych źródeł zaburzeń występujących w lasach na świecie. Wskazuje również, że nawet jeśli intensywność i częstotliwość ekstremalnych zjawisk wywołanych działaniem wiatru pozostanie na tym samym poziomie co obecnie, ryzyko zniszczeń wzrośnie, z uwagi na wyższą temperaturę gleby zimą, co osłabia zakotwiczenie drzew i w konsekwencji czyni je bardziej podatnymi na uszkodzenia przez wiatr. Wiatrołomy zastępujące stanowiska dojrzałego lasu powodują odwrócenie salda bilansu węgla na tym terenie, który ze znaczącego pochłaniacza CO₂ staje się silnym emitentem netto tego gazu do atmosfery. Najbardziej spektakularny przykład potencjału niszczycielskiej siły wiatru stanowi huragan *Lothar*. Skutki zniszczeń spowodowanych w jego wyniku w 1999 roku były odczuwalne w skali całego kontynentu europejskiego, ponieważ produktywność całego biomu Europy zmniejszyła się w tym roku aż o 30%, czyli ok. 16 Gt C (Lindroth i in. 2009). Sześć lat później kolejny katastrofalny w skutkach huragan *Gudrun* zniszczył w Szwecji 272 000 ha

powierzchni leśnych, z których pozyskano łącznie 66 mln m³ drewna. Ilość ta odpowiada w przybliżeniu rocznej wartości całkowitego pozyskania drewna w tym kraju. W Szwecji był to największy huragan na przestrzeni 100 lat, a skala zniszczeń bezprecedensowa. Obszary wiatrołomów w rok po wystąpieniu tego ekstremalnego zjawiska emitowały netto do atmosfery od 897 do 1 259 g C·m² rocznie, co jest wartością znacznie wyższą niż średnia dla zrębów w Europie (Lindroth i in. 2009). Podane przykłady odnoszą się tylko do Europy. Należy mieć jednak świadomość, że podobne zdarzenia występowały w znacznie większej skali, np. w Ameryce Północnej huragan *Katrina* powalił w 2005 roku drzewa o łącznej miąższości drewna ok. 400 mln m³ (Chambers i in. 2007). Dodatkowo, w tych rejonach większe zagrożenie dla lasów, a tym samym bardziej istotny wpływ na kształtowanie ich bilansu węgla, stanowią pożary, gradacje szkodników czy wzrastające pozyskanie drewna. Dzieje się tak dlatego, że wzrost temperatury wywołany zmianami klimatu sprzyja gradacji szkodników, co zmniejsza odporność drzew na inne ekstremalne zjawiska i zwiększa ich śmiertelność, a tym samym osłabia aparat asymilacyjny ekosystemu. Także w naszym kraju ostatnie lata obfitowały w wiele podobnych zdarzeń, z których najpoważniejszy w skutkach był huragan z 2017, skutkujący największymi zniszczeniami w całej historii istnienia Lasów Państwowych.

Z uwagi na to, że odnowienie powierzchni po wiatrołomach w lasach gospodarczych przeprowadzane jest w części podobnie do technik, stosowanych na obszarach zrębów, można przypuszczać, że wymiana dwutlenku węgla w takich przypadkach zachodzić będzie w zbliżony sposób. Pomimo tego, że krótkofalowy efekt wpływu zabiegów leśnych, takich jak zręby, na emisję CO₂ z gleby, pod względem zachodzących tam procesów wydaje się dobrze zbadany, to jednak wyniki ilościowe istniejących badań są niejednokrotnie sprzeczne (Pumpanen i in. 2004; Don i in. 2012). Kompleksowe badania wpływu zrębu oraz następujących po nim zabiegów przygotowania gleby pod odnowienie, na emisję CO₂, z uwzględnieniem pięciu różnych form traktowania podłoża, przeprowadzono w południowej Finlandii za pomocą techniki komorowej (Pumpanen i in. 2004). Stwierdzono na ich podstawie, że aż 75% całkowitej zmienności strumieni emisji z gleby wynika z techniki jej przygotowania. Największe chwilowe wartości zanotowano dla bruzd (warstwa organiczna przykryta częścią mineralną podobnie jak przy orce płużnej) oraz nienaruszonej gleby, na której pozostawiono resztki pozrębowe. Ich usunięcie zmniejszyło natomiast chwilowe zmierzone strumienie emisji aż o 40%. W porównaniu z glebą leśną (stanowisko kontrolne), dwa stanowiska o najwyższych zmierzonych wartościach strumieni (bruzdy i nienaruszona gleba z resztkami pozrębowymi) emitowały nawet dwukrotnie więcej CO₂ do atmosfery niż stanowisko kontrolne. Oszacowano ponadto, że przy założeniu równomiernego rozmieszczenia resztek pozrębowych na całej powierzchni, w pierwszym roku po

zrębie, w wyniku dekompozycji, do atmosfery uwolnione zostanie ok. 23% zgromadzonego w nich węgla. Stwierdzone wolne tempo dekompozycji w kolejnych latach oraz starzenie się martwej materii organicznej skłoniło autorów pracy do wysunięcia wniosku, że nawet po rozpoczęciu funkcjonowania nowo powstałego lasu jako pochłaniacza netto CO₂, znaczne ilości nierozłożonego materiału drzewnego będą nadal zalegać na tym obszarze. Ostatecznie Pumpanen i in. (2004) konkludują, że może to finalnie doprowadzić do zwiększenia zawartości węgla w glebie w dłuższym czasie jako wynik intensywnej gospodarki leśnej. Uzupełnieniem opisanych powyżej badań są wyniki pomiarów metodą EC przeprowadzonych w ekosystemie sosnowym w tym samym klimacie. Wskazują one, że młody (5-letni) ekosystem sosnowy, powstały w wyniku odnowienia naturalnego na obszarze zrębu, na którym pozostawiono resztki pozrębowe, a glebę poddano skaryfikacji, emitował w okresie nocnym porównywalne ilości CO₂ co 38-letni las sosnowy na tym samym obszarze (Rannik i in. 2002). W ciągu dnia jednak bilans węgla powierzchni po zrębie był prawie neutralny, ponieważ obecne tam rośliny pochłaniały w procesie fotosyntezy ilości CO₂ porównywalne do strumienia emisji z gleby. Ilościowy opis przekształcenia ekosystemu leśnego ze znaczącego pochłaniacza CO₂ w jego emiter netto jako efekt usunięcia drzew w czasie zrębu, jest trudny z uwagi na konieczność dysponowania serią długoletnich badań. Jednym z nielicznych jak dotąd przykładów są wyniki pomiarów przedstawione w pracy Paul-Limoges'a i in. (2015), które obejmują ponad 10-letnią serię przed oraz 3-letnią po wykonaniu tam zrębu zupełnego. Pomiary wymiany masy i energii metodą EC prowadzono tu nad trzema stanowiskami daglezji (*Pseudotsuga menziesii*=*P. douglasii*) w układzie chronosekwencyjnym. Jeden z tych ekosystemów w wieku 62 lat został wycięty w celach komercyjnych w 2011 roku. Obliczono, że w pierwszym roku po wycięciu drzew, sumaryczna ilość emitowanego dwutlenku węgla netto wyniosła 10 t C·ha⁻¹. Było to prawie dwa razy tyle, ile wcześniej wyniosła średnia zdolność tego ekosystemu do sekwestrowania węgla (ok. 5,60 t C·ha⁻¹ rocznie). Jednocześnie zauważono, że o ile redukcja aparatu asymilacyjnego w wyniku usunięcia drzew zmniejszyła dramatycznie strumień pochłaniania CO₂ w procesie fotosyntezy (GPP) z 18,90 do zaledwie 1,30 t C·ha⁻¹, o tyle całkowity strumień oddychania ekosystemu zmniejszył się zaledwie o 15% w stosunku do stanu przez zrębem. Również w tym przypadku jako wyjaśnienie zaproponowano mechanizm kompensacyjny. Autorzy tych badań uznali za wielce prawdopodobne, że niewielki spadek poziomu całkowitego oddychania wynikał ze wzmożonego strumienia oddychania heterotroficznego, które w części zbilansowało znaczącą redukcję oddychania autotroficznego korzeni, pni, gałęzi i liści.

Wpływ zastosowania różnych technik przygotowania powierzchni odnowień (w tym zagospodarowania odpadów pozrębowych i sposób przygotowania gleby)

jest niezwykle interesujący nie tylko z uwagi na zmiany w ilości węgla w glebie, ale również ze względu na wzrost i rozwój nowej uprawy. Istnieje kilka prac badawczych wykonanych przez polskich naukowców skupiających się na tym temacie. Przykładowo, stwierdzono, że największe ilości tego pierwiastka zostają wbudowane w glebę, jeśli pozostawione gałęzie były rozdrobnione i z nią przemieszane (Gałązka i in. 2007). Wzrost, w znacznie mniejszym jednak stopniu, zauważalny był nawet na obszarze, na którym usunięto całą zalegającą biomasę, jednak zawartość węgla w glebie zmniejszyła się tam w kolejnych latach pomiarów do wartości znacznie mniejszej niż w stanie wyjściowym. Wykazano również, że przyrost biomasy podziemnej 3-letnich sadzonek sosny był skorelowany z zastosowaniem techniki przygotowania gleby, a nie ze sposobem zagospodarowania odpadów pozrębowych (Jakubowski i in. 2013). Autorzy pracy wykazują, że największa ilość biomasy korzeniowej zmierzona została na powierzchni, na której dokonano wyorywania bruzd (pług LPz-75). W innej pracy, ten sam zespół badawczy ocenił przeżywalność 5-letnich sadzonek, przy uwzględnieniu sposobu zagospodarowania resztek pozrębowych (Gornowicz i in. 2007). Konkludują oni, że pozostawienie odpadów drzewnych, niezależnie od metody ich przygotowania (rozdrobnienie, pozostawienie w całości), skutkowało największą przeżywalnością 5-letniej uprawy sosny, w porównaniu z powierzchniami na których biomasę usunięto lub spalono.

Reasumując, wyniki badań przeprowadzonych na powierzchniach odnowień w Polsce wskazują, że kluczowym etapem całego procesu odnowienia lasu, nie tylko z punktu widzenia zmian w zawartości węgla w glebie, ale również wzrostu i rozwoju uprawy sosny, jest sposób zagospodarowania resztek drzewnych (ich pozostawienie, rozdrobnienie bądź całkowite usunięcie) oraz technika przygotowania gleby. Do tej pory badania takie ograniczone były jednak do relatywnie niewielkich fragmentów powierzchni, co utrudnia przedstawienie obrazu zachodzących tu procesów w większej skali. W tym kontekście przedstawione tu wyniki należą do unikalnych badań bilansu węgla na obszarze odnowień po wiatrołomach, nie tylko w skali kraju. W referacie przedstawiono zbiór danych głównie o strumieniach dwutlenku węgla oraz wstępnie ciepła utajonego parowania oraz ciepła jawnego, wymienianych pomiędzy powierzchniami po wiatrołomach a atmosferą, pozyskanych za pomocą systemów pomiarowych EC, w latach 2013–2019 na stacjach badawczych Tlen 1 i Tlen 2 zlokalizowanych w Nadleśnictwie Trzebciny (RDLP w Toruniu). Podjęto tu pierwszą w Polsce próbę określenia w czasie rzeczywistym wpływu zniszczeń spowodowanych przez tornado na wymianę CO₂ netto zdewastowanego drzewostanu sosnowego w warunkach klimatycznych naszego kraju oraz wpływu różnych technik odnowienia powierzchni leśnych na ten proces. Główne pytania badawcze, na które częściowo udało się już odpowiedzieć, to m.in.:

1. Czy i jak zastosowanie dwóch różnych technik odnowień, w podobnych warunkach meteorologicznych i glebowych, wpłynęło na bilans dwutlenku węgla zniszczonego przez tornado ekosystemu lasu sosnowego?
2. Po jakim czasie odnowiony obszar powiatrołomowy powróci do stanu pochłaniającego tego gazu z atmosfery?
3. Jak dwie różne techniki odnowień wpłynęły na bilans wodny i energetyczny tego zaburzonego ekosystemu?

Pomiary strumieni wymiany CO₂ netto przeprowadzono na dwóch obszarach poddanych różnym technikom odnowienia powierzchni leśnych, ale położonych na tym samym terenie zdewastowanym przez tornado w 2012 r. Uzyskane wyniki mogą stanowić bardzo istotne uzupełnienie dotychczasowej wiedzy na temat odnowień obszarów zniszczonych przez ekstremalne zjawisko pogodowe i ich wpływu na bilans węgla takich ekosystemów. Dodatkową zaletą tych badań jest możliwość wnioskowania w skali całego ekosystemu, dzięki wykorzystaniu bezpośrednich pomiarów w czasie rzeczywistym metodą kowariancji wirów, uznaną na całym świecie za standard w badaniach nad bilansem masy i energii wymienianymi między badanym ekosystemem a atmosferą. Przedstawione prace badawcze zrealizowano w ramach projektu: „Oszacowanie strumieni netto dwutlenku węgla wymienianymi pomiędzy ekosystemem leśnym na gruntach porolnych a atmosferą, z wykorzystaniem spektroskopowych i numerycznych metod pomiarowych”, zleconego przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych.

MATERIAŁY I METODY

OPIS I LOKALIZACJA STACJI POMIAROWYCH

Przedstawione badania przeprowadzono na dwóch stanowiskach odnowień drzewostanów sosnowych, zlokalizowanych na terenie Leśnictwa Wygoda, obręb Szarłata w Nadleśnictwie Trzebciny (Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Toruniu, woj. kujawsko-pomorskie, powiat świecki, gmina Osie), które 14 lipca 2012 roku zostały zniszczone przez trąbę powietrzną. Punkty pomiarowe wybrano tak, aby zapewnić spełnienie wymogów metodycznych dla pomiarów strumieni badanych gazów cieplarnianych i strumieni energii metodą EC. Do najważniejszych spośród tych wymogów należą: niewielkie deniwelacje terenu oraz jednorodna powierzchnia (homogeniczność ekosystemu) rozciągająca się na kilkaset metrów od systemu pomiarowego. W październiku 2012 roku dokonano wyboru pierwszego obszaru badawczego, który z uwagi na swoje położenie w okolicach miejscowości Tleń, nazwano stacją pomiarową „Tlen 1”. Obejmuje ona oddział 76, wydzielenia „i, j”, o łącznej powierzchni 17 ha, na których przed zniszczeniem, dominowała sosna zwyczajna w wieku 76-86 lat (bór świeży –

Bśw). Lokalizację drugiego punktu pomiarowego – „Tlen 2” wybrano po sprawdzeniu wymogów metodycznych EC oraz wstępnej weryfikacji podobieństwa pod względem siedliskowym (typ gleb, wiek i typ drzewostanu przed tornado) do Tlen 1. W konsekwencji, wybrano położone ok. 2 km na północny-wschód od Tlen 1, wydzielienia 70b, 71a oraz 72a, o sumarycznej powierzchni 15 ha.

Dla uproszczenia, cały proces odnowienia powierzchni na obszarze wiatrolomów podzielono na 5 chronologicznie ułożonych etapów: 1. pozyskanie grubizny, 2. pozyskanie drobnicy, 3. usunięcie wykrotów, 4. przygotowanie gleby pod odnowienie oraz 5. nasadzenia. Należy zaznaczyć, że ze względów technicznych (umożliwienie pracy pługa), inaczej niż w przypadku tradycyjnych odnowień na zrębach, na powierzchni Tlen 1 usunięto wykroty, które według oszacowań własnych stanowiły ok. 60% wszystkich pniaków. Wszystkie wymienione zabiegi zastosowano na powierzchni Tlen1, natomiast na powierzchni Tlen 2 wszystkie z wyjątkiem usunięcia wykrotów. Poza różnicami w liczbie zabiegów, badane powierzchnie różniły się między sobą również sposobem przygotowania gleby pod odnowienie: na powierzchni Tlen1 glebę przygotowano w bruzdy pługiem LPZ z pogłębiaczem, natomiast na obszarze Tlen 2 w talerze (20 × 20 cm). Ostatecznie na obu powierzchniach uprawę o składzie gatunkowym 8So 2Brz założono sadzeniem dwuletnich sadzonek z zakrytym systemem korzeniowym w więźbie 1,5 × 0,8 m. Szczegóły dotyczące terminów, czasu trwania poszczególnych etapów procesu odnowień na badanych powierzchniach, jak również metodykę dodatkowych badań na tym obszarze opisano szczegółowo w książce „Rola lasu w pochłanianiu dwutlenku węgla z atmosfery” (Olejniki i Małek 2020).

Głównymi elementami infrastruktury pomiarowej na obu stacjach badawczych są systemy pomiarowe metody kowariancji wirów (EC). Każdy z nich składa się z anemometru ultradźwiękowego i spektrometrycznego analizatora gazowego, które umożliwiają pomiary chwilowych wartości odpowiednio: trzech składowych prędkości wiatru oraz stężenia badanego gazu. Wysokość lokalizacji systemu EC na u obu powierzchni badawczych (Tlen 1 i Tlen 2) zmieniana była wraz ze wzrostem uprawy sosnowej i wynosiła od 3,3 m na początku eksperymentu do 5 m obecnie. Przez większą część okresu badań stosowano analizator gazowy z tzw. przymkniętą ścieżką pomiarową (z ang. *en-closed path*) do którego próbkowane powietrze za pomocą pompy zasysane jest przez rurkę o długości ok. 0,5-1 m. Wlot rurki zasysającej powietrze do analizatora, zgodnie z zaleceniami producenta i wymogami dotyczącymi metodyki pomiarów kowariancyjnych, zamontowano tuż poniżej ścieżki pomiarowej anemometru, tak aby wlot znajdował się w kierunku, z którego rejestrowane powietrze pochodzi najczęściej (przeważający kierunek wiatru). Anemometr wraz z podstawą umożliwiającą wypoziomowanie instrumentu zamontowano na pionowym maszcie, a następnie skierowano tak, aby znak kierun-

ku północnego umieszczonego na podstawie przyrządu pokrywał się z faktyczną magnetyczną północą. Można mieć zatem pewność, że wartości składowych prędkości wiatru (usytuowanie ramy przyrządu równoległe do wektora przyspieszenia ziemskiego) oraz jego kierunku (ustawienie znacznika północy) zostały zmierzone poprawnie i są reprezentatywne dla badanej powierzchni. System EC na terenie stacji Tlen 2 zaprojektowano tak, aby w największym możliwym stopniu był podobny do przyrządów na Tlen 1, a zatem wszystkie ustawienia: wysokość umieszczenia czujników, sposób ich montażu, częstotliwość pomiaru i czas integracji danych (30 minut) był więc taki sam jak w przypadku Tlen 1. Komplementarną częścią całego systemu pomiarowego na obu powierzchniach badawczych jest zestaw przyrządów do pomiaru głównych elementów meteorologicznych. W czasie badań mierzone były: temperatura i wilgotność powietrza, temperatura i wilgotność gleby, strumień ciepła glebowego, składowe bilansu promieniowania powierzchni czynnej oraz opad. Podobnie jak w przypadku systemu EC obie stacje wyposażono w przyrządy badawcze tego samego typu oraz zamontowano w taki sposób, aby nie było znaczących różnic w ich działaniu. Szczegóły dotyczące wymienionych czujników pomiarowych (typ/producent/głębokość lub wysokość pomiaru) jak również inne informacje, w tym szczególnie opis procedury filtracji, kontroli jakości oraz uzupełniania braków w danych, opisany został w pracy Ziemblińska i in. (2018).

PRZYGOTOWANIE I ANALIZA ZMIERZONYCH WARTOŚCI STRUMIENI MASY I ENERGII

Surowe sygnały pomiarowe wykorzystane zostały do obliczenia strumieni wymiany CO_2 netto oraz strumieni energii za pomocą dedykowanego oprogramowania EddyPro z zastosowaniem ustawień domyślnych. Obliczone strumienie poddano następnie procesom filtracji, kontroli jakości oraz uzupełniania braków. W skrócie, kolejne etapy analizy obejmowały:

1. Test stacjonarności strumieni.
2. Usunięcie przypadkowych strumieni pochłaniania w okresie nocnym.
3. Filtrację z uwagi na kierunki wiatru (zapewnienie reprezentatywności przestrzennej pomiarów).
4. Filtrację z uwagi na obszar oddziaływania (tzw. footprint).
5. Usunięcie strumieni zmierzonych z uwagi na zakłócenia w działaniu przyrządów pomiarowych.
6. Filtrację z uwagi na wymagany poziom turbulencji.
7. Wypełnianie braków w strumieniach NEP oraz ich rozdział na GPP i R_{eco} .
8. Agregację danych do średnich i sum godzinowych, dobowych, miesięcznych i rocznych.

Metodyczne uzasadnienie zastosowanych procedur oraz ich szczegóły przedstawiono w pracy Ziemblińska i in. (2018) oraz Olejnik i Małek (2020). Do opisu bilansu dwutlenku węgla badanych obszarów zastosowano konwencję wymiany netto CO_2 , z punktu widzenia ekosystemu. Zmierzony strumień NEP wyraża wartość salda bilansu CO_2 (netto) badanego obszaru w danym czasie integracji, na który składają się dwa podstawowe procesy działające w przeciwnym kierunku: oddychanie ekosystemu (sumaryczna wartość oddychania hetero- i autotroficznego) i fotosynteza. Związane z nimi strumienie CO_2 oznaczane są odpowiednio jako R_{eco} i GPP. Związek wszystkich wymienionych strumieni przedstawia poniższe równanie:

$$NEP = GEP - R_{eco} \quad (3)$$

gdzie:

NEP – strumień produkcji ekosystemu netto (saldo bilansu CO_2), ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$),

GEP – strumień produkcji ekosystemu brutto, ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$),

R_{eco} – strumień oddychania ekosystemu, ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$).

Zsumowane 30-minutowe średnie w skali doby, miesiąca i roku przeliczono następnie na $\text{t C} \cdot \text{ha}^{-1}$. Podobnie jak w innych badaniach tego typu, przyjęto, że jeśli absorpcja jest większa niż emisja, to wartość NEP jest dodatnia i kiedy ma to miejsce, to proces wymiany CO_2 z atmosferą prowadzi do gromadzenia węgla w ekosystemie. Natomiast, gdy ekosystem traci dwutlenek węgla (emisja przeważa nad absorpcją), to konsekwencją przyjętej konwencji jest ujemna wartość NEP. Innymi słowy, jeśli NEP ma wartość ujemną to wiadomo, że ekosystem jest netto emitentem CO_2 do atmosfery. Gdy emisja netto CO_2 z ekosystemu do atmosfery rośnie, np. z wartości $1 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ do $2 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$, to wartości NEP będą wynosiły odpowiednio: $-1 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ oraz $-2 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$. W sensie matematycznym druga wartość jest oczywiście mniejsza, ale w niniejszej pracy opisana zostanie tylko jej wartość bezwzględna jako większa – wzrost emisji (znak „-” oznacza jedynie kierunek wymiany). Konwencję takiego opisu przyjęto w całej pracy i gdy zajdzie przypadek podany powyżej i NEP zmieni się z wartości $-1 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ oraz $-2 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$, to mimo iż matematycznie nastąpił spadek wartości, to w pracy opisany zostanie on jako wzrost wartości bezwzględnej NEP, czyli wzrost emisji netto.

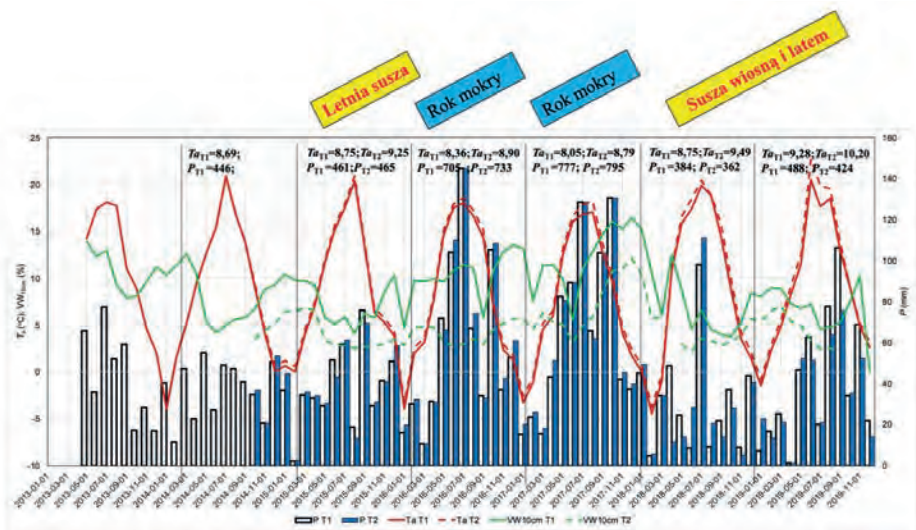
Wstępnego porównania strumieni energii (ciepła jawnego parowania – LE oraz ciepła utajonego – H) pomiędzy powierzchniami odnowień dokonano na podstawie średnich przebiegów dobowych w skali jednego miesiąca. Wyznaczono je wykorzystując wyłącznie zmierzone systemem EC i przefiltrowane pod względem jakości 30-min wartości strumieni. Aby wyznaczyć średni przebieg dla każdej półgodziny uśredniono dostępne dane ze wszystkich dni w miesiącu. Dla przykładu, przedstawione na ryc. 2 i 3 wartości dla godz. 12:00, to średnia dla wszystkich dni lipca w danym roku z tej godziny. Autorzy zdają sobie sprawę, że wykorzystanie

analizatora z przymkniętą ścieżką pomiarową (powietrze zasysane przez rurkę) powoduje niedoszacowanie wartości strumieni LE, stąd nie wyznaczono sum tych wartości jak dla CO₂ w skali roku. Problem ten został rozwiązany poprzez instalację dodatkowego analizatora z otwartą ścieżką pomiarową w połowie 2018 roku w obu lokalizacjach, a wyniki analiz przedstawione zostaną w raporcie projektu oraz w kolejnej publikacji. Zastosowanie tego samego systemu na powierzchni Tlen 1 i Tlen 2 daje jednak możliwość porównania wyników pomiędzy stacjami, uśrednionych w sposób przedstawiony na zamieszczonym w części wynikowej rycinach.

OGÓLNE WARUNKI METEOROLOGICZNE W OKRESIE BADAŃ 2013–2019

Wyznaczone na podstawie bezpośrednich pomiarów średnie roczne wartości temperatury powietrza na obszarze odnowień Tlen 1 i Tlen 2 były zazwyczaj o ponad 1°C wyższe niż średnia z 30-lecia na tym terenie (średnia z wielolecia 1983–2014 dla stacji IMGW w Chojnicach, ok. 50 km na północny-zachód od miejscowości Tleń, równa 7,6°C) i wyniosły od 8,05°C na stacji Tlen 1 w 2017 roku do nawet 10,2°C na Tlen 2 w roku 2019 (ryc.1). Pomimo, iż widać różnice w rocznych średnich wartościach temperatury powietrza (wyższe na powierzchni Tlen 2), średnie dobowe zarówno temperatury powietrza jak i gleby w sezonie wegetacyjnym nie różniły się istotnie pomiędzy badanymi powierzchniami. Podobnie, roczne sumy opadów w całym okresie badawczym nie wykazywały znaczących różnic i osiągnęły wartości od ok. 360 mm w suchym 2018 roku do ok. 800 mm w roku mokrym 2017. Odmienne niż w przypadku warunków termicznych, sumaryczny roczny opad na badanym obszarze był zazwyczaj niższy niż średnia wartość z wielolecia (578 mm). Wilgotność gleby mierzonej na głębokości 10 cm wykazywała w całym okresie podobne trendy na obu powierzchniach – wzrost w okresie jesienno-zimowym i spadek w sezonie wegetacyjnym, kiedy ewapotranspiracja, a więc i zużycie wody glebowej, jest najintensywniejsza (ryc. 1). Należy jednak zauważyć, że wartości VW_{10cm} były widocznie niższe na powierzchni odnowień na której glebę przygotowano w talerze (Tlen 2), co może się wiązać z faktem, że na tej powierzchni pozostawione trawy i inne rośliny runa zużywały wodę opadową, zanim dotarła do głębszego poziomu, w którym znajdowały się korzenie sadzonek sosny. W analizowanym okresie wystąpiły dwa skrajne warianty w odniesieniu do warunków opadowych – lata suche (2015, 2018 oraz 2019) oraz lata mokre (2016, 2017, z roczną sumą opadów ponad 20% wyższą niż średnia z wielolecia), które wywarły znaczący wpływ na wzrost i rozwój roślin, a tym samym na ich bilans węgla. Z punktu widzenia funkcjonowania ekosystemu, bardziej istotny niż suma opadów, jest ich rozkład w ciągu roku. Szczególnie istotne dla nowej uprawy so-

snowej były takie zdarzenia, jak m.in.: wystąpienie suszy atmosferycznej w sierpniu 2015 (suma miesięczna poniżej 2 mm), maju, czerwcu i sierpniu 2018 (opad nawet poniżej 20 mm) oraz kwietniu i lipcu 2019 roku. W wielu tych przypadkach spadkowi ilości opadu towarzyszył spadek wartości wilgotności gleby na głębokości 10 cm do poziomu nawet poniżej 5%.



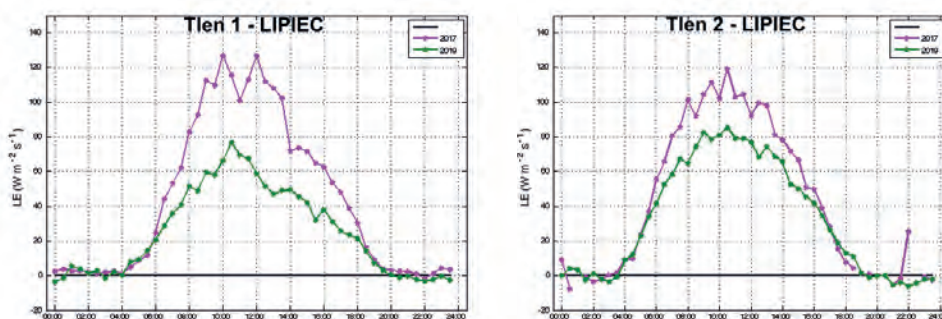
Rycina 1. Przebieg miesięcznych średnich wartości temperatury powietrza (T_a) i wilgotności gleby na głębokości 10 cm (VW_{10cm}) oraz sum opadów (P) na obszarze Tlen1 i Tlen 2 w całym okresie badawczym. Wartości podane w górnej części wykresu stanowią średnie roczne temperatury powietrza oraz sumy opadów dla każdej stacji (odpowiednio: T_{aT1} , T_{aT2} oraz P_{T1} , P_{T2}). (źródło: na podstawie ryc.10.11 w Olejnik i Matek 2020)

WYNIKI

STRUMIENIE WODY I ENERGII NA POWIERZCHNIACH ODNOWIEŃ PO WIATROŁOMACH

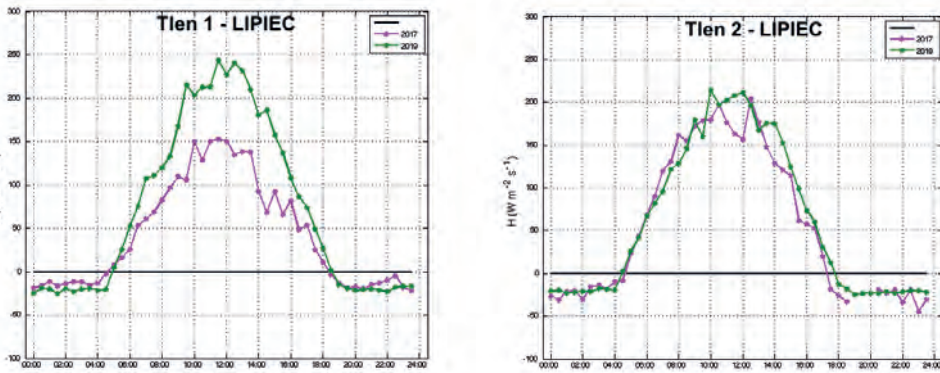
Różnice w przygotowaniu powierzchni pod odnowienie na obszarze Tlen 2 skutkowało pozostawieniem gleby wraz z roślinami runa w stanie praktycznie nienaruszonym. Na obszarze stacji Tlen 2 wyoranie bruzd spowodowało, że przez pewien okres czasu była to w zasadzie goła gleba, a jedynym elementem odpowiedzialnym za transpirację były/są sadzonki sosny. Można się zatem spodziewać, że widoczne będą zasadnicze różnice w strumieniach ewapotranspiracji (wyrażonych jako strumień ciepła utajonego parowania – LE oraz ciepła jawnego – H). Na rycinie

2 przedstawiono średnie przebiegi dobowe dla miesiąca lipca w dwóch skrajnych przypadkach opadowych – mokrym roku 2017 oraz suchym 2019, następującym po bardzo suchym roku 2018. W obu przypadkach przebiegi dobowe strumieni LE są zasadniczo typowe – najwyższe wartości w środkowej części dnia i najniższe przed i po zachodzie słońca. W roku mokrym 2017 strumienie LE mają zbliżone wartości na powierzchniach Tlen 1 i Tlen 2, podczas gdy w roku suchym (krzywa zielona) na powierzchni, gdzie wyorano bruzdy, widoczny jest nagły spadek wartości w okresie maksymalnego promieniowania słonecznego. Takie załamanie nie dotyczy jednak powierzchni, na której glebę przygotowano w talerze. Wiąże się to najprawdopodobniej z faktem, że w tym drugim przypadku znacznie większy udział w całkowitym strumieniu parowania mają inne rośliny pokrywające glebę, których intensywne parowanie maskuje efekt stresu wodnego, widocznego dla uprawy na Tlen 1.



Rycina 2. Średni dobowy przebieg wartości strumienia ciepła utajonego parowania (LE) w skali miesiąca, na przykładzie lipca na obszarze Tlen1 i Tlen 2 w roku mokrym 2017 oraz suchym 2019

Różnice w dystrybucji dostępnej energii na ogrzewanie powietrza są jeszcze bardziej wyraźne, co widać na przykładzie dobowych przebiegów strumieni ciepła jawnego (ryc. 3). Na powierzchni Tlen 2, przebiegi te w roku mokrym i suchym są zbliżone, podczas gdy na Tlen 1 wartości w roku suchym znacznie przewyższają te z okresu mokrego. Wiąże się to z przedstawionym wyżej znaczącym zaburzeniem transpiracji uprawy sosnowej na Tlen 1 w wyniku stresu cieplnego i wodnego, jak również z faktem, że została ona osłabiona w roku poprzednim. Rezerwuary wody glebowej po suchej zimie 2018-2019 również nie odnowiły się do poziomu sprzed 2 lat. Warto tu również zauważyć, że w lipcu 2017, kiedy opady były znacznie wyższe od średniej na obu powierzchniach, ilość energii przeznaczana na ogrzewanie powietrza była wyższa na obszarze przygotowanym w talerze (Tlen 2) niż w bruzdy (Tlen 1).



Rycina 3. Średni dobowy przebieg wartości strumieni ciepła jawnego (H) w skali miesiąca, na przykładzie lipca na obszarze Tlen1 i Tlen 2 w roku mokrym 2017 oraz suchym 2019

Pomimo faktu, że udatność uprawy, cechy biometryczne młodych sadzonek, jak również ich biomasa w przeliczeniu na 1 ha były znacznie lepsze na powierzchni odnowionej w sposób „tradycyjny” (Olejnik i Małek 2020, rozdział 7 i 8) niż na tej, na której pozostawiono karpinę, a glebę przygotowano w bruzdy, najprawdopodobniej częste występowanie okresów suszy w większym stopniu negatywnie wpływa na funkcjonowanie uprawy założonej po wyoraniu bruzd, o czym świadczą zaburzenia w dystrybucji dostępnej energii na strumienie LE i H (ryc. 3 i 4).

SUMY ROCZNE SALDA BILANSU WYMIANY CO_2

Kilkuletnia seria kowariancyjnych pomiarów wymiany CO_2 netto pomiędzy powierzchnią Tlen 1 i Tlen 2 a atmosferą, pozwala na prześledzenie zmian tempa procesów związanych z krążeniem CO_2 w tych „nowych” ekosystemach, na tle całego procesu odnowienia powierzchni po wiatrolomach. W sposób ogólny można tego dokonać na podstawie skumulowanych rocznych wartości strumieni NEP. W celu ich uzyskania, zsumowano kolejno wartości 30-minutowych średnich strumieni NEP po uzupełnieniu braków od 1 stycznia do 31 grudnia danego roku (ryc. 4).

Przedstawione na rycinie 4 wartości rocznych sum strumieni NEP wskazują na wypadkowy efekt działania procesów oddychania całego ekosystemu (ilość wyemitowanego CO_2 z każdego ha analizowanej powierzchni leśnej) oraz całkowitego pochłaniania. Jak wspomniano w części metodycznej, ujemne wartości wskazują na przewagę procesów emisji nad pochłanianiem. Obie analizowane powierzchnie w pierwszych dwóch - trzech latach po wystąpieniu zaburzenia w postaci tornado, były zatem emitarami netto tego gazu cieplarnianego do atmosfery i to na bardzo

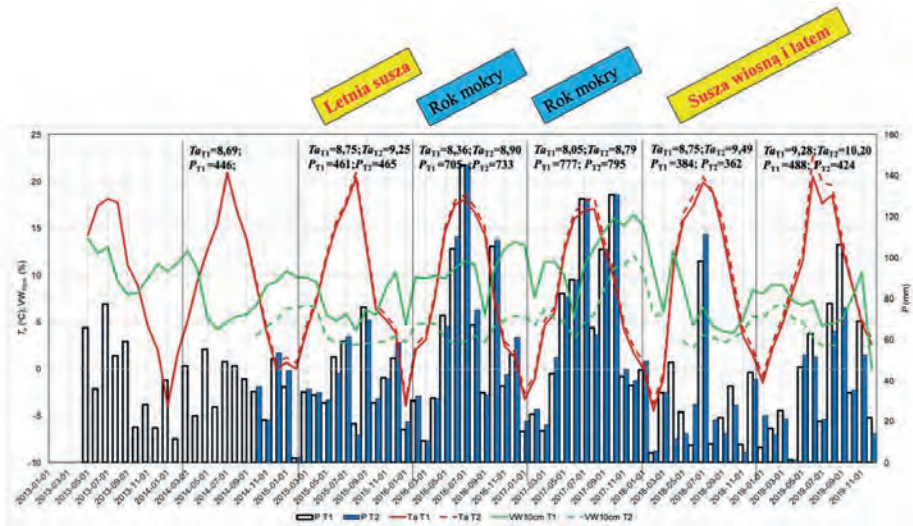
wysokim poziomie, wynoszącym w roku 2014 nawet ponad $5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$. W roku 2013 poziom ten na powierzchni odnowionej z przygotowaniem gleby w bruzdy Tlen 1 był jeszcze wyższy i przekroczył $6 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$. Najistotniejszą różnicą, wynikającą z zastosowania różnych technik odnowienia powierzchni leśnej jest fakt, że jako cały ekosystem powierzchnia odnowiona z przygotowaniem gleby w bruzdy (Tlen 1) już w 5 roku pomiarów stała się netto pochłaniaczem CO_2 z atmosfery, podczas gdy powierzchnia z glebą przygotowaną w talerze i karpiną pozostawioną na powierzchni nadal była znaczącym emitentem (Tlen 2). Najprawdopodobniej, gdyby nie wystąpienie intensywnej suszy w 2018 i 2019, saldo bilansu wymiany CO_2 powierzchni Tlen 1 nadal byłoby dodatnie i stale rosło. W pracy Ziemblińskiej i in. (2018) wskazano, że najbardziej prawdopodobnym powodem takich różnicy był wolniejszy rozwój sadzonek na powierzchni Tlen 2. Wyorywanie bruzd (jak w przypadku powierzchni Tlen 1), która jest najczęściej stosowaną techniką na powierzchniach odnowień w Polsce, to metoda przygotowania gleby, w której warstwa organiczna gleby zostaje odłożona na boki, odsłaniając jej część mineralną, co zapewnia wyeliminowanie chwastów i ochronę sadzonek w bruzdach przed działaniem szkodników, takich jak szeliniak sosnowiec (*Hylobius abietis*) (za Jaworski 2011). Ponadto woda jest skutecznie magazynowana w kopcach utworzonych z warstwy organicznej gleby i tym samym stanowi zapas w okresach jej niedoboru w pierwszych latach uprawy. Ponadto nadmieniono, że największą niewiadomą dotyczącą prezentowanych badań jest to, czy emisja CO_2 z rozkładających się karpin zebranych z powierzchni Tlen 1 była na tyle duża, że zmieniłyby relację w stosunku do zmierzonych wartości na Tlen 2. Zdaniem autorów jednak, całkowita emisja z rozkładu tych elementów martwego drewna mogła być niższa niż z leżących pojedynczo na powierzchni Tlen 2 karpin, z uwagi na fakt, że zostały one wywiezione i złożone na przyzbie, w której całkowita powierzchnia kontaktu z powietrzem, wodą i drobnoustrojami/grzybami była znacznie mniejsza (Kahl i in. 2015). Co więcej, rozkład tak gruboziarnistego materiału jest raczej powolny i długotrwały (Pumpanen i in. 2004), więc najprawdopodobniej nie miał znaczącego udziału w kształtowaniu strumieni emisji w okresie badań ani na powierzchni Tlen 1, ani Tlen 2. Z przedstawionego w opracowaniu porównania konsekwentnych sum rocznych strumieni NEP liczonych od momentu, kiedy pomiary prowadzono równocześnie na obu stacjach wynika, że określone dla początkowych 3 lat pomiarów (lata 2014–2016) tempo spadku emisji netto z roku na rok na obszarze Tlen 2 było prawie pięciokrotnie mniejsze niż na obszarze Tlen 1. Wskazuje to na znacznie szybszy „powrót” do roli pochłaniacza CO_2 powierzchni z glebą przygotowaną w bruzdy. Ten sam zabieg z uwzględnieniem wszystkich dostępnych danych (2014–2019), skutkowało wyznaczeniem czasu osiągnięcia punktu zerowego (neutralność węglowa) dla obszaru Tlen 1 na początek 2018 r. a powierzchni Tlen 2 około 4 lata później (Olejnik i Małek 2020, rozdział 10).

Uwzględniając sumaryczną wartość strumienia salda wymiany CO₂ pomiędzy powierzchniami odnowień a atmosferą (strumienie NEP za okres 2014-2019 - \sum_{NEP}) przedstawione w niniejszej pracy oraz zapas węgla łącznie w biomase podziemnej i nadziemnej upraw (dane za Olejnik i Małek 2020, rozdział 7 - \sum_{AG+BG}) w przeliczeniu na 1ha powierzchni uzyskano następujące wyniki:

$$\text{Powierzchnia Tlen 1: } \sum_{NEP} + \sum_{AG+BG} = -10,6 + 5,9 = -4,7 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$$

$$\text{Powierzchnia Tlen 1: } \sum_{NEP} + \sum_{AG+BG} = -22,9 + 2,8 = -20,1 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$$

Z przedstawionych oszacowań wynika finalnie, że w pierwszych kilku latach po odnowieniu powierzchni wiatrolomów metoda z przygotowaniem gleby w bruzdy skutkuje nie tylko większą akumulacją węgla w biomase, ale także mniejszą sumaryczną emisją CO₂ do atmosfery.



Rycina 4. Roczne wartości sum strumieni salda bilansu wymiany CO₂ (NEP) pomiędzy powierzchniami odnowień po wiatrolomach Tlen 1 i Tlen 2

PODSUMOWANIE

Oceny wpływu ekstremalnych zjawisk pogodowych na bilans węgla różnych ekosystemów, w tym również obszarów leśnych, dokonać można na podstawie bezpośrednich pomiarów różnymi technikami. Należy jednak dodać, że tego typu pomiary, głównie z uwagi na trudności techniczne, prowadzone są (były) w zaledwie kilku miejscach na świecie. Przykładowo, takie badania z wykorzystaniem stosowanej w przedstawionych badaniach metody EC, prowadzone były m.in. na obszarze tajgi rosyjskiej (Fyedorovskoye, 300 km na północny-zachód od Moskwy), dotkniętej

dwukrotnie w krótkim czasie (rok 1987 i 1996) klęską huraganu (Schulze i in. 1999; Knohl i in. 2002), czy w parku narodowym w Niemczech (Leckenberg w Bawarii) (Lindauer i in. 2014). Wyniki dwóch pierwszych prac dotyczą jednak bardzo krótkiego, bo zaledwie 3-miesięcznego okresu bezpośrednich pomiarów w drugim roku po wystąpieniu tego ekstremalnego zjawiska. Sumaryczna wartość emisji netto (ujemna wartość strumienia NEP) od czerwca do października wyniosła tam ok. $1,80 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$, co, jak podaje Knohl wraz z zespołem (2002), przewyższa wartość rocznej sekwestracji CO_2 większości zbadanych ekosystemów leśnych w strefie borealnej. Przeprowadzona w tej samej pracy ekstrapolacja uzyskanych wyników z trzech miesięcy na cały rok, wykorzystując kluczową na obszarach wiatrołomów zależność emisji CO_2 od temperatury, zakończyła się uzyskaniem sumarycznej wartości rocznej NEP równej ok. $-4 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-2}$ (znak „-” oznacza emisję netto). Trzeba jednak pamiętać, że klimat w lasach tajgi syberyjskiej jest znacznie zimniejszy niż w strefie umiarkowanej, a pokrywa śnieżna utrudniająca dyfuzję CO_2 do atmosfery, utrzymuje się znacznie dłużej. Prawdopodobnie takie samo zaburzenie w lasach umiarkowanych o zbliżonej ilości zmagazynowanego węgla skutkowałoby zatem znacznie większą emisją netto. W tym eksperymencie oszacowano również udział rozkładu pozostawionej w całości martwej biomasy drzewnej w całkowitym strumieniu oddychania ekosystemu, który wynosił ok. 30% (ponad $1,10 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ w ciągu 3 miesięcy). Z uwagi na to, że nie jest to obszar wykorzystywany gospodarczo, dekompozycja zalegających martwych drzew na tym terenie prawdopodobnie będzie miała znaczący wpływ na kształtowanie strumieni wymiany netto jeszcze przez kilka, a nawet kilkadziesiąt lat. Unikalną jak dotychczas 5-letnią serię pomiarów kowariancyjnych na obszarze po wiatrołomach zebrano w Bawarii (Lindauer i in. 2014). W styczniu 2007 roku huragan *Kyrrill* poczynił olbrzymie zniszczenia na obszarach leśnych w zachodniej Europie, a w samych Niemczech starty wyniosły 37 mln m^3 drewna. W czasie od dwóch do sześciu lat od wystąpienia klęski huraganu (2009–2013) wartości rocznych strumieni netto wyniosły tu odpowiednio: $-3,47$; $-2,55$; $-2,21$; $-2,40$ oraz $-1,64 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$. Autorzy konkludują, że pomimo pozostawienia biomasy (zgodnie z regulacjami w parkach narodowych) na obszarze wiatrołomów, naturalne odnowienie tego słabo produktywnego ekosystemu górskiego lasu świerkowego, doprowadziło do sukcesywnego zmniejszania emisji dwutlenku węgla netto, co w konsekwencji, prawdopodobnie w zaledwie kilka lat po wystąpieniu ekstremum pogodowego, pozwoli na jego powrót do roli pochłaniacza CO_2 netto. Symultanicznie do bezpośrednich pomiarów strumieni wymiany CO_2 nad tym ekosystemem przeprowadzono tu również, z wykorzystaniem modelu LandscapeDNDC, symulacje oceny udziału poszczególnych komponentów: traw i runa, siewek świerka i gleby, w kształtowaniu strumieni absorpcji i emisji CO_2 w czasie pomiarów. Wykazano na ich podstawie, że w pierwszym okresie wege-

tacyjnym, trawy i inne rośliny runa odegrały przeważającą rolę w pochłanianiu CO₂ (strumień GEP). Co więcej, nawet w końcowej fazie badań udział młodych świerków w absorpcji tego gazu z atmosfery nie przekraczał 10–30%. Usunięcie drzew (czy to w wyniku zrębów czy katastrof naturalnych) skutkuje wzrostem temperatury gleby, a tym samym intensyfikacją procesów rozkładu materii organicznej. Zawartość oraz dynamika zmian ilości węgla organicznego w glebie są jednak wypadkową tempa procesu dekompozycji i ilości materii organicznej „dokładanej” w postaci pozostałości po zrębie czy przewróconych przez tornado drzew (liści, igieł, gałęzi, karpiny itp.) (Pumpanen i in. 2004). Badania glebowe na terenie Tatrzńskiego Parku Narodowego (TANAP) w Słowacji, przeprowadzone na obszarze wiatrołomów po huraganie z 2004 roku, wskazują, że w 3,5-letnim okresie od wystąpienia tego zjawiska nie stwierdzono istotnego ubytku węgla z gleby (Don i in. 2012). Dotyczyło to zarówno powierzchni, na której usunięto powalone drzewa i gałęzie („*extracted site*” – EXT) jak i tej, pozostawionej naturalnej sukcesji („*non-harvested site*” – NEX). Zauważono natomiast przesunięcie w warstwie organicznej i mineralnej w kierunku większego stopnia rozkładu materii. Autorzy wyjaśniają, że mechanizm stabilizacji ilości węgla w glebie był jednak inny na tych dwóch wyróżnionych powierzchniach wiatrołomów (EXT i NEX). Sądząc po wzroście stosunku C/N na terenie EXT wywnioskowali, że pojawiające się tu po usunięciu martwej biomasy rośliny zielne, zrekompensowały efekt zmniejszenia opadu organicznego (liści, igieł) z występujących tu wcześniej drzew. Odnośnie powierzchni NEX natomiast, prawdopodobnie zwiększony napływ opadających igieł z zalegających tam drzew, pozwolił na utrzymanie ilości magazynowanego w glebie węgla. Pomimo iż przedstawione tu wyniki badań glebowych są dobrze udokumentowane, a brak różnic w zawartości węgla, w czasie trzech kampanii poboru próbek glebowych, udowodniony statystycznie, nie można na ich podstawie określić rzeczywistego poziomu emisji z tego zdewastowanego obszaru leśnego. Podjęto na tym terenie również próbę określenia wartości strumieni wymiany netto CO₂ za pomocą metody EC, które nie zakończyły się jednak powodzeniem.

Pierwsze analizy po 7 latach przedstawionych badań na obszarze odnowionych w różny sposób powierzchni po wiatrołomach wskazują, że uzyskane wartości salda bilansu przed założeniem uprawy były znacznie wyższe (większa emisja netto) niż przedstawione przykłady z literatury. Ponadto, tempo spadku ujemnych rocznych wartości sum NEP na powierzchni z glebą przygotowaną w bruzdy (Tlen 1) było znacznie większe niż to, na odnowieniu naturalnym w parku narodowym w Bawarii.

Na podstawie wyników opisanych badań sformułowano kilka wniosków:

1. W pierwszych latach rozwoju uprawy zdecydowanie większy spadek emisji netto w czasie wystąpił na powierzchni Tlen 1 w porównaniu z powierzchnią Tlen 2, co było wynikiem znacznie lepszego rozwoju młodej uprawy sosno-

wej w wyniku odnowienia z przygotowaniem gleby w bruzdy, który eliminuje konkurencję ze strony innych roślin i początkowo zapewnia lepsze warunki wodno-glebowe.

2. Zastosowanie prostego modelu, zakładającego liniowy wzrost kumulowanych wartości strumieni produkcji netto na powierzchni Tlen 2 w kolejnych latach, wskazuje, że osiągnięcie „neutralności węglowej” powierzchni z glebą przygotowaną w talerze może nastąpić nawet 2-3-krotnie później.
3. W analizie bilansu węgla nie uwzględniono emisji związanych z zagospodarowaniem usuniętych pniaków, a rozwój uprawy sosnowej w sprzyjających warunkach pluwialnych (2016–2017) był najpewniej uprzywilejowany w stosunku do podobnych powierzchni zakładanych w innym czasie.

Podsumowując, opisane wyniki pomiarów, wykonanych w czasie rzeczywistym za pomocą najlepszej dostępnej bezpośredniej metody, przedstawiają obecny stan wiedzy na temat bilansu CO₂ na obszarach odnowień w Polsce. W przyszłości zostaną one uzupełnione o kompleksową analizę zmian zasobności węgla w glebie, w wyniku procesu odnowienia, a także bilans wody i energii w ujęciu rocznym i w perspektywie długofalowej.

Summary

Klaudia Ziemblińska, Marek Urbaniak, Janusz Olejnik, Paulina Dukat

Poznań University of Life Sciences, Poznań

{klaudia.ziemblinska, marek.urbaniak, janusz.olejnik}@up.poznan.pl, paulina.dukat05@gmail.com

Forest regeneration after natural disaster vs the exchange of carbon, water and energy – findings for forest practice

The observed climate changes, apart from the increase in average global temperature, are also manifested by the increase in frequency and intensity of various extreme weather phenomena. An example of natural disasters are very rapid atmospheric movements, that lead to the formation of extremely strong front winds or hurricanes and tornadoes in locations where their previous occurrence was not noted or was extremely rare. They cause devastation not only in urban areas but also, and perhaps above all, in terrestrial ecosystems, of which forests are the most vulnerable. As regards the carbon balance, it is forecasted that forests will experience the largest, most diverse and long-lasting effects compared to other types of ecosystems. Damaged stands, which before the extreme weather phenomena were strong CO₂ sinks from the atmosphere, after the disaster become significant net emitters of this gas into the atmosphere. Often, the level of this emissions, in absolute terms, exceeds their earlier absorption levels.

There is currently a great number of studies on the CO₂ balance of different forest ecosystems in different habitat and climate conditions being carried out worldwide. Based on the results of these studies, estimations of the global carbon balance are made and are used to develop scenarios for future climate conditions. It should be mentioned that when modelling CO₂ sequestration by forests, the negative effects of disturbances in these ecosystems are restricted to estimating the reduction of CO₂ sequestration mainly as a result of deforestation. Identification of the impact of natural disasters, especially extreme phenomena, on the carbon balance of these ecosystems remains the missing link. This is because there are only several research stations around the world where attempts have been made to quantify the impact of damage caused by hurricanes, cyclones, etc. on the balance of CO₂ exchange between the windthrow areas and the atmosphere.

Multiannual research to assess the carbon balance in the forest ecosystem dominated by the most common tree species on the national scale is also carried out in Poland. In 2008, thanks to the Directorate-General of the State Forests, the first forest research station was built in Tuczno near Piła, where research on the exchange of carbon dioxide between the middle-aged pine forest and the atmosphere is continually carried out. In 2013, these studies were extended to other two stations set up in Bory Tucholskie

(Tuchola Forest), in a pine forest damaged by a tornado. Research sites in this area have been diversified in terms of forest regeneration technique used. Comprehensive meteorological, hydrological and soil observations are carried out at all three stations, which have a direct and indirect impact on the net exchange rate of CO₂, H₂O and energy. The possibility to conduct direct measurements in windthrow area, using the Eddy Covariance (EC) method, recognized by international research community as a standard approach, provides a great opportunity to obtain interesting scientific results. It can fill the gap in measurements in wind-damaged forest areas and provide valuable information from the point of view of forestry practice.

For the above reasons, this lecture will present a set of data on carbon dioxide, water vapor (evapotranspiration) and energy (sensible heat) fluxes exchanged between wind-damaged forest areas and the atmosphere, acquired using the EC measuring systems in 2013-2019 at the Tlen I and Tlen II research stations. Here, the first attempt in Poland was made to determine the impact of damage caused by the tornado on the net CO₂ exchange of the damaged pine stand in real time under the climatic conditions of our country as well as the impact of various techniques of forest regeneration on this process. Continuous research was carried out at two research stations located in the Trzebciny Forest District in the pine forest damaged by the tornado in July 2012 (research sites Tlen I and Tlen II). The main research questions that have already been partially answered are, among others, whether and how the application of two different regeneration techniques in similar meteorological and soil conditions affected the carbon dioxide balance of the pine forest ecosystem damaged by the tornado? How long will it take for the regenerated wind-damaged area to be restored so as to become a sink for this gas from the atmosphere? How did two different regeneration techniques affect the water and energy balance of this disturbed ecosystem?

The first analyses after 7 years of research enabled us to formulate preliminary conclusions, the most important of which is that over the first years of the stand development in regenerated areas, the traditional method (with ploughing and prior stumps removal) was much more beneficial for reducing the amount of CO₂ emitted from the reforested area than the non-standard method (regeneration without ploughing and without stumps removal). It was also estimated that the time required for the value of annual CO₂ balance to reach the so-called "zero point" (the annual sum of emission compensated by annual absorption of this gas) is much shorter for traditionally regenerated area (Tlen I).

LITERATURA

- Aubinet M.A., Grelle A., Ibrom U., Rannik J., Moncrieff T., Foken A., Kowalski P., Martin P., Berbigier C., Bernhofer R., Clement J., Elbers A., Granier T., Grunwald K., Morgenster, Pilegaard, K., Rebmann, C., Snijders, W., Valentini, R., Vesala, T. 2000. Estimates of the annual net carbon and water exchange of European forests: the EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research*: 113–174. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60018-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60018-5).
- Aubinet M., Vesala T., Papale D. 2012. *Eddy covariance A practical guide to measurement and data analysis*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2351-1>.

- Baldocchi D.D. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: Past, present and future. *Global Change Biology*, 9(4): 479–492. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00629.x>.
- Baldocchi D.D. 2019. How eddy covariance flux measurements have contributed to our understanding of *Global change Biology*. *Global Change Biology*, 26(1): 242–260. <https://doi.org/10.1111/gcb.14807>.
- Burba G. 2013. Eddy Covariance Method for: Scientific, Industrial, Agricultural, and Regulatory Applications. A Field Book on Measuring Ecosystem Gas Exchange and Areal Emission Rates. LI-COR Biosciences, Lincoln, Nebraska.
- Chambers J.Q., Fisher J.I., Zeng H., Chapman E.L., Baker D.B., Hurtt G.C. 2007. Hurricane Katrina's carbon footprint on U.S. gulf coast forests. *Science*, 318(5853), 1107. <https://doi.org/10.1126/science.1148913>.
- Clark K.L., Gholz H.L., Castro M.S. 2004. Carbon dynamics along a chronosequence of slash pine plantations in north florida. *Ecological Applications*, 14(4): 1154–1171. <https://doi.org/10.1890/02-5391>.
- Don A., Bärwolff M., Kalbitz K., Andruschkewitsch R., Jungkunst H.F., Schulze E.D. 2012. No rapid soil carbon loss after a windthrow event in the High Tatra. *Forest Ecology and Management*, 276: 239–246. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.04.010>.
- EASAC. Extreme Weather Events in Europe: preparing for climate change adaptation. 2013. Norwegian Meteorological Instytut in coopearation with The European Academies Science Advisory Council (EASAC). Hov Ø., Cubasch U., Fischer E., Höppe P., Iversen T., Kvamstø N.G., Kundzewicz Z.W., Rezacova D., Rios D., Duarte Santos P., Schädler B., Veisz O., Zerefos Ch., Benestad R., Murlis J., Donat M., Leckebusch G. C., Ulbrich U. (red.). ISBN: 978-82-7144-101-2.
- Foken T., Aubinet M., Leuning M. 2012. The Eddy Covariance Method. Chapter 1. [W:] Aubinet M., Vesala T., Papale D. (red.). *Eddy Covariance A Practical Guide to Measurement and Data Analysis*: 1–19. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2351-1>.
- Foken, T. (2022). *Springer Handbook of Atmospheric Measurements (Springer Handbooks)* (1st ed. 2021). Springer, 1473-1476. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-52171-4>
- Humphreys E.R., Black T.A., Morgenstern K., Cai T., Drewitt G.B., Nescic Z., Trofymow J.A. 2006. Carbon dioxide fluxes in coastal Douglas-fir stands at different stages of development after clearcut harvesting. *Agricultural and Forest Meteorology*, 140(1–4): 6–22. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.018>.
- Gałązka S., Gornowicz R., Pilarek Z. 2007. Effects of different methods of management of post clear cutting residues on soil carbon content. *Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, 6(4): 23–27.

- Gornowicz R., Pilarek Z., Gałązka S. 2007. Survivability of Scots pine during the period of 5 years from cultivation established in relation to the way of the preparation of the clear-cut surface for regeneration. *Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, 6(3): 33–39.
- IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the 5th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Stocker, T.F., Qin D., Plattner G.K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P.M. (red.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.
- Jakubowski J., Gornowicz R., Pilarek Z., Kiedrowski T. 2013. The influence of cutting residues management and soil preparation methods on height of 3-year-old Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantation. *Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, 12(4): 33–41.
- Jaworski, A. 2011. Rozdział: Odnawianie lasu, w: *Hodowla lasu. Tom 1: Sposoby zagospodarowania, odnawiania lasu, przebudowa i przemiana drzewostanów*. PWRiL, Poznań.
- Kahl T., Baber K., Otto P., Wirth C., Bauhus J. 2015. Drivers of CO₂ emission rates from dead wood logs of 13 tree species in the initial decomposition phase. *Forests*, 6(12): 2484–2504. <https://doi.org/10.3390/f6072484>.
- Kędziora A. 1995. *Podstawy Agrometeorologii*. PWRiL, Poznań, 212–224.
- Kędziora A. 2008. *Podstawy Agrometeorologii*. PWRiL, Poznań, 204–224.
- Knohl A., Kolle O., Minayeva T.Y., Milyukova I.M., Vygodskaya N.N., Foken T., Schulze E.D. 2002. Carbon dioxide exchange of a Russian boreal forest after disturbance by wind throw. *Global Change Biology*, 8(3): 231–246. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00475.x>.
- Lindauer M., Schmid H.P., Grote R., Mauder M., Steinbrecher R., Wolpert B. 2014. Net ecosystem exchange over a non-cleared wind-throw-disturbed upland spruce forest—Measurements and simulations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 197: 219–234. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.07.005>.
- Lindroth A., Lagergren F., Grelle A., Klemedtsson L., Langvall O., Weslien P., Tuulik J. 2009. Storms can cause Europe-wide reduction in forest carbon sink. *Global Change Biology*, 15(2): 346–355. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01719.x>.
- Litvak M., Miller S., Wofsy S.C., Goulden M. 2003. Effect of stand age on whole ecosystem CO₂ exchange in the Canadian boreal forest. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108(D3), n/a. <https://doi.org/10.1029/2001jd000854>.
- Montgomery R.B. 1948. Vertical eddy flux of heat in the atmosphere. *Journal of Meteorology*, 5(6): 265–274. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1948\)005%3C0265:vefohi%3E2.0.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1948)005%3C0265:vefohi%3E2.0.co;2).

- Olejniki J., Małek S. 2020. Rola lasu w pochłanianiu dwutlenku węgla z atmosfery. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Poznań. ISBN 978-83-7160-971-8.
- Panferov O., Doering C., Rauch E., Sogachev A., Ahrends B. 2009. Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environmental Research Letters*, 4 (4), 045019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/045019>.
- Pastorello G., Trotta C., Canfora E., Chu H., Christianson D., Cheah Y.-W., Poin-dexter C., Chen J., Elbashandy A., Humphrey M., Isaac P., Polidori D., Ribeca A., van Ingen C., Zhang L., Amiro B., Ammann C., Arain M.A., Ardö J., ... Papale D. 2020. The FLUXNET2015 dataset and the ONEFlux processing pipeline for eddy covariance data. *Scientific Data*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0534-3>.
- Paul-Limoges E., Black T.A., Christen A., Nesic Z., Jassal R.S. 2015. Effect of clear-cut harvesting on the carbon balance of a Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203: 30–42. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.12.010>.
- Pumpanen J., Westman, C.J., Ilvesniemi, H. 2004. Soil CO₂ efflux from a podzolic forest soil before and after forest clear-cutting and site preparation. *Boreal Environmental Research*. 9:199–212.
- Rannik, Ü., Altimir N., Raittila J., Suni T., Gaman A., Hussein T., Hölttä T., Lassila H., Latokartano, M., Lauri A., Natsheh A., Petäjä T., Sorjamaa R., Ylä-Mella H., Keronen P., Berninger F., Vesala T., Hari P., Kulmala M. 2002. Fluxes of carbon dioxide and water vapour over Scots pine forest and clearing. *Agricultural and Forest Meteorology*, 111(3): 187–202. [https://doi.org/10.1016/s0168-1923\(02\)00022-9](https://doi.org/10.1016/s0168-1923(02)00022-9).
- Reichstein M., Frank D., Mahecha M., Smith P. 2013. CARBO-Extreme project brochure: The Terrestrial Carbon Cycle under Climate Variability and Extremes – a Pan-European Synthesis. Jena 2013. http://www.carbo-extreme.eu/uploads/Main/News/C-Extreme_bro_med.pdf. 2014-03-20.
- Reynolds O. 1895. On the dynamical theory of incompressible viscous fluids and the determination of criterion. *Philosophical Transactions of Royal Society of London*, A174: 935–982.
- Schulze E., Lloyd J., Kelliher F.M., Wirth C., Rebmann C., Lühker B., Mund M., Knohl A., Milyukova I.M., Schulze W., Ziegler W., Varlagin A.β., Sogachev A.F., Valentini R., Dore S., Grigoriev S., Kolle O., Panfyorov M.I., Tchebakova N., Vygodskaya N. 1999. Productivity of forests in the Euro-siberian boreal region and their potential to act as a carbon sink – a synthesis. *Global Change Biology*, 5(6): 703–722. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1999.00266.x>.

- Swinbank W.C. 1951. The measurement of vertical transfer of heat and water vapor by eddies in the lower atmosphere. *Journal of Meteorology*, 8(3): 135–145. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1951\)008%3C0135:tmovto%3E2.0.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1951)008%3C0135:tmovto%3E2.0.co;2).
- Ziemblińska K., Urbaniak M., Merbold L., Black T.A., Jagodziński A.M., Herbst M., Qiu C., Olejnik, J. 2018. The carbon balance of a Scots pine forest following severe windthrow: Comparison of reforestation techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, 260-261: 216–228. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.06.012>.

Emilia Wysocka-Fijorek^{1,2}, Bożydar Neroj^{2,3}

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa
e.wysocka-fijorek@ibles.waw.pl

² Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej

³ Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
bozydar.neroj@zarzad.buligl.pl

Wyzwania planowania urządzeniowego wobec zmian klimatu

WSTĘP

Zmiany klimatu są faktem (Masson-Delmotte i in. 2021), a rola ekosystemów leśnych jest coraz większa, gdy mowa o łagodzeniu ich skutków lub adaptacji do nich (Hanewinkel i in. 2012; Kauppi i in. 2018; Nabuurs i in. 2018).

W Polsce, zgodnie z zapisami Ustawy o lasach, podstawę zarządzania zasobami leśnymi pełni planowanie urządzeniowe (Ustawa 1991). Uwzględnienie zmian klimatu w planowaniu w leśnictwie, nie pozwala na ograniczenie się tylko do planowania dla pojedynczego urządzanego obiektu, jakim najczęściej jest nadleśnictwo Lasów Państwowych lub lasy położone w pojedynczej miejscowości, dla innych form własności. Zmiany, o których mowa, wymagają powiązania z większymi obszarami i innymi formami użytkowania gruntów – co wymusza analizę problemu w skali regionu (planowanie regionalne), aż po skalę kraju i międzynarodową. Zagrożenia związane ze zmianami klimatu wymagają prowadzenia planowania na poziomie kraju oraz raportowania zarówno krajowego, jak też międzynarodowego (Nabuurs i in. 2017). Do niedawna lasy wymieniano jako tę grupę ekosystemów, która jest najlepszym obszarem do powiększania wkładu w łagodzenie zmian klimatu poprzez pochłanianie CO₂, zarówno w biomasie nadziemnej i podziemnej roślin, jak też w glebach. Nie do pominięcia jest również węgiel czasowo zmagazynowany w martwym drewnie oraz produktach drzewnych. Niestety, ekosystemy leśne okazują się podatne na duże uszkodzenia w wyniku coraz bardziej gwałtownych i długotrwałych zaburzeń klimatycznych. Sposób zagospodarowania lasu i decyzje o działaniach gospodarczych są zapisane w planach urządzenia lasu. Oczekiwanie pełnienia przez lasy zróżnicowanych funkcji czy, używając nowszego podejścia, dostarczania ludziom zróżnicowanych usług ekosystemowych, wymaga coraz częściej działań adaptacyjnych, aby możliwe było zachowanie trwałości lasu, nie

mówiąc o wspomnianej powyżej roli mitygacyjnej. Nurtem, który wpisuje się w nowoczesne leśnictwo, opartym na powyżej wymienionych celach, jest rozwijane aktualnie inteligentne leśnictwo wobec zmian klimatu (*Climate Smart Forestry*).

KONTEKST KRAJOWY I MIĘDZYNARODOWY

Lasy Europy różnią się powierzchniowym udziałem poszczególnych form własności. Ponad 53% lasów w Europie stanowią lasy publiczne, a niemal 47% powierzchni to lasy prywatne. W krajach Europy Zachodniej dominuje własność prywatna (np. w Skandynawii ponad 70%), natomiast w krajach Europy Środkowej przewagę mają lasy państwowe (np. w Polsce około 77%). Wszystkie lasy obejmowane są wymaganiami strategii, polityk, czy też rozporządzeń. W ostatniej dekadzie aktualizuje się lub publikuje nowe polityki i strategie, które niosą nowe wyzwania na polu międzynarodowym i krajowym. Zdecydowanie na pierwszy plan, w walce ze zmianami klimatu, wysuwają się kraje Unii Europejskiej, które mimo braku wspólnej polityki leśnej coraz silniej próbują wpływać na sposób prowadzenia gospodarki leśnej w krajach członkowskich.

Nasilenie zjawisk kłęskowych (pożary, powodzie, upały i huraganowe wiatry), które towarzyszą zmianom klimatu, zmuszają do poszukiwania sposobów ich łagodzenia. Szczególną rolę w tym zadaniu mogą odegrać ekosystemy leśne, które są jednocześnie narażone na efekty niszczyielskich żywiołów. Unia Europejska wyraża to w opublikowanej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 i powiązanej z nią Nowej Strategii Leśnej UE 2030. Dokumenty te są wiodącymi inicjatywami Europejskiego Zielonego Ładu. Strategia Leśna ma przyczynić się do osiągnięcia unijnego celu redukcji emisji gazów cieplarnianych i osiągnięcia neutralności klimatycznej w 2050 r. Wymienić należy także nową Strategię Unii Europejskiej w zakresie przystosowania się do zmiany klimatu (*Forging a Climate-Resilient Europe – the New EU Strategy*). Wymienione regulacje, które dotyczą wszystkich członków UE, zakładają zwiększenie powierzchni lasów wyłączonych z użytkowania. Lasy te będą świadczyły przede wszystkim usługi regulacyjne, łagodząc konsekwencje zmian klimatycznych oraz chroniąc zasoby bioróżnorodności. Konsekwencją tego może być ograniczona ilość dostępnego surowca drzewnego na rynkach europejskich. Nowa sytuacja będzie miała charakter globalny (dotknie nie tylko kraje należące do UE), ponieważ między rynkami krajowymi UE, i nie tylko, istnieją silne powiązania, które wpływają na siebie nawzajem (Olsson i in. 2012; Chaudhary i in. 2017). Wdrożenie Unijnej Strategii, jako elementu Europejskiego Zielonego Ładu, będzie wymagało prowadzenia gospodarki leśnej w obiegu zamkniętym, uwzględniając m. in. potrzebę zaspokajania społeczeństwa w drewno, zabezpieczania potrzeb gospodarki, umożliwiając zarówno produkcję drewna, jak

i ochronę różnorodności biologicznej. Rosnący popyt na produkty z drewna zwiększa antropogeniczną presję na różnorodność biologiczną lasów (Profft i in. 2009)

Ekosystemy leśne cechują się długoterminowymi cyklami rozwojowymi. W przypadku drzewostanów zagospodarowanych występują fazy rozwoju wynikające ze sposobu prowadzenia gospodarki leśnej. Na obszarach, na których od dawna nie prowadzi się gospodarki leśnej, występują wszystkie naturalne fazy rozwojowe drzewostanów (Miścicki 2012). Należy założyć, że realizacja celów postawionych przed lasami w politykach i strategiach spowoduje znaczącą zmianę struktury lasów, która będzie odmienna zarówno w stosunku do modelu lasów zagospodarowanych, jak też daleko różna od struktury lasów o charakterze zbliżonym do naturalnego. Z tego powodu trudno jednoznacznie stwierdzić, jakie obszary leśne objąć określonymi działaniami, aby osiągnąć pozytywny efekt z punktu widzenia ochrony klimatu i zapewnienia trwałości oraz odpowiedniego stanu zdrowotnego lasów.

LEŚNICTWO INTELIGENTNE WOBEC ZMIAN KLIMATU

Tworzenie warunków do prowadzenia trwałej i zrównoważonej gospodarki leśnej oraz zasad użytkowania lasu, służących zachowaniu trwałości pełnienia przez las wielostronnych funkcji, są sensem funkcjonowania urządzania lasu. Istotnym elementem planowania urzędziowego jest kompleksowe rozpoznanie zależności między człowiekiem a przyrodą. Jest to główne wyzwanie stanowiące istotę, a co za tym idzie konsekwencje zmian celów i zadań nowoczesnego leśnictwa. Nowoczesny plan urzędziowania lasu powinien nawiązywać do planu długookresowego oraz do regionalnych planów zagospodarowania przestrzennego. Powinien charakteryzować się pogłębioną analizą przyrodniczą stanu środowiska leśnego, wyznaczając zakres wielofunkcyjności lasu, określający zasady regulacji zasobów leśnych. W tym kontekście pojawiła się idea leśnictwa inteligentnego wobec zmian klimatu.

Nawiązuje ona do idei inteligentnego rolnictwa wobec zmian klimatycznych (Kauppi i in. 2018; Bowditch i in. 2020, 2022; Paschalis-Jakubowicz 2020) Najszerwsze i obecnie najaktualniejsze opracowanie dotyczące tego podejścia odnosi się do lasów górskich (Tognetti i in. 2022). Koncepcja została zdefiniowana właśnie dla lasów górskich, ale w rozumieniu autorów dotyczy lasów położonych w każdym obszarze. Inteligentne leśnictwo wobec zmian klimatu możemy rozumieć jako zrównoważoną, adaptacyjną gospodarkę leśną i prowadzenie jej w celu ochrony i poszerzania potencjału lasów w zakresie dostosowania się i łagodzenia skutków zmian klimatu. Jej celem jest utrzymanie integralności i funkcji ekosystemu oraz zapewnienie ciągłego dostarczania dóbr i usług ekosystemowych, przy jednoczesnym zminimalizowaniu wpływu zmian klimatu na lasy, ich dobrostan (Bowditch i in. 2020; Tognetti i in. 2022).

PLANOWANIE KRAJOWE I REGIONALNE

Planowanie na poziomie kraju jest ściśle powiązane z realizacją polityki leśnej państwa. Problem konieczności zmian w zapisach Polityki Leśnej Państwa (1997), w związku ze zmianami klimatu, zmieniającymi się oczekiwaniami różnych grup społecznych oraz rosnącą rolą innych usług ekosystemowych poza dostarczaniem drewna, jest coraz ważniejszy (Kaliszewski 2018; Paschalis-Jakubowicz 2020). W praktyce naszego kraju borykamy się z dużymi trudnościami w realizacji zmieniających się oczekiwań w skali kraju i wymagań międzynarodowych. Polska, jako członek Unii Europejskiej, w odniesieniu do raportowania emisji i pochłaniania CO₂ do Konwencji Klimatycznej, jest traktowana nie jako osobne państwo, a jako członek większej wspólnoty, jaką dla Konwencji Klimatycznej jest cała Unia Europejska. Choćby z tego powodu cierpimy na brak narzędzi wspierających planowanie na poziomie krajowym. Posiadamy dobrą sprawozdawczość z sektora leśnego, którą zapewniają corocznie publikowane wyniki Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów (WISL). Wyniki prezentowane w WISL wskazują na zrealizowane działania gospodarki leśnej i coraz mocniejszy wpływ zaburzeń związanych ze zmianą klimatu. WISL nie jest natomiast narzędziem planistycznym, które wspiera realizowanie zobowiązań krajowych. Do niedawna niższe niż obecnie wymagania międzynarodowe spełnialiśmy, realizując plany urządzenia lasu dla nadleśnictw. W praktyce zwiększenie potrzeb i możliwości pochłaniania CO₂ z sektora LULUCF, projektowane w nowym rozporządzeniu LULUCF (obecnie w fazie opracowania i uzgodnień na poziomie Unii Europejskiej; stan na marzec 2022 r.), może istotnie zmienić wymagania wobec leśnictwa krajowego. Według obecnych prognoz osiągnięcie celów zakładanych w nowym rozporządzeniu będzie się wiązało z istotną zmianą praktyk leśnych i ograniczeniem użytkowania głównego w lasach (Wysocka-Fijorek i in. 2021, 2022a,b). Dodając do bilansu zmian zasobów drzewnych kraju problem zwiększonego wydzielania się drzew i obserwowanego, w wyniku suszy lub szkód spowodowanych przez szkodniki wtórne, rozpadu całych drzewostanów, stajemy w obliczu wyzwania związanego z utworzeniem pośrednich stopni planowania – regionalnego i ogólnokrajowego. Bez podjęcia się takich działań wydaje się wyjątkowo trudne ocenienie możliwości i realizacja stawianych zadań.

Inwentaryzacja wielkoobszarowa dostarcza aktualnych danych do prowadzenia polityki leśnej w skali kraju lub regionu. Wykorzystanie danych WISL umożliwia kontrolowanie skutków działalności gospodarczej i naturalnych zmian w lesie w wyznaczonym okresie. Dane WISL dają możliwość poznania warunków przyrodniczych produkcji leśnej, z możliwością zróżnicowania przestrzennego tych warunków. Na poziomie ogólnokrajowym dane WISL dostarczają informacji przy-

datnych do planowania rozmiaru użytkowania, czy wielkości rynku dla przemysłu drzewnego. Należy mieć na uwadze, że inwentaryzacja wielkoobszarowa nie daje możliwości analiz na poziomie drzewostanów, ale możliwe jest wykonywanie syntetycznych, złożonych analiz obrazu lasów na dużym obszarze.

W związku ze skalą obserwowanych zmian klimatycznych wydają się wyjątkową potrzebą wprowadzenie, w naszym kraju, narzędzi planistycznych wspierających Politykę Leśną Państwa. Skala regionu i perspektywa planowania leśnego w połączeniu z planowaniem przestrzennym znajduje odzwierciedlenie w regionalnych dokumentach planistycznych, między innymi w następujących krajach: Belgia, Finlandia, Francja, Włochy, Portugalia czy Słowenia (Cullotta i in. 2015). W Polsce dobrym przykładem może być praca wykonana testowo w RDLP w Katowicach (Jaszczak i in. 2020). Jej autorzy odwołują się do konieczności powiązania planowania przestrzennego na poziomie województwa z planowaniem w leśnictwie i wzajemnej interakcji między instytucjami odpowiedzialnymi za planowanie przestrzenne i prowadzenie gospodarki leśnej. Dobrymi przykładami z krajów europejskich, w planowaniu na poziomie regionu, mogą być: Słowenia, w której wykonywane są regionalne plany urządzenia lasu (*Regional Forest Management Plan – RFMP*) oraz Republika Czeska, w której regionalne plany są opracowywane przez państwowy instytut UHUL, a założenia regionalne są implementowane w planach urządzenia lasu, opracowywanych dla jednostek planowania urządzeniowego najniższego szczebla. Leśnictwo Słowenii czy Finlandii bazuje na niemieckiej szkole leśnej (Cullotta i in. 2015), podobnie jak model polski. W wymienionych powyżej krajach od dawna wykonywane są plany urządzenia lasu dla jednostek urządzeniowych (nadleśnictw czy lasów położonych w pojedynczej gminie), natomiast planowanie regionalne dołączono stosunkowo niedawno (Cullotta i in. 2015).

Planowanie regionalne nie jest ujęte w systemie prawnym. W Ustawie o lasach (1991), wskazano, że celem gospodarki leśnej jest kształtowanie lasu wielofunkcyjnego, a także zapewnienie lasom i zadrzewieniom właściwej pozycji w zagospodarowaniu przestrzennym kraju. W planowaniu społeczno-gospodarczym, na poziomie regionów (województwa), lasy opisywane są jedynie jako przyrodnicza przestrzeń produkcyjna – bez szerszego uwzględnienia gospodarki leśnej i sektora leśnego. Z punktu widzenia leśnictwa problemem jest to, że las traktowany jest jako zielony obszar na mapie. W planowaniu przestrzennym nie bierze się pod uwagę czy są to lasy gospodarcze, ochronne czy rezerwy lub parki narodowe. Innym problemem jest to, że w rozwoju lokalnym i regionalnym dostrzega się las, natomiast przestaje się dostrzegać leśnictwo. Jest to o tyle niezrozumiałe, że jest ono ulokowane terytorialnie i silnie powiązane z przestrzenią. Szersze uwzględnienie lasu i leśnictwa w planowaniu przestrzennym powinno mieć coraz większe znaczenie w kontekście rosnącej konkurencji o przestrzeń ze strony różnych form

działalności takich, jak: przemysł drzewny, turystyka i rekreacja, ochrona przyrody, energetyka itp. Powinno to skutkować wzmocnieniem znaczenia sektora leśnego w rozwoju regionalnym, przy jednoczesnym zaproponowaniu nowych zasad zarządzania funkcjami obszarów leśnych, które zapobiegałyby konfliktom między różnymi użytkownikami przestrzeni leśnej. Coraz większego znaczenia nabiera dobór właściwych proporcji pomiędzy podstawowymi wymiarami działalności gospodarki leśnej: produkcyjnym, ochronnym i społecznym oraz ocena skutków ekonomicznych przyjętych rozwiązań.

PLANOWANIE LOKALNE

Planowanie na poziomie jednostki urządzeniowej (nadleśnictwo Lasów Państwowych lub lasy obrębu ewidencyjnego w uproszczonych planach urządzenia lasu, dla innych form własności) ma w naszym kraju największe tradycje i jest realizowane z dużą szczegółowością. W ostatnich dwóch dekadach znacząco zmieniło się otoczenie leśnictwa. Już od lat 90. XX wieku możemy odnotować wprowadzenie do praktyki urządzeniowej wielofunkcyjnej gospodarki leśnej, której równorzędnymi filarami towarzyszącymi produkcji drewna były funkcje związane z ochroną przyrody oraz udziałem społeczeństwa w procesie planowania. Inicjatywę zapoczątkowali sami leśnicy, którzy starali się pokazać wielofunkcyjność lasu i potrzebę interakcji z otoczeniem. Wejście Polski do Unii Europejskiej, a zwłaszcza wprowadzenie w 2008 r. ustawy o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz ocenie oddziaływania na środowisko, zmieniły proces planowania urządzeniowego, wprowadzając wymagania prawne, służby ochrony przyrody i potrzebę sporządzania oceny oddziaływania na środowisko projektu planu urządzenia lasu. Obecnie obserwowana zmiana klimatu jest ogromnym wyzwaniem wymuszającym zmiany w procesie planowania urządzeniowego. Coraz bardziej powszechna świadomość społeczna dotycząca zmieniającego się klimatu i pojawiających się zagrożeń wyzwoliła w społeczeństwie szerokie zainteresowanie, które odnotowujemy w procesie planowania urządzeniowego. Chęć poznawania zależności i ochrona środowiska, jak też troska o los naszej planety są bardzo ważne. Potrzeby w tym zakresie pojawiają się szczególnie w momencie, gdy mamy do czynienia z klęskami i szkodami. Wcześniej, niż w Polsce, klęski i szkody wywołane skutkami zmieniającego się klimatu wzbudziły zainteresowanie społeczne na południu i zachodzie Europy. Dziś stają się one wyzwaniem na naszym terenie. Największą trudność sprawia fakt, że udział społeczny w procesie planowania urządzeniowego dotyczy pojedynczych osób, małych grup lokalnych, jak też stowarzyszeń i organizacji społecznych działających na większym obszarze. Propozycje modyfikacji działań związanych z gospodarką leśną, osiągają

rozmiar niespotykany wcześniej, a skala pomysłów wykracza daleko poza zagadnienia związane z ochroną przyrody czy zachowaniem trwałości lasu. Znalezienie kompromisu między propozycjami modyfikacji działań, zgłaszanymi w ramach konsultacji społecznych, w zderzeniu z potrzebami dostarczania drewna, ochrony przyrody, udostępnieniu lasów dla rekreacji, na różnym poziomie, rodzi coraz więcej zagadnień i obszarów konfliktowych.

Początkowo paradygmat zrównoważonej gospodarki leśnej miał na celu zapewnienie ciągłości dostaw drewna. Wraz z upływem czasu został rozszerzony o różnorodne usługi ekosystemów leśnych (Ulbricht i in. 2016), co powinno znaleźć odzwierciedlenie w planowaniu leśnym zarówno na poziomie lokalnym jak i regionalnym. Pomimo zmiany w wymienionym zakresie, również z punktu widzenia postrzegania lasów przez społeczeństwo, podstawą ekonomiczną gospodarki leśnej nadal jest drewno. Stąd też jedną z podstawowych informacji, niezbędnych do efektywnego zarządzania lasami, jest informacja o stanie i strukturze zasobów drzewnych oraz prognoza ich zmian w dłuższej perspektywie czasowej, z różną szczegółowością, w zależności od poziomu organizacyjnego, dla którego taka prognoza jest wykonywana. Proces podejmowania decyzji w planowaniu urządzeniowym, na różnych poziomach szczegółowości, powinien podlegać ciągłemu dostosowaniu do zmieniających się potrzeb związanych z prowadzeniem gospodarki leśnej. Jest to również jedno z najbardziej przekonujących narzędzi, które powinno być stosowane w celu wyjaśniania wariantów scenariuszy decyzyjnych i potencjalnych decyzji, podejmowanych w procesie konsultacji społecznych. Prognozowanie wariantowe może wskazać optymalne rozwiązania godzące potrzeby trwałości lasu, utrzymania bądź poprawy stanu zdrowotnego, bioróżnorodności, ochrony przyrody, sekwestracji węgla, produkcji drewna czy potrzeb społecznych związanych z rekreacyjnym i kulturowym wykorzystaniem lasu.

PODSUMOWANIE

Odpowiedź na pytanie, jaki ma być las, aby ludzie czuli się w nim dobrze, nie należy wyłącznie do leśników. Rosnąca urbanizacja zmienia społeczne podejście do lasu, coraz bardziej widoczne potrzeby mieszkańców miast, który przeprowadzili się z miast w okolice lasu. Postrzegają oni las nie jako miejsce produkcji drewna, ale miejsce rekreacji, przestrzeń, w której mogą się poruszać swobodnie. W związku ze zmieniającymi się potrzebami społecznymi, rozważenia wymaga zmiana podejścia i być może przestrzenne rozdzielanie dominujących funkcji lasów. Punktem wyjścia w planowaniu leśnym powinna być świadomość istnienia różnych scenariuszy prowadzenia gospodarki leśnej. Innym istotnym elementem, na który w coraz większym stopniu należy zwracać uwagę, jest produkcja długowiecznych

produktów z drewna, która powinna być preferowanym wdrożeniem leśnictwa przyjaznego dla klimatu. W obecnych czasach gromadzenie węgla w biomasie staje się ryzykowne w przypadku zakłóceń (oddziaływania czynników biotycznych i abiotycznych), a produkcja bioenergii powinna być ograniczana do ubocznej produkcji produktów leśnych o wysokiej wartości (Jandl i in. 2018).

Planowanie urzędniowe wobec zmian klimatu, wymaga uwzględnienia następujących zagadnień:

- Gospodarka leśna wymaga dostosowania do zmian klimatu, a planowanie urzędniowe jest jednym z podstawowych narzędzi prowadzenia leśnictwa, które musi podołać coraz bardziej złożonym wyzwaniom. Planowanie w leśnictwie nie jest pojedynczym, krótkoterminowym wydarzeniem, ale ciągiem dłuższych etapów, prowadzących do pożądanego celu.
- Wprowadzanie niezbędnych zmian w planowaniu powinno mieć charakter ewolucyjny. Wynika to z faktu długookresowego cyklu życia ekosystemów leśnych, które są coraz bardziej wrażliwe i narażone na wielkoobszarowe klęski.
- Zrównoważona gospodarka leśna wpływa korzystnie na długoterminową kondycję ekosystemów leśnych z uwzględnieniem potrzeb wszystkich żywych istot, zapewniając jednocześnie możliwości: ekologiczne, ekonomiczne, kulturowe i społeczne obecnym i przyszłym pokoleniom.
- Inteligentne leśnictwo wobec zmian klimatu to najnowsza modyfikacja zrównoważonej, adaptacyjnej gospodarki leśnej, która jest prowadzona w celu ochrony i poszerzania potencjału lasów w zakresie dostosowania się do zmian klimatu i łagodzenia ich skutków.
- Niezbędna jest synchronizacja planowania na poziomie kraju, regionu i obiektu urzędniowego, aby zapewnić spójne podejście na różnych szczeblach planowania i zarządzania. W toku sporządzania planu urzędniowego lasu potrzeby różnych grup interesariuszy wymagają symulacji potencjalnych skutków, w różnych scenariuszach z uwzględnieniem wiedzy naukowej.

Summary

Emilia Wysocka-Fijorek^{1,2}, *Bożydar Neroj*^{2,3}

¹ Forest Research Institute

e.wysocka-fijorek@ibles.waw.pl

² Bureau for Forest Management and Geodesy

³ University of Agriculture in Krakow

bozydar.neroj@zarzad.buligl.pl

The challenges of forest management planning in the face of climate change

- Scientific research increasingly assures us that climate change is the result of human activities. Forests, especially younger ones, can mitigate these negative impacts during their growth by absorbing CO₂. But even under adverse conditions, when forests deteriorate or decline, adaptation measures are needed to preserve their potential for people and our planet. In analyzing the tasks and needs of forest owners and managers, we must also consider the dimension of the growing needs of different social groups expressing their often different positions, as well as the context of national and international policies related to forests. With such a dynamically changing picture of forest management, it is impossible to remain in the paradigm of multifunctional forestry of a few decades ago. The most recent variation on this approach is *Climate Smart Forestry*. Forest management requires adaptation to climate change, and management planning is one of the fundamental tools forestry needs to address these complex challenges.
- Planning in forestry is not a single, short-term event, but a series of longer steps leading to a desired goal. The first step is to set priorities, establish goals, and identify management actions to achieve those goals. A good forest management plan (forest management) should begin with defining goals for specific forest fragments and their various ownership groups. Long-term objectives (which usually refer to a longer period of the forest's life) are usually general in nature, but establish the main rules of behavior. In our conditions, forest management planning is carried out in 10-year periods. The dynamic climate disturbances observed recently, usually in the form of droughts, localized floods, or violent winds, raise the question of whether plans should be reviewed during their implementation. As soon as significant deviations from the assumptions are identified, they should be reviewed and adjusted to the current situation.
- Management planning brings a great deal of important information about the condition of the forests in the system being designed. The direct and immediate benefits of the planning process include diagnosing the causes and describing the existing impacts of forest condition, especially with respect to climate change. In the long term, management planning aims to protect habitats and biodiversity. In addition to proposing

measures to protect forest health and resilience - i.e. adaptation to climate change - the task of management planning should be to select forest fragments suitable for carbon sequestration or storage. The need to give greater consideration to the entire chain of ecosystem services provided by forests in management planning is also a new dimension of planning. Ensuring synergy with the implementation of European environmental policies related to climate change mitigation, biodiversity conservation, and forest adaptation is a major challenge for management planning, often raising the question of whether these are mutually exclusive.

LITERATURA

- Bowditch E., Santopuoli G., Binder F., del Río M., La Porta N., Kluvankova T., Lesinski J., Motta R., Pach M., Panzacchi P., Pretzsch H., Temperli C., Tonon G., Smith M., Velikova V., Weatherall A., Tognetti R. 2020. What is Climate-Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe. *Ecosystem Services*. Elsevier B.V. 43(May): 101113. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101113>.
- Bowditch E., Santopuoli G., Neroj B., Svetlik J., Tomlinson M., Pohl V., Avdagić A., del Río M., Zlatanov T., Maria H., Jamnická G., Serengil Y., Sarginci M., Brynleifsdóttir M.J., Lesinki J., Azevedo J.C. 2022. Application of climate-smart forestry – Forest manager response to the relevance of European definition and indicators. *Trees, Forests and People*, 9, 100313, <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100313>.
- Chaudhary A., Carrasco L. R., Kastner T. 2017. Linking national wood consumption with global biodiversity and ecosystem service losses. *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V. 586: 985–994. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.078>.
- Cullotta S., Bončina A., Carvalho-Ribeiro S. M., Chauvin C., Farcy C., Kurttila M., Maetzke F. G. 2015. Forest planning across Europe: the spatial scale, tools, and inter-sectoral integration in land-use planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58(8): 1384–1411. <https://doi.org/10.1080/09640568.2014.927754>.
- Hanewinkel M., Cullmann D. A., Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J., Zimmermann N. E. 2012. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*. Nature Publishing Group, 3(3): 203–207. <https://doi.org/10.1038/nclimate1687>.
- Jandl R., Ledermann T., Kindermann G., Freudenschuss A., Gschwantner T., Weiss P. 2018. Strategies for Climate-Smart Forest Management in Austria. 1–15. <https://doi.org/10.3390/f9100592>.
- Jaszczak R., Bańkowski J., Kowalczyk B. 2020. Urządzenie lasu w dobie wyzwań środowiskowych i społecznych – planowanie regionalne. *Sylvan*, 164(5): 373–383.

- Kaliszewski A. 2018. Forest policy goals in Poland in light of the current forestry aims in Europe Part 3. European priorities for the forest policy in Polish programmes and strategies. *Forest Research Papers*, 79(3): 211–227. <https://doi.org/10.2478/frp-2018-0021>.
- Kauppi P., Hanewinkel M., Lundmark T., Peltola H., Nabuurs G.J., Trasobares A. 2018. *Climate Smart Forestry in Europe*. European Forest Institute. <https://efi.int/publications-bank/climate-smart-forestry-europe>
- Masson-Delmotte V., Zhai P., Pirani A., Connors S.L., Péan C., Berger S., Caud Y.C., Goldfarb L., Gomis M.I., Huang M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., T. Waterfield, O. Yelekçi R.Y., B. Z. 2021. Podsumowanie dla Decydentów. [W:] *Zmiana Klimatu 2021: Fizyczne Podstawy Naukowe. Wkład I Grupy Roboczej do Szóstego Raportu Oceny Międzyrządowego Zespołu ds. Zmiany Klimatu*. Cambridge University Press 42.
- Miścicki S. 2012. Dynamika naturalnych faz rozwojowych drzewostanów w Białowieskim Parku Narodowym. *Sylwan*, 156(8): 616–626. <https://doi.org/10.26202/sylwan.2011097>.
- Nabuurs G. J., Arets E.J.M.M., Schelhaas M.J. 2018. *Understanding the implications of the EU LULUCF regulation for the wood supply from EU forests to the EU. Carbon Balance and Management*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1186/s13021-018-0107-3>.
- Nabuurs G., Delacote P., Ellison D., Hetemäki L., Id M.L. 2017. By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. 1–14. <https://doi.org/10.3390/f8120484>.
- Olsson O., Hillring B., Vinterbäck J. 2012. Estonian-Swedish wood fuel trade and market integration: A co-integration approach. *International Journal of Energy Sector Management*. Emerald Group Publishing Limited, 6(1): 75–90. <https://doi.org/10.1108/17506221211216553>.
- Paschalis-Jakubowicz P. 2020. Forest policy and the future of forests and forestry. *Sylwan*, 164(7): 539–548. <https://doi.org/10.26202/sylwan.2020053>.
- Profft I., Mund M., Weber G.E., Weller E., Schulze E.D. 2009. Forest management and carbon sequestration in wood products. *European Journal of Forest Research*, 128(4): 399–413. <https://doi.org/10.1007/s10342-009-0283-5>.
- Tognetti R., Smith M., Panzacchi P. 2022. *Climate-Smart Forestry in Mountain Regions*. Springer Cham. XXIII, 574. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-80767-2>.
- Ulbricht M., Göttlein A., Biber P., Dieler J., Pretzsch H. 2016. Variations of nutrient concentrations and contents between summer and autumn within tree compartments of European beech (*Fagus sylvatica*). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179(6): 746–757. <https://doi.org/10.1002/jpln.201500392>.

Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. Dz.U. 1991 nr 101 poz. 444.

Wysocka-Fijorek E., Czubak D., Jabłoński T., Neroj B., Zajączkowski S., Żaczek M. 2022a. Określenie wpływu na gospodarkę leśną zmienionego rozporządzenia (UE) 2018/841 w sprawie włączenia emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych w wyniku działalności związanej z użytkowaniem gruntów, zmianą użytkowania gruntów i leśnictwem do ram polityki klimatyczno-energetycznej. Ekspertyza wykonana na zlecenie Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych. Maszynopis.

Wysocka-Fijorek E., Dobrowolska E., Michorczyk A., Myszkowski M., Neroj B., Wasiak A., Waraksa P., Zajączkowski S. 2021. Konsekwencje objęcia ochroną ścisłą znacznych obszarów leśnych Polski (wdrożenie jednego z celów unijnej Strategii na rzecz bioróżnorodności do 2030 roku - objęcie ścisłą ochroną 10% obszarów lądowych, w tym wszystkich pozostałych w UE lasów pierwotnych i starodrzewów), na możliwość sekwestracji węgla (netto) przez polskie lasy oraz produkcję drewna z uwzględnieniem sortymentacji. Ekspertyza wykonana na zlecenie Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych. Maszynopis.

Wysocka-Fijorek E., Gołos P., Janeczko K. 2022b. Between Biodiversity Conservation and the Supply for Broadleaved Wood: A Case Study of State Forests National Forest Holding (Poland). *Forests*, 13(3), 438. <https://doi.org/10.3390/f13030438>.

Produkcyjność lasu w zmieniających się warunkach siedliskowych i jej konsekwencje dla gospodarki leśnej

WSTĘP

Zrównoważone zarządzanie lasami wymaga oceny i uwzględniania szeregu czynników ekologicznych, ekonomicznych i społecznych. Podstawą zarządzania i planowania są informacje o obecnym i przewidywanym stanie lasu. W opisie obecnego i prognozowanego stanu ekosystemów leśnych kluczowe jest dysponowanie wskaźnikami pozwalającymi na ocenę konsekwencji różnych działań gospodarczych. Zasadniczym z punktu widzenia gospodarki leśnej wskaźnikiem stanu ekosystemów jest produkcyjność siedliska.

Produkcyjność siedliska jest oceną możliwości wzrostu danego gatunku w określonych warunkach glebowych, topograficznych i klimatycznych, obejmującą dwie koncepcje: 1 – aktualną produkcyjność siedliska – ujmującą dotychczasową dynamikę wzrostu obserwowaną w danym drzewostanie, która jest najczęściej wyrażana ilością metrów sześciennych drewna lub biomasy wyprodukowanych przez drzewostan w określonym czasie; 2 – potencjalną produkcyjność siedliska – wskazującą na wynikający z warunków siedliskowych potencjał do wzrostu drzew określonego gatunku na rozpatrywanym obszarze. Produkcyjność wyrażana jest najczęściej przyrostem miąższości lub wskaźnikiem bonitacji. Informacje dotyczące produkcyjności siedliska dla danego gatunku stanowią podstawę do formułowania strategicznych celów gospodarki leśnej i powinny być podstawowym kryterium uwzględnianym przy podejmowaniu specyficznych, dla danych siedlisk i gatunków, decyzji gospodarczych z zakresu:

- planowania urzędniowego, w tym w szczególności przewidywania przyrostu i zapasu drzewostanów;
- ustalania docelowego składu gatunkowego drzewostanów;
- ustalania wieku rębności oraz intensywności cięć pielęgnacyjnych;

- oceny pilności przebudowy drzewostanów;
- określenia możliwości produkcji biomasy i sekwestracji węgla;
- analizy wpływu zmian warunków klimatycznych na ekosystemy leśne;
- prognozowania zagrożenia trwałości ekosystemów i zamierania drzewostanów powodowanych przez czynniki biotyczne i abiotyczne.

Produkcyjność siedliska leśnego narzuca rodzaje najważniejszych działań gospodarczych i determinuje efekty końcowe o wymiarze ekonomicznym i ekologicznym. W kontekście średnio- i długoterminowego zarządzania zasobami leśnymi kluczowe jest jednak to, że produkcyjność siedlisk leśnych nie jest stała. Liczne badania wykazały, że w ciągu ostatnich dziesięcioleci produkcyjność siedlisk istotnie wzrosła, co wpłynęło na znaczne przyspieszenie dynamiki wzrostu lasów w strefie umiarkowanej i borealnej (Spiecker i in. 1996; Metslaid i in. 2011; Sharma i in. 2011). Za najważniejsze czynniki przyspieszające wzrost lasów uznaje się nasilającą się depozycję azotu i związane ze zmianą klimatu wydłużanie się okresu wegetacyjnego oraz wzrost stężenia dwutlenku węgla (Pretzsch i in. 2014a; Etzold i in. 2020). Jednak obserwowane tendencje wzrostowe i zwiększona dynamika przyrostu drzewostanów mogą być również efektem gospodarki leśnej (Boisvenue i Running 2006) oraz stosowaniem selekcyjnej hodowli lasu (Skovsgaard i Vanclay 2008). Promowanie szybko rozwijających się proveniencji – praktykowane w wielu krajach, w tym w Polsce w ciągu ostatniego stulecia – najprawdopodobniej również przyczyniło się do zwiększenia przyrostu drzewostanów (Skovsgaard i Vanclay 2008).

Zwiększona dynamika przyrostu może mieć jednak różne, również przeciwstawne konsekwencje. Z jednej strony przyspieszony przyrost przyczynia się do zwiększenia możliwości produkcji drewna wpływając pozytywnie na ekonomiczne efekty gospodarki leśnej. Wzrost produkcyjności siedlisk i przyspieszenie wzrostu mogą mieć jednak również negatywne konsekwencje. W wyniku wzmoczonego przyrostu szybciej zwiększa się zasobność i idące w ślad za nią zagęszczenie drzewostanów. Zmienione warunki wzrostu zmieniają również alokację biomasy. Zaobserwowano, że alokacja do części nadziemnej wzrasta kosztem redukcji systemów korzeniowych, szczególnie na siedliskach bogatych w azot (López-Serrano i in. 2005; Poorter i in. 2012; Yan i in. 2019). Obserwowane tendencje są zatem przeciwne do naturalnych przystosowań drzew do suszy, polegających na ograniczeniu wzrostu biomasy nadziemnej i rozbudowie systemów korzeniowych (Brunner i in. 2015). Depozycja azotu wpływa na dostępność fosforu powodując brak równowagi, w wyniku którego odżywianie jest poza optymalnym zakresem na obszarze 30% lasów europejskich (Krüger i in. 2020). Obserwowany brak równowagi składników odżywczych może mieć szczególne znaczenie w kontekście odporności lasów europejskich na zmieniający się klimat. Przyspieszony wzrost

i większe zagęszczenie drzewostanów powoduje większe zapotrzebowanie na wodę, co przy ograniczonym wroście korzeni może skutkować zwiększoną podatnością drzewostanów na suszę. Paradoksalnie, najbardziej zagrożone suszą mogą być drzewa i drzewostany rosnące na żyzniejszych siedliskach i osiągające największe rozmiary, w tym szczególnie wysokość. Stoval i in. (2019) oraz Bennett i in. (2015) stwierdzili, że susze zwiększają wskaźniki śmiertelności większych drzew, które bardziej cierpią z powodu suszy, co może wskazywać na słuszność takiej hipotezy. Również Pretzsch i in. (2018) w badaniach przeprowadzonych na dojrzałych drzewostanach świerkowo-bukowych stwierdzili, że susza może względnie mniej zakłócać rozwój drzew o mniejszych wymiarach w stosunku do drzew wysokich. Co może się wydać zaskakujące, bardziej podatne na zamieranie w wyniku suszy są również drzewa o większym wskaźniku powierzchni liści/igieł na jednostkę powierzchni oraz drzewa o mniejszej gęstości drewna (Greenwood i in. 2017).

Większa wysokość drzew oraz niekorzystny współczynnik smukłości związany ze zmienioną alokacją biomasy powoduje ponadto, że drzewostany są bardziej narażone na uszkodzenia spowodowane przez wiatr (Peltola i in. 2009). Z kolei drzewostany osłabione przez suszę i wiatr mogą być mniej odporne na czynniki biotyczne i abiotyczne. Ponadto szybciej rosnące drzewostany mają krótszą żywotność (Bigler 2016). Może to być kolejny efekt uboczny zwiększonego wzrostu drzew. Dlatego istnieje poważna obawa, że w niedalekiej przyszłości, negatywne konsekwencje zmian produkcyjności siedlisk i przyspieszonego wzrostu drzewostanu, mogą znacznie przeważać nad pozytywnymi. Zmiany produkcyjności siedlisk i przyspieszony przyrost drzewostanów stanowią, w tym sensie, zagrożenie i mogą mieć w najbliższej przyszłości kluczowe znaczenie dla zachowania wielofunkcyjnej roli lasów polegającej na: ochronie różnorodności biologicznej i zaspokajaniu oczekiwań społeczeństwa, a w tym: korzyści gospodarczych, środowiskowych, społecznych oraz łagodzeniu skutków zmian klimatu.

GŁÓWNE CZYNNIKI MODYFIKUJĄCE WARUNKI WZROSTU LASÓW

DEPOZYCJA ATMOSFERYCZNA AZOTU

Rosnąca depozycja azotu jest zaliczana do głównych przyczyn zmian produkcyjności siedlisk i wzmoczonego przyrostu drzewostanów w Europie (Etzold i in. 2020). Dostępność azotu determinuje bowiem w przeważającej mierze zdolności produkcyjne siedlisk i wpływa pośrednio na cały szereg cech ekosystemów (Gholz i in. 1990). Szczególnie duży wzrost depozycji azotu jest obserwowany od lat 50-tych ubiegłego wieku i w drugiej połowie XX wieku. Depozycja azotu była nawet 2-3-krotnie większa w porównaniu z pierwszą połową XX w. (Pretzsch i in.

2014b). Depozycja azotu jest głównym powodem eutrofizacji siedlisk i jest uznawana za jedną z przyczyn zwiększania produktywności siedlisk leśnych (Bontemps i Bouriaud 2014; Pretzsch i in. 2014b).

WYDŁUŻENIE OKRESU WEGETACYJNEGO

Kolejnym czynnikiem wpływającym na dynamikę wzrostu lasów jest wydłużanie okresu wegetacyjnego przez wzrost średniej temperatury. Według Pretzscha (2014b) w Europie Środkowej sezon wegetacyjny wydłużył się o 22 dni w ciągu ostatnich 110 lat. Wydłużenie to było wykazane jako główny powód większej pierwotnej produktywności netto na półkuli północnej – NPP (Solberg i in. 2009; Sharma i in. 2011). Negatywnym aspektem wzrostu temperatury oraz wydłużenia sezonu wegetacyjnego jest coraz częstsze występowanie bezśnieżnych zim, z którym związane jest zagrożenie przemarzaniem korzeni znajdujących się w wierzchnich warstwach gleby. Lasy umiarkowane mogą być najbardziej narażone na uszkodzenia związane z zanikiem pokrywy śnieżnej. Przewiduje się, że liczba dni z pokrywą śnieżną będzie się w Europie systematycznie zmniejszać, nawet o 40–80% do końca tego wieku (Jylhä i in. 2008). Brak pokrywy śnieżnej może bardzo negatywnie oddziaływać na drzewa. Przykładem może być zamieranie cyprysika (*Chamaecyparis nootkatensis*). Brak izolacji termicznej, w postaci pokrywy śnieżnej, doprowadził do kompletnego zniszczenia systemu drobnych korzeni na skutek mrozu. W miejscach gdzie występowała pokrywa śnieżna, odnotowano tylko 10% uszkodzeń.

ZWIĘKSZENIE STĘŻENIA CO₂

Jako przyczynę zmian produktywności oraz zwiększenia dynamiki przyrostu wskazuje się również wzrost stężenia atmosferycznego CO₂ (Wamelink i in. 2009), które zwiększa tempo fotosyntezy. Głównymi źródłami emisji CO₂ do atmosfery są spalanie paliw kopalnych i produkcja cementu (75%) oraz użytkowanie i zmiany użytkowania gruntów (25%) (IPCC 2007). Rosnące stężenia CO₂ w atmosferze zwiększają tempo fotosyntezy, co skutkuje wyższym tempem wzrostu które, jak z kolei wykazują badania, pogarsza stan odżywienia mineralnego lasów w Europie (Jonard i in. 2015).

WZROST ZMIENNOŚCI WARUNKÓW KLIMATYCZNYCH I EKSTREMALNE ZJAWISKA POGODOWE, W TYM SUSZE

W przypadku parametrów pogodowych dla ekosystemów leśnych szczególne znaczenie mają wahania ilości opadów atmosferycznych. Zdarzenia ekstremalne,

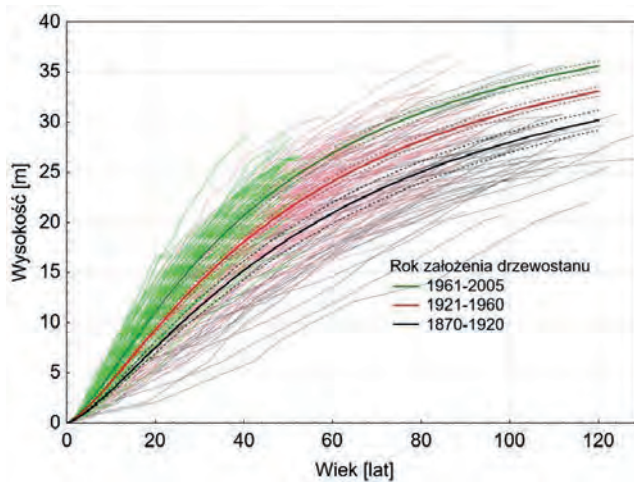
takie jak susze, mogą bowiem mieć najbardziej drastyczne konsekwencje dla wzrostu i trwałości ekosystemów leśnych niż stopniowe zmiany średnich warunków klimatycznych (Lindner i in. 2010). Niedobór wody prowadzi do stresu i uszkodzenia drzew, co skutkuje zwiększoną ich śmiertelnością (Pretzsch i in. 2014a, b; Bennett i in. 2015). W ostatniej dekadzie częstość występowania silnych susz była największa w ostatnim stuleciu (Spinoni i in. 2018). Symulacje zmian klimatu sugerują dalszy wzrost częstotliwości i dotkliwości susz. Siedliska stref umiarkowanych i borealnych są szczególnie wrażliwe na zmiany klimatu, ponieważ są one bardziej intensywne w Europie północnej i środkowej niż w Europie południowej (Klein i Konnen 2016). Według Siedla i in. (2017) cieplejsze i bardziej suche, niż przeciętne, warunki przyspieszą zakłócenia w całym biomie borealnym i umiarkowanym. Dostępność wody będzie niezwykle istotna dla dynamiki i trwałości ekosystemów leśnych w przyszłości (Rennenberg i in. 2004; Breda i in. 2006). Dlatego przy doborze wskaźników pozwalających na ocenę konsekwencji różnych działań gospodarczych należy uwzględnić te, które pozwalają na ocenę ryzyka zaburzenia trwałości ekosystemów leśnych w wyniku suszy i okresowych braków wody.

W tym kontekście kluczowe znaczenie zaczyna odgrywać takie prowadzenie drzewostanów, które jest w największej zgodności z ich naturalną adaptacją do zagrożenia suszą. W przypadku wielu gatunków podstawową reakcją na niedobór wody jest zamknięcie aparatu szparkowego, które ogranicza przepływ wody kosztem zmniejszonej asymilacji CO₂. W oparciu o stopień zamknięcia aparatów szparkowych, w reakcji na suszę, gatunki podzielono na dwie grupy (Martínez-Sancho i in. 2017). Gatunki izohydryczne np. sosna zwyczajna, zmniejszają zużycie wody i wzrost we wczesnych stadiach stresu poprzez zamykanie aparatów szparkowych, przez co, zwłaszcza w krótkich okresach suszy, mogą uniknąć uszkodzeń spowodowanych stresem (utrata liści i małych korzeni), a tym samym bardzo szybko regenerować się (Hartmann i in. 2011). Gatunki anizohydryczne, takie jak na przykład buk i dąb, rosną pomimo stresu suszy, aż do wyczerpania się wody. W związku z tym ryzykują zmiany morfologiczne – utratę drobnych korzeni i liści, co oznacza wolniejszą regenerację po stresie suszy, ponieważ ponowne przyspieszenie wzrostu może nastąpić dopiero po regeneracji tkanek i narządów ksylemu (Pretzsch i in. 2014a). Te dwie różne strategie obejmują kilka kompromisów między poziomem napięcia ksylemu a wychwytem węgla w procesie fotosyntezy. Zatem strategia stosowana przez dany gatunek drzew oraz intensywność i czas trwania okresów suszy są kluczowe dla określenia wydajności i przetrwania drzewa (Martínez-Sancho i in. 2017). Gatunki izohydryczne źle znoszą długotrwałe susze, natomiast gatunki anizohydryczne są słabiej przystosowane do bardzo silnego braku wody.

ZMIANY CECH DRZEW I DRZEWOSTANÓW WYNIKAJĄCE ZE ZMIENIONYCH WARUNKÓW WZROSTU I ICH WPŁYW NA ODPORNOŚĆ I ZAGROŻENIE ZAMIERANIEM DRZEWOSTANÓW

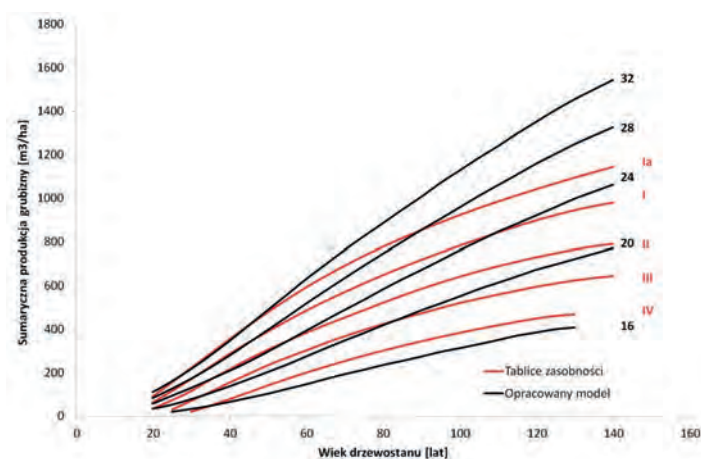
WYŻSZE BONITACJE I ZWIĘKSZONY PRZYRÓST DRZEWOSTANÓW

Zmiana produktywności siedlisk może być obserwowana w postaci ujemnej korelacji między wskaźnikiem bonitacji siedliska a wiekiem drzewostanu, taki trend wiekowy interpretowany jest jako powodowany zmianami warunków siedliskowych (Bravo-Oviedo i in. 2010; Yue i in. 2014; Socha i in. 2016). Skala tego zjawiska może być zaskakująca. Szacuje się (Socha i in. 2021), że w Europie Centralnej zmiana bonitacji sosny wyniosła około 30% w ciągu 100 lat (ryc. 1).



Rycina 1. Wzrost wysokości sosny zwyczajnej w zależności od roku założenia drzewostanu dla sosny zwyczajnej w Polsce

Wynikiem zmiany produktywności siedlisk jest również szybszy przyrost miąższości drzewostanów. Wbrew poglądom znanym z podręczników z zakresu hodowli, urządzania i produktywności lasu, w drzewostanach nie obserwuje się kulminacji bieżącego przyrostu miąższości drzewostanów. W efekcie znane z literatury, czy z tablic zasobności i przyrostu drzewostanów krzywe bardziej przypominają proste wzrostu sumarycznej produkcji (ryc. 2). Niemal stały poziom bieżącego przyrostu miąższości obserwuje się również w drzewostanach najstarszych klas wieku, w których wartość przyrostu znacznie przekracza wartość oczekiwaną, ustaloną na podstawie tablic zasobności i przyrostu drzewostanów.



Rycina 2. Porównanie obserwowanej aktualnie sumarycznej produkcji grubizny w drzewostanach sosnowych Polski (model opracowany na danych WISL) z wartościami tablicowymi (źródło: Szymkiewicz 2001)

Zwiększona produktywność, skutkująca zwiększonym przyrostem, powoduje akumulację zapasu (Bettinger 2011). Wymaga to odpowiedniego dostosowania cięć, w celu uniknięcia wykształcenia się drzewostanów ze zbyt dużym zagęszczeniem i niestabilną strukturą związaną ze wskaźnikiem smukłości. Szybciej przyrastające drzewa osiągają określone wymiary w krótszym czasie, co powinno mieć również wyraz w przyjmowanym wieku rębności drzewostanów gospodarczych (Bettinger 2011). W tym względzie adekwatne informacje o wzroście i produktywności, pochodzące z tablic mają kluczowe znaczenie dla planowania mającego na celu zapewnienie stabilnej struktury oraz zapobieganie rozpadom drzewostanów przez wyprzedzanie przebiegu zdarzeń.

Zwiększona produktywność siedlisk oraz związane z nią zwiększone tempo wzrostu wysokości drzewostanów sprawia, że drzewa mogą wcześniej osiągać określone wysokości, przez co zwiększa się ich podatność na uszkodzenia spowodowane wiatrem. Zagrożenie od wiatrów jest silnie związane z wysokością, która jest zależna od dynamiki wzrostu drzew i jest jeszcze zwiększane przez zmianę alokacji biomasy.

NIEKORZYSTNE ZMIANY W SYSTEMACH KORZENIOWYCH W ZMIENIAJĄCYCH SIĘ WARUNKACH SIEDLISKOWYCH I DUŻEJ DOSTĘPNOŚCI N

Szacuje się, że systemy korzeniowe drzew stanowią 20–40% całkowitej biomasy drzew i odgrywają kluczową rolę w ekosystemach leśnych (Brunner i in. 2015). Ostateczna struktura korzeni drzew zależy od: rodzaju gleby, gatunku drzew, wie-

ku, stanu zdrowotnego, stresów środowiskowych, gęstości sadzenia i sposobu prowadzenia zabiegów hodowlanych. Badania korzeni dowodzą wpływu zmian klimatu i środowiska na ich strukturę. Wzrost temperatury gleby poprawia wzrost korzeni ze względu na wzrost aktywności metabolicznej komórek korzeni i rozwój korzeni bocznych (Agren i in. 2008). Van Oijen i in. (2008) w swoich badaniach wskazali, że podwyższony poziom CO₂ i większa dostępność węgla doprowadzą do wzrostu produkcji drobnych korzeni i rozkładu materii organicznej gleby oraz adaptacji w przyswajaniu, alokacji i morfologii korzeni, co dostatecznie zwiększy dostęp do składników odżywczych (Agren i in. 2008). Wysokie depozycje azotu mogą spowodować, że drzewa, zwłaszcza na nieuwapnionych stanowiskach, nie będą inwestować w ekstensywny system korzeniowy, ze względu na wysoką dostępność azotu organicznego. Dlatego, szczególnie na stanowiskach wilgotnych i bogatych w azot, korzenie drzew mogą być mniej rozbudowane (Novotný i in. 2018). W kontekście zmian żyzności i wilgotności siedlisk bardzo dużego znaczenia nabiera plastyczność systemów korzeniowych, która zależy od wieku drzew. Starsze drzewa, które wyrosły w wilgotniejszych niż aktualnie obserwowane warunkach siedliskowych, nie są w stanie dostosować systemu korzeniowego do nowych warunków wzrostu i są szczególnie narażone na problem suszy.

WYMIARY DRZEW A RYZYKO ŚMIERTELNOŚCI

W ostatnich dziesięcioleciach śmiertelność lasów przyspiesza z powodu zmian klimatycznych (Allen i in. 2010; Stovall i in. 2019). Wiele przypadków śmiertelności było powiązanych z ekstremalnymi suszami i falami upałów, które prawdopodobnie staną się bardziej powszechne, długotrwałe i ekstremalne w przyszłości (Team i in. 2012; Spinoni i in. 2018). Przytaczane ustalenia dotyczące przyspieszonego wzrostu wysokości i modyfikacji cech drzew i ekosystemów leśnych są sprzeczne z naturalną adaptacją drzew do suszy; stąd rola obecnego klimatu i zmian środowiskowych, skutkujących zwiększonym wzrostem wydaje się być kluczowa dla zmniejszenia odporności drzew. Ósmioletnie badania Stovalla i in. (2019), na dwóch milionach drzew, w Kalifornii wykazały, że wysokość drzew jest najsilniejszym wskaźnikiem śmiertelności podczas ekstremalnej suszy. Śmiertelność dużych drzew jest dwukrotnie większa niż małych, a intensywność tego procesu jest sterowana przez gradienty środowiskowe temperatury, wody i konkurencji. Wyniki te są w pełni zgodne z innymi badaniami wskazującymi, że duże drzewa są najbardziej narażone na wzrost stresu spowodowanego zmianami klimatu (Mueller i in. 2012; Allen i in. 2015; Bennett i in. 2015). Tempo wzrostu jest również powiązane ze śmiertelnością drzew; drzewa o powolnym wzroście, w przeciwieństwie do drzew szybko rosnących, mają zwykle znacznie dłuższą żywotność. Skłonność do spowolnienia

wzrostu i śmiertelności przez duże drzewa powoduje duże zapotrzebowanie na wodę drzewostanów wyższych, o dużym zagęszczeniu i przyspieszonym tempie wzrostu. Ponadto większa podatność na zatorowość ksylemową i większa transpiracja drzew dużych może zwiększać ryzyko śmiertelności (Ryan 2011). Pomimo, że większe drzewa, posiadające bardziej rozległy system korzeniowy, mogą mieć dostęp do źródeł wody głębokiej, to jednak są one bardziej narażone na podwyższone zapotrzebowanie atmosferyczne na wodę, z powodu większej biomasy liści i dominującej pozycji (Ryan 2011).

Chociaż susza jest zwykle jednorodna w regionach, w których występuje, wzorce śmiertelności drzew są niejednorodne (Allen i in. 2015). Zmienność stanowisk wynikająca z typu gleby, wyniesienia, kształtu, nachylenia, położenia topograficznego może oddziaływać z procesami zależnymi od gęstości i zmian wzorców śmiertelności drzew (Fensham i in. 1999). Bardziej znacząca śmiertelność może wystąpić na bardziej produktywnych stanowiskach, gdzie większe zagęszczenie drzew prowadzi do zwiększonej konkurencji o wodę lub podwyższonej aktywności owadów (Guarín i Taylor 2005). Wyższe wskaźniki śmiertelności mogą wystąpić na bogatych siedliskach, gdzie drzewa nie inwestują w odpowiednie systemy korzeniowe (Allen i in. 2015).

NIEDOBÓR MAKROSKŁADNIKÓW

Pomimo dobrze udokumentowanych pozytywnych odpowiedzi depozycji azotu, takich jak stymulacja drzewostanów do wzrostu, wysoka depozycja azotu, szczególnie na stanowiskach nielimitowanych azotem, może mieć rozbieżny wpływ na produktywność lasu (Etzold i in. 2020). W ekosystemach zbliżających się do nasycenia azotem, wpływ jego depozycji może być mniej wyraźny lub nawet odwrócony (Hyvönen i in. 2007). Aber i Magill (2004) odnotowali negatywny wpływ przy wysokich wartościach depozycji. Długoterminowe eksperymenty z wysokimi dodatkami azotu dodanymi do dna lasu w Harvard Forest doprowadziły do nasycenia nim, o czym świadczą wysokie szybkości jego wymywania i znacznie zwiększona śmiertelność drzew (Aber i Magill 2004). Chociaż dane pokazują, że depozycja azotu ma ogólnie pozytywny wpływ na wzrost lasów, to wpływ ciągłej depozycji N, związanej ze zmniejszaniem się P i K oraz zwiększaniem stosunku azotu do fosforu w liściach i glebie, może mieć w przyszłości szkodliwy wpływ na dła wzrost i zdolność konkurencyjną drzew (Sardans i in. 2016). Nierównowaga składników pokarmowych jest poważnym zagrożeniem dla żywotności lasów, a dodatkowo potęgowana jest przyspieszonym tempem wzrostu, dużym zagęszczeniem drzewostanów, stresem suszy oraz zmianami w zbiorowiskach grzybów mykoryzowych.

ZWIĘKSZONE RYZYKO ZAGROŻENIA PRZEZ OWADY I GRZYBY PATOGENICZNE

Zamieranie drzew ma kluczowe znaczenie zarówno w ekologii stosowanej, jak i podstawowej. Praktycznie rzecz biorąc, informacje o ich śmiertelności są niezbędne przy określaniu efektów gospodarowania jak i wysiłków związanych z pielęgnacją i ochroną lasów. Gradacje owadów i choroby grzybowe od zawsze były związane z dynamiką ekosystemów leśnych. Gradacje były czynnikiem stymulujących wiele naturalnych procesów, które są podstawą ich funkcjonowania i dynamiki (Franklin i in. 1987). Śmierć drzew jest również dowodem na pewne zasady procesów ekologicznych. Jednak ocena śmiertelności drzew jako wskaźnika zaburzeń antropogenicznych zależy od dogłębnego zrozumienia wzorców zamierania drzew w warunkach naturalnych (Franklin i in. 1987). Antropogeniczna depozycja azotu, w powiązaniu z obserwowanymi zmianami wybranych parametrów klimatycznych, niesie jednak za sobą duże ryzyko naruszenia równowagi ekosystemów i sprawia, że czynniki regulujące dynamikę mogą się przyczynić do jej zaburzenia. Obserwowane zmiany w sposób szczególnie sprzyjają zwiększonej dynamice populacji owadów. Podwyższona temperatura i ciepłe bezśnieżne zimy mogą zwiększać tempo wzrostu populacji oraz liczbę generacji wyprowadzanych w ciągu roku (Hicke i in. 2006), co w powiązaniu z osłabieniem drzew związanym z suszą zwiększa prawdopodobieństwo występowania dużych ognisk gradacji (Hicke i in. 2006; Bentz i in. 2010). Zmiany klimatyczne oddziałują również na zasięg geograficzny i znaczenie owadów i patogenów grzybowych, które wcześniej nie miały istotnego znaczenia gospodarczego lub nie występowały w danych warunkach przyrodniczych. Przykładem ekspansji jest *Sphaeropsis sapinea*, który jeszcze niedawno był gatunkiem istotnym, z punktu widzenia gospodarki leśnej, tylko w Europie południowej a obecnie, w wyniku zmian klimatu, obserwowana jest jego ekspansja w kierunku północnym. W 2013 roku został po raz pierwszy odnotowany w Szwecji (Oliva i in. 2013). Stanowiska osłabione częstym występowaniem susz i innych ekstremalnych zjawisk pogodowych tracą zdolność skutecznej obrony przed atakami pierwotnych szkodników i patogenów. Pogarszanie się odporności drzewostanów zwiększa prawdopodobieństwo wystąpienia szkodników wtórnych. Dlatego też liczebność szkodników i patogenów może znacznie wzrosnąć w strefie umiarkowanej i borealnej, zwiększając biotyczną śmiertelność. Dalsze prognozy sugerują wzrost ryzyka zaburzeń i śmiertelności biotycznej w wyniku zmian klimatycznych (Lindner i in. 2010). Szczególnie stres związany z suszą jest uznawany za ważny czynnik wywołujący gradacje owadów i może również sprzyjać zwiększonej śmiertelności z powodu patogenów, zwłaszcza grzybów (Allen i in. 2015).

PODSUMOWANIE

Pomimo wciąż poszerzanej wiedzy, istnieje duża niepewność związana z przyspieszonym wzrostem drzew i jego wpływem na stabilność ekosystemów leśnych. Zarówno przyspieszony wzrost, jak i zaburzenia leśne są silnie powiązane ze zmieniającymi się warunkami klimatycznymi i środowiskowymi. Na zmianę warunków siedliskowych największy wpływ ma rosnąca depozycja azotu atmosferycznego, wyższa temperatura powietrza i wydłużenie okresu wegetacji oraz wzrost stężenia dwutlenku węgla. Ze zmianami klimatu związane są większe wahania warunków pogodowych i zwiększona częstość okresów suszy. Wymienione czynniki zmieniają funkcjonowanie ekosystemów leśnych i wpływają na zaburzenie wielu dotychczasowych mechanizmów samoregulacji.

Obserwacje sugerują, że trwające procesy związane z przyspieszonym wzrostem, stoją w sprzeczności z naturalną adaptacją drzew do suszy i innych zaburzeń. Zmienione warunki wzrostu silnie modyfikują cechy drzew i drzewostanów i prowadzą do obniżenia stabilności ekosystemów leśnych. Wrażliwość na zmiany środowiskowe i podatność na zaburzenia różnią się w zależności od gatunku i genotypu oraz od interakcji z cechami siedliska i drzewostanu. Rosnąca bonitacja siedlisk, przyspieszony przyrost masy nadziemnej w stosunku do podziemnych części drzew oraz generalnie większe rozmiary drzew, zwiększają podatność na zamieranie w wyniku suszy oraz zwiększają zagrożenie ze strony huraganowych wiatrów.

Reakcje na stres wywołany suszą, w okresie wegetacji, są specyficzne dla gatunku i zależą od wieku, wielkości, miejsca i rodzaju gleby oraz temperatury. Długotrwały niedobór wody prowadzi do zaburzeń wielkoskalowych.

Zrozumienie śmiertelności drzew wywołanej suszą jest zaskakująco ograniczone, pomimo setek badań dotyczących reakcji roślin na suszę. Nadal istnieje mała świadomość co do czynników, które najbardziej predysponują do zamierania drzewostanów, i przewidywania, które obszary mogą być najbardziej zagrożone. Rozpoznanie tych czynników powinno stanowić podstawę taktycznego i strategicznego planowania w zarządzaniu zasobami leśnymi.

Zwiększona produktywność, skutkująca zwiększonym przyrostem powoduje akumulację zapasu (Bettinger 2011). Wymaga to odpowiedniego dostosowania cięć w celu uniknięcia drzewostanów ze zbyt dużym zagęszczeniem i niestabilną strukturą związaną ze wskaźnikiem smukłości. Szybciej przyrastające drzewa osiągają określone wymiary w krótszym okresie, co powinno mieć również wyraz w przyjmowanym wieku rębności drzewostanów gospodarczych (Bettinger 2011).

W obliczu stale zmieniających się warunków siedliskowych, dla wielofunkcyjnego leśnictwa, kluczowe są strategie adaptacji gospodarki leśnej do obserwowanych zmian warunków siedliskowych. Konieczne jest wprowadzenie stałych, długoter-

minowych działań mających na celu przede wszystkim zminimalizowanie strat i utrzymanie trwałości ekosystemów leśnych. Wymaga to planowania taktycznego i strategicznego w zakresie ograniczenia zagrożenia rozpadem oraz określenia skali koniecznych działań, które powinny polegać na:

- uwzględnieniu głównych czynników ryzyka oraz wyborze obszarów i drzewostanów o największym prawdopodobieństwie zagrożenia rozpadem,
- określeniu wielkości pozyskania oraz planowaniu na poziomie regionalnym zmierzającym do ograniczania zagrożenia i poprawy struktury wiekowej i gatunkowej drzewostanów przez bardziej intensywne cięcia w przypadku siedlisk najbardziej zagrożonych oraz zmniejszenia intensywności pozyskania na siedliskach i w drzewostanach bardziej odpornych.

Obserwowane zmiany warunków siedliskowych następują zbyt szybko, aby ekosystemy leśne mogły się do nich samodzielnie przystosować. Dla zachowania trwałości ekosystemów leśnych konieczne są zatem planowe, długotrwałe działania, mające na celu ograniczenie skutków obserwowanych zmian. W tym względzie adekwatne informacje o wzroście, produktywności i zagrożeniu zamieraniem mają kluczowe znaczenie dla planowania mającego na celu uzyskanie bardziej stabilnej struktury drzewostanów, w tym szczególnie struktury wiekowej oraz zapobiegania rozpadom drzewostanów.

Summary

Jarosław Socha

University of Agriculture in Krakow
jaroslaw.socha@urk.edu.pl

Forest productivity in changing site conditions and its implications for forest management

Site productivity is an assessment of a given species growth potential under specific soil, topographic and climatic conditions. Information on site productivity for a given species constitutes the basis for formulating strategic forest management objectives. Forest site productivity imposes the types of key management actions, and determines final economic and ecological outcomes. Nevertheless, in the context of medium- and long-term management of forest resources, the key point is that forest site productivity is not constant. Numerous studies have shown that over the past decades, site productivity has increased significantly, resulting in a significant acceleration of forest growth rates in temperate and boreal zones. Increasing nitrogen deposition and climate change-related extension of growing season, as well as increasing carbon dioxide concentrations are considered the most important factors that accelerate forest growth. Nevertheless, the observed growth trends and increased stand growth rates may also be the result of forest management. Promoting fast-growing provenances, which is exercised in many countries, including Poland in the last century, has most likely also contributed to increased stand growth.

The accelerated forest growth is likely to have different, often contradictory, implications. On one hand, the increased forest growth has positive effects on forest ecosystem services such as CO₂ sequestration and timber production. On the other hand, accelerated growth rates may reduce tree lifespan and increase mortality. By virtue of a combination of different interrelated processes, faster tree growth, resulting in larger tree sizes, may reduce forests resilience to drought. Trees naturally adapt to drought conditions by reducing aboveground biomass growth and expanding root systems. At the same time, fast-growing and larger trees may be more vulnerable to increased water stress due to their wider water carrying ducts and hydraulic conductivity. Therefore, in dry periods, higher trees are more vulnerable to xylem blockages, hydraulic inefficiency and carbon starvation, which in turn may result in their increased mortality. Furthermore, accelerated growth and tree size result in increased water demand, which may further trigger drought vulnerability. As a consequence, increased site productivity and accelerated tree growth may severely exacerbate drought-induced forest mortality, which is now increasingly observed globally.

Therefore, the impact of long-term changes in site productivity and accelerated tree growth on the risk of disturbing forest ecosystems sustainability becomes a key issue. In

changing conditions, the foresters' priority should be to ensure the sustainability of forest ecosystems, understood first and foremost as maintaining forest cover with tree stands.

LITERATURA

- Aber J.D., Magill A.H. 2004. Chronic nitrogen additions at the Harvard Forest (USA): The first 15 years of a nitrogen saturation experiment. *Forest Ecology and Management*, 196: 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.009>.
- Agren G.I., Chertov O., Kahle H.-P., Kellomäki S., Komarov A., Mellert K.H., Van Oijen M., Prietzel J., Spiecker H., Straussberger R., Rehfuss K.E. 2008. Analysis of the long-term consequences for sustainability of observed growth changes of the European forests. In: *Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe - Results of the Recognition Project*: 235–238.
- Allen C.D., Breshears D.D., McDowell N.G. 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6: 1–55. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>.
- Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Venetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J.-H., Allard G., Running S.W., Semerci A., Cobb N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 660–684. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.09.001>.
- Bennett A.C., McDowell N.G., Allen C.D., Anderson-Teixeira K.J. 2015. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nature Plants* 1. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.139>.
- Bentz B.J., Régnière J., Fettig C.J., Hansen E.M., Hayes J.L., Hicke J.A., Kelsey R.G., Negrón J.F., Seybold S.J. 2010. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *Bioscience*, 60: 602–613. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.8.6>
- Bettinger P. 2011. Forest management in a climate change era : Options for planning Forest Management Climate Change Era : Options for Planning. *Journal of Forest Planning*, 16: 57–66. https://doi.org/10.20659/jfp.16.Special_Issue_57.
- Bigler, C. 2016. Trade-Offs between growth rate, tree size and lifespan of mountain pine (*Pinus montana*) in the Swiss National Park. *PLoS One* 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150402>.
- Boisvenue C., Running S.W. 2006. Impacts of climate change on natural forest productivity - evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*, 12: 862–882. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x>.

- Bontemps J.-D., Bouriaud O. 2014. Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges and future perspectives. *Forestry*, 87: 109–128. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpt034>.
- Bravo-Oviedo A., Gallardo-Andrés C., del Río M., Montero G. 2010. Regional changes of *Pinus pinaster* site index in Spain using a climate-based dominant height model. *Canadian Journal of Forest Research*, 40: 2036–2048. <https://doi.org/10.1139/X10-143>.
- Breda N., Huc R., Granier A., Dreyer E. 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci* 63: 625–644. <https://doi.org/10.1051/forest:2006042>.
- Brunner I., Herzog C., Dawes M.A. Arend M., Sperisen C. 2015. How tree roots respond to drought.. *Frontiers in Plant Science*, 6: 1–16. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00547>.
- Etzold S., Ferretti M., Reinds G.J., Solberg S., Gessler A., Waldner P., Schaub M., Simpson D., Benham S., Hansen K., Ingerslev M., Jonard M., Karlsson P.E., Lindroos A.J., Marchetto A., Manninger M., Meesenburg H., Merilä P., Nöjd P., Rautio P., Sanders T.G.M., Seidling W., Skudnik M., Thimonier A., Verstraeten A., Vesterdal L., Vejrupskova M., de Vries W. 2020. Nitrogen deposition is the most important environmental driver of growth of pure, even-aged and managed European forests. *Forest Ecology and Management*, 458, 117762. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117762>.
- Fensham R.J., Holman J.E., Cox M.J. 1999. Plant species responses along a grazing disturbance gradient in Australian grassland. *Journal of Vegetation Science*, 10: 77–86. <https://doi.org/10.2307/3237163>.
- Franklin J.F., Shugart H.H., Harmon M.E. 1987. Death as an ecological process: the causes, consequences, and variability of tree mortality. *Bioscience*, 37: 550–556.
- Gholz H.L., Ewel K.C., Teskey R.O. 1990. Water and forest productivity. *Forest Ecology and Management*, 30: 1–18. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90122-R](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90122-R).
- Greenwood S., Ruiz-Benito P., Martínez-Vilalta J., Lloret F., Kitzberger T., Allen C.D., Fensham R., Laughlin D.C., Kattge J., Bönisch G., Kraft N.J.B., Jump A.S. 2017. Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecology Letters*, 20: 539–553. <https://doi.org/10.1111/ele.12748>.
- Guarín A., Taylor A.H. 2005. Drought triggered tree mortality in mixed conifer forests in Yosemite National Park, California, USA. *Forest Ecology and Management*, 218: 229–244. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.014>.
- Hartmann, H., 2011. Will a 385 million year-struggle for light become a struggle for water and for carbon? How trees may cope with more frequent climate

- change-type drought events. *Global Change Biology* 17, 642–655. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02248.x>
- Hicke J.A., Logan J.A., Powell J., Ojima D.S. 2006. Changing temperatures influence suitability for modeled mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) outbreaks in the western United States. *Journal of Geophysical Research*, 111: 1–12. <https://doi.org/10.1029/2005JG000101>.
- Hyvönen R., Ågren G.I., Linder S., Persson T., Cotrufo M.F., Ekblad A., Freeman M., Grelle A., Janssens I.A., Jarvis P.G., Kellomäki S., Lindroth A., Loustau D., Lundmark T., Norby R.J., Oren R., Pilegaard K., Ryan M.G., Sigurdsson B.D., Strömgren M., Van Oijen M., Wallin G. 2007. The likely impact of elevated [CO₂], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: A literature review. *New Phytologist*, 173: 463–480. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.01967.x>.
- IPCC 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Valencia.
- Jonard M., Fürst A., Verstraeten A., Thimonier A., Timmermann V., Potočić N., Waldner P., Benham, S., Hansen K., Merilä P., Ponette Q., de la Cruz A.C., Roskams P., Nicolas M., Croisé L., Ingerslev M., Matteucci G., Decinti B., Bascietto M., Rautio P. 2015. Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. *Global Change Biology*, 21: 418–430. <https://doi.org/10.1111/gcb.12657>.
- Jylhä K., Fronzek S., Tuomenvirta, H., Carter, T.R., Ruosteenoja, K. 2008. Changes in frost, snow and Baltic sea ice by the end of the twenty-first century based on climate model projections for Europe. *Climate Change*, 86: 441–462. <https://doi.org/10.1007/s10584-007-9310-z>.
- Klein T.A., Konnen G. 2016. Trends in Indices of Daily Temperature and Precipitation Extremes in Europe, 1946–99. *Theoretical and Applied Climatology*, 124: 959–972. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1472-4>.
- Krüger I., Sanders, T.G., Potočić N., Ukonmaanaho L., Rautio P. 2020. Increased evidence of nutrient imbalances in forest trees across Europe. Why do N:P imbalances matter? ICP Forests, Brief #4.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Lexer M.J., Marchetti M. 2010. Forest Ecology and Management Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259: 698–709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>.
- López-Serrano F.R., García-Morote A., Andrés-Abellán M., Tendero A., Del Cerro A. 2005. Site and weather effects in allometries: A simple approach to climate change effect on pines. *Forest Ecology and Management*, 215: 251–270. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.014>.

- Martínez-Sancho E., Dorado-Liñán I., Hacke U.G., Seidel H., Menzel A. 2017. Contrasting hydraulic architectures of scots pine and sessile oak at their southernmost distribution limits. *Frontiers in Plant Science*, 8: 1–12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00598>.
- Metslaid S., Sims A., Kangur A., Hordo M., Jõgiste K., Kiviste A., Hari P. 2011. Growth patterns from different forest generations of Scots pine in Estonia. *Journal of Forest Research*, 16: 237–243. <https://doi.org/10.1007/s10310-011-0275-4>.
- Mueller, K.E., Eissenstat, D.M., Hobbie, S.E., Oleksyn, J., Jagodzinski, A.M., Reich, P.B., Chadwick, O.A., Chorover, J., 2012. Tree species effects on coupled cycles of carbon, nitrogen, and acidity in mineral soils at a common garden experiment. *Biogeochemistry* 111: 601–614. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9695-7>.
- Novotný R., Lomský B., Šrámek V. 2018. Changes in the phosphorus and nitrogen status and supply in the young spruce stands in the Lužické, the Jizerské and the Orlické Mts. in the Czech Republic during the 2004–2014 period. *European Journal of Forest Research*, 137: 879–894. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1146-8>.
- Oliva J., Boberg J., Stenlid J. 2013. First report of *Sphaeropsis sapinea* on Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Austrian pine (*P. nigra*) in Sweden. *New Disease Reports*, 27: 23. <https://doi.org/10.5197/j.2044-0588.2013.027.023>.
- Peltola H., Gort J., Pulkkinen P., Gerendiaín Z., A., Karppinen J., Ikonen V.P. 2009. Differences in growth and wood density traits in scots pine (*Pinus sylvestris* L.) genetic entries grown at different spacing and sites. *Silva Fennica*, 43: 339–354.
- Poorter H., Niklas K.J., Reich P.B., Oleksyn J., Poot P., Mommer L. 2012. Biomass allocation to leaves, stems and roots: Meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytologist*, 193: 30–50. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03952.x>.
- Pretzsch H. 2018. Long-term experiments for unique insights into forest growth dynamics and trends. PEF OSS 2018 symposium “People-Forest-Science”, Faculty of Forestry, University of Sarajevo, 10-12.10.2018.
- Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Bielak K. 2014a. Changes of forest stand dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. *Forest Ecology and Management*, 316: 65–77. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.050>.
- Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Uhl E., Rötzer T. 2014b. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications*, 5, 4967. <https://doi.org/10.1038/ncomms5967>.
- Rennenberg H., Seiler W., Matyssek R., Gessler A., J.K. 2004. Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 210–223.

- Ryan M.G. 2011. Tree responses to drought. *Tree Physiology*, 31: 237–239. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpr022>.
- Sardans J., Alonso R., Janssens I.A., Carnicer J., Vereseglou S., Rillig M.C., Fernández-Martínez M., Sanders T.G.M., Peñuelas J. 2016. Foliar and soil concentrations and stoichiometry of nitrogen and phosphorous across European *Pinus sylvestris* forests: Relationships with climate, N deposition and tree growth. *Functional Ecology* 30: 676–689. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12541>.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Reyer, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7, 395–402. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Sharma R.P., Brunner A., Eid T., Øyen B.-H. 2011. Modelling dominant height growth from national forest inventory individual tree data with short time series and large age errors. *Forest Ecology and Management*, 262: 2162–2175. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.037>
- Skovsgaard J.P., Vanclay J.K. 2008. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry*, 81: 13–31. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm041>.
- Socha J., Coops N.C.N.N.C., Ochal W. 2016. Assessment of age bias in site index equations. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 9(6): 402–408. <https://doi.org/10.3832/ifor1548-008>.
- Socha J., Solberg S., Tymińska-Czabańska L., Tompalski P., Vallet P. 2021. Height growth rate of Scots pine in Central Europe increased by 29 % between 1900 and 2000 due to changes in site productivity. *Forest Ecology and Management*, 490. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119102>.
- Solberg S., Dobbertin M., Reinds G.J., Lange H., Andreassen K., Fernandez P.G., Hildingsson A., de Vries W. 2009. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *Forest Ecology and Management*, 258: 1735–1750. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.057>.
- Spiecker H., Mielikäinen K., Kohl M., Skovsgaard J. 1996. *Growth trends in European forests*. Springer Berlin Heidelberg, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-61178-0>.
- Spinoni J., Vogt J.V., Naumann G., Barbosa P., Dosio A. 2018. Will drought events become more frequent and severe in Europe? *International Journal of Climatology*, 38: 1718–1736. <https://doi.org/10.1002/joc.5291>.
- Stovall A.E.L., Shugart H., Yang X. 2019. Tree height explains mortality risk

- during an intense drought. *Nature Communications*, 10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12380-6>.
- Szymkiewicz B. 2001. *Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Team T.C.W., Report S., IPCC 2012. *Climate Change 2014 Synthesis Report, Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177245.003>.
- Wamelink G.W.W., Wieggers H.J.J., Reinds G.J., Kros J., Mol-Dijkstra J.P., van Oijen M., de Vries W. 2009. Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and forest soils. *For. Ecol. Manage.* 258, 1794–1805. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.018>.
- Yan Z., Eziz A., Tian D., Li X., Hou X., Peng H., Han W., Guo Y., Fang J. 2019. Biomass allocation in response to nitrogen and phosphorus availability: Insight from experimental manipulations of *Arabidopsis thaliana*. *Frontiers in Plant Science*, 10: 1–9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00598>.
- Yue C., Mäkinen H., Klädtke J., Kohnle U. 2014. An approach to assessing site index changes of Norway spruce based on spatially and temporally disjunct measurement series. *Forest Ecology and Management*, 323: 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.031>.

Roman Wójcik, Wojciech Kędziora, Tomasz Borecki

Instytut Nauk Leśnych SGGW

{roman_wojcik, wojciech_kedziora, tomasz_borecki}@sggw.edu.pl

Wiek rębności w kontekście stabilności w zmieniających się warunkach klimatycznych¹

WSTĘP

Aktualnie występujące zmiany klimatyczne będą w ciągu najbliższych dekad wpływały na ekosystemy leśne (Seddon i in. 2016). W Europie Centralnej przewiduje się wzrost średniej temperatury (zarówno minimalnej i maksymalnej) oraz długości trwania okresów z wysokimi ich wartościami (Rosenzweig i in. 2007; Wibig 2020). W połączeniu z antycypowanymi zmianami wzorca opadowego, zakładającego ich niewielki wzrost (Piniewski i in. 2017), prawdopodobne zwiększenie częstotliwości deszczy nawalnych będzie skutkowało zwiększoną transpiracją roślin, w tym drzew leśnych, oraz wydłużonymi okresami suszy (Whitman i in. 2019). Już dziś rodzime gatunki drzew cierpią z powodu zmian poziomu wód gruntowych, a proces ten będzie się nasilał. Z tego powodu niezwykle istotne staje się zapewnienie odporności drzewostanów na niekorzystne wpływy zmian środowiskowych. W tym celu należy rozważyć zwiększanie bogactwa przyrodniczego lasu (przez m.in. wzrost udziału starszych drzewostanów, zwłaszcza długowiecznych gatunków liściastych: dębu, buka, klonu), co wpłynie pozytywnie na ich odporność środowiskową, a także stabilnych drzewostanów sosnowych występujących na właściwych siedliskach. Działania te przyczynią się do zwiększania różnorodności świata roślin i zwierząt oraz, w konsekwencji, do poprawy walorów przyrodniczych lasu. Istotną kwestią dla polskiego leśnictwa jest także konieczność podjęcie działań mających na celu poprawę nie w pełni zadowalającego, na wielu obszarach naszego kraju, stanu drzewostanów. Działania poprawiające stan zasobów leśnych traktować należy jako priorytetowe w celu zwiększenia ich stabilności.

¹ Praca zrealizowana w ramach tematu „Urządzeniowe uwarunkowania regulacji użytkowania uwzględniającego równomierność pozyskania i poprawę stanu zasobów w układzie regionalnym” na zlecenie DGLP

Na ten temat, w kontekście metod oceny lasów, zwracało uwagę wielu autorów, między innymi Miś (2007), Łopiński i Stępień (2008), Stępień (2014), Jaszczak i in. (2020). Jaszczak i Bańkowski (2020) zaproponowali, aby w nowym podziale na gospodarstwa uwzględnić jako odrębną jednostkę regulacyjną gospodarstwo lasów niestabilnych.

Realizacja wielofunkcyjnej gospodarki leśnej wymusza potrzebę odejścia od kolei rębny, jako podstawy wyznaczania ładu czasowego na rzecz wskaźnika pilności ingerencji. Pozwoli to na mniej schematyczne podejście do terminu cięcia drzewostanów rębnych i uwzględnienie indywidualnego wieku wyrębu, uwzględniającego zarówno potrzebę szybszego (pilniejszego) wejścia z cięciami w przypadku drzewostanów niestabilnych, jak i późniejszego w przypadku drzewostanów stabilnych. Podejście takie jest potencjalnie w stanie poprawić ogólną stabilność drzewostanów przy jednoczesnym korzystnym wpływie dla zachowania ciągłości dostaw surowca, jego jakości, jak i utrzymania stabilności funkcjonowania rynku drzewnego.

Celem badań było sformułowanie uwarunkowań poprawy stanu zasobów, m.in.: struktury wiekowej, składu gatunkowego, zapasu rosnącego, bioróżnorodności i walorów przyrodniczych, z zachowaniem względnej równomierności użytkowania rębny w długim horyzoncie czasowym w Polsce. Badania te stanowią podstawę opracowania strategii w zakresie regulacji użytkowania lasu respektującej wpływ zmian klimatu i potrzebę podejścia do naboru drzewostanów do planu cięć, uwzględniającą ocenę stabilności drzewostanów, priorytetyzując zabiegi w drzewostanach wymagających przebudowy. Cel ten pozwala na przyjęcie założenia, że rola przeciętnego wieku rębności (kolei rębny) ma pełnić jedynie funkcję pomocniczą, a ważniejsza jest indywidualna ocena wieku rębności poszczególnych drzewostanów.

KOMPLEKSOWA OCENA STANU ZASOBÓW

Problem kompleksowej oceny stanu drzewostanów, której wyniki mogą być przydatne do obiektywizacji decyzji w sprawie zagospodarowania lasu, jest bardzo aktualny. Dotyczy to zwłaszcza zabiegów hodowlanych, takich jak m. in. sposób, termin, intensywność oraz pilność i kolejność użytkowania lasu. Chodzi zarówno o to, jakie informacje brać pod uwagę, jak również o to, że wizja pożądanego stanu często nie jest jednoznaczna. Katalog cech i wskaźników przydatnych do oceny stabilności drzewostanów powinien w szczególności uwzględniać: wiek, gatunek i jego udział w składzie, siedlisko i jego stan, hodowlaną i techniczną jakość drzewostanu, cechy zapasu (zadrzewienie, jakość, rozmieszczenie), zwarcie oraz stabilność drzewostanu (struktura, pochodzenie, rodzaj gruntu, właściwości statyczne).

Ogólną koncepcję metodyki oceny drzewostanów przedstawiono w publikacji Łopińskiego i Stępnia (2008), którą zweryfikowano i uszczegółowiono (Borecki

i Stępień 2012; Borecki i in. 2016). Podstawę opracowania stanowiły materiały źródłowe uzyskane z Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP) zaktualizowane na dzień 01.01.2015 oraz z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stan Lasu (WISL). Ogólne założenia koncepcji kompleksowej oceny drzewostanów przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Koncepcja kompleksowej oceny drzewostanów

Cecha główna	Symbol wyznacznika cząstkowego cechy głównej	Opis wyznacznika cząstkowego	Waga wyznacznika
Wskaźnik realizacji celu hodowlanego (cecha A)	A1	Zgodność składu gatunkowego z typem drzewostanu (TD)	1,0
Stabilność drzewostanu (cecha B)	B1	Zgodność leśnej fitocenozy rzeczywistej ze wzorcową	0,3
	B2	Stopień uszkodzenia drzewostanu	0,3
	B3	Stopień różnorodności składu	0,2
	B4	Stabilność mechaniczna ($H/D_{1,3}$)	0,1
	B5	Zagęszczenie	0,1
Wielkość i stan zapasu rosnącego (cecha C)	C1	Zadrzewienie	0,5
	C2	Jakość drzewostanu	0,5

Za kryteria oceny przyjmowano następujące cechy główne, stosując trójstopniową skalę zróżnicowania:

- stopień realizacji celu hodowlanego (cecha A), wyróżniając stopień zgodny (1), częściowo zgodny (2) i niezgodny (3),
- stabilność drzewostanów jako wypadkową 5 pomocniczych wskaźników cząstkowych (cecha B), wyróżniając stan stabilny (1), zadowalająco stabilny (2) i niestabilny/zagrożony (3),
- stan zapasu rosnącego (cecha C), określany na podstawie 2 pomocniczych wskaźników cząstkowych, wyróżniając stan dobry (1), zadowalający (2) oraz zły (3).

Wskaźniki cząstkowe stanowią uszczegółowienie oceny cechy głównej. Każdemu z nich przypisano umownie odpowiednią wagę, która określa jego udział, jako atrybutu cechy głównej, różnicując w ten sposób znaczenie danego wskaźnika w fazie przeprowadzania oceny. Ustalono, że suma wag rozpatrywanych wskaźników cząstkowych dla każdej cechy głównej jest taka sama i wynosi 1,0. Przyjętą koncepcję

metodyki oceny weryfikowano dla poszczególnych cech głównych i wskaźników cząstkowych, w zależności od ograniczeń wynikających z dostępności danych w opisach taksacyjnych drzewostanów zamieszczonych w bazie danych SILP.

Ocenę stanu drzewostanów przeprowadzono dla Lasów Państwowych (LP) ogółem oraz dla poszczególnych regionalnych dyrekcji LP (rdLP) pod kątem potrzeb i pilności ingerencji oraz możliwości wydłużenia okresu przetrzymania niektórych drzewostanów na pniu. Dla potrzeb interpretacji wyników oceny pod kątem potrzeb i pilności ingerencji stosowano podział drzewostanów na 3 grupy: brak potrzeb ingerencji (grupa 1), jest potrzeba niepilnej ingerencji (grupa 2) oraz istnieje potrzeba pilnej ingerencji (grupa 3). Przydział drzewostanów do poszczególnych grup następował na podstawie uzyskanego kodu oceny łącznej, stosując przyjęty umownie klucz klasyfikacyjny. Do grupy 1 zaliczono drzewostany o kodach: 111, 112, 121, 122, 211, 212. Grupę 2 tworzył zbiór o kodach: 113, 123, 131, 132, 213, 221, 222, 311, 312. Grupę 3 tworzyły pozostałe drzewostany: 133, 223, 231, 232, 233, 313, 321, 322, 323, 331, 332, 333.

Strukturę udziału wymienionych grup drzewostanów dla LP ogółem i poszczególnych rdLP przedstawiono w tabeli 2.

Jak wynika z danych przedstawionych w tabeli 2, udział drzewostanów niewymagających ingerencji waha się od 45,4% (RDLP we Wrocławiu) do 79,3% (RDLP w Pile), przy średniej dla LP wznoszącej 64,8%. Udział drzewostanów wymagających niepilnej ingerencji w poszczególnych rdLP zawiera się od 16,10% (RDLP w Pile) do 42,02% (RDLP we Wrocławiu), przy średniej dla LP wznoszącej 26,80%. Udział drzewostanów, w których na podstawie proponowanej metodyki oceny stwierdzono potrzebę pilnej ingerencji wynosi od 4,60%, co stanowi około 13 140 ha (RDLP w Pile) do 12,96%, co stanowi około 33 489 ha (RDLP w Gdańsku). Ogólna powierzchnia drzewostanów tej grupy wynosi ponad 522 tys. ha, co stanowi 8,37% ogólnej powierzchni lasów w Polsce.

Jak wynika z danych zamieszczonych w tabeli, największą powierzchnię lasów zakwalifikowanych do pilnej przebudowy stwierdzono w dyrekcji wrocławskiej, następnie w katowickiej, lubelskiej i poznańskiej oraz szczecińskiej. Względny udział drzewostanów lasów tej grupy wykazuje, że dominują one w dyrekcjach: gdańskiej, wrocławskiej, lubelskiej, poznańskiej oraz radomskiej, w których udział tej grupy jest znacząco większy od średniej krajowej.

Uzyskane wyniki umożliwiają obiektywizację oceny potrzeb i pilności ingerencji w drzewostanach różnych klas wieku, a także typowanie drzewostanów starszych klas wieku do ich dłuższego przetrzymania na pniu. Wstępne rozpoznanie potrzeb odnośnie wcześniejszego użytkowania (grupa drzewostanów o pilnej ingerencji) lub przetrzymania stabilnych drzewostanów, wymaga zweryfikowania na gruncie przez bezpośredniego gospodarza.

Tabela 2. Struktura udziału drzewostanów według potrzeb i pilności ingerencji dla LP i rdLP [ha]

RDLP	Brak potrzeby	%	Jest niepilna	%	Jest pilna	%	Powierzchnia	%
Białystok	350 258,44	68,49	132 044,69	25,82	29 070,94	5,68	511 374,07	8,20
Gdańsk	154 877,16	59,95	69 989,95	27,09	33 489,70	12,96	258 356,81	4,14
Katowice	277 913,92	54,76	182 350,55	35,93	47 242,28	9,31	507 506,75	8,14
Kraków	83 807,51	52,18	59 738,80	37,20	17 054,04	10,62	160 600,35	2,57
Krosno	232 407,06	61,46	118 694,10	31,39	27 037,65	7,15	378 138,81	6,06
Lublin	250 580,29	68,54	71 640,09	19,59	43 403,00	11,87	365 623,38	5,86
Łódź	178 050,94	71,60	54 913,91	22,08	15 709,86	6,32	248 674,71	3,99
Olsztyn	311 903,13	63,03	157 899,33	31,91	25 040,88	5,06	494 843,34	7,93
Piła	226 658,74	79,30	46 020,09	16,10	13 140,19	4,60	285 819,02	4,58
Poznań	222 954,09	63,19	88 921,95	25,20	40 962,31	11,61	352 838,35	5,66
Radom	196 646,94	70,05	51 800,00	18,45	32 258,87	11,49	280 705,81	4,50
Szczecin	369 965,08	66,25	150 553,26	26,96	37 919,60	6,79	558 437,94	8,95
Szczecinek	340 984,80	69,81	107 729,08	22,05	39 753,40	8,14	488 467,28	7,83
Toruń	279 396,32	76,73	62 137,44	17,07	22 583,67	6,20	364 117,43	5,84
Warszawa	114 882,20	70,83	34 788,17	21,45	12 529,34	7,72	162 199,71	2,60
Wrocław	209 681,51	45,40	194 077,53	42,02	58 060,03	12,57	461 819,07	7,40
Zielona Góra	242 527,63	67,86	87 935,78	24,60	26 930,08	7,54	357 393,49	5,73
Lasy Państwowe	4 043 495,76	64,83	1 671 234,72	26,80	522 185,84	8,37	6 236 916,32	100,00

Największy w skali kraju udział drzewostanów zakwalifikowanych do przebudowy pilnej stwierdzono w przypadku drzewostanów o składzie gatunkowym niezgodnym z typem drzewostanu (TD) oraz o obniżonej stabilności i średniej jakości stanu zapasu, które zajmują 261 422 ha, co stanowi 4,2% ogólnej powierzchni drzewostanów LP.

Biorąc pod uwagę główne cechy wykorzystane do oceny stanu drzewostanów, za najistotniejsze, ze względu na pilność ingerencji, uznano stopień realizacji celu hodowlanego i stan zapasu rosnącego. W przypadku pierwszej cechy wykazano łącznie 6,34% powierzchni drzewostanów wykazujących skład gatunkowy niezgodny z typem drzewostanu. Zbliżony udział powierzchni (6,60%) wykazują także drzewostany ocenione negatywnie ze względu na stan zapasu.

TYPOWANIE DRZEWOSTANÓW DO DŁUŻSZEGO PRZETRZYMANIA NA PNIU

Selekcję drzewostanów do dłuższego przetrzymania postrzegać należy jako ważny element regulacyjny dotyczący bilansowania rozbieżności między średnią obliczoną dla przyjętego przedziału czasowego regulacji a wielkością prognozowaną na dany okres. Takie postępowanie stanowi niezbędny warunek utrzymania względnej równomierności użytkowania rębego w danym przedziale czasowym regulacji. Wymieniony postulat regulacyjny postrzegać należy także w kontekście korzystnych zmian struktury wiekowej i zwiększania przyrodniczych walorów drzewostanów. Jak wcześniej podano, zwiększenie bogactwa przyrodniczego lasu wymaga m.in. wzrostu udziału starszych drzewostanów, zwłaszcza długowiecznych gatunków liściastych (dębu, buka, klonu), a także stabilnych drzewostanów sosnowych występujących na właściwych siedliskach. Działania te przyczynią się więc do zwiększania różnorodności świata roślin i zwierząt oraz w konsekwencji do poprawy walorów przyrodniczych.

Wkomponowanie koncepcji przetrzymania na pniu części drzewostanów w proces regulacji cięć wymaga jednoznacznych przesłanek umożliwiających obiektywizację decyzji w planowaniu cięć. Dotyczy to zwłaszcza kompromisu zasad utrzymania względnej równomierności użytkowania rębego i intensyfikacji produkcji – z jednej strony oraz możliwości kształtowania potencjału funkcyjnego lasu – z drugiej. Realizacja postulatu intensyfikacji powinna następować, jako efekt poprawy struktury wiekowej i stanu drzewostanów. Kształtowanie potencjału określonej funkcji lasu oznacza preferowanie w regulacji użytkowania tych cech struktury drzewostanów, które bezpośrednio wpływają na daną funkcję.

Dla potrzeb realizacji niniejszych badań przyjęto, że postawę typowania drzewostanów do dłuższego przetrzymania na pniu stanowią wyniki kompleksowej oceny stanu zasobów. Za kryteria selekcji drzewostanów wykorzystano dane zawarte w opisie taksacyjnym podsystemu „LAS” SILP. Do opracowania metodyki selekcji drzewostanów przeznaczonych do późniejszego użytkowania wykorzystano w tym opracowaniu te same cechy główne (A, B, C) i wynik ich oceny łącznej.

Dla interpretacji wyników oceny łącznej opracowano klucz umożliwiający selekcję drzewostanów przeznaczonych do późniejszego użytkowania dostosowany do możliwości kształtowania potencjału funkcji produkcyjnej, ochronnej i rekreacyjnej, jako funkcji priorytetowej.

W realizacji tematu za priorytetową przyjęto funkcję produkcyjną uznając, że wszystkie kryteria są równie ważne. Skład gatunkowy – ze względu na optymalne wykorzystanie możliwości produkcyjnych siedliska. Bardzo ważne są wielkość i stan zapasu rosnącego, natomiast trwałość produkcji uzależniona jest od stabilności drzewostanu. Przyjmując te założenia, do przetrzymania na pniu wytypowano drzewostany, dla których jako wynik łącznej oceny cech głównych (A, B, C), uzyskano następującą kombinację cyfr: **111; 112; 121; 122; 211; 212.**

KONCEPCJA ZACHOWANIA RÓWNOMIERNOŚCI UŻYTKOWANIA RĘBNEGO I POPRAWY STANU ZASOBÓW

Ze względu na obowiązujące uwarunkowania planowania w leśnictwie oraz specyfikę zróżnicowania celów i intensywności różnych rodzajów cięć użytkowania lasu przyjęto, że przestrzeganie względnej równomierności dotyczyć może tylko cięć rębnych. Podstawą opracowania były prognozy rozmiaru użytkowania rębnego określane dla rozpatrywanych okresów czasowych, na podstawie zmian powierzchniowo-miąższościowej tabeli klas wieku drzewostanów. Zachowanie postulowanej równomierności pozyskania, w przyjętym przedziale czasowym regulacji, zapewnić powinien średni rozmiar użytkowania ($\acute{S}UR$) określony dla tego przedziału. Podstawę wyliczeń średniej stanowiły prognozowane wielkości użytkowania rębnego dla poszczególnych 10. letnich okresów (2016–2025, 2026–2035, 2036–2045, 2046–2055, 2056–2065 oraz 2066–2075). Średni rozmiar użytkowania rębnego ($\acute{S}UR$) może być określany dla dowolnego przedziału czasowego regulacji różnych obiektów leśnych na podstawie formuły:

$$\acute{S}UR_j = \sum PUR_i / n$$

gdzie:

$\acute{S}UR_j$ – średnia wielkość pozyskania określona dla rozpatrywanych przedziałów czasowych regulacji „j” (20-, 30-, 40-, 50- i 60-letniego), tj. 2016–2035, 2016–2045, 2016–2055, 2016–2065 oraz 2016–2075,

PUR_i – prognozowana wielkość użytkowania dla poszczególnych, 10-letnich okresów prognozy „i”,

n – liczba rozpatrywanych okresów prognozy ($i = 1, 2, 3, 4, 5, 6$).

Średni rozmiar użytkowania rębnego wyliczany dla rozpatrywanych przedziałów czasowych regulacji umożliwił określanie rozbieżności pomiędzy średnią

a wielkością użytkowania rębnego prognozowaną dla danego okresu. Rozbieżności (R_i) pomiędzy wartością średnią ($\acute{S}UR_j$) a prognozą dla poszczególnych 10-letnich okresów wyznaczano na podstawie formuły:

$$R_i = \acute{S}UR_j - PUR_i$$

gdzie:

oznaczenia jak we wzorze poprzednim.

Stwierdzone rozbieżności dla poszczególnych przedziałów czasowych regulacji (2011–2035, 2036–2045, ...) przyjmować mogą znak dodatni lub ujemny, zależnie od relacji zachodzących pomiędzy prognozowaną wielkością rozmiaru cięć (PUR_i) a wielkością średnią ($\acute{S}UR_j$), spełniającej postulat zachowania równomierności użytkowania rębnego w danym przedziale czasowym regulacji. Dodatni znak rozbieżności „ R_i ” oznacza możliwość zwiększenia pozyskania o wielkość zawartą w przedziale „ $\acute{S}UR_j$ ” a „ PUR_i ”. Znak ujemny natomiast wystąpi wtedy, gdy prognozowany dla danego okresu rozmiar cięć jest wyższy od wartości średniej. Przyjmuje się, że w celu zachowania trwałości użytkowania, a tym samym lasu w ogóle, użytkowanie rębne nie może być wyższe od wartości średniej wyliczonej dla całego okresu prognozy, traktowanej jako swoisty „wentyl bezpieczeństwa”. W poszczególnych 10-letnich okresach zachowana może być elastyczność realizowanego użytkowania. Oznacza to, że może być ono wyższe, niższe lub równe wartości średniej, w zależności od popytu na surowiec drzewny i realizowaną politykę LP, z uwzględnieniem konieczności przestrzegania powyższej zasady nieprzekraczania w użytkowaniu rębnym wartości średniej dla okresu prognozy.

Przestrzeganie zasady względnej równomierności wymaga bilansowania stwierdzonych rozbieżności. Możliwe do podejmowania decyzje dotyczące wielkości i zasad bilansowania rozbieżności powinny być wypadkową analizy wielu uwarunkowań. Rozstrzygnięcie w tej kwestii należeć powinno do właściwego szczebla zarządzającego LP (DGLP, rdLP, nadleśnictwa). Podstawą bilansowania powinna być obiektywna ocena stanu zasobów drzewnych.

KONCEPCJA BILANSOWANIA ROZBIEŻNOŚCI

Proces bilansowania stwierdzonych rozbieżności pomiędzy średnią obliczoną dla przyjętego przedziału czasowego regulacji a wielkością użytkowania rębnego prognozowaną dla danego okresu, wymaga podejmowania decyzji ukierunkowanych na wdrażanie proponowanej koncepcji. Zakres tych działań dotyczy zarówno sfery planowania, jak fazy realizacji. Podstawowe rozstrzygnięcia planistyczne mają na celu uszczegółowienie realizacji zasady równomierności użytkowania rębnego przy uwzględnieniu możliwości zwiększenia lub obniżenia pozyskania, stosownie

do stwierdzonych rozbieżności. Decyzja w tej kwestii stanowić ma wypadkową wielowątkowej analizy przy uwzględnieniu:

- kształtowania się prognoz użytkowania rębnego, bezpośrednio wpływających na wielkość średniej oraz charakter i rozmiar rozbieżności,
- wyników oceny stanu zasobów, zwłaszcza skali potrzeb drzewostanów w zakresie pilnej ingerencji oraz możliwości wyboru drzewostanów do dłuższego przetrzymania na pniu,
- przestrzennych i organizacyjnych możliwości realizacji zwiększonego pozyskania,
- zmian w zapotrzebowaniu i kształtowaniu się cen na surowiec drzewny.

WERYFIKACJA ZASAD REGULACJI I ROZLICZANIA ETATU CIĘĆ

W projekcie opracowano propozycję zmian regulacji użytkowania lasu, która spełnia cztery ważne postulaty, a mianowicie:

1. konieczność poprawy obecnej struktury klas wieku, zagrażającej możliwości zachowania równomierności użytkowania rębnego w dłuższym horyzoncie czasowym,
2. poprawę ilościowego i jakościowego stanu drzewostanów,
3. zwiększenie stabilności podaży surowca,
4. poprawa możliwości kształtowania potencjału funkcyjnego lasu.

Proponowana koncepcja weryfikacji zasad regulacji dotyczy w szczególności użytkowania rębnego i jest koncepcją dynamiczną, w odróżnieniu do obecnie stosowanych w praktyce urządzania lasu metod mających charakter statyczny. Metody te bazują na danych uzyskanych na określony dzień, a rozwiązania regulacyjne dotyczą okresu najbliższego dziesięciolecia. Ekosystemy leśne odznaczają się jednak dużym zróżnicowaniem i intensywnością zachodzących zmian, wynikających z przebiegu naturalnych procesów rozwoju oraz oddziaływania czynników zewnętrznych. W skrajnych przypadkach zmiany, wywołane zwłaszcza przez czynniki losowe (wiatr, śnieg, pożary, gradacje) stają się powodem sporządzania aneksów planów urządzania lasu. Podstawą opracowania przedstawianej koncepcji jest baza danych SILP, aktualizowanych każdego roku według takiej samej metodyki, co umożliwia aktualną ocenę zmian wybranych cech taksacyjnych drzewostanów.

Przyjęto, że fakt ten stanowi gwarancję wiarygodności prognoz rozwoju zasobów, w tym potrzeb i pilności koniecznych zabiegów. Jednocześnie możliwe staje się prognozowanie rozmiaru użytkowania lasu w dłuższych niż 10-cio czy 20-letnich okresach, jak to ma miejsce obecnie w planach urządzania lasu nadleśnictw. Obiektem prognozowania mogą stać się zarówno nadleśnictwa, ale również poszczególne RDLP i LP ogółem. Nadmienić należy, że wybór długości okresu prognozy pozostaje w gestii zarządzających lasem.

Autorzy wrażają pogląd, że podejmowaniu racjonalnych decyzji, dotyczących regulacji użytkowania rębego sprzyja dłuższy – proponuje się 50-letni – okres prognozy. Prognozy takie muszą mieć charakter cykliczny i być wykonywane w oparciu o zaktualizowane dane, z przestrzeganiem takiej samej długości okresu prognozy. Fakt ten nabiera szczególnego znaczenia z uwagi na niewłaściwą obecnie strukturę wiekową (przewaga drzewostanów III i IV klas wieku, znaczny niedobór drzewostanów najmłodszych i najstarszych). Również stan zasobów, na wielu obszarach naszego kraju, nie jest w pełni zadowalający. W tej sytuacji niezbędne są wyprzedzające w czasie decyzje regulacyjne spełniające postulaty prezentowanej koncepcji. Chodzi tu szczególnie o zachowanie względnej równomierności użytkowania rębego w długim horyzoncie czasu oraz poprawę stanu zasobów i zwiększanie walorów przyrodniczych, w tym bioróżnorodności drzewostanów. Są to ważne priorytety realizacji idei lasu wielofunkcyjnego, których spełnienie ułatwiać powinno przeświadczenie, że w procesie planowania leśnego maleje znaczenie kolei rębu jako nadrzędnego kryterium regulacji ładu czasowego.

W procesie organizacji ładu czasowego gospodarstw leśnych, na znaczeniu zyskują obecnie cechy i wskaźniki zwiększające trwałość lasu, społecznie oczekiwane funkcje i trafność podejmowanych decyzji. Są to cechy charakteryzujące aktualny stan zasobów (zgodność składu gatunkowego z siedliskiem, stabilność drzewostanu, stan zapasu), które wiarygodniej niż wiek i w sposób bardziej racjonalny, uzasadniają potrzeby gospodarczej ingerencji, także w zakresie cięć rębnych.

Resumując wyniki przeprowadzonej weryfikacji należy stwierdzić, że metodyka kompleksowej oceny stanu drzewostanów, jak również koncepcja regulacji użytkowania rębego, są w pełni przydatne dla potrzeb planowania średniookresowego w nadleśnictwie. Wdrożenie proponowanej koncepcji umożliwia uzyskiwanie dodatkowych informacji przydatnych do poszerzonej oceny efektów gospodarki przeszłej i strategicznych analiz dotyczących gospodarki przyszłej (zmiany struktury wiekowej, średniego wieku, średniej zasobności). Proponowana koncepcja może stanowić podstawę opracowywania długookresowej strategii regulacji (zalecany przedział czasowy regulacji minimum 50 lat) użytkowania rębego na poziomie rdLP i DGLP.

PODSUMOWANIE

W projekcie opracowano metodykę kompleksowej oceny stanu drzewostanów umożliwiającą ich klasyfikację na podstawie 3-cyfrowego kodu łącznej oceny rozpatrywanych cech głównych. Do opracowania metodyki kompleksowej oceny stanu zasobów wykorzystano wyniki badań Łopińskiego i Stępnia (2008), zweryfikowane i uzupełnione przez Boreckiego i in. (2016). W procedurze oceny uwzględniano następujące cechy główne:

1. wskaźnik realizacji celu hodowlanego,
2. stabilność drzewostanu,
3. wielkość i stan zapasu rosnącego.

Wyniki klasyfikacji stanowią podstawę obiektywizacji oceny potrzeb i pilności ingerencji w drzewostanach różnych klas wieku, gatunków i siedlisk oraz typowania drzewostanów starszych klas wieku do ich dłuższego przetrzymanie na pniu. Wstępne rozpoznanie potrzeb odnośnie wcześniejszego użytkowania (grupa drzewostanów o pilnej ingerencji) lub przetrzymania stabilnych drzewostanów powinna zostać zweryfikowana na gruncie przez bezpośredniego gospodarza.

Zagrożenie dla utrzymania równomierności użytkowania rębego w dłuższym horyzoncie czasowym w Polsce stanowi obecna struktura wiekowa lasów zarządzanych przez LP. Niekorzystny kierunek zmian tej struktury jest efektem przewagi intensywności procesu starzenia nad procesem wyrębu. Spowodowane jest to ograniczeniem cięć rębnych ze względu na zwiększone użytkowanie przedrębne. Zmiany te cechuje wyraźnie malejący udział drzewostanów I klasy wieku, przy znacznej przewadze drzewostanów III i IV klas wieku.

Powodem drugim jest nie w pełni zadowalający, przy obecnych wymogach, stan części lasów państwowych, wynikający z niedostosowania składu gatunkowego drzewostanów do siedliska, szczególnie na gruntach porolnych i w efekcie znacznego wciąż obszaru drzewostanów monokulturowych. Wiąże się z tym także częste obniżenie jakości hodowlanej i technicznej oraz stanu zdrowotnego lasu.

Powód trzeci wynika z dużego popytu na surowiec drzewny oraz przewidywanego wzrostu zapotrzebowania na drewno w przyszłości. Stąd, dla zachowania stabilności funkcjonowania rynku drzewnego konieczne jest zapewnienie równomierności dostaw surowca drzewnego w dłuższych horyzontach czasowych.

Istotną kwestią dla polskiego leśnictwa jest konieczność podjęcia działań mających na celu poprawę nie w pełni zadowalającego, na wielu obszarach naszego kraju, stanu zasobów leśnych. Ich realizacja będzie także korzystna dla zachowania ciągłości dostaw surowca i utrzymania stabilności funkcjonowania rynku drzewnego. Wiąże się to przede wszystkim ze zmianą podejścia do przeciętnych wieków rębności (kolei rębu), która musi stać się bardziej elastycznym narzędziem regulacji użytkowania rębego – lub rezygnacja z określania kolei rębu na rzecz kierowania się stanem zasobów. Indywidualne wieki rębności muszą być ważniejsze niż przeciętne wieki rębności i dobierane do każdego drzewostanu, z uwzględnieniem zarówno jego stabilności, jak i przyjętej strategii planowania urzędzeniowego. Sterowanie w procesie kształtowania pożądanego kierunku rozwoju zasobów wymaga integracji zadań polityki leśnej i planowania urzędzeniowego. Taki sposób postępowania stanowić powinien w zarządzaniu lasu podstawę wyznaczania, weryfikacji i synchronizacji celów hodowlanych, ochronnych, produkcyjnych i ogólno-

społecznych. Należy w związku z powyższym pilnie doskonalić metody regulacji użytkowania rębego, a pierwszym elementem powinno być elastyczne podejście do przeciętnych wieków rębności.

Proponuje się rezygnację z podziału na grupy rębności tj. drzewostany rębne i przeszłorębne i przyjęcie, że wszystkie drzewostany przeszłorębne są również drzewostanami rębnymi. Ułatwi to zrozumienie potrzeby indywidualnego naboru do planu cięć, kierując się brakiem stabilności i umożliwi bardziej elastyczne podejście do kwestii ładu czasowego.

Kolej rębu w dalszym ciągu jest i będzie podstawą do wyznaczania wielkości użytkowania dla nadleśnictwa.

Summary

Roman Wójcik, Wojciech Kędziora, Tomasz Borecki

Institute of Forest Sciences, Warsaw University of Life Sciences
{roman.wojcik, wojciech.kedziora, tomasz.borecki}@wl.sggw.pl

Cutting age in the context of tree stand stability under climate change

Global climate change has been observed for several decades. It has an impact on our country, where the continuing lack of rainfalls combined with high temperatures has led to lowering groundwater levels and deterioration of forest condition. Changes in forest condition together with the current age structure and progressing ageing of tree stands indicate that the volume of timber harvesting in the State Forests Holding will increase in the next economic periods. At the same time, the share of wood removed in incidental felling has been increasing significantly in relation to wood removed in thinning.

For forestry in Poland it is important to take measures aimed at improving not fully satisfactory condition of forest resources in many parts of the country. Their implementation will also be beneficial for maintaining sustainability of wood supplies and the stability of the timber market. It entails primarily the change in approach to the average felling ages (rotations), that must become a more flexible tool for final cutting regulation. Individual felling ages must become more important than the average felling ages and adjusted for each tree stand based on both its stability and the adopted planning strategy. To achieve a desired direction of resources development, forest policy objectives need to be integrated with forest management planning tasks. Such approach should give the basis for setting, verifying and synchronizing silvicultural, protective, production and social objectives within the process of forest management planning. Therefore, it is urgent to improve the methods of regulation of final cutting, and a flexible approach to the cutting ages should constitute the first step.

LITERATURA

- Borecki T., Stępień E. 2012. Metodyczne przesłanki strategii rozwoju zasobów leśnych w Polsce. *Sylwan*, 156 (12):914–922. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2012070>.
- Borecki T., Stępień E., Wójcik R., Orzechowski M. 2016. Verification of the principles of accounting for the size of the allowable fellings in the Forest Management Planning. *Drewno*, 59 (197).

- Jaszczyk R., Bańkowski J. 2020. Funkcje lasu a jego podział na gospodarstwa. *Las Polski*, 19: 8–11.
- Jaszczyk R., Bańkowski J., Kowalczyk B. 2020. Urządzanie lasu w dobie wyzwań środowiskowych i społecznych – planowanie regionalne. *Sylwan*, 164(5): 373–383. <https://doi.org/10.26202/sylwan.2020017>.
- Łopiński Ł., Stępień E. 2008. Koncepcja kwalifikowania drzewostanów do przebudowy. *Sylwan*, 152 (5): 34–43. <https://doi.org/10.26202/sylwan.2006143>.
- Miś R. 2007. Stabilność lasu i czynniki mające na nią wpływ. [W:] *Urządzanie lasów wielofunkcyjnych*. Wyd. UP Poznań: 34–87.
- Piniewski M., Mezghani A., Szcześniak M., Kundzewicz, Z. W. 2017. Regional projections of temperature and precipitation changes: Robustness and uncertainty aspects. *Meteorologische Zeitschrift*, 26(2): 223–234.
- Rosenzweig C., Casassa G., Karoly D.J., Imeson A., Liu C., Menzel A., Rawlins S., Root T.L., Seguin B., Tryjanowski P. 2007. Assessment of observed changes and responses in natural and manager systems. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK: 79–131.
- Seddon A. R., Macias-Fauria M., Long P. R., Benz D., Willis K. J. 2016. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature*, 531, 229–232.
- Stępień E. 2014. Stabilność lasu i drzewostanów, metody szacowania oraz znaczenie w gospodarowaniu zasobami drzewnymi. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 16, 39, 2A: 70–79.
- Wibig J. 2020. Współczesne zmiany klimatu – obserwacje, przyczyny, prognozy. [W:] *Zmiana klimatu—Skutki dla polskiego społeczeństwa i gospodarki* (s. 13–46). Warszawa: Komitet Prognoz „Polska 2000 Plus” przy Prezydium PAN, http://publikacje.pan.pl/Content/119773/PDF/4_Wibig.pdf.
- Whitman E., Parisien M-E., Tomphson D. K., Flanningan M. D. 2019. Short-interval wildfire and drought overwhelm boreal forest resilience. *Scientific Reports*, 9, 18796.

**BLOK V.
GOSPODARKA WODNA**

Bobry europejskie – usługi ekosystemowe, wyzwania związane z zarządzaniem i planowanie wspólnej przestrzeni bobrów i ludzi

CHARAKTERYSTYKA GATUNKU, WYSTĘPOWANIE I ZARZĄDZANIE POPULACJĄ

Bóbr europejski (*Castor fiber* L.) jest największym naturalnie występującym gryzoniem w Eurazji. Bobry są zwierzętami półwodnymi, przystosowanymi do życia zarówno w wodzie, jak i na lądzie. Są również zwierzętami o wysokim stopniu uspołecznienia: w kolonii bobrów zwykle żyją dorośli rodzice, młode osobniki z bieżącego roku i młode osobniki z roku poprzedniego (Balodis 1990).

Potencjalne siedliska bobrów obejmują wszystkie typy zbiorników wodnych, w tym rowy melioracyjne. Strategia bytowania zależy od właściwości dostępnych siedlisk. Budowa nor, żeremi, tam i kanałów zwiększa ochronę przed drapieżnikami i niekorzystnymi warunkami środowiskowymi. W odpowiednich warunkach preferowane są nory na brzegach potoków, a żeremia budowane są na małej wysokości, gdzie budowa nor jest niemożliwa (Balodis 1990; Żurowski 1992).

Bobry są konsumentami pierwszego rzędu, ścisłymi roślinożercami (konsumpcja selektywna), którzy wybierają pokarm w zależności od pory roku, gatunku drzew lub krzewów, średnicy pnia i odległości od brzegu wody. W lecie jako pokarm preferują rośliny wodne, natomiast w zimie żywią się głównie gałązkami i krzewami. Ścinając drzewa nie tylko uzyskują dostęp do liści i drobnych gałęzi w ich koronach, ale także dostarczają źródło pokarmu dla innych gryzoni i kopytnych, włączając w ten sposób do obiegu energii znacznie większą część produkcji pierwotnej, niż byłoby to możliwe bez ich udziału.

Liczebność bobrów w Europie była wysoka do drugiej połowy XIX wieku, kiedy to na skutek intensywnej polowań i zmian w użytkowaniu ziemi niemal wyginęły na większości obszaru swojego występowania. W wielu krajach euro-

pejskich zostały skutecznie ponownie wprowadzone do środowiska w XX wieku, dzięki złożonym środkom ochrony prawnej i celowej, obejmującym ograniczenia polowań, reintrodukcję i translokację, naturalną rekolonizację, ochronę gruntów i wód oraz odtwarzanie siedlisk (Halley i in. 2012, 2020). Spośród krajów regionu Morza Bałtyckiego, najliczniejsza populacja występuje obecnie na Łotwie. Podawana liczba 100 000 zwierząt jest prawdopodobnie zaniżona, a zgodnie z opinią ekspertów rzeczywista liczba populacji bobrów może wynosić nawet 150 000 (Wróbel 2020). Obecnie ich populacje w regionie nordycko-bałtyckim nadal rosną, a w niektórych miejscach, zwłaszcza w krajach bałtyckich, ich zagęszczenie stwarza problemy z zarządzaniem.

Bobry w roli wydajnych inżynierów ekosystemów, pełnią wiele korzystnych i niekorzystnych funkcji. Wywołują głębokie zmiany w środowisku, począwszy od poważnego wpływu na skład gatunkowy drzew, po hydrologię i biogeochemię strumieni i stawów oraz dynamikę osadów (Naiman i in. 1988, 1994). Modyfikacje krajobrazu spowodowane przez bobry zwiększają jego heterogeniczność i zwiększają ilość martwego drewna na brzegach strumieni (Thompson i in. 2016; Law i in. 2017). Stawy bobrowe działają jak zbiorniki na osady, a tamy bobrowe w strumieniach niskiego rzędu zapewniają usługi ekosystemowe w zakresie kontroli powodzi w dolnym biegu i zapobiegania suszy w górnym biegu (Puttock i in. 2017; Dittbrenner i in. 2018). Jednocześnie, działalność bobrów na terenach równinnych może zwiększać ryzyko powodzi i podnosić poziom wód gruntowych w lasach produkcyjnych i na obszarach rolniczych, powodując straty ekonomiczne i wywołując konflikty w zarządzaniu (Härkönen 1999; Gackis 2009, 2011). Istnieją również dowody na to, że nowe tamy bobrowe mogą tworzyć obszary wzmoczonej metylacji rtęci (Hg), zwiększając stężenie toksycznej i biodostępnej formy Hg, metylortęci (MeHg), w osadach oraz faunie i florze (Ecke i in. 2017).

W regionie Morza Bałtyckiego istnieją różne podejścia do zarządzania populacjami bobrów. W niektórych krajach zwierzęta te są pod ochroną, podczas gdy w innych jest to gatunek łowny (Belova 2019). Biorąc pod uwagę znaczący i często kontrowersyjny wpływ, jaki wywierają bobry, ich działalność i związane z nią wyzwania w zakresie zarządzania często wywołują publiczną debatę. Zarządcy terenów, jak również inni interesariusze, odnieśliby korzyści z narzędzi planistycznych, które uwzględniałyby wiele aspektów działalności tych zwierząt.

PROJEKT WAMBAF I NARZĘDZIA SŁUŻĄCE LEPSZEMU ZARZĄDZANIU POPULACJAMI BOBRÓW

Skoordynowane podejście do planowania zarządzania populacjami bobrów zastosowano w projekcie programu dla Regionu Morza Bałtyckiego Interreg „Gospodarka

wodna w lasach bałtyckich” (WAMBAF) i jego kontynuacji, WAMBAF ToolBox, realizowanym wspólnie w Szwecji, Finlandii, na Łotwie, Litwie i w Polsce w latach 2016–2021 i mającym na celu ograniczenie eksportu składników pokarmowych i rtęci z terenów leśnych do strumieni i jezior. W ramach projektu opracowano kilka praktycznych narzędzi do zarządzania populacjami bobrów w regionie Morza Bałtyckiego, aby zapewnić zrównoważone podejście do wartości przyrodniczych, jakości wody i względów ekonomicznych związanych z użytkowaniem gruntów. Narzędzia te zostały zebrane w cyfrowym „zestawie narzędzi”. Wszystkie narzędzia opracowane i udoskonalone w ramach obu projektów dostępne są na stronie internetowej projektu: <https://www.skogsstyrelsen.se/en/wambaf/>.

Narzędzia te zostały również bardziej szczegółowo scharakteryzowane.

PODRĘCZNIK

W trakcie realizacji projektu jego uczestnicy opracowali podręcznik „Bóbr jako zasób odnawialny”. Pomimo tego, że istnieje już kilka książek na temat biologii bobra i zarządzania jego populacją, postanowiono opracować kolejną, ze szczególnym uwzględnieniem sytuacji w regionie Morza Bałtyckiego. Książka obejmuje szeroki wachlarz tematów, czyli zagadnienia zarówno szczegółowe jak i bardziej ogólne: informacje o gatunku i jego biologii, historię występowania, aktualne dane o występowaniu i stanie populacji w poszczególnych krajach, skutki działalności bobrów dla środowiska. Tematy bardziej szczegółowe obejmują informacje na temat gospodarowania populacjami bobrów w różnych celach (produkty, takie jak mięso, skóry i *kastoreum*; turystyka łowiecka i turystyka przyrodnicza na obszarach zamieszkałych przez bobry), możliwości ograniczania strat ekonomicznych wynikających z działalności bobrów na terenach rolniczych i leśnych, a także gospodarowania ich populacjami w celu poprawy jakości wody.

FILM

W ramach projektu nakręcono 10-minutowy film o bobrach występujących w regionie Morza Bałtyckiego. Przedstawia on krótką historię tego gatunku na tym obszarze. Zawarte w filmie komentarze naukowców i praktyków leśnictwa dostarczają wiedzy teoretycznej na temat zachowania gatunku, a także zarysowują kilka konfliktów na granicy działalności bobrów i interesów gospodarczych. Oprócz przykładów konfliktów, film zawiera również przykłady sytuacji, w których możliwe jest jednoczesne korzystanie z danego obszaru przez ludzi i bobry. Możliwości pokojowego korzystania z tego samego terytorium zależą od cech danego krajobrazu, który narzuca bobrom preferencje mieszkaniowe, a także od historii

użytkowania danego obszaru i aktualnego zagospodarowania tego terenu (tj. od tego, czy bobry zagrażają interesom ekonomicznym ludzi, czy nie).

SYSTEM WSPOMAGANIA DECYZJI

Narzędzie wspomaganie decyzji i oceny zostało opracowane w celu zrównoważenia korzystnych i niekorzystnych skutków działalności bobrów na danym obszarze. Skupia się ono na ocenie oddziaływania populacji bobrów (rozumianej w tym kontekście jako system tam i stawów zajmowanych przez jedną i tę samą rodzinę bobrów) za pomocą stosunkowo prostej listy kontrolnej. Wypełnienie listy kontrolnej i obliczenie ostatecznego wyniku daje informacje o trzech głównych obszarach, na które wpływ mają te zwierzęta: wartości ekonomiczne, jakość wody i wartości związane z ochroną przyrody na danym terenie. Wypełnienie listy kontrolnej wymaga wizyty w terenie na danym terytorium. Pytania dotyczą jakości wody ocenianej wizualnie na miejscu lub bardziej szczegółowo, jeśli dostępne są dane dotyczące np. analizy jakości wody (stężenia azotu, fosforu, rtęci), wartości przyrodniczych (występowanie rzadkich i chronionych gatunków, tarliska ryb, martwego drewna i innych mikrosiedlisk; skład gatunkowy drzew w strefie łęgowej) oraz wartości gospodarczych potencjalnie zagrożonych powodzią (grunty orne, leśne i infrastruktura, np. drogi, mosty).

Lista kontrolna może pomóc właścicielom gruntów w podjęciu decyzji, czy tama bobrowa powinna zostać zachowana czy usunięta, a także w identyfikacji i ilościowym określeniu jakości wody, wartości przyrodniczych i ekonomicznych systemów budowlı bobrów.

MAPY ODDZIAŁYWANIA BOBRÓW

Mapy oddziaływania bobrów przedstawiają przestrzenny rozkład modelowanych wartości metylortęci w strumieniach w wybranych zlewniach w Szwecji i na Litwie. Modelowanie przeprowadzono w celu zobrazowania wpływu tam bobrowych i ich usuwania na stężenia metylortęci w wodzie, osadach oraz faunie i florze. Jest to pierwiastek stanowiący poważny problem dla jakości wody w wielu rejonach Półwyspu Fennoskandzkiego i w innych krajach regionu Morza Bałtyckiego. Modelowanie wykazało dużą zmienność przestrzenną stężeń metylortęci oraz tendencję do zmniejszania się stężenia wraz ze wzrostem odległości od tamy. Opracowane mapy są dostępne do pobrania i wykorzystania w programach GIS.

WSKAZÓWKI DOTYCZĄCE DOBRYCH PRAKTYK ZARZĄDZANIA

Celem niniejszego raportu było zebranie i zaproponowanie praktycznych rozwiązań w zakresie zarządzania populacją bobrów, ze szczególnym uwzględnieniem istnieją-

cych praktyk stosowanych już w regionie Morza Bałtyckiego, charakteryzującym się gęstymi populacjami bobrów oraz możliwości ich zastosowania w celu złagodzenia ewentualnych szkodliwych skutków ich występowania. Główną zasadą nadrzędną proponowanych działań jest zarządzanie adaptacyjne, które pozwala na elastyczne podejmowanie decyzji, z uwzględnieniem specyfiki każdej indywidualnej sytuacji, ryzyka i niepewności. W procesie zarządzania populacją bobrów z założenia powinni uczestniczyć głównie interesariusze: właściciele gruntów, deweloperzy miejscy, myśliwi, działacze na rzecz ochrony przyrody, społeczeństwo. Pierwszym krokiem w ramach zarządzania adaptacyjnego jest analiza sytuacji. Połączenie konkretnych okoliczności i celów zarządzania prowadzi do wyznaczenia konkretnych celów i zadań. Kolejne etapy obejmują modelowanie wpływu alternatywnych działań zarządczych, wdrażanie działań o najlepszych efektach pozytywnych i najmniejszych negatywnych, monitorowanie skutków wdrażania działań, wprowadzanie niezbędnych korekt oraz wprowadzanie dodatkowych informacji do modelu wyjściowego.

POMIARY RTĘCI I METYLORTĘCI W SYSTEMACH BUDOWLI BOBRÓW

Rtęć, a zwłaszcza jej organiczna forma: metylortęć, jest pierwiastkiem budzącym niepokój w wielu regionach świata. Jest to zanieczyszczenie o znaczeniu priorytetowym w skali globalnej, wywierające poważny wpływ na zdrowie ludzi i ekosystemów. Rtęć występuje naturalnie, ale w określonych warunkach środowiskowych dochodzi do metylacji i rtęć przekształca się w metylortęć: bardziej toksyczną i coraz bardziej mobilną formę, która następnie gromadzi się w łańcuchu pokarmowym.

W ramach projektu przeprowadzono eksperymentalne usuwanie tam bobrowych, poprzedzone poborem próbek wody, osadów oraz fauny i flory oraz analizami dotyczącymi rtęci i metylortęci. Pomiary wykonywano w stawie bobrowym, poniżej tamy bobrowej, a także w miejscu kontrolnym, położonym w górnym biegu systemu bobrów. Testowano dwie hipotezy. Pierwsza zakładała, że zalanie terenów lądowych zwiększy tworzenie się MeHg i spowoduje wyższe stężenie Hg w faunie i florze poniżej tamy bobrowej przed jej usunięciem, a druga, że usunięcie tamy zmniejszy stężenie MeHg w dolnym biegu rzeki w porównaniu z sytuacją sprzed usunięcia tamy.

Wyniki badań potwierdziły obie hipotezy. Wyższe stężenia MeHg w próbkach osadów w obrębie stawów bobrowych i/lub w dolnym biegu rzeki, w porównaniu z górnym biegiem rzeki, wskazują, że stawy bobrowe były źródłem MeHg przed usunięciem tamy. Usunięcie tamy bobrowej spowodowało zmniejszenie stężeń Hg w faunie i florze w dolnym biegu rzeki. Dawne osady wodne, obecnie przekształcone w zwykłą glebę znajdującą się nad poziomem wody, nadal charakteryzowały się wysoką zawartością MeHg, ale były mniej powiązane hydrologicznie z korytem

strumienia. Usunięcie tamy bobrowej może jednak spowodować jedynie przeniesienie problemu, ponieważ rodzina bobrów, której to dotyczy, prawdopodobnie zbuduje nową tamę w innym miejscu. Szczegółowe wyniki badań są obecnie zbierane w pracy naukowej i przekazywane do recenzji.

Summary

Zane Libiete¹, Frauke Ecke², Linnéa Jägrud³, Joel Segersten², Göran Sjöberg², Karin Eklöf², Olgirda Belova⁴, Daniel Thorell³, Arta Bārdule¹, Dovilė Čiuldienė⁴, Edward Pierzgałski⁵

¹Latvian State Forest Research Institute Silava

{zane.libiete, arta.bardule}@silava.lv

²Swedish University of Agricultural Sciences

{frau.ecke, joel.segersten, goran.sjoberg, Karin.Eklof}@slu.se

³The Swedish Forest Agency,

{linnea.jagrud, daniel.thorell}@skogsstyrelsen.se

⁴Lithuanian Research Centre for Agriculture and Forestry

Baltic.Forestry@mi.lt, d.ciuldiene@gmail.com

⁵Warsaw University of Life Sciences

Edward_Pierzgałski@sggw.pl

Eurasian beavers – ecosystem services, management challenges and planning for co-existence

Eurasian beaver (*Castor fiber* L.) is the largest naturally occurring rodent in Eurasia. Beavers were abundant in Europe until the 2nd half of the 19th century, were then nearly extirpated in most of their distribution range due to intensive hunting and land-use change, but in many European countries they were successfully re-introduced again in the 20th century. Currently beaver populations in the Nordic-Baltic region continue to increase, and in some countries, their density is causing certain management challenges.

Beavers as efficient ecosystem engineers are known to provide a wide range of both ecosystem services and disservices. They cause profound environment alterations, ranging from major impact on tree species composition to stream and pond hydrology and biogeochemistry as well as sediment dynamics. While beaver-induced landscape modifications increase its heterogeneity, beaver ponds act as sediment traps and beaver dams in low order streams provide the ecosystem service of flood control downstream and drought prevention upstream, beaver activity in flat areas may increase flood risk and raise water table in productive forests and agricultural areas resulting in economic losses and creating certain management conflicts. There is also evidence that new beaver dams may act as mercury (Hg) methylation hotspots, increasing the concentrations of the toxic and bioavailable form of Hg, methylmercury (MeHg), in sediment and biota.

The approaches to the management of beaver populations in the Baltic Sea region vary. In some countries beavers are under protection, while in others it is a game species. Considering the significant and often controversial impact the beavers cause, their activity and related management challenges often cause public debates. Land managers, as well as

other stakeholders would benefit from planning tools that would consider multiple aspects of beaver activity.

Coordinated approach to beaver management planning was applied in the Interreg BSR programme project “Water management in Baltic forests” (WAMBAF), implemented in Sweden, Finland, Latvia, Lithuania and Poland from 2016 to 2019 aiming to reduce nutrient and mercury export from forestry sites to streams and lakes. Beavers were within focus; and to consider the controversial aspects of beaver activity, a decision support and/or assessment tool was developed. It can both help landowners decide whether the beaver dam should be retained or removed and to identify and quantify water quality, nature values and economic values of beaver systems. Other tools developed within the project include a handbook “Beaver as a renewable resource”, a film about beavers in the Baltic Sea Region and reports on beaver population and good management practices.

BIBLIOGRAFIA

- Balodis M.M. 1990. Beaver: biology and place in the nature-management complex of the republic. Riga: Zinatne, 269 s. (in Russian).
- Belova O. 2019. Distribution in Europe and country-specific population status. In: Sjöberg G, Belova O, editors. Beaver as a renewable resource. A beaver dam handbook for the Baltic Sea Region. Water Management in Baltic Forests (WAMBAF): 14–33.
- Dittbrenner B.J., Pollock M.M., Schilling J.W., Olden J.D., Lawler J.J., Torgensen C.E. 2018. Modeling intrinsic potential for beaver (*Castor canadensis*) habitat to inform restoration and climate change adaptation. PLoS One, 12(2): e0192538. DOI:10.1371/journal.pone.0192538.
- Ecke F., Levanoni O., Audet J., Carlson P., Eklöf K., Hartman G., McKie B., Ledesma J., Segersten J., Truchy A. i in. 2017. Meta-analysis of environmental effects of beaver in relation to artificial dams. Environmental Research Letters, 12(11): 113002. DOI:10.1088/1748-9326/aa8979.
- Gackis M. 2009. The impact of beaver inundation on drained coniferous stands in the mālpiļs forest district. Mežzinātne, 20(53): 68–82.
- Gackis M. 2011. Coniferous forest annual growth under impact of beaver-made inundations in Dobeļe forestry, Latvia. Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis, (1): 96–100.
- Halley D., Rosell F, Savelyev A. 2012. Population and distribution of Eurasian beaver (*Castor fiber*). Baltic Forestry, 18(1): 168–175.
- Halley D., Savelyev A., Rosell F. 2020. Population and distribution of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* in Eurasia. Mammal Review, 51(1): 1–24. DOI:10.1111/mam.12216.
- Härkönen S. 1999. Forest damage caused by the Canadian beaver (*Castor canadensis*) in South Savo, Finland. Silva Fennica, 33(4): 247–259. DOI:10.14214/sf.648.

- Law A., Gaywood M.J., Jones K.C., Ramsay P., Willby N.J. 2017. Using ecosystem engineers as tools in habitat restoration and rewilding: beaver and wetlands. *Science of The Total Environment*, 605–606:1021–1030. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.06.173.
- Naiman R.J., Johnston C.A., Kelley J.C. 1988. Alteration of North American streams by beaver. *Bioscience*, 38(11): 753–762. DOI:10.2307/1310784.
- Naiman RJ, Pinay G, Johnston CA, Pastor J. 1994. Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. *Ecology*, 75(4): 905–921. DOI:10.2307/1939415.
- Puttock A., Graham H.A., Cunliffe A.M., Elliott M., Brazier R.E. 2017. Eurasian beaver activity increases water storage, attenuates flow and mitigates diffuse pollution from intensively-managed grasslands. *Science of The Total Environment*, 576: 430–443. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.10.122.
- Thompson S, Vehkaoja M, Nummi P. 2016. Beaver-created deadwood dynamics in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 360: 1–8. DOI:10.1016/j.foreco.2015.10.019.
- Wróbel M. 2020. Population of Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Europe. *Global Ecology and Conservation*, 23:e01046. DOI:10.1016/j.gecco.2020.e01046.
- Żurowski W. 1992. Building activity of beavers. *Acta Theriologica*, 37(4):403–411.

Janusz Czerepko¹, Jan Tabor²

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa

j.czerepko@ibles.waw.pl

² Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych

jan.tabor@lasy.gov.pl

Wpływ zmian klimatu na mokradła leśne i możliwości ich ochrony

WSTĘP

Pod pojęciem mokradeł rozumie się obszary charakteryzujące się płytkim poziomem wód gruntowych, lub stagnowaniem wód opadowych, często przez dłuższy czas na powierzchni gleby. Tworzą się na siedliskach hydrogenicznych, wytworzonych z gleb torfowych lub też gleb mineralnych, które wyróżnia następujący zespół cech: występowanie wody na powierzchni lub tuż pod powierzchnią gleby, dominacja procesów anaerobowych w glebach, charakterystyczna flora i fauna dostosowana do życia w tych warunkach (Mitsch i Gosselink 2007).

Prawie 6% powierzchni lądowej Ziemi stanowią mokradła. Około dwóch trzecich europejskich terenów podmokłych w przeciągu ostatnich 100 lat zostało zdegradowanych i „utraconych” (European Commission 1995). Działania człowieka, głównie odwodnienia, doprowadziły do znacznego zmniejszenia liczby, wielkości i naturalnego siedliska dużych torfowisk i bagien oraz małych i płytkich jezior. Spowodowało to zmianę zarówno krajobrazu, jak i funkcji środowiskowych. Główne przyczyny zaniku mokradeł to: odwodnienia i regulacja rzek na potrzeby gospodarki rolnej lub leśnej, budowa infrastruktury połączona ze zmianami warunków wodnych, pozyskanie torfu na potrzeby rolnictwa i leśnictwa. Tylko w drugiej połowie ubiegłego stulecia wiele krajów Europy, wskutek gospodarki rolnej i leśnej, utraciło od 55% (Holandia) do 66% (Włochy) powierzchni mokradeł (Dugan 1990). Trend spadku udziału mokradeł w krajobrazie utrzymuje się, choć z coraz mniejszym nasileniem.

W Polsce mokradła naturalne i zdegradowane występują na obszarze 4,4 mln ha. Torfowiska zajmują 1,3 mln ha. Jeśli chodzi o strukturę udziału typów torfowisk to jest on następujący: niskie – 92%, wysokie – 5%, i przejściowe – 3%. Aż 80% powierzchni torfowisk jest odwodnione. Mokradła leśne są reprezentowane na ogół przez lasy bagienne i łęgowe. Obecnie tego typu siedliska, wraz ze zbiorowiskami

zaroślowymi, występują tylko na 15% powierzchni mokradeł, a na 77% powierzchni występują łąki (System Informacji Przestrzennej o Mokradłach Polski, <http://www.gis-mokradla.info>). Powierzchnia siedlisk bagiennych i łągowych w Lasach Państwowych nieznacznie przekracza 330 tys. ha, co stanowi 4,7% powierzchni (tab. 1). Blisko połowę powierzchni leśnych siedlisk bagiennych i łągowych stanowią olsy typowe (Wyniki 2021).

Tabela 1. Powierzchnia i udział siedlisk bagiennych i łągowych w Lasach Państwowych (źródło: Wyniki 2021)

Typ siedliskowy lasu	Powierzchnia (ha)	Udział (%) powierzchni
Bb	11 550	0,2
BMb	46 093	0,6
LMB	53 568	0,7
Ol	128 031	1,8
OlJ (wyż i G)	61 562	0,9
Lł (wyż i G)	38 866	0,5
Razem	339 670	4,7

Większość mokradeł leśnych (blisko 90%), głównie w wyniku melioracji na potrzeby prowadzenia gospodarki leśnej, została przekształcona np. Bory Dolnośląskie, Lasy Janowskie, Puszcza Augustowska, Puszcza Zielona. W wyniku odwodnień i nasadzeń gatunków obcych ekologicznie aktualny typ zespołu roślinnego płatów mokradeł odbiega najczęściej od potencjalnego. Proces osuszania siedlisk bagiennych i łągowych w lasach trwał przez blisko dwa wieki. Obszary leśne zmeliorowane w Polsce, w drugiej połowie ubiegłego wieku, stanowiły 900 tys. ha, w większości były to melioracje polegające na odtworzeniu istniejących wcześniej systemów regulacji stosunków wodnych (Wiśniewski 1996). Większość mokradeł leśnych, gdzie niegdyś zmieniono warunki wodne, czy to ze względu na pozyskanie torfu, czy też tzw. „uproduktywnienie bagien”, ma obecnie zaburzone warunki siedliskowe i nie spełnia w pełni swoich funkcji.

Na przestrzeni ostatnich trzech dekad rośnie zainteresowanie technikami restytucji ekosystemów podmokłych, jako jednej z prężnie rozwijających się specjalności w dziedzinie inżynierii ekologicznej (Mitsch 2012). Działania doraźne, o charakterze lokalnym, chociażby usuwanie nalotów i podrostów drzew oraz krzewów z odwodnionych torfowisk wysokich, nie zawsze przynoszą zakładane

efekty (Czerepko i in. 2018). Dlatego poszukuje się rozwiązań w szerszej skali, wdrażając programy, jak chociażby rządowy Program Rozwoju Retencji w Polsce planowany do 2030 roku. Uznaje się przy tym, że działania winne być prowadzone w skali całej zlewni, aby można było mówić o znaczących efektach dla regionu (Verhoeven i in. 2006; Moreno-Mateos i Comin 2010). Część ze zdegradowanych siedlisk bagiennych i łągowych, szczególnie zasilanych wodami gruntowymi lub w dolinach cieków, można w stosunkowo prosty sposób ponownie nawodnić poprzez spiętrzenia, zasypywanie rowów, budowę zastawek i tym samym przywrócić naturalną roślinność i proces odkładania się materii organicznej. Nie zawsze jednak osiągnięcie zamierzonego celu jest łatwe, szczególnie, gdy są to torfowiska zdegradowane, zależne od wód opadowych (torfowiska wysokie).

Lasy Państwowe od wielu lat aktywnie uczestniczą w działaniach mających na celu zatrzymanie wody w lasach, szczególnie na siedliskach podmokłych i bagiennych. Wymienić tu należy przede wszystkim działania związane z małą retencją. Realizując tego typu projekty już od lat 90. XX wieku zebrano bogaty bagaż doświadczeń.

W niniejszym opracowaniu scharakteryzowano dotychczasowe działania Lasów Państwowych oraz przedstawiono, na tle specyficznych właściwości mokradeł i pełnionych funkcji, propozycje przeciwdziałania zagrożeniom, które są zgodne z celami zawartymi w strategiach i programach Lasów Państwowych.

WŁAŚCIWOŚCI MOKRADEŁ

Podstawowe funkcje jakie pełnią mokradła to (de Groot i in. 2002):

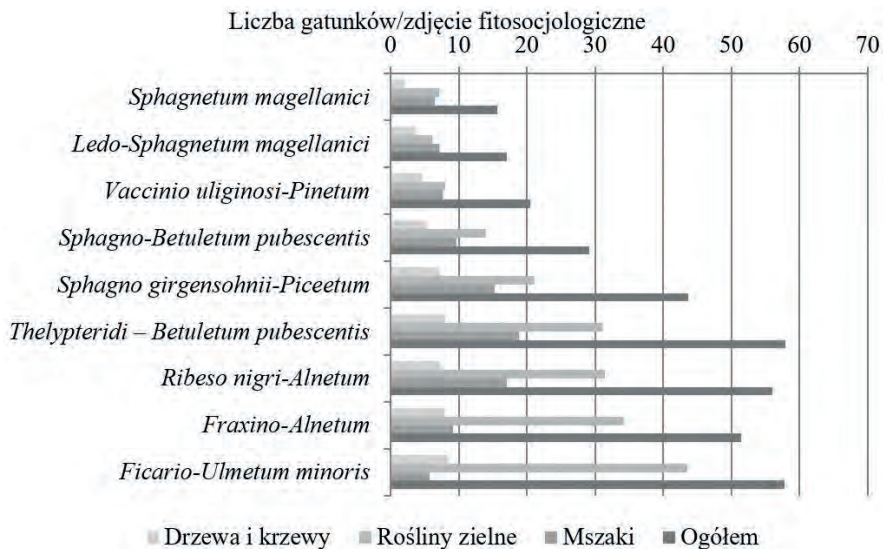
- przeciwdziałanie powodziom i magazynowanie wody,
- retencja minerałów (nutrientów) i zanieczyszczeń: poprawa jakości wody,
- wiązanie i magazynowanie węgla,
- miejsce żerowania i występowania licznych zagrożonych gatunków fauny i flory,
- dziedzictwo kulturowe i turystyka,
- różnorodność biologiczna i pula genów.

W zależności od stanu zachowania jak i globalnych zmian środowiska, mokradła mogą być z jednej strony idealnym naturalnym „pochłaniaczem” dwutlenku węgla z atmosfery i miejscem jego magazynowania (Eggelsmann i in. 1993). Z drugiej zaś, jeśli są osuszane, następuje rozkład materii organicznej. Wtedy stają się zagrożeniem, jako istotny „emiter” dwutlenku węgla i metanu do atmosfery (Post i in. 1982).

Najważniejsze właściwości mokradeł można podzielić na 4 grupy.

1. Biotopy mokradeł pełnią istotną rolę w retencjonowaniu wód, gdyż udział wody sięga 95% masy nierozłożonego torfu i tym samym 1 ha torfowiska

- o miąższości 2 m może magazynować około 19 000 m³ wody (Eggelsmann i in. 1993).
2. Mokradła, a w szczególności torfowiska, są też istotnym magazynem węgla z atmosfery wiążanego w glebie, gdzie zawartość C przekracza 50%. Całkowita zawartość węgla w torfowiskach świata stanowi około połowy zasobów węgla zmagazynowanego w glebach na świecie (Post i in. 1982; Charman 2002).
 3. Torfowiska pełnią istotną rolę, jako naturalny filtr zanieczyszczeń, przechwytyjąc szereg substancji z udziałem metali ciężkich z opadów i powietrza, gdzie w warstwie torfu podlegają one stopniowej biodegradacji (Eggelsmann i in. 1993).
 4. Mokradła pełnią zasadniczą rolę w kształtowaniu się różnorodności biologicznej, gdyż na tych siedliskach występuje niespotykana w innych typach roślinności specyficzna flora i fauna, którą często reprezentują taksony zagrożone wyginięciem, w tym endemity (Czerepko 2008, 2011). Zbiorowiska mokradeł, takie jak m.in. olsy, ze względu na duże zróżnicowanie mikrosiedliskowe związane z ich fizjonomią (struktura kępowa, zróżnicowanie troficzne i wodne) charakteryzują się dużym bogactwem gatunkowym. Tym samym na powierzchni 100 m² może wystąpić aż 80 gatunków roślin (Sokołowski 1993). Przeciętnie na 251 powierzchniach (średnio 150 m²), reprezentujących 9 zespołów mokradeł leśnych z północno-wschodniej Polski, wystąpiły blisko 44 gatunki roślin, w tym 30% stanowiły mszaki (Czerepko 2011) (ryc. 1).



Rycina 1. Przeciętne bogactwo gatunkowe zespołów roślinnych występujących na siedliskach bagiennych i łągowych na terenie północno-wschodniej Polski (źródło: Czerepko 2011)

Mokradła podlegają dynamice, wynikającej z długookresowych przemian roślinności i siedlisk od zbiorników wodnych poprzez stadia minerotroficzne zdominowane przez szuwały do ombrotroficznych, gdzie dominuje warstwa mszysta z rodzaju *Sphagnum*. Proces rozwoju torfowisk w Polsce trwa od 13 tysięcy lat, gdy początkowo w okresie glacialnym rozwijały się one na wiecznej zmarzlinie w trakcie zlodowacenia. Tempo akumulacji materii organicznej zależy od typu torfowiska (niskie, przejściowe, wysokie) jak i warunków klimatycznych i waha się od niespełna 1 mm – torfowiska niskie do blisko 3 mm – torfowiska wysokie (Żurek 1986). Przykładowo zmiany najpowszechniej występujących w Polsce torfowisk leśnych jakim są olsy mogą mieć podłoże autogeniczne, kiedy to drzewostan naturalny ulega rozpadowi w wieku 100–150 lat, po czym następuje podniesienie poziomu wody gruntowej, silne zabagnienie wraz z wystąpieniem roślinności szuwarowej i zarośli wierzbowych, a następnie ponowne odnowienie olszy (Pokorný i in. 2000). Proces odnowienia może trwać od kilku do kilkudziesięciu lat w zależności od warunków klimatycznych jak i stopnia wykształcenia kęp, ale też ilości martwego drewna (Gawryś i in. 2021).

Zmiany krótkookresowe roślinności mokradel leśnych, które zachodzą często jeszcze w trakcie życia drzewostanów, również są obserwowane. Podczas 30–40 lat w 9 zespołach leśnych, głównie z obszarów chronionych północno-wschodniej Polski, największe różnice w składzie gatunkowym, a więc też i największe tempo zmian, stwierdzono w zespołach subborealnych występujących na południowej granicy zasięgu, tj. borealnej świerczyny, bielu, jak i sosnowego mszaru wysokotorfowiskowego. Wraz z gradientem czasu jaki minął od ostatniego zlodowacenia, największe zmiany nastąpiły w Puszczy Białowieskiej, mniejsze, odpowiednio, w puszczech Knyszyńskiej, Augustowskiej i Romińskiej (Czerepko 2011).

ZAGROŻENIA I OCHRONA

W wielu częściach świata zmiany hydrologiczne mogą być dominującym skutkiem zmian klimatu, ponieważ następuje skrócenie okresu zalegania pokrywy śnieżnej oraz przyspieszenie topnienia śniegu, zwiększa się temperatura i parowanie z gruntu oraz transpiracja, nasilają się susze, burze i powodzie. Duża część zmian hydrologicznych znajdzie odzwierciedlenie w zmianach w ekosystemach słodkowodnych, w tym większości obszarów podmokłych. Ekosystemy mokradel są szczególnie wrażliwe na zmiany klimatyczne w atmosferze, ponieważ wpływają one na tereny podmokłe, przede wszystkim poprzez zmianę warunków wodnych, które są kluczowe dla ich funkcjonowania. Szybkość parowania często będzie miała duże znaczenie (Mitsch i Gosselink 2007). Mokradła uznaje się za jedno z najbardziej zagrożonych typów ekosystemów wskutek zmian klimatu (Climate change and biodiversity 2010).

Istotnym czynnikiem, który wpływa na różnorodność gatunkową i właściwości siedlisk jest działalność człowieka, w tym rolnictwa i leśnictwa. Typową cechą kontynentu europejskiego jest to, że osiedlanie się ludzi nasiliło się do tego stopnia, że pokrycie terenu zaczęło wykazywać drastyczne zmiany stosunkowo wcześniej, bo około 1000 lat temu. Działalność rolnicza oraz wykorzystywanie na dużą skalę drewna do budowy i na opał doprowadziły do stopniowego wylesiania, osuszania torfowisk i obwałowywania terenów zalewowych w celu ochrony przeciwpowodziowej. Te coraz intensywniejsze działania spowodowały masową utratę naturalnych siedlisk mokradeł i rozwój „nowych”, półnaturalnych ekosystemów, jako pozostałości poprzedniej dzikiej przyrody w środowisku rolniczym. Nie ma formalnych ocen utraty terenów podmokłych na kontynencie europejskim, ale szacuje się, że straty wynoszą około 80% całkowitych zasobów w Europie. Większa część tych strat miała miejsce w ciągu ostatniego stulecia (Verhoeven 2014). Jednak jak podaje Europejska Agencja Ochrony Środowiska, spośród terenów podmokłych przekształconych tylko w latach 1990–2000 w inne rodzaje użytkowania gruntów, 2% stanowiły tereny zurbanizowane (np. obszary miejskie), 7% – tereny rolnicze, 12% – zbiorniki wodne i aż 79% – lasy i obszary półnaturalne (EEA 2009).

Jednym z podstawowych działań jest ochrona bierna, która zachowuje siedliska w stanie naturalnym z odpowiednią roślinnością. Ochrona rezerwatowa mokradeł w Polsce jest stosowana od połowy ubiegłego wieku. Choć torfowiska stanowią główny cel ochrony w 30% rezerwatów przyrody to jest to zaledwie 1,6% ich ogólnego areału (Żurek 2006).

W skali międzynarodowej mokradła od 1971 roku są chronione w ramach Konwencji Ramsarskiej. Do listy obszarów zostało zgłoszonych 19 polskich obiektów, których powierzchnia wynosi 153 tys. ha (Ramsar.org).

W ramach Unii Europejskiej mokradła objęte są programem ochrony przyrody pod nazwą sieci Natura 2000, która została ustanowiona na podstawie Dyrektywy Siedliskowej (92/43 EWG). Wśród typów siedlisk z załącznika I niniejszej Dyrektywy, ochronie podlegają bory i lasy bagienne – 91D0, łągi wierzbowe, topolowe, jesionowe i olszowe – 91E0, łągowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe – 91F0, gdzie dwa pierwsze mają priorytetowe znaczenie dla UE. Wyniki oceny stanu siedlisk zebrane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska za ostatni okres 2013-2018 wskazują, że w regionie kontynentalnym siedliska łągów (91E0, 91F0) mają zły stan ochrony, a w alpejskim 91E0 niezadawalający. Siedliska borów i lasów bagiennych na terenie Polski uzyskały niezadawalający stan ochrony. Jako główne zagrożenia, mające wpływ na stan ochrony siedlisk bagiennych i łągowych wymienia się utrzymujące się odprowadzanie wody przez systemy melioracji, zmiana rytmu zalewów w wyniku regulacji cieków oraz ekspansja gatunków obcych (Cieśla i in. 2021).

Poza ochroną prawną, wynikającą z regulacji krajowych jak i międzynarodowych, znajdujemy regulacje w zasadach i instrukcjach branżowych. W zakresie hodowli lasu wprowadza się ograniczenie od ponad 10 lat stosowania rębni na siedliskach bagiennych, a w ostatnim wydaniu Zasad hodowli lasu (2012) wprost zapisano, że „W celu zachowania różnorodności biologicznej oraz walorów krajobrazowych w lasach dąży się do zachowania w stanie zbliżonym do naturalnego lub odtworzenia śródleśnych zbiorników wodnych, cieków, bagien, trzęsawisk, mszarów, torfowisk, wrzosowisk, wydm, gołoborzy, wychodni skalnych, polan, hal, połonin i innych gruntów nieleśnych niepodlegających zalesianiu” (Zasady 2012). Zapis ten koresponduje z wprowadzonym wcześniej Zarządzeniem nr 11A Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 11 maja 1999 r., gdzie postuluje się ”zachowanie w stanie nienaruszonym śródleśnych nieużytków jak np.: bagna, trzęsawiska, mszary, torfowiska, remizy, wrzosowiska, wydmy, gołoborza i wychodnie skalne, wraz z ich florą i fauną w celu ochrony pełnej różnorodności przyrodniczej m. in. poprzez uznanie ich (decyzja wojewody) jako użytki ekologiczne”. Zgodnie z zasadami certyfikacji gospodarki leśnej w systemie FSC – (punkt 6.5.6.) pozostawia się strefy ochronne o szerokości przynajmniej dwóch wysokości drzewostanu wzdłuż zbiorników i cieków oraz terenów otwartych, bagien, torfowisk, źródeł i źródeł (także śródleśnych), nieużytkowane zrębami zupełnymi.” (Zasady 2010). Tego typu rozwiązania, stosowanie stref buforowych wokół mokradł są dosyć powszechną praktyką na terenie Europy, a uszczegółowienia techniczne można znaleźć choćby w wynikach projektu WAMBAF (Henrikson 2018).

Poza ogólnymi wytycznymi zawartymi w Zasadach hodowli lasu odnośnie wyłączenia siedlisk borów i borów mieszanych bagiennych z użytkowania, wciąż zagospodarowaniu podlegają olsy (LMb, Ol) oraz łągi (Ol, Lł). Siedliska te są podatne na zmiany warunków wodnych, a bogata struktura gatunkowa jest wrażliwa na zaburzenia związane z przygotowaniem gleby pod odnowienie sztuczne (Czerepko 2011). Wyniki badań wskazują, że w siedliskach olsów porzeczkowych – Ol (Pokorny i in. 2000) oraz łągów jesionowo-olszowych (OIJ) istnieją warunki do powstawania i rozwoju odnowienia, w szczególności, kiedy występuje leżanina wielkowymiarowa (Gawryś i Gabrysiak 2020). Okazuje się, że nawet w wyniku zaburzenia lasów łągowych powodowanego przez bobry, jeszcze w trakcie zalewu następuje odnowienie gatunków drzewiastych i jest ograniczone do lokalnych wywyższeń terenu (kępy, martwe drewno), przez co staje się ono odporne na ewentualne kolejne zalewy (Gawryś i in. 2021). Dlatego należałoby ograniczyć zagospodarowanie siedlisk olsów i lasów łągowych (rębnie częściowe lub przerębne) dążąc do uzyskania odnowienia naturalnego, wraz z utrzymywaniem na gruncie leżaniny wielkowymiarowej, co jednocześnie pozwoli na zachowanie specyficznej fizjonomii dna lasu jak i warunków wodnych.

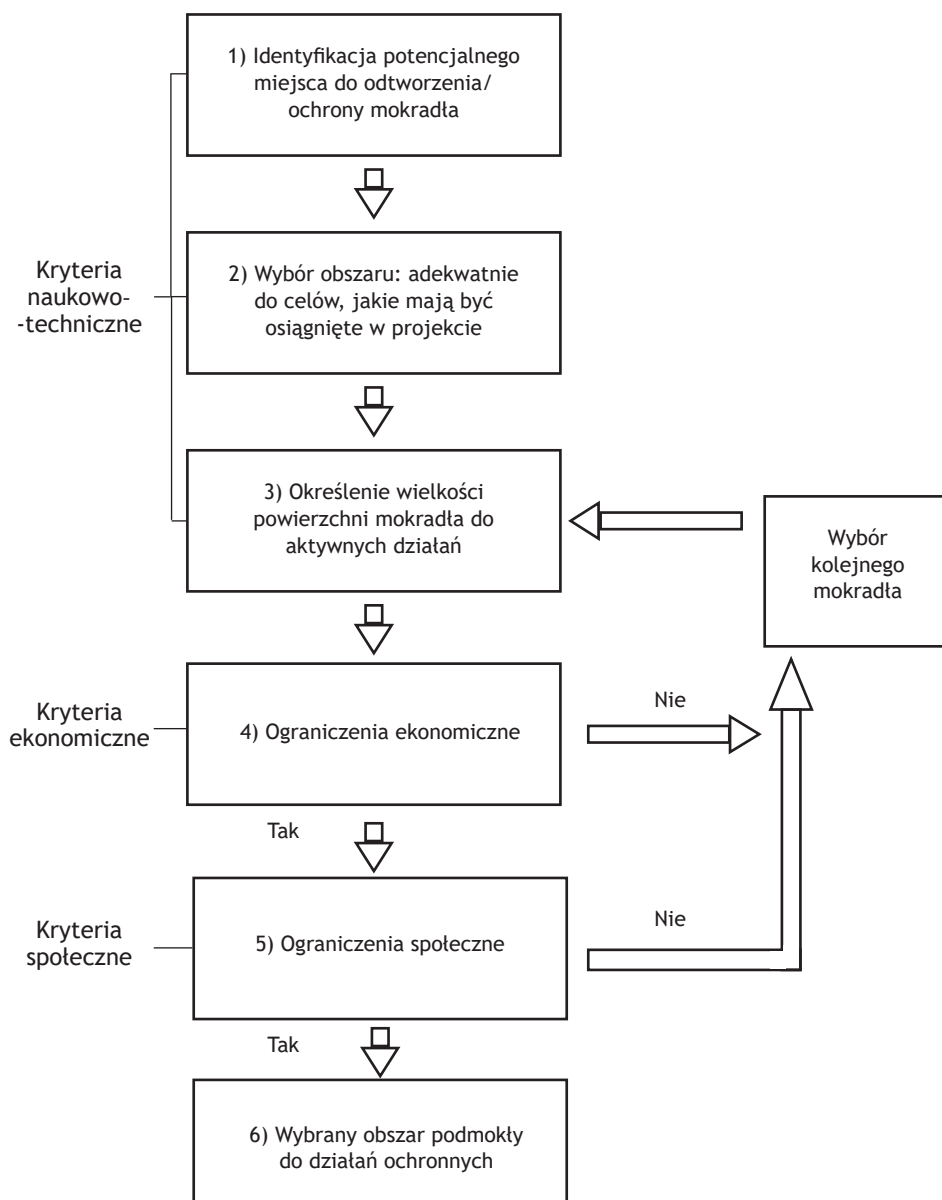
PROGRAMY I STRATEGIE OCHRONY I RESTYTUCJI SIEDLISK MOKRADEŁ

Globalne zmiany klimatu uznawane są za zagrożenie dla przetrwania gatunków i ich zbiorowisk. Naukowcy z całego świata przyglądają się skutkom klimatycznym i hydrologicznym wynikającym ze zmian klimatu. Zmiany klimatu sprawiają, że przyszłe możliwości przywrócenia mokradeł i zarządzania nimi stają się coraz bardziej złożone. Wrażliwość obszarów wodno-błotnych na zmiany klimatu i implikacje dla odtwarzania winne być realizowane w różny sposób na poziomie regionalnym i zlewni, dlatego ważne jest, aby uznać, że konkretne plany restytucji i ochrony mokradeł będą wymagały analizy według siedlisk. Równiny zalewowe, lasy łąkowe, torfowiska, mokradła i lasy bagienne są bardzo różnorodnymi siedliskami, z różnymi czynnikami stresogennymi, a zatem potrzebne będą różne techniki zagospodarowania i ochrony. Dlatego skuteczne długoterminowe przywracanie i zarządzanie tymi systemami będzie zależeć od tego, jak zdecydujemy się reagować na skutki zmian klimatu. Powstaje też pytanie, czy będzie wystarczająca ilość wody, aby odtworzyć obecnie zdegradowane, osuszone ekosystemy mokradeł? Dlatego też niezwykle ważne przed przystąpieniem do prac związanych z czynną ochroną jest wykonanie analizy bilansu wodnego, która wskaże potencjalne możliwości restytucji kompleksów mokradeł. Działania takie winne przede wszystkim skupiać się na spowolnieniu spływu powierzchniowego oraz zachowaniu wody w glebach mokradeł z utrzymaniem jej ruchu pionowego (infiltracji) (Eades i in. 2003). Przed podjęciem działań ochronnych należy przyjąć program, tzw. algorytm wyboru obiektów, aby nadać priorytet obszarom działań ochronnych na mokradłach w zlewniach leśnych. Taki algorytm składa się z kilku kolejnych etapów integrujących kryteria naukowo-techniczne (hydro-geomorfologiczne, biogeochemiczne, morfologiczne), społeczne i ekonomiczne (ryc. 2).

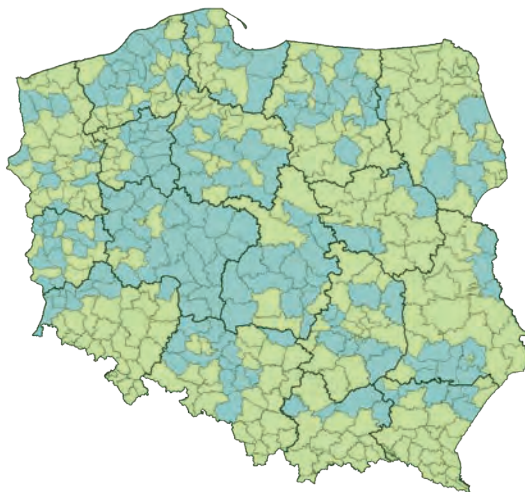
Dotychczas zrealizowano szereg projektów służących ochronie mokradeł, wiele z nich, jeśli nie większość zlokalizowana była na gruntach zarządzanych przez Lasy Państwowe. Wymienić tu należy również projekty z zakresu małej retencji, służące zatrzymywaniu wody w obszarach leśnych, w tym także na obszarach leśnych mokradeł. Od 1998 roku w trzech cyklach zrealizowano pięć ogólnopolskich projektów służących zatrzymaniu wody w lesie. W ramach pierwszego projektu (1998–2005) wybudowano 1 124 zbiorniki o łącznej pojemności 8,4 mln m³ wody oraz 2 216 obiektów piętrzących (zatrzymujących) wodę, głównie na urządzeniach melioracyjnych (Deres 2017).

Kolejnym ambitnym zamierzeniem Lasów Państwowych były dwa projekty o charakterze ponadregionalnym, zrealizowane w latach 2007–2013. W ramach pierwszego z nich pt.: „Zwiększanie możliwości retencyjnych oraz przeciwdziałanie powodzi i suszy w ekosystemach leśnych na terenach nizinnych”, wykonano

3 644 obiekty, które łącznie zwiększyły objętość wody w terenach leśnych o około 42,8 mln m³ wody. W projekcie udział wzięło 178 nadleśnictw (ryc. 3), a całkowita wartość projektu to 189 mln zł (Umowa o dofinansowanie POiŚ 2010).



Rycina 2. Schemat określający etapy wyboru obszarów przeznaczonych do odtworzenia i ochrony ekosystemów podmokłych w zlewni na podstawie kryteriów naukowych, ekonomicznych i społecznych



Rycina 3. Nadleśnictwa (zaczienione) biorące udział w projekcie „Zwiększanie możliwości retencyjnych oraz przeciwdziałanie powodzi i suszy w ekosystemach leśnych na terenach nizinnych, zrealizowanego w latach 2007–2013”

Drugi projekt pt.: „Przeciwdziałanie skutkom odpływu wód opadowych na terenach górskich. Zwiększanie retencji i utrzymanie potoków oraz związanej z nimi infrastruktury w dobrym stanie” skupiał się na obszarach wyżynnych i górskich. Zrealizowany został, podobnie jak ww. wymieniony, w latach 2007–2013. Wybudowano w tym czasie 3 553 obiekty, które łącznie zwiększyły ilość retencionowanej wody o 1,5 mln m³. W projekcie uczestniczyło 55 nadleśnictw (ryc. 4), a jego budżet wyniósł 186 mln zł (Umowa o dofinansowanie POiŚ 2011).

Oba projekty dofinansowano ze środków UE w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko – Zarządzanie zasobami i przeciwdziałanie zagrożeniom środowiska.

Kolejna edycja projektów służących ochronie siedlisk hydrogenicznych to projekty będące kontynuacją omówionych powyżej. Podobnie jak w poprzednich dwóch projektach, podzielono je ze względu na lokalizację. Projekty te realizowane są od 2016 roku, ich zakończenie nastąpi w roku 2023. Pierwszy z nich to: *Kompleksowy projekt adaptacji lasu i leśnictwa do zmian klimatu mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji na terenach nizinnych*. Uczestniczy w nim 113 nadleśnictw (ryc. 5). W ramach projektu tworzone są 363 zbiorniki służące retencionowaniu wody, 316 kompleksowych zadań polegających na przywracaniu funkcji obszarom mokradeł, a 502 działania służą zabezpieczeniu infrastruktury. Projekt zostanie zrealizowany w wyznaczonym terminie. Dzięki powyższym działaniom ilość re-

tencjonowanej wody wzrośnie o 3,3 mln m³. Budżet projektu wynosi 234,7 mln zł (Umowa o dofinansowanie POIS 2016a).



Rycina 4. Nadleśnictwa (zaciemnione) biorące udział w projekcie: „Przeciwdziałanie skutkom odpływu wód opadowych na terenach górskich. Zwiększanie retencji i utrzymanie potoków oraz związanej z nimi infrastruktury w dobrym stanie”, zrealizowanego w latach 2007–2013



Rycina 5. Nadleśnictwa (zaciemnione) biorące udział w projekcie: „Kompleksowy projekt adaptacji lasu i leśnictwa do zmian klimatu mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji na terenach nizinnych”. Okres realizacji 2016–2022

Drugi, bliźniaczy projekt, pt.: „Kompleksowy projekt adaptacji lasu i leśnictwa do zmian klimatu – mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji na terenach górskich”, dedykowany jest obszarom wyżynnym i górskim. Uczestniczy w nim 47 nadleśnictw (ryc. 6). W ramach jego realizacji wykonane zostaną obiekty lub działania w 1 086 lokalizacjach.

W ramach projektu powstanie 235 zbiorników służących retencjonowaniu wody, 7 kompleksowych zadań polegających na przywracaniu funkcji obszarom mokradeł. Planuje się 279 zadań polegających na zabezpieczeniu przeciwoerozyjnym dróg i szlaków zrywkowych, gdzie zabezpieczonych zostanie 565 obiektów infrastruktury leśnej. Dzięki powyższym działaniom możliwość retencjonowania wody wzrośnie o ok. 900 tys. m³. Całkowity budżet projektu wynosi 265,95 mln złotych (Umowa o dofinansowanie POIŚ 2016b).

Oba projekty uzyskały dofinansowanie ze środków UE w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko na lata 2014–2020.



Rycina 6. Nadleśnictwa (zaciemnione) biorące udział w projekcie: „Kompleksowy projekt adaptacji lasu i leśnictwa do zmian klimatu – mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji na terenach górskich”. Okres realizacji 2016–2023

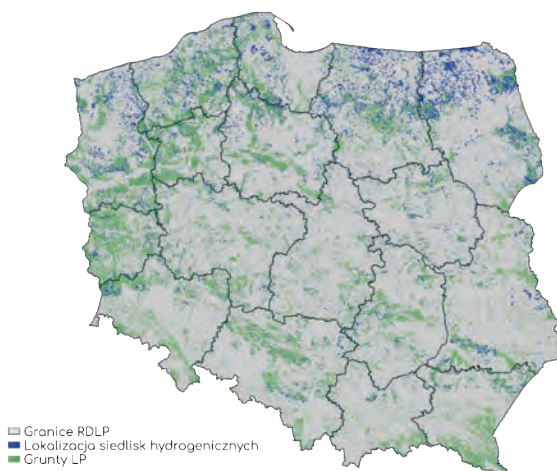
Zaprezentowane działania jednoznacznie dowodzą, że leśnicy już w XX wieku dostrzegli problemy wynikające z niedostatku wody w lasach i podjęli działania służące zwiększeniu możliwości retencyjnych lasów. Działania te są również korzystne dla zachowania i wzmocnienia różnorodności biologicznej w lasach, ponieważ w ich wyniku powstaje cała gama siedlisk wodnych i mokradeł niezbędnych dla funkcjonowania rzadkich i zagrożonych gatunków roślin i zwierząt, zwłaszcza płazów i bezkręgowców.

Liczne zakończone sukcesem działania dowodzą, że Lasy Państwowe posiadają kadre o odpowiednim przygotowaniu merytorycznym oraz niezbędnym zapleczem organizacyjnym, który umożliwi skuteczną realizację projektów ochrony siedlisk bagiennych i wilgotnych o zasięgu ogólnokrajowym.

Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe (PGL LP) zamierza kontynuować działania służące poprawie warunków wodnych w lasach. Szczególna uwaga zwrócona zostanie na siedliska mokradł. Planuje się realizację projektu ogólnokrajowego oraz szeregu projektów regionalnych, których zasadniczym celem będzie lepsza ochrona siedlisk mokradł poprzez poprawę warunków wodnych.

W ramach prac koncepcyjnych przeprowadzono wielopoziomą kwerendę danych. Najważniejszą z nich było wyszukanie obszarów ze specyficznymi warunkami glebowo-siedliskowymi – siedliska bagiennie na glebach organicznych (gleby torfowe, gleby murszowe, mineralno-murszowe), oraz bagna i nieużytki. Analiza uwzględniała występowanie płatu/płatów roślinności w obszarach Natura 2000 oraz areal tego typu siedlisk. Wykorzystano do tego mapy numeryczne, wykonane w ramach prac glebowo-siedliskowych.

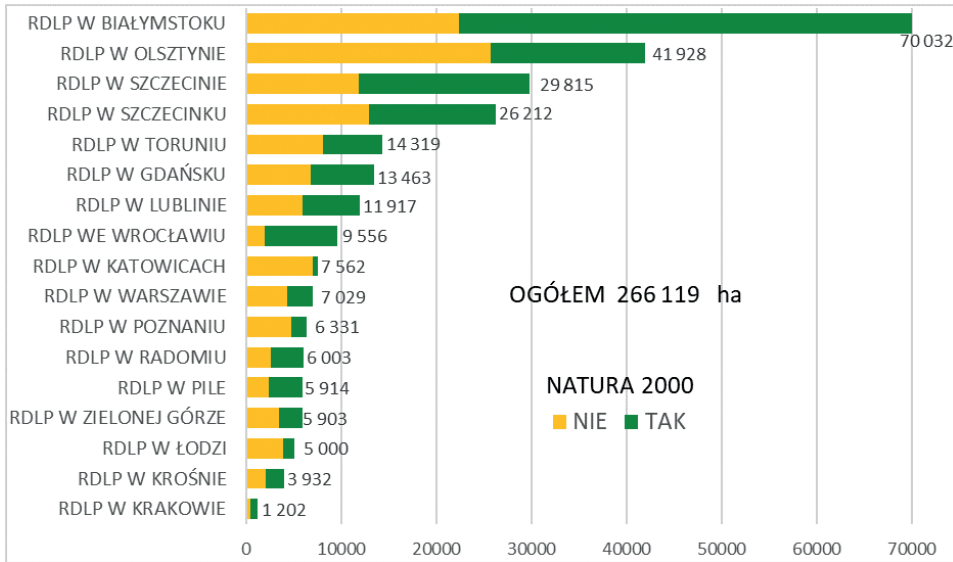
Wyniki wskazują na zróżnicowanie występowania tego typu siedlisk. Najwięcej jest ich w północnej i wschodniej Polsce (ryc. 7).



Rycina 7. Występowanie siedlisk hydrogenicznych wytworzonych z gleb organicznych na gruntach zarządzanych przez Lasy Państwowe (mapa poglądowa)

Chociaż ww. siedliska zajmują nieco ponad 5 procent areалу gruntów w zarządzie PGL LP to w znacznej mierze są one objęte ochroną w ramach programu Natura 2000 (ok. 53%).

Udział siedlisk z glebami organicznymi, które są chronione w ramach sieci Natura 2000 w poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych jest zróżnicowany (ryc. 8).



Rycina 8. Udział gleb siedlisk wytworzonych z gleb organicznych na gruntach w zarządzie PGL LP (źródło: DGLP 2021)

Dzięki analizie możliwe było zlokalizowanie nadleśnictw i obszarów Natura 2000, gdzie zasadne jest podjęcie działań poprawiających uwodnienie siedlisk bagiennych. Zasadniczym celem planowanych działań będzie ochrona gleb organicznych poprzez zapewnienie właściwych stosunków wodnych oraz przywrócenie i ochrona procesu torfotwórczego.

Osiągnięcie powyższego celu, będzie równocześnie służyło lepszej ochronie całej gamy siedlisk przyrodniczych oraz gatunków związanych z obszarami bagien.

Realizacja projektu korzystnie wpłynie na szereg siedlisk przyrodniczych, w szczególności wymienić należy:

91D0 – bory i lasy bagiennie; właściwie wszystkie podtypy, włącznie ze *Sphagno squarrosi-Alnetum*, *Thelypteridi-Betuletum pubescentis*, *Sphagno girgensohnii-Piceetum*, *Vaccinio uliginosi-Pinetum* i inne zbiorowiska mokradeł w kręgu dynamicznym klasy *Vaccinio-Piceetea* i *Alnetea glutinosae*;

91E0 – lasy łąkowe, zwłaszcza *Fraxino-Alneum*;

7120 – torfowiska wysokie, zdolne do regeneracji;

7140 – torfowiska przejściowe i trzęsawiska (mechowiska) z roślinnością z klasy *Scheuchzerio-caricetea nigrae*;

7150 – obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku *Rhynchosporion* (przygielkowiska);

7230 – górskie i niżowe torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

Ponadto, w związku z poprawą stosunków wodnych poprawie ulegną również inne siedliska Natura 2000 bezpośrednio niezwiązane z wymienionym powyżej, np. 6410 – zmiennowilgotne łąki trzęślicowe, 6230 – murawy bliźniczkowe – postaci wilgotne, itp.

Spśród gatunków roślin i zwierząt na poprawę warunków siedliskowych liczyć może szereg gatunków chronionych w ramach dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej (tab. 2).

Tabela 2. Przykładowi beneficjenci realizacji projektu służącego ochronie mokradł, wymienieni w załącznikach dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej

A067 – gągoł;	1042 – zalotka większa;	1758 – jęczyczka syberyjska;
A108 – głuszec;	1166 – traszka grzebieniasta;	1903 – lipiennik Loesela;
A409 – cietrzew;	1188 – kumak nizinny;	1528 – skalnica torfowiskowa;
A104 – jarząbek;	1220 – żółw błotny;	1393 – haczykowiec błyszczący;
A030 – bocian czarny;	1337 – bóbr europejski;	
A089 – orlik krzykliwy;		
A215 – puchacz;		
A307 – jarzębatka;		
A081 – błotniak stawowy;		
A160 – kulik wielki;		
A294 – wodniczka;		
A295 – rokitniczka;		
A272 – podróżniczek		

Należy podkreślić, że działania polegające na wzmocnieniu ochrony mokradeł są w pełni zbieżne z celami zawartymi w Strategii na rzecz różnorodności biologicznej do 2030 (European Commission 2020), oraz – nowej Strategii w zakresie przystosowania do zmiany klimatu (European Commission 2021).

PODSUMOWANIE

W oparciu o dostępną literaturę jak i badania własne, nasuwają się następujące wnioski o charakterze ogólnym:

1. Mokradła leśne są jednymi z bardziej narażonych siedlisk na zmiany klimatu.
2. Większość siedlisk bagiennych i łęgowych wymaga działań w zakresie zachowania lub też odtworzenia warunków siedliskowych zbliżonych do naturalnych.
3. Przy planowaniu działań z zakresu restytucji lub ochrony torfowisk lub łęgów niezbędne jest określenie możliwości przywrócenia i utrzymania warunków siedliskowych, w tym w szczególności warunków hydrologicznych, które będą optymalne dla przywrócenia pożądanego zespołu roślinnego.
4. Na siedliskach lasów bagiennych i łęgowych należy dążyć do wyboru sposobów zagospodarowania umożliwiających wykorzystanie w maksymalnym stopniu odnowienia naturalnego, które ogranicza wpływ na warunki wodne i właściwości gleb oraz strukturę roślinności runa.
5. Lasy Państwowe od blisko ćwierćwiecza realizują działania służące poprawie warunków wodnych w tym również siedlisk hydrogenicznych,
6. Istnieje duży potencjał wzmocnienia ochrony siedlisk hydrogenicznych na gruntach zarządzanych przez Lasy Państwowe. Jest to szczególnie ważne w obliczu zmian klimatycznych.
7. Lasy Państwowe dysponują kompetentną kadrą i odpowiednim zapleczem organizacyjnym, który umożliwia realizację projektów o zasięgu ogólnokrajowym, służących retencjonowaniu wody w ekosystemach leśnych, a także wzmocnieniu ochrony mokradeł.

Summary

Janusz Czerepko¹, Jan Tabor²

¹ Forest Research Institute

j.czerepko@ibles.waw.pl

² Directorate-General of the State Forests

Jan.Tabor@lasy.gov.pl

Impacts of climate change on forest wetlands and possibilities of their protection

Wetlands occupy about 6% of the world's land area and comprise a significant part of global biodiversity. Wetlands accounts for 12% of the global carbon reserves, playing an important role in its circulation. On the one hand, wetland ecosystems are an ideal natural environment for carbon sequestration from the atmosphere and long-term CO₂ storage. On the other hand, wetlands subjected to drainage, that leads to decomposition of organic matter, can become one of the largest sources of carbon dioxide emissions to the atmosphere. Therefore, wetlands can be considered as carbon sinks, but also as carbon sources, depending on the way they are managed. Wetlands have significant environmental impacts, including water retention and purification, as well as water circulation. At the same time, most endangered and endemic species live in wetland habitats. It is recognized that they are one of the most vulnerable ecosystems to climate change. Thus, the habitats representing them are protected as part of nature reserves, national parks or Natura 2000 sites.

Except for one type of alder forests (*Ribes nigri-Alnetum*), all swamp and riparian forest habitats are protected under the Habitats Directive. Only 15% of wetlands in Poland are forested, while the majority of them are meadows. Forest wetlands are quite dynamic systems, which should also be taken into account in silvicultural planning and protection. In Poland, forest wetlands (swamp and riparian habitats) cover just over 4% of the area in the State Forests. Due to their specific structure and functions, they form one of the most diverse and valuable forest types. Most of them (nearly 90%) were converted, mainly as a result of drainage, e.g. Bory Dolnośląskie, Lasy Janowskie, Puszcza Augustowska and Puszcza Zielona. As a result of drainage and planting of ecologically alien species, the current types of plant associations of wetland patches usually vary from potential ones.

The process of forest wetland and riparian habitats drainage lasted for nearly two centuries. In the second half of the last century, drained forest areas in Poland accounted for 900 thousand hectares, most of them involving the reconstruction of pre-existing systems for regulating water conditions. Most forest wetlands, where water conditions were once changed, whether it was due to extraction of peat or so-called "making swamps capable for forest production", currently are characterised by disturbed habitat conditions and do not properly fulfil their functions. Some of these habitats, especially those fed with groundwater

or located in watercourse valleys, can be saturated with water in a relatively simple manner by construction of dams, ditch filling, constructing water valves and thus restoring natural vegetation and initiating the process of organic matter deposition. However, it is not always easy to achieve the intended goal, especially when dealing with degraded bogs dependent on rain (raised bogs). Some of, for example, regulated watercourses are influenced by beavers, which somehow cause re-flooding and improve water conditions, but also – as a result of prolonged flooding – they cause losses in tree stands. Vegetation structures in some habitats change naturally, both as a result of autogenic factors and global environmental changes, which should also be taken into account in forest management and protection planning in wetlands. When it comes to forest management in wetlands, mainly in alder and ash-alder swamp forests, it is recommended to use natural regeneration as far as possible, which allows to reduce disturbance in habitat conditions resulting from soil preparation.

The State Forests Holding has been actively involved for many years in activities aimed at retaining water in forests, especially in wetland and swamp habitats. Mostly activities related to small retention should be mentioned here. By implementing such projects since the 1990s, extensive experience has been gathered. The first countrywide program aimed at water retention was implemented in the period of 1998–2005. At that time, 3340 small retention facilities were constructed, enabling accumulation of approx. 8.4 million m³ of water. The next two projects were carried out over the period 2007–2013 with 223 forest districts involved. Altogether 7197 facilities were constructed, that retained 44.3 million m³ of water. At present, 2 countrywide projects are implemented, involving 160 forest districts. It is assumed that as a result of the projects 2267 small retention facilities will be constructed and approx. 2.5 million m³ of water will be retained in forests.

In the face of hotter summers and warmer winters, resulting in a deepening water shortage, it became necessary to take further actions to retain as much water and organic carbon (organic matter) in forest ecosystems as possible. It can be achieved by proper saturation of organic soils with water, primarily peat and muck-peat soils. Restoration of proper water conditions in the soils in question would lead to retention of large amounts of water and inhibit emissions of huge amounts of carbon dioxide (currently, due to decomposition of organic soil matter caused by drainage huge amounts of CO₂ are released to the atmosphere). In the State Forests there are approx. 244,500 ha of semi-hydrogenic and hydrogenic soils, characterized by significant contents of organic matter, nearly half of which are deep peats. In view of implementation of the abovementioned goals non-forest habitats (wastelands, swamps, meadows), covering some 22,000 ha, are particularly interesting. These are usually areas that were or are not utilised, or have been set-aside for various reasons. In this situation, even a significant increase in the groundwater level will not be associated with significant economic consequences and the risk of stands dying (flooding). These are potential places for the project implementation which aims at retaining water and inhibiting the process of carbon dioxide release to the atmosphere.

LITERATURA

- Charman D.J. 2002. Peatlands and environmental change. John Wiley and Sons, West Sussex.
- Cieśla A., Mionskowski M., Müller I., Perzanowska J., Korzeniak J., Gawryś R., Kolada A., Barańska A., Bielczyńska A., Bociąg K., Fyałkowska K., Micha-

- łek M., Ochocka A., Opióła R., Pasztaleniec A. 2021. Stan ochrony siedlisk przyrodniczych w Polsce w latach 2013–2018. Biuletyn Monitoringu Przyrody 24/4. Biblioteka Monitoringu Środowiska GIOŚ, Warszawa.
- Climate change and biodiversity. 10 messages for 2010. 2010. EEA, Copenhagen.
- 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 mokradel leśnych w północno-wschodniej Polsce. IBL, Sękocin Stary.
- Czerepko J., Boczoń A., Wróbel M., Gawryś R., Sokołowski K. 2018. Removal of birch as a means of protecting raised bog mossy vegetation *Ledo-Sphagnetum magellanicum*. *Wetlands Ecology and Management*, 26.4: 689–702.
- de Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393–408.
- Deres M. (DGLP). 2017. Prezentacja dla Ministerstwa Środowiska na Światowy Dzień Wody z dn. 22.03.2021 r.
- DGLP 2021. Dane opracowane w Wydziale Ochrony Zasobów Przyrodniczych Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych, na podstawie danych Sytemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP).
- Dugan P.J. (ed). 1990. Wetland conservation. A review of current issues and required action. IUCN Communications UNIT, 1196 Gland, Switzerland.
- Eades P., Bardley L., Giles N., Crofts A. 2003. The wetland restoration manual. The Wildlife Trusts, Newark.
- EEA. 2009. Cause of loss of wetlands. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/cause-of-loss-of-wetlands>.
- Eggelsmann R., Heathwaite A.L., Grosse-Brauckmann G., Küster E., Naucke W., Schuch M, Schweickle V. 1993. Physical processes and properties of mires. w: Heathwaite A. L., Gottlich Kh. (red.) *Mires: Process, Exploitation and Conservation*. Chichester, Wiley: 171–262.
- Gawryś R., Gabrysiak K. 2020. Rola martwego drewna w regeneracji drzewostanu łągu jesionowo-olszowego (*Fraxino-Alnetum*) zasiedlonego przez bobry. *Sylvan*, 164(6): 505-512.
- Gawryś R., Gabrysiak K. A., Czerepko J., Wróbel M. 2021. Zmiany struktury fitocenoz stawów bobrowych. *Sylvan*, 165(5): 412-421.
- Henrikson L. 2018. Blue Targeting – Podręcznik. W jaki sposób przeprowadzać analizę Blue Targeting w celu wypracowania najlepszych praktyk w zakresie zarządzania operacjami leśnymi wzdłuż niewielkich strumieni. Szwedzka Agencja Leśnictwa, Projekt Unii Europejskiej Interreg Water Management in Baltic Forests (Gospodarowanie wodą w lasach nadbałtyckich), WAMBAF.

- European Commission 1995. Commission's communication to the Council and the Parliament: wise use and conservation of wetlands. European Commission, Brussels, Belgium.
- European Commission 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030, COM/2020/380 final, Brussels, Belgium.
- European Commission 2021. Forging a climate-resilient Europe – the new EU Strategy on Adaptation to Climate Change. COM/2021/ 82 final, Brussels, Belgium.
- Mitsch W.J., Gosselink J.G. 2007. Wetlands. 3 wydanie. John Wiley and Sons, Inc., Nowy Jork.
- Mitsch W.J. 2012. What is ecological engineering? *Ecological Engineering*, 45: 5–12.
- Moreno-Mateos D., Comin F.A. 2010. Integrating objectives and scales for planning and implementing wetland restoration and creation in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 91: 2087–2095.
- Pokorný P., Klimešová J., Klimeš L. 2000. Late holocene history and vegetation dynamics of a floodplain alder carr: a case study from eastern Bohemia, Czech Republic. *Folia Geobotanica*, 35: 43–58
- Post W.M., Emanuel W.R., Zinkel P.J., Strangenberger A.G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298: 156–159.
- Sokołowski A. W. 1993. Fitosocjologiczna charakterystyka zbiorowisk leśnych Białowieskiego Parku Narodowego. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody*, 12, 3: 5-190.
- Umowa o dofinansowanie POIS 2010 – nr POIS.03.01.00-00-003/09-00 z dn. 9.06.2010 r. Projekt „Zwiększanie możliwości retencyjnych oraz przeciwdziałanie powodzi i suszy w ekosystemach leśnych na terenach nizinnych” w ramach działania 3.1 Retencjonowanie wody i zapewnienie bezpieczeństwa przeciwpowodziowego priorytetu III Zarządzanie Zasobami i przeciwdziałanie zagrożeniom środowiska Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2007–2013 wraz z aneksami.
- Umowa o dofinansowanie POIS 2011 – nr POIS.03.01.00-00-003/10-00 z dn. 29.08.2011 r. Projekt „Przeciwdziałanie skutkom odpływu wód opadowych na terenach górskich. Zwiększenie retencji i utrzymanie potoków oraz związanej z nimi infrastruktury w dobrym stanie ” nr POIS.03.01.00-00-003/10 w ramach działania 3.1. Retencjonowanie wody i zapewnienie bezpieczeństwa przeciwpowodziowego priorytetu III Zarządzanie zasobami i przeciwdziałanie zagrożeniom środowiska Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2007–2013 wraz z aneksami.
- Umowa o dofinansowanie POIS 2016a – nr POIS.02.01.00-00-0005/16 z dn. 28.10.2016 r. Projekt: „Kompleksowy projekt adaptacji lasów i leśnictwa do

- zmian klimatu – mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji wodnej na terenach nizinnych*” nr POIS.02.01.00-00-0005/16 w ramach działania 2.1 Adaptacja do zmian klimatu wraz z zabezpieczeniem i zwiększeniem odporności na klęski żywiołowe, w szczególności katastrofy naturalne oraz monitoring środowiska, oś priorytetowa II Ochrona środowiska, w tym adaptacja do zmian klimatu Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2014–2020 wraz z aneksami.
- Umowa o dofinansowanie POIS 2016b – nr POIS.02.01.00-00-0006/16 z dn. 28.10.2016 r. Projekt „*Kompleksowy projekt adaptacji lasów i leśnictwa do zmian klimatu – mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji wodnej na terenach górskich*” nr POIS.02.01.00-00-0006/16 w ramach działania 2.1 Adaptacja do zmian klimatu wraz z zabezpieczeniem i zwiększeniem odporności na klęski żywiołowe, w szczególności katastrofy naturalne oraz monitoring środowiska, oś priorytetowa II Ochrona środowiska, w tym adaptacja do zmian klimatu Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2014–2020 wraz z aneksami.
- Verhoeven J.T.A. 2014. Wetlands in Europe: Perspectives for restoration of a lost paradise. *Ecological Engineering*, 66: 6–9.
- Verhoeven J.T.A., Arheimer B., Yin C., Hefting M.M. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 96–103.
- Wiśniewski S. 1996. Dotychczasowe metody regulacji stosunków wodnych w lasach i ich efekty. *Sylvan*, 140(11): 75–83.
- Wyniki aktualizacji stanu powierzchni leśnej i zasobów drzewnych w Lasach Państwowych na dzień 1 stycznia 2020 r. 2021. BULiGL, Sękocin Stary.
- Zasady, Kryteria i Wskaźniki Dobrej Gospodarki Leśnej w Polsce. 2010. Maszynopis FSC.
- Zasady hodowli lasu. 2012. CILP, Warszawa.
- Żurek S. 1986. Szybkość akumulacji torfu i gytii w profilach torfowisk i jezior Polski (na podstawie danych 14C). *Przegląd Geograficzny*, 58.3: 459–477.
- Żurek S. 2006. Katalog rezerwatów przyrody na torfowiskach Polski. Kielce, Wydawnictwo Akademii Świętokrzyskiej.

Janusz Bańkowski¹, Edward Pierzgałski²

¹ Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Brzegu

² Instytut Badawczy Leśnictwa

sekretariat@brzeg.buligl.pl, E.Pierzgalski@ibles.waw.pl

Plan gospodarowania wodą w lasach w aspekcie zmian klimatu

WSTĘP

Warunki klimatyczne w Polsce kształtują się pod wpływem klimatu morskiego i kontynentalnego, wskutek czego ich charakterystyczną cechą jest zmienność zarówno czasowa, jak i przestrzenna. Spośród czynników klimatycznych największy wpływ na kształtowanie warunków wodnych w lasach ma temperatura powietrza i opad atmosferyczny. Ich zmienność czasowa oznacza m.in. występowanie krótszych i dłuższych okresów z opadami atmosferycznymi i temperaturami powietrza odbiegającymi od średnich wieloletnich i od wartości optymalnych dla rozwoju drzewostanów. Zdarzają się kilkuletnie okresy o bardzo różniących się opadach, jak np. w Nadleśnictwie Zwierzyniec, gdzie średnie opady roczne w okresie 1973–1980 wynosiły 687 mm, a w latach 1981–1997 osiągnęły tylko 588 mm i znacząco wzrosły do 789 mm w okresie 1998–2012. Podobne zróżnicowanie średnich rocznych opadów odnotowano na stacji IMGW w Białowieży w następujących po sobie okresach: 580 mm (1950–1966), 720 mm (1967–1982) i 603 mm (1983–2004).

Od lat 50. ubiegłego wieku obserwuje się w Polsce wzrastający trend temperatury powietrza. Badania Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej wykazały, że w okresie od 1950 do 2020 roku średnia temperatura w Polsce wzrosła prawie o 2°C (Raport IMGW-PIB 2020). Trend wzrostu temperatury nasilił się bardzo wyraźnie w ciągu ostatnich 40 lat. Szczególnie istotne dla warunków wodnych w lasach są zmiany temperatury powietrza w półroczach zimowych powodujące zanik typowych wcześniej roztopów śniegu i znaczące zmniejszenie zasobów wodnych na początku okresu wegetacji (tab. 1).

Obserwowane odstępstwa pogodowe wpisują się w projekcje zmian klimatu przedstawione w 2021 i 2022 roku w dwóch pierwszych częściach VI raportu Międzypaństwowego Panelu ds. Zmian Klimatu (IPCC 2021, IPCC 2022), które potwierdzają nieuchronność trendów zagrażających dotychczasowym warunkom rozwoju przyrody oraz działalności antropogenicznej, jeśli emisja gazów cieplarnianych nie

zostanie znacząco ograniczona. Liczba prac badawczych poświęconych problemom oraz projekcjom zmian klimatu jest olbrzymia i dlatego analizując wyniki badań modelowych należy mieć na uwadze, że charakteryzuje je duża niepewność. Na ten niezwykle ważny aspekt badawczy wskazali m.in.: Giuntol i in. (2015), Kundzewicz i in. (2018), Dankers i Kundzewicz (2020). Niepewność projekcji zmian klimatu wynika z wielu przyczyn, między innymi z dostępności miarodajnych danych wykorzystywanych w modelach, braku wiedzy dotyczącej złożonych procesów zmian klimatu, a także z przyjętych założeń w scenariuszach globalnych zmian klimatycznych oraz globalnej i lokalnej polityki klimatycznej, od której zależy dynamika przyszłego wzrostu lub ograniczenia wielkości emisji gazów cieplarnianych.

Tabela 1. Zmiany średnich temperatur powietrza w półroczach zimowych (dane ze stacji IMGW w Białowieży)

Okres	Udział półroczy zimowych o średnich temperaturach		
	ujemnych	dodatnich	bliskich zeru
1950–1987	59%	30%	11%
1988–2014	23%	69%	8%

Wyniki prognostycznych modeli zmian klimatu w regionie Polski (m.in. Pińiewski i in. 2017; Kundzewicz i in. 2018) wskazują na kontynuację trendu wzrostowego temperatury, natomiast poza przypadkami lokalnymi, nie potwierdzają wzrastającego lub malejącego trendu rocznych wielkości opadu. Przewiduje się natomiast wzrost opadów w półroczu zimowym, co przy wyższych temperaturach (brak kumulacji śniegu) oznaczać będzie zwiększenie odpływu wody i wzrost zagrożenia powodziowego. Natomiast w półroczu letnim prognozowane są mniejsze opady, czego skutkiem, przy zwiększonej ewapotranspiracji, będzie zmniejszenie zasobów wodnych. Możliwy jest wzrost opadów typu nawałnego zwiększających zagrożenie powodziowe i erozyjne z jednoczesnym wydłużeniem okresów bezopadowych sprzyjających występowaniu suszy.

Oczywiście, zmiany tych wskaźników meteorologicznych nie dotyczą tylko ich wielkości, ale także częstotliwości występowania, natężenia, okresu trwania itp. (Kundzewicz i in. 2010). Wzrost temperatury oraz zmienność rozkładu i wielkości opadów istotnie wpływają na reżim rzeczny (zmiany wielkości przepływów charakterystycznych i wzrost częstotliwości pojawiania się niżówek oraz wezbrań w rzekach), na zmiany wielkości składników bilansu wodnego w zlewniach rzecznych, położenie zwierciadła wody gruntowej i uwilgotnienia gleb, warunkującego prawidłowy rozwój roślinności.

Bardzo wrażliwe na zmiany klimatu są ekosystemy leśne (Dyderski i in. 2018). Brzeziecki (2021) wymienia kilkanaście procesów życiowych roślinności leśnej, na które mają wpływ zwiększona zawartość CO₂, wzrost temperatury powietrza oraz zmiany w rozkładzie, wielkości i natężeniu opadów. Duże zagrożenie dla ekosystemu leśnego mogą powodować występujące coraz częściej ekstremalne zjawiska hydrologiczne, a zwłaszcza w postaci okresów posusznych i susz.

Wobec coraz bardziej prawdopodobnych i relatywnie szybkich zmian dotyczących zasobów wodnych i związanych z nimi warunków wodnych, realizowane są w Lasach Państwowych działania adaptacyjne do zmian klimatu w postaci modernizacji istniejącej i budowy nowej infrastruktury wodnej. Podstawą jej optymalnego wykorzystanie i utrzymania w dobrym stanie technicznym jest plan gospodarowania wodą obejmujący m.in. identyfikację problemów wodnych, harmonogramy prac eksploatacyjnych i konserwacyjnych, a także zakres monitoringu umożliwiającego ocenę efektów i potrzeb w zakresie poprawy lub rozbudowy istniejącej infrastruktury.

W opracowaniu przedstawiono wyniki zakończonego w 2017 r. tematu pt. „Metodyczne podstawy opracowania i wdrażania planu gospodarowania zasobami wodnymi w lasach nizinnych w skali nadleśnictwa” zleconego przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych, a realizowanego przez Instytut Badawczy Leśnictwa oraz Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Brzegu (Pierzgalski i in. 2017). Cel główny tematu został określony w jego tytule. Celem szczegółowym było opracowanie planów gospodarowania wodą dla dwóch wybranych nadleśnictw. W ramach prac metodycznych wykonano badania analityczne i terenowe dotyczące między innymi określania zasobów wodnych w zlewni rzecznej przy różnej dostępności danych, inwentaryzacji infrastruktury wodnej za pomocą nowoczesnych metod geomatycznych, oceny stanu technicznego i funkcjonalnego urządzeń wodnych, określania pilności prac utrzymaniowych urządzeń wodnych oraz dostosowania gospodarki wodnej do wymagań obszarowych i punktowych obiektów chronionych.

INFRASTRUKTURA WODNA W OBSZARACH LEŚNYCH

INFRASTRUKTURA MELIORACYJNA

Cele infrastruktury melioracyjnej w lasach ulegały zmianom zależnie od warunków klimatycznych, gospodarczych i społecznych (Pierzgalski i Tyszka 2016). W latach 20. ubiegłego wieku i także później na obszarze Polski występował nadmiar opadów, a wskaźniki bilansu wodnego dotyczące okresów rocznych, m.in. Sielaniowa, odpowiadały wartościom właściwym obszarom o dużych zasobach wodnych. Odwodnienia były wówczas ważnym zabiegiem umożliwiającym dobre efekty

produkcji rolnej, ale także poprawę warunków wzrostu drzewostanów. W okresie II wojny światowej duża część wykonanych wcześniej urządzeń melioracyjnych została zniszczona lub utraciła swoje funkcje wskutek braku konserwacji. Po wojnie w latach 50. rozpoczęto w lasach inwestycje melioracyjne, których głównymi celami były: komunikacyjne udostępnienie lasu, umożliwienie wykonywania zabiegów hodowlanych, poprawę produktywności drzewostanów oraz zwiększenie powierzchni leśnej kosztem tzw. nieużytków, czyli bagien i torfowisk śródleśnych. Szacowano wówczas, że zakres niezbędnych prac wynosi 1 050 tysięcy hektarów (Wiśniewski 1996). Większość potrzeb (około 90%) obejmowała odbudowę, przebudowę lub renowację istniejących, często zniszczonych lub zaniedbanych urządzeń. W okresie 1951–1990 zrealizowano inwestycje na powierzchni 850 tys. hektarów. Po 1991 roku prace melioracyjne w lasach zostały prawie całkowicie zaniechane. Wśród wykonanych urządzeń dominowały urządzenia odwadniające służące do odprowadzenia okresowych nadmiarów wód.

Obecnie negatywnie ocenia się próby uprodukcjonienia około 10 tys. hektarów różnego rodzaju mokradeł śródleśnych. Jakkolwiek powierzchnia ta była w stosunku do powierzchni całkowitej lasów niewielka, to zasięg oddziaływania odwodnionych mokradeł zlokalizowanych głównie w najniższych partiach terenu obejmował także otaczające siedliska leśne, powodując przy zmianach warunków pogodowych zanik wód powierzchniowych lub obniżanie się zwierciadła wody gruntowej. Oprócz zubożenia zasobów wodnych, odwodnienie gleb organicznych inicjowało ich murszenie, a także miało istotny negatywny wpływ na biologiczną różnorodność tych obszarów.

Interesujące jest, dlaczego wśród wykonanych wówczas inwestycji przeważały systemy odwadniające, pomimo że doskonale zdawano sobie sprawę ze zmienności warunków meteorologicznych w Polsce i występujących zarówno nadmiarów, jak i niedoborów opadów. Zagadnienie to wyjaśnia następująco Stanisław Babiński (1987), autor podręcznika „Melioracje wodne w lasach”: „Wśród przyrodników panował wówczas pogląd, że melioracje wodne w lasach powinny polegać na dwukierunkowej regulacji stosunków wodnych – przez połączenie odwodnienia z nawodnieniem – aby zapobiegać przesuszaniu gleby w okresach niedoboru opadów. Ponadto zalecano zachowanie szczególnej ostrożności przy meliorowaniu siedlisk leśnych, chociaż bliżej nie określano, w czym ma się to wyrażać. Dlatego w projektach melioracji uwzględniano budowę urządzeń piętrzących, tj. zastawek lub przepustów z piętrzeniem do regulacji odpływu, często nie zważając czy jest to w danych warunkach siedliskowych rzeczywiście konieczne. Jak się później okazało, większość urządzeń piętrzących nie była potrzebna i po pewnym czasie zaniechano ich użytkowania. Siłą rzeczy przyczyniło się to do zaniedbania eksploatacji tych urządzeń także na terenach, gdzie regulacja odpływu była pożądana.

Ale zaniedbania urzędów piętrzących i świadomość beużytecznie poniesionych kosztów na ich budowę stały się z kolei przyczyną do przesadnej wstrzeźliwości projektantów w stosowaniu tych urządzeń.”

Wieloletnie obserwacje funkcjonowania i skutków grawitacyjnych systemów odwadniających wskazują, że w początkowym okresie funkcjonowania spełniają one pozytywną rolę w nadmiernie uwilgotnionych siedliskach, a ich efektem jest znaczące polepszenie rozwoju drzewostanów. Jeśli jednak nie ma możliwości regulacji odpływu wody, wówczas niesterowalne systemy odwadniające mogą powodować zmniejszanie zasobów wodnych, co jest szczególnie negatywnie odbierane w okresach o mniejszych opadach od przeciętnych. Dlatego w wielu publikacjach i sprawozdaniach z badań naukowych zaleca się zamianę niesterowalnych systemów odwadniających na systemy odpływu regulowanego. Współczesne funkcje systemów melioracyjnych w lasach nie powinny ograniczać się tylko do regulacji stosunków wodnych, ale odpowiednio zaprojektowane i eksploatowane mogą odgrywać istotną rolę retencyjną spowalniając odpływ wody z siedlisk leśnych, a także powinny być włączone w system ochrony przed powodzią (Pierzgalski i in. 2012). Mogą także wpływać na emisję gazów cieplarnianych w glebach organicznych.

Pojawiające się opinie o negatywnym oddziaływaniu systemów odwadniających, jakkolwiek są częściowo słuszne, to często nie są merytorycznie uzasadnione. Należy bowiem zwrócić uwagę na fakt, że przesuszenia w lasach pojawiają się głównie w okresach susz meteorologicznych, których następstwem są susze hydrologiczne i najgroźniejsze dla roślinności leśnej susze glebowe. Ponadto poważny wpływ na kształtowanie się niekorzystnych warunków wodnych, często o zasięgu lokalnym, ma ingerencja antropogeniczna w naturalny obieg wody zarówno za pomocą środków technicznych, jak i metod gospodarki leśnej. Trwałe zmiany warunków wodnych na obszarach leśnych wywołują inwestycje hydrotechniczne (ujęcia wód powierzchniowych, pobór wód podziemnych, stopnie i zbiorniki wodne, regulacje rzek, wały przeciwpowodziowe). Tak więc, używanie określenia „nieprzemyślane melioracje” świadczy raczej o „nieprzemyślanej” publicystycznej wypowiedzi, pomijającej niekwestionowane pozytywne efekty produkcyjne funkcjonowania systemów melioracyjnych.

INFRASTRUKTURA RETENCYJNA

Obecnie za największe zagrożenie dla lasów uważa się niedobór wody, którego skutkiem jest, przy wzroście temperatury powietrza, wysychanie wód powierzchniowych (naturalnych lub sztucznych zbiorników wodnych i mniejszych rzek) oraz obniżanie poziomu wód gruntowych. Dostrzegając trend zmniejszania się zasobów wodnych Lasy Państwowe od ponad 30 lat, w celu ograniczenia negatywnego

wpływu tego procesu na stabilność ekosystemu leśnego, realizują liczne przedsięwzięcia finansowane w ramach różnych projektów lub z własnych środków. Już w połowie lat 90-tych uzyskano środki z Funduszu PHARE na poprawę warunków wodnych w lasach. Do terenów najpilniej wymagających interwencji wybrano wówczas dotkniętą dużym pożarem Puszcą Notecką oraz lasy w Górach Izerskich, gdzie w latach 80. XX wieku wystąpiło masowe zamieranie lasów na powierzchni ponad 130 km². W Puszczy Noteckiej w 1998 roku odbudowano lub wybudowano 17 nowych zbiorników retencyjnych, a w Górach Izerskich w latach 1997–98 wybudowano 14 zbiorników retencyjnych (Wiśniewski 2006). Łącznie w latach 1998–2008 w Lasach Państwowych odtworzono lub wybudowano 1 638 zbiorników retencyjnych o łącznej powierzchni 1 647 ha i kubaturze retencionowanej wody 10,6 mln m³. Oprócz wybudowanych zbiorników, odtworzono 3 389 budowli piętrzących (jazy, zastawki, progi) na ciekach i rowach, zwiększając tym samym retencję korytową (Zabrocka-Kostrubiec 2008).

Znaczne zwiększenie zakresu inwestycji o charakterze retencyjnym nastąpiło w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko (2007–2013). Lasy Państwowe utworzyły wówczas Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, które koordynowało m.in. realizację dwóch projektów dotyczących lasów nizinnych i lasów górskich. Były to projekty unikalne w Europie m.in. ze względu na duży zakres i włączenie do projektu 190 nadleśnictw nizinnych i 35 nadleśnictw górskich. W ramach następnej edycji Programu Infrastruktura Środowisko (2014–2020) Lasy Państwowe realizują dwa duże projekty będące kontynuacją poprzednich, lecz ich głównym celem jest adaptacja lasów do zmian klimatu. W realizacji projektu małej retencji nizinnej uczestniczy 113 nadleśnictw, a małej retencji górskiej 47 nadleśnictw.

W okresie 1998–2017 w ramach projektów (bez urządzeń wykonanych ze środków nadleśnictw) wykonano 11 887 nowych lub zmodernizowano urządzeń retencyjnych. W znacznie mniejszej skali wykonywano lub modernizowano także urządzenia z funduszy własnych nadleśnictw. O skali i dynamice tych inwestycji świadczy wzrost liczby obiektów retencyjnych realizowanych rocznie w różnych okresach (tab. 2).

Tabela 2. Liczba rocznie nowych i modernizowanych obiektów retencyjnych w Lasach Państwowych

Okres	Liczba urządzeń
1998–2005	477
2006–2007	675
2007–2015	899

Analizując dotychczasowe przedsięwzięcia mające na celu zatrzymanie wody w lesie należy zauważyć, że służą one nie tylko lasom, ale także pozytywnie oddziałują na bilans wodny całego kraju. Przykładem mogą być zbiorniki wodne w lasach zasilające wody podziemne. W Instytucie Badawczym Leśnictwa badano bilans wodny zbiornika zlokalizowanego w Nadleśnictwie Pułtusk, którego głównym źródłem zaopatrzenia są wody drenarskie z gruntów rolnych sąsiadujących z lasem. Okazało się, że przy pojemności zbiornika wynoszącej około 30 000 m³ w ciągu roku wpłynęło do niego prawie trzy razy więcej wody od pojemności zbiornika. Oprócz strat na parowanie z powierzchni lustra wody znaczna część wody gromadzonej w zbiorniku infiltrowała do wód podziemnych.

Problem pozaprodukcyjnych funkcji lasu podjęty został w Rezolucji *Lasy i woda* (tzw. Rezolucji Warszawskiej R2) przyjętej w ramach Ministerialnego Procesu Ochrony Lasów w Europie w 2007 roku przez ponad 40 ministrów z państw europejskich na V Ministerialnej Konferencji, która odbyła się listopadzie 2007 r. w Warszawie. W części zatytułowanej „Ekonomiczna wycena świadczeń lasu związanych z wodą” stwierdzono, że w celu rozszerzenia środków finansowych zapewniających trwałe i zrównoważone zagospodarowanie lasów oraz zachowania ich funkcji ochronnych, niezbędne jest:

- dokonanie wyceny wartości pozaprodukcyjnych świadczeń lasu związanych z jakością i ilością zasobów wodnych,
- włączenie wyceny pozaprodukcyjnych świadczeń lasu do stosownych polityk i strategii dotyczących lasów i wód,
- opracowanie i wdrażanie narzędzi ekonomicznych, takich jak np. płatności za świadczenia ekosystemowe.

Niewątpliwie w pełni uzasadniony jest więc postulat, aby Lasy Państwowe uzyskiwały odpowiednią rekompensatę ekonomiczną za przedsięwzięcia podejmowane w ramach gospodarki leśnej, a sprzyjające gospodarce wodnej, jak np. za usługi utrzymaniowe zbiorników wodnych zwiększających zasoby wód podziemnych.

PLAN GOSPODAROWANIA WODĄ

CELE I ZASADY SPORZĄDZANIA PLANU GOSPODAROWANIA WODĄ

Rolę planu gospodarowania wodą pełnił w latach 60. aż do końca lat 80. XX wieku aneks melioracyjny stanowiący załącznik do planu urządzenia lasu, w którym identyfikowano problemy dotyczące regulacji stosunków wodnych. Później aneks przestano wykonywać, co miało niewątpliwie związek z warunkami klimatycznymi w latach 90. i z ograniczeniem nowych inwestycji melioracyjnych. Na potrzebę wykonywania planów gospodarowania zasobami wodnymi w nadleśnictwie wska-

zywano na seminariach i konferencjach organizowanych przez Polskie Towarzystwo Leśne (Pieńkos 1998; Wiśniewski 1998). Konieczność powrotu do koncepcji planów gospodarowania wodą uzasadniają:

- długoterminowe prognozy zwiększania się temperatury powietrza i związane z tym zmniejszanie się zasobów wodnych, a także zwiększająca się częstotliwość hydrologicznych zjawisk ekstremalnych w postaci susz i powodzi,
- duży zakres nowych i modernizacji istniejących urządzeń wodnych realizowanych i planowanych oraz wieloletnie zaniedbania w zakresie konserwacji i eksploatacji infrastruktury wodnej w lasach,
- obowiązek wdrażania dyrektyw Unii Europejskich związanych z polityką wodną, w tym opracowania i realizacji, zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną, planów gospodarowania wodą w dorzeczeniach i zlewniach rzecznych,
- rozwój nowych technik numerycznych i systemów informacji przestrzennych ułatwiających wykonanie inwentaryzacji, analizy funkcjonowania infrastruktury wodnej i dokumentacji projektowej.

Celem planu gospodarowania zasobami wodnymi jest osiągnięcie maksymalnych korzyści z eksploatacji infrastruktury wodnej przy minimalizacji kosztów jej utrzymania. W warunkach niepewności scenariuszy klimatycznych ochrona zasobów wodnych w lasach jest konieczna dla zabezpieczenia trwałego istnienia lasu, a także dla pełnienia przez niego zarówno produkcyjnych, jak i niezmiernie ważnych pozaprodukcyjnych funkcji lasu. Brak planu utrudnia prawidłowe zarządzanie zasobami wodnymi, ludzkimi, finansowymi, a także kontrolę w tym zakresie.

Pomijając zasady gospodarki leśnej, podstawowe zasady wykonywania planów gospodarowania wodą w lasach są następujące:

- plany muszą być zgodne z aktami legislacyjnymi krajowymi i Unii Europejskiej, a także z dokumentami obowiązującymi w Lasach Państwowych dotyczącymi m.in. gospodarki wodnej, budownictwa i ochrony środowiska,
- plany powinny być ściśle powiązane z planami urzędnika lasu umożliwiając pełnienie przez las funkcji gospodarczych, ekologicznych i społecznych,
- plany powinny być opracowywane w skali zlewni rzecznej uwzględniając plany i przedsięwzięcia gospodarki wodnych w zlewniach wyższego rzędu lub regionu stanowiąc spójny system zintegrowanej gospodarki wodnej.

ELEMENTY I STRUKTURA PLANU GOSPODAROWANIA WODĄ

W tabeli 3 przedstawiono trzy grupy elementów planu. Pierwsza grupa elementów ma na celu identyfikację problemów związanych z zasobami wodnymi. W drugiej grupie znajdują się najbardziej pracochłonne elementy planu wymagające prac kameralnych i terenowych. Trzecia grupa elementów ma charakter wdrożenio-

wy. Struktura i elementy planów gospodarowania wodą mogą w zróżnicowane uwzględniając lokalną specyfikę warunków środowiskowych i ukierunkowania gospodarki leśnej.

Tabela 3. Podział elementów planu gospodarki wodnej

Identyfikacja uwarunkowań	Prace kameralne i terenowe	Elementy wdrożeniowe
Analiza uwarunkowań środowiskowych w zlewni z uwzględnieniem planu urzędzenia lasu.	Inwentaryzacja infrastruktury wodnej.	Zakres i harmonogram eksploatacji urządzeń wodnych.
Analiza problemów związanych z wodą.	Oceną stanu technicznego infrastruktury wodnej.	Zakres i harmonogram prac utrzymaniowych.
Analiza dostosowania gospodarki wodnej do zadań ochronnych.	Ocena zasobów wodnych w zlewni i możliwości ich zwiększenia.	Analiza ekonomiczna wdrażania planu gospodarowania wodą.
		Metodyka i zakres monitoringu hydrologicznego.

Struktura planu gospodarowania wodą w nadleśnictwie musi uwzględniać wiele aspektów gospodarowania lasem. Są to zarówno stan wiedzy odnośnie potrzeb wodnych roślinności lasu, zasad prowadzenia prac melioracyjnych, ale także zakres ochrony siedliskowej i gatunkowej lasu. Aktualnie nie ma wprawdzie specjalnych podstaw prawnych dotyczących planu gospodarowania wodami w lasach, ale na podstawie analizy dokumentów można zaproponować, aby plan obejmował część opisową i część graficzną. W części opisowej powinny być ujęte następujące zagadnienia:

- informacje ogólne o obiekcie, w tym charakterystyka warunków siedliskowych i drzewostanowych,
- operat hydrologiczny zawierający informacje o zasobach wód powierzchniowych i podziemnych z uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych,
- ocena skuteczności dotychczas stosowanych metod regulacji stosunków wodnych,
- ocena potrzeb w zakresie modernizacji lub rozszerzenia istniejącej infrastruktury wodnej,
- eksploatacja systemu regulacji stosunków wodnych i zakres konserwacji jego poszczególnych elementów (rowy, zbiorniki, budowle i inne),
- wskazania gospodarowania na obszarach chronionych,

- zasady i zakres monitorowania stanu zasobów wodnych,
- inne dostępne materiały związane z gospodarowaniem wodą w nadleśnictwie.

Część graficzna składa się z map oraz przekrojów poprzecznych i podłużnych urządzeń wodnych. Zakres opracowywanych map powinien być dostosowany do indywidualnego charakteru zlewni. W szczególności mapy powinny charakteryzować gospodarkę leśną oraz infrastrukturę wodną obszaru, dla którego wykonuje się plan gospodarowania wodą.

Skala map jest dobierana stosownie do potrzeb, od 1:5000 do 1:2500. Podstawowymi mapami dla planu gospodarowania zasobami wodnymi są:

- mapa przeglądowa siedlisk i drzewostanów,
- mapa topograficzna z siecią hydrograficzną,
- mapa istniejących i projektowanych urządzeń infrastruktury wodnej,
- mapa obszarów i obiektów chronionych,
- mapa pilności konserwacji cieków i rowów,
- inne dostępne materiały związane z gospodarowaniem wodą w nadleśnictwie.

METODYKA OPRAWOWANIA WYBRANYCH ELEMENTÓW PLANU

INWENTARYZACJA INFRASTRUKTURY WODNEJ

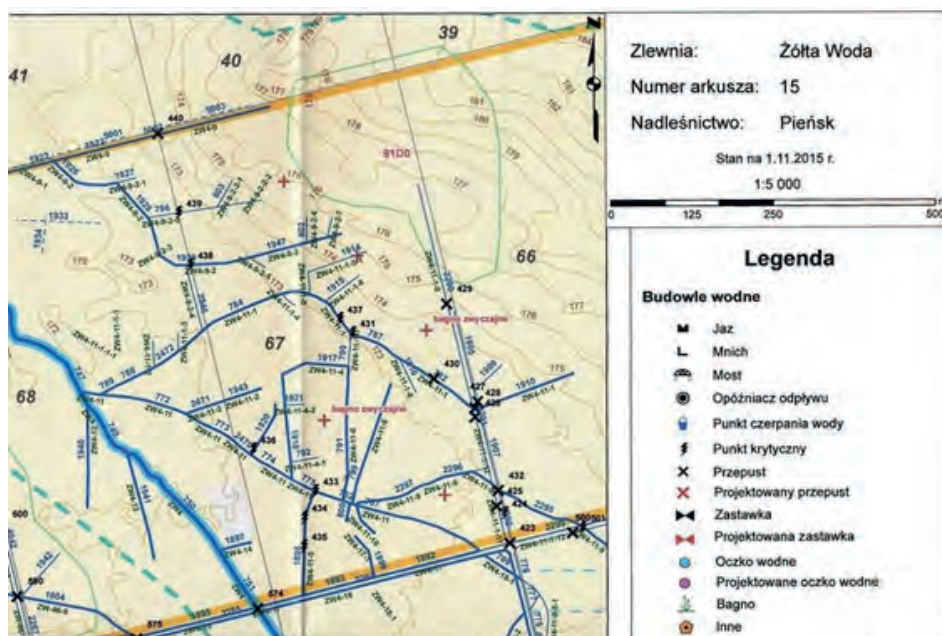
W wielu nadleśnictwach brak jest aktualnej mapy infrastruktury wodnej. Jej wykonanie w sposób tradycyjny za pomocą metod geodezyjnych byłoby bardzo kosztowne i wymagałoby długiego czasu. W ramach realizowanego tematu przetestowano na przykładzie dwóch zlewni w nadleśnictwach Ruszów i Pieńsk możliwość wykonania inwentaryzacji cieków wodnych, rowów i budowli wykorzystując Informatyczny System Osłony Kraju (ISOK).

Jako materiały referencyjne wykorzystano:

- chmurę punktów pozyskaną z lotniczego skaningu laserowego (ALS) w formacie *.las, *.laz, *.xyz,
- numeryczny Model Terenu, Numeryczny Model Pokrycia Terenu (pochodne chmury punktów) w postaci grid,
- numeryczne warstwy LMN siedlisk, drzewostanów, ochrony przyrody, cieków wodnych oraz bazy opisów taksacyjnych wybranych nadleśnictw,
- mapy topograficzne,
- archiwalne operaty melioracyjne dla nadleśnictw Pieńsk i Ruszów (wykonane w trakcie II rewizji planów urządzenia lasu).

Celem prac prowadzonych na materiałach teledetekcyjnych było opracowanie granic zlewni i digitalizacja cieków. Wynik digitalizacji stanowiły pliki warstwy mapy numerycznej w formacie *.shp ESRI. Uzyskano warstwę poligonową granic

zlewni oraz warstwę liniową cieków o znanym kierunku spływu wody, nachyleniu i szerokości. Przykład mapy po wykonaniu inwentaryzacji przedstawia rycina 1.



Rycina 1. Przykładowy arkusz inwentaryzacji infrastruktury wodnej

Weryfikacja terenowa wykazała dużą dokładność zastosowanej metodyki inwentaryzacji urządzeń wodnych. Na tej podstawie można stwierdzić, że za pomocą danych lidarowych możliwe jest wykonanie map niezbędnych do opracowania planu gospodarowania wodą w krótkim czasie i przy znacznie mniejszych kosztach w porównaniu do metod tradycyjnych. Należy jednak podkreślić, że uzyskane dane z ALS-u powinny zostać poddane weryfikacji terenowej.

OSZACOWANIE ZASOBÓW WODNYCH W ZLEWNI RZECZNEJ

Informacje o wielkości i zmienności zasobów wodnych w zlewni rzecznej są niezbędne do planowania i realizacji gospodarki wodnej, a także stanowią podstawę projektowania budowli wodno-melioracyjnych. Do obliczenia charakterystyk hydrologicznych cieków wodnych stosuje się różne metody w zależności od dokładności dyspozycyjnych danych. Najprostsze, lecz najmniej dokładne są metody spływów jednostkowych i wzorów empirycznych. Mapy obszarowego rozkładu spływów jednostkowych pozwalają na oszacowanie, z małą dokładnością, przepływów

charakterystycznych lub parametrów odpływu dla dowolnej zlewni. Wzory empiryczne stanowią uogólnienie wyników obserwacji i pomiarów odnoszących się do pewnego obszaru i czasu. Ponieważ wiele z nich ma charakter regionalny, przy ich stosowaniu należy zawsze ocenić ich przydatność dla analizowanego ciek. Należy jednak zaznaczyć, że jeśli wzory empiryczne były opracowane na podstawie miarodajnego materiału empirycznego (np. wzory Iszkowskiego), a zwłaszcza materiału dotyczącego danych regionalnych, to ich zastosowanie jest akceptowane np. w operatach wodnoprawnych. Najbardziej miarodajne oszacowania dokonuje się na podstawie pomiarów stanów i przepływów wody w przekroju hydrometrycznym o kompletnych i odpowiednio długich ciągach obserwacyjnych. Stosowane są także metody analogii hydrologicznej, gdy istnieje możliwość wykorzystania danych z cieków o zbliżonym reżimie hydrologicznym. Bardzo powszechną metodą określania przepływów są modele hydrologiczne typu opad – odpływ. Modele tego typu od wielu lat są stosowane do symulacji zjawisk hydrologicznych w zlewniach niekontrolowanych. Dzięki nim możliwe jest obliczenie wartości przepływów miarodajnych, jak również analiza reakcji zlewni na zmiany zachodzące pod wpływem np. działalności człowieka. Modele hydrologiczne wymagają wprowadzenia znacznej liczby parametrów, których oszacowanie w wielu przypadkach jest trudne. Parametry modeli hydrologicznych zależą głównie od topografii zlewni, rodzaju podłoża, użytkowania oraz przebiegu opadu. W ramach badań metodycznych porównywano wyniki uzyskane różnymi metodami dla dwóch rzek Bielawki i Żółtej Wody, w tym za pomocą modelu SWAT. Model ten został stworzony do przewidywania, w skali zlewni i w długiej perspektywie czasu parametrów hydrologicznych w zróżnicowanych obszarach, typach gleb i użytkowania ziemi. Rzeki Żółta Woda i Bielawka są niekontrolowanymi małymi prawostronnymi V rzędu dopływami Nysy Łużyckiej. W tabeli 4 przedstawiono przykładowe wyniki średniego przepływu rocznego(w Żółtej Wodzie obliczony metodą analogową (wykorzystując pomiary hydrometryczne w rzece Czernej Małej, przyjętej jako ciek analogowy) i porównano go z wynikiem modelowania za pomocą modelu SWAT. Uzyskane wyniki (za wyjątkiem 2014 roku) nie różnią się znacząco.

Tabela 4. Przykładowe wyniki średniego przepływu rocznego

Rok	$Q_{\text{model}} \text{ [m}^3/\text{s]}$	$Q_{\text{analog}} \text{ [m}^3/\text{s]}$
2011	0,68	0,78
2012	1,03	0,81
2013	0,95	0,89
2014	0,17	0,36

MONITORING ZMIAN WARUNKÓW WODNYCH

W każdym kompleksie leśnym powinien być prowadzony systematyczny monitoring zmian warunków wodnych. Podstawowymi i łatwo mierzalnymi wskaźnikami oceny zmian zasobów wodnych są:

- zasięg linii brzegowej i głębokość zbiorników wód powierzchniowych,
- stan wody w rowach i ciekach wodnych,
- położenie wody gruntowej.

Pomiar wymienionych charakterystyk może być prowadzony w zbiornikach i ciekach wodnych, w studniach gospodarczych lub w specjalnie wykonanych studzienkach do obserwacji położenia wody gruntowej. Lokalizacja i liczba punktów obserwacyjnych zależy od wielu czynników, lecz głównym kryterium ich doboru jest zmienność przestrzenna warunków siedliskowych oraz znaczenie czynnika wodnego dla ekosystemu leśnego. Zasoby wodne cechuje zmienność występowania zarówno w czasie, jak i w przestrzeni. Miarodajna ocena tendencji zmian warunków wodnych, stanowiąca podstawę do podejmowania środków zaradczych, wymaga obserwacji w dłuższym okresie czasu. Jako minimalny miarodajny okres obserwacyjny dla oceny zmian warunków wodnych przyjmuje się okres 8–10 lat. Najprostszą miarą oceny kierunkowych zmian warunków wodnych jest odchylenie mierzonego parametru (np. głębokość położenia wody gruntowej) od wartości średnich z miarodajnego okresu obserwacyjnego. Jako kryterium oceny aktualnych warunków wodnych mogą być wykorzystane orientacyjne poziomy wiosennego położenia wody gruntowej dla poszczególnych grup wilgotnościowych siedlisk podane w IUL 2012.

PODSUMOWANIE

1. Znaczące zwiększenie liczby urządzeń wodnych wykonanych w ramach programów adaptacji lasów do zmian klimatu wskazuje, że coraz bardziej niezbędne jest:
 - posiadanie przez nadleśnictwa planów gospodarowania wodą w ujęciu zlewniowym,
 - prowadzenie monitoringu hydrologicznego w celu oceny zachodzących zmian warunków wodnych i potrzeb ich regulacji.
2. Plany gospodarowania wodą powinny być ściśle powiązane z planami urządzenia lasu, a metodyka ich sporządzania powinna znaleźć się w nowelizowanej instrukcji (IUL), uwzględniając konieczność dostosowania planów do warunków lokalnych.
3. Podstawą planu gospodarowania wodą jest studium hydrologiczne obejmujące m.in. oszacowanie zasobów wodnych w zlewni za pomocą metod dobranych odpowiednio do szczegółowości dostępnych danych.

4. Prace metodyczne dotyczące inwentaryzacji infrastruktury wodnej wykazały, że merytorycznie i ekonomicznie zasadne jest wykorzystanie w tym celu nowoczesnych technologii geomatycznych, uzupełnianych weryfikacją terenową.
5. Ważnym celem planu gospodarowania wodą jest optymalizacja kosztów eksploatacji i utrzymania infrastruktury wodnej przy zapewnieniu optymalnych warunków wodnych w siedliskach leśnych.

Summary

Janusz Bańkowski¹, Edward Pierzgałski²

¹The Office of Forest Management and Geodesy, Brzeg Branch, ul. Piastowska 9, 49-300 Brzeg

²prof. em. Forest Research Institute, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
sekretariat@brzeg.buligl.pl, E.Pierzgałski@ibles.waw.pl

Forest water management plan in the aspect of climate changes

Among the climatic factors shaping the forest flora and fauna, air temperature and precipitation have the greatest influence. The results of many prognostic models used in the study of climate change indicate an upward trend in temperature both now and in the future, but do not confirm, apart from local cases, the trend of increasing or decreasing rainfall. Of course, changes in these factors not only concern their size, but also the frequency of occurrence, intensity, duration, etc. The increase in temperature and the changeability of the dynamics and amount of precipitation significantly affect the river regime (increase in the frequency of low flows and floods in rivers), the water balance river basins and soil moisture, which has a direct impact on the condition of forest vegetation.

The climatic conditions in Poland are influenced by the maritime and continental climate, as a result of which a characteristic feature of meteorological conditions is their variability, both in time and space. This means, inter alia, the occurrence of multi-year periods with rainfall deviating from the multi-annual averages and from the optimal values for the development of stands. After the wet period in the 1970s, in the following years, from 1982 to 2008 (with a few exceptions), there were symptoms of decreasing water resources and increasing air temperature. The problems with water were exacerbated by the growing water needs of the stands, as well as the dominant uncontrollable drainage infrastructure.

Since there are practically no effective methods of shaping the temperature, the main measures aimed at adapting forests to the forecasted climatic conditions include, apart from forest management methods of course, shaping the water cycle in river basins. Recognizing the threats related to the reduction of water resources, the State Forests have been implementing investments to improve water conditions for over 30 years. In the period 1998-2015, 11,887 retention facilities in the form of reservoirs and damming structures were constructed and modernized. The increase in the number of water infrastructure facilities performed annually is significant: 477 in the period 1998-2005, 675 in the period 2006-2007 and 899 in the period 2007-2015. Currently, two large projects, the so-called lowland and mountain retention under the program of adaptation to climate change with a scope similar to that implemented in the period 2007-2015.

Proper maintenance and operation of water infrastructure will be an increasingly important problem for forest administration, because new or modernized facilities, like any

other device technical, require proper operation and maintenance. Only some of the water facilities belong to the so-called maintenance-free, although they also require periodic inspections and repairs. Operation and maintenance work should be carried out on schedule and, moreover, should be economically optimized. The basis for the implementation of new investments, modernization of the existing water infrastructure and maintenance works should be a water management plan on the scale of the river basin, which as a planning document indicates economic, environmental and social goals to be achieved. In addition to the goals set, the water management plans should specify the actions leading to their achievement. Water management plans are needed in forest districts where forest management is strongly influenced by water conditions and that have the water infrastructure necessary to regulate and improve water conditions. They should take into account the specificity of local conditions of the forest district and take into account the anticipated changes in forest management in accordance with forest management plans.

The role of the water management plan was played in the 1960s until the end of the 1980s an annex to the forest management plan. Later, it was stopped, which was undoubtedly related to the climatic conditions of the 1990s. and with limitation of new drainage investments. The need to implement water resource management plans was noticed in 1998 during a symposium organized by the Polish Forest Society: „The role of an engineering plan for forest management in multifunctional forest management”. Despite the right postulates, the idea of creating water management plans in the forest district was not taken up.

The article presents the results of the project, completed in 2017, entitled „Methodical basis for the development and implementation of a water management plan in lowland forests at the forest inspectorate scale” commissioned by the General Directorate of State Forests and implemented by the Forest Research Institute and The Office of Forest Management and Geodesy in Brzeg. The main goal of the project is defined in its title. The specific goal was to develop water management plans for two selected forest districts. As part of the work on the methodological foundations, analytical and field studies were carried out concerning, inter alia, the following methodologies: determination of water resources in the catchment area in the lack of hydrometric measurements in the watercourse, an inventory of water infrastructure using modern geomatic methods, assessment of the technical and functional condition of water facilities, determination of urgency maintenance needs of water facilities. The problem of adapting the water infrastructure to the projection of climate change was also analyzed, including the technical and operational parameters of the water infrastructure, which should be adapted to the highly probable process of water resources decreasing with increasing air temperatures, as well as to the increasing frequency of flood hazards due to high and extensive rainfall.

It was found that the most reliable estimation results of water resources in the catchment, which are the basis for the design of small retention facilities, are obtained on the basis of hydrometric measurements, and among other methods, the methods of hydrological analogy and the use of hydrological models should be preferred. The verification of the results of model studies using the method of hydrological analogy showed the usefulness of the SWAT model for determining the flows in uncontrolled catchments. The possibility of making an inventory of watercourses, ditches and structures using the IT System of the Country Protection (ISOK) was positively tested. The inventory methodology used allows, after field verification, to develop situational and altitude maps in a short time and at much lower costs compared to traditional methods. The creation of a database of watercourses

and ditches along with their division into obligatory, optional and maintenance-free ones, created the basis for making rational decisions in this regard. The concept of a nature conduct charter was proposed, setting limits in water management in area and point protected objects, which may be helpful in avoiding conflicts in the relationship between water management and nature protection.

LITERATURA

- Babiński S. 1987. Dostosowanie systemów melioracji wodnych do siedliskowych typów lasu. *Mat. Sympozjum: Współczesne problemy inżynierii leśnej cz. III: Melioracje wodne w lasach*: 145–154.
- Brzeziecki B. 2021. Zmiany klimatu i ich następstwa dla ekosystemów leśnych. *Zeszyty Instytutu Problemów Współczesnej Cywilizacji*, LXXIII: 29–43.
- Dankers, R., Kundzewicz, Z.W. 2020. Grappling with uncertainties in physical climate impact projections of water resources. *Climatic Change*, 163: 1379–1397. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02858-4>.
- Dyderski M., Paż S., Frelich L., Jagodziński A.M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24: 1150–1163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>.
- Giuntoli I., Vidal J.-P., Prudhomme C., Hannah D.M. 2015. Future hydrological extremes: the uncertainty from multiple global climate and global hydrological models. *Earth System Dynamics*, 6(1): 267–285, <https://doi.org/10.5194/esd-6-267-2015>, 2015.
- IPCC 2021. *Climate Change 2021. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In Press.
- IPCC 2022. *Climate Change 2022. Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In Press.
- IUL 2012. *Instrukcja Urządzania Lasu*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Kundzewicz Z.W., Krysanova V., Benestad R.E., Hov Ø., Piniewski M., Ottov I.M. 2018. Uncertainty in climate change impacts on water resources. *Environmental Science & Policy*, 79: 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.10.008>.
- Kundzewicz Z.W., Piniewski M., Mezghani A., Okruszko T., Pińskwar I., Kardel I., Hov Ø., Szcześniak M., Szwed M., Benestad R.E., Marcinkowski P., Graczyk D., Dobler A., Førland E.J., O’Keefe J., Choryński A., Parding K.M., Haugen J.E. 2018. Assessment of climate change and associated impact on selected sectors in Poland. *Acta Geophysica*, 66: 1509–1523.
- Kundzewicz Z.W., Zalewski M., Kędziora A., Pierzgałski E. 2010. Zagrożenia

- związane z wodą, *Nauka* 4: 87–96.
- Pieńkos K. 1998. Rola operatu urządzania lasu w planowaniu inżynierskiego zagospodarowania lasu. *Sylvan*, 142 (7): 27–34.
- Pierzgalski E., Janek M., Mańk K., Stolarczyk M., Stolarek A., Tyszka J., Bańkowski J., Bloch Ł., Cichecki Ł., Rosiński T., Sroga R., Wiśniewski S., Marszałek M., Szendera W., Lipus A. 2017. Metodyczne podstawy opracowania i wdrażania planu gospodarowania zasobami wodnymi w lasach nizinnych w skali nadleśnictwa. IBL, maszynopis 148 s.
- Pierzgalski E., Tyszka J. 2016. Współczesne funkcje infrastruktury wodnej w lasach. W: W. Gil (red.): *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej*, wyd. IBL: 311–326.
- Pierzgalski E., Tyszka J., Stolarek A. 2012. Powodzie i susze w lasach. IMGW, Seria: *Monografie IMGW-PIB*, Warszawa, III: 243–255.
- Piniewski M., Szcześniak M., Kardel I. 2017. CHASE-PL— Future Hydrology Data Set: Projections of Water Balance and Streamflow for the Vistula and Odra Basins, Poland. *Data* 2017, 2, 14.
- Raport IMGW-PIB 2020. *Klimat Polski*.
- Wiśniewski S. 1996. Dotychczasowe metody regulacji stosunków wodnych w lasach i ich efekty. *Sylvan*, 140(11): 75–83.
- Wiśniewski S. 1998. Plan gospodarowania zasobami wodnymi w lasach (zakres i rola dla nadleśnictwa). W: *Materiały z sympozjum PTL i SGGW: Rola planu inżynierskiego zagospodarowania lasu w wielofunkcyjnej zrównoważonej gospodarce leśnej*. Warszawa: 55–58.
- Wiśniewski S., 2006. Przykłady opracowanych programów i zrealizowanych projektów małej retencji. IBL, maszynopis ss.10.
- Zabrocka-Kostrubiec U. 2008. Mała retencja w lasach państwowych – stan i perspektywy. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 10,1(18): 55–63.

Andrzej Boczoń

Instytut Badawczy Leśnictwa
a.boczon@ibles.waw.pl

Problemy suszy glebowej w lasach

Leśnictwo europejskie, w tym także polskie, w najbliższych latach będzie spotykało się z coraz silniejszym wpływem zmian klimatu na drzewostany. Zmiany będą miały coraz większe znaczenie w prowadzeniu gospodarki leśnej i będą determinowały podejmowanie podstawowych decyzji dotyczących zagospodarowania lasów, takich jak np. skład gatunkowy drzewostanów. Wpływ zmian klimatu, objawiający się ekstremalnymi warunkami dostępności wody dla roślinności, będzie kluczowym czynnikiem determinującym prowadzenie gospodarki leśnej. Obecnie w Polsce nie zwraca się wystarczającej uwagi na wpływ procesu zmian klimatu na lasy i ich zagospodarowanie. Najczęściej dostrzegane są spektakularne straty, jakie powodują warunki pogodowe w lasach, w postaci huraganowych wiatrów lub trąb powietrznych. A przecież powstanie wiatru zdolnego do wywrócenia tysięcy drzew jest bezpośrednio związane ze ścieraniem się ekstremalnych, pod względem własności fizycznych, mas powietrza, których ogromne zróżnicowanie jest związane ze zmianami klimatu. Na tle bezpośrednich strat ekonomicznych, wywołanych wiatrem, skutki wpływu niedoboru wody, dostępnej dla drzewostanów, nie przybierają tak widowiskowego efektu. Susza nie łamie bezpośrednio drzew, nie powoduje strat materialnych w infrastrukturze leśnej i nie jest czynnikiem, który w krótkim czasie zaburza prowadzenie planowej gospodarki leśnej na danym obszarze. Susza jest bardziej „podstępna” – działa powoli i po cichu, a ślady jej działalności są zacierane przez cały szereg czynników wtórnych. To powoduje, że właściwe rozpoznanie znaczenia niedoborów wody w procesie chorobowym lasu jest często trudne i bywa pomijane. Dlatego najczęściej działania mające na celu przywrócenie równowagi w ekosystemie leśnym, dotyczą bardziej skutków, niż rzeczywistych przyczyn.

Ocieplanie klimatu silnie wpływa na warunki wodne, co objawia się powstawaniem susz glebowych, zmianami reżimu wodnego, zmianami hydrologii zlewni itp. Woda jest jednym z najważniejszych czynników kształtujących warunki siedliskowe oraz stwarzających warunki do wzrostu i rozwoju drzewostanów, dlatego zmiany klimatu przez wpływ na stosunki wodne będą silnie oddziaływały na drzewostany. Pod wpływem zmian klimatu relację między wodą i lasem ulegają daleko idącym

przemianom, czego konsekwencje będą odczuwalne zarówno w gospodarce leśnej jak i w środowisku przyrodniczym.

Przewiduje się, że skutkiem zmian klimatu będzie cieplejsza i bardziej bezdeszczowa pogoda w okresie wegetacji w środkowej Europie (Degirmendžić i in. 2004; Briffa i in. 2009; Dubrovsky i in. 2009). W skali globalnej wykazuje się na wzrost procentu corocznej powierzchni objętej suszami w okresie 1902–2008 (Wang i in. 2014), a od roku 1970 obserwuje się wzrost intensywności i długości trwania susz oraz zwiększanie obszaru ich występowania (Burke i in. 2006; Blunden i in. 2011). Modele klimatyczne przewidują w przyszłości zmniejszenie średnich rocznych opadów atmosferycznych na dużych obszarach półkuli północnej, przy jednoczesnym wzroście temperatury powietrza (Lindner i in. 2010). W wyniku tego zwiększać się będzie parowanie terenowe, susze będą zjawiskiem coraz częstszym, a ich nasilenie oraz czas trwania będą rosnąć (Allen i in. 2010). Efektem tego będzie częstsze występowanie niedoborów wody w środowisku, szczególnie w siedliskach ze słabymi, piaszczystymi glebami z głębokim poziomem wody gruntowej. Zagrożenie suszami glebowymi dotyczyć będzie przede wszystkim rolnictwa (Walczak i in. 2015), ale także leśnictwa. Stres suszy jest postrzegany jako ważne zagrożenie dla witalności i wzrostu drzew, mogące ostatecznie prowadzić do ich zamierania (Allen i in. 2010).

Rozpoznanie warunków wodnych panujących w ekosystemach leśnych zdaje się być priorytetowym działaniem w warunkach zmian klimatu. Wiedza dotycząca tych zagadnień w powiązaniu z efektami, jakie susza wywiera na drzewostan jest konieczna do właściwej interpretacji procesów obecnie zachodzących w drzewostanach (procesów chorobowych, wzrostowych i rozwojowych) i ich wpływu na prowadzenie gospodarki leśnej, zagospodarowanie lasu a nawet na gospodarkę narodową.

Wyróżniamy kilka typów susz: atmosferyczną, glebową, hydrologiczną, hydrogeologiczną. Susze te tworzą ciąg przyczynowo-skutkowy. Pierwszy zauważalny proces suszy występuje w atmosferze i związany jest z warunkami meteorologicznymi (susza atmosferyczna), w których długotrwały brak opadów prowadzi do powstania suszy glebowej, co z kolei zmniejsza odpływ wód, powodując suszę hydrologiczną, a łącznie z suszą glebową prowadzi do powstania suszy hydrogeologicznej.

Bezpośredni wpływ na możliwości wzrostu i rozwoju roślinności wywiera susza glebowa. Zjawisko suszy jest związane z występowaniem niedoborów wody w glebie, powodowane większym odpływem wody, niż jej dopływem. Dostępność wody dla roślin zależy od sił wiązania wody w glebie. Przy niskiej zawartości wody w glebie zwiększają się siły zatrzymujące wodę, co powoduje ograniczenie lub brak możliwości jej pobierania przez korzenie. Przyjmuje się, że wartość graniczna

ciśnienia ssącego panującego w glebie ograniczająca możliwość pobierania wody przez rośliny wynosi 5 bar. Wartość ta występuje przy różnej zawartości wody, w zależności od składu granulometrycznego gleby.

Już stosunkowo niewielka zmiana w długości okresu z wodą dostępną dla roślin może mieć duże znaczenie dla przetrwania okresów bezdeszczowych przez drzewostan. Lagergren i Lindroth (2002) wykazali, że zmniejszenie dostępności wody glebowej gwałtownie obniża transpirację drzewostanów sosnowych, dlatego nawet niewielki jej deficyt będzie silnie wpływał na możliwości transpiracji drzewostanu. Bezpośrednim skutkiem występowania tego niedoboru jest znaczne ograniczenie ilości pobieranej wody przez drzewa. W przypadku występowania suszy w okresie wzrostu drzew dochodzi do zmniejszenia przyrostu, co ma bezpośrednie odniesienie do prowadzenia gospodarki leśnej.

Reakcje drzew na suszę zależą od gatunku, wieku i wielkości, a także od konkurencji o zasoby w obrębie drzewostanu i innych kwestii związanych z jego strukturą (Lloret i in. 2011; Zang i in. 2012; Cavin i in. 2013). Wrażliwość roślin na suszę różni się w zależności od intensywności i czasu trwania stresu, a także od kombinacji z innymi czynnikami stresowymi (Niinemets 2010). Poszczególne gatunki drzew posiadają różną wrażliwość na występowanie niedoborów wody, co jest związane z ich budową anatomiczną i morfologiczną. Generalnie uważa się, że gatunki drzew iglastych są bardziej odporne na stres suszy niż gatunki liściaste (Choat i in. 2012). W obu grupach drzew można jednak wyróżnić gatunki bardziej i mniej odporne. Z rodzimych gatunków iglastych świerk pospolity charakteryzuje się niską tolerancją na stres suszy, co jest związane głównie z płytkim systemem korzeniowym (Vitali i in. 2017; Krejza i in. 2021) oraz stosunkowo dużym ulistnieniem. Dotychczas uważało się, że dąb szypułkowy należy do wrażliwych gatunków rosnących w Polsce, co wiązano z występowaniem szybkiej reakcji na brak wody, która objawia się dysfunkcją przewodzenia wody w drewnie wskutek embolizmu. Zbadano, że letnie susze mają hamujący wpływ na przyrost dębów, a susze powtarzające się w kolejnych latach doprowadzają do stopniowego osłabiania i zamierania dębów (Sohar i in. 2013). Ostatnie badania ekofizjologiczne i dendroklimatyczne wskazują, że gatunki dębów z ciepłolubnych lasów dębowych, jak również: grab, jesion, lipa i klon, są bardziej tolerancyjne na suszę niż buk zwyczajny (Köcher i in. 2009; Scherrer i in. 2011; Brinkmann i in. 2016; Kunz i in. 2018; Leuschner i in. 2019). W wielu krajach europejskich następuje zwiększanie areału występowania drzewostanów bukowych, które są alternatywą dla monokultur sosnowych. Gatunek ten jest czuły na zmiany warunków wodnych i jako taki może sprawiać kłopot w hodowli lasu w sytuacji zmian w zasobach wodnych (Gessler i in. 2007). Deficyt wody nie musi doprowadzać do śmierci drzew, ale wywiera silny wpływ na ich wzrost. Letnie susze, wynikające głównie z małej ilości opadów i wysokiego

parowania, zmniejszają wzrost drzew różnych gatunków liściastych (*Fagus sylvatica*, *Tilia cordata*, *Acer pseudoplatanus*, *Prunus avium*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Betula pendula*, *Salix alba*), nawet rosnących na żyznych glebach o korzystnych warunkach wodnych (Weemstra i in. 2013).

Głównym gatunkiem budującym lasy w Polsce jest sosna zwyczajna. Pomimo, że jest ona uznawana za gatunek odporny, to jednak nie wyklucza się możliwości zamierania sosen na skutek stresu suszy (Dobbertin i in. 2007). Wzrost promieniowy sosny wykazuje stosunkowo silne korelacje z parametrami klimatycznymi związanymi z dostępnością wody latem (Eilmann i in. 2011). Uważa się jednak, że ze względu na małą liczbę gatunków budujących lasy w centralnej Europie, sosna zwyczajna może być głównym gatunkiem umożliwiającym adaptowanie lasów do ocieplania się klimatu (Albert i in. 2015). Na obszarach, gdzie zmiany klimatu będą wywoływać więcej susz w przyszłości, skład lasów powinien być stopniowo zmieniany na gatunki o większej tolerancji na stres suszy (Gustafson i in. 2013). Zamieranie sosny zwyczajnej jest coraz większym problemem w Bawarii i innych częściach Niemiec. Jako przyczynę tego stanu rzeczy wskazuje się czynniki biotyczne, takie jak przyplaszczek granatek, a także grzyby: *Diplodia* spp. i *Sphaeropsis sapinea*. Wskazuje się jednak, że zamieranie drzew powodowane przez te organizmy jest konsekwencją suszy. W wielu lokalnych niemieckich raportach o stanie zdrowotnym lasów zaznacza się, że susza jest głównym czynnikiem wpływającym na występowanie *S. sapinea*. W Bawarii zdrowotność sosen znacznie się zmniejszyła od suszy w 2003 roku (Blaschke i Cech 2007). Na znaczenie susz glebowych w ograniczaniu wzrostu sosen wskazują badania Vitas i Erlickyte (2007). Okazało się, że wiosenne i wczesnoletnie susze glebowe są dużo bardziej niebezpieczne dla promieniowego wzrostu sosen, niż susze sierpniowe. Wpływ na przyrost grubości sosen zależy od warunków klimatycznych, które występują przed i po suszy. Zmiany dostępności wody w glebie bezpośrednio wpływają na możliwości pobierania wody przez drzewa, a tym samym na ich wzrost, rozwój i stan zdrowotny.

Zmiany zachodzące w zasobach wodnych i w dostępności wody dla roślin są kluczowym elementem siedliska, warunkującym możliwości rozwoju i wzrostu roślinności, często jednak bywają niedostrzegane w odniesieniu do ekosystemów leśnych. Wpływ zmian warunków wodnych uwzględniono w wieloczynnikowej chorobie lasu, uznając je za czynniki predyspozycyjne i inicjujące. W grupie czynników predyspozycyjnych można znaleźć niekorzystne warunki powietrzno-wodne, występujące w niektórych glebach oraz silne nachylenie terenu, powodujące szybki spływ powierzchniowy i zmniejszenie ilości wody opadowej dostępnej dla drzew. Do czynników inicjujących zalicza się susze i obniżenie poziomu lustra wody gruntowej, ograniczające ilość wody dostępnej dla drzew, jak i nadmierne pod-

wyższenie poziomu wód gruntowych wywołane m.in. zbyt dużymi opadami, co powoduje zamieranie korzeni, które znalazły się nagle w warunkach beztlenowych. Można stwierdzić, że czynniki te należą do najistotniejszych stresów abiotycznych wpływających na las i jego odporność na czynniki chorobotwórcze oraz trwałość. Szczególnie w sytuacji prognozowanych zmian klimatu warunki wodne gleb mogą odgrywać coraz większą rolę.

Jednym z zagrożeń, powodowanych przez częstsze występowanie susz, jest ograniczenie bioróżnorodności lasów. W drzewostanach różnogatunkowych dochodzi do większego ograniczenia dostępności wody w glebie podczas suchych sezonów wegetacyjnych, niż w drzewostanach jednogatunkowych (Grossiord i in. 2014). Będzie to prowadziło do powstawania drzewostanów jednogatunkowych, na co wskazują badania przemian drzewostanów sosnowo-dębowych w regionie śródziemnomorskim (Grossiord i in. 2015).

Susze powodujące zmiany w strukturze i budowie drzewostanów będą decydować o wyglądzie lasów w przyszłości. Rozpoznanie przestrzennego i czasowego rozkładu występowania susz oraz ich powiązanie z gatunkami drzew rosnących na tych obszarach, z uwzględnieniem podatności poszczególnych gatunków na stres suszy, jest ważne dla opracowania i wdrożenia praktyk zarządzania lasami na obszarach zagrożonych występowaniem susz (Peters i in. 2015).

Summary

Andrzej Boczoń

Forest Research Institute
a.boczon@ibles.waw.pl

The issue of soil drought in forests

Ongoing global warming will increase the probability of long-lasting soil droughts occurrence. Higher temperature will intensify transpiration, and therefore – will lead to faster water outflow from soil during the evaporation process. Soil water deficit has a direct impact on plant crops. Therefore, it can be expected that drought stress will negatively affect forests.

There are several types of drought: meteorological, hydrological, soil, hydrogeological ones. Soil drought has a direct impact on vegetation growth and development. The phenomenon of drought is associated with the occurrence of water deficiency in soil, caused by a greater water outflow from the soil than its inflow. Under temperate climate conditions, two distinct periods of soil water supply and outflow can be distinguished. During the cold season, the inflow and retention of water in soils take place. Water retained in soils is then used by vegetation during the warm season, when outflow of water prevails over its inflow, which leads to water deficiency in soils. Global warming is going to increasingly disturb this balance. Warm winters and the lack of snow cover make that already during the period of early spring deficiency of soil moisture occurs with increasing frequency. This increases the risk of prolonged drought. The soil drought occurrence is primarily caused by long rain-free periods. However, this is not the only factor affects the possibility of drought. Also a type of soil is important, as water retention capacity is determined by soil composition.

Most tree stands in Poland grow on sandy soils that have low water retention capacity. Almost half of the forest soils are rusty soils (Arenosols; 49.4%). A large area is covered by podzol soils, occurring under 9.9% of the stands. Rusty and podzolic soils have small capacities to retain water. More than 50% of such soils occur in all the Regional Directorates of the State Forests (RDLPs), excluding the RDLPs in Krosno, Kraków and Wrocław, while in the RDLPs in Łódź, Piła, Szczecin, Toruń and Warsaw they occupy over 70% of the forest area. That's why the risk of drought stress in Polish forests is very high.

Disturbances in water flow in individual parts of a plant affect the proper operation of the entire water transport system. Soil drought that manifests by the lack of water available for plants generates forces in the soil that prevent the plant from absorbing water. This leads to closing the stomata and generates forces intending to break the continuity of water column in wood cells. Various tree species are unequally sensitive to drought-induced dysfunctions of water transport. Species growing in hot climates are much more resistant than those growing in cold climate conditions. The most susceptible to drought from among oak species growing in Poland is red oak (*Quercus rubra*), whereas among the native species common

oak (*Quercus robur*) is much more sensitive to drought than sessile oak (*Quercus petraea*). Based on the 50PLC indicator, tree species growing in Poland can be ranked from most to least susceptible to drought as follows: red oak (*Quercus rubra*) – black alder (*Alnus glutinosa*) – silver birch (*Betula pendula*) – small-leaved lime (*Tilia cordata*) – common oak (*Quercus robur*) – common ash (*Fraxinus excelsior*) – European beech (*Fagus sylvatica*) – sessile oak (*Quercus petraea*) – European hornbeam (*Carpinus betulus*). It has been shown that summer droughts, resulting mainly from low rainfall and high evaporation, reduce the growth of trees of various deciduous species (European beech, small-leaved lime, Norway maple - *Acer platanoides*, wild cherry (*Prunus avium*), black alder, common ash, common oak, silver birch, white willow – *Salix alba*), even of those growing on fertile soils in favourable conditions.

Soil droughts have the greatest impact on trees when water scarcity occurs during the period of their highest growth, i.e. from May to July. Since 2010, soil droughts in those months covered large areas of forests in Poland in 2012, 2015, 2018 and 2019.

Depending on the source of water supply, drought effects and ways to prevent them should differ. Swamp habitats are relatively rare, they cover about 4.4% of the forest area in the State Forests Holding. Due to high levels of groundwater, climate change will affect these areas most sharply by lowering the groundwater level due to drought or periodic flooding due to heavy rainfalls. It is relatively easy to implement protective measures in these areas if they are drained by ditch systems or if they are fed with watercourses. In such cases the use of small retention methods should give good results by slowing down the water runoff, provided that the regulated system is used so that water is stored with the possibility of draining its excess after heavy rainfalls. Long stagnation of water on the surface will lead to stands dieback. Trees have the best growing conditions on moist sites (11.4% of the area) They can use both groundwater and rainwater resources. Climate change will lead to lowering groundwater levels and reducing its availability. The third group of habitats consists of dry and fresh habitats, where trees use only soil water resources from rainfall. This is the most numerous group of pine stands - nearly 85% of all. The possibilities to influence actively on the improvement of tree growth conditions during droughts are most limited here. Only silvicultural methods can be used rationally here.

LITERATURA

- Albert M., Hansen J., Nagel J., Schmidt M., Spellmann H. 2015. Assessing risks and uncertainties in forest dynamics under different management scenarios and climate change *Forest Ecosystems* 2:14. <https://doi.org/10.1186/s40663-015-0036-5>.
- Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Venetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J.-H., Allard G., Running S.W., Semerci A., Cobb N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>.

- Blaschke M, Cech T. 2007. Absterbende Weisskiefern – eine langfristige Folge des Trockenjahres 2003. *Forstschutz Aktuell*, 40: 32–4.
- Blunden J., Arndt D., Baringer M. 2011. State of the Climate in 2010. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92(6).
- Briffa K.R., van der Schrier G., Jones P.D. 2009. Wet and dry summers in Europe since 1750: evidence of increasing drought. *International Journal of Climatology*, 29: 1894–1905. <https://doi.org/10.1002/joc.1836>.
- Brinkmann N., Eugster W., Zweifel R., Buchmann N., Kahmen A. 2016. Temperate tree species show identical response in tree water deficit but different sensitivities in sap flow to summer soil drying. *Tree Physiology*, 36(12):1508–1519. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw062>.
- Burke E.J., Brown S.J., Christidis N. 2006. Modeling the recent evolution of global drought and projections for the twenty-first century with the Hadley Centre climate model. *Journal of Hydrometeorology*, 7(5): 1113–1125.
- Cavin L., Mountford E.P., Peterken G.F., Jump A.S. 2013. Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. *Functional Ecology*, 27: 1424–1435.
- Choat B., Jansen S., Brodribb T.J., Cochard H., Delzon S., Bhaskar R., Bucci S.J., Feild T.S., Gleason S.M., Hacke U.G., Jacobsen A.L., Lens F., Maherali H., Martínez-Vilalta J., Mayr S., Mencuccini M., Mitchell P.J., Nardini A., Pittermann J., Pratt R.B., Sperry J.S., Westoby M., Wright I.J., Zanne A.E. 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature*, 491(7426): 752–755.
- Degirmendžić J., Kożuchowski K., Żmudzka E. 2004. Changes of air temperature and precipitation in Poland in the period 1951–2000 and their relationship to atmospheric circulation. *International Journal of Climatology*, 24: 291–310.
- Dobbertin M., Wermelinger B., Bigler C., Bürgi M., Carron M., Forster B., Gimmi U., Rigling A. 2007. Linking increased drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations. *Scientific World Journal*, 7(S1): 231–239. <https://doi.org/10.1100/tsw.2007.58>.
- Dubrovsky M., Svoboda M.D., Trnka M., Hayes M.J., Wilhite D.A., Zalud Z., Hlavinka P. 2009. Application of relative drought indices in assessing climate change impacts on drought conditions in Czechia. *Theoretical and Applied Climatology*, 96: 155–171.
- Eilmann B., Zweifel R., Buchmann N., Pannatier E.G., Rigling A. 2011. Drought alters timing quantity and quality of wood formation in Scots pine. *Journal of Experimental Botany*, 62: 2763–2771.
- Gessler A., Keitel C., Kreuzwieser J., Matyssek R., Seiler W., Rennenberg H. 2007. Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees: Structure and Function*, 21, 1: 1–11.

- Grossiord Ch., Forner A., Gessler A., Granier A., Pollastrini M., Valladares F., Bonal D. 2015. Influence of species interactions on transpiration of Mediterranean tree species during a summer drought. *European Journal of Forest Research*, 134: 365–376. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0857-8>.
- Grossiord Ch., Granier A., Gessler A., Jucker T., Bonal D. 2014. Does Drought Influence the Relationship Between Biodiversity and Ecosystem Functioning in Boreal Forests? *Ecosystems*, 17: 394–404. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9729-1>.
- Gustafson E.J., Sturtevant B.R. 2013. Modeling Forest Mortality Caused by Drought Stress: Implications for Climate Change. *Ecosystems*, 16: 60–74. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9596-1>.
- Köcher P., Gebauer T., Horna V., Leuschner C. 2009. Leaf water status and stem xylem flux in relation to soil drought in five temperate broad-leaved tree species with contrasting water use strategies. *Annals of Forest Science*, 66(1):101–101. <https://doi.org/10.1051/forest/2008076>.
- Krejza J., Cienciala E., Svetlík J., Bellan M., Noyer E., Horáček P., Štěpánek P., Marek M.V. 2021. Evidence of climate-induced stress of Norway spruce along elevation gradient preceding the current dieback in Central Europe. *Trees - Structure and Function*, 35(1): 103–119. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-02022-6>.
- Kunz J., Löffler G., Bauhus J. 2018. Minor European broadleaved tree species are more drought-tolerant than *Fagus sylvatica* but not more tolerant than *Quercus petraea*. *Forest Ecology and Management*, 414:15–27. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.016>.
- Lagergren F., Lindroth A. 2002. Transpiration response to soil moisture in Pine and Spruce trees in Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology*, 112: 67–85.
- Leuschner C., Wedde P., Lübbe T. 2019. The relation between pressure–volume curve traits and stomatal regulation of water potential in five temperate broadleaf tree species. *Annals of Forest Science*, 76: 60. <https://doi.org/1007/s13595-019-0838-7>.
- 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: 698–709.
- Lloret F., Keeling E.G., Sala A. 2011. Components of tree resilience: Effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, 120: 1909–1920.
- Niinemets Ü. 2010. Responses of forest trees to single and multiple environmental stresses from seedlings to mature plants: Past stress history, stress interactions, tolerance and acclimation. *Forest Ecology and Management*, 260: 1623–1639.

- Peters M.P., Iverson L.R., Matthews S.N. 2015. Long-term droughtiness and drought tolerance of eastern US forests over five decades. *Forest Ecology and Management*, 345: 56–64.
- Scherrer D., Bader M.K.F., Körner C. 2011. Drought-sensitivity ranking of deciduous tree species based on thermal imaging of forest canopies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(12):1632–1640. <https://doi.org/10.1016/j.agrfor.2011.06.019>.
- Sohar K., Helama S., Läänelaid A., Raisio J., Tuomenvirta H. 2013. Oak decline in a southern finnish forest as affected by a drought sequence. *Geochronometria*, 41(1): 92–103. <https://doi.org/10.2478/S13386-013-0137-2>.
- Vitali V., Büntgen U., Bauhus J. 2017. Silver fir and Douglas fir are more tolerant to extreme droughts than Norway spruce in south-western Germany. *Global Change Biology*, 23(12): 5108–5119. <https://doi.org/10.1111/gcb.13774>.
- Vitas A., Erlickyte R. 2007. Influence of droughts to the radial growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) at different site conditions. *Baltic Forestry*, 13(1): 10–16.
- Walczak F., Tratwal A., Bocianowski J. 2015. Effects of Changes in Precipitation and Temperature on Select Agrophage Risk in Poland, 1965-2009. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1): 325-332. <https://doi.org/10.15244/pjoes/27820>
- Wang Q., Wu J., Lei T., He B., Wu Z, Liu M, Mo X., Geng G., Li X., Zhou H., Liu D. 2014. Temporal-spatial characteristics of severe drought events and their impact on agriculture on a global scale. *Quaternary International*, 349: 10-21.
- Weemstra M., Eilmann B., Sass-Klaassen U.G.W., Sterck F.J. 2013. Summer droughts limit tree growth across 10 temperate species on a productive forest site. *Forest Ecology and Management*, 306: 142–149.
- Zang C., Pretzsch H., Rothe A. 2012. Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. *Trees - Struct. Funct*, 26: 557–569.

Marek Goździk

Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych
gozdzik2000@yahoo.com

Gospodarowanie wodami w lesie w kontekście zmian klimatu

WSTĘP

Od 2007 roku Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe realizuje kompleksowe projekty dotyczące zabezpieczenia lasów przed kluczowymi zagrożeniami związanymi ze zmianą klimatu. Obejmą one rozwój systemów małej retencji oraz przeciwdziałanie nadmiernej erozji wodnej na terenach górskich i nizinnych. W latach 2007–2015 Lasy Państwowe realizowały projekty: „Zwiększanie możliwości retencyjnych oraz przeciwdziałanie powodzi i suszy w ekosystemach leśnych na terenach nizinnych” tzw. Retencja nizinna, oraz „Przeciwdziałanie skutkom odpływu wód opadowych na terenach górskich. Zwiększenie retencji i utrzymanie potoków oraz związanej z nimi infrastruktury w dobrym stanie” tzw. Retencja górską (Przybyłek i Goździk 2008; Matczak i in. 2019).

Obecnie Lasy Państwowe realizują dwa kompleksowe projekty adaptacji lasów i leśnictwa do zmian klimatu – mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji wodnej na terenach nizinnych i górskich.

Celem projektów jest wzmocnienie odporności na zagrożenia związane ze zmianą klimatu w nizinnych i górskich ekosystemach leśnych. Podejmowane działania są ukierunkowane na zapobieganie powstawaniu lub minimalizację negatywnych skutków zjawisk naturalnych takich jak: niszczące działanie wód wezbraniowych, powódzie i podtopienia, susze i pożary.

Nadleśnictwa zaangażowane w realizację powyższych projektów realizują inwestycje związane z:

- budową, przebudową lub odbudową zbiorników małej retencji i zbiorników suchych;
- budową, przebudową lub odbudową małych urządzeń piętrzących (zastawki, małe progi, przetamowania) na kanałach i rowach w celu spowolnienia odpływu wód powierzchniowych, przywracania funkcji obszarów mokradłowych i ich ochrony oraz odtwarzania terenów zalewowych;

- adaptacją istniejących systemów melioracyjnych do pełnienia funkcji retencyjnych;
- przebudową i rozbiórką obiektów hydrotechnicznych niedostosowanych do wód wezbraniowych (mostów, przepustów, brodów);
- zabudową przeciwoerozyjną dróg, szlaków zrywkowych oraz zabezpieczeniem obiektów infrastruktury leśnej przed skutkami nadmiernej erozji wodnej związanej z gwałtownymi opadami i spływami wód (m.in. wodospusty, płotki drewniane, kaszyce, narzut kamienny).

Projekty wykorzystują kompleksowe zabiegi łączące przyjazne środowisku metody przyrodnicze i techniczne. Tworzone są w większości małe objekty o prostej konstrukcji budowane z zastosowaniem materiałów naturalnych. Wybierane technologie mają być przyjazne dla naturalnego środowiska przyrodniczego (Goździk i in. 2009; CKPŚ 2016).

Prowadzona jest również ocena skutków przyrodniczych wykonywanych zadań w ramach monitoringu przed i po realizacyjnego.

W opracowaniu oprócz przedstawienia wybranych zagadnień związanych z realizacją projektów adaptacyjnych w lasach, zostaną omówione również wyniki monitoringu ichtiologiczno-bentosowego, obejmujące wybrane inwestycje prowadzone w ramach projektu małej retencji górskiej (Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko 2007–2013).

Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych szacuje, że jednostkowa pojemność retencyjna infrastruktury wodnej (mała retencja, śródleśne zbiorniki, zbiorniki przeciwpożarowe), będącej na terenach w zarządzie PGL LP wynosi łącznie 100 mln m³ (Deres 2017). Poniższa tabela przedstawia realizację projektów małej retencji na terenie Lasów Państwowych od roku 1998.

Tabela 1. Mała retencja wodna w Lasach Państwowych (MRG – projekty małej retencji na terenach górskich, MRN – projekty małej retencji na terenach nizinnych, 2 – druga edycja ww. projektów)

	Mała retencja wodna w Lasach Państwowych w liczbach				
	Lata				
	1998-2005 (zrealizowane)	2007-2013 (zrealizowane)		2016-2022 (w realizacji)	
	Cały kraj	MRG	MRN	MRG2	MRN2
Liczba nadleśnictw uczestniczących w Projekcie	-	223		160	
Liczba obiektów [szt.]	3340	3553	3644	1086	1181
Objętość retencjonowanej wody [mln m ³]	8,4	1,5	42,8	0,4	2,1
Koszty poniesione/Koszty planowane do poniesienia* [mln zł]	38,6	185,9	189,1	266*	234,7*

Analizując powyższą tabelę należy zaznaczyć, że projekty MRN2 i MRG2 są jeszcze realizowane (koszty i wskaźniki mogą ulec jeszcze niewielkim zmianom). W obecnej perspektywie finansowej (lata 2016–2022), zmianie uległo podejście

do wyliczenia wskaźników (niewliczana jest np.: retencja wód gruntowych oraz pojemność w uszkodzonych lub odtwarzanych zbiornikach), ponadto w liczbie obiektów znajdują się również zadania kompleksowe, mające w swym zakresie większą liczbę mniejszych obiektów (kiedyś liczonych oddzielnie).

MONITORING EFEKTÓW PRZYRODNICZYCH DLA ZADAŃ REALIZOWANYCH W RAMACH PROJEKTÓW RETENCJI GÓRSKIEJ

Zgodnie z Wnioskiem o dofinansowanie (2016) projektu „Kompleksowy projekt adaptacji lasów i leśnictwa do zmian klimatu – mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji wodnej na terenach górskich” PGL Lasy Państwowe zobowiązały się do realizacji monitoringu ww. projektu.

W ramach tego zadania realizowane są w nadleśnictwach uczestniczących w projekcie następujące rodzaje monitoringu (CKPŚ 2019):

- monitoring przyrodniczy uproszczony „przed i po” wykonaniu inwestycji,
- monitoring przyrodniczy szczegółowy (wybranych inwestycji),
- monitoring trwałości (do 5 lat od daty zakończenia projektu),
- monitoring ichtiologiczny (ichtiologiczno-bentosowy).

W wyniku prowadzonego monitoringu trwałości widać szczególne nasilenie się szkód w lasach powodowanych przez intensywne opady, jak i długotrwałe susze powodowane zmianami klimatu, objawiające się:

- brakiem wody w zbiornikach i rowach, eutrofizacją zbiorników, intensywną sukcesją,
- szkodami powodziowymi w infrastrukturze leśnej (zbiornikach, ubezpieczeniach brzegów, mostach i przepustach, drogach),
- nadmiernym zamulaniem zbiorników, powstawaniem osuwisk na stokach i skarpach dróg, nadmierną erozją wodną.

MONITORING ICHTIOLOGICZNY

W ramach monitoringu ichtiologicznego (ichtiologiczno-bentosowego) zostały wykonane następujące ekspertyzy:

- Monitoring przyrodniczy w Nadleśnictwie Bircza (RDLP w Krośnie) dla zadań: „Przywracanie naturalnego kształtu i ciągłości biologicznej potoku Kamionka, Leśnictwo Turnica” oraz „Przywracanie naturalnego kształtu i ciągłości biologicznej potoku Pechnów, Leśnictwo Borysławka.”
- Monitoring przyrodniczy w Nadleśnictwie Krasiczyn (RDLP w Krośnie) dla zadania: „Przywracanie ciągłości biologicznej potoku Hołubelskiego, Leśnictwa Wapowce i Bełwin.”

- Monitoring przyrodniczy w Nadleśnictwie Limanowa (RDLP w Krakowie) dla zadania: „Przebudowa stopnia betonowo kamiennego na potoku Kamienica Zabrzaska w Leśnictwie Mogielica.”
- Monitoring przyrodniczy w Nadleśnictwie Nawojowa (RDLP w Krakowie) dla zadania: „Przebudowa 2 progów na bystrza, budowa progów oraz zabudowa liniowa brzegów na potoku Kryszczów (Kryściów) w Leśnictwie Nowa Wieś.”

Ze względu na ograniczenia niniejszego tekstu przedstawiono tylko najciekawsze wyniki badań przeprowadzonych na potoku Hołubelskim przez Krzysztofa Kukułę i Anetę Bylak (Kukuła i Bylak 2019, 2022), w wyniku których określono warunki występowania, składu gatunkowego oraz zagęszczenia ichtiofauny i bentosu w potoku, przed i po realizacji przez Nadleśnictwo Krasiczyn przedsięwzięcia polegającego na: przebudowie przepustów i brodu, likwidacji jazu i brodów oraz budowie bystrzy mających przywrócić ciągłość biologiczną ciekłu.

W ramach ww. monitoringu wykonano:

- odłowy ryb na potoku Hołubelskim,
- badania bentosu (makrobezkręgowców),
- badania fizyko-chemiczne wody.

Badania fizyko-chemicznych parametrów wody (w jednym wybranym punkcie na potoku Hołubelskim) skorelowane były z ww. badaniami i dotyczyły pomiarów: tlenu rozpuszczonego, przewodności elektrycznej właściwej, mętności, zawartości związków biogenych (azotany, azotyny i fosforany), potencjału redox, odczynu -pH, zawartości chlorofilu i komórek glonów, uzupełniono o pomiar prędkość prądu wody i obliczenia przepływu.

Parametry fizyko-chemiczne wody wskazywały na jej dobrą jakość i nie zagrażają prawidłowemu funkcjonowaniu biocenozy potoku. Okresowe przekroczenia norm dla azotynów miały charakter epizodyczny i nie wpływały na ogólną dobrą ocenę stanu siedliska.

WYNIKI BADAŃ BENTOSU (MAKROBEZKRĘGOWCÓW)

Ponieważ spodziewano się najszybszej reakcji na zmiany wywołane inwestycjami realizowanymi przez nadleśnictwa w ramach projektu MRG na potokach u makrobezkręgowców, szczególną uwagę zwrócono w badaniach na tę grupę zwierząt.

Badania bentosu na terenie potoku Hołubelskiego wykonano wg następującej metodyki:

- próby makrozoobentosu pobierano na czterech wybranych stanowiskach,
- na każdym stanowisku pobierano po 10 prób ilościowych, w trzech porach roku: wiosną, latem i jesienią.

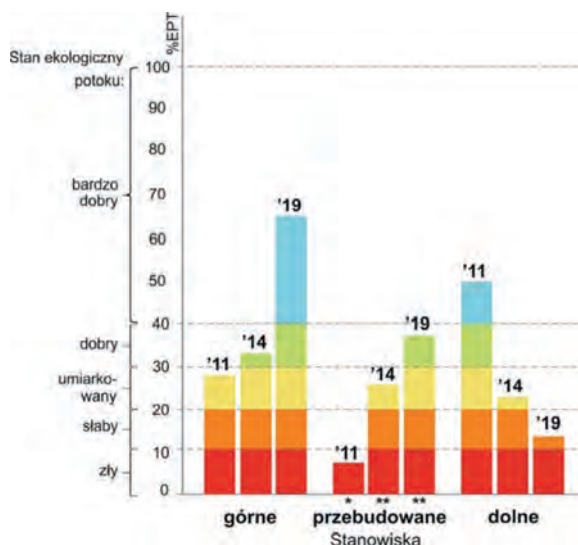
Ze względu na całkowite wyschnięcie koryta w lecie i jesienią, na stanowisku dolnym pobór prób możliwy był tylko wiosną.

Stan zespołu bezkręgowców wodnych został przeanalizowany w oparciu o wskaźnik %EPT, który obliczono zgodnie ze wzorem:

$$\% \text{ EPT} = \frac{\Sigma \text{ wszystkich osobników (jętki, widelnice, chruściki)}}{\Sigma \text{ wszystkich organizmów obecnych w próbie}} \times 100$$

Jest to wskaźnik porównujący liczebność taksonów uważanych za bardzo wrażliwe (jętki, widelnice, chruściki) na zmiany antropogeniczne z liczebnością wszystkich stwierdzonych makrobezkręgowców dennych. Im wskaźnik ma wyższą wartość tym lepszy stan ekosystemu. Dla potoków górskich i podgórskich wartość wyższa niż 50, a wg najnowszych opracowań dotyczących w szczególności potoków fliszowych – wyższa niż 40, oznacza bardzo dobry stan ekologiczny środowiska (Galas i in. 2014).

Na poniższym wykresie przedstawiano zbiorcze zestawienie wartości wskaźnika %EPT obliczonego dla poszczególnych stanowisk na potoku Hołubelskim w latach: 2011 (przed realizacją inwestycji), 2014 (rok po renaturyzacji potoku) oraz 2019 (6 lat po renaturyzacji) i ich odniesienie do oceny stanu ekologicznego ciek.



Rycina 1. Zbiorcze zestawienie wartości wskaźnika %EPT obliczonego dla poszczególnych stanowisk w potoku Hołubelskim w latach: 2011 ('11), 2014 ('14) oraz 2019 ('19) i ich odniesienie do oceny stanu ekologicznego ciek; * – odcinki przed przebudową, ** – odcinki po przebudowie

Na wykresie widać poprawę stanu ekologicznego potoku w związku z realizacją kompleksowej renaturyzacji potoku Hołubelskiego przez Nadleśnictwo Krasieczyn, jak i z drugiej strony pogorszenie jego stanu (w dolnej części) związane ze zmianami klimatu (susza, brak opadów), jak i działalnością człowieka (erozja denną i budowa sztucznych zbiorników/stawów hodowlanych).

Odcinek dolny wysychł całkowicie podczas badań w 2019 roku (!) (źródło: Kukuła 2019).

WYNIKI BADAŃ ICHTIOLOGICZNYCH

Po rozbiórce jazu oraz przebudowie przepustów i brodów, uniemożliwiających migracje ryb w górę potoku, nastąpiły pozytywne zmiany w ichtiofaunie, a najbardziej charakterystyczne było bardzo wyraźnie przesunięcie się granicy zasięgu ryb. Co więcej, mimo bardzo długiego okresu braku opadów, populacje: strzebli potokowej (*Phoxinus phoxinus* L.) i śliża (*Barbatula barbatula* L.) przetrwały. Istotnym problemem był okresowy wzrost zawiesin mineralnych w wodzie powodowany przez prace leśne naruszające strukturę gleby i brak odpowiednich zabezpieczeń szlaków zrywkowych. Pojawia się też problem niedoboru wody w suchych okresach roku. Jest to zapewne efekt zmian klimatycznych – efekt cieplejszych i bezdeszczowych lat. Takie warunki hydrologiczne i w konsekwencji termiczne i tlenowe, ograniczają możliwości przetrwania ryb w potoku.

Na poziom wody w korycie potoku mogą mieć także wpływ ulokowane w dolnym jego biegu stawy rybne. Pełnią one co prawda funkcje retencyjne, jednak w okresie niskich stanów wody mogą drenować dolinę potoku, przechwytyując również wodę z koryta. Jednak główną przyczyną braku wody w dolnym odcinku potoku był zapewne brak opadów i drenowanie wody przez silnie obniżone koryto Sanu (erozja denną) (Hajdukiewicz i in. 2019).

WNIOSKI Z MONITORINGU PRZYRODNICZEGO (ICHTIOLOGICZNO-BENTOSOWEGO)

W wyniku przeprowadzonych badań ichtiologiczno-bentosowych udało się wyciągnąć następujące wnioski dla dalszej realizacji projektów adaptacji do zmian klimatu, retencji i przeciwdziałania nadmiernej erozji na terenach leśnych (Kukuła i Bylak 2019, 2022; Algebar 2019).

PRZEPUSTY, BRODY, BYSTRZA

Dla poprawy/zachowania ciągłości cieków wskazane jest utrzymywanie „wglębienia” w sztucznych brodach, którymi w postaci strugi spływa woda w dół. Chodzi

o to, by jak najmniej wody, szczególnie w okresach bez opadów, spływało po płaskich częściach brodu w postaci kilkucentymetrowej warstwy, mało przydatnej dla migrujących ryb.

Usuwanie przeszkód utrudniających lub uniemożliwiających migrację ichtiofauny, jak brody z płyt betonowych (często stosowane na potokach) umacniane od strony wody dolnej stromymi stopniami betonowymi, z jednoczesną budową w ich miejscu brodu w formie bystrza, zabezpieczonego od strony wody dolnej bystrzem z narzutu kamiennego w nurcie potoku o łagodnym spadku jest pomysłem bardzo dobrym. Stanowi na potoku górskim rozwiązanie bliskie naturze, sprawdzone w praktyce i jako takie warto jest rozpowszechniania.

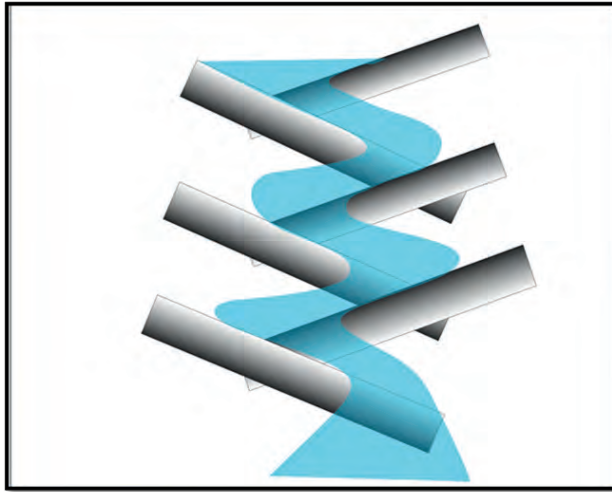
Przy projektowaniu i wykonaniu bystrzy należy koniecznie unikać „uskoków” poprzez wydłużanie całego bystrza zgodnie z zaprojektowanym, możliwie łagodnym spadkiem (nawet powyżej 1:30), zagłębianie głazów w dnie i zapewnienie między nimi strug wody obliczonych na przepływy niskie o odpowiedniej głębokości tranzytowej strug, dostosowanej do składu gatunkowego ichtiofauny.

Zamiast stosowania bali ułożonych w poprzek bystrzy i ubezpieczeń dna – narzut kamienny ułożony na dnie potoku należy stabilizować przez zastosowanie palisady (gurtu) z wbitych pionowo i sąsiadujących ze sobą pali drewnianych, z których przynajmniej niektóre powinny być wbite głębiej, a najlepiej – równo z dnem (Goździk i in. 2009; CKPŚ 2016) dla zapewnienia strug wody obliczonych na przepływy niskie (o odpowiedniej głębokości tranzytowej każdej strugi, dostosowanej do składu gatunkowego ichtiofauny).

Alternatywnie przy projektowaniu koniecznego ubezpieczenia dna można zamiast poziomych bali zastosować na przykład naprzemianległe, ukośnie do kierunku prądu wody i poziomu dna, ułożenia bali (ryc. 2). Górne końce „brzegowe” bali powinny ubezpieczać brzegi budowli/potoku, a dolne końce „korytowe” bali powinny wchodzić pod dno i stanowić oparcie dla górnych części niżej montowanych bali. Całość konstrukcji powinna być łączona systemem kaszycowym i dociążona kamieniem łamanym o min. wymiarach 20-30 cm i pozostawiona do zamulenia.

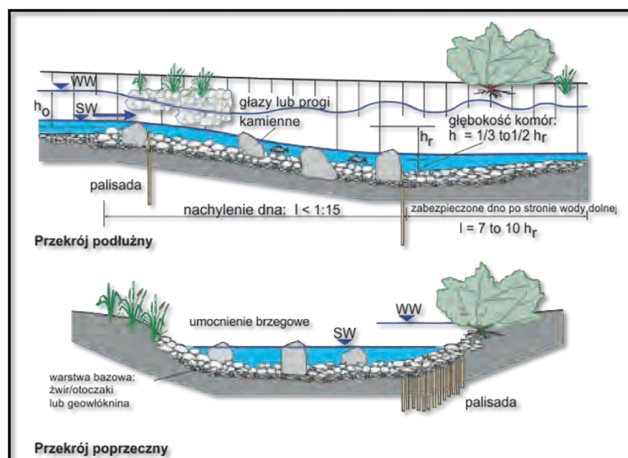
Kamienne bystrza są często ograniczane przez projektantów palisadą z drewnianych pali. W efekcie działania wody w dole bystrza, poniżej palisady, tworzą się zagłębienia erozyjne, które z czasem mogą przekształcać się w coraz wyższe przeszkody. W celu zachowania drożności bystrzy wskazane jest uzupełnienie wypłukanego materiału skalnego kamieniami o różnej granulacji, w tym kamieniami dużymi.

W wykonywanych bystrzach stosowana jest również stabilizacja narzutu kamiennego balami drewnianymi, ułożonymi w poprzek koryta i opartymi o pale drewniane wbite pionowo w dno, co wprowadza uskoki (stopnie) na całej szerokości bystrza, stanowiące potencjalną przeszkodę w migracji ichtiofauny przy niskich przepływach np.: w okresie tarła jesiennego.



Rycina 2. Schemat naprzemianległego, ukośnego do kierunku wody ułożenia bali w korycie potoku (źródło: Algebar 2019)

Wszystkie bystrza powinny być w końcowych odcinkach maksymalnie nisko zagłębione w podłożu (DVWK/FAO 2002, ryc. 3), a w części środkowej bystrza powinno znaleźć się wyraźne obniżenie na wodę niską, zapewniające odpowiednią głębokość przynajmniej jednej strugi wody. Szkic obrazuje także prawidłowy sposób określenia względnej głębokości niecki na końcu bystrza, jak również minimalnej długość odcinka umocnionego dna – po stronie wody dolnej – w niecce wypadowej bystrza.



Rycina 3. Schemat kamiennego bystrza z niecką wypadową (źródło: Gebler 1991, zmienione)

Jeszcze innym i – co warto podkreślić – sprawdzonym w warunkach Polski (na Podkarpaciu), alternatywnym do zastosowania bali ułożonych w poprzek lub wbitych pionowo jest bystrze kaskadowe (plaster miodu) ułożone wyłącznie z głazów kamiennych, ale zagłębionych w dnie do min. $\frac{2}{3}$ ich wysokości i ułożonych z odpowiednim dopasowaniem szczelin między głazami i ich boków do siebie – takie bystrze może z powodzeniem istnieć bez jakichkolwiek elementów drewnianych układanych w korycie, również na ciekach górskich. Wielkości głazów i „basenów”, jak również parametry otworów muszą być precyzyjnie ustalone w projekcie w nawiązaniu do spadku podłużnego projektowanego bystrza, jak i składu gatunkowego ichtiofauny.

Często lepszym rozwiązaniem niż brody (przerwanie ciągłości cieków, zanieczyszczenia potoków zawiesinami, smarami i substancjami ropopochodnymi podczas przejazdów pojazdów) są przepusty łukowe o dużym świetle – rozwiązania szeroko propagowane w ramach projektów Małej retencji górskiej (Goździk i in. 2009; CKPŚ 2016). Jednak i tutaj należy zwrócić uwagę na pewne zagrożenia.

Dno przepustów najlepiej byłoby wykonać z dużych głazów klinowanych gęłoboko w dnie z odpowiednio usytuowanymi między nimi szczelinami na przepływ przy niskich stanach wody. W tym celu, rury z blachy falistej, z której wykonano przepust, należałoby zastąpić przepustami łukowymi posadowionymi na fundamencie, dzięki czemu dno mogłoby być wykonane w dowolny sposób, w tym z narzutu kamiennego z ziarnami odpowiadającymi naturalnemu obrukowaniu dna na danym odcinku, a także w formie omówionego wcześniej bystrza kamiennego. Zapewniłoby to odpowiednią szorstkość podłoża, zlikwidowało możliwość erozji dennej, a jednocześnie nie blokowałoby transportu rumowiska oraz umożliwiło rybom wędrówki migracyjne przez przepust w ciągu całego sezonu.

ZBIORNIK MAŁEJ RETENCJI

Lokalizacja zbiorników retencyjnych, czy przystanków populacyjnych dla płazów poza nurtem cieku (bocznych) jest zalecanym rozwiązaniem w projektach górskich, które – obok innych zalet – nie doprowadza do fragmentacji cieku, ani utraty jego naturalnych walorów morfologicznych.

W celu zapewnienia projektowanym zbiornikom retencyjnym możliwości realizacji ich podstawowej funkcji, należy jeszcze na etapie prac studialnych (a najpóźniej podczas opracowywania koncepcji rozwiązań projektowych) w sposób staranny dobrać lokalizację zbiornika, a następnie bezwzględnie zweryfikować ją w terenie (m in. celem sprawdzenia, czy będzie on mógł być napełniany np. ze spływów powierzchniowych). Starannego przygotowania na etapie opracowywania koncepcji wymaga także bilans wodny zbiornika, który ostatecznie winien potwierdzić przyjętą powierzchnię i kubaturę budowli.

Lokalizacja i parametry zbiornika, a także sposób jego napełniania (rzędna przelewu na zasilaniu i odpływie ze zbiornika) muszą być dostosowane do rzetelnych obliczeń hydrologiczno – hydraulicznych. W przypadku cieków niekontrolowanych, dokonuje się ich jednak zwykle w oparciu o wzory empiryczne, które mogą być obciążone dużym błędem, ze względu na subiektywny dobór współczynników przez osobę dokonującą obliczeń. Konkretną metodę obliczeń powinno dobierać się każdorazowo w zależności od charakteru zlewni, a w uzasadnionych przypadkach (zalecane przez dobrą praktykę w projektowaniu) – przeprowadza się modelowanie hydrauliczne jedno lub dwuwymiarowe.

O rzetelności przeprowadzanych obliczeń stanowi jednak nie tyle metoda, co – przede wszystkim – doświadczenie hydrologa (we współpracy z projektantem) w odpowiednim doborze współczynników, których subiektywny dobór ma istotny wpływ na wyniki analiz. W przypadku cieków górskich o małych zlewniach (poniżej 10 km²) – zaleca się pomiary dokonywane za pomocą przelewu mierniczego w przekroju planowanego miejsca zasilania zbiornika, w ciągu obserwacyjnym nie krótszym niż jeden rok.

W przypadku, gdy wykonanie zbiornika retencyjnego jest niemożliwe, zasadnym może być zaprojektowanie w jego miejscu przystanku populacyjnego dla płazów, zasilanego wodami gruntowymi (w przypadku podmokłego terenu), lub nadmiarowymi wodami z wezbrań wiosennych w potoku. Przystanek populacyjny może być zrealizowany np. w postaci zagłębienia w terenie podmokłym, lub w miejscu z płytko zalegającymi wodami gruntowymi, albo w sąsiedztwie cieku naturalnego. Istotne jest zapewnienie łagodnych skarp i płycizn przybrzeżnych dla rozwoju roślinności szuwarowej.

W przypadku przywracania łączności pomiędzy północną i południową subpopulacją kumaka górskiego przy okazji projektu pn. „Przywrócenie drożności korytarza ekologicznego doliny rzeki Biała Tarnowska” wykonano 26 takich przystanków. Mają one formę zamkniętych, praktycznie bezodpływowych stawków o wymiarach od kilku do kilkunastu m² o głębokości 0,8 – 1,0 m i łagodnie nachylonych brzegach (Jelonek i Zygmunt 2017).

UTRZYMANIE ZABUDOWY BIOLOGICZNEJ

W projektach retencji i adaptacji do zmian klimatu realizowanych przez Lasy Państwowe szerokie zastosowanie mają materiały naturalne jak drewno i kamień a także zabudowa roślinna (CKPŚ 2016). Zabudowa roślinna dostosowana do danego siedliska i zabudowy technicznej sprzyja zachowaniu trwałości budowli (Begemann i Schiechl 1999), z tą jednak uwagą iż porosty wiklinowe na umocnieniach z faszyny odrastającej (kiszki faszynowe, płatki faszynowe, sztabry)

powinny być systematycznie wycinane w ramach utrzymywania tych umocnień. Jeżeli pożądanym jest ponowne odrastanie wikliny, wycinki powinno się dokonywać jesienią lub wczesną wiosną, poza okresem lęgowym ptaków.

PRACE LEŚNE I ZAMULENIE KORYT

Jednym z kluczowych zagrożeń ekosystemów potoku i życia bytującej w nim ichtiofauny (szczególnie wrażliwej na takie zanieczyszczenia) jest zamulenie koryt. Na południu Polski ma ono najczęściej związek z pracami zrywkowymi w leśnictwie (Algebar 2019; Kukuła i Bylak 2019, 2020). Prace te wraz z regulacjami potoków muszą być skorelowane z zabezpieczeniami koryta przed napływem wyerodowanej gleby (iłów i pyłów). Leśnictwo polskie stoi obecnie przed problemem rozwiązania także tej kwestii.

ZRÓWNOWAŻONA GOSPODARKA WODNA W LEŚNICTWIE, NA PODSTAWIE EUROPEJSKIEGO KATALOGU DZIAŁAŃ „NATURALNE ŚRODKI NA RZECZ ZATRZYMYWANIA WODY W EUROPIE”

W dziesięciocentymetrowej warstwie gleby leśnej może szacunkowo nagromadzić się 5–25 mm wody. Zawartość wody w lesie stanowi 50–60% jego objętości, po przeliczeniu tej ilości wody na warstwę gleby o grubości 1 m i zasobności drzewostanu $400 \text{ m}^3/\text{ha}$ uzyskujemy 1500 m^3 wody w glebie i 400 m^3 w drzewostanie w przeliczeniu na 1 m^2 powierzchni. Dla przykładu z wyliczeń Instytutu Badawczego Leśnictwa wynika, że suma efektów retencyjnych spowodowanych przez las wynosi $9,05 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{rok}$ na 1% lesistości obszaru. Szacunki wskazują, iż potencjalna pojemność wodna lasów będących w zarządzie PGL LP to $11,5 \text{ mld m}^3$ (Plan 2021).

Porównując tę ostatnią wartość z ilością wody zretencjonowanej dotychczas przez PGL LP w ramach różnych projektów retencyjnych widać jak ogromną rolę w obiegu wody i retencji ogrywa sam las i właściwie prowadzona gospodarka leśna chroniąca zasoby wodne.

Na podstawie doświadczeń zdobytych podczas 14 lat realizacji projektów retencyjnych jak i dostępnej wiedzy, przeglądu planów i strategii (Klimada 2013) dotyczących gospodarki wodnej w lasach poniżej przedstawiono najistotniejsze zagadnienia do realizacji w ramach adaptacji lasów i leśnictwa do zmian klimatu (bazująca między innymi na katalogu działań „Naturalne środki na rzecz zatrzymywania wody w Europie”, projekcie WAMBAF):

- utrzymanie w dobrym stanie zdrowotnym i odpowiedniej strukturze (różnogatunkowej, różnowiekowej i wielopiętrowej) drzewostanów,
- przebudowa drzewostanów (dostosowanie do siedliska),

- dostosowanie czyszczeń i trzebieży do zmian klimatu,
- wprowadzanie podszytów i II piętra, dolesianie luk, zalesienia,
- stosowanie agrotechnicznych i wodnych zabiegów melioracyjnych,
- zabezpieczenie materiału nasiennego w bankach genów,
- tworzenie leśnych strefy buforowych wzdłuż cieków,
- utrzymanie pokrywy leśnej w obszarach źródliskowych rzek,
- zachowanie ciągłości obszarów mokradłowych, odtwarzanie mokradeł i renaturyzacja cieków,
- właściwe projektowanie dróg i przepraw przez wody i tereny podmokłe (wykorzystanie map terenów podmokłych),
- budowa stawów osadowych i retencyjnych (bocznych),
- pozostawianie w ciekach i strefach przyległych grubego rumoszu drzewnego i martwego drewna,
- budowa piętrzeń i przetamowań na rowach,
- przeciwdziałanie nadmiernej erozji na szlakach zrywkowych i drogach leśnych,
- przygotowanie projektów kompleksowych na podstawie „Planów gospodarowania wodą w nadleśnictwach”.

Summary

Marek Goździk

Coordination Centre for Environmental Projects, Warsaw
gozdzik2000@yahoo.com

Water management in forests in the context of climate change

The State Forests National Forest Holding (PGLLP) is currently implementing two comprehensive projects aimed at adapting forests and forestry to climate change – small-scale retention and prevention of water erosion in lowland and mountain areas.

The projects aim to strengthen the resilience of lowland and mountain forest ecosystems to climate change. Actions taken focus on preventing or reducing negative impacts of natural hazards such as floods, droughts, and fires.

Since 2007, PGLLP has been implementing comprehensive projects to secure forests against key climate change threats. These include developing small-scale retention systems and preventing excessive water erosion in mountain and lowland areas.

Forest districts participating in the projects are making investments in:

- Construction, reconstruction, or restoration of small retention reservoirs and dry reservoirs;
- Constructing, rebuilding, or restoring small dams (valves, small weirs) on canals and ditches to slow surface water runoff, restore wetland functions and protect them, and restore floodplains;
- Adjustment of existing drainage systems to allow them to perform detention functions;
- Reconstruction and demolition of hydrotechnical facilities that are not adapted to floods (bridges, culverts, fords);
- Construction of roads and skid trails to protect soils from erosion; Protection of forest infrastructure from the effects of excessive water erosion associated with rapid rainfall and runoff (e.g., waterfalls, timber fences, stone pavements).

The project includes comprehensive measures that combine environmentally friendly natural and engineered methods. The plan is mainly to build small, simply constructed objects using natural materials. The selected technologies should be environmentally friendly.

As part of the monitoring before and after execution, environmental impact assessments of the activities carried out will also be carried out. Moreover, in the presentation, in addition to selected adaptation measures, the results of ichthyological and benthic monitoring will be

discussed as part of the investments carried out under the small mountain retention project within the Operational Programme Infrastructure and Environment 2007-2013.

LITERATURA

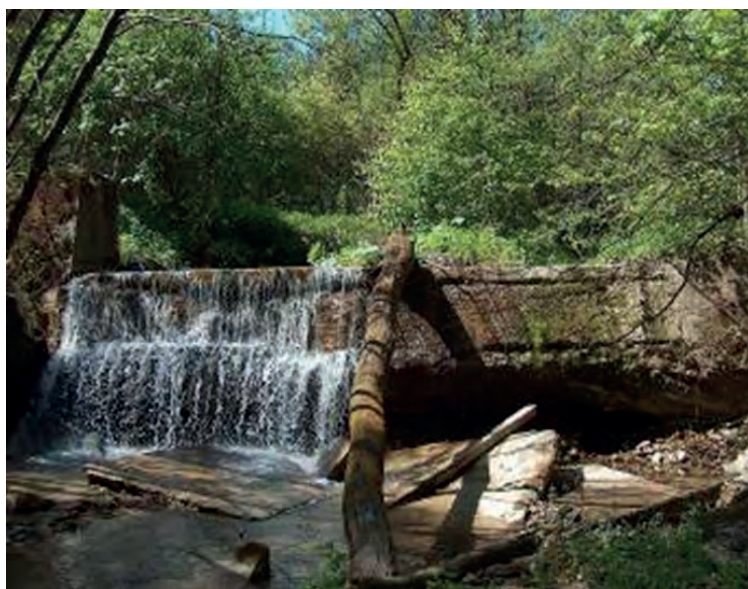
- Algebar 2019. Ekspertyza potoków Kamionka i Turnica na podstawie badań przyrodniczych w Nadleśnictwie Bircza. Ekspertyza potoku Pechnów na podstawie badań przyrodniczych w Nadleśnictwie Bircza, Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, PGL Lasy Państwowe, Warszawa.
- Begemann W., Schiechl H.M. 1999. Inżynieria ekologiczna w budownictwie wodnym. Wydawnictwo Arkady, Warszawa.
- CKPŚ 2016. Podręcznik Wdrażania Projektu – Wytyczne do realizacji zadań i obiektów małej retencji i przeciwdziałania erozji wodnej: Kompleksowy projekt adaptacji lasów i leśnictwa do zmian klimatu – mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji wodnej na terenach nizinnych i górskich. CKPŚ, PGL Lasy Państwowe, Warszawa.
- CKPŚ 2019. Podręcznik Wdrażania Projektu – Wytyczne do realizacji zadań i obiektów małej retencji i przeciwdziałania erozji wodnej: Kompleksowy projekt adaptacji lasów i leśnictwa do zmian klimatu – mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji wodnej na terenach nizinnych i górskich. Część II, Podręcznik Procedur Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, PGL Lasy Państwowe, Warszawa.
- Deres M. 2017. Prezentacja dla Ministerstwa Środowiska na Światowy Dzień Wody z dn. 22.03.20217 r.
- DVWK/FAO 2002. Fish passes: design, dimensions and monitoring (DVWK Merkblatt 232/1996, English version copyright 2002 by FAO) Rome.
- Galas J., Dumnicka E., Galus-Barchan A. 2014. A comparison of various indices based on benthic macrofauna for the assessment of the ecological status of selected Carpathian streams. *Oceanological and Hydrobiological Studies. International Journal of Oceanography and Hydrobiology*, 43(2): 123–130.
- Gebler R.J. 1991. Naturgemässe Bauweisen von Sochlenbauwerken und Fischaufstiegen zur Vernetzung der Fliessgewässer. *Mitteilungen, Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik, Universität Fridericiana Karlsruhe*, 145 p.
- Goździk M., Guzek K., Palmąka M., Borkowska P., Przybyłek Ł., Raszczepkin A., Kiełbus T., Kubajek M. 2009. Podręcznik wdrażania projektu – Wytyczne do realizacji małej retencji w górach: Przeciwdziałanie skutkom odpływu wód opadowych na terenach górskich. Zwiększenie retencji i utrzymanie potoków oraz związanej z nimi infrastruktury w dobrym stanie. CKPŚ, PGL Lasy Państwowe, Warszawa.

- Hajdukiewicz H., Wyżga B., Zawiejska J. 2019. Twentieth-century hydromorphological degradation of Polish Carpathian rivers. *Pergamon, Quaternary International*, 504: 181–194.
- Jelonek M., Zygmunt G. 2017. Sprawozdanie z realizacji projektu „Przywrócenie drożności korytarza ekologicznego doliny rzeki Biała Tarnowska” *Przegląd Przyrodniczy*, 28(4): 161–169.
- Klimada 2013. <http://klimada.mos.gov.pl/blog/2013/04/15/lesnictwo/>.
- Kukuła K., Bylak A. 2019. Stan ichtiofauny, bentosu i potoków, oraz zalecenia dotyczące sposobu wykonania i eksploatacji obiektów małej retencji dotycząca inwestycji prowadzonej w ramach projektu: „Kompleksowy projekt adaptacji lasów i leśnictwa do zmian klimatu – mała retencja oraz przeciwdziałanie erozji wodnej na terenach górskich” (POLiŚ 2014-20)”, Rzeszów, CKPŚ, PGL Lasy Państwowe.
- Kukuła K., Bylak A. 2020. Synergistic impacts of sediment generation and hydro-technical structures related to forestry on stream fish communities. *Science of the Total Environment*, 737, 139751.
- Kukuła K., Bylak A. 2022. Barrier removal and dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence and structure of fish community. www.nature.com/scientificreports.
- Maczak P., Takacs V., Goździk M. 2019. Reversal of current. The small retention programs in the Polish Forests. *Springer Open/Nature-Based Flood Risk Management on Private Land*, 224, 37–51. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-23842-1>.
- Naturalne środki na rzecz zatrzymywania wody w Europie. <http://nwrn.eu/>.
- Plan przeciwdziałania skutkom suszy 2021. Załącznik do rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 15 lipca 2021 r. w sprawie przyjęcia Planu przeciwdziałania skutkom suszy (poz. 1615).
- Projekt WAMBAF, Wykorzystanie map terenów podmokłych – podręcznik, Blue Targeting – podręcznik, Dobre praktyki gospodarowania w leśnych strefach buforowych na rzecz promowania dobrej jakości wód powierzchniowych w regionie Morza Bałtyckiego – poradnik, <https://www.skogsstyrelsen.se/en/wambaf/riparian-forests/>
- Przybyłek Ł., Goździk M. 2008. Wielki Projekt Małej Retencji w Lasach Państwowych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 10/2 (18): 49–54.
- Wniosek o dofinansowanie nr tech. 11535 z 25.05.2016 r., Inwestycje w infrastrukturę/inwestycje produkcyjne, Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko 2014-2020, Priorytet: II Ochrona środowiska, w tym adaptacja do zmian klimatu, Działanie: 2.1 Adaptacja do zmian klimatu wraz z zabezpieczeniem i zwiększeniem odporności na klęski żywiołowe, w szczególności katastrofy naturalne oraz monitoring środowiska.

MATERIAŁY UZUPEŁNIAJĄCE



Fotografia 1. Zbiornik retencyjny w jednym z nadleśnictw, który od wiosny do jesieni 2019 roku pozostawał suchy (źródło: Algebar 2019)



Fotografia 2. Zniszczony betonowy jaz na potoku Hołubelskim przerywający ciągłość biologiczną cieku przed przebudową (źródło: Archiwum CKPŚ)



Fotografia 3. Bystrze o zwiększonej szorstkości w miejscu betonowego jazu, przywrócenie ciągłości biologicznej cieką przez Nadleśnictwo Krasieczyn (źródło: Archiwum CKPŚ)



Fotografia 4. Dolny, wyschnięty odcinek potoku Hołubelskiego, lipiec 2019 r. (źródło: Kukula 2019)



Fotografia 5. Stabilizacja narzutu kamiennego w bystrzu palisadą z „okrągłaków”, wystającą znacznie ponad dno potoku wprowadza przeszkodę dla ichtiofauny przy przepływach niskich (źródło: Algebar 2019)



Fotografia 6. Stabilizacja narzutu kamiennego w bystrzu poprzecznie ułożonymi balami drewnianymi wprowadza przeszkodę dla ichtiofauny przy przepływach niskich (źródło: Algebar 2019)



Fotografia 7. Bystrze kaskadowe ułożone wyłącznie z głazów zagłębionych w dnie do $\frac{2}{3}$ ich wysokości – przepławka na rzece Wisłoka przy progu rafinerii w mieście Jasło (źródło: Algebar 2019)



Fotografia 8. Zbiornik retencyjny w Nadleśnictwie Bircza na podmokłym terenie z powodziem pełni rolę przystanku populacyjnego dla płazów, w którym stwierdzono występowanie kumaka górskiego i traszki grzebieniastej (źródło: Algebar 2019)



Fotografia 9. Wieletni odrost wierzbowy na umocnionej skarpie przepustu
(źródło: Algebar 2019)



Fotografia 10. Widoczne zmącenie wody związane z pracami leśnymi (źródło: Algebar 2019)



Fotografia 11. Nieumocniony przejazd w bród w ciągu drogi leśnej wykorzystywanej do zrywki (źródło: Algebar 2019)

BLOK VI.
ZARZĄDZANIE LASAMI

*Krzysztof Stereńczak, Bartłomiej Kraszewski, Miłosz Mielcarek,
Agnieszka Kamińska, Maciej Lisiewicz, Aneta Modzelewska,
Małgorzata Białczak, Żaneta Piasecka*

Institut Badawczy Leśnictwa

{k.sterenczak, b.kraszewski, m.mielcarek, a.kaminska, m.lisiewicz, a.modzelewska, m.bialczak, z.piasecka}@
ibles.waw.pl

Monitoring skutków zmian klimatu w drzewostanach na przykładzie Puszczy Białowieskiej

WSTĘP

W ostatnich latach odnotowujemy dynamiczne i wielkoskalowe efekty zmian klimatu, które niosą ze sobą wiele negatywnych skutków dla ekosystemów lądowych (Allen i in. 2010, 2015; Xu i in. 2020). Ekosystemy leśne, jako jedne z podstawowych i najważniejszych ekosystemów lądowych, są szczególnie wrażliwe na zmiany klimatu (Lindner i in. 2010). Wpływ tych zmian na funkcjonowanie lasu jest znaczący i można go zaobserwować m.in. w tempie wzrostu drzew, rozmieszczeniu gatunków oraz w zmianach w strukturze lasu (Marshet i Fekadu 2019). Poza tym, zmiany klimatu mogą pośrednio oddziaływać na ekosystemy leśne przez wpływanie na częstotliwość i intensywność występowania zaburzeń w lasach, w tym pożarów, burz, gradacji owadów oraz pojawianie się gatunków inwazyjnych (Dale i in. 2001; Seidl i in. 2017). Ważnym elementem strategii przeciwdziałania negatywnym skutkom wpływu zmian klimatu na ekosystemy leśne, który jednocześnie pozwala lepiej zrozumieć charakter zmian zachodzących w lasach i ich przyczyny, jest monitorowanie obszarów leśnych (Sturrock i in. 2011). Tradycyjne, naziemne metody monitoringu, pomimo że stale stanowią podstawowy rodzaj obserwacji obszarów leśnych, nie zawsze pozwalają na uzyskanie pełnego obrazu zmian zachodzących w drzewostanach, dlatego też coraz powszechniejsze staje się wykorzystywanie w tym celu technik zdalnych – teledetekcyjnych.

W ciągu ostatnich trzech dekad zainteresowanie zdalnymi metodami monitorowania przyrody znacznie wzrosło, a ich wykorzystanie w analizach środowiskowych stało się powszechne (Naesset 1997; Lefsky i in. 1999; Koch i in. 2006;

White i in. 2013; Stereńczak i in. 2019). Teledetekcja, zarówno pasywna (rejestracja światła odbitego), jak i aktywna (emisja własnego światła), znalazła bardzo szerokie zastosowanie w monitorowaniu środowiska leśnego. Zdalne techniki monitorowania ekosystemów leśnych pozwalają m.in. na określanie zawartości chlorofilu lub innych barwników, zawartości wody w roślinach i temperatury powierzchni roślin. Ponadto dane teledetekcyjne są z powodzeniem wykorzystywane do określania podstawowych cech taksacyjnych drzewostanów takich jak: skład gatunkowy (Modzelewska i in. 2020), zadrzewienie (Montealegre i in. 2016), średnia pierśnica (Wieser i in. 2017), wysokość drzew (Mielcarek i in. 2020), miąższość (Maltamo i in. 2004), czy też stan zdrowotny (Lausch i in. 2017). Co istotne, większość z tych wartości może być oszacowana z dużą dokładnością – często porównywalną z tradycyjnymi metodami inwentaryzacji lasu. Aktualnie wykorzystywana technologia pozwala na pozyskiwanie szczegółowych (wysokorozdzielczych) danych teledetekcyjnych, co pozytywnie przekłada się na dokładność wykonywanych analiz przyrodniczych. Ponadto, zastosowanie teledetekcji w monitorowaniu przyrody pozwala prowadzić badania na rozległych oraz trudnodostępnych obszarach leśnych, a automatyzacja procesów przetwarzania znacząco skraca okres analizy danych i obiektywizuje uzyskane wyniki (Stereńczak i in. 2017, 2019, 2020).

Celem projektu ForBioSensing było opracowanie i zastosowanie metody monitoringu dużego obiektu leśnego z wykorzystaniem nowatorskich technik i danych teledetekcyjnych. Dzięki wykorzystaniu bogatego zestawu danych teledetekcyjnych oraz nowoczesnych, autorskich technik analiz ekosystemów leśnych, pozyskano unikalny dla Puszczy Białowieskiej zbiór danych przestrzennych i drzewostanowych. Połączenie danych teledetekcyjnych (LIDAR, zdjęcia satelitarne, zdjęcia lotnicze) z pomiarami naziemnymi, dało możliwość kompleksowego ujęcia dynamiki zmian zachodzących w drzewostanach tego cennego przyrodniczo obiektu leśnego, ze szczególnym uwzględnieniem zmian powodowanych przez gradację kornika drukarza (*Ips typographus*). Co istotne, zademonstrowano praktyczne zastosowanie precyzyjnego leśnictwa w monitorowaniu dużego kompleksu leśnego, poprzez pozyskanie informacji o stanie pojedynczych drzew i ich agregację na poziomie dowolnej jednostki administracyjnej. Dzięki wykorzystaniu kilku serii, pozyskanych w różnym czasie różnych danych teledetekcyjnych, uzyskano całościowy obraz zmian w drzewostanach polskiej części Puszczy Białowieskiej (Kamińska i in. 2018, 2021; Stereńczak i in. 2020; Stereńczak 2022a). Rozpoznanie zmian struktury i składu gatunkowego, zachodzących w lasach Puszczy Białowieskiej pozwoliło na zidentyfikowanie czynników warunkujących te procesy, ich dynamiki oraz wdrożenie odpowiednich przedsięwzięć ochronnych do działań praktycznych Parku i nadleśnictw.

METODYKA

OBSZAR BADAWCZY

Puszcza Białowiecka (PB) to rozległy obszar leśny zlokalizowany na granicy Polski i Białorusi. Obszar ten uważany jest za jeden z najstarszych i najcenniejszych kompleksów leśnych w Europie. Na terytorium Polski znajduje się około 62 000 ha obszaru PB, który administrowany jest przez Państwowe Gospodarstwo Leśne – Lasy Państwowe (nadleśnictwa: Białowieża, Browsk oraz Hajnówka) oraz Białowiecki Park Narodowy (BPN). Największą część kompleksu, ok. 64% zajmują lasy gospodarcze, 19% stanowią rezerваты przyrody, zaś 17% obszaru zajmuje BPN (Kamińska i in. 2021).

Obszar PB znajduje się w strefie klimatu umiarkowanego kontynentalnego chłodnego z wpływem atlantyckim, średnia roczna temperatura powietrza wynosi ok. 6,8°C, a średnia roczna ilość opadów ok. 633 mm. Podstawowymi gatunkami lasotwórczymi PB są: świerk pospolity (*Picea abies*), sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*), olsza czarna (*Alnus glutinosa*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*) i bezszypułkowy (*Quercus petraea*) oraz grab (*Carpinus betulus*) (Stereńczak i in. 2020).

DANE

DANE NAZIEMNE

Pomiary terenowe na wszystkich powierzchniach badawczych prowadzono trzykrotnie: w 2015, 2017 i 2019 roku. Łącznie na całym obszarze Puszczy Białowieckiej wykonano pomiary na 685 kołowych powierzchniach próbnych o promieniu 12,62 m. Dodatkowo w projekcie utworzono 15 powierzchni świerkowych, gdzie pomiary terenowe dokonywano w terminie zbliżonym do pozyskania materiału fotogrametrycznego. Lokalizacje środków poszczególnych powierzchni zostały dokładnie pomierzone za pomocą odbiornika GNSS RTK lub statycznego odbiornika klasy geodezyjnej dla globalnych systemów nawigacji satelitarnej. Na podstawie relacji przestrzennej między drzewem a środkiem powierzchni (odległość i azymut) obliczono pozycję każdego drzewa. W czasie pomiarów terenowych zebrano wiele cech i parametrów, takich jak gatunek drzewa, wysokość drzewa, pierśnica, długość podstawy korony czy stan zdrowotny drzewa. Ponadto dla każdego drzewa określono widoczność z góry, aby umożliwić poprawną identyfikację drzewa z danych teledetekcyjnych pozyskanych z pułapu lotniczego oraz satelitarnego (Stereńczak i in. 2020).

DANE TELEDETEKCYJNE

Obrazy wielospektralne pozyskiwano corocznie, kilkakrotnie w trakcie sezonu wegetacyjnego. W latach 2015–2016 pozyskano dane z pułapu satelitarnego, natomiast w latach 2017–2019 pozyskano obrazy z pułapu lotniczego (tab. 1).

Pozyskano obrazy satelitarne Pléiades o rozdzielczości przestrzennej 2 m w zakresie wielospektralnym oraz 0,5 m dla zakresu panchromatycznego. Obrazy wielospektralne obejmowały zakresy: niebieski (430–550 nm), zielony (500–620 nm), czerwony (590–710 nm) i bliską podczerwień (740–940 nm). Każdorazowe pozyskanie obrazów satelitarnych dla obszaru badań obejmowało mozaikę obrazów z min. 2 scen. Dane satelitarne poddawano korekcjom: radiometrycznej, atmosferycznej i geometrycznej.

Lotnicze obrazy wielospektralne pozyskano kamerą DMC II (w roku 2017) oraz kamerą DMC III (w latach 2018–2019). Obrazy wykonywano z rozdzielczością przestrzenną 0,25 m w zakresach niebieskim, zielonym, czerwonym i bliskiej podczerwieni. Pokrycie podłużne szeregów wynosiło 80% a pokrycie poprzeczne 70%.

Obrazy hiperspektralne pozyskiwano z pułapu lotniczego, pięciokrotnie w trakcie trwania projektu: w roku 2015 (trzy kolekcje – w lipcu, sierpniu i październiku) oraz w latach 2017 (w sierpniu) i 2019 (w sierpniu). Dane pozyskano przy użyciu kamer HySpex VNIR-1800 i SWIR-384 (lata 2015 i 2017), rejestrujących w zakresie spektralnym 400–2500 nm. Rozdzielczość przestrzenna obrazów wynosiła 5 m. W ostatnim roku pozyskania obrazów (2019) zostały zarejestrowane za pomocą systemu HySpex VS-725, złożonego z zestawu skanerów – dwóch SWIR-384 i jednego VNIR-1800. W efekcie otrzymano obrazy o rozdzielczości przestrzennej 2 m w zakresie spektralnym 400–2500 nm.

W trakcie trwania projektu pozyskano trzykrotnie dane lotniczego skanowania laserowego: dwukrotnie w roku 2015 (w czasie trwania sezonu wegetacyjnego oraz w okresie bezlistnym), a także jednorazowo w czasie sezonu wegetacyjnego w roku 2019. Dane pozyskano przy użyciu systemu Riegl LMS-6800i (w 2015 r.) oraz systemu Riegl VQ-780i (w 2019 r.). Oba systemy pozwalały na rejestrację sygnału impulsu laserowego w sposób ciągły (ang. *full-waveform*). W roku 2015 wykonano naloty na średniej wysokości 500 m, a szeregi nalotów pokrywały się w 40%. Chmura punktów z kolekcji w sezonie wegetacyjnym miała średnią gęstość 11 pkt/m², a w okresie bezlistnym 15 pkt/m². W roku 2019 naloty wykonano na średniej wysokości 650 m, a szeregi pokrywały się w 20%. Pozyskana chmura punktów miała średnią gęstość 19 pkt/m². Dla nalotów wykonywanych w sezonie wegetacyjnym, równolegle pozyskiwane były obrazy wielospektralne, co pozwoliło na przypisanie do każdego punktu uzyskanego w trakcie skanowania laserowego wartości z trzech zakresów spektralnych: bliskiej podczerwieni (NIR), czerwonego (R) oraz zielonego (G).

Tabela 1. Terminy kolekcji danych teledetekcyjnych w poszczególnych latach trwania projektu oraz informacja o sensorze i pułapie pozyskania danych

Rok	Termin	Data pozyskania	Rodzaj danych i sensora
2015	czerwiec	27.06; 24.07	satelitarne wielospektralne
2015	lipiec	2-4.07	lotnicze hiperspektralne
2015	lipiec	2-5.07	lotnicze skanowanie laserowe
2015	sierpień	05.08	satelitarne wielospektralne
2015	sierpień	24-27.08	lotnicze hiperspektralne
2015	październik	1-2.10	lotnicze hiperspektralne
2015	listopad/grudzień	25.11; 27.11; 6-7.12	lotnicze skanowanie laserowe
2016	sierpień	08.08; 08.09	satelitarne wielospektralne
2016	wrzesień	13.09; 06.09	satelitarne wielospektralne
2017	sierpień	27.07; 1.08; 30-31.08	lotnicze hiperspektralne
2017	październik	09.09; 27.09; 28.09; 02.10	lotnicze wielospektralne
2018	marzec	25.03	lotnicze wielospektralne
2018	czerwiec	01.06	lotnicze wielospektralne
2018	sierpień	22.08; 30.08	lotnicze wielospektralne
2018	październik	11.10	lotnicze wielospektralne
2019	czerwiec	24.06	lotnicze wielospektralne
2019	sierpień	24.08	lotnicze wielospektralne
2019	sierpień	3-6.08; 23.08	lotnicze skanowanie laserowe
2019	sierpień	25.08; 28.08; 31.08; 1.09, 6.09	lotnicze hiperspektralne
2019	październik	27.10	lotnicze wielospektralne

DETEKCJA DRZEW MARTWYCH

Dane lotniczego skanowania laserowego z 2015 roku posłużyły do wygenerowania Wysokościowego Modelu Koron (WMK) zgodnie z metodą opisaną w Erfanifard i in. (2018). Wygenerowany WMK wykorzystano następnie do detekcji pojedynczych drzew (Stereńczak i in. 2020). Powstała warstwa koron drzew poddana została następnie klasyfikacji. Wyszczególniono następujące klasy drzew: liściaste,

sosna, świerk, liściaste martwe, sosna martwa i świerk martwy. Klasyfikację wykonano z wykorzystaniem statystyk wyliczonych dla każdego pojedynczego drzewa z danych lotniczego skanowania lotniczego z 2015 roku (Kamińska i in. 2018). W kolejnym kroku ze sklasyfikowanej warstwy drzew wydzielono drzewa przynależące do klas: świerk i świerk martwy, które następnie posłużyły do dalszych analiz.

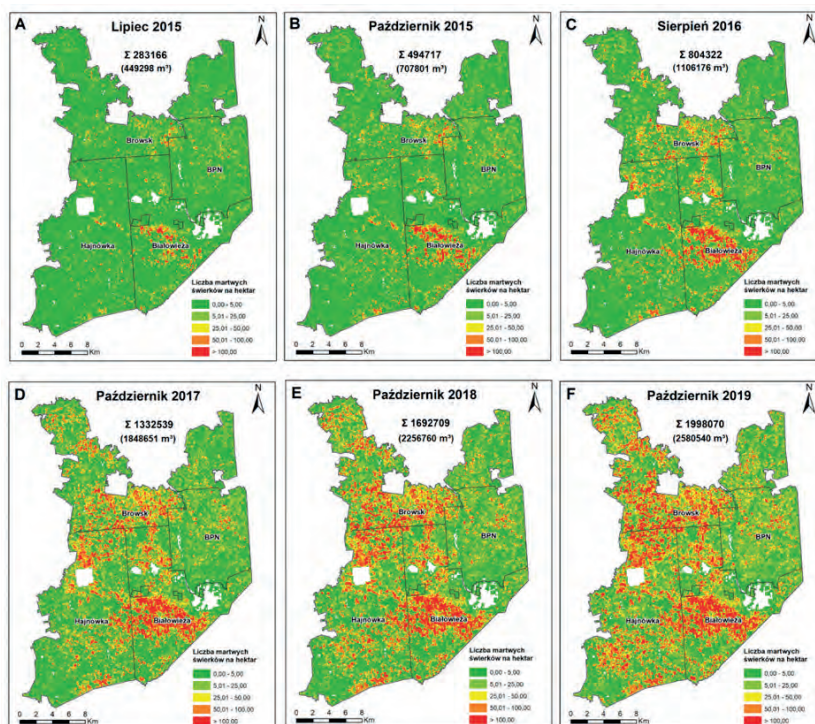
Dane wielospektralne pozyskane w kolejnych latach podlegały klasyfikacji pikselowej z wydzieleniem klas: drzew martwych i żywych. Klasa drzew martwych posłużyła następnie do określenia dla każdego z obiektów warstwy świerków dwóch atrybutów: procentu pokrycia korony przez klasę drzew martwych oraz odległość centroidy korony od regionów drzew martwych. Dla każdej kolekcji danych wielospektralnych wybrane zostały przez eksperta zestawy danych referencyjnych zawierających świerki martwe i żywe. Zbiór referencyjny posłużył do określenia najlepszego zestawu parametrów umożliwiającego uzyskanie warstwy martwych świerków o najwyższej dokładności dla danej kolekcji danych.

Wyjściowe warstwy martwych świerków z każdej kolekcji zostały następnie połączone w jedną przyrostową warstwę opisującą dynamikę zamierania świerka na przestrzeni lat 2015–2019.

WYNIKI

Wyniki analizy danych teledetekcyjnych pozyskanych w latach 2015–2019 wskazały, że na obszarze Puszczy Białowieskiej w górnej warstwie drzewostanu w 2015 r. znajdowało się 283 166 martwych świerków, co stanowiło 7% ogólnej liczby świerków (tab. 2). Cztery lata później, całkowita liczba martwych świerków wyniosła blisko dwa miliony (tj. 46% wszystkich świerków). W analizowanym 4-letnim okresie trwania projektu (lipiec 2015–październik 2019) w Puszczy Białowieskiej zamarło 43% wszystkich żywych świerków w górnej warstwie drzewostanów (tab. 2).

Gradacja kornika drukarza przebiegała z różną dynamiką w poszczególnych fragmentach Puszczy Białowieskiej (tab. 2, ryc. 1). Najwyższą dynamikę gradacji odnotowano w Nadleśnictwie Białowieża. W analizowanym okresie zamarło w tym nadleśnictwie 51% wszystkich żywych świerków. Największy odsetek martwych drzew tego gatunku zanotowano na tym obszarze także na początku i na końcu analizowanego okresu (11% – 2015 r., 56% – 2019 r.). Z kolei, najmniejszy udział martwych świerków stwierdzono w 2015 roku w Nadleśnictwie Hajnówka (4%), a w 2019 r. w Białowieskim Parku Narodowym (32%). W Białowieskim Parku Narodowym zaobserwowano najniższą dynamikę gradacji kornika drukarza w porównaniu z nadleśnictwami. W latach 2015–2019 na terenie Parku zamarło 25% żywych świerków.

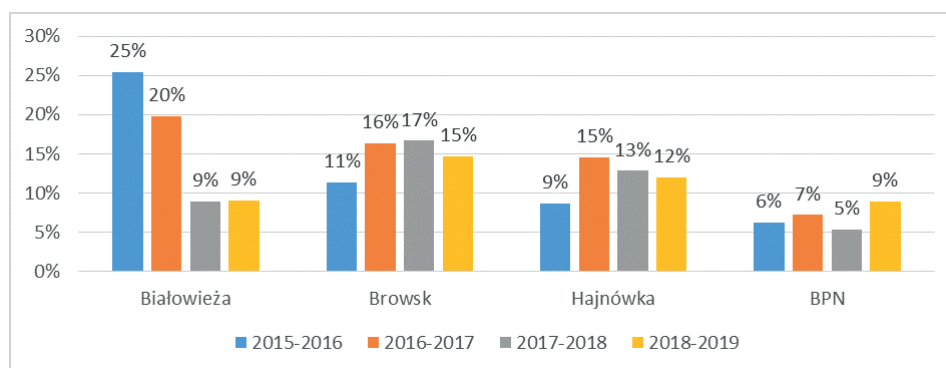


Rycina 1. Liczba martwych świerków w przeliczeniu na hektar w latach 2015–2019 (A – lipiec 2015, B – październik 2015, C – sierpień 2016, D – październik 2017, E – październik 2018, F – październik 2019)

Tabela 2. Wyniki detekcji martwych świerków w górnej warstwie drzewostanu w latach 2015–2019

Obszar	2015		2019		2015–2019	
	liczba	udział [%]	liczba	udział [%]	liczba	udział [%]
Nadl. Białowieża	111 042	10,9	571 215	55,8	460 173	50,5
Nadl. Browsk	67 815	5,4	626 239	50,2	558 414	47,3
Nadl. Hajnówka	54 781	3,7	622 235	40,0	567 454	40,2
Białowiecki P. N.	49 528	8,8	178 381	31,6	128 863	25,0
Suma	283 166	6,6	1 998 070	46,4	1 714 904	42,7

Zróznicowanie przestrzenne gradacji w roku 2015 było niewielkie, na większości obszarów nie zaobserwowano negatywnych skutków działalności kornika. Wyraźnie zaznacza się jednak koncentracja gradacji na terenie Nadleśnictwa Białowieża, tworząc tzw. „klaster białowiecki”, który można uważać za największe ognisko inwazji szkodnika w jej początkowej fazie. W kolejnych latach obserwuje się już znaczące nasilenie zjawiska zamierania drzewostanów świerkowych na terenie całego obszaru badań. Wyraźnie wyróżnia się „klaster białowiecki” – obserwuje się znaczący jego rozrost. Dodatkowo wyraźnie zaznacza się terytorialny wzrost obszarów z występującymi świerkami zasiedlonymi przez kornika na innych terenach Puszczy – odnotowano dużo nowo powstałych ognisk gradacyjnych o różnych rozmiarach. Jednakże zróżnicowanie przestrzenne dynamiki zamierania świerka na terenie Puszczy Białowieckiej wyraźnie odróżnia nadleśnictwa Browsk, Białowieża i Hajnówka od terenu Białowieckiego Parku Narodowego (ryc. 1). Na obszarze Parku Narodowego, gdzie zaobserwowano najmniejszą dynamikę zamierania świerków miała ona charakter stosunkowo jednostajny (ryc. 1–2). Nie zanotowano tam też żadnego znaczącego ogniska gradacyjnego.



Rycina 2. Procent martwych świerków w poszczególnych jednostkach administracyjnych w latach 2015–2019

PODSUMOWANIE

Zmiany klimatu będą powodować szybkie i wielkoskalowe zmiany w lasach. Już dziś należy szukać metod, które umożliwią monitorowanie zmian i ułatwią podejmowanie decyzji zarządczych. W przedstawionej pracy zastosowano w praktyce filozofię precyzyjnego leśnictwa. Na początku okresu analizowanego zidentyfikowano liczbę występujących świerków, wskazano które z nich były już martwe, a następnie monitorowano stan żywych drzew przez kolejne lata trwania projektu z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych. W efekcie, poza lokalną informacją

o stanie drzewostanów świerkowych, możliwe było precyzyjne wskazanie obszarów gdzie intensywność zamierania była największa (Stereńczak i in. 2017) oraz określić czynniki, które determinowały rozwój gradacji w czasie i przestrzeni (Stereńczak i in. 2019; Kamińska i in. 2021).

W okresie analiz (2015–2019), głównie w efekcie gradacji w polskiej części Puszczy Białowieskiej, zamarło około 2 mln świerków. Proces ten był najintensywniejszy w 2015 i 2017 roku, szczególnie w nadleśnictwach Białowieża i Browsk. W kolejnych latach przybrał on na sile w Nadleśnictwie Hajnówka. W Białowieckim Parku Narodowym generalnie zjawisko to miało słabszy przebieg, głównie ze względu na efekt gradacji z początku XXI w., która w BPN przebiegała intensywnie i zredukowała znacząco populację świerka w Parku (Miścicki 2012).

Teledetekcja umożliwiła pozyskanie informacji o efektach zmian klimatu na dużym obszarze leśnym z różnymi rygorami ochronnymi i dostępnością. Co więcej, pozwoliła na detekcję osłabionych, zainfekowanych czy też zamarłych pojedynczych drzew. Zastosowanie teledetekcji ma także ograniczenia (Stereńczak 2022b). Głównym jest dostępność danych, a dokładnie koszt i warunki pogodowe, które mają wpływ na możliwości pozyskania wysokiej jakości danych. Generalnie dane lotniczego skanowania laserowego mogą być pozyskiwane nawet w nocy, o ile nie pada i skanowane obiekty nie są mokre. W przypadku zastosowania danych spektralnych, pogoda odgrywa dużo większą rolę, gdyż dla dobrej jakości zdjęć wymagana jest pogoda słoneczna, bezchmurna i w miarę możliwości bezwietrzna. Dodatkowym ograniczeniem w przypadku systemów satelitarnych jest czas ich rewizyty nad określonym obszarem, który determinuje potencjalną możliwość pozyskania danych, o ile nad obszarem zainteresowania panują korzystne warunki pogodowe. Kolejnym istotnym elementem zastosowania danych teledetekcyjnych jest aspekt finansowy. W projekcie LIFE+ ForBioSensing możliwe było pozyskanie różnych danych, gdyż zostały na ten cel zabezpieczone środki finansowe. W przypadku operacyjnego zastosowania danych teledetekcyjnych, koszty z tym związane powinny być zoptymalizowane. Wykorzystanie darmowych danych (np. Sentinel) pozwala na ograniczone możliwości detekcji zmian, stąd ich zastosowanie nie zawsze da oczekiwane wyniki. Z kolei pozyskanie danych komercyjnych (lotniczych lub satelitarnych) często wiąże się z kosztami, które w zależności od powierzchni obszaru i rodzaju danych mogą być znaczne (Stereńczak 2022a).

Możliwe jest operacyjne wykorzystanie danych teledetekcyjnych do monitorowania rozwoju np. gradacji owadów, dostarczając informacji ilościowej oraz zmienności zjawiska w czasie i przestrzeni co potwierdzone zostało w wielu pracach (Lausch i in. 2017; Siedl i in. 2017; Stereńczak i in. 2019; Kamińska i in. 2021). Dlatego należałoby rozpocząć prace nad takim systemem, który mógłby z jednej strony dostarczyć bieżącej informacji o lasach w oparciu o dane teledetekcyjne,

a z drugiej pomagałby w zarządzaniu efektami zaburzeń powodowanych przez czynniki biotyczne i abiotyczne (Stereńczak 2022a). Taki system mógłby być wykorzystywany w skali lokalnej na poziomie nadleśnictwa lub parku narodowego, ale także w skali krajowej – na poziomie ministerialnym, DGLP czy GIOŚ. Teledetekcja byłaby wtedy elementem systemu monitorowania zmian zachodzących w lasach w skali ogólnopolskiej.

Zaprezentowane wyniki są częścią dużego przedsięwzięcia – projektu LIFE+ ForBioSensing, które zakończyło się w kwietniu 2022 roku. W efekcie prac powstała duża liczba prac naukowych i monografia naukowa pod redakcją Stereńczaka (2022a,b), która podsumowała prowadzony w latach 2015–2019 monitoring polskiej części Puszczy Białowieskiej. Należy zwrócić uwagę na jeden ważny aspekt związany z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych. Dane te zostały zarchiwizowane. Archiwum może być wykorzystywane przez następne dziesięciolecia, gdyż zachowało ono w sobie opis ciągły (pełny) stanu Puszczy. Posiadane dane spektralne i dane lotniczego skanowania laserowego, mogą być w przyszłości idealnym nośnikiem informacji, która będzie punktem odniesienia do analiz zmian zachodzących w Puszczy w XXI, czy XXII wieku.

Summary

Krzysztof Stereńczak, Bartłomiej Kraszewski, Miłosz Mielcarek, Agnieszka Kamińska, Maciej Lisiewicz, Aneta Modzelewska, Małgorzata Białczak, Żaneta Piasecka

Forest Research Institute

{k.sterenczak, b.kraszewski, m.mielcarek, a.kaminska, m.lisiewicz, a.modzelewska, m.bialczak, z.piasecka}@ibles.waw.pl

Monitoring of the effects of climate change in tree stands based on the example of the Białowieża Forest

Global climate change is causing significant changes in the condition of forest stands. Trees weakened by changing growing conditions are increasingly susceptible to various pathogens. As a result, millions of hectares of forest are dying all over the world, and in Poland the amount of wood harvested by sanitary cuttings is constantly increasing.

The problem of tree death affects various tree species, especially spruce. Spruce is dying practically over the entire area of the country, although it is in relatively good condition in moist habitats. The example of the Białowieża Forest shows how dynamic the process of spruce dieback can be and the major changes it can cause in stands.

The paper will discuss the possibilities of using remote sensing data in monitoring the state of forest resources. Using the Polish part of Białowieża Forest as an example, methods and tools that support the process of managing large areas of forest dieback will be presented. Using the example of monitoring the development of bark beetle gradation, we will show the strengths and weaknesses of using remote sensing in forest management, depending on the type of data and the scale of the phenomenon. The presented solutions were created within the LIFE + ForBioSensing PL project "Comprehensive monitoring of the dynamics of the Białowieża Forest stands using remote sensing data".

LITERATURA

Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Venetier M., Kitzeberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J., Allard G., Running S.W., Akkin S., Cobb N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests.

- Forest Ecology and Management, 259(4):660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>.
- Allen C.D., Breshears D.D., McDowell N.G. 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6(8): 129. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>.
- Dale V.H., Joyce L.A., McNulty S., Neilson 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 M.B. 2001. Climate Change and Forest Disturbances: Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience*, 51(9): 723–734. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:ccafd\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:ccafd]2.0.co;2).
- Erfanifard Y., Stereńczak K., Kraszewski B., Kamińska A. 2018. Development of a robust canopy height model derived from ALS point clouds for predicting individual crown attributes at the species level. *International Journal of Remote Sensing*, 39(23): 9206–9227. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1508916>.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Stereńczak K., Kraszewski B., Sadkowski, R. 2018. Species-related single dead tree detection using multi-temporal ALS data and CIR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 219: 31–43. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.005>
- Kamińska A., Lisiewicz M., Kraszewski B., Stereńczak K. 2021. Mass outbreaks and factors related to the spatial dynamics of spruce bark beetle (*Ips typographus*) dieback considering diverse management regimes in the Białowieża forest. *Forest Ecology and Management*, 498. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119530>.
- Koch B., Heyder, U., Weinacker, H. 2006. Detection of individual tree crowns in airborne lidar data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(4): 357–363.
- Lausch A., Erasmi S., King D.J., Magdon P., Heurich M. 2017. Understanding Forest Health with Remote Sensing-Part II—A Review of Approaches and Data Models. *Remote Sensing*, 9(2): 129. <https://doi.org/10.3390/rs9020129>.
- Lefsky M.A., Cohen W.B., Acker S.A., Parker G.G., Spies T.A., Harding D. 1999. Lidar remote sensing of the canopy structure and biophysical properties of Douglas-fir western hemlock forests. *Remote Sensing of Environment*, 70: 339–361.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Marchetti M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4): 698–709.

- Maltamo M., Eerikäinen K., Pitkänen J., Hyypä J., Vehmas M. 2004. Estimation of timber volume and stem density based on scanning laser altimetry and expected tree size distribution functions. *Remote Sensing of Environment*, 90: 319–330.
- Marshet N.G., Fekadu H.H. 2019. Review on Effect of Climate Change on Forest Ecosystem. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources*, 7(4): 555968. <https://doi.org/10.19080/IJESNR.2019.17.555968>.
- Mielcarek M., Kamińska A., Stereńczak K. 2020. Digital aerial photogrammetry (DAP) and airborne laser scanning (ALS) as sources of information about tree height – comparisons of the accuracy of remote sensing methods for tree height estimation. *Remote Sensing*, 12, 1808. <https://doi.org/10.3390/rs12111808>.
- Miścicki S. 2012. Structure and dynamics of temperate lowland natural forest in the Białowieża National Park, Poland. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 85(4): 473–483. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps044>.
- Modzelewska A., Fassnacht F.E., Stereńczak K. 2020. Tree Species Identification within an extensive forest area using airborne hyperspectral data. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 84, 101960. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101960>.
- Montealegre A.L., Lamelas M.T., Riva J., García-Martín A., Escribano F. 2016. Use of low point density ALS data to estimate stand-level structural variables in Mediterranean Aleppo pine forest, *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 89(4): 373–382. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw008>.
- Naesset E. 1997. Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 61: 246–253.
- Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., Ascoli D., Petr M., Honkaniemi J., Lexer M.J., Trotsiuk V., Mairota P., Svoboda M., Fabrika M., Nagel T.A., Reyer C.P.O. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7: 395–402. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>.
- Stereńczak K., Kraszewski B., Mielcarek M., Piasecka Ż. 2017. Inventory of standing dead trees in the surroundings of communication routes – remote sensing contribution to the potential risk assessment. *Forest Ecology and Management*, 402: 76–91. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.018>.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Modzelewska A., Kraszewski B., Fassnacht F.E., Hilszczański J. 2019. Intra-annual *Ips typographus* outbreak monitoring using multi-temporal GIS analysis based on hyperspectral and ALS data in the Białowieża Forests. *Forest Ecology and Management*, 442: 105–116.
- Stereńczak K., Kraszewski B., Mielcarek M., Piasecka Ż., Lisiewicz M., Heurich M. 2020. Mapping individual trees with airborne laser scanning data in an European lowland forest using a self-calibration algorithm. *International Journal*

- of Applied Earth Observations and Geoinformation, 93, 102191. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102191>.
- Stereńczak K. 2022a. Monitorowanie dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieckiej – możliwości zastosowania teledetekcji, na podstawie wyników projektu Life+ ForBioSensing. [W:] K. Stereńczak (red.) Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieckiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych. Instytut Badawczy Leśnictwa. ISBN 978-83-62830-92-3.
- Stereńczak K. (red.) 2022b. Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieckiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych. Instytut Badawczy Leśnictwa, 369 s. ISBN 978-83-62830-92-3.
- Sturrock R.N., Frankel S.J., Brown A.V., Hennon P.E., Kliejunas J.T., Lewis K.J., Worrall J.J., Woods A.J. 2011. Climate change and forest diseases. *Plant Pathology*, 60: 133–149. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02406.x>.
- Wieser M., Mandlbürger G., Hollaus M., Otepka J., Glira P., Pfeifer N.A. 2017. Case Study of UAS Borne Laser Scanning for Measurement of Tree Stem Diameter. *Remote Sensing*, 9(11): 1154. <https://doi.org/10.3390/rs9111154>.
- White J.C., Wulder M.A., Varhola A., Vastaranta M., Coops N.C., Cook B.D., Pitt D., Woods M. 2013. A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using an area-based approach. *The Forestry Chronicle*, 89: 722–723.
- Xu K., Wang X., Jiang C., Sun O.J. 2020. Assessing the vulnerability of ecosystems to climate change based on climate exposure, vegetation stability and productivity. *Forest Ecosystems*, 7(23). <https://doi.org/10.1186/s40663-020-00239-y>.

Zbigniew M. Karaczun

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Koalicja Klimatyczna
zbigniew_karaczun@sggw.edu.pl

Polskie lasy wobec skutków zmiany klimatu. Obawy i oczekiwania społeczne

WSTĘP

Dla większości terenu Polski, a w szerszym ujęciu także Europy, las jest ekosystemem klimaksowym. Jest więc biocenozą stabilną, znajdującą się w dynamicznej równowadze ze środowiskiem biotycznym i abiotycznym; jest układem samopodtrzymującym się i zdolnym do regeneracji po zaburzeniach. Świadczy wiele usług ekosystemowych, w tym m.in.: pełni rolę zbiornika retencyjnego, spowalnia odpływ wód i bierze udział w regulacji stosunków wodnych, zapewnia zachowanie i wspiera ochronę różnorodności biologicznej, pozwala na pochłanianie z atmosfery i trwałe magazynowanie (w glebie leśnej i biomasie) węgla, przeciwdziała erozji gleb. Znaczenie lasu wykracza jednak poza funkcje przyrodnicze, wiąże się też z jego miejscem w tradycji i dziedzictwie kulturowym.

Często jednak rolę i znaczenie lasów zawęża się do jego funkcji gospodarczej: dostarczania drewna, grzybów i innych produktów runa leśnego, a także do miejsca pozyskiwania zwierzyny łownej. Tę wąską perspektywę wzmacnia sposób zdefiniowania lasów przez przepisy krajowe. Zgodnie z art. 3 ustawy z dnia 28 września 1991 roku (D.U. 101/1991 poz. 444 z późn. zm.) lasem jest grunt:

1. o zwartej powierzchni co najmniej 0,10 ha, pokryty roślinnością leśną (uprawami leśnymi) – drzewami i krzewami oraz runem leśnym – lub przejściowo jej pozbawiony:
 - a. przeznaczony do produkcji leśnej lub
 - b. stanowiący rezerwat przyrody lub wchodzący w skład parku narodowego albo
 - c. wpisany do rejestru zabytków;
2. związany z gospodarką leśną, zajęty pod wykorzystywane dla potrzeb gospodarki leśnej: budynki i budowle, urządzenia melioracji wodnych, linie podziału przestrzennego lasu, drogi leśne, tereny pod liniami energetycznymi, szkółki

leśne, miejsca składowania drewna, a także wykorzystywany na parkingi leśne i urządzenia turystyczne.

Dlatego też, choć ustawodawca nałożył na zarządzających lasami szereg obowiązków i celów niezbędnych do zapewnienia trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, które wykraczają poza funkcje gospodarcze lasu, to tak sformułowana prawna definicja stanowi znaczące zawężenie podejścia. Dodatkowo problem potęguje to, że zarządzające lasami Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe musi się samofinansować, a dodatkowo wywierana jest na nie presja, aby maksymalizując dochód, odprowadzało odpowiednią ilość środków finansowych do budżetu państwa. Stanowi to, a co najmniej może stanowić, jedną z przyczyn konfliktu pomiędzy zarządzającymi lasami a przedstawicielami społeczeństwa i organizacjami pozarządowymi. Ci bowiem oczekują, że gospodarka leśna uwzględniać będzie znacznie szerszy – niż produkcja leśna, ochrona przyrody czy ochrona zabytków – zakres usług ekologicznych, świadczonych przez ekosystemy leśne. W związku z tym obywatele domagają się większego wpływu na decyzje dotyczące zarządzania lasami, na co z kolei nie zgadzają się władze Lasów Państwowych (LP). Warto widzieć tę rozbieżność, gdy rozważa się problematykę leśną w kontekście zachodzącej zmiany klimatu i polityki klimatycznej. Wykorzystanie lasów w działaniach mających na celu ochronę klimatu i ich adaptowanie do skutków zachodzących i prognozowanych zmian może wymagać działań, które w nadchodzących latach będą budzić kontrowersje i skłaniać do odejścia od wieloletniej praktyki leśnej.

W artykule omówiono wybrane zagadnienia, w odniesieniu do których, w świetle zachodzącej zmiany klimatu i negatywnych skutków tego procesu, konieczna jest lepsza komunikacja pomiędzy pracownikami Lasów Państwowych i społeczeństwem oraz procedury w zakresie gospodarowania lasami, w których społeczeństwo oczekuje wprowadzenia zmian. Podstawową tezę pracy jest przekonanie, że gospodarka leśna jest istotnym podmiotem polityki klimatycznej, zarówno w odniesieniu do konieczności wzmocnienia odporności lasów na skutki zmiany klimatu (adaptacja), jak i udziału tego sektora w osiągnięciu neutralności klimatycznej (mitygacja). Uzyskanie wsparcia społecznego dla tych działań, wydaje się być warunkiem koniecznym dla ich powodzenia.

Przedstawione wyniki należy jednak traktować jako zaproszenie do dyskusji na temat zmian, jakie powinny zostać dokonane w sposobie zarządzania lasami oraz sposobów komunikacji pomiędzy przedstawicielami PGL Lasy Państwowe a reprezentantami organizacji pozarządowych i społeczeństwem, niż pełnej diagnozy. Informacje przedstawione w opracowaniu zostały oparte na podstawie 8 semistrukturalnych wywiadów przeprowadzonych z przedstawicielami polskich organizacji ekologicznych oraz z 35 użytkownikami lasów na Mazowszu (wywiady prowadzono od lutego 2019 r. do września 2020 r.). Tak wąska próba badawcza

nie upoważnia, w ocenie autora, do wyciągnięcia wniosków obowiązujących dla całego kraju. Może jednak stanowić wskazówkę, w jakich obszarach niezbędny jest dialog oraz konieczne będą zmiany w dotychczasowej praktyce zarządzania lasami.

LASY WOBEC ANTROPOGENNEJ ZMIANY KLIMATU

Kondycja ekosystemów leśnych, ich skład gatunkowy, szybkość przyrostu biomasy, odporność na choroby i szkodniki drzew, w znacznym stopniu zależy od czynników klimatycznych: długości okresu wegetacyjnego, minimalnych i maksymalnych temperatur, występowania przymrozków, rozkładu i ilości opadów czy siły wiatrów. Dlatego są one szczególnie zagrożone skutkami zmiany klimatu, bowiem wszystkie te czynniki są przez nią modyfikowane. Problem ten, w odniesieniu do polskich lasów, jest stosunkowo dobrze rozpoznany (Chmura i in. 2010; Dyderski i in. 2017). Jednakże słabością wszystkich krajowych prognoz zmian w ekosystemach leśnych jest brak bieżących, krajowych scenariuszy opisujących bardziej szczegółowo niż modele globalne, skutki jakie wystąpią w naszym kraju. Jak się bowiem wydaje, analizy wykonane na początku obecnego wieku na potrzeby projektu Klimada (2020) nie są już aktualne. Zgodnie z wynikami najnowszych badań Międzyrządowego Zespołu ds. Zmiany Klimatu, proces ten zachodzi znacząco szybciej, niż prognozowano to jeszcze w pierwszej dekadzie XXI wieku (IPCC 2018). Określenie najbardziej prawdopodobnych warunków klimatycznych, jakie będą występowały w Polsce, jest o tyle istotne, że podejmując dziś decyzję dotyczącą działań adaptacyjnych i prowadząc przebudowę lasów, musimy uwzględnić warunki klimatyczne jakie będą panowały za 60–100 lat. Stąd zasadny wydaje się postulat, zgłaszany przez respondentów reprezentujących organizacje pozarządowe, pilnego uzupełnienia tej luki w wiedzy.

Pomimo braku szczegółowych danych można jednak wskazać na podstawowe zagrożenia, jakie dla polskich lasów niesie zmiana klimatu. Zjawiska te to m.in.:

- wzrost ryzyka głębokiego stresu wodnego spowodowany przez zmianę rozkładu opadów - prognozowany wzrost ilości opadów w zimie i ich spadek w okresie wegetacyjnym, dłuższe okresy bez opadów w lecie i wzrost ilości opadów gwałtownych i katastrofalnych powyżej 70 mm/dobę (IMGW 2011; Kasperska-Wołowicz i in. 2016; Szwed 2019). Będzie miało to bezpośredni wpływ na produktywność ekosystemów leśnych: spadek przyrostu drzew, zwiększenie udziału drzew zamierających, zmniejszenie produkcji runa leśnego. Zwiększy też wrażliwość drzew na czynniki wtórne (choroby i szkodniki). W skrajnych przypadkach susza może prowadzić do zamierania całych obszarów leśnych;
- wzrost palności lasów i ich zagrożenia pożarowego w wyniku znacznego przesuszenia runa leśnego. O ile niebezpieczeństwo zaproszenia ognia wynikającego

z nieuwagi i działań nieświadomych może być częściowo ograniczone (w przypadku długotrwałej suszy może być wprowadzony zakaz wejścia do lasów, choć w praktyce jest on bardzo trudny do wyegzekwowania), to w odniesieniu do świadomego działania (podpalenia) zwiększonego ryzyka nie da się uniknąć. Jest to o tyle istotne, że jak się ocenia, nawet 43% pożarów lasów w Polsce jest skutkiem świadomego podpalenia (Szczygieł 2012);

- wielkoprzestrzenne wiatrołomy powstające w wyniku huraganowych wiatrów i trąb powietrznych. W ostatnich latach częstotliwość tego typu zjawisk znacząco wzrosła, obecnie średniorocznie odnotowuje się wystąpienie co najmniej 5–7 trąb powietrznych, prognozuje się, że wraz ze wzrostem ilości energii w atmosferze, siła i ilość huraganowych wiatrów będzie wzrastać (Tszarek 2016; Diemientiew 2018);
- pojawienie się nowych szkodników i chorób. Zmiana warunków klimatycznych, przede wszystkim wzrost średniej temperatury w zimie, może stworzyć odpowiednie warunki do rozwoju chorób i szkodników, które do tej pory w Polsce nie występowały, a już występującym zapewnić lepsze warunki rozwoju (np. zwiększyć liczbę pełnych cykli rozwojowych w ciągu roku). Przykładem nowego zagrożenia jest prawdopodobieństwo pojawienia się w Polsce pasożytniczego nicienia węgorka sosnowca przenoszonego przez chrząszcza żerdziankę sosnowkę, który coraz częściej występuje w polskich lasach sosnowych (Tomalak 2010);
- zmiana składu gatunkowego zbiorowisk leśnych Polski w konsekwencji przesuwania się zasięgu występowania niektórych gatunków lasotwórczych.

To, które z tych zagrożeń w rzeczywistości się ujawnią zależy od kilku czynników. Przede wszystkim od szybkości i zakresu, z jakim zachodzi antropogenna zmiana klimatu. Zależać to będzie przede wszystkim od tego, czy uda się społeczności międzynarodowej powstrzymać wzrost średniej temperatury na poziomie wyznaczonym celem Porozumienia Paryskiego, czy też będzie on znacząco wyższy. Drugim ważnym czynnikiem będzie to, czy w odpowiednim czasie i zakresie podjęte zostaną i będą kontynuowane działania adaptacyjne do skutków zmiany klimatu i czy będą one prowadzone na podstawie wiedzy naukowej, określającej kierunki zmian, jakie będą zachodzić w ekosystemach leśnych.

JAK ZARZĄDZAĆ LASAMI W WARUNKACH ZMIENIAJĄCEGO SIĘ KLIMATU

Chociaż wiedza o tym, że zmiana klimatu postępuje i, że będzie ona miała znaczący wpływ na politykę i praktykę leśną jest obecnie powszechna, to nie ma konsensu w zakresie działań adaptacyjnych, jakie powinny być prowadzone. Przykładem może być tu kontrowersja wokół opracowania dotyczącego zagrożenia lasów skutkami zmiany klimatu przygotowanego pod kierunkiem Prezesa PAN – prof. Jerzego

Duszyńskiego (Duszyński i in. 2019). Wskazano w nim gatunki drzew występujące powszechnie w polskich lasach, które najbardziej narażone są na skutki zmiany klimatu, takie jak: sosna zwyczajna (obecnie zajmująca około 58,5% powierzchni lasów w Polsce), świerk pospolity (około 6,4%) i brzoza brodawkowata (ok. 7,5%) oraz gatunki, których możliwości przeżycia zwiększą się w wyniku prognozowanych zmian warunków klimatycznych: jodła pospolita, buk zwyczajny, jesion wyniosły, dąb szypułkowy i dąb bezszypułkowy. Wyniki te spotkały się jednak z krytyką przedstawicieli Lasów Państwowych, którzy twierdzili, że gatunki wskazane przez zespół PAN, jako docelowe podlegają znaczącym zagrożeniom i nie powinny być w większych ilościach sadzone (Frączak 2019). Wskazywano m.in., że jesion w Europie dziesiątkowany jest przez chorobę wywołaną przez grzyba *Hymenoscyphus fraxineus* i dlatego w praktyce w polskich lasach nie jest i nie powinien być wprowadzany. Również nasadzenia dębu są obarczone ryzykiem ze względu na obserwowane jego zamieranie, zarówno w Wielkopolsce, w dąbrowach na Płycie Krotoszyńskiej, jak i na Dolnym Śląsku. Jako główną przyczynę problemów tego gatunku wskazuje się suszę, która osłabia dęby i naraża je na atak szkodników wtórnych. Również w przypadku buka jego zamieranie w północno – zachodniej Polsce wiąże się z deficytem wody. Przy tak znaczących rozbieżnościach bardzo trudno będzie podjąć decyzje, jakie gatunki powinny być w nadchodzących latach preferowane, a nasadzeń których z nich powinno się unikać.

Powyższy przykład wskazuje nie tylko na istnienie kontrowersji pomiędzy naukowcami a praktykami w zakresie kierunków działań, jakie powinny być podejmowane w nadchodzących latach w polskich lasach, ale także fundamentalną różnicę w podejściu do zagrożenia jakie niesie za sobą zmiana klimatu. O ile bowiem stanowisko przedstawicieli PAN powstało w przekonaniu, że zmiana klimatu jest zjawiskiem nieodwracalnym, to w stanowisku przedstawiciela Lasów Państwowych zagrożenie to jest relatywizowane: „... jedni eksperci przepowiadają, że będzie rosła dynamika procesu zmian klimatycznych, susze będą coraz dotkliwsze, temperatury wyższe, deficyt wody głębszy, gwałtowne zjawiska pogodowe coraz częstsze i bardziej niszczycielskie, szkody w lasach rozleglejsze. Inni twierdzą, że za 5–8 lat karta się odwróci, przyjdzie ochłodzenie, przybędzie opadów, klimat się nieco ustakuje...” (Frączak 2019). Być może jest to głos odosobniony, ale pokazuje on jak ważne jest zaakceptowanie przez osoby odpowiedzialne za polskie lasy wniosków naukowych wskazujących na nieuchronność zachodzącej zmiany klimatu i negatywnych skutków tego procesu. Brak ich pełnego zaakceptowania budzi obawy, że prace adaptacyjne odkładane będą w czasie, co może spowodować, że przyszłe działania będą nie tylko mniej skuteczne, ale też znacząco bardziej kosztowne.

To jednak nie jedyny konflikt pomiędzy Lasami Państwowymi a innymi interesariuszami zainteresowanymi polską polityką leśną. Znacznie poważniejszy jest spór

o znaczenie lasów dla współczesnego społeczeństwa. Wobec postępującej zmiany klimatu i obaw przed jej skutkami, a także ze względu na pogłębiający się kryzys ekologiczny, wyrażający się utratą różnorodności biologicznej, zanieczyszczeniem powietrza czy deficytem i zanieczyszczeniem wody, ochrona drzew, a szerzej lasów staje się dla wielu osób priorytetem, co jednoznacznie wynikało z wywiadów przeprowadzonych z użytkownikami lasów. Jak wskazał jeden z respondentów, użytkowników lasu: *Las to coś więcej niż fabryka drewna*. Przez to zmienia się także oczekiwanie, jakie mają oni w odniesieniu do gospodarki leśnej: ważniejsze dla nich stają się pozaprodukcyjne funkcje lasu, niż korzyści ekonomiczne osiągnięte w wyniku jego eksploatacji. Dotyczy to zwłaszcza lasów miejskich oraz zlokalizowanych w sąsiedztwie dużych aglomeracji, które są traktowane przez mieszkańców jako miejsca wypoczynku i rekreacji. Przeprowadzone wywiady wykazały, że oczekiwanie, że lasy będą pełniły przede wszystkim funkcję przyrodniczą, wyrażane jest najczęściej przez osoby młode w wieku od 18 do 35 lat. Trend ten dostrzegany jest także przez innych badaczy (Paschalis-Jakubowicz 2020; Baranowska i in. 2021).

Przykład takiego sporu stanowi tu oczywiście Puszcza Białowieska, ale trwają także konflikty wokół wycinki drzew w Nadleśnictwie Bircza, czy zarządzania Puszczą Bukową przez Nadleśnictwo Gryfino. Przyrodnicy oraz przedstawiciele organizacji pozarządowych spierają się z przedstawicielami LP o zbyt mały, ich zdaniem, poziom naturalnych odnowień, o niewłaściwe zarządzanie terenami podmokłymi czy ochronę niektórych gatunków leśnych. Są też dziesiątki mniejszych, lokalnych konfliktów i sporów. W większości przypadków próby polubownego ich załagodzenia nie są podejmowane. Z punktu widzenia pracowników Lasów Państwowych jest to o tyle łatwe, że polityka leśna państwa rozszerzyła kompetencje tej instytucji w zakresie koordynacji polityki leśnej dając jej w tym zakresie rolę niemal monopolistyczną. Nie widzą więc potrzeby dzielenia się kompetencjami z innymi interesariuszami i rzadko podejmują próby wchodzenia z nimi w dialog. W konsekwencji pogłębia się rozdźwięk i niechęć pomiędzy stronami, które zaczynają w oponentach, prezentujących inne opinie, dostrzegać nie parterów do dyskusji i negocjacji, ale wrogów i przeciwników. W tej sytuacji każde działanie drugiej strony jest odbierane jako atak. Tak stało się np. w przypadku wynajęcia przez RDLP w Białymstoku Agencji PReal's, gdzie prywatne ataki właściciela tej agencji na przedstawicieli organizacji ekologicznych uznano za zaplanowane działanie LP. I choć Lasy Państwowe z większości tych konfrontacji wychodzą zwycięsko, to warto zadać sobie pytanie, czy jest to dla tej instytucji w średniej i długiej perspektywie opłacalne i czy nie są to zwycięstwa pyrrusowe? Ich ceną jest często rosnąca niechęć części społeczeństwa do działań LP.

Przykładem marnowanej szansy na budowę współpracy pomiędzy zarządzającymi lasami a przedstawicielami strony społecznej jest procedura tworzenia planów urzą-

dzenia lasu (PUL). Choć w dokonanej w 2012 roku nowelizacji „Instrukcji urządzania lasu” wskazano na konieczność konsultowania ze społeczeństwem (w tym z organizacjami pozarządowymi) sposobów planowania i zasad prowadzenia gospodarki leśnej (paragraf 125.2.8), to rekomendacja ta nie ma charakteru obligatoryjnego, o czym świadczą przepisy w paragrafach 127.1 i 127.2 odnoszące się do składu osobowego Narad Techniczno–Gospodarczych. W przepisach tych nie wymieniono przedstawicieli organizacji (podobnie zresztą jak przedstawicieli lokalnych samorządów) ani jako strony postępowania biorącej z urzędu udział w spotkaniu, ani jako osób, które mogą zostać na takie spotkanie zaproszone. Dlatego też w praktyce PUL powstają w wąskim gronie pracowników Lasów Państwowych i specjalistów współpracujących z tym podmiotem. I gdy później dochodzi do konfliktu, to przedstawiciele LP uznają protesty za niezasadne, wskazując, że przecież wszystkie prace w lesie prowadzone są zgodnie z wytycznymi Planu. Brakuje jednak refleksji, że spełnieniem jednego z kryteriów trwale zrównoważonej gospodarki leśnej powinno być zwiększenie udziału społeczności lokalnej i organizacji ekologicznych w podejmowaniu decyzji dotyczących rozwoju gospodarki leśnej na etapie prac Komisji Założeń Planu, Narady Techniczno–Gospodarczej i Komisji Projektu Planu (Jaszczak i Wajchman 2014).

Jednocześnie, w ocenie przedstawicieli organizacji pozarządowych, warto zadać sobie pytanie, czy dziesięcioletnie plany, które wprowadzają stosunkowo sztywne ramy gospodarowania lasem w poszczególnych nadleśnictwach, są właściwym rozwiązaniem w okresie postępującej zmiany klimatu. Można się tu posłużyć przykładem wzrostu częstości ekstremalnych zdarzeń pogodowych, które zwiększa ryzyko powstania wielkoprzestrzennych wiatrołomów. Czy w przypadku ich wystąpienia uzasadnione jest kontynuowanie planów, zatwierdzonych kilka lat wcześniej, w nadleśnictwach sąsiadujących? Czy plan będzie aktualny, gdy pojawią się inne zagrożenia – długotrwałe susze czy gradacje szkodników, w wyniku których na znacznej powierzchni kraju dojdzie do zamierania lasów? Czy wystąpienie takich zjawisk nie powinno prowadzić do zmian wielkości pozyskiwanego drewna w innych regionach? Czy w świetle zmiany klimatu i konieczności osiągnięcia neutralności klimatycznej oraz gwałtownego zanikania różnorodności biologicznej funkcje gospodarcze powinny pozostać dominującym celem gospodarki leśnej wszystkich nadleśnictw? Jak się wydaje brak jest do tej pory dyskusji w tym zakresie. Utrudnia to prace nad wprowadzeniem narzędzi, które kompensowałyby PGL LP straty finansowe powodowane przez ograniczenie funkcji gospodarczych na rzecz usług ekosystemowych, w tym przede wszystkim pochłaniania i trwałego magazynowania węgla. Przeprowadzone w ramach badania wywiady wykazały, że ze strony społecznej istnieje gotowość współpracy przy wypracowywaniu takich instrumentów, które wzmacniając przyrodnicze funkcje lasu przynosiłyby Lasom Państwowym oczekiwany dochód. Jednocześnie wskazuje ona na konieczność

wypracowania podobnych narzędzi – przede wszystkim w zakresie wsparcia dla pochłaniania i magazynowania węgla – dla właścicieli lasów prywatnych.

Pytania te są tym bardziej istotne, że adaptacja polskich lasów do skutków zmiany klimatu oznaczać może konieczność zwiększenia wycinki, przede wszystkim tych gatunków, których udział w drzewostanach powinien zostać zredukowany. Jeśli zabraknie w tym procesie dialogu ze społeczeństwem, może stać się to zarzewiem kolejnego konfliktu. Jeśli tak się stanie, to z pewnością utrudni to działania adaptacyjne.

Lasy odgrywają ogromną rolę w ochronie klimatu. Na ich znaczenie wskazuje to, że ich udział to ponad 80% całkowitej ilości węgla magazynowanego w nadziemnej biomase ekosystemów lądowych i około 70% węgla organicznego magazynowanego w glebach (Six i in. 2002). W Polsce zapas węgla w żywej biomase drzewnej w 2015 r. wyniósł około 822 mln ton.

Także w tym zakresie istnieje jednak duże pole potencjalnego konfliktu. Dotyczy to przede wszystkim roli starych lasów w ochronie klimatu. W ocenie użytkowników lasu oraz przedstawicieli organizacji pozarządowych, tego typu ekosystemy powinny być szczególnie chronione, a pozyskiwanie drewna w nich ograniczane. Przyczyni się to do zwiększenia ilości magazynowanego przez lasy węgla. Ochrona lasów w wyższych klasach wiekowych nie spotyka się jednak z akceptacją przedstawicieli PGL Lasy Państwowe. Wskazują na niebezpieczeństwo rozpadu takich ekosystemów (a więc utratę ich wartości ekonomicznej, ale nie przyrodniczej) oraz wyniki badań sugerujących, że znacznie większa ilość dwutlenku węgla pochłaniana jest przez lasy niższych klas wieku. Kwestia ta, w ich opinii jest bardzo istotna także z tego względu, że wielkość pochłaniania węgla przez krajowe lasy spada. O ile w 2005 r. polskie lasy pochłonęły ponad 45 Mt CO_{2eq}, to szacuje się, że w 2040 r. będzie to już tylko 9,5 Mt CO_{2eq} (MAP 2019). Będzie to konsekwencją dwóch procesów: zmniejszania powierzchni terenów zalesianych oraz starzenia się polskich lasów. W ocenie organizacji ekologicznych spowolnienie tego trendu nie oznacza jednak, że konieczne będzie odmładzanie drzewostanów, ale wymagać będzie znaczących i szerokich działań, często wykraczających poza obecne praktyki: przede wszystkim pozyskania nowych terenów pod zalesienia, lepszej ochrony gleb leśnych (przede wszystkim organicznych) oraz zwiększania zagęszczenia roślin na wszystkich piętrach zbiorowiska. Jak wskazują przedstawiciele organizacji pozarządowych, poza systemem ewidencji lasów pozostaje około 0,5 – 0,9 mln ha zalesionych gruntów (będących oficjalnie gruntami rolnymi). Ich uwzględnienie w inwentaryzacji emisji i pochłaniania wymagać będzie jednak albo zmiany statusu gleb, na których rosną (na co jednak ich właściciele mogą nie wyrazić zgody), albo zmian w metodyce szacowania wielkości pochłaniania, co jednak wymagać będzie negocjacji na poziomie UE. Współpraca z przyrodnikami może być pomocna w wypracowaniu rozwiązania, które mogłoby zostać zaakceptowane przez Unię Europejską.

PODSUMOWANIE

Polskie leśnictwo stoi przed znaczącym wyzwaniem. Zmiana klimatu w szeroki i znaczący sposób wpłynie na ekosystemy leśne i wymusi nowe podejście do gospodarki leśnej. Lasy będą odgrywać istotną rolę w osiągnięciu neutralności klimatycznej nie tylko w perspektywie 2050 roku, ale także w drugiej połowie XXI wieku: jak wynika z analiz IPCC (2018) dla ustabilizowania klimatu niezbędne będzie znaczące zwiększenie pochłaniania węgla po 2050 r., tak aby wycofać jego nadmiar z atmosfery i trwale go magazynować w glebie, oceanie i biomasie.

Dlatego potrzebne będą nowe instrumenty polityki leśnej, łączące ten sektor z działaniami w innych branżach gospodarki. Lepiej chronione powinny być zadrzewienia śródpolne oraz towarzyszące drogom i ciekom wodnym. Być może dla lepszej ich ochrony i poprawy zarządzania nimi, także one powinny zostać prawnie zdefiniowane jako lasy, co przyczyniłoby się do uwzględnienia pochłanianego przez nie CO₂ w inwentaryzacji emisji i pochłaniania. Właściciele lasów prywatnych powinni otrzymywać rekompensaty za takie ich utrzymywanie, które zwiększać będzie pochłanianie węgla oraz prawdopodobieństwo jego trwałego magazynowania, a rolnicy – być może w ramach programów rolno – środowiskowo – klimatycznych – powinni być zachęceni do tworzenia i ochrony zadrzewień śródpolnych i prowadzenia upraw i hodowli w technologiach agroleśnictwa. Zasadniczej zmianie powinna ulec także gospodarka pozyskanym drewnem – im trwalsze będzie jego użytkowanie, tym dłużej zmagazynowany w nim węgiel nie dostanie się do atmosfery. W tym kontekście pozyskiwane, pełnowartościowe drewno nie powinno być wykorzystywane jako opał.

Dialog pomiędzy przedstawicielami Lasów Państwowych a organizacjami ekologicznymi wydaje się niezbędny także z jeszcze jednego powodu. Na przestrzeni ostatnich kilkunastu lat kilkakrotnie proponowano zmiany, które mogłyby zagrozić polskim lasom lub znacząco osłabić system zarządzania nimi: od propozycji prywatyzacji lasów państwowych i przekazywania ich jako rekompensaty osobom, którym po II wojnie światowej odebrano bezprawnie nieruchomości, przez zmianę systemu zarządzania lasami, po propozycje zmiany statusu Lasów Państwowych i utworzenia z nich jednostki budżetowej. Projektów tych nie wprowadzono w życie m.in. dzięki wsparciu, jakie leśnicy uzyskali od społeczeństwa, w tym przedstawicieli organizacji ekologicznych. Nie można wykluczyć, że podobne plany pojawią się także w nadchodzących latach. Dlatego też warto budować sojusze z interesariuszami zainteresowanymi wzmocnieniem potencjału polskich lasów. Wymagać to będzie traktowania się przez obie strony jak partnerów oraz preferowania rozmów i negocjacji, a nie konfliktów i wzajemnego zwalczania się.

Summary

Zbigniew M. Karaczun

Warsaw University of Life Sciences
Polish Ecological Club, Mazowsze Branch / Climate Coalition
zbigniew_karaczun@sggw.pl

Effects of climate change to Polish forests. Public concerns and expectations

The effects of human-induced climate change will significantly affect forests and forestry in Poland. The rate of change in factors important for the stability and productivity of forest ecosystems, including distribution and amount of rainfalls, increase in wind strength, change in length of the growing season, increase in number of extreme weather events, is too high for forests to naturally adapt to the ongoing change. It should also be taken into account that forests that are currently planted or that develop naturally will reach maturity in 75-100 years. Thus, we should already today take into account in our activities the conditions forecasted for the end of the 21st century.

On the one hand, forests offer significant climate protection potential - they sequester carbon from the atmosphere and permanently store it in soils and biomass, but on the other hand they are also significant sources of emissions - especially through deforestation. It is therefore expected that climate policy will have a significant impact on forestry and forest management.

Forests in Poland cover the area of over 9 million hectares. Some 80% of them are managed by of the State Forests National Forest Holding. Although forest management in the State Forests Holding is based on scientific knowledge, its activities are not always appreciated and welcomed by the society and ecological organizations. A better understanding of social expectations is necessary to mitigate conflicts in the future. This paper discusses the role of forests in climate policy and indicates selected issues that need better communication between the State Forests employees and the society, as well as it suggests some procedures and their changes anticipated by the society.

LITERATURA

- Baranowska M., Koprowicz A., Korzeniewicz R. 2021. Społeczne znaczenie lasu – raport z badań pilotażowych prowadzonych w okresie pandemii. *Sylwan*, 165(2): 149–156 DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2021005>
- Chmura D.J., Howe G.T, Anderson P.D., Bradley St.Clair J. 2010. Przystosowanie drzew, lasów i leśnictwa do zmian klimatycznych. *Sylwan*, 154(9): 587–602. <https://doi.org/10.26202/sylwan.201003>.

- Diemientiew G. 2018: Ekstremalne zjawiska pogodowe w Polsce w dobie zmian klimatycznych na przykładzie powodzi i silnych wiatrów. *Kultura Bezpieczeństwa*. Nauka Praktyka Refleksje 32: 79–100
- Duszyński J., Grzywacz A., Jagodziński A.M., Kojs P., Kujawa K., Zabielski R. 2019. Ratujmy las, on chroni nas. *Polityka*, 37(3227): 56–58.
- Dyderski M., Paż S., Frelich L.E., Jagodziński A.M. 2017. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24:1150–1163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>.
- Frączak K. 2019. Pustyni nie będzie. *Echa Leśne*, 4(638): 54–57. <http://klimada.mos.gov.pl> / Dostęp: 12.02.2020.
- IMGW 2011: Struktura występowania intensywnych opadów deszczu powodujących zagrożenie dla społeczeństwa, środowiska i gospodarki w Polsce. Projekt: Identyfikacja i ocena ekstremalnych zdarzeń meteorologicznych i hydrologicznych w Polsce w II połowie XX wieku. Zadanie 4. Klęski żywiołowe a bezpieczeństwo wewnętrzne (cywilne i ekonomiczne) kraju. Dostępne na www.klimat.imgw.pl (dostęp: 5.01.2020).
- IPCC 2018. Global warming of 1.5°C An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. IPCC. Oxford, New York.
- Jaszczak R., Wajchman S. 2014. Udział i rola czynnika społecznego w tworzeniu planów urządzenia lasu w Polsce. *Sylvan*, 158(3): 231–240. <https://doi.org/10.26202/sylvan.2013159>.
- MAP 2019. Krajowy plan działań na rzecz energii i klimatu na lata 2021 – 2030. Projekt 4.1 z dn. 18.12.2019 r. Ministerstwo Aktywów Państwowych. Warszawa.
- Kasperska-Wołowicz W., Smarzyńska K., Miatkowski Z., Bolewski T., Farat R. 2016: Monthly precipitation patterns in a region vulnerable to climate-related hazards—a case study from Poland. *Water* 8:362. <https://doi.org/10.3390/w8090362>
- KLIMADA Opracowanie i wdrożenie Strategicznego Planu Adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu. <https://bip.mos.gov.pl> / Dostęp 12.02.2020.
- Paschalis-Jakubowicz P. 2020. Użytkowanie lasów w Polsce w latach 1816–2016 i jego przyszłość. *Sylvan* 164(12): 1061–1075 <https://doi.org/10.26202/sylvan.2020116>
- Six J., Conant R.T., Paul, E.A., Paustain, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter. Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241: 15–176. <https://www.jstor.org/stable/24122556>.
- Szczygieł R. 2012. Wielkoobszarowe pożary lasów w Polsce. *Bezpieczeństwo i Technika Pożarnicza*, 25(1): 67–78.

- Szwed M. 2019. Variability of precipitation in Poland under climate change. *Theoretical and Applied Climatology* 135: 1003–1015 <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2408-6>
- Tomalak M. 2010. Nicienie z rodzaju *Bursaphelenchus* Fuchs, 1937 w Polsce. *Progress in Plant Protection*, 50(4): 1752–1761.
- Tszarek M. 2016. Charakterystyka występowania burz oraz trąb powietrznych na obszarze Polski. Praca doktorska Wydział Nauk Geograficznych i Geologicznych UAM w Poznaniu. Poznań

Waldemar Sieniawski¹, Paweł Stachowicz^{1,2}, Mariusz Stolarski²

¹ Quercus sp. z o.o., Pasym

² Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

{sieniawski, pawel.stachowicz}@quercus.org.pl, {mariusz.stolarski, pawel.stachowicz}@uwm.edu.pl

Oczekiwania przemysłu drzewnego co do wielkości podaży drewna w kontekście zmian klimatu i ich wpływu na lasy

WSTĘP

Zmieniający się stan klimatyczny na świecie wymusza na wszystkich zmianę podejścia do zarządzania środowiskiem i co jest z tym związane – do gospodarowania surowcami. Bez wątplenia zachodzące zmiany będą miały wpływ na gospodarkę leśną, co z kolei znacząco będzie oddziaływało na przemysł drzewny w Polsce.

W niniejszej pracy przedstawiamy analizy scenariuszowe wskazujące na potencjalne konsekwencje, jakie wspomniane zmiany spowodują w funkcjonowaniu przemysłu drzewnego. Ponadto prezentujemy oczekiwania przemysłu co do podaży drewna na rynku, które pozwolą w jak największym stopniu poznać różnice i zależności między oczekiwaniami podmiotów generujących popyt oraz podaż, a być może w efekcie złagodzić okres transformacji gospodarki leśnej.

Zmiany i oczekiwania przemysłu drzewnego zostały zidentyfikowane wraz z czynnikami, które je generują, aby w jak największym stopniu oddać specyfikę poszczególnych jego branż. Uwzględniony został zarówno efekt klimatyczny wpływający na te zmiany, jak dla przykładu zapotrzebowanie przemysłu na surowiec drzewny jako paliwo stałe z odnawialnych źródeł energii, jak również czynniki ekonomiczne i geopolityczne mające wpływ na obecną sytuację. Przedstawione zostały potencjalne zmiany popytowe na produkty przemysłu drzewnego, a w rezultacie zmiany zapotrzebowania na surowiec drzewny pochodzący z Lasów Państwowych.

Zmiany klimatu, które mają miejsce, wymuszają zmianę taktyki działań w każdym sektorze gospodarki. Efektywność ekonomiczna tych działań powinna być równoważona przez podejmowanie decyzji z zakresu ochrony środowiska naturalnego. Szacuje się, że około 39 mld ton CO₂, będących wynikiem aktywności człowieka, jest emitowanych rocznie do atmosfery. Pojemność naturalnych magazynów CO₂

szacowana jest na 21 mld ton rocznie, wliczając oceany, florę i faunę wraz z powierzchnią leśną i minerałami. Oznacza to, że blisko 18 mld ton CO₂ pozostaje niezaabsorbowane, przyczyniając się do zjawiska ocieplenia klimatu. Jednym ze sposobów ograniczenia emisji CO₂ jest redukcja wykorzystania tradycyjnych paliw kopalnych na rzecz odnawialnych źródeł, między innymi drewna i produktów z drewna. Polityka klimatyczna wielu regionów świata kładzie coraz większy nacisk na wykorzystanie naturalnych źródeł energii i odnawialnych surowców w miejsce energochłonnych i wyczerpywalnych paliw kopalnych. Takie podejście, w połączeniu z szerszym spektrum wykorzystania surowców, stale rosnącą liczbą ludności i wzrostem poziomu życia, pociąga za sobą zwiększone zapotrzebowanie na drewno. Wzrost popytu na drewno oraz potencjalne skutki zmian klimatycznych, które mogą być wyrażone zmianą produktywności drzewostanów złożonych z gatunków rodzimych sprawiają, że drewno bardzo szybko może stać się produktem deficytowym.

CHARAKTERYSTYKA RYNKU DREWNA NA ŚWIECIE

Przewiduje się, że rynek przemysłowego drewna okrągłego zarejestruje skumulowany roczny wskaźnik wzrostu (CAGR) na poziomie 5% w okresie od 2022 do 2027 r. W 2018 r. globalne pozyskanie drewna okrągłego zwiększyło się o 5%, osiągając rekordowy poziom 2,03 mld m³. Handel światowy wzrósł o 7% do rekordowego poziomu 138 mln m³, z czego 43% zostało zaimportowane przez Chiny. Nowa Zelandia wyprzedziła Federację Rosyjską, stając się największym eksporterem przemysłowego drewna okrągłego w 2018 r. Również w 2018 r. chiński import przemysłowego drewna okrągłego wzrósł o 8%. Trendy w handlu ogółem i handlu netto w obserwowanym okresie wykazały spadek o 6% w 2015 r., następnie wzrost o 5% w 2016 r. i wzrost o wspomniane 7% w 2018 r. Na poziomie regionalnym region Azji i Pacyfiku był importem netto drewna okrągłego, a pozostałe regiony były eksporterami netto. W 2018 r. import netto osiągnął poziom 41 mln m³ i odpowiadał za około 7% konsumpcji w regionie Azji i Pacyfiku. Europa i Ameryka Północna były głównymi eksporterami netto przemysłowego drewna okrągłego, z eksportem netto w 2018 r. odpowiednio 12 mln m³ i 13 mln m³. Nadwyżki eksportowe nie muszą jednak oznaczać, że popyt na rynku lokalnym został zaspokojony, lecz mogą być skutkiem wyższych cen w regionach o niższym poziomie lesistości, które stymulują eksport do tych krajów zamiast niwelować lukę popytową na własnych rynkach. W efekcie podmioty generujące podaż mogą czuć z jednej strony naciski na generowanie większej podaży (przedsiębiorstwa), natomiast z drugiej mogą być hamowane przez regulacje prawne mające na celu ratowanie klimatu. Należy jednak zwrócić uwagę, że produkcja drewna przemysłowego na światowym rynku wykazuje charakter rosnący, co obrazuje rycina 1.

Global Industrial Round Wood Market : Production, in Billion m³, 2016-2018

Source : FAO, Mordor Intelligence

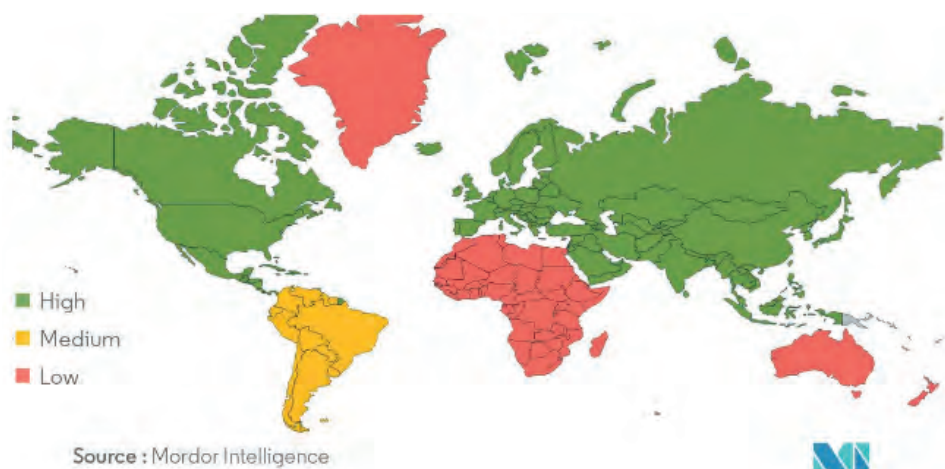
Rycina 1. Światowy rynek drewna przemysłowego. Produkcja w mld m³ (źródło: FAO 2021)

Światowy rynek drzewny stale się rozwija, a popyt na drewno przemysłowe, meble oraz inne towary będące bezpośrednimi lub pośrednimi produktami sektora drzewnego, wywiera istotny nacisk na przedsiębiorstwa do nieustannego rozwoju. Pomimo najnowocześniejszych technologii optymalizacji efektywności surowcowej oraz coraz lepszego wykorzystania powstałego odpadu drzewnego na cele energetyczne lub przemysłowe, drewno o właściwie nieelastycznym poziomie podaży jest niemalże w całości poziomu pozyskania sprzedawane do odbiorców, co oznacza brak nasycenia rynku tym surowcem. W efekcie zwiększa się zapotrzebowanie na drzewny surowiec produkcyjny. Produkcja w światowym przemyśle drzewnym ma trend rosnący i od 1,9 mld m³ w roku 2016, wzrosła aż do 2,2 mld m³ w roku 2018 (FAO 2021).

Należy również wspomnieć, że popyt na produkty przemysłu drzewnego występuje w dużym stężeniu na całym świecie (np. masa celulozowa, drewno konstrukcyjne), natomiast podaż jest w znaczącym stopniu uwarunkowana geograficznie. Rynek surowca drzewnego jest zdecydowanie większy w krajach posiadających liczne drzewostany (www.mordorintelligence.com) (ryc. 2), więc popyt generowany z całego świata musi zostać zaspokojony przez podaż z konkretnych rejonów produkcyjnych, co generuje nie tylko dodatkowe koszty logistyki, ale również idący za tym ślad węglowy i pogorszenie klimatu.

Światowa sytuacja rynku drzewnego ma swoje odbicie również w Polsce. Już teraz polski rynek surowca drzewnego charakteryzuje się przewagą popytu nad podażą, zjawisko to jest ciągle potęgowane przez rozwój przemysłu drzewnego na

arenie krajowej. Dużą wagę odgrywają tutaj nowe inwestycje międzynarodowych koncernów przemysłu drzewnego oraz zmiany w międzynarodowej wymianie towarowej. Do tej pory istotnym źródłem surowca drzewnego były Ukraina, Białoruś i Rosja, ale od kilku lat ten strumień surowca był konsekwentnie ograniczany, aż do niemalże całkowitego zatrzymania w ostatnim czasie. Nie bez znaczenia jest wymiana towarowa z rynkami wschodnimi, która – pobudzona – wygenerowała ruch towarowy również w przeciwnym kierunku. Należy się spodziewać, że zjawisko to będzie się pogłębiało w najbliższym czasie – zmiany klimatyczne będą miały swoje negatywne skutki również w drzewostanach na wschód od Polski.



Rycina 2. Wielkość rynku surowca drzewnego z podziałem na regiony (źródło: www.mordorintelligence.com)

W najbardziej uproszczonym modelu należałoby stwierdzić, że oczekiwaniem przemysłu drzewnego względem lasów jest stała dostępność surowca drzewnego w przewidywalnym horyzoncie czasowym i korytarzu cenowym. Biorąc pod uwagę powyższe argumenty, należy założyć, że przemysł będzie oczekiwał stale rosnącej ilości surowca drzewnego o określonej jakości. Z oczywistych względów te oczekiwania są w sprzeczności z warunkami brzegowymi, jakie stawiają przed nami wymagania mitygacji zmian klimatu. W literaturze można spotkać wiele opinii, że środkiem do osiągnięcia zwiększonej podaży surowca drzewnego przy jednoczesnej ochronie zasobów naturalnych, jako rezerwuarów CO₂, jest rozdzielenie funkcji produkcyjnej od gospodarczej, co można zrealizować przez zakładanie plantacji drzew szybkorosnących. Taka intensyfikacja produkcji surowca drzewnego może być prowadzona w ściśle określonych warunkach, na gruntach, które nie są kluczowe z punktu widzenia ochrony przyrody czy produkcji żywności.

Skutki zmian klimatycznych mogą powodować zmiany nie tylko w stanie zdrowotnym drzewostanów, a co za tym idzie w zapasie drewna na pniu, ale również w samym składzie gatunkowym drzewostanów, wieku rębności oraz całym zestawie cech mających znaczenie dla przydatności danego surowca w poszczególnych segmentach przemysłu drzewnego.

Opisane powyżej zmiany będą miały największe znaczenie w branżach przemysłu drzewnego opartych o specyficzny dla naszego regionu surowiec wielkowymiarowy, gdyż jest on najtrudniej zastępowalny. Najłatwiej zastępowalny wydaje się być surowiec średniowymiarowy oraz małowymiarowy. Dzieje się tak z uwagi na znacznie krótszy okres wzrostu drzewostanów oraz znacznie mniejsze wymagania techniczne, jakie stawiane są temu surowcowi. Surowiec ten ma największe znaczenie w przemyśle celulozowym i produkcji płyt drewnopochodnych. Zarówno w pierwszym jak i w drugim przypadku, na świecie od dłuższego czasu podejmowane są próby zastąpienia drewna pochodzącego z klasycznej gospodarki leśnej przez surowiec drzewny pochodzący z plantacji drzew szybkorosnących. Bardzo często surowiec transportowany jest na znaczne odległości, co stymulowane jest, oprócz skali produkcji, przez czynniki ekonomiczne i geograficzne występowanie bazy surowcowej.

ŹRÓDŁA POPYTU ORAZ CHARAKTERYSTYKA PRZEMYSŁU DRZEWNEGO W POLSCE

Według danych Polskiej Izby Gospodarczej Przemysłu Drzewnego (PIGPD), cały sektor drzewny w Polsce odpowiada za wypracowanie około 2,5% polskiego PKB i zatrudnia ok. 350 tysięcy osób (PIGPD 2021). Główne branże należące do tej gałęzi przemysłu to:

- tartacznictwo,
- przemysł meblarski,
- przemysł płytowy i sklejkowy,
- przemysł celulozowo-papierniczy,
- stolarka budowlana,
- przemysł opakowań drewnianych.

W sektorze drzewnym do głównych produktów należą: tarcica, sklejka, płyty drewniane i drewnopochodne, okleiny, palety, masa celulozowa oraz elementy budowlane (drzwi, okna, progi). Poziom ich produkcji wyrażony w przypadku tarcicy, sklejki oraz płyt wiórowych w dam^3 (dekametrach sześciennych, $1 \text{ dam}^3 = 1000 \text{ m}^3$), według Rocznika Statycznego Przemysłu 2021 (GUS 2022) kształtował się w następujący sposób (tab. 1):

Tabela 1. Główne produkty przemysłu drzewnego (źródło: Rocznik Statystyczny Przemysłu 2021)

Produkt	2010	2015	2019	2020
Tarcica (dam ³)	4 220	4 835	4 948	4 625
Sklejka z arkuszy drewna (dam ³)	123	230	532	493
Płyty wiórowe i podobne (dam ³)	4 684	5 014	6 588	6 571
Płyty pilśniowe (km ²)	501	645	731	682
Okleiny (km ²)	34,8	24,9	21,1	18,3
Stolarka – okna i ich ramy oraz drzwi, futryny i progi (tys. szt.)	10 343	12 098	13 691	12 452
Palety płaskie i nadstawki (mln szt.)	44,8	97,5	130	123
Masa celulozowa (tys. t)	881	873	938	982

Jak wynika z powyższej tabeli, główne produkty przemysłu drzewnego charakteryzują się odmiennymi trendami oraz wolumenami produkcji. Każda z branż sektora drzewnego kreuje w istotnym stopniu popyt na różne sortymenty drewna, w zależności od jego przeznaczenia, co w efekcie wpływa na presję podażową. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe (PGL LP). Zgodnie z danymi zawartymi w Raporcie o stanie lasów w Polsce, w roku 2020 pozyskano 38 232,5 tys. m³, z czego sprzedano aż 38 064,9 tys. m³ (Raport... 2020), co już wtedy świadczyło o braku zaspokojenia popytu generowanego przez sektor drzewny podażą. W sytuacji rynkowej na I kwartał 2022, popyt drastycznie przewyższył podaż, czego efektem był drastyczny wzrost cen surowca na rynku nawet o kilkaset procent. Wpływ na to miała między innymi napięta sytuacja geopolityczna, która skutkowałą drastycznym ograniczeniem importu surowca drzewnego zza wschodniej granicy (Rosja i Białoruś) oraz postanowieniem o odebraniu certyfikacji FSC na drewno pochodzące z Rosji z dniem 8.04.2022 r., co sprawi, że dla części przemysłu stanie się ono nieprzydatne w produkcji certyfikowanych wyrobów. Według danych zawartych w analizie sektorowej PKO BP pt. "Implikacje rosyjskiej agresji na Ukrainę dla sektora drzewno-meblarskiego" z dnia 4.03.2022, Rosja i Białoruś odpowiadają za około 33% importu produktów sektora drzewnego do Polski, a konsekwencje zamknięcia przepływu towarów sektora drzewnego przez granicę mogą być dotkliwie (PKO BP 2022). Ogólna struktura importu produktów branży drzewnej przez Polskę układa się w następujący sposób (tab. 2):

Tabela 2. Struktura importu produktów branży drzewnej przez Polskę (źródło: PKO BP 2022)

Kraj	% importu drewna oraz wyrobów drewnianych do Polski
Białoruś	27
Czechy	16
Niemcy	16
Ukraina	10
Litwa	6
Rosja	5
Słowacja	5
Szwecja	3
Rumunia	2
Austria	1
Pozostałe	9

Pomimo dużego wolumenu drewna importowanego wskazanego w tabeli powyżej, podaż takich produktów jak płyty drewnopochodne czy tarcica jest głównie kreowana przez produkcję na rynku krajowym. Według raportu PKO BP (2022), import stanowi ok. 25% rynku tarcicy i ok. 28% rynku płyt. Analitycy szacują jednak, że zablokowanie przepływu tych produktów z Rosji i Białorusi doprowadzi do zmniejszenia ich podaży o 10 do 15%, co jest istotnym wolumenem na skalę kraju. Warto również dodać, że kumulacja zjawisk niekorzystnych dla podaży drewna w Polsce jest również potęgowana przez wykluczony w dużym stopniu wolumen importu z Ukrainy, która jest w trakcie obrony przed agresją rosyjską, co zahamowało wiele procesów handlowych i gospodarczych.

Podaż drewna to jednak nie tylko pełnowartościowy surowiec przeznaczony do produkcji. Istotnym czynnikiem, który łączy kwestie podaży drewna oraz zmian klimatycznych w Polsce jest dostępność biomasy na rynku krajowym. Biomasa w formie zrębki ma w Polsce dwa główne źródła przeznaczenia: energetyczne oraz produkcyjne. Zrębka na cele energetyczne wyrabiana jest głównie z sortymentu M2E oferowanego na aukcjach PGL LP, czyli tzw. drewno małowymiarowe. Ze względu na wysoką zawartość igliwia oraz kory w stosunku do drewna jest wykorzystywana do produkcji energii cieplnej lub elektrycznej i cieplnej w procesie kogeneracji w dedykowanych instalacjach biomasowych. Jednakże, niektóre instalacje wymagają dostaw zrębki o bardzo niskim udziale igliwia oraz kory do produkcji energii, przez co konkurują cenowo z producentami płyt, zwiększając tym samym poziom

wyczerpywania podaży na rynku krajowym. Zrębka produkcyjna jest używana przez zakłady przemysłu płytowego do produkcji płyt meblowych (drewnopochodnych). W przeciwieństwie do zrębki energetycznej nie może posiadać igliwia, liści i nadmiernej ilości kory, co jest uwarunkowane procesami technologicznymi wykorzystywanymi w produkcji. Głównym zewnętrznym strumieniem zrębki z drewna iglastego zarówno na cele energetyczne, jak i produkcyjne jest Białoruś, która dostarcza 80% wolumenu importowanego do Polski. Zablokowanie łańcucha dostaw spoza granic Polski doprowadziło do drastycznego wzrostu cen biomasy na rynku oraz nasilenie się konkurencji o nią na rynku o ograniczonej podaży. Dodatkowo, ceny są potęgowane przez chęć pozyskania biomasy zarówno przez sektor energetyczny, jak i produkcyjny, co nie stanowi zdrowej dla rynku sytuacji. Biomasa stanowi bardzo istotny element w produkcji energii z OZE (Odnawialne Źródła Energii), która ma na celu niwelowanie emisji gazów cieplarnianych do atmosfery, a w efekcie ochronę klimatu. Brak dostatecznej podaży biomasy przez zahamowanie znacznej części importu oraz ograniczonego pozyskania drewna w Polsce stanowi istotne zagrożenie dla funkcjonowania krajowej energetyki biomasowej, co może w najgorszym scenariuszu zmusić instalacje do wygaszania ich na rzecz produkcji energii w instalacjach węglowych. Tym samym jednocześnie nastąpi drastyczne zwiększenie emisji gazów cieplarnianych do atmosfery oraz koszty produkcji energii, bowiem opłaty za emisję CO₂ wprowadzone przez Unię Europejską sprawiają, że produkcja energii ze źródeł konwencjonalnych ma być jak najmniej opłacalna, co z kolei ma zmusić kraje członkowskie do przejścia na źródła OZE.

Niestabilna sytuacja ekonomiczna, generująca wysokie ryzyko podejmowania działalności gospodarczej, stanowi bardzo istotny czynnik wpływający na podaż drewna z Lasów Państwowych, które zarządzają około 76,9% z 9 260 tys. ha polskich lasów (Raport ...2020). Lasy Państwowe, wg stanu na marzec 2022, zakontraktowały niecałe 80% wolumenu drewna do pozyskania przez zakłady usług leśnych. Brakujące 20%, które odpowiada około 8 mln m³ drewna, pozostaje bez obsługi pozyskania (PIGPD 2022). Polska Izba Gospodarcza Przemysłu Drzewnego wskazuje na zmienność sytuacji na rynku oraz niedoszacowanie kapitału przeznaczonego na ten cel w przetargach, natomiast z ekonomicznego punktu widzenia należy podsumować wszystkie ekonomiczne czynniki, które mogą potencjalnie powodować ryzyko i utrzymywać zakłady usług leśnych w stanie niepewności. Taki stan przekłada się w sposób bezpośredni na zmniejszoną podaż drewna w lasach, a w efekcie na potęgowanie walki cenowej pomiędzy kupującymi, którymi często są firmy z dużym zagranicznym kapitałem o większej ekonomicznej sile nabywczej oraz historii zakupowej, niż małe lokalne tartaki i zakłady przemysłu drzewnego. Do tych czynników ekonomicznych należy zaliczyć:

- inflację,

- rosnące ceny paliw,
- niestabilne i drastycznie rosnące ceny surowca drzewnego,
- niepewną sytuację geopolityczną wpływającą na możliwości importowania surowca,
- niestabilne kursy walut (koszt nowych maszyn leśnych uzależniony jest od kursu euro),
- nowe akty prawne na szczeblu unijnym generujące niepewność (LULUCF, RED II),
- wysokie koszty pracownicze i trudność ze znalezieniem wykwalifikowanej kadry.

Tak duża ilość czynników wpływających na niepewność podmiotów gospodarczych, prawdopodobnie generuje brak zakontraktowania wymienionej części wolumenu w Lasach Państwowych przeznaczonego do pozyskania, a w efekcie spadek podaży drewna, co nie jest odpowiedzią na popyt generowany przez rynek, który stanowią podmioty przemysłu drzewnego.

ANALIZA SCENARIUSZOWA WPŁYWU ZMIAN KLIMATYCZNYCH NA LASY

Dotychczasowe badania prowadzone nad zachowaniem się roślinności drzewiastej wskutek zmian klimatu wyrażanych większą zawartością CO₂ w atmosferze w zdecydowanej większości wykazały zwiększenie rocznego przyrostu w drzewostanach. Jedynie pojedyncze badania wskazują na spadek tempa wzrostu drzewostanów. Poniżej znajdują się przykładowe scenariusze obrazujące wpływ zmian klimatu na leśnictwo oraz spodziewane efekty ekonomiczne tych zmian.

1. Analiza sytuacji globalnej przy założeniu podwyższenia poziomu CO₂ o 550 ppm w 2060 r. – Model zakłada, że w roku 2045 produkcja drewna wzrośnie od 29 do 38%. W Ameryce i Rosji zostanie odnotowany spadek wielkości produkcji drewna, w Ameryce Południowej i Oceanii produkcja wzrośnie. W roku 2145 produkcja odnotuje kolejny wzrost o 30% tym razem na całym obszarze (Ameryka Północna i Południowa oraz Rosja). Opisane sytuacja spowoduje w roku 2045 spadek cen drewna, a w 2145 r. przewiduje się wzrost cen drewna w zależności od zachowania się zmian klimatycznych od 80 do 50% (Sohngen i in. 2001).
2. Analiza sytuacji globalnej modelowanej na podstawie wzrostu zawartości CO₂ w atmosferze. Wszystkie opracowane modele wskazują na podwyższenie poziomu pozyskania na zachodzie Ameryki (2–11%), w Nowej Zelandii (10–12%), Ameryce Południowej (10–13%) oraz spadek ilości pozyskanego surowca w Kanadzie. Zjawisko to wywoła efekt ekonomiczny w postaci zaspokojenia popytu, spadek cen surowca drzewnego i wzrost dobrostanu producentów i konsumentów (Perez-Garcia i in. 2002).

3. Analiza sytuacji globalnej przy założeniu podwojenia się ilości CO₂ w 2060 roku – model zakłada dwa scenariusze: ze zmianami klimatu (a) i bez zmian klimatu (b). Rok 2080 – a: wzrost pozyskania drewna na potrzeby przemysłu o 25% przy normalnym poziomie popytu i 56% przy wysokim poziomie popytu, głównymi producentami surowca drzewnego są wschodnia Syberia i amerykańskie południe; b: wzrost pozyskania o 65% przy normalnym poziomie popytu i 150% przy wysokim poziomie popytu, kraje rozwijające się potroją swoją produkcję. Skutki ekonomiczne, jakie zostaną wywołane opisaną sytuacją – a: cena drewna S2 spadnie o 25%, pozostałe ceny sortymentów drewna litego spadną o 34%, a globalny dobrobyt będzie wyższy o 4,8%, niż w scenariuszu bez zmian klimatycznych; b: cena papierówki wzrośnie o 44%, pozostałe sortymenty zdrożeją o 21% (Lee i Lyon 2004).
4. Model zachowania rynku europejskiego zakładający wzrost średniej rocznej temperatury o 2,5°C do 2050 roku i wzrost rocznych opadów o 5 do 15%. Analiza tego wariantu wykazała, że do 2030 roku nastąpi wzrost zasobności drewna na pniu o 18%, w dalszej perspektywie natomiast będziemy mieli do czynienia ze spowolnieniem przyrostu. Możliwym do wystąpienia efektem ekonomicznym tego modelu jest zmiana cen drewna (Nabuurs i in. 2002).
5. Model zachowania rynku europejskiego przy założeniu przyspieszenia wzrostu drzewostanów na skutek ocieplenia klimatu o 20 do 40% w porównaniu do bieżącego tempa wzrostu. Analiza zakładała 6 kategorii produktów drzewnych (sortymentów) oraz relacje handlowe pomiędzy poszczególnymi regionami Europy. Wskutek zwiększonego zapasu surowca ceny drewna zmniejszą się od 7 do 17% nie powodując tym samym zmniejszenia cen pozostałych produktów leśnych. Główną przyczyną tego mechanizmu będzie najbardziej zauważalne zwiększenie tempa przyrostu w Europie Północnej. Model zakłada również spadek cen tarcicy maksymalnie o 4,5% oraz wyraźny wzrost pozyskania i produkcji tarcicy w Europie Wschodniej, co będzie efektem zwiększonego przyrostu drewna na pniu w Rosji i krajach wschodnich. Ten scenariusz wykazuje, że z biegiem czasu będą rosły zyski zarówno właścicieli lasów jak i przemysłu drzewnego (Solberg i in. 2003).

Prezentowane modele dotyczą dwóch kategorii scenariuszy – sytuacji globalnej lub europejskiej. W literaturze można napotkać wiele innych modeli dla różnych regionów świata, z których w przeważającej większości wynika, że kraje północne w dłuższej perspektywie czasu odnotują przyrost drewna na pniu, co powinno wywołać wzrost podaży i w efekcie spadek cen drewna przy jednoczesnym zachowaniu stałego wzrostu przychodów właścicieli lasów i przemysłu drzewnego.

Na oczekiwania przemysłu wobec leśnictwa będzie miała wpływ nie tylko relacja pomiędzy podażą a popytem, ale również polityka klimatyczna Świata. Analizy

rynku drzewnego wykazują, że zainteresowanie drewnem jako surowcem energetycznym ustabilizowało się, a nawet notuje niewielki spadek (Goldammer i Mutch 2001). W obliczu zmian klimatu widzimy, że polityka poszczególnych krajów czy Unii Europejskiej zmienia się i promowane są odnawialne lub zeroemisyjne źródła energii ponad konwencjonalne paliwa kopalne. W obliczu takiego podejścia znaczenie drewna jako surowca energetycznego znacząco się zmieni. Przy dodatkowym założeniu, że ceny energii będą utrzymywały wzrosty, szacuje się, że zainteresowanie biomasą jako surowcem energetycznym może wzrosnąć nawet 10-krotnie w okresie 50 lat. Biopaliwa pochodzące z biomasy celulozowej oferują jeszcze bardziej atrakcyjną alternatywę dla konwencjonalnych źródeł energii (Goldemberg i in. 2007). Celuloza drzewna może być również stosowana w procesach zgazowania, np. W zintegrowanym procesie zgazowania w cyklu kombinowanym, do wytwarzania gazów syntetycznych, w tym wodoru. Gazy te mogą być dalej wykorzystywane do produkcji energii bezpośrednio lub jako surowiec do produkcji różnych produktów energetycznych, w tym nie tylko etanolu, ale także biosurówki, przy użyciu procesów takich jak Fisher-Tropsch. Opalane drewnem instalacje zgazowania mogą być budowane jako samodzielne projekty, co jest obecnie rozważane w niektórych lokalizacjach. Intrygującą możliwością jest to, że nowe biorafinerie zgazowujące zastępują starzejące się tradycyjne kotły w istniejących celulozowniach (Larson i in. 2006). Celulozownie mają duże zapotrzebowanie na energię i są zaprojektowane tak, aby ułatwić przepływ dużych ilości drewna.

PODSUMOWANIE

Mając powyższe na uwadze można założyć, że w Polsce przy zachowaniu dotychczasowej polityki leśnej roczny etat zwiększy się, co bezpośrednio powinno przełożyć się na zwiększoną podaż surowca drzewnego. Nie można jednak zakładać, że różnica ta będzie w stanie zniwelować niedobór surowca drzewnego na polskim rynku.

Innym aspektem będzie zmieniająca się forma wykorzystania surowca drzewnego w gospodarce. Chcąc ograniczyć emisję gazów cieplarnianych konieczne wydaje się odejście od tradycyjnych paliw kopalnych jako podstawowego źródła energii. Jednym ze sposobów na zastąpienie paliw kopalnych w energetyce jest zastąpienie ich surowcami odnawialnymi. Do tego celu może być wykorzystana biomasa pochodząca z gospodarki leśnej. Obecnie szacuje się, że pozyskanie surowca energetycznego w PGL LP w postaci M2E jest na poziomie 2 mln m³. Potencjał tego sortymentu określany jest na 5 do 7 mln m³. Wykorzystanie tego potencjału może okazać się bardzo istotnym elementem pozwalającym nie tylko wytworzyć określoną ilość energii, ale również ograniczyć emisję CO₂.

Summary

Waldemar Sieniawski¹, Paweł Stachowicz^{1,2}, Mariusz Stolarski²

¹ Quercus sp. z o.o., Pasym

² University of Warmia and Mazury in Olsztyn

{sieniawski, pawel.stachowicz}@quercus.org.pl, Lukasz.Tymendorf@egger.com

Expectations of the wood-processing industry regarding supply of wood in the context of climate change and its impacts on forests

Climate change demands everyone to change their approach to environmental management and, therefore, to resource management. Undoubtedly, the change will have an impact on forest management, which in turn will significantly affect the timber industry in Poland. In this paper, we present potential implications that such change is going to cause in the wood processing industry, but we also demonstrate expectations of this industry that may help to mitigate the effects of transformation period in forest management as far as possible. Changes and expectations of the wood industry have been divided into individual industry segments to reflect as much as possible the character of individual sectors of this industry. The effects of changing energy demand and the demand of the industry for wood as solid fuel from renewable energy sources have been taken into account. Potential changes in demand for products of the timber industry and, as a result, changes in demand for wood from the State Forests will be presented. Annual growth and, as a consequence, cutting age of present and future tree stands have been identified as important issues related of climate change in the context of demand for wood. As one of the conclusions, we clearly identify the need to formulate a long-term policy on forest management change, taking into account the needs of the wood industry to preserve its potential.

LITERATURA

- FAO 2021. The State of Food and Agriculture 2021. Making agrifood systems more resilient to shocks and stresses. Rome, FAO.
- Goldammer J.G., Mutch R.W. 2001. Global forest fire assessment 1990–2000. FAO Forestry Department.
- Goldemberg J. 2007. Ethanol for a sustainable energy future. *Science*, 315(5813).
- GUS 2022. Rocznik Statystyczny Przemysłu 2021. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.

- Larson E.D., Consonni S., Katofsky R.E., Iisa K., Frederick W.J. 2007. A cost-benefit assessment of gasification-based biorefining in the kraft pulp and paper industry. Princeton Univ., NJ (United States).
- Lee D.M., Lyon K.S. 2004. A dynamic analysis of the global timber market under global warming: an integrated modeling approach. *Southern Economic Journal*, 70(3): 467–489.
- Nabuurs G.J., Pussinen A.R.I., Karjalainen T., Erhard M., Kramer K. 2002. Stemwood volume increment changes in European forests due to climate change – a simulation study with the EFISCEN model. *Global Change Biology*, 8(4): 304–316.
- Perez-Garcia J., Joyce L.A., McGuire A.D., Xiao X. 2002. Impacts of climate change on the global forest sector. *Climatic Change*, 54(4): 439–461.
- PKO BP 2022. Implikacje rosyjskiej agresji na Ukrainę dla sektora drzewno-meblerskiego, PKO Bank Polski, Warszawa.
- PIGPD 2022. Polska Izba Gospodarcza Przemysłu Drzewnego. www.pigpd.pl / Dostęp 02.03.2022.
- Raport o stanie lasów w Polsce 2020. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, Warszawa.
- Sohngen B., Mendelsohn R., Sedjo R. 2001. A global model of climate change impacts on timber markets. *Journal of Agricultural and Resource Economics*: 326–343.
- Solberg B., Moiseyev A., Kallio A.M.I. 2003. Economic impacts of accelerating forest growth in Europe. *Forest Policy and Economics*, 5(2): 157–171. www.mordorintelligence.co / dostęp 02.03.2022.

Ewa Ratajczak

Sieć Badawcza Łukasiewicz – Poznański Instytut Technologiczny – Centrum Technologii Drewna, Poznań
ewa.ratajczak@pit.lukasiewicz.gov.pl

Prośrodowiskowe znaczenie sektora drzewnego i jego produktów

WSTĘP

Nasilające się globalne wyzwania, takie jak zmiany klimatu, zanieczyszczenie środowiska i wyczerpywanie się zasobów naturalnych, spowodowały, że w ostatnich kilkudziesięciu latach nastąpiła zmiana paradygmatu dotyczącego konkurencyjności, w którym przyjęto, że dla uzyskania przyszłej przewagi konkurencyjnej już w bieżących decyzjach, w zakresie procesów wytwórczych, należy uwzględnić aspekty związane z ochroną środowiska. Z pewnością jest to dziś bardziej aktualne niż kiedykolwiek wcześniej. „Zielona” konkurencyjność, czyli przewaga konkurencyjna uzyskana dzięki potencjałowi środowiskowemu, daje szansę na sukces rynkowy, a umiejętnie wykorzystana przyczynia się do rozwoju społeczno-gospodarczego. Generalnym dylematem pozostaje jednak przy tym problem, jak zrównoważyć dążenie społeczeństwa do ochrony środowiska z ekonomicznym obciążeniem przemysłu działaniami w tym zakresie.

Ogólnie biorąc, ekologizację gospodarki należy postrzegać jako historyczny proces rozwojowy w globalnym nurcie rozwoju gospodarczo-społecznego. W każdej z kolejnych faz rozwojowych poszerzany jest zakres zagadnienia ochrony środowiska (Andersen 2010). W efekcie tych procesów wykrystalizowało się wiele nowych koncepcji takich jak: ekorozwój, zielona gospodarka, czysta gospodarka, gospodarka o obiegu zamkniętym (cyrkulacyjna, bezodpadowa) czy zużycia kaskadowego, a także – społeczna odpowiedzialność biznesu. Pierwotną i nadrzędną dla każdej z nich jest koncepcja zrównoważonego rozwoju.

Jest oczywiste, że sektor leśno-drzewny jest ze swej natury silnie powiązany ze środowiskiem naturalnym i ekologią. Lasy są naturalnym rezerwuarem węgla, a unikalne cechy drewna powodują, że zarówno ten surowiec jak i produkty jego przerobu sprzyjają środowisku i zdrowiu ludzi, wykazując naturalną przewagę konkurencyjną nad ich niedrzewnymi zamiennikami. Niestety jednak, do tej pory nie wykorzystuje się w pełni tak atrakcyjnego rynkowo atutu, jakim jest ekologiczny

charakter wyrobów drzewnych, zbyt mała jest nawet świadomość tego faktu zarówno wśród producentów, jak i konsumentów, choć stan ten się poprawia.

Chociaż konkurencyjność, w kontekście przyjazności dla środowiska, jest już od wielu lat traktowana jako jeden z kluczowych czynników rozwoju i wzrostu dobrobytu, to jak dotąd niewiele jest wyników kompleksowych badań dotyczących takiej przewagi produktów drzewnych. Informacje na ten temat są jednak coraz częstsze i obszerniejsze (Hoff i in. 1997; Petersen i Solberg 2005; Bergman i in. 2014; Leskinen i in. 2018; CEPI 2020), pojawia się też sporo analiz typu *case studies*, opisujących przykłady przewag środowiskowych produktów prezentowanych przez ich producentów dla celów marketingowych.

W poniższym opracowaniu skoncentrowano się na najważniejszych dla sektora leśno-drzewnego obszarach, w obrębie których wyraźna jest jego rola środowiskowa. Są to przede wszystkim: ochrona powietrza i klimatu (zwłaszcza rola w globalnym obiegu węgla), zrównoważone wykorzystanie surowca drzewnego, materiałów, wody i energii (w tym kaskadowe zużycie surowca mające na celu minimalizację odpadów i recykling), substytucja energetyczna (drewno nośnikiem zielonej energii) oraz standardy środowiskowe w zarządzaniu lasami i kontrola (certyfikacja) łańcucha dostaw surowca. Wykorzystano przy tym głównie wyniki badań prowadzonych w byłym Instytucie Technologii Drewna w Poznaniu, w tym opracowania autorki (Strykowski i in. 2006, Strykowski 2013; Ratajczak 2013, 2016, 2019; Ratajczak i Bidzińska 2021).

Stosowano w nich głównie metodę *desk research*, w tym kwerendę literatury, materiałów publikowanych i niepublikowanych oraz źródeł internetowych z ich krytyczną analizą. Stosowano też metodę ekspercką, opierając się na wiedzy specjalistów z Zakładu Studiów i Analiz Strategicznych w Drzewnictwie Łukasiewicz – Instytutu Technologii Drewna oraz producentów wyrobów drzewnych i ich przedstawicielstw (izb i stowarzyszeń branżowych).

Wyroby drzewne w globalnym obiegu węgla

Główna przewaga środowiskowa wyrobów drzewnych wynika z roli, jaką lasy i drewno pełnią w globalnym obiegu węgla. Szacuje się, że w procesie „wytwarzania” 1 kg drewna, drzewo „konsumuje” 1,47 kg CO₂ i zwraca do atmosfery ponad 1 kg tlenu. Jest przy tym korzystne, że węgiel pochłonięty w procesie wzrostu drzewa jest akumulowany w całym cyklu życia produktów wytworzonych z surowca drzewnego. Jest to unikalna względem wszystkich substytutów cecha drewna.

Dla oceny rzeczywistej skali środowiskowego znaczenia sektora leśno-drzewnego należy przyjąć podejście kompleksowe, uwzględniające tzw. całkowity efekt klimatyczny. Propozycja metody w tym zakresie pojawiła się stosunkowo niedawno (CEPI 2020). Całkowity efekt klimatyczny jest obliczany jako suma: pochłaniania CO₂ netto w lasach (czyli zwiększonego magazynowania dwutlenku węgla), wielkości

emisji z paliw kopalnych użytych w łańcuchu wartości sektora leśno-drzewnego oraz wielkości emisji jakim zapobiega się poprzez zastąpienie materiałów i energii z surowców kopalnych w produktach przemysłowych i zużywanej energii. Ostatni element, to tzw. efekt substytucji; jest on znany i opisywany od dość dawna, ale dopiero przed kilku laty określono go ilościowo dla Europy. Punktem wyjścia było przyjęcie perspektywy zintegrowanej biogospodarki o obiegu zamkniętym. W takim ujęciu oszacowano, że całkowity i pozytywny efekt klimatyczny europejskich lasów i sektora leśno-drzewnego wynosi -806 mln ton ekwiwalentu CO₂ rocznie (czyli tyle lasy i produkty drzewne usuwają rocznie z atmosfery). Oznacza to około 20% wszystkich emisji paliw kopalnych w Unii Europejskiej (CEPI 2020).

Jest ważne, że produkty drzewne mają nie tylko bardzo niski ślad węglowy, ale zmniejszają też zapotrzebowanie na produkty i energię oparte na paliwach kopalnych. Jest cenne, że węgiel pochłonięty w procesie wzrostu drzewa jest akumulowany w całym cyklu życia produktów wytworzonych z drewna, aż do ich spalenia bądź rozkładu. Jest to unikalna względem wszystkich substytutów cecha drewna, pozwalająca na przesunięcie w czasie emisji tego pierwiastka do atmosfery. Zyskuje się dzięki temu dodatkowy czas na wdrożenie i upowszechnienie niskoemisyjnych technologii. Z punktu widzenia sekwestracji węgla istotne jest zatem wydłużanie cyklu życia produktów przez recykling oraz wykorzystywanie surowca odpadowego i poużytkowego.

W Polsce lasy, zajmując około 30% powierzchni lądowej kraju (ponad 9 mln ha), mają ogromny potencjał w akumulacji węgla. Według danych Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE), w 2018 r. z całkowitej emisji dwutlenku węgla (337,7 mln ton) 11% było absorbowane przez sektor „Użytkowanie gruntów, zmiany użytkowania gruntów i leśnictwo” *Land use, land use change and forestry*, w tym głównie przez lasy (jest to nadwyżka pochłaniania nad emisjami w tym sektorze) (Ochrona 2020). Z badań przeprowadzonych w Łukasiewicz – Instytucie Technologii Drewna wynika, że jednostkową zawartość węgla w głównych materiałach drzewnych można szacować na poziomie (Augustyniak 2020):

- materiały tarte iglaste – 238 kg C/m³ (tj. 874 kg CO₂/m³),
- materiały tarte liściaste – 301 kg C/m³ (tj. 1104 kg CO₂/m³),
- płyty wiórowe – 238 kg C/m³ (tj. 1039 kg CO₂/m³),
- OSB – 296 kg C/m³ (tj. 1085 kg CO₂/m³),
- płyty pilśniowe mikroformowane twarde – 483 kg C/m³ (tj. 1773 kg CO₂/m³),
- płyty pilśniowe mikroformowane porowate – 142 kg C/m³ (tj. 521 kg CO₂/m³),
- płyty pilśniowe suchoformowane – 324 kg C/m³ (tj. 1187 kg CO₂/m³).

Należy podkreślić, że w dobie wyrobów nietrwałych, często jednorazowego użytku, sektor drzewny wytwarza wyroby o długim cyklu życia i szacowany przykładowo dla (Leszczyszyn 2018):

- elementów konstrukcji budynków – na 40–70 lat (przy jednokrotności użycia),
- stolarki budowlanej otworowej – na 45–55 lat (przy jednokrotności użycia),
- domów z drewna – na 100 lat (przy jednokrotności użycia),
- opakowań – na 0,5 do 8 lat (przy wielokrotnym (2–10) użyciu),
- mebli – na 10–28 lat (przy dwukrotnym użyciu).

Jak już wspomniano, chociaż w kontekście sekwestracji węgla ważna jest rola produktów drzewnych o długim cyklu życia, to jednak znacznie większe korzyści związane są z substytucją przez drewno nie tylko innych materiałów, ale i surowców energetycznych, zwłaszcza paliw kopalnych. Korzyści te ujawniają się przede wszystkim w fazie produkcji materiałów i gotowych wyrobów. Średni współczynnik redukcji emisji w wyniku zastępowania produktów nieдрzewnych materiałami/wyrobami drzewnymi oceniany jest, w zależności od badań, na 1,2–2,1 (Strykowski i in. 2006; Ratajczak 2008, 2013, 2016, 2019; Strykowski 2013; Augustyniak i in. 2017; Leskinen i in. 2018; Ratajczak i Leszczyszyn 2018; CEPI 2020; Ochrona 2020; Ratajczak i Bidzińska 2021). Oznacza to, że każda tona węgla zawartego w materiałach/wyrobach drzewnych, które zostały użyte zamiast produktów alternatywnych, redukuje przeciętnie emisje gazów cieplarnianych do atmosfery o 1,2–2,1 tony węgla.

W sektorze drzewnym procesy substytucji drewna zachodzą głównie w miejscach aplikacji wyrobów drzewnych, tj.: budownictwie, meblarstwie, produkcji opakowań i transporcie. W każdym z tych obszarów drewno lub materiały drewnopochodne mogą być zastępowane w różnych wyrobach ich nieдрzewnymi odpowiednikami, takimi jak: metale, cement, szkło, tworzywa sztuczne, tekstylia czy ceramika i kamień. Z badań Europejskiego Instytutu Leśnego *European Forest Institute*, w których uwzględniono także przemysł celulozowo-papierniczy, wynika, że 79% substytucji drewna dotyczy szeroko rozumianego budownictwa (konstrukcje domów, elementy niekonstrukcyjne, jak stolarka otworowa, podłogi), a głównymi substytutami drewna są: w 1/3 cement i ceramika lub kamień, około 25% stanowią metale (głównie stal i aluminium), 20% – tworzywa sztuczne, a 5% inne materiały (szkło, wełna mineralna, asfalt, bawełna itp.) (Leskinen i in. 2018).

W Polsce wyroby z drewna i materiałów drewnopochodnych również mają wiele substytutów w stosunku, do których wykazują wyraźne przewagi środowiskowe. Atuty te jednak nie zawsze są powszechnie znane i wykorzystywane marketingowo. Skutkiem tego jest spadek udziału niektórych wyrobów drzewnych w rynku, także wynikający z agresywnej walki konkurencyjnej ze strony producentów substytutów, w tym często używania przez nich (nie zawsze w sposób uzasadniony) pozytywnego wizerunku „zielonych” wyrobów. Drewno zostało w dużym stopniu wyparte w produkcji podkładów kolejowych, większości opakowań oraz okien. Relatywnie stabilna sytuacja występuje natomiast w produkcji mebli, choć w wy-

padku niektórych ich rodzajów (np. mebli biurowych) też zauważalny jest spadek odsetka mebli z drewna. Ostatnio pojawiły się też pozytywne trendy. W wypadku materiałów podłogowych, po okresie zastępowania drewna materiałami niedrzewnymi, obecnie obserwowana jest tendencja do przywracania jego znaczącej roli. Podobne trendy występują także w produkcji drzwi (Produkcja 2020).

ODNAWIALNOŚĆ DREWNA, SUROWCO- I MATERIAŁOOSZCZĘDNOŚĆ, KASKADA ZUŻYCIA

Unikalną cechą drewna, różniącą go od jego substytutów, jest **odnawialność**, co jest szczególnie korzystne w dobie nadmiernej eksploatacji zasobów i ich wyczerpywania się. Ta przewaga pozwala na zaspokajanie potrzeb społecznych dotyczących wyrobów z tego naturalnego surowca, a także na zmniejszenie zużycia surowców nieodnawialnych, takich jak metale czy paliwa kopalne. Warunkiem przewagi środowiskowej drewna jest jego pozyskiwanie przy zachowaniu zasad zrównoważonego rozwoju lasów tak, aby m.in. zapewnić ich regenerację i utrzymanie potencjału w zakresie pełnionych przez nie funkcji (także pozaprodukcyjnych).

W produkcji wyrobów drzewnych impulsem do poszukiwań innowacyjnych rozwiązań dla sprostania wyzwaniom dotyczącym ochrony środowiska były i będą przede wszystkim rosnące koszty surowca drzewnego i jego dostępność, szczególnie w krajach o ograniczonych zasobach leśnych. W sytuacji ograniczonych lub wyczerpujących się zasobów niezwykle ważna jest ocena trwałości drewna oraz ekologicznych wartości i przewag wyrobów drzewnych z perspektywy całego cyklu życia produktu, z uwzględnieniem kwestii dostępności zasobów surowcowych i takich aspektów wytwórczości, które mogą mieć wpływ na ekosystemy leśne. Zwiększanie wykorzystania zasobów drewna (odnawialnych, ale w długim czasie) jest racjonalne pod warunkiem nieprzekraczania wydolności ekosystemów leśnych (May i in. 2017; Crenna i in. 2018).

Nieodzowną częścią nowej strategii przemysłowej dla Europy jest stopniowe, ale nieodwracalne przechodzenie na zrównoważony system gospodarczy poprzez budowę gospodarki o obiegu zamkniętym. Jednym z fundamentów takiej gospodarki jest **konceptcja kaskady zużycia**, koncentrująca się na surowcach pochodzenia biologicznego, najczęściej – surowcach odnawialnych (Mair i Stern 2017). Stąd też duże jest znaczenie tej koncepcji w odniesieniu do drewna. Kaskadowe zużycie drewna oznacza wielokrotne wykorzystywanie zasobów tego surowca poprzez używanie pozostałości produkcyjnych i recykling zasobów odzyskanych (Vis i in. 2026). Można przyjąć, że w Polsce w branżach sektora drzewnego zasada kaskadowego zużycia drewna i recyrkulacji jest realizowana w stosunkowo wysokim stopniu. Powstające w sektorze drzewnym pozostałości poprodukcyjne są

najczęściej „zawracane” do procesu technologicznego, a w wypadku ich nieprzydatności technologicznej – spalane z odzyskiem energii. Duży potencjał istnieje w sferze zagospodarowania drewna poużytkowego, w wypadku którego nadal (mimo powolnych zmian w tym zakresie) brakuje efektywnego systemu zbiórki i zagospodarowania. Powtórne przetwarzanie surowca zgodnie z zasadami zużycia kaskadowego przyczynia się do minimalizowania ilości powstających odpadów i zwiększa efektywność jego wykorzystania. Jest ważne, że drewno jest surowcem biodegradowalnym i to w stosunkowo krótkim czasie, nie generuje więc takiego obciążenia dla środowiska jak odpady z przetwórstwa jego substytutów (np. z tworzyw sztucznych). Zrównoważone wykorzystanie materiałów drzewnych oznacza także racjonalne obniżenie surowco- i materiałochłonności produkcji, produkcję bezodpadową lub z minimalną ilością odpadów, które zostają optymalnie zagospodarowane. Jest to tym bardziej istotne, że w sektorach opartych na drewnie, koszty materiałowe są ważną pozycją kosztów działalności i wykazują stałą tendencję do wzrostu.

Prośrodowiskowa **gospodarka odpadami** powstającymi w sektorach opartych na drewnie polega na eliminowaniu zanieczyszczeń u źródła, recyklingu oraz ograniczeniu zanieczyszczeń spowodowanych ich spalaniem. W 2019 r., według oficjalnej sprawozdawczości statystycznej, w sektorach opartych na drewnie (z produkcją celulozy, papieru i wyrobów papierniczych oraz mebli) powstało około 3,1 mln ton odpadów, co stanowiło 11% ilości z przetwórstwa przemysłowego (Trwałość 2018). Około 35% odpadów pochodziło z branż tradycyjnego przemysłu drzewnego (tartacznictwa, produkcji płyt drewnopochodnych, stolarki otworowej, opakowań z drewna), 47% z przemysłu celulozowo-papierniczego i 18% z produkcji mebli. Blisko 90% wytworzonych odpadów zagospodarowano ponownie (ponad 22% poddano odzyskowi dla własnych potrzeb, 67% przekazano innym odbiorcom, a 2% unieszkodliwiono – na ogół termicznie). Niewiele jest w branżach drzewnych odpadów niebezpiecznych; powstają one głównie w procesach impregnacji lub konserwacji czy wykańczania powierzchni środkami pochodzenia chemicznego (lakiery i kleje).

Drewno jest **biodegradowalne**, co oznacza, że rozkłada się podczas kompostowania, nie uwalniając przy tym szkodliwych substancji. W sprzyjających warunkach, jako materiał pochodzenia organicznego, może ulec rozkładowi w ciągu kilku lat. Odporność drewna, jego trwałość, zależy m.in. od właściwości poszczególnych gatunków drewna oraz czynników zewnętrznych, które hamują lub przyspieszają proces jego degradacji. Drewno narażone na bezpośrednie działanie czynników atmosferycznych może być użytkowane od kilku do kilkunastu lat, drewno na wolnym powietrzu, ale osłonięte dachem – od 20 do 50 lat, w budynkach okrytych dachem lecz nieogranych może przetrwać kilkaset lat, a w stałej temperaturze

(i wilgotności) może zachować swoje właściwości przez 1000–2000 lat (Sprawozdanie 2018). W przeciwieństwie do drewna, główne jego substytuty takie jak metal, szkło czy plastik, nie nadają się do biokompostowania. Tworzywa sztuczne mają relatywnie długi okres rozpadu – w zależności od formy może to być ponad 1000 lat (Życie 2015; Czas 2017). Szkło może rozkładać się nawet ponad 4000 lat, choć są też opinie, że nie rozkłada się wcale (dlatego tak ważne jest jego odzyskiwanie i wielokrotne przetwarzanie). Okres rozkładu metalu zależy natomiast od jego rodzaju i podatności na korozję, np. aluminium rozkłada się do 200 lat, a metale szlachetne (złoto, srebro, platyna) mogą pozostać w jednej postaci przez tysiące lat (Czop 2016).

Bezpośredni wpływ na **surowcochłonność** produkcji branż drzewnych ma jakość surowca i jego wymiary, wydajność jest bowiem mniejsza przy przerobieniu drewna o niższych parametrach jakościowo-wymiarowych. W branżach przetwarzających drewno okrągłe mogą wystąpić więc dwie przeciwstawne tendencje – obniżanie się jednostkowego zużycia tego surowca w wyniku postępu technicznego oraz wzrost tego wskaźnika w wyniku pogarszania się cech jakościowo-wymiarowych przerabianego surowca okrągłego. Istotne znaczenie ma także substytucja drewna z lasu drewnem ze źródeł alternatywnych (drzewne pozostałości poprodukcyjne, drewno użytkowe, drewno z zadrzewień i upraw plantacyjnych), nawet bez jednoczesnego wprowadzenia nowoczesnych maszyn i urządzeń wpływa ona na obniżenie jego zużycia w procesie produkcji materiałów drzewnych (np. w produkcji płyt drewnopochodnych, w której wykorzystuje się w coraz większym stopniu rozdrobniony surowiec pochodzący spoza lasu).

Nie można nie zauważyć i nie docenić, że pozytywne działania i tendencje do obniżania surowco- i materiałochłonności, a także dążenie do recykulacji, dotyczą również substytutów drewna. Praktycznie wszystkie rodzaje tworzyw sztucznych można utylizować i teoretycznie odzyskiwać wielokrotnie (z powodu zanieczyszczeń i wilgoci – do dziesięciu razy). Jednak na razie tworzywa nienadające się do recyklingu materiałowego na ogół swój cykl życia kończą jednak na składowiskach (Energy 2010). Wielokrotnemu recyklingowi poddawane są natomiast odzyskane odpady szklane. Szkło ze względu na skład i budowę nie stanowi dla otoczenia zagrożenia, a jedynie obciążenie, gdyż nie ulega rozkładowi i może zalegać na składowiskach. Postęp technologiczny pozwala jednak obecnie na ekonomiczne i ekologiczne zagospodarowanie odpadów szklanych nawet w 100%. Zużyte szkło może być wykorzystane wielokrotnie, co pozwala na oszczędność pierwotnych surowców szklarskich (piasek, soda i mączka wapienna), obniżenie kosztów produkcji oraz zmniejszenie zapotrzebowania na energię cieplną (Czop 2016). Wielokrotnie można też przetwarzać metale, które stanowią cenny wtórny surowiec w produkcji różnych wyrobów (np. odzyskiwane aluminium używane jest do produkcji prze-

wodów elektrycznych, puszek do napojów, kadłubów samolotów). Jednocześnie jednak szerokie spektrum zastosowań metali w produkcji sprzętów i przedmiotów sprawia, że odpady z nich są na tyle różnorodne, że sposoby ich zbierania, selekcji i przetwarzania są wysoce złożone i trudne.

DREWNO NOŚNIKIEM ZIELONEJ ENERGII, ENERGOOSZCZĘDNOŚĆ W BRANŻACH DRZEWNYCH

Drewno jest jednym z najstarszych nośników energii, może być więc wykorzystywane w celach energetycznych zamiast paliw kopalnych. W kontekście wpływu na klimat ma to znaczenie dwojakie: po pierwsze przy spełnieniu pewnych założeń można mówić o neutralności węglowej drewna, które przy spalaniu emituje tyle samo węgla, ile drzewo akumuluje w procesie wzrostu, po drugie zaś wykorzystanie drzewnych pozostałości (odpadów) poprodukcyjnych do wytworzenia energii (m.in. do suszenia) pozwala na obniżenie zapotrzebowania na paliwa kopalne.

O przewadze środowiskowej drewna nad nośnikami kopalnymi, zwłaszcza nad dominującym w Polsce węglem kamiennym, przesądza zerowy bilans emisji CO₂ przy spalaniu, podczas gdy 1 tona oleju ekwiwalentnego (toe) paliw kopalnych odpowiada za emisję CO₂ w wypadku węgla w wysokości 3,9 ton, ropy naftowej – 2,6 ton, a gazu naturalnego – 2,3 ton (Lewandowska i in. 2012). Atutem drewna jako surowca energetycznego jest także stosunkowo wysoka wartość opałowa, relatywnie niska zawartość niepalnych składników mineralnych, śladowa obecność związków siarki i wysoka temperatura topnienia popiołu powstającego w wyniku spalania. Większość zalet drewna jako nośnika energii posiadają też biopaliwa z tego surowca, tj. pelety (granulat drzewny) i brykiety. Dodatkowo jest korzystne, że uzyskany ze spalania popiół może być wykorzystany jako nawóz. Generalnie jednak przetworzenie w energię powinno być końcowym etapem kaskady przerobu drewna – po wyczerpaniu możliwości jego zagospodarowania do celów materiałowych.

Czynnikiem decydującym o negatywnym oddziaływaniu większości wyrobów na środowisko jest też ilość energii zużyta do ich produkcji, gdyż najczęściej jest to jeszcze energia pochodząca z paliw kopalnych. W tej sferze przewaga drewna i jego produktów jest wyraźna. Ogólnie biorąc, produkcję materiałów i produktów drzewnych cechuje stosunkowo **niska energochłonność**, a także względnie niska emisyjność gazów cieplarnianych. Duże znaczenie ma w tym wypadku fakt częstego wykorzystywania energii wytworzonej z własnych drzewnych pozostałości poprodukcyjnych, dzięki czemu branże drzewne mniej obciążają środowisko naturalne zanieczyszczeniami z tytułu transportu paliw oraz emisji w trakcie ich spalania. Z branż konkurencyjnych wobec drzewnictwa najbardziej energochłonnymi są

natomiast: produkcja chemikaliów i wyrobów chemicznych (w tym m.in. produkcja tworzyw sztucznych), produkcja wyrobów z pozostałych mineralnych surowców niemetalicznych (w tym produkcja cementu, wapna i gipsu oraz ceramicznych materiałów budowlanych) oraz produkcja metali (Ratajczak i Bidzińska 2021).

Na występowanie i skalę korzyści środowiskowych związanych z substytucją energetyczną ma wpływ szereg czynników, takich jak rodzaj zasobów drewna wykorzystywanych na cele energetyczne (przy czym najlepszym rozwiązaniem jest wykorzystywanie do tego celu drzewnych pozostałości poprodukcyjnych lub drewna poużytkowego, a nie drewna z lasu), rodzaj i wiek lasu w momencie wycinki, sposób zarządzania lasem oraz możliwe konsekwencje w postaci przekształcenia gruntów (Leszczyszyn i in. 2018).

MAKSYMALIZACJA KORZYŚCI ŚRODOWISKOWYCH W CYKLU ŻYCIA WYROBÓW DRZEWNYCH

W sektorze leśno-drzewnym uzyskiwanie korzyści środowiskowych uzależnione jest od spełnienia warunków występujących w poszczególnych etapach cyklu życia: od zrównoważonego zarządzania lasami, poprzez racjonalne pozyskanie surowca oraz jego przetworzenie i użytkowanie, po końcowe zagospodarowanie.

Pierwotną przesłanką środowiskowych przewag drewna jest wielofunkcyjne, **zrównoważone zarządzanie lasami**, w tym takie pozyskiwanie drewna, które nie narusza równowagi i warunków odtworzenia lasów. Z kolei **w fazie produkcji materiałów i wyrobów drzewnych** istotne znaczenie ma wzrost efektywności surowcowej/materiałowej poprzez redukcję odpadów/pozostałości poprodukcyjnych, a także wytwarzanie wyrobów o wyższej wartości dodanej (np. mebli, stolarki budowlanej otworowej, nowoczesnych inżynierskich produktów drzewnych do zastosowania w budownictwie). Ważne jest też zwiększanie trwałości wyrobów, co wydłuża ich cykl życia – z jednej strony zapobiegając nadmiernej eksploatacji lasów, a z drugiej – pozwalając na przedłużenie okresu magazynowania węgla w drewnie w nich zawartym. Ogólnie przyjmuje się, że cykl życia produktów powinien być co najmniej tak samo długi (a optymalnie – dłuższy) niż cykl wzrostu drzewa, z którego pozyskano surowiec do ich wytworzenia. W fazie produkcji fundamentalne znaczenie ma etap ekoprojektowania, pozwalający na najwcześniejszym możliwym etapie na uwzględnienie fizycznych konsekwencji cyklu życia produktu, w tym pochodzenia surowców, a także sposobu jego utylizacji. Recyklingowi sprzyja także taka konstrukcja produktu, która umożliwi demontaż/dekompozycję na niez mieszane frakcje odpadów, jak również zastosowanie drewna o mniejszym stopniu przetworzenia. W fazie produkcji istotna jest też minimalizacja zużycia energii. Przemysły bazujące na drewnie, jako relatywnie mniej energochłonne

i wykorzystujące odpady drzewne, do wytwarzania energii na własne potrzeby, mają w tym względzie dużą przewagę nad niedrzewnymi substytutami. Dodatkowym korzystnym efektem jest ograniczanie emisji szkodliwych zanieczyszczeń dzięki zmniejszeniu wykorzystywania paliw kopalnych. **W fazie użytkowania** natomiast liczy się trwałość i bezpieczeństwo wyrobów drzewnych. Ważne jest stosowanie materiałów i środków nieszkodliwych dla ludzi i środowiska, zarówno w składzie materiałowym wyrobów, jak i w powłokach. Przykładem dbałości o jakość i bezpieczeństwo wyrobów jest np. produkcja płyt wiórowych, które pod względem zawartości formaldehydu w całości mają klasę higieniczności E1, a część fabryk osiąga nawet poziom E0,5. Generalnie można przyjąć, że w sektorach opartych na drewnie idee „czystej produkcji” są realizowane w wysokim stopniu. Przejawia się to w dążeniu do racjonalizacji wykorzystania surowca drzewnego na każdym etapie jego przerobu, dążeniu do stosowania materiało- wodo- i energooszczędnych technologii produkcji materiałów i wyrobów drzewnych. Takie podejście powinno w dłuższej perspektywie zwiększać konkurencyjność zarówno pojedynczych producentów, jak i całych sektorów opartych na drewnie i w kraju i za granicą. Niestety jak dotąd niewykorzystane pozostają zasoby drewna poużytkowego. Ich zagospodarowanie wymaga stworzenia w zasadzie od podstaw systemu skupu, gromadzenia i selekcji, a także wprowadzenia instrumentów wspierania ich produkcyjnego i energetycznego wykorzystania. Przewagi środowiskowe wyrobów drzewnych występują też w zakresie wpływu na zakwaszenie, eutrofizację czy zubożenie warstwy ozonowej (choć wyniki dotychczas prowadzonych badań nie wskazują na jednoznaczną tendencję w tym zakresie dla różnych produktów) (Petersen i Solberg 2005).

Ogólnie można stwierdzić, że w odniesieniu do drzewnictwa uzyskana jest już spora, lecz jeszcze niewystarczająca wiedza o wpływie na środowisko materiałów i procesów w każdej fazie przerobu drewna, którą można wykorzystać do ulepszania produktów oraz kształtowania i rozwoju rynku produktów „zielonych” i nie w każdym miejscu aplikacji drewna. W relatywnie wysokim stopniu wiedza taka jest już w wypadku budownictwa. Z badań wynika (Reducing 2019; Komunikat 2021), że za całkowite negatywne oddziaływanie na środowisko przez cały cykl życia budynków odpowiedzialny jest zasadniczo etap ich użytkowania (w 98% dla budynków drewnianych oraz 93% dla budynków murowanych). Największa przewaga drewna występuje w etapie produkcji materiałów budowlanych, co wynika z korzystnego śladu węglowego drewna. W tej fazie powstaje tylko około 2-4% negatywnych skutków w środowisku w przypadku domów drewnianych i 6% dla domów murowanych. Korzystniejszy wpływ zastosowania drewna i materiałów drzewnych w budownictwie na środowisko jest też w dużym stopniu efektem możliwości odzysku energii elektrycznej i cieplnej z utylizacji zużytych materiałów. Jak już jednak zauważono, na wyniki oceny środowiskowej materiałów zastosowa-

nych w budownictwie w całym ich cyklu życia istotny wpływ ma zużycie energii w wieloletnim okresie użytkowania – zarówno jej rodzaj, jak i ilość. W Polsce jest to przede wszystkim skutek zużywania energii pochodzącej z paliw kopalnych, co wysoce obciąża środowisko.

Na bilans korzyści środowiskowych w cyklu życia wyrobów drzewnych bardzo duży wpływ ma **sposób ich końcowego zagospodarowania**. Preferowane powinno być zagospodarowanie materiałowe, czemu sprzyja koncepcja kaskady zużycia. Przeznaczenie pozostałości poprodukcyjnych czy drewna poużytkowego na cele energetyczne powinno być kierunkiem ostatniego wyboru, przy czym nawet pozostałości po spaleniu drewna (z odzyskiem energii) mogą być jeszcze wykorzystane np. do budowy dróg leśnych lub jako składnik nawozów.

STANDARDY ŚRODOWISKOWE W ZARZĄDZANIU LASAMI I CERTYFIKACJA ŁAŃCUCHA DOSTAW SUROWCA

Istotny wpływ na zapobieganie deforestacji, a także w zakresie wdrożenia modelu wielofunkcyjnego gospodarowania lasami ma certyfikacja gospodarki leśnej. Specyficzną dla sektora leśno-drzewnego formą wprowadzania standardów środowiskowych w całym łańcuchu „las-drewno-rynek” jest certyfikacja gospodarki leśnej i produktów drzewnych. Lasy w Polsce spełniają te standardy w stopniu przeciętnie wyższym niż w innych krajach Europy i świata, a polski przemysł drzewny jako jeden z pierwszych w Europie wprowadził standardy kontroli pochodzenia produktu. Zrównoważoną gospodarkę leśną potwierdzają w Polsce dwa systemy certyfikacji leśnictwa: FSC (*Forest Stewardship Council*) i PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification Scheme*). W ramach FSC, certyfikatem FM (*Forest Management Certification*) objętych jest blisko 7 mln ha lasów (2020 rok), tj. ponad 75% ich powierzchni w kraju (prawie 7% lasów certyfikowanych w tym systemie w Europie i 3,5% na świecie). Z kolei w systemie PEFC certyfikatem FM objętych jest 7,2 mln ha lasów, tj. 77% ich powierzchni w Polsce (około 6% certyfikowanych w tym systemie lasów europejskich i ponad 2% na świecie). Polskie firmy objęte są także certyfikacją łańcucha dostaw surowca, również w tych dwóch systemach: FSC i PEFC. W 2020 r. posiadały 2814 ważnych certyfikatów produktów w systemie FSC CoC (*Chain of Custody*). Jednocześnie w Polsce było w tym czasie 307 ważnych certyfikatów produktów drzewnych w systemie PEFC CoC (Ratajczak i Bidzińska 2021). W obu systemach większość certyfikatów CoC posiadają firmy o charakterze produkcyjnym. Są to przede wszystkim producenci materiałów tertych (o różnym stopniu przetworzenia), palet, materiałów podłogowych, płyt drewnopochodnych, mas włóknistych, papieru i tektury oraz przetworów papierniczych, a także mebli.

Udokumentowane pochodzenie drewna z „dobrze zarządzanych lasów” jest dla przedsiębiorstw przerabiających ten surowiec ważnym instrumentem wytyczania i realizacji własnych strategii rozwojowych. Produkcja materiałów i wyrobów drzewnych z surowca pochodzącego z certyfikowanych lasów ma istotne znaczenie zwłaszcza dla firm eksportujących wyroby na rynki zagraniczne, coraz częściej wymagające potwierdzenia tego faktu odpowiednim certyfikatem. W kontaktach gospodarczych firma z certyfikatem jest postrzegana, jako partner o niższym potencjale ryzyka. Certyfikat jest wartością dodaną, uszlachetnieniem wyrobu.

PRZYSZŁOŚĆ SEKTORA LEŚNO-DRZEWNEGO W KONTEKŚCIE WYMAGAŃ EKOLOGII

Konieczność równoważenia racji środowiskowych, ekonomicznych i społecznych jest coraz silniej eksponowana, jako główna zasada rozwoju europejskiej gospodarki. W procesie transformacji mają być wykorzystane możliwości, jakie stwarza ochrona środowiska i przeciwdziałanie zmianom klimatu. W ambitnej strategii Europejski Zielony Ład postuluje się przyspieszenie zielonej transformacji tak, aby Europa stała się do 2050 r. pierwszym kontynentem neutralnym dla klimatu, a do 2030 r. nastąpiła redukcja emisji do 55% (Komunikat 2021). W dokumencie tym przewiduje się zestaw działań i inwestycji w zakresie klimatu, energii, ograniczania emisji, różnorodności biologicznej, rozwoju gospodarki o obiegu zamkniętym, eliminacji zanieczyszczeń, fali renowacji i w wielu innych dziedzinach. Wydaje się jednak, że realizacja tych zamierzeń w założonym horyzoncie czasowym jest mało realna zarówno ze względu na wysokie koszty, jak i relatywnie krótki czas. Nie wzięto też pod uwagę specyfiki gospodarek poszczególnych państw w punkcie startowym (jak np. sytuacji polskiej gospodarki opartej w dużej mierze na paliwach kopalnych), w których zielona transformacja wymaga znacznych nakładów finansowych i to w relatywnie długim okresie. Pomimo tych wątpliwości, należy się jednak liczyć z tym, że rosnąca presja na ochronę środowiska i związane z tym wyzwania już obecnie determinują, a w przyszłości w coraz większym stopniu będą wyznaczać tempo i kierunki rozwoju wszystkich sektorów gospodarki, w tym sektora drzewnego. Warto też pamiętać, że dostosowanie się do wspólnotowych i krajowych regulacji stwarza, oprócz trudności, również szanse rozwoju dzięki potencjalnej ekspansji na rynkach zagranicznych zarówno pojedynczych przedsiębiorstw, jak i całych branż drzewnych. Wdrożenie regulacji z zakresu unijnej polityki środowiskowej do praktyki jest dużym wyzwaniem, jednak skuteczne egzekwowanie obowiązujących przepisów nie musi więc być barierą rozwoju leśnictwa i drzewnictwa. Warto też sobie uświadomić, że wytwarzanie wyrobów drzewnych z poszanowaniem i należyłą troską o jakość środowiska naturalnego

i jego zasoby nie tylko podnosi konkurencyjność ich producentów i całego sektora leśno-drzewnego, ale podnosi jakość życia nas wszystkich.

PODSUMOWANIE

Sektor leśno-drzewny odgrywa ważną rolę w zapobieganiu zmianom klimatu, jednak o ile znaczenie lasów w tym procesie jest dobrze znane, to niewystarczająca jest wiedza o roli w nim drzewnictwa i wyrobów drzewnych. Niezbędne jest uświadamianie i upowszechnianie wiedzy (poprzez szerokie działania promocyjne dedykowane różnym grupom adresatów) o silnej przewadze rynkowej branż drzewnych nad konkurencyjnymi branżami niedrzewnymi w sferze ekologiczności procesów wytwórczych i wyrobów. Dotyczy to zwłaszcza unikalnego znaczenia sektora drzewnego w redukowaniu emisji dwutlenku węgla, jako efektu długoletniego wiązania węgla w produktach finalnych, a także jako dostawcy „nisko-emisyjnej” energii. Dopiero wówczas możliwe będzie uzyskanie pozytywnego wizerunku lasów i pozyskiwania drewna (pod warunkiem obowiązkowej zasady zrównoważonej gospodarki leśnej).

Wyroby drzewne są pod względem wartości środowiskowych i ekologiczności procesów produkcyjnych wysoce konkurencyjne w stosunku do wyrobów mogących być ich substytutami (wyroby z tworzyw sztucznych, szkła, cementu czy metalu). Przewagi środowiskowe wyrobów drzewnych wynikają z bazowania na naturalnym surowcu, z odnawialności jego zasobów, zdrowotności i bezpieczeństwa zarówno przerobu drewna jak i fazy użytkowania wyrobów, a także możliwości ich wielokrotnego recyklingu i bezpiecznej utylizacji. Pożądany jest dalszy rozwój sektora leśno-drzewnego w kontekście ochrony środowiska i zaspokajania społecznego zapotrzebowania na wyroby drzewne, przy czym niezbędne jest rozwijanie i wdrażanie nowych technologii i produktów podnoszących jakość życia z zachowaniem zasady zrównoważonego, zielonego rozwoju (wyroby o wysokiej wartości dodanej, modyfikacja drewna, nowe kompozyty, technologie energo- i materiałooszczędne, bezodpadowe, technologie inteligentne); jednocześnie ważna jest i będzie adaptacja technologii do możliwości i cech krajowej bazy surowcowej.

Ważnymi stymulatorami rozwoju sektora leśno-drzewnego w Polsce są i będą koncepcje zielonej gospodarki i gospodarki obiegu zamkniętego. Sprzyja temu wielofunkcyjność gospodarki leśnej oraz ekologiczny charakter większości procesów technologicznych i produktów z dużymi możliwościami recyklingu. Dla przyspieszenia tego procesu potrzebne są działania w sferze regulacyjnej oraz sferze badań intensyfikujące kaskadowe zużycie drewna i niską emisyjność (skuteczne instrumenty ekonomiczno-finansowe i prawne wspierające kosztochłonne ekoinnowacje w leśnictwie i drzewnictwie, mechanizmy usprawniające transfer

wiedzy i technologii, wdrażanie ekoprojektowania oraz upowszechnianie certyfikacji wyrobów i ekoznakowania).

Stosowanie zasad zielonej gospodarki w odniesieniu do zasobów leśnych oznacza równoważenie wymagań ekologii, racji ekonomicznych i społecznych wzdłuż całego „łańcucha drzewnego”. Pożądane jest podejście multidyscyplinarne i holistyczne, tj. traktowanie łańcucha przerobu drewna całościowo i to zarówno w sferze praktyki gospodarczej, jak i naukowej, posiadanie rzetelnej, stale aktualizowanej wiedzy o zasobach leśnych i ich zużyciu (bilanse drewna) oraz wiedzy o środowiskowym znaczeniu sektora drzewnego i jego wyrobów.

Summary

Ewa Ratajczak

Lukasiewicz Research Network – Wood Technology Institute, Poznań
ewa.ratajczak@pit.lukasiewicz.gov.pl

Pro-environmental role of wood sector and its products

The forestry and wood sector is, by its nature, strongly related to the natural environment and ecology. The unique properties of wood make both the raw material and its products friendly for the environment and human health, showing a natural competitive advantage over their non-wood alternatives. Unfortunately, however, such an attractive market asset as the ecological character of wood products has not been fully exploited so far, and there is even too little awareness of the fact among both manufacturers and consumers, although this situation is improving.

The need to integrate environment protection into economic development has contributed to the emergence of numerous new concepts such as sustainable development, eco-development, green economy, clean economy or closed/circular/waste-free economy. The gradual but irrevocable transition to a sustainable economic system by establishing a closed loop economy is an indispensable part of the new industrial strategy. The foundations of such economy include the concept of cascading that focuses on raw materials of natural origin, most often renewable raw materials of biological origin. The importance of this concept in relation to wood is therefore high. Cascading wood consumption means multiple use of raw material through the consumption of manufacturing residues and recycling of regained resources (collected after consumption). It may be assumed that in Poland in the wood sector industries the principle of cascade wood consumption and recirculation is implemented to a relatively high degree. Manufacturing residues generated in the wood sector are most often “returned” to a technological process and, if they are not technologically applicable, they are incinerated with energy recovery.

The main environmental advantage of wood products stems from the role that forests and wood play in the global carbon cycle. It is important and advantageous that carbon absorbed in a tree growth process is accumulated throughout the life cycle of wood products until they are burnt or decomposed. This is a unique property of wood compared to any other substitute. Life cycle length is a key parameter for the benefits of carbon storage. Extending product life cycle prevents forest overexploitation and extends the period of carbon storage in wood.

It is highly advantageous that the production of wood materials and products is characterised by relatively low energy consumption and to some extent low greenhouse gas emissions compared to their non-wood substitutes, in particular aluminium and steel. However, despite the apparent environmental advantages, there has been a noticeable decline in the market share of some wood products, among others, due to aggressive competition from substitute manufacturers, including their frequent use of a positive image of green products, which is not always justified. Wood has been largely eliminated from the production of railway sleepers, most packaging, windows and office furniture, yet replacing wood by less environmentally friendly substitutes leads to overloading of the environment and deterioration of society living conditions and public health.

Given the great importance of wood-based industries in the Polish economy, it is important to take into account in analyses and accounts - the unique role of wood products in the carbon bonding process in the entire "wood chain". Acquiring knowledge about the environment supporting values of wood and wood products and increasing public awareness in this regard is necessary to continuously build advantages of green wood products, develop their markets, and create a positive image of wood and wood products in the context of establishing a green closed loop economy, as well as increasing innovation and competitiveness of the forestry and wood sector.

LITERATURA

- Andersen M.M. 2010. On the Faces and Phases of Eco-innovation – On the Dynamics of the Greening of the Economy. [W:] *Opening Up Innovation: Strategy, Organization and Technology*, Imperial College London Business School, Mat. Konf. 16–18.06.2010.
- Augustyniak D. i in. 2017. Akumulacja węgla w materiałach drzewnych w Polsce, Instytut Technologii Drewna, Poznań.
- Bergman R. i in. 2017. The Carbon Impacts of Wood Products. *Forest Products Journal*, 64.
- CEPI 2020. Climate effects of the forest-based sector in the European Union. <https://www.cepi.org/cepi-study-climate-effects-of-the-forest-based-sector-in-the-european-union/>.
- Crenna E., Sozzo S., Sala S. 2018. Natural biotic resources in LCA: Towards an impact assessment model for sustainable supply chain management. *Journal of Cleaner Production*, 172: 3669-3684. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.208>.
- Czas 2017. Czas rozkładu tworzyw sztucznych – wybraliśmy te najczęściej używane. Noweko, <https://noweko.pl/czas-rozkladu-tworzyw-sztucznych-wybralismy-te-najczesciej-uzywane>.
- Czop M. 2016. Zintegrowany system zagospodarowania tworzyw sztucznych ze strumienia odpadów komunalnych. Napędy i sterowanie, 4.
- Energy 2008. Yearly statistics 2008. Statistical Book. 2010, Publications Office of the European Union, Eurostat, Luksemburg.

- Hoff K. i in. 1997. Sources of competitiveness for secondary wood products firms: a review of literature and research issues. *Forest Products Journal*, 2. Klein D. i in. 2015. 20 years of life cycle assessment (LCA) in the forestry sector: state of the art and a methodological proposal for the LCA of forest production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20.
- Komunikat 2021. Komunikat w sprawie misji europejskich. Komisja Europejska. COM(2021) 609 final, Bruksela.
- Leskinen P. i in. 2018. Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. *From Science to Policy 7*, European Forest Institute 2018.
- Leszczyszyn E. i in. 2018. Drzewne wyroby finalne rezerwuarem węgla w warunkach gospodarki niskoemisyjnej, maszyn. Instytut Technologii Drewna, Poznań.
- Lewandowska A. i in. 2012. Środowiskowa analiza cyklu życia modelowych budynków drewnianych i murowanych jako przykład zastosowania techniki LCA. Wydawnictwo Instytutu Technologii Drewna, Poznań.
- Mair C., Stern T. 2017. Cascading Utilization of Wood: a Matter of Circular Economy? *Forest Policy, Economics and Social Research. Current Forestry Reports*, 3.
- May N., Guenther E., Haller P. 2017. Environmental indicators for the evaluation of wood products in consideration of site-dependent aspects: A Review and Integrated Approach. *MDPI. Sustainability*, 9(10). <https://doi.org/10.3390/su9101897>.
- Ochrona środowiska 2020. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Opinia 2015. Opinia Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego w sprawie wkładu przemysłu drzewnego w bilans węgla, 2015/C230/06 z dnia 14.07.2015.
- Petersen A.K., Solberg B. 2005. Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. *Forest Policy and Economics*, 7(3).
- Produkcja 2020. Produkcja wyrobów przemysłowych w 2019 roku. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Ratajczak E. 2013. Sektor leśno-drzewny w zielonej gospodarce, Wydawnictwo Instytutu Technologii Drewna, Poznań.
- Ratajczak E. 2015. Potrzeby badawcze nowoczesnego sektora drzewnego w kontekście rozwoju zielonej gospodarki. [W:] *Teraźniejszość i przyszłość badań leśnych*. Narodowy Program Leśny, Panel NAUKA. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Ratajczak E. 2016. Rola sektora leśno-drzewnego w zmieniających się warunkach klimatycznych, Konferencja naukowo-techniczna. Stowarzyszenie Inżynierów i Techników Leśnictwa i Drzewnictwa, Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych. Jedlnia.
- Ratajczak E. 2019. Stan i perspektywy rozwoju sektora leśno-drzewnego. [W:] *Wielofunkcyjna gospodarka leśna wobec oczekiwań przemysłu drzewnego i ochrony przyrody*, Polskie Towarzystwo Leśne, Darłówko.

- Ratajczak E., Bidzińska G. 2021. Środowiskowe przewagi wyrobów drzewnych. Raport tematyczny, Sieć Badawcza Łukasiewicz – Instytut Technologii Drewna, Poznań.
- Reducing 2019. Reducing Home Energy Consumption. Dovetail Partners, 9.
- Rocznik Statystyczny Przemysłu 2020. 2021. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Sathre R., O'Connor J. 2010. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy*, 13(2): 104–114.
- Sprawozdanie 2018. Sprawozdanie Komisji dla Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie wpływu stosowania oksydegradowalnych tworzyw sztucznych, w tym oksydegradowalnych plastikowych toreb na zakupy, na środowisko naturalne, Komisja Europejska, Bruksela, 16.1.2018 r. COM(2018) 35 final.
- Strykowski W. 2013. Wartości substytucyjne drewna. [W]: Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: zagrożenia i szanse. Narodowy Program Leśny, Panel KLIMAT. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Strykowski W. i in. 2006. Środowiskowa ocena cyklu życia (LCA) wyrobów drzewnych. Instytut Technologii Drewna, Poznań.
- Trwałość 2018. Trwałość konstrukcji drewnianych. <https://www.orbikon.pl/wp-content/uploads/2018/01/W12a.pdf>.
- Vis M., Mantau U., Allen B. (red.) 2016. Study on the optimised cascading use of wood. 394/PP/ENT/RCH/14/7689, Final report, Brussels.

Jan Holeksa

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań
janhol@amu.edu.pl

Czynna i bierna ochrona przyrody a zmiany klimatu

WSTĘP

W ciągu ostatnich pięćdziesięciu lat wskazywano na różne źródła zagrożeń dla ziemskiej przyrody. Takim zagrożeniem była dziura ozonowa; były i nadal są nim zanieczyszczenia powietrza, wody i gleby powodowane przez emisję pyłów i gazów, zwłaszcza związków siarki i azotu spadające na powierzchnię ziemi, jako kwaśne deszcze. Znaczącym i narastającym zagrożeniem jest ogromna ilość odpadów, zwłaszcza tworzyw sztucznych, które gromadzą się już nie tylko na lądach, ale także w oceanach. Jednak żadne z wymienionych zjawisk nie koncentrowało na sobie tak dużej uwagi, jak ocieplanie się klimatu. Wysuwało się ono stopniowo na czoło dostrzeganych zagrożeń dla przyrodniczego bogactwa Ziemi. Jeszcze na przełomie lat 60. i 70. nie przypuszczano, aby człowiek mógł przyczynić się do takiego wzrostu stężenia gazów cieplarnianych, który pociągnąłby za sobą zmiany klimatu w skali globalnej (Singer 1970). W połowie lat 70. taką możliwość już dopuszczano (Baes i in. 1977).

Od kilkudziesięciu lat ocieplanie i jego skutki dla środowiska przyrodniczego są jednym z najważniejszych przedmiotów badań podejmowanych nie tylko w ramach klimatologii, ale także biologii, a zwłaszcza ekologii. Wiele obaw budzą konsekwencje tych zmian dla różnorodności biologicznej, we wszystkich strefach klimatycznych, zarówno na lądach, jak i w morzach i oceanach. Uznaje się, że wzrost temperatury i inne towarzyszące mu zjawiska są drugim pod względem ważności, po zaniku siedlisk, czynnikiem powodującym obniżanie różnorodności biologicznej (Heller i Zavaleta 2009). Coraz powszechniejsze staje się przekonanie, że od odpowiedniej reakcji na zachodzące zmiany zależy sukces w ochronie środowiska przyrodniczego Ziemi, a zwłaszcza w przeciwdziałaniu masowemu wymieraniu gatunków. Pojawia się coraz więcej głosów, że konieczne są daleko idące zmiany w realizowanych dotąd strategiach ochrony przyrody, które w dotychczasowym kształcie są dostosowane do stabilnych warunków przyrodniczych, a nie do ich

szybkich przemian, z jakimi mamy obecnie do czynienia (Hannah i in. 2007; Heller i Zavaleta 2009; Maddsley i in. 2009).

Jednym z najważniejszych problemów ochrony przyrody obecnej doby jest zatem uwzględnienie zmian zachodzących w środowisku przyrodniczym. Przejście od statycznego do dynamicznego traktowania przyrody, w programach jej ochrony, już się w pewnym stopniu dokonało kilkadziesiąt lat temu. Było ono związane z odejściem od koncepcji klimaksu, jednej z teorii ekologicznych, która przez ponad pięćdziesiąt lat, do końca lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku, była najważniejszą teorią wyjaśniającą funkcjonowanie ekosystemów (Odum 1977). Została ona zastąpiona koncepcją zaburzeń ekologicznych, w ramach której zwrócono uwagę, że w każdym miejscu ekosystemu dochodzi do cyklicznych przemian. Wszystkie stany ekosystemu są przy tym tak samo ważne, z ekologicznego punktu widzenia, i wszystkie mają znaczenie w ochronie przyrody. Co więcej, zauważono wtedy, że ochronie podlegać powinny nie tylko wybrane gatunki czy wybrane struktury, ale także procesy rządzące przemianami ekosystemów. Dostrzeżono też, że czymś ważnym jest wielkość chronionych obszarów, w ramach których te procesy mogą przebiegać w sposób niepoddany ingerencji ze strony człowieka (Pickett i Thompson 1978; Pickett i in. 1992; Wu i Loucks 1995).

Obecnie stoimy przed następnym krokiem w uwzględnianiu czasowej i przestrzennej zmienności przyrody w programach jej ochrony. Powinny one brać pod uwagę reakcję poszczególnych gatunków i całych ekosystemów na wzrost temperatury i towarzyszące temu zmiany innych warunków środowiska przyrodniczego. Zmienia się bowiem i zmieniać się będzie ilość opadów i ich czasowa zmienność, a także proporcje opadów śniegu i deszczu; zmienia się i zmieniać się będzie czas trwania pór roku, a zwłaszcza długość sezonu wegetacyjnego; zwiększać się też będzie utrata wody na skutek ewapotranspiracji. Wszystkie wymienione zmiany, i wiele innych niewymienionych, inicjują już zjawiska, często gwałtowne, zachodzące w skali przestrzennej znacznie większej od tej, która była respektowana w dotychczasowych programach ochrony przyrody. Oznacza to, że przed wszystkimi środowiskami zainteresowanymi ochroną przyrody stoją wyzwania, z którymi dotychczas nie miały do czynienia. Pominięcie tych wyzwań i trwanie w dotychczasowych sposobach postępowania może prowadzić, w następnych dziesięcioleciach, do wielu porażek i dalszego zmniejszania się biologicznego bogactwa Ziemi.

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie i rozważenie różnych propozycji, które w ostatnich latach pojawiły się w naukowej literaturze, jako odpowiedzi na nowe wyzwania w ochronie przyrody, przy czym najwięcej uwagi poświęcono obszarom leśnym Europy. Jedne propozycje zwracają przede wszystkim uwagę na potrzebę biernej ochrony procesów, inne natomiast wskazują na zasadność stosowania aktywnej ochrony, sprzyjającej wybranym gatunkom albo korygującej przebieg

naturalnych zjawisk. Sporo propozycji argumentuje za łączeniem biernej i czynnej ochrony w spójny system. Niektóre skupiają się na konieczności dalszego rozgraniczenia obszarów poddanych ochronie od terenów przeznaczonych na aktywność gospodarczą. Są i takie, które w system ochrony przyrody proponują włączyć także jej użytkowanie, a dotyczy to zwłaszcza ochrony i użytkowania ekosystemów leśnych. Wiele z tych propozycji jest szeroko akceptowanych. Są jednak i takie, które wywołują spore kontrowersje ze względu na głębokość proponowanych zmian oraz pomijanie aspektów życia społecznego innych, niż ochrona przyrody.

PEWNOŚCI I NIEPEWNOŚCI W PRZEWIDYWANIU PRZYRODNICZYCH SKUTKÓW ZMIAN KLIMATU

Jakiegokolwiek programy ochrony przyrody w warunkach zmieniającego się klimatu muszą bazować na wiedzy obejmującej dwa podstawowe aspekty tych zmian. Po pierwsze, trzeba dysponować wiarygodnymi pomiarami zmian warunków klimatycznych, które już zaszły, i w miarę wiarygodnymi przewidywaniami przyszłych zmian. Po drugie, należy uwzględnić dotychczasowe i przewidywane przyrodnicze skutki zmian klimatu. W ostatnich latach wykonano ogromny naukowy wysiłek, aby te wszystkie zjawiska jak najlepiej rozpoznać i na tej podstawie przewidywać ich dalszy przebieg. Mimo to pozostaje wiele niewiadomych.

Istnieje sporo doniesień ukazujących, że w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat zmianie uległa temperatura oraz wielkości opadów i ich rozłożenie w ciągu roku. Szczególną uwagę zwraca zwiększanie się częstotliwości występowania ekstremalnych zdarzeń w postaci nawałnych opadów, długotrwałych susz, gwałtownych wichur i rozległych pożarów (Schaich i Milad 2013; Seidl i in. 2014, Gregow i in. 2017).

Przewidywania dotyczące Europy ukazują dwa obszary znaczniejszych zmian temperatury: w Europie Północnej i w obszarze śródziemnomorskim. Przy uwzględnieniu scenariusza zakładającego utrzymanie obecnego tempa wzrostu emisji gazów cieplarnianych (RCP 8.5) do roku 2100, na północy Skandynawii, przewidywany jest wzrost ilości opadów o około 150 mm w ciągu roku, skrócenie o 9 dni okresu suszy, wydłużenie okresu bez ujemnych temperatur o 80 dni i wzrost średniej rocznej temperatury o prawie 6 stopni. Z kolei w obszarze śródziemnomorskim przewidywane jest przede wszystkim zmniejszenie ilości rocznych opadów o około 150 mm, wydłużenie się okresu suszy o około 30 dni i wzrost średniej rocznej temperatury o prawie 5 stopni (Hlásny i in. 2021). W strefie umiarkowanej, w tym w Europie Środkowej, przewidywane są stosunkowo mniejsze zmiany warunków klimatycznych w porównaniu z obszarem śródziemnomorskim i borealnym. Według tego samego scenariusza wzrostu emisji gazów cieplarnianych przewidywane jest zwiększenie ilości opadów w ciągu roku o około 100 mm, wzrost średniej tempera-

tury o nieco ponad 4 stopnie i wydłużenie okresu bez ujemnych temperatur o około 60 dni (Hlásny i in. 2021). Zastosowanie innych scenariuszy skutkuje odpowiednio mniejszymi zmianami wartości cech klimatu.

Mimo wielkiej liczby przeprowadzonych badań pozostaje niepewność zakresu przyszłych zmian temperatury, opadów i innych parametrów klimatu. Powodem tej niepewności jest nie tylko niemożność precyzyjnego modelowania zjawisk fizycznych, ale także wynika ona z niewiadomej, jaką jest przyszły poziom emisji gazów cieplarnianych. Wyrazem tego jest chociażby prezentowanie kilku scenariuszy w przewidywaniach zawartych w opracowaniach IPCC (2021). W związku z tym każde przewidywanie przyszłych warunków musi odwoływać się do tych scenariuszy. Kolejną przyczyną niepewności w scenariuszach przyszłych zmian jest ich mała rozdzielczość przestrzenna. Przewidywania dotyczą rozległych regionów i nie pozwalają na ukazanie przyszłego zróżnicowania warunków w skali lokalnej związanej chociażby z ukształtowaniem terenu.

Oprócz braku pewności co do przyszłych zmian warunków klimatycznych dochodzą jeszcze wątpliwości w przewidywaniu reakcji gatunków, ekosystemów i krajobrazów przyrodniczych na te zmienione warunki (Scheffers i in. 2016). Najczęściej zakłada się, że w cieplejszym świecie gatunki będą miały takie same wymagania względem warunków środowiska, jakie mają obecnie (Hagerman i in. 2010; Sonntag i Fourcade 2022). Wychodząc z takiego założenia dokonuje się projekcji ich przyszłych zasięgów (Hanewinkel i in. 2013; Dyderski i in. 2018; Chakraborty i in. 2021). Tymczasem nie można wykluczyć, że w zmienionych warunkach związki gatunków z czynnikami klimatycznymi mogą być odmienne niż obserwowane dzisiaj (Chakraborty i in. 2021). Co więcej, w innych warunkach klimatycznych zmianie mogą też ulec oddziaływania międzygatunkowe. Trudna do przewidzenia jest dynamika kolonizacji nowych obszarów, a także tempo zmian ewolucyjnych w odpowiedzi na zmieniające się warunki (Pearson i Dawson 2003; Hagerman i in. 2010). Niełatwo też cokolwiek powiedzieć na temat losu gatunków rzadkich i zagrożonych, występujących na nielicznych stanowiskach. Z tego względu nawet ustalenie ich związku z obecnymi warunkami środowiskowymi jest bardzo utrudnione, a co dopiero wnioskowanie o ich reakcjach na zmiany klimatu.

Mimo tych wszystkich niepewności nie można rezygnować z wprowadzania już dzisiaj odpowiednich korekt w systemie ochrony przyrody, aby być możliwie najlepiej przygotowanym na nadchodzące zmiany środowiska. Tym bardziej, że zmiany już są obserwowane i już trzeba na nie reagować.

ZACHODZĄCE I PRZEWIDYWANE PRZYRODNICZE SKUTKI ZMIAN KLIMATU

Lista spodziewanych efektów ocieplania się klimatu w środowiskach lądowych jest bardzo długa. Najczęściej wymieniane są: (1) wzrost częstości występowania,

intensywności, gwałtowności i zasięgu przestrzennego zaburzeń ekologicznych, (2) pogorszenie kondycji drzew i wzrost zagrożenia gradacjami owadów, (3) przesuwanie się zasięgów geograficznych i wysokościowych większości gatunków i pojawianie się nowych stref hybrydyzacji międzygatunkowej, (4) zmiany w tempie procesów metabolicznych i tempie rozwoju osobniczego, cechach historii życiowych poszczególnych gatunków, terminów kolejnych pojawów fenologicznych i terminów migracji, (5) rozerwanie związków międzygatunkowych powstałych na drodze koewolucji, (6) modyfikacje w zakresie procesów demograficznych w populacjach na skutek zmian w ich wielkości, strukturze płciowej, płodności i śmiertelności, (7) modyfikacja procesów ewolucyjnych w kierunku dostosowania do nowych warunków, (8) redukcja wielkości populacji zwłaszcza gatunków występujących w strefie borealnej i na obszarach wysokogórskich, (9) zwiększenie zagrożenia dla gatunków o ograniczonym zasięgu geograficznym, (10) rozprzestrzenianie się gatunków o strategii życiowej typu ruderalnego, (11) pojawianie i rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych (Hannah i in. 2002; Mawdsley i in. 2009; Grimm i in. 2013; Schaich i Milad 2013; de Koning i in. 2014b; Gómez i in. 2015; Molinos i in. 2015; Thomann i in. 2015; Frelich 2016; Scheffers i in. 2016).

ZAOBSERWOWANE BIOLOGICZNE SKUTKI OCIEPLANIA SIĘ KLIMATU

Zanotowano już sporą liczbę reakcji świata organicznego na ocieplanie się klimatu. Największa liczba publikacji ukazuje przesuwanie się zasięgów gatunków ku wyższym szerokościom geograficznym i większym wysokościami nad poziomem morza. Kilka zamieszczonych poniżej przykładów z ogromnej liczby badań przeprowadzonych w ostatnich dwudziestu latach dotyczy różnych obszarów geograficznych na kuli ziemskiej. Na terenie Francji nastąpiło przesunięcie rozmieszczenia sporej liczby gatunków ryb w górę rzek i strumieni. Przeciętnie centrum zasięgu tych gatunków przesuwało się w tempie około 14 metrów na dekadę (Comte i Grenouillet 2013). Na obszarze tropikalnych gór na Borneo zasięgi ponad 100 gatunków motyli przesunęły się w ciągu 42 lat przeciętnie o 67 metrów w górę stoków (Chen i in. 2009). Bazując na danych pochodzących z Europy, Ameryki Północnej, Ameryki Południowej i Półwyspu Malajskiego w Azji, przeprowadzono metaanalizę obejmującą gatunki roślin i zwierząt, która wykazała, że ich zasięgi podnosiły się ku większym wysokościami w tempie 11 metrów na dekadę i ku wyższym szerokościom geograficznym w tempie 17 kilometrów na dekadę (Chen i in. 2011). Wolf i in. (2016) stwierdzili, że zasięgi pionowe 15% gatunków roślin występujących w Kalifornii przesunęły się w górę w ostatnich dziesięcioleciach, przy czym bardziej przesunęły się zasięgi gatunków introdukowanych niż rodzimych. Przesuwanie się zasięgów roślin, ku większym wysokościami, stwierdzono także wśród typowo

leśnych gatunków na terenie Alp, gdzie w ciągu stu lat optimum występowania 171 gatunków zwiększało się przeciętnie o 29 metrów na dziesięciolecie (Lenoir i in. 2008). Z kolei Burrows i in. (2011), korzystając z bardzo dużej, globalnej bazy danych, obliczyli, że tempo przemieszczania się gatunków na łąkach w kierunku wyższych szerokości geograficznych od roku 1960 do końca pierwszej dekady XXI wieku wynosiło około 6 kilometrów na dziesięciolecie.

Reakcja gatunków na ocieplanie się klimatu nie dotyczy tylko przesuwania ich zasięgów wysokościowych lub geograficznych. W Karkonoszach zauważono, że od lat 80. ub. wieku zmniejszyły się wielkości populacji ptaków, przy czym zmiany były większe u gatunków wysokogórskich (Flousek i in. 2015). Thomann i in. (2015) wykazali, że w populacji chabry bławatki (*Centaurea cyanus*) nastąpiła selekcja w kierunku wcześniejszego rozpoczęcia kwitnienia, co było nie tylko związane z reakcją na wzrost temperatury, ale także na wcześniejszy pojaw zapylaczy. Na zachodzie Stanów Zjednoczonych i Kanady zanotowano w ostatnich dziesięcioleciach wzmożenie gradacyjnej aktywności korników atakujących gatunki drzew iglastych (Raffa i in. 2008). Podobne zjawisko zaobserwowano w Europie, gdzie zwiększyła się częstość występowania gradacji kornika drukarza (*Ips typographus*) żerującego na świerku (*Picea abies*) (Sommerfeld i in. 2021). Do tej samej kategorii zjawisk należy zapewne zaliczyć ostatnie gradacje kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej (Grodzki 2016).

Trzeba jednak pamiętać, że zmiany zasięgów gatunkowych prezentowane w publikacjach, których liczba zwiększa się lawinowo po 2000 roku, są nie tylko skutkiem ocieplania się klimatu w ciągu ostatnich 40–50 lat, ale przynajmniej te notowane na półkuli północnej są również efektem wzrostu temperatury, który był obserwowany już dużo wcześniej, bo od przełomu XIX i XX wieku, czyli od końca małej epoki lodowej.

Poświęćmy nieco więcej uwagi lasom, środowiskom bagiennym i wysokogórskim, bo w związku z ocieplaniem się klimatu należą one do najbardziej zagrożonych naturalnych siedlisk w Europie.

PROGNOZOWANE ZMIANY LASÓW NA SKUTEK OCIEPLANIA SIĘ KLIMATU

Sporo wysiłku badawczego skierowano już na prognozowanie zmian w rozmieszczeniu gatunków drzew. Przynajmniej trzy szerokie opracowania dotyczą przewidywanych zmian zasięgu drzew na kontynencie europejskim (Hanewinkel i in. 2013; Dyderski i in. 2018; Chakraborty i in. 2021). Zmiany zasięgu drzew są niewątpliwie jednym z najważniejszych czynników decydujących o przyszłości szaty leśnej, bo skład gatunkowy drzewostanu ma zasadnicze znaczenie dla formowania

ekosystemu leśnego i jego przemian, a zwłaszcza reżimu zaburzeń. Także bogactwo gatunkowe leśnych biocenoz jest mocno uzależnione od składu gatunkowego i struktury drzewostanów. Przewiduje się, że nawet umiarkowane zmiany klimatu mogą znacznie zmodyfikować zasięgi drzew (Chakraborty i in. 2021).

W Europie największe zmiany rozmieszczenia spodziewane są dla gatunków iglastych, które są najważniejsze z punktu widzenia gospodarki leśnej i produkcji drewna (Dyderski i in. 2018). Zarówno świerk (*P. abies*), jak i sosna (*Pinus sylvestris*) zmniejszą swoje zasięgi geograficzne. Podobnie skurczy się zasięg gatunku pionierskiego, jakim jest brzoza brodawkowata (*Betula pendula*). Redukcja zasięgów tych gatunków związana jest z ich obecnym rozmieszczeniem, które w znacznej części obejmuje wysokie szerokości geograficzne. Stąd ich przesuwanie się ku północy jest ograniczone i nie zrekompensuje strat poniesionych na południowych krańcach. Przewiduje się, że świerk wycofa się całkowicie z Europy Środkowej z wyjątkiem obszarów górskich i straci niemal połowę swego zasięgu. Obszar zajmowany przez sosnę skurczy się jeszcze bardziej, bo aż o 60% (Hanewinkel i in. 2013; Milad i in. 2013; Dyderski i in. 2018).

Według przewidywań spora grupa gatunków europejskich rozszerzy swoje zasięgi i skorzystają one w ten sposób na zmianie warunków klimatycznych. Do grupy tej należą oba dęby (*Quercus robur* i *Q. petraea*), buk (*Fagus sylvatica*), jesion (*Fraxinus excelsior*) i jodła (*Abies alba*). Dla drzewostanów dębowych przewidywane jest nawet dwukrotne powiększenie obszaru ich występowania (Hanewinkel i in. 2013; Dyderski i in. 2018). Jeśli jednak ziści się scenariusz największych zmian klimatu, przyszłość lasów Europy Środkowej nie może być wiązana nawet z dębami, bo przy bardzo dużym ociepleniu również ich zasięgi znacznie się skurczą (Dyderski i in. 2018).

PROGNOZOWANE ZMIANY ŚRODOWISK BAGIENNYCH I TORFOWISK

Tereny bagienne i torfowiskowe należą do najbardziej zagrożonych w związku z ocieplaniem się klimatu (Essl i in. 2012; Sperle i Bruelheide 2021). Wśród wszystkich europejskich siedlisk przyrodniczych wyróżnionych przez Rodwella i in. (2013), aż 36% zostało zaliczonych do trzech najwyższych kategorii zagrożenia: krytycznie zagrożonych, zagrożonych i narażonych (Janssen i in. 2016). Najsilniej, bo aż w 85%, zagrożone są siedliska bagienne i torfowiskowe. Do najbardziej zagrożonych należą też lasy łąkowe i lasy bagienne wszelkich typów (Janssen i in. 2016). Tak niekorzystna sytuacja omawianych siedlisk jest przede wszystkim efektem zmian, jakim od ponad stu lat podlegały one na skutek prowadzonych zabiegów melioracyjnych. Stan zagrożenia tych siedlisk będzie się jednak jeszcze powiększał, wraz ze wzrostem temperatury, ponieważ będzie

to skutkowało zmniejszaniem się zasobów wody w okresie wiosennym na skutek coraz mniejszej grubości i trwałości pokrywy śnieżnej poza okresem wegetacyjnym oraz coraz wyższym tempem ewapotranspiracji w okresie wegetacyjnym (Grimm i in. 2013; Sperle i Bruelheide 2021).

PROGNOZOWANE ZMIANY ŚRODOWISK WYSOKOGÓRSKICH

Może się wydawać, że środowiska wysokogórskie są stosunkowo najmniej narażone na zmiany za sprawą ocieplania się klimatu, ponieważ wędrówki gatunków w górach są znacznie łatwiejsze niż na nizinach ze względu na ich niewielki dystans. Obecne i przyszłe optima rozmieszczenia gatunków są bowiem odległe o zaledwie kilkaset metrów. Trzeba jednak zauważyć dwa ograniczenia dla wędrówek w wyższe położenia. Po pierwsze, im wyżej, tym mniejsza jest powierzchnia dostępnych terenów, a zatem wielkość populacji przemieszczających się gatunków też będzie się zmniejszała (Flousek i in. 2015). Co więcej, gatunki przemieszczające się w górę stoków mogą natrafić na brak odpowiednich warunków nawet w najwyższych partiach masywów górskich z uwagi na ich zbyt małą wysokość (Theurillat i Guisan 2001).

Gatunki górskie mogą jeszcze inaczej reagować na ocieplenie się klimatu z uwagi na silne zróżnicowanie rzeźby terenu i zróżnicowanie warunków klimatycznych w skali lokalnej, w zależności od topografii. Gatunki niekoniecznie będą musiały wędrować w górę stoków, bo w dotychczasowym zasięgu lokalnie mogą pozostać korzystne warunki. Tym niemniej oznaczać to będzie również ograniczenie wielkości obszarów dostępnych dla tych gatunków i zmniejszenie wielkości ich populacji (Hannah i in. 2002).

Prognozowane kurczenie się zasięgów gatunków wysokogórskich ma jeszcze inną przyczynę. W ostatnich dziesiątkach lat nastąpiło wycofanie się człowieka z najwyższych partii Alp i Karpat. Podnosi się obniżona wcześniej górna granica lasu, a subalpejskie zarośla kosodrzewiny wracają na tereny, na których występowały w przeszłości. W efekcie, już obecnie, pogorszyły się warunki występowania gatunków terenów otwartych, a w przyszłości pogorszą się jeszcze bardziej (Albert i in. 2008).

PRZESZŁE I OBECNE ZMIANY KLIMATU A TOWARZYSZĄCE IM WARUNKI

Klimat nigdy nie był czymś stałym w historii Ziemi. W ciągu ostatnich kilku tysięcy lat były okresy cieplejsze i chłodniejsze. Kullman (1988) na podstawie analizy rozmieszczenia makroszczątków drzew wykazał na przykład, że od około 5 do 9 tysięcy lat temu w górach Skandynawii granica drzew przebiegała około 200 m

wyżej niż po koniec XX wieku, a temperatura była wtedy wyższa o około 2 stopnie (Grace 1989). Okresy ciepła i chłodu oraz bardziej i mniej obfite w opady deszczu na przemian następowały po sobie w Europie, także w ostatnich 2000 tysiącach lat, a ostatni z chłodnych i bardziej deszczowych okresów, zwany małą epoką lodową, zakończył się dopiero na przełomie XIX i XX wieku (Büntgen i in. 2011).

TEMPO, ZAKRES I SKALA ZMIAN KLIMATU

Zmiany temperatury zachodzące od kilkudziesięciu lat ma wyróżniać ich bezprecedensowe tempo notowane w skali globalnej (Burraco i in. 2020; Büntgen i in. 2022). Sądząc z dostępnych wyników badań wykonanych w ostatnim czasie, wydaje się, że w przeszłości zmiany temperatury i towarzyszących im innych parametrów klimatu w niektórych okresach historycznych zachodziły w skali badanych regionów z szybkością podobną do obserwowanej w ostatnich stu latach. Podobna była też wielkość zmian, jeśli porównać je z dotychczasowymi (Büntgen i in. 2006, 2011). W obecnie trwającym ocieplaniu się klimatu bezprecedensowa jest zapewne jego globalna skala. Bezprecedensowy może być też zakres zmian i ich długotrwałość, jeśli sprawdzą się przewidywania ekspertów Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu prezentowane w kolejnych sześciu raportach. W ramach ostatniego z nich ukazała się na razie tylko pierwsza część, w której powtórzono wcześniejsze prognozy (IPCC 2021).

BEZPRECEDENSOWE WARUNKI TOWARZYSZĄCE WSPÓŁCZESNYM ZMIANOM KLIMATU

Dla przyrodniczych skutków ocieplania się klimatu ważne jest nie tylko tempo zmian i ich wielkość, ale warunki w jakich te zmiany zachodzą. Jeśli zatem zwraca się uwagę na bezprecedensowe tempo i wielkość zmian, to zarazem trzeba podkreślić, że warunki jakie tym zmianom towarzyszą są również bezprecedensowe. Można to ująć w następujący sposób: świat przyrody jest dzisiaj inny niż podczas poprzednich szybkich zmian klimatu; jest inny za sprawą ludzkiej ingerencji w procesy przyrodnicze. Obserwowane już reakcje poszczególnych gatunków i całych ekosystemów na ocieplanie się klimatu są i będą zapewne odmienne od tych w przeszłości, ponieważ zachodzą one w świecie mocno zmienionym przez człowieka.

Jednym z najważniejszych rezultatów tej ingerencji jest wylesienie ogromnych obszarów i zamiana lasów na pola uprawne (Elis i in. 2013). W Europie ten proces był daleko posunięty już w średniowieczu (Kaplan i in. 2017). Skutkiem wylesiania i rozszerzania areału upraw roślin i terenów przeznaczonych pod hodowlę zwierząt jest fragmentacja siedlisk. Zwłaszcza fragmentacja lasów uznawana jest za jedno

z najważniejszych zagrożeń różnorodności biologicznej w obliczu zmian klimatu (Janssen i in. 2016; McGuire i in. 2016). Z rozległych kompleksów leśnych, które w ponad 90% pokrywały niegdyś Europę, pozostała dzisiaj około jedna trzecia, przy czym większość lasów znajduje się w górach i w strefie borealnej na północy kontynentu. Na pozostałym obszarze lasów jest zdecydowanie mniej i nie tworzą one zwartych i rozległych masywów, a w większości mają postać niewielkich wysp leśnych rozrzuconych w morzu terenów rolniczych. W Polsce tylko kilka największych kompleksów leśnych, na nizinach, ma wielkość ponad tysiąc kilometrów kwadratowych (Zaręba 1986).

Fragmentacja siedlisk leśnych ma związek nie tylko z wylesianiem ogromnych obszarów. Fragmentacja jest także problemem, który ujawnia się w postaci niewielkich obszarów służących ochronie przyrody: parków narodowych i rezerwatów. Lasy w ich otoczeniu, poddane zabiegom w ramach gospodarki leśnej, stwarzają mniej korzystne warunki dla części gatunków związanych z terenami chronionymi. Barię ograniczającą ich rozprzestrzenianie się są zatem nie tylko tereny poza lasami, ale także lasy gospodarcze, w których brakuje dla nich odpowiednich mikrosiedlisk.

OCHRONA PRZYRODY W OBLICZU ZMIAN KLIMATU — ZMIANA PARADYGMATU

W świecie, w którym środowisko przyrodnicze podlega szybkim i prawdopodobnie długo trwającym zmianom, ochrona przyrody staje przed wyzwaniem, z jakimi nie miała do tej pory do czynienia. Potrzebne jest krytyczne spojrzenie na praktykę, która lepiej lub gorzej spełniała dotąd swoją rolę. Ale jeszcze bardziej należy zwrócić uwagę na opracowanie nowych metod, które gwarantowałyby sukces w nowych warunkach, bo dotychczasowe sposoby ochrony przyrody mogą się stać nieadekwatne (Hlásny i in. 2021). Więcej, potrzebna jest refleksja nad podstawowymi zagadnieniami ochrony przyrody, jej celami, przedmiotami, metodami i strategiami. Oznacza to, że konieczna jest zmiana istniejącego paradygmatu ochrony przyrody, który odnosi się do stabilnych warunków, do powtarzalności zjawisk przyrodniczych i do stałości zasięgów gatunków (Hagerman i in. 2010). Potrzebne jest ponadto wydłużenie perspektywy czasowej w planowaniu ochrony przyrody, która powinna obejmować co najmniej kilkadziesiąt i więcej lat, a nie kilka czy dwadzieścia lat, jak to jest w obecnie przygotowywanych planach ochrony parków narodowych i rezerwatów.

Nie można przy tym pominąć, że wyzwania, przed jakimi, w związku ze zmianami klimatu, stoją społeczeństwa, nie dotyczą tylko ochrony przyrody, ale obejmują też ekonomię, bezpieczeństwo, zdrowie i wiele innych sfer życia społecznego,

i nie mogą być rozpatrywane w oderwaniu od nich. Słowem, nie wystarczy zmiana taktyki. Potrzebna jest zmiana strategii w ochronie przyrody.

OD OCHRONY STANÓW DO OCHRONY PROCESÓW

Jednym ze szczegółowych zagadnień, któremu poświęca się obecnie wiele uwagi i które wzbudza sporo kontrowersji w obliczu zmian klimatu, jest stosowanie czynnej i biernej obszarowej ochrony przyrody. Ożywiona dyskusja toczy się zwłaszcza w odniesieniu do ekosystemów leśnych. Spornymi kwestiami są tu między innymi: wielkość, liczba, trwałość i rozmieszczenie chronionych obszarów, dopuszczalność ingerencji w ich funkcjonowanie, ich wpływ na otaczające tereny. Zagadnienia te wymagają rzeczowej dyskusji i wsłuchania się w argumenty różnych zainteresowanych stron. Jej efektem powinno być wskazanie rozwiązań, które najlepiej zabezpieczą lasy i inne środowiska przed utratą różnorodności biologicznej, pozwolą na ochronę kształtujących je procesów i obecnych w nich struktur, a zarazem zagwarantują możliwość trwałego korzystania z dostarczanych przez nie usług ekosystemowych.

Jednym z aspektów tego problemu jest zauważana konieczność odchodzenia od podejścia statycznego, czyli utrzymywania stanów przyrody uznanych za pożądane, na rzecz podejścia dynamicznego, czyli ochrony procesów ekologicznych i ewolucyjnych. Uznaje się bowiem, że należy zezwalać na przemiany ekosystemów pod działaniem naturalnych czynników, ponieważ pozwoli to na ich lepsze dostosowanie do przyszłych warunków (Heller i Zavaleta 2009; Mawdsley i in. 2009; Schaich i Milad 2013; Stein i in. 2013; de Koning i in. 2014a). Mimo skupienia się na procesach, ten nowy sposób ochrony przyrody nie wyklucza korygowania ich przebiegu, wzmacniania lub osłabiania, przyspieszania lub spowalniania, w razie zauważenia tendencji, które byłyby niekorzystne z punktu widzenia zachowania rzadkich i zagrożonych siedlisk i gatunków (Hagerman i in. 2010; Stein i in. 2013). Warto zauważyć, że ochrona stanów jest raczej ochroną przeszłości, czyli warunków, które ukształtowały obecną strukturę układów ekologicznych, a które obecnie już jej nie kształtują. Biorąc pod uwagę ekosystemy leśne z długowiecznymi drzewami, można wręcz stwierdzić, że ich struktura, chroniona dzisiaj w rezerwach i parkach narodowych, w znacznym stopniu została ukształtowana w jednym z najchłodniejszych okresów małej epoki lodowej (Büntgen i in. 2011).

Ze zmianą paradygmatu wiąże się jeszcze pytanie. Odpowiedź na nie może mieć daleko idące konsekwencje. Jest to pytanie o to, czy obecne zróżnicowanie siedlisk i związanych z nimi ugrupowań gatunków może być wzorcem dla strategii ochrony przyrody w warunkach szybkich zmian. Może się bowiem okazać, że nawet zagwarantowanie wysokiej reprezentatywności dzisiejszych siedlisk może nie być najbardziej

odpowiednim sposobem postępowania, ponieważ nie uwzględni się w ten sposób siedlisk, które dopiero pojawią się w cieplejszym klimacie (Hannah i in. 2002).

ZMNIEJSZANIE FRAGMENTACJI SIEDLISK

Nowa strategia ochrony przyrody w znacznie większym stopniu, niż dzieje się to dotychczas, musi uwzględnić fragmentację siedlisk (Heller i Zavaleta 2009; Loss i in. 2010). W warunkach Europy Środkowej i Polski dotyczy to przede wszystkim siedlisk leśnych. Efektem rozczłonkowania lasów na małe fragmenty poprzedzielane terenami nieleśnymi są ograniczenia w przemieszczaniu się sporej części gatunków leśnych, których zdolności do dyspersji nie są wystarczające do pokonania otwartych terenów (Milad i in. 2013). Dotyczy to także najbardziej naturalnych lasów, jak Puszcza Białowieska, która jest otoczona terenami nieleśnymi, a tylko wąskie pasma lasu łączą ją od wschodu z innymi kompleksami leśnymi. Rzadkie i zagrożone gatunki, dla których Puszcza jest jedyną, albo jedną z nielicznych ostoi, mogą mieć małe możliwości przemieszczania się ku północy przy dzisiejszym ukształtowaniu szaty leśnej. Wśród gatunków, dla których fragmentacja lasów może stanowić zagrożenie, jest liczna grupa tak zwanych „gatunków starych lasów”. Zdolność tych gatunków do dyspersji jest ograniczona, dlatego są związane przede wszystkim z lasami charakteryzującymi się długą ciągłością istnienia i są rzadkie w „nowych lasach”, które rozwinęły się stosunkowo niedawno na terenach wcześniej wylesionych (Hermy i in. 1999; Dzwonko i Loster 2001). Fragmentacja siedlisk skutkuje także brakiem łączności między lokalnymi populacjami w obrębie gatunku, a to oznacza zmniejszenie ich różnorodności genetycznej. Tymczasem w sytuacji przesuwania się zasięgu ważna jest łączność między populacjami w jego centrum z populacjami na peryferiach, które są na linii przesuwałej ku obszarom dotychczas niezasiedlonych (Loss i in. 2010).

Fragmentacja szaty leśnej może mieć jeszcze inną niekorzystną konsekwencję w obliczu ocieplania się klimatu i zwiększania się częstotliwości występowania zaburzeń ekologicznych oraz ich intensywności i rozległości. Skutkiem zmian w reżimie zaburzeń, które już są obserwowane, może być brak równowagi dynamicznej nawet w największych wyspach leśnych na europejskim i polskim niżu. Dominacja przestrzenna jednych postaci dynamicznych lasu i ograniczenie występowania innych postaci jak najbardziej może prowadzić do pogorszenia się warunków dla gatunków związanych z tymi drugimi. Skutki mogą być tym dalej idące, że w ramach wędrówek gatunków wymuszonych ocieplaniem się, pojawiają się gatunki dotąd obce geograficznie, z których część może ujawnić tendencję do inwazyjności (Hannah i in. 2002).

Najczęściej proponowanym rozwiązaniem mającym zaradzić fragmentacji siedlisk leśnych jest zwiększenie ich przestrzennej ciągłości poprzez tworzenie leśnych

korytarzy ekologicznych łączących oddzielone dziś kompleksy leśne (Dinerstein i in. 2019; Duffield i in. 2021; Sonntag i Fourcade 2022). To zadanie jest nawet uznawane za najważniejsze dla osiągnięcia sukcesu ochrony przyrody w zmienionych warunkach (McGuire i in. 2016). Już w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku powstały pierwsze koncepcje sieci korytarzy ekologicznych łączących najcenniejsze przyrodniczo obszary naszego kraju (Liro i in. 1995; Liro 1998). Kilka lat później powstał nowy projekt, w którym zwrócono uwagę na połączenie korytarzami ekologicznymi obszarów Natura 2000 (Jędrzejewski i in. 2005). Niestety, od tamtego czasu niewiele zostało zrobione w tej sprawie. W ciągu ostatnich kilkunastu lat powierzchnia zalesień systematycznie spada od prawie 6 tysięcy hektarów w 2010 roku do kilkuset hektarów w 2020 roku (GUS 2021).

Niemniej ważnym zadaniem w trakcie tworzenia nowej strategii ochrony przyrody jest zmniejszenie izolacji przestrzennej lasów w parkach narodowych i rezerwatach. Obecnie są one zazwyczaj bardzo małymi wyspami otoczony przez lasy gospodarcze, w których brakuje ważnych elementów struktury leśnego ekosystemu warunkujących występowanie licznych ekologicznych grup gatunków. Możliwość ich wędrówki w związku z ocieplaniem się klimatu będzie w dużym stopniu zależała od stanu lasów służących produkcji drewna (Heller i Zavaleta 2009). W tym względzie sytuacja w polskich lasach zmienia się we właściwym kierunku znacznie szybciej niż w zalesieniach. Wskaźnikiem tych dobrych zmian jest między innymi ilość martwego drewna, która w ciągu ostatnich kilkunastu lat zwiększyła się o około 60% i według wyników inwentaryzacji z lat 2016–2020 zbliża się do 10 m³/ha (Wielkoobszarowa 2010, 2021).

POWIĘKSZENIE OBSZARÓW CHRONIONYCH

Kolejnym elementem, podkreślanym w nowym paradygmacie ochrony przyrody, jest konieczność powiększenia obszarów chronionych. Uznaje się bowiem, że jest to najlepsze remedium na niekorzystne skutki ocieplenia. Rozległe chronione obszary pokrywają bowiem obecne i spodziewane zasięgi gatunków, co zapewni lepsze warunki dla ich wędrówek (Hannah i in. 2007). Poddanie pod ochronę rozległych obszarów wydaje się też najlepszym rozwiązaniem zagrożeń wynikających ze zmianami w reżimach zaburzeń ekologicznych, a zwłaszcza z ich coraz większej skali przestrzennej (Mawdsley i in. 2009; Gaines i in. 2022).

Przed kilku laty ochronie poddanych było 15,4% lądów (Büscher i in. 2017) i stan ten jest uznawany za dalece niewystarczający, bo nie zapewnia ochrony ogromnej liczby gatunków (Hannah i in. 2007). Pojawiają się w związku z tym liczne propozycje obejmowania ochroną coraz większych obszarów na lądach i w oceanach. Już w latach 1990. WWF proponował objąć ochroną 10% świato-

wych zasobów leśnych. Pojawiła się też propozycja objęcia ochroną 20% lasów borealnych (Dudley i in. 1996). Na konferencji w Nagoja w 2010 roku przyjęto Konwencję o różnorodności biologicznej (CBD/COP10), w której zatwierdzone zostały tak zwane cele z Aichi. Jednym z tych celów było objęcie ochroną do roku 2020 „co najmniej 17% obszarów lądowych i wód śródlądowych oraz 10% obszarów morskich i przybrzeżnych, zwłaszcza obszarów o szczególnym znaczeniu dla różnorodności biologicznej i usług ekosystemowych” (Źródło: <http://biodiv.gdos.gov.pl/strona-glowna/cele-aichi>; dostęp 4.03.2022). W roku 2016 Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody (IUCN) wysunęła propozycję powiększenia udziału powierzchniowego terenów chronionych do 30% zarówno na lądach, jak i na obszarach morskich (Baillie i Zhang 2018; Dinerstein i in. 2019). W tym samym roku pojawiła się jeszcze dalej idąca propozycja, według której ochroną powinna być objęta połowa kuli ziemskiej (Wilson 2016). Propozycja Wilsona była wielokrotnie powtarzana i wspierana (Baillie i Zhang 2018; Sala i Rechberger 2018; Dinerstein i in. 2019). Zgodnie z nią na połowie lądów i mórz należałoby wydzielić rozległe obszary reprezentujące I i II kategorię ochronności według IUCN, czyli ściśle rezerwaty, obszary dzikiej przyrody i parki narodowe.

Według Wilsona (2016) pod ochroną powinny znaleźć się, w pierwszym rzędzie, wszystkie obszary na lądach i w oceanach, na których działalność człowieka nie wywarła jeszcze dużego wpływu. Takich obszarów o dzikiej, niezmienionej jeszcze przyrodzie jest na lądach od 35 do 55 mln km², czyli od 26% do 41% ich całkowitej powierzchni z pominięciem Antarktydy (Pimm i in. 2018). Objęcie ochroną połowy lądów oznaczałoby zatem wycofanie się z ingerencji w przebieg procesów przyrodniczych albo podjęcie zabiegów odtwarzających odpowiedni stan ekosystemów na ogromnych obszarach (Dinerstein i in. 2019).

Można zauważyć, że z powyższymi dążeniami do objęcia ochroną znacznych obszarów współgra nowa strategia na rzecz ochrony różnorodności biologicznej w państwach Unii Europejskiej opracowana przez Komisję Europejską w 2020 roku (EC 2020). Według tej strategii do roku 2030 ochronie powinno być poddane 30% unijnych obszarów lądowych i morskich, w tym co najmniej w jednej trzeciej powinna to być ochrona ścisła. Szczególnie podkreślana jest w tym dokumencie ochrona ścisła lasów, co jest zrozumiałe, skoro aż dwie trzecie wszystkich gatunków jest związanych z lasami (Dinerstein i in. 2019).

I jeszcze jedna uwaga. Już dzisiaj w Polsce różne formy obszarowej ochrony przyrody obejmują kilkadziesiąt procent powierzchni, jeśli oprócz parków narodowych i rezerwatów uwzględnić jeszcze parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu i obszary Natura 2000. Nowe propozycje odnoszą się jednak wyłącznie do tych dwóch pierwszych form reprezentujących pierwsze cztery kategorie ochrony IUCN, które w naszym kraju zajmują nieco ponad 1,5% powierzchni. Zatem,

zrealizowanie założeń unijnej strategii na rzecz różnorodności biologicznej oznaczałoby dwudziestokrotny wzrost powierzchni parków narodowych i rezerwatów.

OCHRONA RZADKICH GATUNKÓW

Jednym z często podkreślanych priorytetów ochrony przyrody w nowych warunkach jest objęcie nią rozpoznanych centrów różnorodności biologicznej (Pimm i in. 2018). Taka konieczność zachodzi nie tylko w tej największej, globalnej skali, ale także w skali regionalnej i lokalnej. W Europie takie podejście starała się realizować dotychczas sieć Natura 2000. Należy zatem kontynuować dzieło w ten sposób realizowane od trzydziestu, a w Polsce od prawie dwudziestu lat.

Ochrona połowy Ziemi zgodnie z propozycją Wilsona (2016) ma zabezpieczać egzystencję 85% wszystkich występujących dzisiaj gatunków. Jest to według Wilsona rozwiązanie adekwatne do skali problemu, z jakim mamy do czynienia w związku z globalnym ocieplaniem się klimatu. Nie wystarczy jednak ochrona nawet połowy kuli ziemskiej, jeśli oznaczałoby to objęcie nią obszarów słabo zaludnionych i najmniej dotąd zmienionych, takich jak pustynie, lasy borealne, tundra i tereny wysokogórskie. Są one położone w ekstremalnych warunkach klimatycznych: bardzo suchych i/lub bardzo zimnych, które nie sprzyjają wysokiej różnorodności biologicznej (Dinerstein i in. 2019). Zatem lepszym rozwiązaniem niż ochrona połowy Ziemi wydaje się ochrona obszarów o najwyższej różnorodności biologicznej, nawet jeśli te obszary zostały zmienione przez człowieka. Stosując takie kryterium, 85% różnorodności biologicznej można ochronić na jednej trzeciej powierzchni kuli ziemskiej (Pimm i in. 2018).

Zauważa się, że objęcie ochroną rozległych obszarów ma dwojakie znaczenie dla gatunków, zwłaszcza tych rzadkich i zagrożonych. Po pierwsze, takie obszary są wewnętrznie bardziej zróżnicowane pod względem warunków siedliskowych. Dzięki temu jest większe prawdopodobieństwo, że na ich terenie znajdują się lokalne refugia, w których będą mogły się schronić gatunki o wąskim zakresie tolerancji ekologicznej (Milad i in. 2013). Po drugie, na bardziej rozległych obszarach poddanych ochronie populacje poszczególnych gatunków są liczebnie większe i bardziej zróżnicowane genetycznie, co sprzyja nie tylko ich przetrwaniu, ale także zwiększa zdolności do migracji (McGuire i in. 2016).

Na zakończenie tej części trzeba jeszcze zauważyć, że powodzenie ochrony przyrody w nowych warunkach w większym stopniu będzie uzależnione od współpracy międzynarodowej. Będzie ona potrzebna, ponieważ gatunki, zmieniając swoje zasięgi geograficzne, będą przekraczały granice państw. Na nieodzowność szerszej współpracy międzynarodowej zwraca się także uwagę w kontekście pojawiających się propozycji tworzenia rozległych obszarów poddanych ochronie, które będą obejmowały terytoria wielu państw (Titley i in. 2021; Sonntag i Fourcade 2022).

Taka współpraca jest potrzebna także dlatego, że samo tworzenie nawet rozległych obszarów chronionych w graniczących ze sobą państwach może się okazać niewystraszające. Równie ważne będzie odpowiednie gospodarowanie na terenach między tymi chronionymi obszarami, aby zachowana była między nimi łączność pozwalająca na migracje gatunków (Heller i Zavaleta 2009). Generalnie, nowe strategie ochrony przyrody nie powinny skupiać się na pojedynczych obiektach – parkach narodowych i rezerwach – ale trzeba, aby uwzględniały ich wzajemne uzupełnianie się, a to będzie możliwe tylko poprzez współpracę między państwami (Hannah i in. 2002).

KONIECZNOŚĆ MONITOROWANIA EFEKTÓW OCHRONY

Kierunki i skutki zmian środowiska przyrodniczego, które od jakiegoś czasu już zachodzą i należy oczekiwać ich nasilenia się w przyszłości, są trudne do przewidzenia, ponieważ ich przyczynami są nie tylko zmiany temperatury i opadów, najczęściej wykorzystywane w tworzeniu prognoz. Podobnie trudne do przewidzenia są przyszłe związki między gatunkami, które mogą ulec modyfikacjom w innych warunkach wraz ze zmianami wielkości i struktury populacji oraz ich genetycznego zróżnicowania. Dlatego również modeli projektujących przyszłe rozmieszczenie gatunków tylko w oparciu o zmiany temperatury i opadów nie można traktować jako w pełni wiarygodnych.

Ze względu na wielkość spodziewanych zmian środowiska przyrodniczego i niepewność co do ich przewidywanych kierunków i skutków potrzebny jest rozwój systemu monitoringu przyrody, który pozwoliłby na korektę pojętych wcześniej decyzji (Mawdsley i in. 2009; Brown i in. 2022). Monitoring powinien towarzyszyć zarówno ochronie biernej, jak i działaniom podejmowanym w ramach ochrony czynnej. Jest to niezbędne uzupełnienie systemu ochrony przyrody, ponieważ zmiany klimatu i towarzyszące im skutki są z naukowego punktu widzenia eksperymentem odbywającym się w skali globalnej. Stawiane są różne naukowe hipotezy i często tylko hipotezy stanowią podstawę podejmowanych decyzji. Hipotezy należy poddawać weryfikacji i uzyskane wyniki stosować do kontynuacji albo korekty wcześniejszych działań.

ZNACZENIE OCHRONY BIERNEJ I OCHRONY CZYNNEJ W WARUNKACH ZMIENIAJĄCEGO SIĘ KLIMATU

W związku z zachodzącą zmianą paradygmatu ochrony przyrody pojawia się coraz więcej głosów za potrzebą zwiększenia zakresu ochrony procesów przyrodniczych kosztem wysiłków skierowanych na ochronę stanów przyrody, wybranych gatunków i struktur. Ważnym zagadnieniem jest zatem rozstrzygnięcie następującego

dylematu: ile ochrony biernej, a ile ochrony czynnej w coraz cieplejszym świecie. W ramach tej kontrowersji od kilku lat toczy się gorąca dyskusja nad przyszłością ochrony przyrody w najcenniejszym obiekcie na europejskim niżu, jakim jest Puszcza Białowieska (Blicharska i in. 2020). Wcześniej podobną temperaturę osiągnęły spory wokół czeskiej Szumawy i niemieckiego Bawarskiego Lasu (Meyer i in. 2009).

W tym sporze coraz więcej zwolenników zdaje się zyskiwać pogląd, że priorytetem w nowych warunkach powinna być ochrona procesów rozumiana jako ochrona bierna, a wyrazem tego są kolejne propozycje obejmowania ochroną coraz większych obszarów, aż do objęcia nią połowy lądów, mórz i oceanów (Wilson 2016). W Polsce najmocniejszym wyrazem tego kierunku przemian jest jak dotąd propozycja objęcia bierną ochroną niemal całej Puszczy Białowieskiej (Wesołowski i in. 2018).

Czynnikiem, który wzmacnia w naszym kraju presję na powiększenie obszarów ochrony biernej jest ich znikoma rola w dotychczasowym systemie ochrony przyrody. Jest ona realizowana na zaledwie 64 tysiącach hektarów, czyli na 13% powierzchni zajmowanej przez wszystkie parki narodowe i rezerваты (Holeksa 2018).

Czy należy zatem uznać, że skoro coraz ważniejsza staje się ochrona procesów, to czynna ochrona będzie w przyszłości odgrywała rolę drugoplanową i ustąpi miejsca ochronie biernej? Czy przyrodę można chronić jedynie wtedy, kiedy pozwoli się na spontaniczny przebieg procesów? Czy wystarczy wycofać się z połowy Ziemi i oddać ją przyrodzie, aby ona zmieniała się sama bez naszego udziału? Czy można zdać się na bierną ochronę w gęsto zaludnionej Europie, gdzie siedliska najżyźniejsze, podtrzymujące największą różnorodność biologiczną są powszechnie wykorzystywane do produkcji płodów rolnych i leśnych? To bardzo ważne pytania, które można połączyć w jedno: Czy w świecie mocno zmienionym i nadal zmienianym przez człowieka obecne bogactwo przyrodnicze Ziemi może być zachowane bez wspomaganie z jego strony?

Zastosowanie ochrony czynnej wcale nie musi oznaczać rezygnację z ochrony procesów przyrodniczych. Możliwa jest bowiem realizacja celów ochrony poprzez odpowiednie ich wykorzystanie: ich naśladowanie, postępowanie za nimi i korygowanie ich skutków, a także modyfikowanie ich przebiegu. To wszystko jest możliwe, a pozwala już na to ogromna wiedza przyrodnicza, zwłaszcza ekologiczna, której osiągnięcia z roku na rok są coraz większe (Hagerman i in. 2010; Stein i in. 2013).

Powtórzmy jeszcze raz, że dotykamy tu bardzo ważnego zagadnienia: Czy przyroda poradzi sobie sama bez pomocy człowieka i czy trzeba ją aktywnie wspomagać, aby zachowane zostało jej bogactwo? Dzisiaj w środowiskach związanych z ochroną przyrody zdaje się przeważać przekonanie, że przyrodzie wystarczy nie przeszkadzać, że radzi sobie ona znacznie lepiej bez człowieka i korzystniej będzie,

kiedy człowiek przestanie jej pomagać. Czy jednak nie jest tak, że przyrodzie trzeba pomóc w świecie mocno zmienionym już przez człowieka i zmieniającym się coraz bardziej? Jest to szczególnie aktualne w Europie, gdzie resztki ekosystemów w stanie zbliżonym do naturalnego są otoczone rozległymi obszarami poddanymi silnej antropopresji. I w tym miejscu widzę ogromną rolę także aktywnej ochrony przyrody – rolę tak samo ważną, jak ochrony biernej.

Uznanie dużego znaczenia obu metod ochrony wobec zachodzących już i spodziewanych zmian klimatu jest zgodne z zasadą rozpraszania ryzyka w sytuacji, z jaką do tej pory nie mieliśmy do czynienia i w której jest wiele niewiadomych. Uznając ważną rolę zarówno ochrony biernej, jak i ochrony czynnej, poświęćmy nieco uwagi na przedstawienie zadań, które jedna i druga powinny realizować w zmieniających się warunkach środowiska przyrodniczego.

OCHRONA BIERNA W WARUNKACH ZMIENIAJĄCEGO SIĘ KLIMATU

Jak już wielokrotnie zostało to podkreślone, ochrona bierna może być realizowana w takiej skali przestrzennej, która zapewnia możliwość przebiegu naturalnych procesów, w tym przemian ekosystemów inicjowanych przez zaburzenia ekologiczne. Jak dowodzą badania ostatnich kilkudziesięciu lat, zaburzenia ekologiczne są jednym z najważniejszych zjawisk kształtujących różnorodność biologiczną ekosystemów wszelkich typów (Pickett i White 1985, Resh i in. 1988, Thrush i Dayton 2002). Ich znaczenie jest duże także w warunkach antropopresji (Newmann 2019). Ochrona bierna może spełnić swoje zadanie, jeżeli obszar nią objęty znacznie przekracza rozmiar zaburzeń (Shugart 1984).

W drugiej połowie ubiegłego wieku, kiedy jeszcze nie obserwowano wzrostu gwałtowności zaburzeń w postaci pożarów, wiatrowałów i gradacji owadów, sugerowano, że wielkość obszarów chroniących lasy liściaste i mieszane powinna wynosić co najmniej kilkadziesiąt hektarów, a w lasach iglastych powinno to być co najmniej sto hektarów (Korpel 1982; Holeksa 1997). W ostatnich dwudziestu latach w naszym kraju wystąpiło kilkanaście huraganowych wiatrów (Chojnacka-Oźga i Oźga 2018a). Spowodowały one zniszczenia w lasach Polski i na terenach sąsiednich obejmujące każdorazowo wiele tysięcy hektarów. Tak było w 2002 roku w Puszczy Piskiej (Taradejna 2004), dwa lata później na południowych stokach Tatr (Holeksa i in. 2017), a w 2017 roku w Polsce północno-zachodniej (Chojnacka-Oźga i Oźga 2018b). Podobny zasięg przestrzenny miała gradacja kornika drukarza, który zaatakował świerki najpierw w Beskidzie Śląskim (Grodzki 2010), a kilka lat temu w całej polskiej części Puszczy Białowieskiej (Grodzki 2016). Wcześniej, w latach dziewięćdziesiątych ogromne połacie drzewostanów w Europie Zachodniej zostały zdewastowane przez wichury *Vivian*, *Lothar* i *Martin*

(Gregow i in. 2017). Tak rozległe zaburzenia wskazują, że w nowych warunkach na sukces ochrony biernej można liczyć dopiero po objęciu nią powierzchni leśnych o wielkości co najmniej kilku tysięcy hektarów. Dopiero na tak dużych obszarach wysoce prawdopodobna staje się ochrona naturalnego reżimu zaburzeń i pełnego zróżnicowania ekosystemu w ujęciu dynamicznym, które jest generowane przez zaburzenia. Chroniony w ten sposób ekosystem posiada własne źródła do rekolonizacji zaburzonych fragmentów, przez co zmniejszane jest zagrożenie w postaci zaniku gatunków (Pickett i Thompson 1978).

Niezależnie od skutków zaburzeń ekologicznych objęcie bierną ochroną dużych obszarów ma jeszcze inne pozytywne skutki. Na bardziej rozległym obszarze większe jest zróżnicowanie warunków siedliskowych i większa liczba gatunków znajduje na nim korzystne dla siebie warunki. Większa jest też liczebność populacji każdego z gatunków, co zwiększa możliwość realizowania się pełniejszej gamy międzygatunkowych zależności i zmniejsza prawdopodobieństwo zaniku gatunków. Od wielkości populacji zależy różnorodność genetyczna w jej obrębie, co zwiększa różnorodność możliwych reakcji na zmiany warunków, między innymi na zmiany warunków klimatycznych (Loss i in. 2010). Na bardziej rozległych obszarach większe jest prawdopodobieństwo wystąpienia lokalnych refugium klimatycznych, w których niektóre gatunki znajdują odpowiednie warunki bez konieczności zmiany zasięgu (Suggitt i in. 2011). Rozległe chronione obszary obejmują dłuższe gradienty środowiskowe. W górach są one związane ze zróżnicowaniem wysokości nad poziomem morza, a na niżu realizują się one wzdłuż szerokości geograficznej. Im dłuższe gradienty obejmowane są ochroną, tym łatwiejsza staje się migracja gatunków wymuszona zmianami klimatu.

OCHRONA CZYNNA W WARUNKACH ZMIENIAJĄCEGO SIĘ KLIMATU

Bierna ochrona wydaje się najlepsza dla ochrony różnorodności biologicznej, jeśli jest ona stosowana na rozległych obszarach zapewniających różnorodność warunków i dużą liczebność występujących na nich populacji. Z kolei zabiegi czynnej ochrony nie mogą być ukierunkowane na zaspokojenie potrzeb wszystkich gatunków, nawet jeśli są realizowane w dużej skali przestrzennej. Dotyczą one zazwyczaj wybranych zjawisk i struktur oraz nielicznych gatunków, a najczęściej są nastawione na ochronę pojedynczych gatunków, przy czym jeśli jest korzystna dla jednych gatunków, to pomijając potrzeby innych, może im nawet szkodzić (Hagerman i in. 2010). Na przykład poprawa warunków dla gatunków światłolubnych nie sprzyja gatunkom cienioznośnym.

Najważniejszą rolą ochrony czynnej powinno być zarządzanie wybranymi procesami ekologicznymi: ich inicjowaniem, korygowaniem przebiegu i powstrzymywa-

niem w zależności od zaistniałych skutków, na temat których informuje prowadzony monitoring. W związku z zauważoną zmianą paradygmatu w ochronie przyrody, w ramach ochrony czynnej nie należy koncentrować się na zapobieganiu zmianom, ale na kierowaniu nimi (Stein i in. 2013). Chodzi zatem o zarządzanie procesami ekologicznymi, aby nie zagrażały one różnorodności biologicznej, zwłaszcza kiedy zachodzą w środowisku zmienionym działalnością człowieka (Hagerman i in. 2010). Zawsze jednak trzeba zdawać sobie sprawę z tego, że w ramach takiego podejścia możliwe jest kierowanie tylko niektórymi procesami ekologicznymi, nawet jeśli mamy na uwadze te najważniejsze, jak na przykład reżim zaburzeń. Poza jakąkolwiek możliwością jest kierowanie większością zjawisk kształtujących układy ekologiczne, z uwagi na ich ogromną różnorodność, wzajemne związki między nimi i równie ogromnie złożoną sieć zależności między gatunkami.

Do zjawisk, które niekiedy wymagają ingerencji, należą wielokrotnie wspomniane zaburzenia ekologiczne powstające na skutek wichur, długotrwałych susz i gradacji owadów. Potrzeba ta będzie nawet coraz pilniejsza w miarę ocieplania się klimatu, ponieważ zaburzenia będą coraz intensywniejsze i rozleglejsze, i będą powodowały coraz poważniejsze skutki. Kierowanie reżimem zaburzeń, choć bardzo trudne, jest uzasadnione przede wszystkim w obszarach o niewielkiej powierzchni, których nie można powiększyć i są narażone na zaburzenia obejmujące większe rozmiary. W lasach polega to na naśladowaniu zaburzeń przez kontrolowane pożary, uśmiercanie na stojąco lub powalanie drzew na ograniczonych powierzchniach. Potrzeba inicjowania zaburzeń jest uzasadniana między innymi ułatwianiem wędrówek gatunków (Hagerman i in. 2010). Zauważono bowiem, że osiedlanie się gatunków lasów umiarkowanych w strefie lasów borealnych jest ułatwiane dzięki zaburzeniom (Frelich 2016). Przeciwnym rodzajem działań jest ograniczanie wielkopowierzchniowych zaburzeń poprzez zwiększanie odporności drzewostanu na oddziaływanie czynników abiotycznych i biotycznych, kształtując jego skład gatunkowy i strukturę. Takie działanie zwiększa szansę na długie utrzymanie starodrzewów i osiągnięcie przez drzewa okazałych rozmiarów. Ograniczanie zaburzeń praktykuje się też poprzez kontrolę populacji gatunków zabijających drzewa, na przykład korników. Jest to praktyka od dawna stosowana w leśnictwie, jednak co do jej sukcesów zdania są podzielone. Chodzi zwłaszcza o możliwość ingerencji w trakcie wystąpienia gradacji (Fahse i Heurich 2011; Grodzki 2016).

Ochrona czynna wydaje się szczególnie potrzebna w pobliżu większych skupisk ludzkich, ponieważ obszary chronionej przyrody dostarczają ważnych korzyści społecznościom, które żyją w ich pobliżu (Roberts i in. 2020). Ponadto gęste zaludnienie jest niewątpliwie związane z warunkami bardziej odpowiednimi dla człowieka. Skoro są dogodne dla człowieka, to są też korzystne dla znacznej części różnorodności biologicznej. Jest ona większa niż na terenach, gdzie człowiek

osiedla się niechętnie. Tym bardziej zadaniem podejmowanych zabiegów ochronnych jest ograniczanie ingerencji w przebieg procesów na chronionym terenie. Z drugiej strony chodzi o zachowanie warunków w chronionym obiekcie, które pozwalają na korzystanie z jego walorów mieszkającym w pobliżu.

Równie ważnym zadaniem dla czynnej ochrony jest zapewnienie ekologicznej łączności między izolowanymi wyspami siedliskowymi, często poddanymi różnym formom ochrony (de Koning i in. 2014b; Dinerstein i in. 2019), co ułatwić może konieczną migrację gatunków w kierunku obszarów o bardziej odpowiednich warunkach. Ważne jest, aby tworzone korytarze ekologiczne między cennymi przyrodniczo obszarami przebiegały przez tereny o podobnych właściwościach, a zwłaszcza aby były prowadzone wzdłuż najżyźniejszych siedlisk jakie znajdują się w dolinach rzecznych, które zawsze były najważniejszymi trasami migracji (Holešťová i Douda 2022).

Wobec przewidywanych zmian klimatu: wzrostu temperatury, zmian w reżimie opadów i wydłużenia okresów suszy, zwiększenia ewapotranspiracji oraz braku pokrywy śnieżnej poza sezonami wegetacyjnymi, aktywna ochrona wydaje się niezbędna dla zachowania środowisk wodnych, bagiennych i torfowiskowych (Duffield i in. 2021). Działania wobec tych środowisk powinny obejmować minimalizowanie poboru wody i spowalnianie jej odpływu w ciekach, odtwarzanie terenów zalewowych, likwidację kanałów odwadniających i odpowiednie zarządzanie populacją bobrów.

Równie ważne jest odtwarzanie lasów łęgowych. Tereny nadrzeczne są bowiem ważnymi drogami migracji zwierząt, a odtworzenie lasów będzie miało korzystny wpływ na towarzyszące im środowiska wodne. Na skutek ocienienia obniży się temperatura wody oraz możliwe będzie odtworzenie procesów geomorfologicznych kształtujących doliny. Odtwarzanie łągów umożliwi powstawanie barier w postaci pni drzew przegradzających nurt strumienia lub rzeki. Ograniczają one spływ wody i zwiększają bogactwo mikrośrodków w wodach płynących (Heller i Zavaleta 2009).

Czynnej ochrony nie da się wykluczyć w najmniej zmienionych środowiskach wysokogórskich, zwłaszcza na najwyższej położonych bezleśnych i pozbawionych zarośli terenach. Mogą się one bowiem kurczyć na skutek podnoszenia się górnej granicy lasu i rozrastania się zarośli subalpejskich w górę stoków. Jeśli masywy górskie nie są dostatecznie wysokie, to w cieplejszym klimacie gatunki najwyższych pięter nie znajdą dla siebie odpowiednich warunków w wyższych położeniach (Theurillat i Guisan 2001). Nie tylko zmiany wynikające z reakcji na ocieplenie się klimatu grożą takimi konsekwencjami. Podobny efekt wywołuje zaniechanie gospodarczego wykorzystania tych wysoko położonych terenów i powrót lasu oraz zarośli tam, skąd w przeszłości zostały usunięte (Albert i in. 2008).

W związku ze spodziewanym się przemieszczaniem gatunków drzew (Dyderski i in. 2018; Chakraborty i in. 2021) ważnym zadaniem dla aktywnej ochrony jest spowalnianie tego procesu w miejscach obecnego ich występowania. Zanikanie każdego gatunku drzewa ma bowiem duże konsekwencje dla całej rzeszy gatunków z nim związanych i od niego zależnych. Problem ten wyraźnie ujawnił się w czasie dyskusji wokół gradacji kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej. Jako argument przemawiający za ingerencją w rozwój gradacji, podniesiono wtedy, że jeśli udział świerka zmniejszy się radykalnie, to obecność niektórych gatunków z nim związanych, wśród których są także bardzo rzadkie, może być w zagrożona. Część z tych gatunków występuje przede wszystkim w Puszczy i po odbudowaniu drzewostanów świerkowych nie będą miały skąd powrócić. Z kolei powrót innych rzadkich gatunków, występujących w najbliższych kompleksach leśnych, będzie trudny, a nawet niemożliwy z powodu przestrzennej izolacji Puszczy od tych sąsiednich lasów (Holeksa 2018). Dlatego uzasadnione jest jak najdłuższe zachowanie gatunków drzew na obszarze ich obecnego występowania, aby związane z nimi gatunki epifityczne i saproksyliczne miały czas na wędrówkę.

Wiele gatunków „starych lasów” ma ograniczone zdolności do dyspersji, a zatem także do przemieszczania się w związku ze zmianami klimatu. Dodatkowo brak korytarzy ekologicznych łączących ich obecne i przyszłe stanowiska czyni ich wędrówkę niemal niemożliwą. Sposobami aktywnej ochrony roślin, o takich właściwościach, jest gromadzenie ich diaspor w bankach nasion, hodowla *ex-situ*, wysiewanie nasion na nowych stanowiskach albo przemieszczanie całych roślin. Taka wspomagana kolonizacja może także dotyczyć innych grup organizmów o ograniczonych możliwościach przemieszczania się (Heller i Zavaleta 2009; Loss i in. 2010). Tym niemniej metodą tą można objąć niewielką liczbę gatunków.

OCHRONA PRZYRODY A OCHRONA KLIMATU

Razem z nowymi celami ochrony przyrody w coraz cieplejszym świecie podkreślane jest znaczenie niektórych środowisk dla ograniczania wzrostu temperatury poprzez pochłanianie węgla. I tak na połowie Ziemi, która ma być poddana ochronie według propozycji Wilsona (2016), aż dwie piąte ma także służyć ochronie klimatu (Dinerstein i in. 2019). Szacuje się, że trwające przez wieki wylesianie jest odpowiedzialne za 12% wzrostu stężenia dwutlenku węgla w atmosferze, a degradacja terenów podmokłych za 15% (Freudenberger i in. 2013). Dlatego zbieżność celów ochrony przyrody i ochrony klimatu jest zazwyczaj zauważana w lasach oraz w środowiskach bagiennych i torfowiskowych, które, oprócz trwałych ekosystemów trawiastych i tundrowych, akumulują największe ilości węgla (de Koning i in. 2014a; Dinerstein i in. 2019). Ochrona przyrody w tych środowiskach oraz powiększanie

obszarów leśnych, służących jako korytarze ekologiczne, jest zarazem ochroną klimatu. Zauważa się przy tym, że lasy naturalne gromadzą znacznie więcej węgla niż lasy gospodarcze. Wyniki badań wskazują, że gromadzenie węgla trwa nawet kilkaset lat w trakcie rozwoju drzewostanu i wraz z wiekiem tempo pochłaniania nie zmniejsza się (Luysaert i in. 2008).

Ochrona przyrody, zwłaszcza w formie biernej, i ograniczanie wzrostu dwutlenku węgla w atmosferze nie zawsze jednak idą w parze. W lasach naturalnych istotnie zmagazynowane są spore ilości węgla, przy czym w lasach strefy umiarkowanej i borealnej głównym jego magazynem jest gleba (Scharlemann i in. 2014). Część tego węgla, budująca żywe organizmy, zwłaszcza znajdująca się w tkankach drzew, jest jednak uwalniana do atmosfery na skutek zaburzeń, w trakcie których uśmiercane są duże połączenia drzewostanów (Roberts i in. 2020). Dlatego czynna ochrona, ograniczająca powstawanie zaburzeń w lasach, a także ochrona ukierunkowana na tworzenie pasów lasu pełniących rolę korytarzy ekologicznych, może mieć dla ochrony klimatu większe znaczenie niż ochrona bierna.

Sprzeczności między bierną ochroną przyrody i ochroną klimatu jeszcze mocniej mogą się przejawiać w odniesieniu do środowisk bagiennych i torfowisk. Brak reakcji na ich przesuszanie w cieplejszym klimacie może spowodować, że zamiast magazynować węgiel, staną się źródłem dwutlenku węgla (Moore 2002; Hanson i in. 2020). Aktywna ochrona środowisk bagiennych i torfowisk, która zabezpiecza je przed utratą wody, jest zatem zgodna z ochroną klimatu. Trzeba zauważyć, że w zależności od lokalnych warunków, nie wszystkie bagienne i torfowiskowe ekosystemy są narażone na przesuszanie i staną się emitarami dwutlenku węgla w cieplejszym klimacie (Moore 2002).

OCHRONA PRZYRODY A GOSPODARKA LEŚNA W DOBIE ZMIAN KLIMATU

Zmiany klimatu wymagają, aby ochrona przyrody nie koncentrowała się w niewielkich chronionych obszarach, lecz aby obejmowała możliwie jak największe przestrzenie. Wyrazem tego są kolejne propozycje objęcia ochroną 20%, 30% i w końcu 50% kuli ziemskiej oraz uwaga zwrócona na tereny między chronionymi enklawami, aby tworząc połączenia między nimi w postaci korytarzy ekologicznych, ułatwiać migracje gatunków. Jak najbardziej odnosi się to do obszarów leśnych i do związków, jakie powinny istnieć między lasami objętymi ochroną w parkach narodowych i rezerwach, a pozostałymi lasami wykorzystywanymi do produkcji drewna.

Na konieczność połączenia wysiłków na terenach chronionych i w lasach gospodarczych wskazują proste obliczenia biorące pod uwagę konsekwencje zaleceń

znajdujących się w unijnej strategii na rzecz różnorodności biologicznej 2030. Jeśli zgodnie z tą strategią ścisłą ochroną zostałyby objęte 10% Polski, to oznaczałoby to konieczność poddania takiej ochronie około 30% lasów, bo tylko one mogą w większej skali przestrzennej takiej ochronie podlegać. Obszarów wysokogórskich, gdzie taka ochrona mogłaby być stosowana w szerszym zakresie nie ma zbyt wiele w naszym kraju, a obszary bagienne, których jeszcze sporo pozostało, powinny raczej być objęte ochroną czynną, aby za pomocą odpowiednich zabiegów utrzymać w nich zasoby wodne na odpowiednim poziomie. Tereny poza tymi trzema typami siedlisk do ścisłej ochrony się nie nadają, ponieważ są pod silną presją gospodarczą.

Może się wydawać, że poddanie ochronie ścisłej 30% polskich lasów to bardzo dużo i że całkowicie wystarczy, aby zachować ich przyrodnicze bogactwo. Warto jednak zdać sobie sprawę z tego, że 30% dzisiejszego stanu lasów, to zaledwie nieco ponad 10% szaty leśnej, która niegdyś pokrywała nasze ziemie. Czy da się na jednej dziesiątej ochronić to, co prezentowała sobą całość? Można mieć w tym względzie sporo wątpliwości, tym bardziej, że większość lasów reprezentuje siedliska ubogie, ponieważ żyzniejsze zostały zajęte przez rolnictwo.

Trzeba zatem szczególną uwagę poświęcić lasom siedlisk żyzniejszych, wśród których przeważają „młode lasy”, czyli powstałe w wyniku zalesiania gruntów rolnych. W ciągu ostatnich prawie osiemdziesięciu powojennych lat lesistość Polski zwiększyła się o prawie połowę, z nieco ponad 20% do 30%. Te nowe lasy zajmują tereny porzucone przez rolników. Z rolniczego punktu widzenia są to tereny, na których gleby mają zbyt niską bonitację, aby nadal mogły służyć produkcji rolnej. Jednak z perspektywy leśnictwa, gleby te, na których rozwinęły się „młode lasy”, są żyzniejsze niż pod lasami „starymi”. Dlatego nie można pomijać ich znaczenia dla kształtowania bogactwa przyrodniczego. Nie zauważa się tego problemu i uznaje się, że te „młode lasy” mają niewielką wartość. Przyczyniła się do tego między innymi koncepcja „gatunków starych lasów” (Dzwonko i Loster 2001). Sam autor tego tekstu jeszcze niedawno miał podobne zdanie (Holeksa i Mirek 2019).

„Młode lasy” raczej nie zostaną objęte ochroną, ale odpowiednio kształtowane mogłyby odgrywać znaczącą rolę w ochronie różnorodności biologicznej i mieć spore znaczenie dla migracji leśnych gatunków. Podobne znaczenie poprzez zapewnianie ekologicznej łączności pomiędzy chronionymi obszarami powinny mieć pozostałe lasy służące produkcji drewna (de Koning i in. 2014a).

Interesującą propozycją, która uwzględnia włączenie lasów zagospodarowanych do systemu ochrony przyrody, jest koncepcja rezerwatów dynamicznych (Bengtsson i in. 2003). Jej zastosowanie ma na celu powiększenie obszarów poddanych ochronie z jednoczesnym zagwarantowaniem produkcji drewna i korzystania z innych usług ekosystemowych. Autorzy tej koncepcji uważają, że w dotychczasowym podejściu do ochrony przyrody rezerwat jest czymś, co udało się wyrwać spod

presji dotychczasowych użytkowników terenu, a wszelkie starania podejmowane w celu zachowania wartości znajdujących się w jego granicach polegają na ograniczeniu ingerencji z zewnątrz. W najlepszym razie rezerwat funkcjonuje jako obszar Źródłowy, z którego gatunki rozprzestrzeniają się na obszary służące celom gospodarczym, w tym także gatunki ograniczające osiągnięcie tych celów, na przykład tzw. „szkodniki”, ale nie mogą tam trwać z powodu niekorzystnych warunków. Jest to sytuacja typowa dla układu źródło-ujście znane w ekologii populacji. W jednym i drugim przypadku zachodzi sprzeczność między ochroną przyrody i jej użytkowaniem. Rozwiązaniem tej konfliktogennej sprzeczności jest proponowana koncepcja, według której rezerwat nie tylko jest źródłem gatunków, z którego rozprzestrzeniają się one na sąsiednie tereny, ale w pewnych sytuacjach, na przykład po zaburzeniach, obejmujących większość a nawet całość jego obszaru, sąsiedztwo staje się źródłem, które może zasilać obszar służący wyłącznie ochronie. Aby to było możliwe, obszar dookoła rezerwatu powinien być zagospodarowany w taki sposób, aby możliwe było uzyskanie suboptymalnych warunków, które zagwarantują gatunkom występującym w rezerwacie możliwość dłuższego przetrwania i rozmnażania się. Można zauważyć, że koncepcja rezerwatów dynamicznych jest w znacznym stopniu realizowana w ramach sieci Natura 2000, jeśli poza lasami gospodarczymi częścią obszarów ochrony siedlisk czy ptaków są tereny poddane ochronie rezerwatowej. Omawiana koncepcja nie jest natomiast realizowana tam, gdzie granice obszarów Natura 2000 są identyczne z granicami parków narodowych lub rezerwatów.

Zdaje się, że nowa strategia różnorodności biologicznej proponowana dla państw Unii Europejskiej taką integrację lasów chronionych i gospodarczych w znacznym stopniu uniemożliwia. Jeśli bowiem pod ochroną znajdzie się aż 30% lasów, to na pozostałej części trzeba będzie zintensyfikować produkcję drewna, aby zaspokoić zapotrzebowanie na ten surowiec. W rezultacie obszary chronione staną się wyspami w morzu drzewostanów służących przede wszystkim, jeśli nie wyłącznie, produkcji drewna. Nie będzie w nich miejsca na wydłużanie wieku rębności, aby rosły w nich stare i okazałe drzewa, a raczej będzie tendencja do jego skracania. Nie będzie w nich także martwego drewna, bo będzie z lasu skrzętnie usuwane dla zaspokojenia popytu. Paradoksalnie, nowa strategia nastawiona na rozwój ochrony ścisłej może ochronie leśnej przyrody bardziej zaszkodzić niż pomóc.

Autorzy tej nowej strategii wychodzą zapewne z założenia, że przyrodę lasów można chronić dopiero wtedy, gdy wyrwie się je z ręki leśników. Jest to zaprzeczenie rozwijanego dotychczas w Europie kierunku ochrony przyrody, realizacją którego był i jeszcze jest wspomniany program Natura 2000, polegający w dużej części na tworzeniu sieci obszarów łączących ochronę przyrody z gospodarką leśną.

Zmiany klimatu są wyzwaniem nie tylko dla ochrony przyrody, w ramach której trzeba formułować nowe strategie i poszukiwać nowych metod. Są one także próbą dla gospodarki leśnej, która w nowych warunkach ma zaspokajać nie tylko zapotrzebowanie na drewno, ale ma jeszcze pełnić coraz więcej innych funkcji. Do tradycyjnych funkcji ochronnych, tj.: krajobrazowej, przeciwoerozyjnej i glebochronnej, wodochronnej i zapobiegania wezbraniom rzek oraz kształtowania lokalnego klimatu, dochodzi teraz pochłanianie węgla. Coraz większe są też potrzeby w zakresie realizacji przez lasy funkcji społecznych: kulturotwórczej, naukowej, edukacyjnej, rekreacyjnej i estetycznej. Jak je wszystkie spełniać? Zapewne częściowo będzie dla nich miejsce na obszarach ochrony ścisłej, która ma zająć prawie jedną trzecią lasów. Ale czy można je będzie w pełni realizować, jeżeli pozostałe lasy zamienią się w fabryki drewna?

Dla zachowania przyrodniczego bogactwa lasów i wypełniania pozostałych funkcji przyrodniczych i społecznych w zmieniającym się klimacie nie wystarczy utworzenie rozległych rezerwatów, intensyfikując produkcję drewna na pozostałych obszarach. Do tego konieczne jest podjęcie wspólnej odpowiedzialności wszystkich środowisk pracujących na rzecz ochrony przyrody, wśród których nie powinno zabraknąć leśników. Będzie to jednak w pełni możliwe dopiero wtedy, kiedy wszystkie będą traktowane po partnersku, jako podmioty uczestniczące w ważnym dziele ochrony przyrody. Bo jeśli chcemy, aby gospodarka leśna nie odwracała się od spraw ochrony przyrody, to również ochrona przyrody nie może odwracać się od spraw gospodarki leśnej.

Summary

Jan Holeksa

Adam Mickiewicz University Poznan
janhol@amu.edu.pl

Aspects of active and passive nature conservation and climate change

A phenomenon that has been attracting the attention of conservationists for several decades is the global increase in temperature, accompanied by changes in precipitation patterns. It has already been noted that the result is a shift in species ranges, with some species benefiting from the rise in temperature, while the existence of others is threatened. Much has been said about the threat of biodiversity loss. Transformations observed at the species level are directly linked to ecosystem changes; they are one of their causes and, at the same time, constitute their consequences. In this context, much effort is dedicated to identifying the effects of climate warming in terms of modifying the structure and functioning of ecosystems and, in particular, the role of ecological disturbances whose frequency, spatial extent and intensity seem to have increased in recent years.

It should be noted that climate warming is only one of the aspects of the natural environment transformation. Along with the rise in temperature, land use patterns are changing, the structure of trophic chains is being modified, and the number of alien species is increasing, many of which are spreading so rapidly that they have gained the opinion of invasive species. Additionally, all the mentioned phenomena are occurring in the world that has been heavily transformed by the long-lasting exploitation of natural resources, which has led to changes in the structure and functioning of not only ecosystems but also landscapes, and even entire biomes. They are so widespread and profound that doubts are frequently expressed as to whether natural processes are still occurring in our environment at all.

In such changing world, nature conservation faces major challenges. It is not only necessary to take a critical look at the so far practice and develop new methods that would better guarantee success. A reflection is needed on the fundamental issues of nature conservation, its goals, objects, methods and strategies. It must not be ignored that the challenges that societies face due to climate change do not just relate to nature conservation, but also refer to economics, safety, health and many other areas of social life, and must not be addressed separately.

Among the issues that are currently attracting a great deal of attention and causing considerable controversy in the face of climate change is applying active and passive protection in area-based nature conservation. The debate is particularly intense in relation to forest ecosystems. The disputed issues include the size, number, durability and distribution of

protected areas, the admissibility of interference in their functioning and their impact on surrounding areas. They require a substantive discussion and listening to the arguments presented by various interested parties. The discussion should provide solutions which will ensure protection of forest natural values in the form of biodiversity and its shaping processes, as well as their structures, and at the same time, guarantee the possibility of sustainable use of ecosystem services they provide.

In view of the above problems, it is advisable to consider the current status of active and passive protection of forest ecosystems in Poland, highlight possible deficiencies and note faults made, return to the lively discussion around the Białowieża Forest from a few years before, and comply with the active and passive protection proposed in the “EU Biodiversity Strategy 2030”.

LITERATURA

- Albert C., Thuiller W., Lavorel S., Davies I.D., Garbolino E. 2008. Land use change and sub-alpine tree dynamics: colonisation of *Larix decidua* in French sub-alpine grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 45: 659–669.
- Baes C.F. Jr., Goeller H.E., Olson J.S., Ronry R.M. 1977. Carbon dioxide and climate: the uncontrolled experiment. *American Scientist*, 65: 310–320.
- Baillie J.E.M., Zhang, Y.P. 2018 Space for nature. *Science*, 361(6407), 1051. <https://doi.org/10.1126/science.aau1397>.
- Bengtsson J., Angelstam P., Elmqvist T., Emanuelsson U., Folke C., Ihse M., Moberg F., Nyström M. 2003. Reserves, resilience, and dynamic landscapes. *Ambio*, 32: 389–396. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.6.389>.
- Blicharska M., Angelstam P., Giessen L., Hilszczański J., Hermanowicz E., Holeksa J., Jacobsen J.B., Jaroszewicz B., Konczal A., Konieczny A., Mikusiński G., Mirek Z., Mohren F., Muys B., Niedziałkowski K., Sotirov M., Stereńczak K., Szwagrzyk J., Winder G.M., Witkowski Z., Zapłata R., Winkel G. 2020. Between biodiversity conservation and sustainable forest management – a multi-disciplinary assessment of the emblematic Białowieża Forest case. *Biological Conservation*, 248, 108614. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108614>.
- Brown M.B., Morrison J.C., Schulz T.T., Cross M.S., Püschel-Hoeneisen N., Suresh V., Eguren A. 2022. Using the Conservation Standards Framework to Address the Effects of Climate Change on Biodiversity and Ecosystem Services. *Climate*, 10(2), 13. <https://doi.org/10.3390/cli10020013>.
- Büntgen U., Frank D.C., Nievergelt D., Esper J. 2006. Summer temperature variations in the European Alps, a.d. 755-2004. *Journal of Climate*, 19(21): 5606–5623.
- Büntgen U., Tegel W., Nicolussi K., McCormick M., Frank D., Trouet V., Kaplan J.O., Herzig F., Heussner K.-U., Wanner H., Luterbacher J., Esper J. 2011. 2500 years of European climate variability and human susceptibility. *Science*, 331(6017): 578–582.

- Büntgen U., Piermattei A., Krusic P.J., Esper J., Sparks T., Crivellaro A. 2022. Plants in the UK flower a month earlier under recent warming. *Proceedings of the Royal Society B*, 289:20212456.
- Burraco P., Orizaola G., Monaghan P., Metcalfe N.B. 2020. Climate change and ageing in ectotherms. *Global Change Biology*, 26: 5371–5381. <https://doi.org/10.1111/gcb.15305>.
- Burrows M.T., Schoeman D.s., Buckley L.B., Moore P., Poloczanska E.S., Brander K.M., Brown C., Bruno J.F., Duarte C.M., Halpern B.S., Holding J., Kappel C.V., Kiessling W., O'Connor M.I., Pandolfi J.M., Parmesan C., Schwing F.B., Sydeman W.J., Richardson A.J. 2011. The Pace of Shifting Climate in Marine and Terrestrial Ecosystems. *Science*, 334: 652–655.
- Büscher B., Fletcher R., Brockington D., Sandbrook C., Adams W. M., Campbell, L., Corson K., Dressler W., Duffy R., Gray N., Holmes G., Kelly A., Lundstrum E., Ramutsindela M., Shanker, K. 2017. Half-earth or whole earth? Radical ideas for conservation, and their implications. *Oryx*, 51: 407–410.
- Chakraborty D., Mócz N., Rasztoivits E., Dobor L., Schueler S. 2021. Provisioning forest and conservation science with high resolution maps of potential distribution of major European tree species under climate change. *Annals of Forest Science*, 78: 26. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3686918>.
- Chen I.-C., Shiu H.-J., Benedick S., Holloway J.D., Cheye V.K., Barlow H.S., Hill J.K., Thomas C.D. 2009. Elevation increases in moth assemblages over 42 years on a tropical mountain. *PNAS*, 106: 1479–1483.
- 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: 1024–1026.
- Chojnacka-Ożga L., Ożga W. 2018a. Silne wiatry jako przyczyna zjawisk kłęskowych w lasach. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 54, 4: 13–23.
- Chojnacka-Ożga L., Ożga W. 2018b. Warunki meteorologiczne powstania szkód wiatrowych w dniach 11-12 sierpnia 2017 roku w lasach środkowo-zachodniej Polski. *Sylwan*, 162(3): 200–208.
- Comte L., Grenouillet G. 2013. Do stream fish track climate change? Assessing distribution shifts in recent decades. *Ecography*, 36: 1236–1246.
- de Koning J., Winkel G., Sotirov M., Blondet M., Borrass L., Ferranti F., Geitzner M. 2014a. Natura 2000 and climate change. Polarization, uncertainty, and pragmatism in discourses on forest conservation and management in Europe. *Environmental Science and Policy*, 39: 129–138.
- de Koning J., Turnhout E., Winkel G., Blondet M., Borrass L., Ferranti F., Geitzner M., Sotirov M., Jump A. 2014b. Managing climate change in conservation practice: an exploration of the science management interface in beech forest management. *Biodiversity Conservation*, 23: 3657–3671.

- Dinerstein E., Vynne C., Sala E., Joshi A.R., Fernando S., Lovejoy T.E., Mayor-ga J., Olson D., Asner G.P., Baillie J.E.M., Burgess N.D., Burkart K., Noss R.F., Zhang Y.P., Baccini A., Birch T., Hahn N., Joppa L.N., Wikramanayake E. 2019. A Global Deal for Nature: Guiding principles, milestones, and targets. *Science Advances*, 5, eaaw2869.
- Dudley N., Jeanraud J-P., Markham A. 1996. Conservation in boreal forests under conditions of climate change. *Silva Fennica*, 30: 379–383.
- Duffield S.J., Le Bas B., Morecroft M.D. 2021. Climate change vulnerability and the state of adaptation on England's National Nature Reserves. *Biological Conservation*, 254, 108938.
- Dyderski M.K., Paż S., Frelich L.E., Jagodziński A.M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24: 1150–1163.
- Dzwonko Z., Loster S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *Prace Geograficzne*, 178: 119-132.
- EC 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives. Brussels, COM (2020) 380 final.
- Ellis E.C., Kaplan J.O., Fuller D.Q, Vavrus S., Goldewijk K.K., Verburg P.H. 2013. Used planet: A global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 20: 7978–7985.
- Essl F., Dullinger S., Moser D., Rabitsch W., Kleinbauer I. 2012. Vulnerability of mires under climate change: implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity and Conservation*, 21:655–669.
- Fahse L., Heurich M. 2011. Simulation and analysis of outbreaks of bark beetle infestations and their management at the stand level. *Ecological Modelling*, 222: 1833–1846.
- Flousek J., Telenský T., Hanzelka J., Reif J. 2015. Population Trends of Central European Montane Birds Provide Evidence for Adverse Impacts of Climate Change on High-Altitude Species. *PLoS One*, 10(10): e0139465.
- Frelich L.E. 2016. Seven ways a warming climate can kill the boreal forest. [W:] D. Tomaszewski, A.M. Jagodziński (red.) *Drzewa i lasy w zmieniającym się środowisku*. Poznań: 38–47.
- Freudenberger L., Hobson P., Schluck M., Kreft S., Vohland K., Sommer H., Reichle S., Nowicki C., Barthlott W., Ibisch P.L. 2013. Nature conservation: Priority-setting needs a global change. *Biodiversity and Conservation*, 22: 1255-1281.
- Gaines W.L., Hessburg P.F., Aplet G.H., Henson P., Prichard S.J., Churchill D.J., Jones G.M., Isaak D.J., Vynne C. 2022. Climate change and forest management

- on federal lands in the Pacific Northwest, USA: Managing for dynamic landscapes. *Forest Ecology and Management*, 504, 119794.
- Gómez J.M., González-Megías A., Lorite J., Abdelaziz M., Perfectti F. 2015. The silent extinction: climate change and the potential hybridization-mediated extinction of endemic high-mountain plants. *Biodiversity and Conservation*, 113: 321–335.
- Grace J. 1989. Tree lines. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 324: 233–245. <https://doi.org/10.1098/rstb.1989.0046>.
- Gregow H., Laaksonen A., Alper M.E. 2017. Increasing large scale windstorm damage in Western, Central and Northern European forests, 1951–2010. *Nature, Scientific Reports*, 7:46397.
- Grimm N.B., Stuart Chapin F.S. III, Bierwagen B., Gonzalez P., Groffman P.M., Luo Y., Melton F., Nadelhoffer K., Pairis A., Raymond P.A., Schimel J., Williamson C.E. 2013. The impacts of climate change on ecosystem structure and function. *Frontiers in Ecology and Environment*, 11: 474–482.
- Grodzki W. 2010. The decline of Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. stands in Beskid Śląski and Żywiecki: theoretical concept and reality. *Beskydy*, 3(1): 19–26.
- Grodzki W. 2016. Gradacyjne występowanie kornika drukarza *Ips typographus* (L.) (Col.: Curculionidae, Scolytinae) w aspekcie kontrowersji wokół Puszczy Białowieskiej. *Leśne Prace Badawcze*, 77(4): 324–331.
- GUS 2021. *Rocznik Statystyczny Leśnictwa*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Hagerman S., Dowlatabadi H., Chan K.M.A., Satterfield T. 2010. Integrative propositions for adapting conservation policy to the impacts of climate change. *Global Environmental Change*, 20: 351–362.
- Hanewinkel M., Cullmann D.A., Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J., Zimmermann N.E. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3: 203–207.
- Hannah L., Midgley G.F., Millar D. 2002. Climate change-integrated conservation strategies. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 485–495.
- Hannah L., Midgley G., Andelman S., Araújo M., Hughes G., Martinez-Meyer E., Pearson R., Williams P. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and Environment*, 5: 131–138.
- Hanson P.J., Griffiths N.A., Iversen C.M., Norby R.J., Sebestyen S.D., Phillips J.R., Chanton J.P., Kolka R.K., Malhotra A., Oleheiser K.C., Warren J.M., Shi X., Yang X., Mao J., Ricciuto D.M. 2020. Rapid Net Carbon Loss From a Whole Ecosystem Warmed Peatland. *AGU Advances*, 1, e2020AV000163.
- Heller N.E., Zavaleta E.S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142: 14–32.

- Hermý M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokda C., Lawesson J.E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, 91: 9–22.
- Hlásny T., Mokroš M., Dobor L., Merganičová K., Lukac M. 2021. Fine scale variation in projected climate change presents opportunities for biodiversity conservation in Europe. *Nature, Scientific Reports*, 11:17242.
- Holeksa J. 1997. Wielkość rezerwatów a możliwość ochrony naturalnych ekosystemów leśnych. *Ochrona Przyrody*, 54: 3–13.
- Holeksa J. 2018. Porządek w zaburzeniu. *Academia. Magazyn Polskiej Akademii Nauk. Wydanie specjalne*, 1/4/2018: 6–10.
- Holeksa J., Mirek Z. 2019. Wielofunkcyjna gospodarka leśna – mit czy rzeczywistość? [W:] K. Szabla (red.). *Wielofunkcyjna gospodarka leśna wobec oczekiwań przemysłu drzewnego i ochrony przyrody*. Polskie Towarzystwo Leśne, Darłówko: 5–34.
- Holeksa J., Zielonka T., Żywiec M., Fleischer P. 2016. Identifying the disturbance history over a large area of larch–spruce mountain forest in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 361: 318–327.
- Holeštová A., Douda J. 2022. Plant species over-occupancy indicates river valleys are natural corridors for migration. *Plant Ecology*, 223: 71–83.
- IPCC 2021. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. (In Press). https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf (dostęp: 10.03.2022)
- Janssen J.A.M., Rodwell J.S., Criado M.G., Gubbay S., Haynes T., Nieto A., Sanders N., Landucci F., Loidi J., Ssymank A., Tahvanainen T., Valderrabano M., Acosta A., Aronsson M., Arts G., Attorre F., Bergmeier E., Bijlsma R.-J., Biorret F., Biță-Nicolae C., Biurrun I., Calix M., Capelo J., Čarni A., Chytrý M., Dengler J., Dimopoulos P., Essl F., Gardfjell H., Gigante D., del Galdo G., Hájek M., Jansen F., Jansen J., Kapfer J., Mickolajczak A., Molina J.A., Molnár Z., Paternoster D., Piernik A., Poulin B., Renaux B., Schaminée J.H.J., Šumberová K., Toivonen H., Tonteri T., Tsiripidis I., Tzonev R., Valachovič M. 2016. *European Red List of Habitats Part 2. Terrestrial and freshwater habitats*. European Commission: Brussels, Belgium.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R.W., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J.M., Zalewska H., Pilot M. 2005.

- Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską sieć Natura 2000 w Polsce. Opracowanie wykonane dla Ministerstwa Środowiska w ramach realizacji programu Phare PL0105.02 „Wdrażanie Europejskiej Sieci Ekologicznej na terenie Polski”. Białowieża.
- Kaplan J.O., Krumhardt K.M., Gaillard M.-J., Sugita S., Trondman A.-K., Fyfe R., Marquer L., Mazier F., Nielsen A.B. 2017. Constraining the Deforestation History of Europe: Evaluation of Historical Land Use Scenarios with Pollen-Based Land Cover Reconstructions. *Land* 6, 91.
- Korpeľ Š. 1982. Degree of equilibrium and dynamical changes of the forest on example of natural forests of Slovakia. *Acta. Fac. For. Zvolen*, 24: 9–31.
- Kullman L. 1988. Holocene history of the forest-alpine tundra ecotone in the Scandes Mountains (central Sweden). *New Phytologist*, 108: 101–110.
- Lenoir J., Gégout J.C., Marquet P.A., de Ruffray P., Brisse H. 2008. A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science*, 320: 1768–1771.
- Liro A., Głowacka I., Jakubowski W., Kaftan J., Matuszkiewicz A., Szacki J. 1995. Koncepcja krajowej sieci ekologicznej Econet-Polska. Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
- Liro A. (red.) 1998. Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej Econet-Polska. Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
- Loss S.R., Terwilliger L.A., Peterson A.C. 2010. Assisted colonization: Integrating conservation strategies in the face of climate change. *Biological Conservation*, 144: 92–100.
- Luyssaert S., Schulze E.-D., Börner A., Knohl A., Hessenmöller D., Law B.E., Ciais P., Grace J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455: 213–215.
- Mawdsley J.R., O'Malley R., Ojima D.S. 2009. A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 23: 1080–1089.
- McGuire J.L., Lawler J.J., McRae B.H., Nuñez T.A., Theobalde D.M. 2016. Achieving climate connectivity in a fragmented landscape. *PNAS*, 113: 7195–7200.
- Milad M., Schaich H., Konold W. 2013. How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. *Biodiversity and Conservation*, 22:1181–1202.
- Meyer T., Kiener H., Krenova Z. 2009. The Wild Heart of Europe. *International Journal of Wilderness*, 15(3): 33–40.
- Molinos J.G., Halpern B.S., Schoeman D.S., Brown C.J., Kiessling W., Moore P.J., Pandolfi J.M., Poloczanska E.S., Richardson A.J., Burrows M.T. 2015. Climate

- velocity and the future global redistribution of marine biodiversity. *Nature Climate Change*, 6: 83–88.
- Moore P.D. 2002. The future of cool temperate bogs. *Environmental Conservation*, 29: 3–20.
- Newmann E.A. 2019. Disturbance Ecology in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 147. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00147>.
- Odum E.P. 1977. *Podstawy ekologii*. PWRiL, Warszawa.
- Pearson R.G., Dawson T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361–371.
- Pickett S.T., White P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Pickett S.T.A., Thompson J.N. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 13: 27–37.
- 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*. New York: Chapman & Hall: 66–88.
- Pimm S.L., Jenkins C.N., Li B.V. 2018. How to protect half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity. *Science Advances*, 4: 1–9.
- Raffa K.F., Aukema B.H., Bentz B.J., Carroll A.L., Hicke J.A., Turner M.G., Romme W.H. 2008. Cross-scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: The Dynamics of Bark Beetle Eruptions. *BioScience*, 58: 501–517.
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Rice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B., Wissmar R.C. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 433–455.
- Roberts C.M., O’Leary B.C., Hawkins J.P. 2020. Climate change mitigation and nature conservation both require higher protected area targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society London*. B 375, 20190121.
- Rodwell J., Janssen J., Gubbay S., Schaminée J. 2013. *Red List Assessment of European Habitat Types – a feasibility study*. European Commission, Brussels, Belgium.
- Sala E., Rechberger K. 2018. Protecting Half the Ocean? [W:] R. Desai, H. Kato, H. Kharas, J. McArthur (red.) *From Summits to Solutions: Innovations in Implementing the Sustainable Development Goals*. Brookings Institution Press, Washington D.C: 239–261.
- Schaich H., Milad M. 2013. Forest biodiversity in a changing climate: which logic for conservation strategies? *Biodiversity and Conservation*, 22: 1107–1114.

- Scharlemann J.P.W., Tanner E.V.J., Hiederer R., Kapos V. 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5: 81–91.
- Scheffers B.R., De Meester L., Bridge T.C.L., Hoffmann A.A., Pandolfi J.M., Corlett R.T., Butchart S.H.M., Pearce-Kelly P., Kovacs K.M., Dudgeon D., Pacifici M., Rondinini C., Foden W.B., Martin T.G., Mora C., Bickford D., Watson J.E.M. 2016. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science*, 354(6313).
- Seidl R., Schelhaas M.-J., Rammer W., Verkerk P.J. 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*, 4: 806–810.
- Shugart H.H. 1984. *A theory of forest dynamics*. Springer-Verlag, New York.
- Singer S.F. 1970. Will the World Come to a Horrible End? *Science*, 170(3594).
- Sommerfeld A., Rammer W., Heurich M., Hilmers T., Müller J., Seidl R. 2021. Do bark beetle outbreaks amplify or dampen future bark beetle disturbances in Central Europe? *Journal of Ecology*, 109: 737–749.
- Sonntag S., Fourcade Y. 2022. Where will species on the move go? Insights from climate connectivity modelling across European terrestrial habitats. *Journal for Nature Conservation*, 66, 126139.
- Sperle T., Bruelheide H. 2021. Climate change aggravates bog species extinctions in the Black Forest (Germany). *Diversity and Distributions*, 27: 282–295.
- Stein B.A., Staudt A., Cross M.S., Dubois N.S., Enquist C., Griffis R., Hansen L.J., Hellmann J.J., Lawler J.J., Nelson E.J., Pairis A. 2013. Preparing for and managing change: climate adaptation for biodiversity and ecosystems. *Frontiers in Ecology and Environment*, 11: 502–510.
- Suggitt A.J., Gillingham P.K., Hill J.K., Huntley B., Kunin W.E., Roy D.B., Thomas C.D. 2011. Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. *Oikos* 120: 1–8.
- Taradejna M. 2004. Dwa lata po huraganie w Puszczy Piskiej. *Las Polski* 19: 16–17.
- Theurillat J.P., Guisan A. 2001. Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: A review. *Climate Change*, 50: 77–109.
- Thomann M., Imbert E., Engstrand R.C., Cheptou P.-O. 2015. Contemporary evolution of plant reproductive strategies under global change is revealed by stored seeds. *Journal of Evolutionary Biology*, 28: 766–778.
- Thrush S.F., Dayton P.K. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 33: 449–473.
- Titleya M.A., Butchart S.H.M., Jones V.R., Whittingham M.J., Willis S.G. 2021. Global inequities and political borders challenge nature conservation under climate change. *PNAS*, 118(7), e2011204118.

- Wesołowski T., Gutowski J., Jaroszewicz B., Kowalczyk R., Niedziałkowski K., Rok J., Wójcik J. 2018. Park Narodowy Puszczy Białowieskiej – ochrona przyrody i rozwój lokalnych społeczności. www.forestbiology.org, Article 2: 1–28.
- Wielkoobszarowa 2010. Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów. Wyniki I cyklu (Lata 2005–2009). Sękocin Stary.
- Wielkoobszarowa 2021. Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów. Wyniki za okres 2016–2020. Sękocin Stary.
- Wilson E.O. 2016. *Half Earth: Our Planet's Fight for Life*. New York: Liveright Publishing Corporation.
- Wolf A., Zimmerman N.B., Anderegg W.R.L., Busby P.E., Christensen J. 2016. Altitudinal shifts of the native and introduced flora of California in the context of 20th-century warming. *Global Ecology and Biogeography*, 25: 418–429.
- Wu J., Loucks O.L. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review Biology*, 70: 439–466.
- Zaręba R. 1986. *Puszcze, bory i lasy Polski*. Wyd. III, PWRiL, Warszawa.

Edward Marszałek

Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Krośnie
edward.marszalek@krosno.lasy.gov.pl

Lasy dla klimatu w komunikacji społecznej

Zatrzymanie niekorzystnych zmian klimatu to rola w dużej mierze przypisywana lasom, jako wielkiemu stabilizatorowi warunków środowiskowych. W polskich warunkach rodzi to szereg zobowiązań, które stoją przed Lasami Państwowymi (LP), jako zarządcą ogromnej większości obszarów leśnych. Prócz nowych, pojawiających się w związku z tym zadań, organizacja zarządzająca tym zasobem przyrodniczym musi zmierzyć się z nowymi społecznymi oczekiwaniami. Rodzi to również powinności w zakresie informowania społeczeństwa o podejmowanych działaniach, a zatem konieczne jest wytworzenie swego rodzaju strategii public relations w tym zakresie.

WAŻNY PRZEKAZ: DLACZEGO LASY MAJĄ WPŁYW NA KLIMAT?

Treści na ten temat dostępne są dziś w programach szkolnych i w ramach lekcji terenowych. Przełożenie ich na działalność edukacyjną LP może następować przez włączanie się leśników w proces programowy, czemu służy zainaugurowany w czerwcu 2021 projekt „Leśna szkoła z klimatem”. To program opracowany we współpracy ministerstw Klimatu i Środowiska oraz Edukacji i Nauki. Zakłada on uczenie przez działanie i wspólne spędzanie czasu na łonie natury, a także inspirację do działań sprzyjających środowisku. Oferta ta jest skierowana do szkół i nauczycieli i ma szczególne znaczenie w czasach wychodzenia z pandemii.

Lasy Państwowe dysponują potężnym zapleczem edukacyjnym, które stanowią 54 ośrodki edukacji przyrodniczo-leśnej oraz ponad 270 izb edukacji leśnej. Na tablicach edukacyjnych, rozmieszczonych na setkach ścieżek edukacyjnych, od lat można przeczytać:

- transpiracja drzew wiąże się z retencyjnymi właściwościami lasu. W pełni sezonu wegetacyjnego z 1 ha lasu trafia drogą transpiracji do atmosfery od kilku do kilkudziesięciu ton wody w ciągu doby;
- aby zbudować 1 kg suchej masy, sosna musi wytranspirować średnio około 250, a buk około 350 litrów wody;

- las zwiększa wilgotność powietrza, zmniejsza dobowe, okresowe i roczne amplitudy temperatury, co skutkuje intensywną kondensacją pary wodnej i zwiększeniem sumy i częstotliwości opadów;
- las zmniejsza też intensywność promieniowania słonecznego i zwiększa udział promieniowania rozproszonego w promieniowaniu całkowitym itd.

To tylko wybrane hasła, które nawiązują do klimatycznie funkcji lasu, choć w społecznej świadomości wcale nieoczywiste.

W najnowszym opracowaniu „Społeczna odpowiedzialność Lasów Państwowych” kwestie wspierania klimatu zamknięto w kilku punktach (Leśne Gospodarstwa Węglowe, Las Energii, Mała retencja nizinna i górską, Termomodernizacja budynków) prezentujących projekty aktualnie realizowane przez organizację, a dotyczące stricte kwestii klimatycznych. Warto jednak wskazać, że treści wiążących się z przekazem o klimatycznej roli lasu w naszym otoczeniu jest o wiele więcej. Można choćby wskazywać na wartość drewna w obrocie węgla atmosferycznego.

Stąd kluczowy komunikat „Drewno jest z lasu” warto wiązać właśnie z kwestiami klimatycznymi. Drewno bowiem należy promować jako produkt o mniejszym śladzie węglowym niż paliwa kopalne, których wydobycie i zużycie napędza efekt cieplarniany. W przeciwieństwie do paliw kopalnych, takich jak ropa naftowa czy węgiel kamienny, uwalniany w wyniku spalania drewna CO_2 stanowi gaz obecny już wcześniej w atmosferze, a więc bilans tego gazu jest stały. Tyle CO_2 , ile drzewo pochłonie w czasie swojego życia, odda w czasie jego spalania. Warto zwracać uwagę, że takie same ilości CO_2 trafiają do atmosfery w wyniku gnicia drewna, bo „Bilans musi wyjść na zero!” W każdym razie nie jest to bilans dla klimatu niekorzystny.

Istotne jest więc promowanie wykorzystania drewna zamiast: ropy, węgla, tworzyw sztucznych i wysoko przetworzonych materiałów w procesach pochłaniających duże ilości energii.

I jeszcze jedna istotna kwestia, stężenie CO_2 rośnie przede wszystkim dlatego, że jest nas na planecie coraz więcej. W ciągu minionych 60 lat liczba ludności świata wzrosła czterokrotnie, przekraczając sześć miliardów. To w oczywisty sposób skutkowało deforestacją wielkich obszarów Ziemi (ryc. 1, ryc. 2).

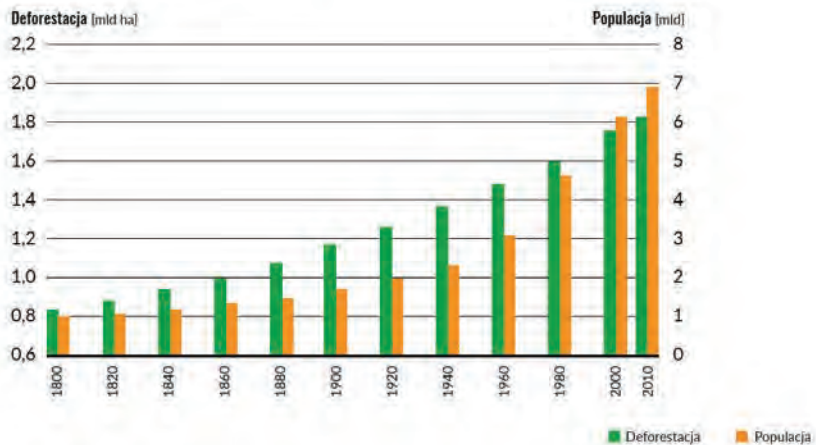
CO ROBIĄ LASY PAŃSTWOWE, ABY CHRONIĆ KLIMAT?

W komunikacji obowiązuje zasada zwięzłości treści, zatem warto mieć w pamięci kilka podstawowych działań leśnictwa na rzecz klimatu. Na pewno częstszego wspomniania wymaga „Specjalny projekt Leśnych Gospodarstw Węglowych”, choć jego założenia nie dla wszystkich mogą być zrozumiałe.

Łatwiejszy do przyswojenia jest przekaz, że „zmieniany jest skład gatunkowy drzewostanów, stosownie do zmieniających się warunków klimatycznych”. Tu

dość łatwo objaśniać skutki zmian temperatury i nawodnienia dla trwania poszczególnych gatunków i ich powolną wymianę stosownie do wymagań siedliskowych. Różnicowanie struktury wiekowej i gatunkowej ma rzeczywisty wymiar już od dziesięcioleci, bowiem według danych GUS, dziś drzew gatunków liściastych w polskich lasach jest ok. 32%, podczas gdy w 1945 r. było ich zaledwie 13%.

■ Wzrost ludności na świecie i deforestacji w latach 1800–2010



Rycina 1. Wzrost liczby ludności na świecie i deforestacji w latach 1800–2010. Źródło: Poradnik „Zrównoważony rozwój w edukacji leśnej” przygotowany przez Centrum Edukacji Obywatelskiej we współpracy z Lasami Państwowymi. 2015: 23



<http://www.worldometers.info/world-population/>

Rycina 2. Ludność świata na przestrzeni dziejów. Źródło: <https://www.worldometers.info/population/> – dostęp 13.03.2022 r.

Bardzo dobrze sprzedają się w mediach projekty małej retencji nizinnej i górskiej, gdyż łatwo dotrzeć do świadomości odbiorcy ze „spowolnieniem odpływu wód z terenów leśnych”, jak też z zatrzymaniem wody w zbiornikach śródleśnych. Dużo trudniej już komunikować związek tysięcy urządzeń drogowych wykonanych w ramach programu z rzeczywistą retencją wodną. Fakt, że w ciągu ostatnich 10 lat Lasy Państwowe zbudowały niemal 15 tys. różnych obiektów hydrologicznych zatrzymujących w lasach dodatkowo kilkadziesiąt mln m³ wody, najlepiej ilustrować jednym lub kilkoma przykładami działającymi na wyobraźnię.

Pozytywnie brzmią hasła „przywracania terenów podmokłych”, kiedyś osuszanych, jak również ochrony torfowisk jako rezerwuarów wody oraz węgla w gruncie. Należałoby je częściej wykorzystywać, oczywiście z konkretnymi przykładami.

Wśród motywów kluczowych godne uwagi są dane na temat zwiększenia powierzchni lasów w Polsce z 21% w 1945 r. do 30% obecnie. Ważne też, że leśne szkółki hodują ok. 800 mln sadzonek rocznie, a większość z nich, 500 mln, jest sadzona na gruntach w zarządzie LP. Do wyobraźni przemawiać powinien fakt, że zwiększa się zasobność lasów liczona w metrach sześciennych drewna. Obrazowo warto też podawać, że na statystycznego Polaka przypada o ponad 60 drzew więcej niż w 1989 roku i – co ważne – rośnie wciąż średni wiek tych drzew.

DO KOGO I O CZYM MÓWIMY?

Kwestie klimatyczne w komunikacji społecznej trzeba adresować do możliwie szerokich kręgów, zwracając jednak uwagę na różnicowanie formy i treści przekazu. Do młodzieży i nauczycieli musi on być bardziej rzeczowy i powiązany z programem nauczania, natomiast w luźniejszej formie należy komunikować się z grupami osób starszych lub zróżnicowanymi wiekowo. Należy absolutnie unikać nachalności, natomiast treści najlepiej podawać w formach warsztatowych i w drodze dyskusji z adresatami.

Istotną grupą oddziaływania powinni być też sami pracownicy Lasów Państwowych, którzy na co dzień kształtują wizerunek organizacji. Leśnik musi rozumieć współczesne zagrożenia dla klimatu, bo trudno być przekonującym, jeśli samemu nie ma się przekonania do głoszonych treści.

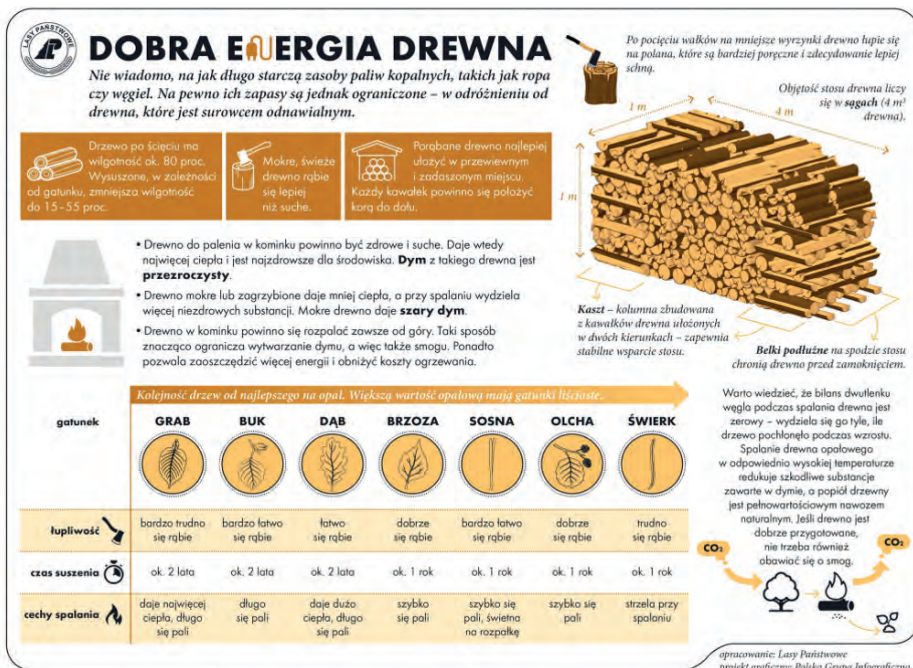
Poważnym problemem w komunikacji jest przełamanie nadwrażliwości coraz szerszych kręgów współczesnego społeczeństwa na pozyskanie drewna i wycinania drzew.

Z kolei taktyka działań komunikacyjnych powinna być dostosowywana do konkretnych sytuacji, jednak musi się opierać na ogromnej różnorodności zdarzeń w leśnictwie. Warto wyszczególnić całą gamę tematów stanowiących źródło pozytywnej informacji:

- hodowla i ochrona lasu,
- program małej retencji,
- ochrona przyrody w warunkach użytkowania leśnych zasobów,
- zdarzenia losowe w lesie (klęski),
- ciekawostki przyrodnicze.

Z doświadczenia wynika, że są to tematy i motywy, wokół których warto budować swój przekaz. Należy pamiętać o zwartej treści, zamkniętej do wybranego motywu. Warto też iść w uproszczenia przekazu, by nie męczyć odbiorcy nadmiarem faktów, liczb czy naukowych wywodów.

Dużą pomocą mogą być infografiki, dające wielkie pole interpretacji i pozwalające na swobodne zdobywanie wiedzy przez zróżnicowane gremia. Godne szerszego upowszechnienia są projekty wykonywane przez Polską Grupę Infograficzną, wiele z nich prezentowanych jest już na stronach internetowych LP i w mediach społecznościowych. Ciekawym przykładem może być motyw drewna jako źródła energii (ryc. 3).



Rycina 3. Przykład infografiki „Dobra energia z drewna”

JAK MÓWIĆ O KLIMACIE?

Lasy nie mogą przyjmować pasywnej postawy wobec wyzwań klimatycznych. Budowane treści muszą być w zgodzie z najnowszym przekazem naukowym.

Rodzi to jednak również zobowiązania ze strony nauki, by dążyć do popularyzacji efektów naukowych dociekań, ale w sposób przystępny dla konkretnego odbiorcy. Dobrym przykładem tekstu adresowanego do leśników jest artykuł dr. Wojciecha Gila „Leśnictwo przyjazne klimatowi” (Gil 2022).

Narracja Lasów Państwowych powinna mieć charakter kampanii apolitycznej, nastawionej na cele i działania edukacyjne, a skierowanej do sprecyzowanej grupy odbiorców.

Bardzo cenne jest zaangażowanie się ambasadorów (ekspertów), którzy mając dużą wiarygodność, zwiększą siłę przekazu dla określonych grup docelowych. Należy używać prostych, krótkich komunikatów z konkretnymi danymi liczbowymi. Warto zwracać uwagę, by kwestie klimatu wiązać z funkcją ogólnoprzyrodniczą lasów, a więc dbaniem, by żyjące w nich rośliny i zwierzęta miały jak najlepsze warunki, a także by zachować optymalną różnorodność biologiczną. W tę funkcję doskonale wpisują się ważne działania leśnictwa mające na celu przeciwdziałanie skutkom zmian klimatycznych. To przede wszystkim: zatrzymywanie wody w lesie, zapobieganie suszom i powodziom, redukcja dwutlenku węgla.

Ważne są też kanały komunikacji. Dotarcie do szerokich grup odbiorców wymaga współpracy z mediami o zasięgu krajowym, ale nie można lekceważyć mediów lokalnych. Tu zaś jest duża rola rzeczników prasowych regionalnych dyrekcji LP i osób pełniących te funkcje w nadleśnictwach.

Jednostki LP posiadają też ważne własne narzędzia komunikacji, jak choćby profile w mediach społecznościowych. Wiele nadleśnictw wypracowało już sobie dobrą markę, mając kilkanaście do kilkudziesięciu tysięcy stałych fanów. Rekordzistą jest tu Nadleśnictwo Baligród mające ponad 233 tysiące stałych użytkowników. Interakcje każdego z postów liczone są w tysiącach, co pokazuje siłę przekazu. Rzadko też na tym profilu pojawiają się komentarze negatywne.

Poszerzenie grup odbiorców Lasów Państwowych może następować poprzez współpracę z mediami zewnętrznymi, organizacjami społecznymi i wspieranie ich projektów, a także wykorzystanie nieszablonowych narzędzi komunikacji.

Każda sposobność jest w tym względzie dobra, ale szczególnie to Międzynarodowy Dzień Lasów (MDL), obchodzony 21 marca, ustanowiony przez Zgromadzenie Ogólne ONZ.

Co roku organizatorzy MDL zachęcają kraje do podejmowania różnych działań na rzecz lasów; sadzenia drzew, organizowania konkursów, wystaw czy innych inicjatyw na poziomie lokalnym, krajowym czy międzynarodowym, których celem jest uświadamianie roli i znaczenia lasów i drzew.

Tematem przewodnim obchodów w 2021 roku była „Odbudowa lasów: droga do odnowy i dobrego samopoczucia”. Tym samym rozpoczęto też ustanowioną przez ONZ Dekadę Odbudowy Ekosystemów, której celem jest zapobieganie degradacji

ekosystemów na całym świecie, powstrzymanie i odwrócenie tego dramatycznego procesu.

W czasach, gdy świat traci co roku 10 milionów hektarów lasów, a degradacja drzewostanów zwiększa emisję gazów cieplarnianych, przywracanie lasów i zrównoważona gospodarka leśna jawi się jako panaceum na problemy związane z ocieplaniem klimatu i spadkiem różnorodności biologicznej.

Z kolei hasło MDL na rok 2022 brzmiało: „Lasy a zrównoważona produkcja i konsumpcja”. Niezwykle istotny jest udział Lasów Państwowych w tym corocznym wydarzeniu. Treści związane z ochroną klimatu obecne są w kampanii LP „DLA LASU. DLA LUDZI”.

Warto przytoczyć kilka komunikatów kluczowych prezentowanych w treściach Międzynarodowego Dnia Lasu nawiązujących do kwestii klimatycznych:

- zdrowe drzewa to zdrowi ludzie;
- żywność z lasu to zdrowa dieta;
- przywracanie lasów wzbogaci nasze środowisko;
- zrównoważone leśnictwo może stworzyć miliony zielonych miejsc pracy;
- możliwe jest odtworzenie zdegradowanych terenów na ogromną skalę;
- liczy się każde drzewo;
- zaangażowanie i umożliwienie ludziom zrównoważonego użytkowania lasów jest kluczowym krokiem w kierunku pozytywnych zmian.

Godna promocji jest też koncepcja „Climate Smart Forestry” (CSF), zakładająca „leśnictwo przyjazne dla klimatu” z uwzględnieniem funkcji produkcyjnych lasów. Mimo że brak jeszcze kompleksowej i spójnej polityki wdrażania CSF, należy przyjąć, że będzie ona znajdowała wsparcie w szeroko rozumianym sektorze leśnym w całej Europie, choć wymaga dostosowania do lokalnych kontekstów.

LASY KLIMATYCZNE I LECZENIE LASEM

Wyczulenie na kwestie zmian klimatycznych ma też swoje pozytywne przełożenie na postawy ludzi wobec lasów. Przeorientowaniu powinna ulec treść i waga tematów współczesnej edukacji leśnej, jak również jej formy i adresaci. Proponuje się zwiększyć aktywność nadleśnictw działających w obszarze uzdrowisk i kierowanie mocniejszego przekazu do kuracjuszy, jako naturalnych beneficjentów dóbr pochodzących z lasów o cechach klimatycznych. Uzdrowska funkcja lasów w oczywisty sposób łączy się z klimatem, zaś trafianie do tej grupy interesariuszy jest o tyle skuteczne, że ułatwione są relacje bezpośrednie w ramach organizowanych wydarzeń. Warto powielać i upowszechniać dobre praktyki w tym zakresie, znane z lasów uzdrowskich wokół Iwonicza Zdroju i Rymanowa Zdroju (teren

RDLP w Krośnie). Inne formy działania to plenery rzeźbiarskie z udziałem znanych twórców, przyciągające całe rzesze kuracjuszy, jak również cotygodniowe spacerory z leśnikiem. Te pierwsze pozwalają na przeżywanie procesu twórczego przez widza, ale też oswajają z drewnem jako surowcem. Te ostatnie zaś dają niepowtarzalną sposobność docierania z przekazem do grupy mocno zróżnicowanej, bo pojawiającej się na zasadzie przypadkowego doboru. Praktyka z kilkunastu takich spacerów prowadzonych w 2021 roku w lesie iwonickim pozwala jednak zdecydowanie rekomendować tę formę komunikacji z szerokim przekrojem osób dorosłych.

Kolejne zagadnienie godne uwagi to cały zespół tematów związanych z szeroko pojętą sylwoterapią. Upowszechnianie się tzw. „leśnych kąpielí”, ich lecznicza rola, zwłaszcza w sferze psychicznej, będzie rosła, a co za tym idzie wzrośnie też zapotrzebowanie na las jako „świątynię dumania”.

Kryzys klimatyczny rodzi też kryzysy medialne i poza medialne sytuacje kryzysowe. Postępowanie w takich przypadkach musi być skoordynowane i opierać się na przekazie prawdy, nawet najbardziej bolesnej. Należy mieć przygotowane scenariusze działań w takich okolicznościach.

Zasadne jest również ujmowanie tej tematyki do programu szkoleń rzeczników prasowych RDLP i osób odpowiedzialnych za komunikację społeczną w nadleśnictwie. Warto też w ramach hasła „działaj lokalnie” ożywiać PR w nadleśnictwach. Pracownicy ds. kontaktów zewnętrznych czy zajmujący się edukacją przyrodniczo-leśną powinni poszerzyć zakres oddziaływania społecznego na media lokalne, do których trudno dotrzeć rzecznikowi ze szczybla regionu.

Powyższe należy uwzględniać w planowaniu gospodarki leśnej, zwłaszcza w obrębie uzdrowisk.

Summary

Edward Marszałek

Regional Directorate of State Forests in Krosno
edward.marszalek@krosno.lasy.gov.pl

Forests for the climate in social communication

The issue of climate change presents new economic, conservation, and breeding challenges for State Forests, but a major challenge is also shifting communications policy to issues related to State Forests' climate action. It is both an obligation to inform society about our organization's activities as a state agency and a valuable opportunity to influence the positive attitudes of individuals and groups.

The paper discusses key messages related to practical forestry activities, such as: increasing forest area, enriching species composition, improving retention function, creating a special operation to increase the absorption of carbon dioxide from the atmosphere, i.e. the whole complex of activities related to the adaptation of forests to changing climatic conditions.

For the above reasons, the content and meaning of the topics of contemporary forest education, as well as its forms, should be reoriented. The author suggests strengthening the activities of forest districts in the area of health resorts and sending a clear message to patients. The health resort function of forests is unconsciously and obviously linked to the climate, and to reach this group of stakeholders, direct relations, for example, in the framework of educational walks with the forester are useful. The author mentions good practices from the area of the RDSF in Krosno.

Another related topic is the whole range of issues connected with widely understood sylvotherapy. The spread of the so-called "Forest baths", their healing role, especially in the mental sphere, will increase and with it the demand for the forest as a "temple of contemplation". All this should be taken into account when planning forest management, especially in health resorts.

Employees of the State Forests, who shape the image of the organization, should also be an important influencing group. The forester must understand the current threats to the climate, because it is difficult to be persuasive if you yourself are not convinced of the content being promulgated. A serious problem in communication is overcoming the hypersensitivity of increasingly broad segments of today's society to logging and tree cutting in general. The key message "wood comes from the forest" should therefore be linked to the message about the climatic role of wood in our environment. Climate issues in social communication should be addressed to the widest possible audience, but care should be taken to differentiate the form and content of the message. An important tool here is any mass, occasional, large-scale event that provides an opportunity to reach out with a global

message: e.g., Earth Day, Environmental Protection Day, International Forest Day, Forest Day (as a Polish tradition), World Wetlands Day, as well as regional occasions where you can disseminate content closer to local communities.

LITERATURA

DGLP 2021. Społeczna odpowiedzialność Lasów Państwowych. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 20–22.

Gil W. 2022. Leśnictwo przyjazne klimatowi. Las Polski, 3: 12-14.

https://www.cilp.lasy.gov.pl/aktualnosci/-/asset_publisher/MJZ5I75cTVoI/content/rusza-program-lesna-szkola-z-klimatem- Dostęp 12.03.2022 r.

<https://www.facebook.com/NadlesnictwoBaligrodLasyPanstwowe> / Dostęp 14.03.2022 r.

<https://www.fao.org/international-day-of-forests/en> / Dostęp 13.03.2022 r.

WNIOSKI Z XII SESJI ZIMOWEJ SZKOŁY LEŚNEJ PRZY IBL „WPŁYW ZMIAN KLIMATU NA ŚRODOWISKO LEŚNE”

Poniższe wnioski ze względu na różnorodność prezentowanych zagadnień nie wyczerpują całej złożoności tematyki poruszanej w trakcie Sesji. Zostały one przedstawione w formie syntetycznej.

1. Zmiany klimatu mają wielokierunkowy wpływ na środowisko leśne, co wymaga prowadzenia wieloaspektowych badań zmierzających do zrozumienia, a następnie minimalizacji ich negatywnych efektów w dłuższej skali czasowej.
2. Badania naukowe w leśnictwie powinny w szerszym niż dotychczas zakresie dostarczać argumentów na rzecz alternatywnych scenariuszy prowadzenia gospodarki leśnej: 1) aktywna gospodarka leśna, tj. przebudowa lasów pod kątem adaptacji do zmian klimatu oraz odmładzanie drzewostanów, jako instrument intensyfikacji wiązania węgla przez lasy; 2) ochrona bioróżnorodności, ochrona i powiększanie powierzchni starodrzewów, postarzanie drzewostanów, zwiększanie powierzchni lasów wyłączonych z użytkowania.
3. Aktualne problemy ochrony lasu wynikają przede wszystkim z pogarszającego się stanu zdrowotnego drzewostanów wskutek systematycznego oddziaływania ekstremalnych zjawisk pogodowych będących następstwem zmian klimatu. Do problemów tych zaliczyć można osłabienie i/lub zamieranie drzewostanów świerkowych, sosnowych, bukowych, dębowych i jesionowych, masowo atakowanych przez owady lub zasiedlanych przez patogeniczne grzyby. Na stan zdrowotny lasów szczególnie wpływ mają cyklicznie pojawiające się silne wiatry i gradacje owadów, czego przykładem są masowe pojawy szkodników wtórnych na terenach Polski i Republiki Czeskiej.
4. Ocieplenie klimatu zwiększa prawdopodobieństwo pojawienia się w naszym kraju nowych gatunków szkodników i patogenów grzybowych, typowych dla obszarów o wyższych temperaturach powietrza. Podnoszeniu zdrowotności drzew i drzewostanów w sytuacji wzrastającej intensywności występowania szkodliwych czynników abiotycznych i biotycznych sprzyja stwarzanie warunków do zwiększania się różnorodności biologicznej grzybów mykoryzowych oraz dbałość o ich stan i ochronę.
5. Zmiany klimatu determinują biologię i ekologię owadów, co z kolei ma wpływ na prognozowanie ich występowania w aspekcie integrowanej ochrony lasu. Łączenie danych zebranych w trakcie różnych obserwacji i badań naukowych

z modelami opartymi na tych danych daje niezwykle ważne narzędzie w badaniu dynamiki populacji owadów.

6. Zmiany klimatu są przyczyną powstawania wielkoobszarowych pożarów lasów. Jedną z metod ograniczania ich rozmiaru jest efektywny system prognozowania oparty na modelowaniu danych. Stałe doskonalenie metod oceny ryzyka pożarowego stanowi podstawę zmian w organizacji systemu ochrony przeciwpożarowej.
7. Ocieplenie klimatu zwiększa prawdopodobieństwo pojawienia się w Polsce nowych wektorów rozprzestrzeniania się chorób zakaźnych. Jest to istotny czynnik wpływający na występowanie, dotąd nieznanych lub uważanych za niestwarzające ryzyka, epidemii chorób zwierząt gospodarskich lub dziko żyjących. Łagodzenie skutków lub zapobieganie temu zjawisku wymaga ścisłej, interdyscyplinarnej współpracy, wyrażającej się poprzez zaangażowanie zasobów finansowych, technicznych i intelektualnych m.in. leśników, lekarzy weterynarii, zoologów, epidemiologów, samorządowców, prawników itd. Przykładem tych działań jest obecnie realizowany krajowy program zapobiegania rozprzestrzenianiu się ASF.
8. Szkody powodowane w lasach przez czynniki abiotyczne i biotyczne towarzyszyły gospodarce leśnej od zawsze, jednak obecnie stale zwiększa się ich skala i częstotliwość. W tej sytuacji niezbędne jest podejmowanie działań mających na celu podniesienie potencjału adaptacyjnego lasów zagospodarowanych do zachodzących zmian klimatycznych. Biorąc pod uwagę, jako główne kryteria, stopień odporności drzewostanów na różne czynniki zakłócające oraz ich zdolność do adaptowania się do zmian zachodzących w środowisku, wydaje się, że najlepiej w tym przypadku sprawdzają się takie metody hodowlane, które prowadzą do kształtowania lasów o możliwie zróżnicowanej strukturze (genetycznej, gatunkowej, wiekowej, przestrzennej), w możliwie jak najmniejszej skali przestrzennej.
9. Jednym z największych wyzwań, przed jakim stoi polskie leśnictwo, jest opracowanie i przyjęcie odpowiednich strategii hodowlanych, które zagwarantują zarówno stabilność ekosystemów leśnych, jak i ciągłość dostaw drewna. Dlatego należy rozważyć także rozwiązania niekonwencjonalne, pozwalające na dodatkowe rozproszenie ryzyka hodowlanego przez migrację wspomaganą oraz hodowlę gatunków nierodzimych takich jak na przykład daglezwia, która w pewnym zakresie warunków siedliskowych może być znacznie lepiej przystosowana do zmieniających się warunków klimatycznych niż gatunki rodzime. Rozwiązania te będą wymagały jednak zmian w obowiązujących przepisach prawa.
10. Wyniki i wnioski z badań prowadzonych z wykorzystaniem wież monitorujących strumienie dwutlenku węgla wskazują na pewne możliwości działań

- gospodarczych, które w większym stopniu przyczyniałyby się do wiązania węgla w ekosystemach leśnych. Biorąc pod uwagę stosunkowo krótki okres tych badań, należy jednak podchodzić do nich z pewną ostrożnością.
11. Leśnictwo inteligentne (Climate Smart Forestry), jako modyfikacja paradygmatu leśnictwa wielofunkcyjnego, może być dobrym narzędziem do wykorzystania w rozwiązywaniu różnego rodzaju zagadnień związanych z rosnącymi potrzebami różnych grup społecznych oraz w kontekście nowo pojawiających się strategii krajowych i międzynarodowych związanych z polityką leśną.
 12. Potencjalne zagrożenia stabilności lasów oraz zmiana ich produktywności powinny być elementem dyskusji na temat planowania sposobu prowadzenia drzewostanów w warunkach zmieniającego się klimatu. Istotnym elementem tej dyskusji powinna być debata na temat potrzeby zmiany wieku rębności, który wymaga większej plastyczności i uwzględnienia lokalnych warunków i pochodzenia drzewostanów.
 13. Znaczące zwiększenie liczby urządzeń wodnych wykonanych w ramach programów adaptacji lasów do zmian klimatu wskazuje, że coraz bardziej niezbędne jest: 1) posiadanie przez nadleśnictwa planów gospodarowania wodą w ujęciu zlewniowym, 2) prowadzenie monitoringu hydrologicznego w celu oceny zachodzących zmian warunków wodnych i potrzeb ich regulacji. Plany gospodarowania wodą powinny być ściśle powiązane z planami urzędnika lasu, a opis metodyki ich sporządzania powinien znaleźć się w nowelizowanej instrukcji (IUL), uwzględniając konieczność dostosowania planów do warunków lokalnych.
 14. Istnieje bardzo pilna potrzeba intensyfikacji relacji w układzie leśnictwo-społeczeństwo, w szczególności Lasów Państwowych, w sytuacji zmian globalnych, klimatycznych, przedstawiania racji, wyjaśniania możliwości i ograniczeń, pokazywania konieczności przygotowania rozwiązań ogólniejszych (nie tylko zależnych od leśników), w tym decyzji politycznych, uregulowań prawnych, działań gospodarczych i inwestycyjnych.

