

**ZIMOWA SZKOŁA LEŚNA**  
PRZY  
**INSTYTUCIE BADAWCZYM LEŚNICTWA**

VIII Sesja



**Zagrożenia lasu oraz  
jego funkcji – przyczyny,  
konsekwencje i szanse  
dla gospodarki leśnej**

**Organizatorzy**



Sękocin Stary, 15— 17 marca 2016 r.

Zagrożenia lasu oraz  
jego funkcji – przyczyny,  
konsekwencje i szanse  
dla gospodarki leśnej



ZIMOWA SZKOŁA LEŚNA  
PRZY  
INSTYTUCIE BADAWCZYM LEŚNICTWA

VIII Sesja



Zagrożenia lasu oraz  
jego funkcji – przyczyny,  
konsekwencje i szanse  
dla gospodarki leśnej

Organizatorzy



Sękocin Stary, 15–17 marca 2016 r.

**Rada Programowa:**

*Przewodniczący:*

prof. dr hab. *Andrzej Klocek*

*Członkowie:*

dr hab. *Janusz Czerepko*

prof. dr hab. *Andrzej Grzywacz*

prof. dr hab. *Jacek Hilszczański*

dr inż. *Krzysztof Janeczko*

mgr inż. *Edward Janusz*

mgr inż. *Wiesław Krzewina*

dr inż. *Mirosław Potapiuk*

dr inż. *Kazimierz Szabla*

mgr inż. *Adam Wasiaś*

dr *Maria Zachwatowicz*

dr inż. *Janusz Zaleski*

**Komitet Organizacyjny:**

*Przewodniczący:*

dr inż. *Wojciech Gil*

*Członkowie:*

dr hab. *Iwona Skrzecz*

dr inż. *Marek Jabłoński*

dr inż. *Szymon Jastrzębowski*

dr inż. *Marcin Klisz*

mgr inż. *Joanna Szewczykiewicz*

**Redakcja:**

*Wojciech Gil*

**Opracowanie i korekta:**

*Joanna Szewczykiewicz, Magda Stasiak*

**Publikacja współfinansowana przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych**

ISBN 978-83-62830-54-1

**Instytut Badawczy Leśnictwa**

Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

Tel. +48 22 7150300, Fax +48 22 7200397

[www.ibles.pl](http://www.ibles.pl)

Skład i łamanie: [biały-ogród.pl](http://biały-ogród.pl) Agata Mościcka, tel. 516 139 686

Druk i oprawa: Proprint Usługi Poligraficzne,  
e-mail: [biuro@proprint.biz.pl](mailto:biuro@proprint.biz.pl), tel. 22 7119991

# Spis treści

<b>Wstęp</b> .....	9
<b>I. Przewidywane zmiany klimatu i strategie adaptacyjne lasów</b>	13
<i>Magdalena Bodzenta, Monika Figaj, Artur Michalski, Paweł Satek</i> <b>ROLA LASÓW W POLITYCE KLIMATYCZNEJ PAŃSTWA</b> .....	15
<i>Konrad Tomaszewski</i> <b>LEŚNE GOSPODARSTWA WĘGLOWE</b> .....	25
<i>Jørgen Bo Larsen</i> <b>MOŻLIWOŚCI ADAPTACJI LASU DO ZMIAN KLIMATU</b> .....	31
<i>Halina Lorenc</i> <b>WPLYW EKSTREMALNYCH ZJAWISK KLIMATYCZNYCH NA STAN LASÓW W POLSCE</b> ..	45
<b>II. Zagrożenia lasu i jego funkcji</b> .....	69
<i>Iwona Skrzecz, Aldona Perlińska</i> <b>AKTUALNE PROBLEMY OCHRONY LASU</b> .....	71
<i>Tomasz Kurek, Jacek Todys, Witold Pazdrowski, Marek Szymański</i> <b>ZAGROŻENIA DRZEWOSTANÓW BUKOWYCH MŁODSZYCH KLAS WIEKU POWODOWANE PRZEZ JELENIOWATE NA PRZYKŁADZIE NADLEŚNICTWA POLANÓW</b> .....	91
<i>Piotr Gawęda, Tomasz Mokrzycki</i> <b>SKALA, CZĘSTOŚĆ I KONSEKWENCJE WIELKOPOWIERZCHNIOWYCH KLĘSK W LASACH</b> .	105
<i>Arkadiusz Bruchwald, Elżbieta Dmyterko</i> <b>ZASTOSOWANIE MODELU RYZYKA USZKODZENIA DRZEWOSTANU PRZEZ WIATR DO OCENY ZAGROŻENIA LASÓW POLSKI</b> .....	123

<i>Dominik Kulakowski</i> ZAGROŻENIA EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH SPOWODOWANE ZABURZENIAMI.....	145
<i>Lidia Sukovata</i> MODELE DO ŚREDNIOTERMINOWEGO PROGNOZOWANIA WYSTĄPIENIA GRADACJI BRUDNICY MNISZKI — PORÓWNANIE TYPÓW ZALEŻNOŚCI OD GŁÓWNYCH GRUP CZYNNIKÓW METEOROLOGICZNYCH W RÓŻNYCH REGIONACH POLSKI .....	151
<b>III. Ewolucja zagrożeń lasu.....</b>	<b>161</b>
<i>Wojciech Grodzki, Grzegorz Guzik</i> WYBRANI PRZEDSTAWICIELE RODZIMEJ ENTOMOFAUNY JAKO ŹRÓDŁO NOWYCH ZAGROŻEŃ DLA LASU .....	163
<i>Wojciech Solarz</i> ZAGROŻENIE LASÓW ZE STRONY INWAZYJNYCH OBCYCH GATUNKÓW GRZYBÓW, ROŚLIN I ZWIERZĄT .....	177
<i>Zbigniew Sierota, Katarzyna Nowik</i> ZMIANY ZAGROŻEŃ LASU POWODOWANYCH PRZEZ PATOGENY GRZYBOWE .....	189
<i>Ryszard Szczygieł, Aldona Perlińska</i> RYZYKO I KONSEKWENCJE WYSTĘPOWANIA POŻARÓW W LASACH .....	201
<b>IV. Monitoring stanu zdrowotnego lasu oraz jego zagrożeń..</b>	<b>223</b>
<i>Zbigniew W. Kundzewicz</i> PRZESŁANKI I SCENARIUSZE ZMIAN KLIMATU .....	225
<i>Annemarie Bastrup-Birk</i> ZAGROŻENIA ANTROPOGENICZNE W LASACH — KIERUNKI ZMIAN I MOŻLIWOŚCI PRZECIWDZIAŁANIA .....	239
<i>Tanja G.M. Sanders, Walter Seidling</i> MONITORING STANU LASU I JEGO ZNACZENIE W EUROPIE.....	283
<i>Paweł Lech, Paulina Drózdź, Robert Hildebrand, Hanna Kasprovicz, Anna Kowalska, Jadwiga Małachowska, Jerzy Solon, Jerzy Wawrzoniak, Katarzyna Wiech, Józef Wójcik</i> OCENA ZAGROŻENIA LASÓW W POLSCE NA PODSTAWIE MONITORINGOWYCH BADAŃ TEMPA I KIERUNKÓW ZMIAN W EKOSYSTEMACH LEŚNYCH .....	297
<i>Edward Pierzgalski, Jan Tyszka</i> WSPÓLCZESNE FUNKCJE INFRASTRUKTURY WODNEJ W LASACH.....	317

**V. Gospodarcze konsekwencje uszkodzeń lasu i zmian jego funkcji..... 333**

*Bogdan Brzeziecki*

**PODSTAWY KSZTAŁTOWANIA SKŁADU GATUNKOWEGO DRZEWOSTANÓW W LASACH ZAGOSPODAROWANYCH..... 335**

*Ján Holécy*

**UBEZPIECZENIE LASU OD RYZYKA WYSTĄPIENIA RÓŻNYCH ZAGROŻEŃ NATURALNYCH. 357**

*Gerhard Oesten*

**WYZWANIA DLA GOSPODARKI LEŚNEJ W CZASACH BURZLIWYCH ZMIAN KLIMATU I SPOŁECZEŃSTWA. WKŁAD EKONOMIKI LEŚNICTWA W ZARZĄDZANIE RYZYKIEM .. 381**

*Krzysztof Adamowicz, Krzysztof Michalski*

**INTERAKCJE RYZYKA W LASACH PAŃSTWOWYCH I PRZEMYSŁE DRZEWNYM..... 393**

*Kazimierz Szabla*

**EKONOMICZNE I SPOŁECZNE KONSEKWENCJE KLĘSK W LASACH NA PRZYKŁADZIE RDLP W KATOWICACH ..... 431**

*Maciej Skorupski, Tomasz Sobalak*

**WYZWANIA WIELOFUNKCYJNEJ GOSPODARKI LEŚNEJ – KONKURENCYJNOŚĆ FUNKCJI LASU JAKO ŹRÓDŁO KONFLIKTÓW..... 463**

**Wnioski z VIII Sesji Zimowej Szkoły Leśnej przy IBL..... 473**





## Wstęp

Dominacja użytkowej funkcji lasu podporządkowanej produkcji drewna utrzymała się w Europie do końca XIX w. Największe jej nasilenie miało miejsce w dwóch okresach. Pierwszy z nich był reakcją na nienotowany wcześniej wzrost popytu na drewno w związku z rozwojem budownictwa po zakończeniu wielkiej wędrówki ludów (V–VIII w.). Drugi okres, nazywany epoką drewna, trwał od schyłku średniowiecza do XIX w. i związany był również z rozwojem budownictwa, ale zarazem z rozwojem rzemiosła, przemysłu, transportu i górnictwa oraz towarzyszącego im wzrostu uciążliwej dla ludności i środowiska emisji dymów, gazów i sadzy. Postępujące nasilenie konkurencji między użytkowaniem lasu a degradacją środowiska przyrodniczego doprowadziło pod koniec XIX w. do zamierania lasu w niektórych regionach Europy.

Inicjatywa pionierskich badań nad procesami zamierania lasu przypisywana jest Akademii Leśnej w Tharandcie, która na zlecenie rządu Saksonii podjęła analizę oddziaływania zakładu hutniczego we Freibergu pod Dreznem na roślinność przylegających pól i lasów. To właśnie dzięki tym badaniom poznano mechanizmy szkodliwego wpływu dwutlenku siarki na rośliny, dokonano podziału uszkodzeń drzew oraz opracowano stosowane do dziś progowe wartości stężenia zanieczyszczeń powietrza przez  $\text{SO}_2$ . Wyniki wymienionych badań przyczyniły się do podjęcia odpowiednich działań na rzecz poprawy czystości powietrza. Miało to miejsce m.in. w Anglii, w której odpowiednie ustawy ograniczyły zawartość kwaśnych substancji w dymach fabrycznych. Podobne podejście limitujące stężenie  $\text{SO}_2$  w powietrzu zastosowano w Niemczech. W Austrii natomiast wprowadzono w połowie XIX w. odszkodowania za szkody leśne spowodowane przez ruch kolejowy. Na ogół jednak dochodzenie odszkodowań za szkodliwe oddziaływanie przemysłu na lasy miało małe szanse powodzenia. Dotyczyło to m.in. trwającego wiele lat starania o odszkodowanie w katowickim procesie rządowym za rozpad około 2 tys. ha lasów na Śląsku.

Przez wiele lat ubiegłego stulecia szkody w lasach występowały regionalnie. Skutki jednak były coraz dotkliwsze – aż do ostatecznego zakończenia procesu życia (rozpadu) drzewostanu. Daje temu wyraz pojęcie „zamierania (obumierania)

lasu”, które pojawiło się w 1908 r. najpierw w odniesieniu do jodły, następnie w 1934 r. do świerka i w roku 1961 w odniesieniu do buka.

W połowie XIX w. obserwatorzy odkryli nieznane wcześniej oddziaływanie na znaczne odległości emisji gazów spalinowych na lasy. Zrealizowane na początku XX w. badania wykazały, że w uprzemysłowionych krajach, jak np. w Saksonii, duże nasilenie kwaśnych deszczów doprowadziło w 20. latach ubiegłego stulecia do powstania lokalnych szkód leśnych w odległości do 25 km od źródeł emisji gazów spalinowych. Stwierdzona przez specjalistów z botaniki na początku XX w. niespodziewanie duża koncentracja dwutlenku siarki w powietrzu, odczuwana w odległości 10 km od jego źródła, była dużym zaskoczeniem, podobnie jak kilka dekad później w Szwecji. W 1960 r. pochodzący z Europy Środkowej i Wielkiej Brytanii gaz oraz kwaśne deszcze w Skandynawii uznane zostały za problem międzynarodowy.

W 1980 r. w Niemczech Zachodnich obumarłe drzewa stały się przedmiotem debat na temat przyczyn i skutków zamierania lasu. Przeprowadzone badania wykazały, że głównym sprawcą zamierania roślin był dwutlenek siarki. Powodowane przez niego szkody wywoływały zmianę kolorystyki drzew widoczną praktycznie w całym Niemczech.

Ekosystemowe podejście do lasu doprowadziło jeszcze w 1920 r. do popularyzacji metod gospodarki leśnej, opartych na ekologii i zbliżonych do natury zasadach hodowli lasu. Negatywnie oceniono w tym kontekście zręby zupełne i monokultury, które prowadziły do naruszenia ekosystemowych procesów życiowych lasu.

Gwałtowny wzrost szkód przemysłowych w lasach Europy nastąpił w latach 70. i 80. ubiegłego wieku i dotyczył około 6 mln ha lasów, które wykazywały szkody na skutek emisji gazów i pyłów przemysłowych. Wymienione rodzaje szkód obejmują obecnie około 10% powierzchni leśnej naszego kraju (867 tys. ha).

Zamieranie lasu na przełomie XX i XXI w. łączy się ze zmianami klimatu, które uznane zostały za główny czynnik sprawczy ryzyka w gospodarce leśnej. Do najczęściej wymienianych sprawców szkód należą liczne huragany, w tym:

- huragan Gudrun w Szwecji, który w 2005 r. uszkodził 75 mln m<sup>3</sup>, a wraz z huraganem Peer z 2007 r. 87 mln m<sup>3</sup> drewna na pniu,
- huragan Cyryl w Polsce, który w 2007 r. zdewastował 2,5 mln m<sup>3</sup> drewna na pniu.

W Niemczech w okresie od 1990 r. do 2014 r. 9 huraganów zniszczyło drzewostany o łącznej miąższości 160 mln m<sup>3</sup>.

Głównym problemem obecnej gospodarki leśnej jest minimalizacja ryzyka, którego przeciętny koszt szacowany jest na 20% kosztów ogółem gospodarki leśnej. Ograniczaniu kłęsk żywiołowych w lasach oraz procesów zamierania lasów i eliminacji ryzyka w gospodarce leśnej sprzyjają zbliżone do natury metody zagospodarowania lasu. Nie należy przy tym zapominać o towarzyszących produkcji drewna świadczeniach funkcji publicznych,

realizowanych w interesie ogółu społeczeństwa, a nie tylko wybranych jego podmiotów. Niektóre z tych funkcji już obecnie zyskały atrybuty funkcji rynkowych, co podniosło ich ekonomiczną rolę.

Otwartość na nowe idee i koncepcje wspólnego przedsięwzięcia Instytutu Badawczego Leśnictwa i Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych, jakim jest Zimowa Szkoła Leśna, po raz kolejny zainteresowała wielu uczestników. W VIII Sesji udział wzięło 330 osób.

Za dotychczasowy wkład pracy na rzecz Zimowej Szkoły Leśnej oraz jej powodzenie merytoryczne składamy wszystkim Członkom Rady Programowej wyrazy serdecznej wdzięczności.

Słowa podziękowania kierujemy do wszystkich Autorów z kraju i zagranicy za ich aktywny udział oraz przygotowanie i wygłoszenie interesujących referatów i doniesień, a także za opracowanie tekstów wystąpień, które znajdują Państwo w niniejszych materiałach posesyjnych.

Dziękujemy Komitetowi Organizacyjnemu za sprawne przygotowanie VIII Sesji Szkoły. Słowa wdzięczności kierujemy do wszystkich, którzy tak licznie zaangażowali się w organizację i urzeczywistnienie programu Sesji.

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.

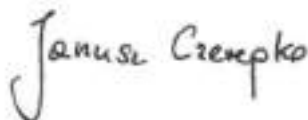
Wszystkim uczestnikom kolejnych Sesji Zimowej Szkoły Leśnej serdecznie dziękujemy. Mamy nadzieję, a nawet przekonanie, że przyszła problematyka Szkoły spotka się z życzliwym Państwa zainteresowaniem oraz przyczyni się do dalszej integracji wszystkich krajowych i zagranicznych podmiotów, którym leży na sercu rozwój lasów, gospodarki leśnej i leśnictwa.

Przewodniczący Rady Programowej  
Zimowej Szkoły Leśnej



*prof. dr hab. Andrzej Klocek*

Dyrektor  
Instytutu Badawczego Leśnictwa



*dr hab. Janusz Czerepko*



I.

## **Przewidywane zmiany klimatu i strategie adaptacyjne lasów**



Magdalena Bodzenta<sup>1</sup>, Monika Figaj<sup>2</sup>, Artur Michalski<sup>3</sup>,  
Paweł Salek<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Ministerstwo Środowiska, Gabinet Polityczny Ministra, magdalena.bodzenta@mos.gov.pl; <sup>2</sup>Ministerstwo Środowiska, Departament Leśnictwa, monika.figaj@mos.gov.pl; <sup>3</sup>Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, pawel.salek@mos.gov.pl; <sup>4</sup>Ministerstwo Środowiska, artur.michalski@nfosigw.gov.pl

## Rola lasów w polityce klimatycznej państwa

Komunikat nr 478 Pracowni Oceny i Wyceny Zasobów  
Przyrodniczych, Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego  
i Stowarzyszenia na Rzecz Zrównoważonego Rozwoju Polski

### WSTĘP

Lasy pełnią szereg różnorodnych funkcji: przyrodniczych, gospodarczych, społecznych oraz przyczyniają się do pochłaniania dwutlenku węgla, gazu, którego nadmierna koncentracja powoduje niekorzystne zmiany klimatyczne, w tym wzrost średniej temperatury na świecie.

Ramowa Konwencja Narodów Zjednoczonych w sprawie Zmian Klimatu (ang. *United Nations Framework Convention on Climate Change*, UNFCCC), przyjęta w 1992 r. w Rio de Janeiro, była pierwszym traktatem o zasięgu globalnym, dotyczącym ograniczenia emisji do atmosfery gazów cieplarnianych. To międzynarodowe porozumienie uznało rolę lasów w procesie obiegu dwutlenku węgla w atmosferze ziemskiej i włączyło lasy do polityki klimatycznej. Artykuł 4.1 (d) Konwencji wskazał, że strony UNFCCC będą *popierać zrównoważone zarządzanie oraz promować i współpracować na rzecz ochrony i podniesienia efektywności pochłaniaczy i zbiorników wszystkich gazów cieplarnianych nie objętych kontrolą przez Protokół montrealski, uwzględniając biomasy, lasy i oceany, jak również inne ekosystemy lądowe, nadbrzeżne i morskie.*

Kolejne międzynarodowe porozumienie, którym był protokół do Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie Zmian Klimatu zwany Protokołem z Kioto (PzK)<sup>1</sup> doceniło i podkreśliło znaczenie lasów w kształtowaniu klimatu Ziemi. Zapisy artykułu 3.3 i 3.4 dały podstawy do włączenia sektora

---

<sup>1</sup> Został wynegocjowany na Konferencji Stron w Kioto w grudniu 1997 r. (COP3), podpisały go wówczas 84 państwa. Protokół wszedł w życie 16 lutego 2005 r.



użytkowania gruntów, zmiany użytkowania gruntów i leśnictwa (LULUCF) do krajowego bilansu emisji gazów cieplarnianych.

Lasy polskie, zarządzane w sposób zrównoważony, są ważnym elementem polityki klimatycznej państwa. W skład sektora LULUCF wchodzi grunty leśne, uprawne, trawiaste, podmokłe oraz zamieszkałe. Suma emisji i pochłaniania z wyżej wymienionych gruntów raportowana jest w Krajowym Raporcie Inwentaryzacyjnym jako suma netto. Krajowa inwentaryzacja emisji gazów cieplarnianych wykazała, że w 2014 r. sektor LULUCF pochłonął blisko 28 milionów ton dwutlenku węgla netto, co stanowi 7,4% krajowej emisji gazów cieplarnianych<sup>2</sup>. Liczba 28 mln ton pochłoniętego dwutlenku węgla netto oznacza, że sektor LULUCF pochłania o 28 mln ton dwutlenku węgla więcej niż emituje. Największym pochłaniaczem w sektorze LULUCF są lasy, które pochłonęły w 2014 r. 34,6 milionów ton dwutlenku węgla<sup>3</sup>. Rola lasów w polityce klimatycznej Unii Europejskiej jest niedoceniana i pomijana w opracowywanych przez Komisję Europejską mechanizmach. Jednym z celów polskiej polityki klimatycznej jest przedstawienie państwom UE modelu gospodarki leśnej skoncentrowanej na jak największej sekwestracji węgla. Potwierdzeniem tego kierunku polityki klimatycznej jest treść Porozumienia z Paryża z 2015 r., które odwołując się do konwencji UNFCCC, podkreśla konieczność zwiększania efektywności pochłaniaczy, w tym lasów, w procesie ograniczenia zmian klimatu.

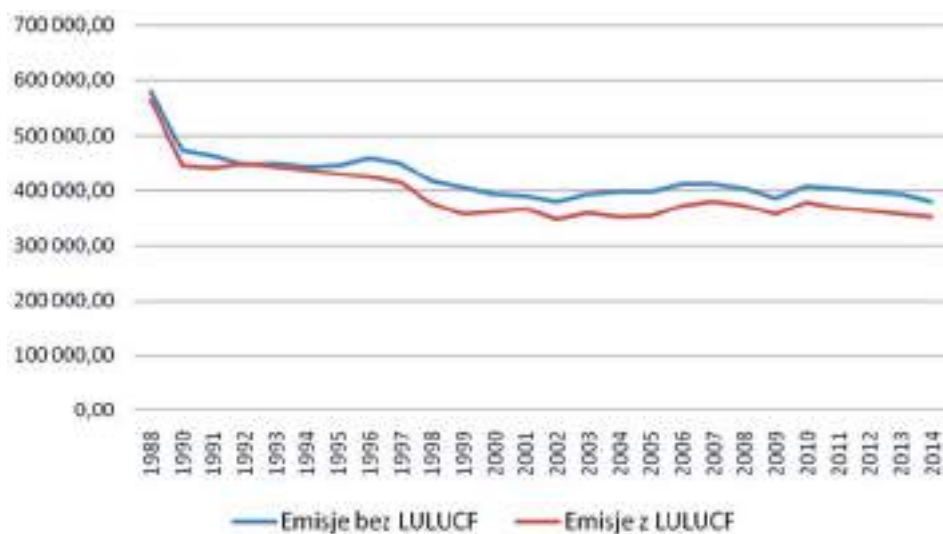
## POLITYKA KLIMATYCZNA PAŃSTWA POLSKIEGO

Polskie leśnictwo ma duży potencjał łagodzenia zmian klimatu. Jeśli zostaną utworzone odpowiednie instrumenty zachęcające do prowadzenia gospodarki leśnej ukierunkowanej na sekwestrację węgla, to powstanie model najbardziej efektywnego kosztowo mechanizmu ograniczania emisji gazów cieplarnianych. Mając na uwadze zasadę określoną w art. 3 Konwencji UNFCCC, która głosi, że należy promować działania optymalne pod względem kosztowym, należy zwiększać potencjał pochłaniania dwutlenku węgla w ekosystemach leśnych. Pochłanianie dwutlenku węgla przez sektor LULUCF jest bardziej efektywne kosztowo niż na przykład magazynowanie dwutlenku węgla w złożach geologicznych (tzw. Carbon Capture and Storage). Nie bez znaczenia jest również środowiskowa neutralność takiego rozwiązania, a w określonych warunkach gospodarka leśna nakierowana na pochłanianie dwutlenku węgla będzie sprzyjać różnorodności biologicznej.

W ramach Protokołu z Kioto, za okres 2008–2012 sektor LULUCF wygenerował 26 milionów ton jednostek rozliczeniowych pochłoniętej emisji dwutlenku węgla (tzw. jednostek RMU – removal unit), które zostały rozliczone w ramach celu redukcyjnego. Analiza inwentaryzacji emisji gazów cieplarnianych w Polsce wskazuje, że w latach 1988–2014 sektor LULUCF w znaczącej części tego okresu obniżał wielkość emisji gazów cieplarnianych o kilka procent (ryc. 1).

<sup>2</sup> Na podstawie Krajowego Raportu Inwentaryzacyjnego 2016, KOBiZE.

<sup>3</sup> Na podstawie Krajowego Raportu Inwentaryzacyjnego 2016, KOBiZE.



Rycina 1. Emisja gazów cieplarnianych w latach 1988–2014 [w Gg CO<sub>2</sub> ekw.] bez i z uwzględnieniem LULUCF

Źródło: Krajowy Raport Inwentaryzacyjny 2016, KOBiZE

W toku negocjacji Porozumienia paryskiego w grudniu 2015 r. głównym celem polskiej delegacji było zdefiniowanie, w duchu postanowień konwencji UNFCCC, znaczenia sektora LULUCF, w tym w szczególności lasów, w powstrzymywaniu (łagodzeniu) niekorzystnych zmian klimatycznych. W szczególności intencją Polski było zachęcanie sygnatariuszy porozumienia do podejmowania adekwatnych działań zmierzających do zwiększania potencjału pochłaniania gazów cieplarnianych przez lasy oraz umożliwienia rozliczenia przyszłych zobowiązań redukcyjnych powstałymi w tym procesie jednostkami usuniętej emisji. Podstawą stanowiska negocjacyjnego Polski był dobrze zbadany i udokumentowany potencjał pochłaniania dwutlenku węgla przez lasy polskie, który w polityce klimatycznej państwa zasługuje na uznanie. Przyjęte przez polską delegację cele negocjacyjne zostały w Paryżu osiągnięte.

## POROZUMIENIE PARYSKIE 2015 R.

Dla Polski włączenie lasów do nowego porozumienia było bardzo ważną kwestią. W szczególności intencją było zachęcanie stron Porozumienia do podejmowania działań mających na celu zwiększenie potencjału pochłaniania gazów cieplarnianych przez lasy oraz umożliwienie ich rozliczania. Tekst Porozumienia paryskiego był sukcesywnie doskonalony w trakcie negocjacji i w ostatecznej jego wersji uwzględniono postulaty zgłaszane przez Polskę.

Pierwszy postulat dotyczył włączenia słowa „lasy” do art. 5.1, aby zabezpieczyć jego jednoznaczną interpretację korzystną z perspektywy interesów kraju.

W efekcie starań polskiej delegacji w ostatecznej wersji Porozumienia dodano pod koniec artykułu słowa „w tym lasów”, co skutkuje jednoznacznym umocowaniem kwestii lasów w treści tego artykułu, a w konsekwencji – całego Porozumienia. W ostatecznym brzmieniu artykuł ten zachęca strony Porozumienia paryskiego do podjęcia działań związanych z ochroną oraz zwiększeniem potencjału tzw. pochłaniaczy i rezerwarów węgla, w tym także lasów.

Drugim postulatem Polski było włączenie sformułowania „antropogeniczne emisje i pochłanianie” do art. 4.13, który dotyczy rozliczania krajowo określonych kontrybucji (nationally determined contributions – NDC). Dzięki pojawieniu się tego dodatkowego terminu w ostatecznym tekście Porozumienia paryskiego, rozliczanie pochłaniania (czyli m.in. przez lasy) jest jednoznacznie ukonstytuowane w jego treści. Strony, rozliczając się z przyjętych przez siebie celów redukcji emisji, będą zobowiązane rozliczać się również z ich pochłaniania.

W kontekście zrównoważonego rozwoju szczególnie istotne są zapisy, które określają cele długoterminowe zawarte w art. 2.1 oraz art. 4.1 Porozumienia paryskiego<sup>4</sup>. Zapisy te podkreślają przede wszystkim konieczność podjęcia globalnego wysiłku na rzecz utrzymania wzrostu globalnych średnich temperatur na poziomie znacznie poniżej 2°C w porównaniu z ich poziomem w okresie przedindustrialnym i kontynuowania wysiłków na rzecz ograniczenia wzrostu temperatur do 1,5°C. Osiągnięcie tego celu będzie możliwe jedynie przy solidarnym zaangażowaniu i wysiłku redukcyjnym ze strony wszystkich państw, w oparciu o zasadę wspólnej, ale zróżnicowanej odpowiedzialności oraz w świetle krajowych możliwości i uwarunkowań. Cel ma zostać osiągnięty poprzez dążenie państw do uzyskania spadku globalnej emisji gazów cieplarnianych tak szybko jak to możliwe. Porozumienie uznaje, że nastąpi to później w przypadku krajów rozwijających się. Jednocześnie państwa zostały zobowiązane do osiągnięcia balansu pomiędzy antropogenicznymi źródłami emisji i pochłanianiem gazów cieplarnianych (m.in. przez lasy) w drugiej połowie stulecia.

## LASY W POLITYCE KLIMATYCZNEJ UNII EUROPEJSKIEJ

Obecnie jednostki redukcji emisji powstałe w wyniku pochłaniania dwutlenku węgla przez sektor LULUCF, w tym lasy, były jedynie wykorzystane w ramach rozliczeń zobowiązań określonych w Protokole z Kioto. Mechanizmu

<sup>4</sup> Art. 4.1 Porozumienia paryskiego: „Żeby osiągnąć długoterminowy cel dotyczący temperatury, określony w artykule 2, Strony zamierzają osiągnąć możliwie jak najszybciej najwyższy globalny poziom emisji gazów cieplarnianych, uznając, że osiągnięcie najwyższego poziomu wymaga dłuższego czasu dla Stron będących państwami rozwijającymi się, a następnie dokonać szybkiej redukcji, zgodnie z najlepszą dostępną wiedzą naukową, tak aby osiągnąć równowagę między antropogenicznymi emisjami gazów cieplarnianych pochodzącymi ze źródeł i usuwaniem przez pochłaniacze w drugiej połowie obecnego wieku, zgodnie z zasadą sprawiedliwości i w kontekście zrównoważonego rozwoju i wysiłków mających na celu likwidację ubóstwa”.

tego nie przewidziano w ramach Pakietu energetyczno-klimatycznego UE obowiązującego do roku 2020. Wygenerowane w okresie 2008–2012 jednostki redukcji emisji w ilości 26 milionów ton pochłoniętej emisji dwutlenku węgla, rozliczono w ramach celu redukcyjnego obowiązującego Polskę zgodnie z Protokołem z Kioto, a nie w ramach europejskiego systemu handlu emisjami (tzw. EU ETS).



Rycina 2. Emisja gazów cieplarnianych w latach 1988–2014 [w Gg CO<sub>2</sub> ekw.] z uwzględnieniem emisji objętej EU ETS i pozostałej emisji zwanej non-ETS

Źródło: KOBiZE

Mandat na rozpoczęcie prac związanych z włączeniem sektora leśnego do polityki unijnej został ustanowiony już w roku 2007. Rada Europejska w swoich konkluzjach z marca i czerwca 2007 r. zwróciła się do Komisji Europejskiej o odpowiednio wczesne dokonanie przeglądu unijnego systemu handlu uprawnieniami do emisji z myślą o zwiększeniu przejrzystości, a także poszerzeniu zakresu jego zastosowania oraz o rozważenie – jako części przeglądu systemu handlu uprawnieniami do emisji – możliwego rozszerzenia jego zakresu o kwestie związane z użytkowaniem gruntów, zmianą sposobu użytkowania gruntów i leśnictwem (sektora LULUCF), analogicznie do postanowień Protokołu z Kioto. Rada Europejska w Konkluzjach z 21–22 czerwca 2007 r. w pkt. 40 „*wzywa Komisję do rozważenia, w ramach przeglądu EU ETS, ewentualnego rozszerzenia zakresu systemu na użytkowanie gruntów, zmiany użytkowania gruntów i leśnictwo*”<sup>5</sup>.

<sup>5</sup> Rada Europejska. Konkluzje prezydencji z posiedzenia Rady Europejskiej. 23 czerwca 2007 r. (11177/07).

Konkluzje Rady Europejskiej jasno wskazują, że sektor leśny jest bardzo istotnym elementem polityki łagodzenia zmian klimatycznych i nie powinien być pominięty w unijnej polityce klimatycznej.

W styczniu 2008 r. Komisja Europejska przedstawiła propozycję niezbędnych reform prawnych (zmiany dyrektyw i nowe dyrektywy) w celu realizacji postanowień Konkluzji Rady Europejskiej z 2007 r. Przedstawione wówczas propozycje rozwiązań legislacyjnych były praktyczną realizacją zapisów „3x20” i zostały nazwane Pakietem energetyczno-klimatycznym (PEK). Po niespełna roku negocjacji i ustaleń między państwami członkowskimi, Parlament Europejski przyjął ostatecznie PEK już w pierwszym czytaniu w dniu 17 grudnia 2008 r.<sup>6</sup> W następnych latach wchodziły kolejno akty prawne, będące konsekwencją postanowień Rady i przyjętych rozwiązań w ramach PEK<sup>7</sup>.

Niestety, pomimo tak sformowanych zaleceń Rady Europejskiej dot. PEK, nie włączono sektora LULUCF do unijnej polityki klimatycznej. Dopiero Konkluzje Rady Europejskiej przyjęte na posiedzeniu w dniach 23–24 października 2014 r., wskazując na cele polityki klimatycznej UE do roku 2030, dały mandat na włączenie sektora LULUCF do polityki klimatycznej UE. W pkt. 2.14. Konkluzji *„Rada Europejska zwraca się do Komisji, aby przeanalizowała najlepsze sposoby zachęcania do zrównoważonej intensyfikacji produkcji żywności przy jednoczesnej optymalizacji udziału tego sektora w łagodzeniu skutków emisji i w sekwestracji gazów cieplarnianych, w tym przez zalesianie. Gdy tylko pozwolą na to warunki techniczne, a w każdym razie przed rokiem 2020, zostanie określona polityka dotycząca włączenia kwestii użytkowania gruntów, zmiany*

<sup>6</sup> Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/29/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r., zmieniająca dyrektywę 2003/87/WE w celu usprawnienia i rozszerzenia wspólnotowego systemu handlu uprawnieniami do emisji gazów cieplarnianych (EU ETS); Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywę 2001/77/WE oraz 2003/30/WE (OZE); Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/31/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie geologicznego składowania dwutlenku węgla oraz zmieniająca dyrektywę Rady 85/337/EWG, Euratom, Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE, 2001/80/WE, 2004/35/WE, 2006/12/WE, 2008/1/WE i rozporządzenie (WE) nr 1013/2006; Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/30/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. zmieniająca dyrektywę 98/70/WE odnoszącą się do specyfikacji benzyny i olejów napędowych oraz wprowadzającą mechanizm monitorowania i ograniczania emisji gazów cieplarnianych oraz zmieniającą dyrektywę Rady 1999/32/WE odnoszącą się do specyfikacji paliw wykorzystywanych przez statki żeglugi śródlądowej oraz uchylającą dyrektywę 93/12/EWG; Decyzja Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2009/406/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie wysiłków podjętych przez państwa członkowskie, zmierzających do zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych w celu realizacji do roku 2020 zobowiązań Wspólnoty dotyczących redukcji emisji gazów cieplarnianych.

<sup>7</sup> Np. Decyzja Komisji z dnia 24 grudnia 2009 r. przedstawiająca wykaz sektorów i podsektorów uważanych za narażone na znaczące ryzyko ucieczki emisji.

*sposobu użytkowania gruntów i leśnictwa do ram łagodzenia skutków emisji gazów cieplarnianych do roku 2030*<sup>8</sup>.

W toku przygotowania nowego pakietu energetyczno-klimatycznego, w perspektywie celów określonych do roku 2030, zadaniem Polski będzie uwzględnienie w jego rozwiązaniach korzyści płynących ze zwiększonego pochłaniania dwutlenku węgla przez ekosystemy leśne. Ważne jest, aby efektem aktywności Polski na tym polu było wypracowanie wskazówek do rozliczania kontrybucji UE (tzw. NDC), w tym także tych dotyczących rozliczania jednostek pochłaniania dwutlenku węgla uzyskanych w toku prowadzonej gospodarki leśnej.

## PODSUMOWANIA I WNIOSKI

Polska przyjmuje stanowisko, że korzyści płynące ze zwiększonego pochłaniania powinny być należycie odzwierciedlone w PEK. W związku z powyższym, następnym etapem działań będzie aktywna rola Polski w wypracowywaniu wskazówek do rozliczania kontrybucji UE (tzw. NDC), w tym także tych dotyczących rozliczania pochłaniania dwutlenku węgla przez lasy.

Włączenie jednostek z pochłaniania CO<sub>2</sub> przez lasy do PEK nada podjętym dodatkowym działaniom w sektorze leśnym należyłą wartość i rangę. Dodatkowo, zachęci to inne państwa członkowskie do prowadzenia gospodarki leśnej w sposób zrównoważony i podejmowania dodatkowych działań w leśnictwie, które zwiększają pochłanianie dwutlenku węgla. Właściwe umiejscowienie sektora leśnego w pakiecie klimatycznym, w ramach ETS bądź non-ETS, zachęci do zwiększania potencjału pochłaniania dla całego sektora. Włączenie jednostek pochłaniania do unijnej polityki klimatycznej utrwali tym samym model zrównoważonej gospodarki leśnej w UE.

Dla państw prowadzących gospodarkę leśną w sposób wzorowy, takich jak Polska, byłoby krzywdzące nieuwzględnienie we właściwy sposób tych dodatkowych, prośrodowiskowych działań, w polityce klimatycznej UE, której konsekwencją jest PEK.

---

<sup>8</sup> Rada Europejska. Konkluzje prezydencji z posiedzenia Rady Europejskiej. 24 października 2014 r. EUCO (169/14).

## Summary

*Magdalena Bodzenta<sup>1</sup>, Monika Figaj<sup>2</sup>, Artur Michalski<sup>3</sup>, Paweł Satek<sup>4</sup>*

<sup>1</sup>Ministry of the Environment, magdalena.bodzenta@mos.gov.pl; <sup>2</sup>Ministry of the Environment, monika.figaj@mos.gov.pl; <sup>3</sup>National Fund for Environmental Protection and Water Management, artur.michalski@nfosigw.gov.pl; <sup>4</sup>Ministry of the Environment, pawel.salek@mos.gov.pl

### The role of forests in national climate policy

Forests are extremely important for Polish society, Polish economy, protection of biodiversity and mitigation of climate change. Forests in Poland are managed in a sustainable and exemplary way (considerable majority of forests have proper certification), so other European Union member states should be encouraged to implement their forest management activities in a similar manner and to further increase the potential of forests to sequester carbon.

Forests, along with the recognition of the important role in carbon dioxide absorption, for a long time have been encompassed into international legislation. Turning to the content of the United Nations Framework Convention on Climate Change (1992), we could find a commitment of the Parties in the Article 4 ‘to promote sustainable management, and promote and cooperate in the conservation and enhancement, as appropriate, of sinks and reservoirs of all 11 greenhouse gases’ including forests. Being one of the Convention Parties, Poland is obliged to protect and enhance absorption potential of Polish forests.

Inclusion of forests into the new Paris Agreement was significantly important and Poland was extremely interested in the agreement reflecting the spirit of the Convention and in paying a significant attention to the meaning of forests and their mitigation role. In particular, the intention of Poland was to encourage the Parties of the Agreement to undertake appropriate actions in order to increase the potential of greenhouse gas absorption by forests as well as to enable carbon accounting in the future. Poland has a very large potential of carbon dioxide sequestration by forests, which deserves a special recognition. It was important for Poland that a reference to the word ‘forests’ would be included into the text of the Agreement in the context of mitigation activities as well as later carbon dioxide accounting in forests. Poland has accomplished these goals.

Forest sector has a large mitigation potential and if activities directed on its further enhancement would not be awarded, then the principle of combating climate change would be broken in the most cost-effective way. It is the principle mentioned in the Article 3 of the Framework Convention on Climate Change, which serves as a base for promoting cost-effective mitigation activities. Carbon sequestration by the forest sector is much more cost-effective than implementation of Carbon Dioxide Capture and Storage. The Paris Agreement encourages Parties to undertake adequate activities, which would enhance potential of greenhouse gas absorption by forests as well as enable carbon accounting in the future.

Through multiple references to carbon sequestration within the text of the Paris Agreement and associated with it Decision as well as separate articles on the role of

forests and carbon accounting, the Agreement legitimises the role of forests in mitigation of emissions. The final version of the Agreement takes into account both postulates related to forests presented by Poland which encourage Parties of the Agreement to undertake activities enhancing carbon absorption as well as assuring the possibility of carbon accounting in the future.

Currently carbon dioxide absorption by forests is accounted only within the framework of the Kyoto Protocol, however not within the EU 2020 Climate and Energy Package. During 2008–2012, within the framework of the Kyoto Protocol, Poland generated 26 million tons of carbon dioxide emission removal units, which could be accounted within the emission reduction target. However, introduction of emission reduction removal units into the EU Climate and Energy Package remains a key priority for Poland. A mandate regulating the initiation of activities related to inclusion of forest sector to the EU policy was established already in the year 2007. The European Council in its conclusions from March and June 2007 addresses the European Commission about a prompt review implementation of the EU emissions trading system in order to improve its clarity and also to extend a sphere of its activities as well as consideration (as part of the EU emissions trading system review) of a possible extension of its scope in order to include questions related to Land Use, Land Use Change and Forestry. Forest sector is of high significance for climate change mitigation and it should not be omitted in the European climate policy.

Unfortunately, until now it was not possible to include the forest sector into the European climate policy. For that reason during the EU summit in Brussels held on October 23–24, 2014, the heads of the European Union member states adopted the EU climate policy targets to 2030 as well as presented a mandate for inclusion of forest sector into the EU climate policy. The European Council invited the Commission to examine the best means of encouraging the sustainable intensification of food production, while optimising the sector's contribution to greenhouse gas mitigation and sequestration, including through afforestation. Following the text of the Conclusions, policy on how to include Land Use, Land Use Change and Forestry into the 2030 greenhouse gas mitigation framework will be established as soon as technical conditions allow and in any case before 2020.

Poland is of the opinion that benefits from increased carbon sequestration should be properly reflected in the EU 2020 Climate and Energy Package. Therefore, in the time to come, Poland will become actively engaged in the development of guidelines for preparation of the Nationally Determined Contributions (NDCs) also those including the accounting of carbon dioxide sequestration by forests. Incorporation of emission removal units into the Climate and Energy Package will endow the additional activities undertaken in the forest sector a decent value and rank. It would furthermore encourage other member states to implement forest management activities in a sustainable way and to undertake extra activities in forestry, which lead to increased carbon dioxide sequestration. Proper inclusion of the forest sector into the climate package within the EU Emission Trading System (ETS) or non-ETS framework would stimulate the expansion of sequestration potential for the whole sector. Incorporation of emission removal units into the European climate policy would strengthen the model of sustainable forest management in Europe.

For countries which manage their forests in an exemplary way, such as Poland, omission of additionally conducted environmental measures within the EU Climate and Energy Package would be very disadvantageous.



## LITERATURA PRZEDMIOTU

- KOBiZE. Krajowy Raport Inwentaryzacyjny 2016. Warszawa, 2016.
- Komisja Europejska. Decyzja Komisji z dnia 24 grudnia 2009 r. przedstawiająca wykaz sektorów i podsektorów uważanych za narażone na znaczące ryzyko ucieczki emisji.
- Parlament Europejski i Rada. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/29/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r., zmieniająca dyrektywę 2003/87/WE w celu usprawnienia i rozszerzenia wspólnotowego systemu handlu uprawnieniami do emisji gazów cieplarnianych (EU ETS).
- Parlament Europejski i Rada. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE (OZE).
- Parlament Europejski i Rada. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/31/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie geologicznego składowania dwutlenku węgla oraz zmieniająca dyrektywę Rady 85/337/EWG, Euratom.
- Parlament Europejski i Rada. Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE, 2001/80/WE, 2004/35/WE, 2006/12/WE, 2008/1/WE i rozporządzenie (WE) nr 1013/2006.
- Parlament Europejski i Rada. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/30/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. zmieniająca dyrektywę 98/70/WE odnoszącą się do specyfikacji benzyny i olejów napędowych oraz wprowadzającą mechanizm monitorowania i ograniczania emisji gazów cieplarnianych oraz zmieniającą dyrektywę Rady 1999/32/WE odnoszącą się do specyfikacji paliw wykorzystywanych przez statki żeglugi śródlądowej oraz uchylająca dyrektywę 93/12/EWG.
- Parlament Europejski i Rada. Decyzja Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2009/406/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie wysiłków podjętych przez państwa członkowskie, zmierzających do zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych w celu realizacji do roku 2020 zobowiązań Wspólnoty dotyczących redukcji emisji gazów cieplarnianych.
- Porozumienie Paryskie do Ramowej konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu. Paryż, 12 grudnia 2015 r.
- Protokół z Kioto do Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu. Kioto, 11 grudnia 1997 r.
- Rada Europejska. Konkluzje prezydencji z posiedzenia Rady Europejskiej. 23 czerwca 2007 r. (11177/07).
- Rada Europejska. Konkluzje prezydencji z posiedzenia Rady Europejskiej. 24 października 2014 r. EUCO (169/14).

*Konrad Tomaszewski*

Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych w Warszawie, sekretariat@lasy.gov.pl

## Leśne gospodarstwa węglowe

„Leśne gospodarstwa węglowe” to jeden z wielu projektów rozwojowych, który w latach 2017–2020 będzie realizowany w Lasach Państwowych w formie eksperymentalnej, a po roku 2020 – jako system w pełni akceptowany przez społeczność międzynarodową. Projekt, koordynowany przez Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, łączy w sobie działalność praktyczną z wynikami towarzyszących mu prac badawczych, wzbogacających i korygujących podjęte już czynności.

Z jakich etapów będzie się składał ów projekt?

Trwają prace mające na celu udoskonalenie tzw. modelu kanadyjskiego. Jest to aplikacja, która stanowi przedmiot wieloletnich prac prowadzonych w Instytucie Badawczym Leśnictwa. Model ten będzie stosowany do wyliczania ilości węgla zawartego w poszczególnych wydzieleniach leśnych.

Model kanadyjski jest algorytmem, wymagającym już na początku informacji o pierśnicy drzew, składzie gatunkowym drzewostanów, wieku i bonitacji. Na podstawie tych danych następuje identyfikacja określonego szeregu rozwojowego drzewostanów, w przypadku Polski – szeregu w rozumieniu modelu profesora Bruchwalda.

Dzięki zastosowaniu równań allometrycznych, model odzwierciedla najrozszybsze powiązania występujące w życiu ekosystemów leśnych, a więc np. zależności między pierśnicą a wielkością korony, między cechami taksacyjnymi a opadem listowia. Model jest otwarty. Będzie przyjmował wszystkie równania allometryczne, doskonaląc szacowanie ilości węgla organicznego zawartego w ekosystemie leśnym.

Jest też drugie zagadnienie, związane z dokładnością modelu kanadyjskiego. Początkowo chcieliśmy szybko dokonać oceny dokładności tego modelu poprzez porównanie z ilością dwutlenku węgla pochłanianego przez drzewostany, wyliczoną na podstawie wyników obserwacji z użyciem wież klimatycznych, które funkcjonują na terytorium Polski. W tym samym czasie pojawiły się opinie

podważające dokładność tego sposobu identyfikacji ilości dwutlenku węgla sekwestrowanego przez ekosystem leśny. Dlatego w ramach części projektu, która będzie polegać na równoległym prowadzeniu badań, a w zasadzie niemalże eksperymentów wdrożeniowych z użyciem stanowisk pracy mających powstać przy każdym nadleśnictwie, będą dokonane działania ze środków funduszu leśnego, odwołujące się do doświadczeń prowadzonych przed wielu dziesiątkami lat przez profesora Wiesława Grochowskiego, który próbował sprawdzić dokładność równań dendrometrycznych. Profesor po prostu dokonał zrębu zupełnego drzewostanu i oznaczył jego miąższość metodą ksyłometryczną.

Zrobimy podobnie, założymy kilkanaście minizrębów i dokładnie powtórzymy te same działania w odniesieniu do węgla, czyli zbadamy każdą z takich niewielkich powierzchni poddanych użytkowaniu rębnemu. Sprawdzimy, jak się ma ilość węgla zawartego w ekosystemach leśnych, wyliczona metodą pomiarową, do wyników otrzymanych w rezultacie zastosowania różnych metod szacowania.

Następną kwestią, która będzie dotyczyć tej fazy badań eksperymentalnych towarzyszących praktyce gospodarczej, jest próba znalezienia odpowiedzi na pytanie, czy tzw. zjawisko dodatkowości w leśnictwie w ogóle występuje? Pojawiają się opinie, że ta sama klasa wieku drzewostanów (w świetle procedury rekomendowanej przez sekretariat Komisji Konwencji Klimatycznej w ramach poradnika dobrych praktyk oraz danych Biura Urządzania Lasu) 20 lat temu zawierała znacznie mniejszą ilość zakumulowanego węgla niż obecnie.

Rodzą się w związku z tym pytania. A może, jak twierdzą niektórzy, jest to efekt większego „obciążenia” drzewostanów wapniem? Może jest to związane z większą podażą „pokarmu” w postaci dwutlenku węgla? A może z ocieplaniem się klimatu, czyli poprawą komfortu termicznego?

Przyjmujemy w tym eksperymencie, że ocieplenie klimatu ma miejsce, bo przesądziła o tym społeczność międzynarodowa w Konwencji Klimatycznej. Przyjmujemy to jako aksjomat.

Jak więc będziemy chcieli sprawdzić, czy dodatkowość w leśnictwie występuje? Wykorzystamy nasze bazy danych, żeby stworzyć grupy homogeniczne wydzielen leśnych sprzed 15 czy 20 lat, bo mniej więcej od tylu lat są rejestrowane w naszym SILP-ie informacje o wydzieleniach. Dla homogenicznych grup drzewostanów, np. trzech tysięcy wydzielen leśnych, jednorodnych pod względem siedliska, wieku, zadrzewienia i innych cech taksacyjnych ustalimy z użyciem modelu kanadyjskiego przeciętną zasobność węgla na hektarze.

Niemal każdy z drzewostanów, każde wydzielenie miało przez te 20 lat swoją historię gospodarczą. Od bardzo umiarkowanego pielęgnowania po bardzo intensywne; czasami zdarzył się jakiś pożar. Wszystkie te działania gospodarcze będą oczywiście weryfikowane, czy istotnie to, co trafiło do rejestru, odzwierciedla rzeczywiste życie poszczególnych wydzielen zgrupowanych homogenicznie. Znając historię gospodarczą, będziemy mogli ustalić po 15–20 latach, też przy

użyciu modelu kanadyjskiego, zawartość węgla w poszczególnych już nie grupach homogenicznych, lecz podgrupach o tej samej historii gospodarczej.

Jeżeli zjawisko dodatkowości występuje, to w wyniku takich działań możliwe jest pominięcie wpływu czynników zewnętrznych np. ocieplenia, bo oddziałują one na każdą podgrupę drzewostanów; różnica między tymi podgrupami tylko potwierdzi występowanie tego efektu. Według nas mamy bezspornie do czynienia z efektem dodatkowości, co więcej, jest on na tyle duży, że warto zająć się tym zagadnieniem na poważnie.

Działanie tego systemu w terenie prezentowano podczas kwietniowej konferencji w Tucznie, wykazując, ile węgla jest związanego w konkretnych wydzieleniach.

Podczas konferencji doszło również do podpisania listów intencyjnych między Lasami Państwowymi a Orlenem, PGNiG i kilkoma innymi podmiotami, które w imię społecznej odpowiedzialności biznesu wykazały intencję zakupu jednostek pochłoniętej emisji w latach 2017–2020. Właśnie w tych latach chcemy przeprowadzić w kilku leśnych kompleksach promocyjnych ów eksperyment, który będzie skutkowało powstaniem leśnych jednostek pochłoniętej emisji w następstwie działań dodatkowych w leśnictwie.

Co to jest leśna jednostka pochłoniętej emisji? Leśnicy raczej postrzegają świat materialnie, dotykowo. Świat biznesu i ekonomii bardziej wirtualnie. Nie będziemy oczywiście zdążyć w tym kierunku. Pójdziemy w stronę identyfikacji tego produktu, który będzie przedmiotem obrotu na gruncie Polskiej Klasyfikacji Działalności i Polskiej Klasyfikacji Wyrobów i Usług.

Jeżeli spojrzymy na Polską Klasyfikację Działalności, to zauważymy, że wyraźnie tam zapisano, iż realizacja pozaprodukcyjnych funkcji lasów jest częścią składową gospodarki leśnej. Powtórzono ów zapis za definicją gospodarki leśnej, zawartą w ustawie o lasach. Jest to część składowa działalności wytwórczej, a z każdą działalnością wytwórczą musi wiązać się jakiś produkt wyjściowy. Nie ma działalności wytwórczej bez produktu wyjściowego tej działalności. Co tu jest produktem wyjściowym? Jest nim pewien atrybut drzewostanu, który można od niego odłączyć bez szkody dla drzewostanu. W tym wypadku drzewostan wykazuje zdolność do zaspokajania zapotrzebowania na promocję lub efekt promocyjny ze strony Orłenu, PGNiG czy innych podmiotów. Odłącza się ową niematerialną zdolność, która jest legitymowana dowodem na to, że więcej węgla zgromadziło się w danym drzewostanie niż miałoby to wynikać z natury rzeczy. I to właśnie rodzi ową zdolność do zaspokajania zapotrzebowania innych podmiotów na pewne efekty, np. najpierw w latach 2017–2020 na efekt promocyjny.

Czy to jakaś fantasmagoria? Otóż nie. Tego typu produkty funkcjonują w innych krajach, gdzie w imię społecznej odpowiedzialności biznesu podmioty gotowe są dla efektu promocyjnego, dokonywać zakupu pewnych produktów środowiskowych. Odwołujemy się do już istniejących rozwiązań, niczego nowego nie wymyślamy, stosujemy to, co inni już znają i przetestowali.

Najpierw podmioty będą w latach 2017–2020 nabywać ową zdolność. Węgiel pozostanie w lesie, ale drzewostan tej zdolności nie będzie już miał. Stanie się to jednak bez szkody dla drzewostanu, natomiast z korzyścią dla innych podmiotów, które ową zdolność zaborą. Jesteśmy przekonani, że w roku 2020 taki system zaistnieje, nie wiadomo tylko, czy będzie to – tak jak chcemy – system łączący ETS, czyli europejski handel emisjami z obrotem międzynarodowym, czyli z odwołaniem się do Konwencji, czy też system samorządowy, czy być może zupełnie nowe rozwiązanie.

Jaka jest szacunkowa ilość pochłaniania jednostek CO<sub>2</sub> w wybranych leśnych kompleksach promocyjnych bez szkody dla produkcyjnych funkcji lasów, do uzyskania której trzeba będzie tworzyć leśne gospodarstwa węglowe, identyfikować wydzielenia kwalifikujące się z natury rzeczy do poddania działaniom dodatkowym? Szacujemy, że jest to ilość dająca wychnienie podmiotom, które w tej chwili mają przyznane dosyć restrykcyjne limity emisji dwutlenku węgla do atmosfery. Wychnienie na tyle istotne, że podmioty te będą w stanie przystosować się do wdrożenia coraz bardziej przyjaznych środowisku technologii.

Stawiane jest pytanie, co jest tym tajemniczym, dodatkowym w leśnictwie działaniem, w którym chodzi o to, żeby zbliżyć się do możliwie najwyższej wartości zakumulowanego przez dane wydzielenie węgla organicznego w poszczególnych warstwach, ale również o to, aby powstał efekt tzw. unikniętej emisji.

Działania dodatkowe prowadzą lub według naszych zamiarów, będą prowadzić do zwiększonej akumulacji dwutlenku węgla. Sprowadzają się one, ogólnie rzecz biorąc, do zwiększenia wypełnienia przestrzeni ekologicznej nadziemną substancją organiczną, do wprowadzania podszytów, podrostów. To również pewna modyfikacja ścieżki pielęgnowania, raczej w kierunku umiarkowanej pielęgnacji drzewostanu, oraz bardzo istotna zmiana sposobu wymiany generacyjnej lasu, co wiąże się już z kwestią unikniętej emisji dwutlenku węgla. Podobnie ma się rzecz z ograniczeniem zagrożenia pożarowego lasu, a także z powstrzymaniem procesów rozpadu drzewostanów w chorobie łańcuchowej lasu. Istnieją teorie, które głoszą, że to, co się teraz dzieje w Puszczy Białowieskiej, jest reakcją ekosystemu na zmiany klimatyczne. Powstrzymanie procesów rozpadu drzewostanów w Puszczy, o ile zaistnieje przyzwolenie polityczne, a raczej ekologiczne, na przywrócenie normalności w ramach gospodarki leśnej, czyli na to, by normalnymi metodami gospodarki leśnej unikać rozpadu drzewostanów, będzie jednym z takich właśnie działań dodatkowych. Obecna sytuacja w Puszczy Białowieskiej oznacza nie tylko rozpad i zanik drzewostanów, lecz również zwiększoną docelowo emisję dwutlenku węgla do atmosfery.

Oczywiście, podane przykłady nie wyczerpują całego katalogu działań dodatkowych w leśnictwie. Zarządzenie, które będzie podstawą sprawczą eksperymentu „Leśnych gospodarstw węglowych” w latach 2017–2020, przewiduje pewne pole dla twórczego działania gospodarzy terenów – nadleśniczych.

Środki uzyskane z obrotu jednostkami pochłoniętej emisji, w ślad za zapisami Konwencji klimatycznej, będą przeznaczane na dalsze doskonalenie gospodarki leśnej w kierunku wykorzystywania lasu jako narzędzia zmniejszającego koncentrację dwutlenku węgla w atmosferze, ale także na działania rozwojowe na terenach niezurbanizowanych, również związane z powstrzymaniem emisji dwutlenku węgla i innych gazów uznawanych za gazy cieplarniane.

## Summary

*Konrad Tomaszewski*

General Directorate of the State Forests in Warsaw, sekretariat@lasy.gov.pl

### Forest carbon farms

The paper presents a project of ‘Forest carbon farms’, to be implemented in 2017–2020 in the State Forests as an experiment, and after 2020 – as a system largely accepted by the international community. The project combines practical activity and research studies, results of which will enrich and correct the activities implemented so far.

Within the project framework a model for calculating carbon stored in individual forest sub-compartments will be improved. Its accuracy will be assessed based on the results of CO<sub>2</sub> absorption coming from the so-called flux towers, as well as on measurements done on experimental plots where tree felling was implemented.

The Author also presents an issue of opportunities and limitations linked to trade of emission units. Financial means gained from this will be spent to improve forest management towards decreasing carbon dioxide concentration in the atmosphere. The activities will focus, *inter alia*, on understory and undergrowth introduction and forest tending improvement. Limitation of fire hazard as well as reduction of forest stand dieback are also important issues.



*Jørgen Bo Larsen*

Uniwersytet w Kopenhadze, Dania, jbl@ign.ku.dk

# Możliwości adaptacji lasu do zmian klimatu<sup>1</sup>

## WSTĘP

Drzewa, jako długowieczne organizmy, są szczególnie wrażliwe na zmiany warunków wzrostu. Sadzone dzisiaj, będą musiały być w stanie poradzić sobie z warunkami klimatycznymi, które wystąpią za 50 do 100 lat. Dlatego leśnictwo jest szczególnie zaangażowane w zapewnianie długookresowej zdolności do przystosowania się lasu do zmian klimatu. „Naturalny” ekosystem leśny, jego struktura, dynamika i skład gatunkowy w dużej mierze są wynikiem panujących warunków wzrostu, tj. w szczególności gleby i klimatu. Gdy klimat się zmienia, odpowiednio zmieniają się skład gatunkowy, struktura i funkcje lasu.

Lasy w północno-zachodniej Europie uległy od ostatniego zlodowacenia radykalnym zmianom: od brzoźowo-sosnowych oraz dębowo-lipowych do zdominowanych obecnie przez buka. Dodatkowo w ostatnich 200 latach wpłynął na nie człowiek, przekształcając półnaturalne lasy mieszane w monokultury i wprowadzając liczne „egzotyczne” gatunki drzew, przez co dzisiejsze lasy nie są naturalnie przystosowanymi ekosystemami do panujących warunków klimatycznych. Pytanie brzmi: co stanie się, nie tylko z naszymi rodzimymi gatunkami, ale również z gatunkami introdukowanymi, gdy rzeczywiście nastąpią zmiany klimatu?

## STABILNOŚĆ I ZMIANY KLIMATU

Przedstawiony poniżej opis i dyskusja na temat stabilności ekosystemu w odniesieniu do hodowli lasu i w związku z tym do adaptacji pochodzą z opracowania Larsena (1995).

Ekosystemy są otwartymi systemami termodynamicznymi charakteryzującymi się pobieraniem oraz oddawaniem energii i materii. Stabilność może być zdefiniowana jako zdolność systemu do pozostawania blisko punktu równowagi

---

<sup>1</sup> Tłumaczył: Adam Kaliszewski



lub do powrotu do niego po zakłóceniu. Tak więc stabilność ekosystemu charakteryzuje dynamiczna równowaga (stan stabilny), osiągnięta w drodze interakcji między funkcjonalnymi grupami organizmów i środowiskiem fizycznym. Przykładowo obieg składników odżywczych wynika z funkcjonalnej synchronizacji organizmów samożywnych, cudzożywnych, atmosfery i gleby.

Stabilność ekosystemu musi być analizowana w odniesieniu do zakłóceń (zaburzeń). Mogą być one zdefiniowane jako zdarzenia (siła wymuszająca), które nie występują naturalnie w systemie, lub jako wahania poza „normalny” zakres sił wymuszających, określających system. Zakłócenia mogą być naturalne lub wywołane przez człowieka (antropogeniczne). Zaburzeniami naturalnymi są m.in. wahania klimatyczne, zmiany zagęszczenia zwierząt roślinożernych, drapieżników i patogenów, pożary, wiatr, śnieg i erozja. Zaburzenia antropogeniczne mogą obejmować wpływ na system przez użytkowanie (zręby zupełne, pozyskanie drewna, odwadnianie, używanie pestycydów i innych środków chemicznych, wprowadzanie gatunków egzotycznych i nieprzystosowanych populacji), zanieczyszczenia (zakwaszenie, SO<sub>2</sub>, ozon) oraz, nie mniej ważne, globalne zmiany klimatu wywołane spowodowanym przez człowieka wzrostem stężenia CO<sub>2</sub> w atmosferze.

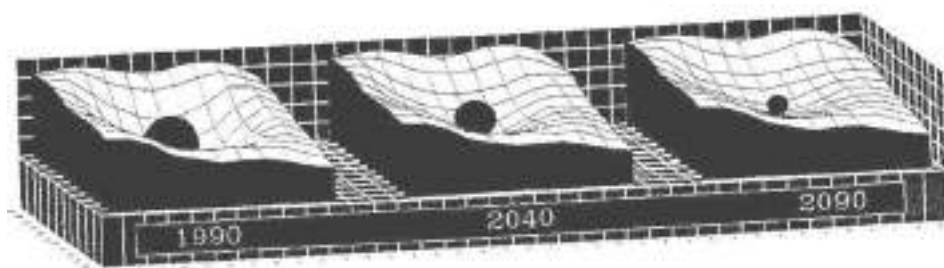
Gdy systemy termodynamiczne są dalekie od własnej równowagi lokalnej, zmieniają swój stan, przeciwstawiając się przyłożonym gradientom i cofając system ku jego atraktorowi<sup>2</sup>. W uproszczeniu, systemy mają zdolność przeciwstawiania się wytrącaniu z równowagi i tendencję do powrotu do stanu równowagi, gdy zostały z niej wytrącone. Dlatego właściwe wydaje się rozłożenie stabilności na dwa zasadnicze komponenty, oporność i elastyczność, co pozwoli na pewne uproszczenie oraz omówienie i przedstawienie najważniejszych aspektów stabilności ekologicznej i adaptacji do zewnętrznych presji.

Oporność lub odporność (ang. *resistance*) to właściwość systemu lub części składowej, polegająca na braku reakcji na czynniki zaburzające. Niską oporność przejawiają ekosystemy łatwo podlegające zmianie, natomiast te o wysokiej oporności uznawane są za stabilne.

Elastyczność (ang. *resilience*) jest miarą szybkości powrotu systemu po zaburzeniu do wcześniejszego stanu dynamicznego. System bardziej elastyczny szybciej powraca do początkowego stanu stabilności.

Na rycinie 1 przedstawiono trzy sytuacje stabilności, obrazujące oporność i elastyczność w stosunku do przewidywanych zmian klimatu. Jest to prosty sposób zilustrowania tych złożonych właściwości. Stabilność przedstawiono jako zdolność do przeciwstawienia się siłom zewnętrznym i utrzymania kulki (cechy systemu lub skupiona na niej zmienna stanu) w stanie stabilności, odpowiednio w amplitudzie elastyczności (zagłębienie w „krajobrazie stabilności”).

<sup>2</sup> Atraktor – w teoriach rozważających modele zjawisk zmiennych w czasie: punkt lub zbiór, który w trakcie pewnego procesu przyciąga punkty leżące w jego otoczeniu (*Wielki słownik wyrazów obcych PWN*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010). Stan, do którego układ dąży z czasem [przyp. tłum.].



Rycina 1. Oporność i elastyczność ekosystemu wymuszone zmianami klimatu zmniejszają się z upływem czasu i system przechodzi do stanu wrażliwego (Larsen 1995)

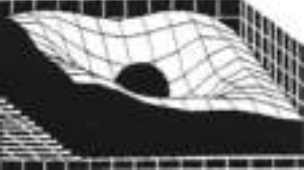
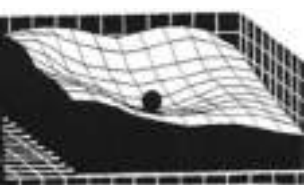

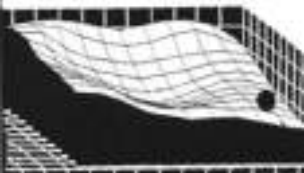
Oporność jest przedstawiona jako masa (graficznie rozmiar) kulki: do poruszenia dużej kulki na obszarze stanu stabilnego (spód wgłębienia) i przesunięcia jej poza obszar elastyczności (poza wgłębienie) jest potrzebne silniejsze zaburzenie (system jest bardzo odporny) niż w przypadku małej kulki (mniej odporny system). Elastyczność zilustrowano rozmiarem i kształtem wgłębienia w „krajobrazie”, określającym zakres przyciągania (zakres atraktora): do przesunięcia kulki poza większe wgłębienie (bardzo odporny system) potrzebna jest większa energia (silniejsze zaburzenie) niż poza niewielkie zagłębienie (mniej odporny system).

W niezakłóconych warunkach system w każdym z trzech etapów (rok 1990, 2040 i 2090) pozostaje w dynamicznym stanie stabilności (spód wgłębienia). W zależności od masy kulki i kształtu wgłębienia zaburzenie może jednak spowodować przekroczenie granic lokalnej dynamiki; w związku z tym system lub cecha ekologiczna (strukturalna lub funkcjonalna) trwale zmieni się, przechodząc do nowej równowagi dynamicznej.

Rycina 2 przedstawia koncepcję stabilności przy zastosowaniu modelu integracji stresu, zaproponowanego przez Maniona (1991), w którym czynniki stresu zostały pogrupowane na predysponujące, inicjujące i współuczestniczące. Model zastosowany tu do ekosystemów został stworzony do wyjaśnienia zamierania drzew (Larsen 1995).

Według ryciny 2 stabilny system (drzewostan) o wysokiej oporności i elastyczności charakteryzują dobrze przystosowane populacje, kiedy gatunki i proveniencje są dostosowane do abiotycznych i biotycznych warunków siedliska. Ponadto struktura drzewostanu i zabiegi są dostosowane do systemu i gatunków.

Jeżeli powyższe warunki wstępne nie zostaną spełnione, system stanie się predysponowany na zaburzenia, co w kontekście stabilności oznacza ograniczenie oporności i elastyczności wskutek braku dostosowania wywołanego obniżoną fizjologiczną i ewolucyjną zdolnością buforowania jego populacji. Podobne ograniczenie stabilności systemu może wystąpić na skutek długotrwałych zmian warunków siedliska (klimat, właściwości gleby).

Stan	Czynniki
	Czynniki stabilności: <ul style="list-style-type: none"> <li>■ gatunki i proveniencje dostosowane do ekologicznych warunków siedliska</li> <li>■ struktura drzewostanów i zabiegi dostosowane do gatunków</li> </ul>
	Czynniki predisponujące: <ul style="list-style-type: none"> <li>■ nieodpowiednie gatunki i proveniencje</li> <li>■ nieodpowiednia struktura drzewostanów i stosowane zabiegi</li> <li>■ zmiany klimatu i jakości powietrza</li> <li>■ zmiana właściwości gleby</li> </ul>
	Czynniki inicjujące: <ul style="list-style-type: none"> <li>■ ekstremalne zjawiska klimatyczne (mróz, susza itd.)</li> <li>■ pierwotne czynniki biotyczne, takie jak grzyby i owady</li> <li>■ silne zanieczyszczenia (SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, sól itd.)</li> </ul>
	Czynniki współuczestniczące: <ul style="list-style-type: none"> <li>■ szkodniki wtórne (korniki)</li> <li>■ zgnilizna korzeni</li> <li>■ degeneracja mykoryz</li> <li>■ wirusy</li> </ul>

Rycina 2. Zamieranie lasu jest wyjaśnione za pomocą koncepcji stabilności i modelu integracji stresu (Larsen 1995). Czynniki stresu zostały pogrupowane za Manionem (1991) na predisponujące, inicjujące i współuczestniczące

Ograniczona stabilność systemu predisponowanego, cechującego się na rycinie 2 zmniejszoną opornością (mała kulka) i elastycznością (płytkie wgłębienie) ujawni się, gdy zostanie on narażony na nagłe, zewnętrzne presje lub zaburzenia. Według Maniona (1991) nazywane są one czynnikami inicjującymi i mogą być pochodzenia naturalnego (ekstremum klimatyczne, grzyby, owady itd.) lub antropogenicznego (zanieczyszczenia powietrza, ozon, promieniowanie UV itd.). W systemie predisponowanym takie zaburzenia mogą przekraczać granice lokalnej dynamiki, przesuując kulkę poza zakres przyciągania, co przypadku obumierania lasu oznacza wystąpienie widocznych objawów.

Predisponowany i pogarszający się pod wpływem stresu system może ulegać dalszej destabilizacji na skutek wielu czynników współuczestniczących, jak szkodniki wtórne (korniki), patogeny i degeneracja związków symbiotycznych (mykoryz). Kulka zostaje przesunięta poza zakres przyciągania i przechodzi do innej równowagi dynamicznej, określonej znacznymi zmianami cech strukturalnych

i funkcjonalnych, co oznacza wejście lasu w fazę zamierania bez możliwości odwrócenia tego procesu i prowadzi do zniszczenia lasu.

## SPODZIEWANE NASTĘPSTWA

Prognozując spodziewany wpływ zmian klimatu, w istocie zajmujemy się innym rodzajem niepewności. Wiąże się ona z ograniczeniami prognozowania regionalnego układu opadów i huraganów. Nawet niewielkie odchylenia w opadach deszczu podczas sezonu wegetacyjnego, w tym występowanie zjawisk ekstremalnych, mogłyby wywołać poważne skutki dla wzrostu drzew i ostatecznie zapoczątkować znaczące zmiany w składzie gatunkowym roślinności. Biorąc pod uwagę olbrzymi wpływ, jaki huragany wywarły w ostatnich latach na lasy północno-zachodniej Europy, właściwie niewielki wzrost ich wielkości i częstotliwości może doprowadzić do całkowitego wyeliminowania wrażliwych na silne wiatry gatunków iglastych.

Jednak to nie średnie wartości klimatu kiedykolwiek doprowadziły do śmierci drzewa! To, co jest istotne, to zjawiska ekstremalne: skrajna susza lub temperatura, szczególnie łagodna zima czy huragan.

Przewidywanie zjawisk ekstremalnych jest jeszcze bardziej niepewne niż właściwa prognoza wartości średnich. Niepewność wiąże się również z brakiem wiedzy dotyczącej reakcji gatunków i proveniencji na zmiany klimatu, w tym ich zdolności do buforowania takich zmian. Co więcej, obiecującą część strategii adaptacyjnej mogłaby stanowić hodowla nakierowana na fizjologiczną i ewolucyjną zdolność przystosowania drzew, jednak jej potencjał jest mniej znany i raczej ograniczony. Chociaż dużo już wiadomo o skutkach oddziaływania podwyższonego stężenia CO<sub>2</sub> na drzewa, drzewostany i ekosystemy leśne, niewielka jest wiedza o interakcjach z innymi czynnikami naturalnymi (szkodliwe organizmy, choroby) oraz antropogenicznymi czynnikami stresu (zanieczyszczenie powietrza itp.).

Mając na uwadze wymienione źródła niepewności, spodziewane skutki dla rodzimych i często występujących gatunków drzew w północno-zachodniej Europie omówiono w kontekście wzrostu temperatury, zmiany opadów, częstotliwości huraganów oraz szkodliwych organizmów.

Spodziewany umiarkowany wzrost temperatury prawdopodobnie będzie przyczyniał się do zwiększania przyrostu drzew. Ponieważ większość rodzimych gatunków drzew (buk, dąb, jesion, jawor, grab, klon zwyczajny, lipa i inne) rośnie blisko północnej granicy zasięgu, co jest uwarunkowane głównie niskimi temperaturami, będą one względnie odporne na wzrost temperatury wynoszący od 2 do 4 stopni. Na niektóre gatunki (lipa, dąb, grab) niewielki wzrost przeciętnych temperatur będzie miał korzystny wpływ. Sosna zwyczajna również będzie odporna. Jeśli chodzi o najpowszechniejsze gatunki introdukowane, do niewielkiego wzrostu temperatury zdolają się przystosować świerk sitkajski, modrzew i daglezwia. Sądząc po raczej złych doświadczeniach z bardziej południowymi proveniencjami olszy czerwonej,

gatunek ten zapewne w niewielkim stopniu zareaguje na rosnącą temperaturę; wydaje się on szczególnie wrażliwy na przenoszenie nasion<sup>3</sup>. Jedynym gatunkiem, który prawdopodobnie zareaguje negatywnie, szczególnie na cieplejsze zimy, jest świerk pospolity, niestety najpowszechniej sadzony gatunek drzewa w omawianym regionie.

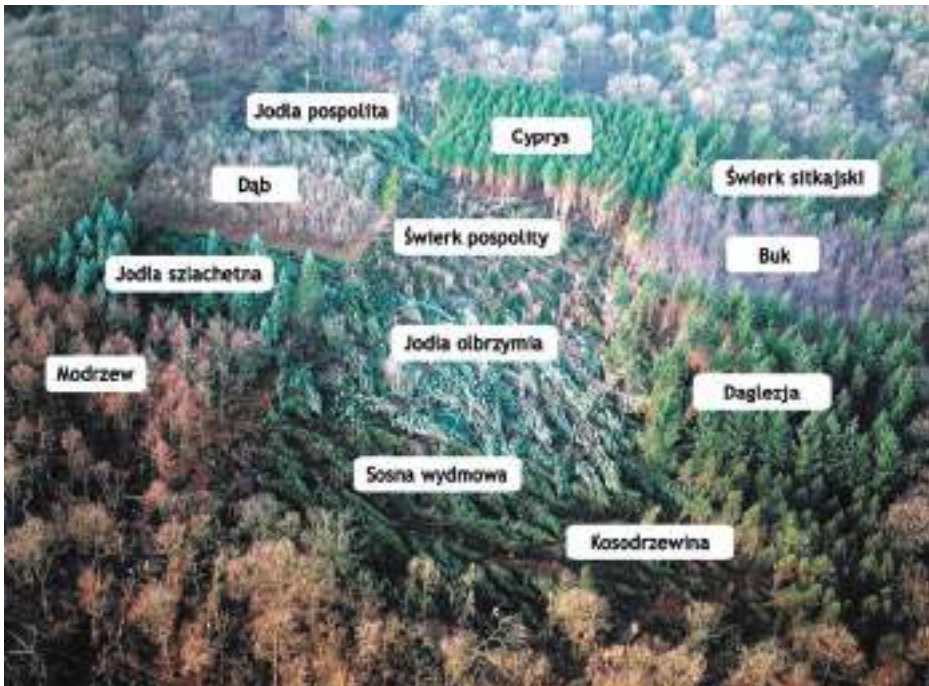
Przy opadach poniżej 400 mm podczas sezonu wegetacyjnego, czynnikiem ograniczającym wzrost drzew na większości stanowisk na nizinach północno-zachodniej Europy jest woda, szczególnie w regionach z piaszczystymi glebami, o niskiej pojemności wodnej. Ze względu na spodziewane zmniejszenie się wielkości opadów w okresie lata, a zwłaszcza wydłużenie okresów suszy, przewidywane jest osłabienie kondycji wszystkich gatunków drzew. Najbardziej wrażliwe będą gatunki iglaste, szczególnie te ze względnie płytkim systemem korzeniowym (świerk pospolity, świerk sitkajski) oraz buk, klon i jesion. Prawdopodobnie bardziej odporne będą: modrzew, sosna zwyczajna i daglezja. Względnie wytrzymały będzie dąb.

W strategii adaptacji leśnictwa do zmian klimatu musi być brane pod uwagę ryzyko wzrostu częstotliwości huraganów. W ostatnich 40 latach miało miejsce wiele silnych huraganów o katastrofalnych skutkach dla leśnictwa. Na ryzyko narażone są głównie gatunki iglaste, ponieważ większość huraganów występuje zimą, gdy drzewa liściaste (i modrzew) są pozbawione liści. Jest to szczególnie istotne w przypadku świerka pospolitego, świerka sitkajskiego czy jodły olbrzymiej. Bardziej odporne na silne wiatry są modrzew, daglezja i sosna zwyczajna (zob. rycina 3).

Gdy z powodu stresu klimatycznego drzewa zostaną osłabione fizjologicznie, staną się ogólnie mniej odporne na szkodniki. Ponadto zmieniające się warunki klimatyczne mogą oddziaływać na relacje między szkodnikami i ich gospodarzami (drzewami). Dlatego w niektórych przypadkach prawdopodobnie nasilą się problemy ze znanymi szkodnikami. Wzrost sezonowych sum temperatur wpłynie na poprawę warunków rozwoju owadów. Niektórym gatunkom pozwoli to na zwiększenie liczby pokoleń w ciągu roku lub sukcesu rozrodczego, co spowoduje nasilenie już istniejących problemów. Przykładowo w warunkach bardziej suchych pór letnich, wyższych przeciętnych temperatur i częstszych silnych wiatrów prawdopodobnie częstsze będą znane problemy z kornikiem drukarzem (*Ips typographus*).

Łagodne zimy przechodzą we wczesne wiosny, sprzyjające mszycy świerkowej zielonej (*Elatobium abietinum*). Udany rozwój bielojada olbrzymiego (*Dendroctonus micans*) jest zależny od słonecznej i suchej pogody latem. Oba gatunki atakują świerk sitkajski i na skutek zmian klimatu będą zagrażały jego stabilności. Wzrost temperatury może również sprzyjać pojawieniu się owadów, które dzisiaj z przyczyn klimatycznych u nas nie występują, co postawi leśnictwo wobec problemów występujących dotychczas w krajach leżących na południu. Przykłady stanowią korowódka dębówka (*Thaumetopoea processionaria*) oraz brudnica nieparka (*Lymantria dispar*). Znaczenie gatunków szkodliwych rozszerzających swój zasięg naturalny początkowo nie będzie jednak istotne dla leśnictwa.

<sup>3</sup> dosł. *sensitive to transfer of seed sources*



Rycina 3. Gatunki drzew leśnych i ich odporność na wiatr. Doświadczenie z gatunkami w okręgu leśnym Lindet na południu Półwyspu Jutlandzkiego wkrótce po huraganie w dniu 3 grudnia 1999 r. Wśród gatunków występują istotne różnice pod względem wytrzymałości na huraganowy wiatr. Niezniszczone pozostały gatunki zrzucające liście – buk, dąb i modrzew, natomiast większość gatunków iglastych (świerk, jodły, sosny) uległa niemal całkowitemu zniszczeniu. Ciekawymi wyjątkami są cyprysy i daglezwia (fot. B.B. Jørgensen)

Niewiele patogenów grzybowych jest zależnych od temperatury i innych czynników klimatycznych w tym samym stopniu co owady. Jednak jedna z najbardziej dewastujących lasy zgnilizn korzeni w Europie, korzeniowiec sosnowy (*Heterobasidion annosum*), do zasiedlenia pniaka wymaga temperatury powyżej 5°C, skąd rozprzestrzenia się na drzewa stojące. Zabezpieczanie pniaków może zapobiec rozwojowi tej choroby. Opcjonalnie w krajach nordyckich często prowadzi się pozyskiwanie drewna zimą. Przez łagodniejsze zimy spowodowane zmianami klimatu wydłuży się sezon rozwoju korzeniowca sosnowego, co przyczyni się do wzrostu kosztów prewencyjnego zabezpieczania pniaków lub też, jeśli nie zostaną podjęte żadne działania, wzrostu częstotliwości i nasilenia zgnilizny wywołanej przez ten patogen.

Inne grzyby mogą skorzystać na zmniejszonej żywotności drzew, osłabionych z powodu stresu fizjologicznego, ale nie będzie to zagrażało poszczególnym gatunkom, a raczej pojedynczym osobnikom.

## ADAPTACJA

Biorąc pod uwagę niepewność dotyczącą kierunku, szybkości i zakresu spodziewanych zmian klimatu, jak też ich wielorakich następstw dla dzisiejszych lasów, nie można dać jakiegokolwiek ogólnej recepty na przygotowanie naszych lasów na przyszłość. Najważniejsze są zatem działania zwiększające ogólną odporność lasów, co oznacza środki przystosowawcze wspomagające stabilność ekosystemu przez zwiększanie jego oporności i elastyczności. Poniżej omówiono kilka metod hodowli lasu pod kątem ich możliwości dostosowania lasów do zmian klimatu.

### PROMOWANIE SYSTEMU „CIĄGŁEJ POKRYWY LEŚNEJ”

Głównym powodem popierania stosowania tego sposobu zagospodarowania, a przynajmniej unikania dużych zrębów zupełnych, jest oczywiste znaczenie dla zachowania mikroklimatu leśnego a przez to minimalizowanie czynników inicjujących (według modelu integracji stresu). Niezmieniony mikroklimat leśny sprzyja niwelowaniu ekstremów klimatycznych oraz odnowieniu naturalnemu i przeżywalności siewek. Ma to podstawowe znaczenie dla gospodarki leśnej, zwłaszcza w obliczu ekstremalnych zmian klimatycznych. Jednak przy stosowaniu jedynie małych powierzchniowo cięć odnowieniowych gatunki bardziej światłoządne (pionierskie) będą odnawiały się z trudem, na co zwracają uwagę Brang i in. (2014), a niektóre z nich – ze względu na ich ogólną odporność, mogłyby być ważne z punktu widzenia adaptacji. Dlatego system „ciągłej pokrywy leśnej” należy stosować na poziomie lokalnym.

### PROMOWANIE DOSTOSOWANYCH DO SIEDLIKA I TOLERANCYJNYCH WOBEC KLIMATU GATUNKÓW, PROWENIENCJI I GENETYCZNIE ULEPSZONEGO MATERIAŁU ODNOWIENIOWEGO

Gatunki drzew mają różne wymagania ekologiczne i nierówne możliwości dostosowania się do oczekiwanych zmian klimatu. Oznacza to zwiększenie udziału w składach gatunkowych gatunków liściastych – bardziej odpornych na huragany, a zmniejszenie obszaru lasów jednogatunkowych, złożonych z gatunków wrażliwych na wiatr, takich jak świerk pospolity. Należy ogólnie wspierać oporność ekosystemu. Dobór składu gatunkowego powinien się opierać na tych gatunkach, które będą lepiej adaptowały się w przyszłości, a nie na historycznej naturalności krajobrazu leśnego. Dlatego selekcja powinna również obejmować gatunki obce, takie jak: modrzewie, daglezie i inne, głównie z Ameryki Północnej.

Ważne w tym kontekście są dobór proveniencji i hodowla selekcyjna drzew. Jednak badacze zajmujący się tym tematem muszą przenieść główny nacisk z selekcji pod kątem przystosowania (oporność) na zdolność dostosowania (elastyczność), poprzez wspieranie zmienności genetycznej.

## PROMOWANIE DRZEWOSTANÓW MIESZANYCH

Uprawa drzew w drzewostanach mieszanych jest efektywnym sposobem zwiększenia przystosowania lasów do zmian klimatu i w związku z tym zwiększenia elastyczności systemu. Drzewostan złożony z dwóch lub więcej gatunków drzew o różnych wymaganiach ekologicznych i wrażliwości na zmiany temperatury, opadów, częstości występowania huraganów czy gradacji, daje możliwość ciągłego przystosowywania celów gospodarki leśnej do zmieniającej się sytuacji klimatycznej. Na przykład drzewostan bukowo-świerkowy może w efekcie stać się drzewostanem bukowym, jeśli klimat nie będzie sprzyjał świerkowi, podczas gdy lite świerczyny w takim przypadku w ogóle zginą. Mieszane drzewostany dają szansę przyszłym pokoleniom dokonywać selekcji gatunków lepiej zaadaptowanych do zmian klimatu, w czasie, kiedy one nastąpią.

Jednak nie we wszystkich drzewostanach mieszanych można tak postępować – powinny one składać się z gatunków właściwych dla danego siedliska i zdolnych harmonijnie rosnąć w określonym zmieszaniu. Aby wspomóc gospodarkę leśną w kształtowaniu dostosowanych do siedliska drzewostanów mieszanych działania powinny być prowadzone według stosowanej w Danii gospodarki leśnej zbliżonej do naturalnej (Larsen 2012).

## POPIERANIE NATURALNEGO ODNOWIENIA I SADZENIE GATUNKÓW ODPORNYCH NA ZMIANY KLIMATU

Odnowienie naturalne cechuje się wysoką liczbą drzew w inicyjalnej fazie wzrostu, a tym samym zachowaniem różnorodności genetycznej i dużego potencjału w odniesieniu do doboru naturalnego i sztucznego. W celu zwiększenia potencjału adaptacyjnego lasów zaleca się wzbogacanie naturalnych odnowień sadzonkami gatunków drzew lepiej zaadaptowanych do zmian klimatu. Naturalne odnowienie sprzyja ponadto prawidłowemu rozwojowi systemów korzeniowych, dzięki czemu zwiększona jest odporność drzewostanów na wiatr. W odniesieniu do sztucznych metod odnowienia powinno być popierane stosowanie sadzonek lub nasion najlepszego pochodzenia (np. materiał sadzeniowy pochodzący z plantacji nasiennych) oraz sadzonek z zakrytym systemem korzeniowym.

## KSZTAŁTOWANIE WŁAŚCIWEJ STRUKTURY DRZEWOSTANÓW POPRZEZ TRZEBIEŻE SELEKCYJNE

Zakładając, że nasze lasy będą nadal narażone na stres klimatyczny, zagospodarowanie lasu powinno minimalizować działanie innych (wewnętrznych) czynników stresowych. Obejmuje to stosowanie aktywnych metod trzebieży, charakteryzujących się większym nasileniem i tym samym ograniczających konkurencję wewnątrz- i międzygatunkową i popierających pojedyncze drzewa o rozrośniętych i żywotnych koronach, co podnosi odporność na silne wiatry (szczególnie gatunków iglastych).



Takie cięcia pielęgnacyjne powinny też promować zmieszanie gatunków i strukturę różnowiekową, która czyni drzewostany bardziej odpornymi na szkodliwe czynniki biotyczne i abiotyczne, powiązane często z określonymi fazami rozwoju drzewostanu (np. młode drzewa są rzadziej uszkodzane przez huragany i atakowane przez owady kambiofagiczne, ale z kolei bardziej wrażliwe na suszę niż drzewa starsze, z głębszymi systemami korzeniowymi).

## SYSTEM HODOWLI LASU

Jak wspomniano powyżej, metody hodowli lasu w najlepszy sposób zabezpieczające lasy przed potencjalnymi i nieprzewidywanymi zmianami klimatu w dużej mierze są spójne z zasadami gospodarki leśnej zwanej „bliską naturze”. Ten hodowlany „zestaw” w szczególności ma na celu: 1) trwałe utrzymanie mikroklimatu leśnego przez wstrzymanie zrębów zupełnych, 2) poprawę stabilności i rozproszenie ryzyka przez kształtowanie różnowiekowych mieszanych lasów o składzie gatunkowym dostosowanym do siedliska, 3) aktywną poprawę struktury drzewostanu przez częste i mało intensywne trzebieże, 4) ochronę naturalnej równowagi między organizmami leśnymi, w tym szkodliwymi, z zamiarem wspierania różnorodności biologicznej i unikania stosowania pestycydów. Jednak zdaniem Branga i in. (2014) strategia adaptacyjna opierająca się wyłącznie na zagospodarowaniu bliskiemu naturze nie będzie wystarczająca i dlatego powinna być uzupełniona o metody odnowienia lasu pozwalające na wprowadzanie gatunków pionierskich, a także innych niż lokalne proveniencji, w tym materiału zmodyfikowanego genetycznie oraz dobrze rokujących na przyszłość gatunków obcych.

## INNOWACYJNE ZARZĄDZANIE

W celu ułatwienia przejścia do metod opartych na ciągłym dostosowywaniu najważniejsze jest stworzenie systemu wspierania decyzji w zakresie adaptacji do zmian klimatu. Powinien on obejmować:

- potencjalny wpływ i zdolność lasów do zapewnienia dóbr i świadczeń,
- prognozy przyszłych warunków klimatycznych na poziomie regionalnym,
- klasyfikację lasów i siedlisk, w tym określenie podatnych regionów i lasów,
- zdolność adaptacyjną i rozwiązania alternatywne dla lasów i leśnictwa na poziomie regionalnym,
- środki dostosowawcze, w tym efekty, obszary kompromisu i koszty.

Przed wszystkim jednak musimy zrozumieć i zaakceptować fakt, że przebieg zmian klimatycznych, pomimo opracowanych przez nas modeli i prognoz, jest w dużym stopniu nieprzewidywalny, zwłaszcza w skali regionalnej i lokalnej. Dlatego też musimy uwzględnić w ogólnym zarządzaniu lasami podejście adaptacyjne, w którym monitorowanie zmian środowiska leśnego będzie

realizowane na poziomie lokalnym i znajdzie odzwierciedlenie w nowych, stale zmieniających się działaniach, przystosowywanych na bieżąco do zachodzących zmian (zarządzanie adaptacyjne).

## Summary

*Jørgen Bo Larsen*

University of Copenhagen, jbl@ign.ku.dk

### Possibilities of forest adaptation to climate change

The expected changes in regional and global climate within the next decades combined with the long life-span of trees makes adaptation measures in forestry urgent. The forests we regenerate today must maintain their stability and integrity by coping with climate conditions that may drastically change during the life of the trees in the stand.

Measures directed to reduce susceptibility to climate change may either aim to reduce forest sensitivity to adverse climate change impacts or increase adaptive capacity to cope with the changing environmental conditions. This presentation analyses the problem by using a stress integration model distinguishing between the two stability features resistance (inertia, immovability) and resilience (elasticity, recoverability) and gives examples on how to prepare our forests to an uncertain climatic future.

The possibilities and constraints of silviculture are discussed in relation to sustainable management practices and strategies, i.e. choice of provenances and species including species mixtures, tree breeding, harvesting practices, as well as the silvicultural system applied.

Establishing a decision support system for climate change adaptation: Such a system should include site classification and projections for future regional climate as basis for the selection of appropriate silviculture including species and species mixtures.

Promoting continuous forest cover: The main reason for promoting continuous forest cover or at least refraining from larger clear cuts is the obvious importance to maintain the forest climate. An intact forest climate levels climatic extremes and supports natural regeneration and seedling survival. These functions are of basic importance for silviculture but are going to be even more important when the climate gets more extreme.

Promoting site adapted and climate tolerant species: Tree species have different ecological requirements and possess unequal abilities to adapt to the expected changes in the climatic conditions. This implies increasing the proportion of storm resistant – mainly broad leaved species, and decreasing the forest area with monocultures of the most climate and storm susceptible tree species such as Norway spruce. Species selection is about ‘what is adapted in the future’ and not merely ‘what has been historical natural in the past’. Therefore, future species selection will also include exotic species to enrich our

forests with elements, which could further increase their adaptability (larch species, Douglas fir and other mainly North American species).

**Promoting mixed stands:** Cultivation of tree species in mixture is a highly effective way to increase the adaptability of a forest to climate change. Hence, a forest stand consisting of two or more species characterized by differences in ecological requirements and ability to adapt to projected changes in temperature, rainfall, storm frequency and pests will involve opportunity for continuous adjustment of the operating target in accordance with the development of the climate. A mixture of beech and spruce, for instance, could end up in a more or less pure beech stand, if the climate would evolve against the spruce, where a pure spruce stand would be lost. In essence, mixed stands give future generation options to select the best climate adapted species at the time when climate change has become apparent. However, not all mixtures are suitable to manage. In order to help management to develop manageable and site adapted mixtures it is important to combine species which are able to grow together in harmony.

**Promoting natural regeneration and enrichment planting of robust species:** Natural regeneration mostly leads to high numbers of trees in the initiation phase, thereby maintaining genetic variation and a high potential for natural and man-made selection. In order to further increase the adaptive potential, supplementary (enrichment) planting of robust species is recommended. Natural regeneration further promotes most favourable root development, thereby supporting future storm stability. Promoting the use of the best genetic material (provenances, reproductive material from tested seed orchards) when planting/sowing and promoting the use of plug plants instead of bare root planting stock.

**Promoting stand structure through active thinning and single tree selection:** Assuming that our forests continue to be exposed to an increasing stress of climatic nature, forest management must try to minimize the other (internal) stressors. This includes the need for more active stem reduction methods characterized by frequent interventions, thereby reducing the inter- and intra-specific competition and reinforcing the individual tree vitality. Active thinning will promote deep and vital crowns (especially in conifers) and should further promote species mixtures and uneven-aged stand structure. Uneven-aged stands will be less exposed to hazards, since many biotic and abiotic stressors are often linked to specific developmental stages (small trees are seldom storm felled and attacked by bark beetles, young trees are more exposed to drought than older trees with deeper root systems).

But foremost we must understand and accept that the development of the climate in spite of all climate models and projections is highly uncertain on the regional and local level. Hence, we have to adjust our general management from a top-down structure to an adaptive management approach where local competences and knowledge are used in successively monitoring and reflecting forest development leading into new actions in a never ending cycle (adaptive co-management).

## LITERATURA

Brang P., Spathelf P., Larsen J.B., Bauhus J., Boncina A., Chauvin C., 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

- silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry*, 87: 492–503.
- Larsen J.B. 1995. Ecological stability of forests and sustainable silviculture. *Forest Ecology and Management*, 73: 85–96.
- Larsen J.B. 2012. Close-to-nature forest management: the Danish approach to sustainable forestry. *Sustainable forest management: current research*. (ed.) Julio J. Diez. InTech, 199–218.
- Manion P.D. 1991. *Tree Disease Concept*, 2. ed., Prentice Hall., Inc., 402 pp.



Halina Lorenc

## Wpływ ekstremalnych zjawisk klimatycznych na stan lasów w Polsce

### LAS JAKO CZYNNIK OCHRONY KLIMATU

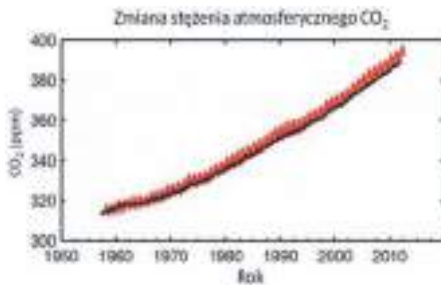
Aby dobrze zrozumieć podjętą tematykę, dla przypomnienia należy wyjaśnić, że *klimat* nie istnieje jako samodzielna struktura fizyczna. Wchodzi w skład *systemu klimatycznego* definiowanego jako pozostający w równowadze dynamicznej układ strukturalny, ukształtowany w długim okresie, składający się z atmosfery, hydrosfery, kriosfery, biosfery i litosfery. Jest otwarty na przestrzeń pozaziemską, która jest stałym źródłem energii słonecznej, a równocześnie zamknięty, bowiem w jego obrębie odbywa się wymiana energii i obieg materii pomiędzy lądami, oceanami i atmosferą. Wszystkie składowe systemu wzajemnie na siebie oddziałują tworząc bardzo skomplikowane i nie w pełni jeszcze poznane sprzężenia zwrotne. Zaburzenie stanu jednego z elementów systemu oddziałuje na inne elementy, co może prowadzić do *zmian klimatu*.

Mechanizmy zmian klimatu stanowią dwie grupy: wywołane naturalnymi czynnikami zewnętrznymi i czynnikami wewnętrznymi związanymi z relacją atmosfera–Ziemia. Grupa ta obejmuje dużą liczbę nieliniowych sprzężeń zwrotnych, zarówno wewnątrz samej atmosfery, jak i pomiędzy atmosferą a hydrosferą, biosferą, litosferą. Do tej grupy należy zaliczyć również *działalność człowieka*, który poprzez emisję do atmosfery gazów cieplarnianych na skutek spalania paliw kopalnych powoduje zachwianie pierwotnej struktury systemu klimatycznego.

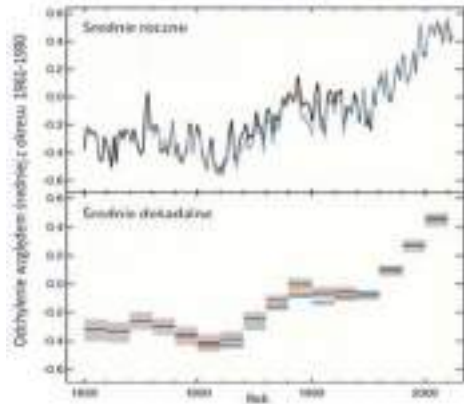
Już od III Raportu (2001) Międzyrządowego Zespołu do spraw Zmian Klimatu – IPCC (IPCC zespół naukowców powołany w 1988 r. przez ONZ do oceny przyczyn i skutków zmian klimatu), a szczególnie w IV (2007) i V (2014) Raporcie, naukowcy na podstawie wielostronnych badań stwierdzają, że „w 90% są przekonani, że głównie człowiek ponosi współodpowiedzialność za zmiany klimatu”. Dowodzi tego wzrost ilości gazów cieplarnianych w atmosferze,

obserwowane ocieplenie, dodatni bilans **wymuszania radiacyjnego**<sup>1)</sup> i odkrycia dotyczące zmian klimatu – ryc. 1 i 2. Dodatnia suma wymuszania radiacyjnego spowodowała wzrost ilości energii obecnej w systemie klimatycznym.

<sup>1)</sup> **Wymuszenie radiacyjne** jest miarą wpływu czynnika radiacji na zmiany w bilansie energetycznym systemu Ziemia–atmosfera oraz wykładnikiem wartości tego czynnika jako potencjalnego mechanizmu zmian klimatu. Wymuszenie radiacyjne (*radiative forcing*) jest różnicą w ilości energii docierającej do systemu klimatycznego).



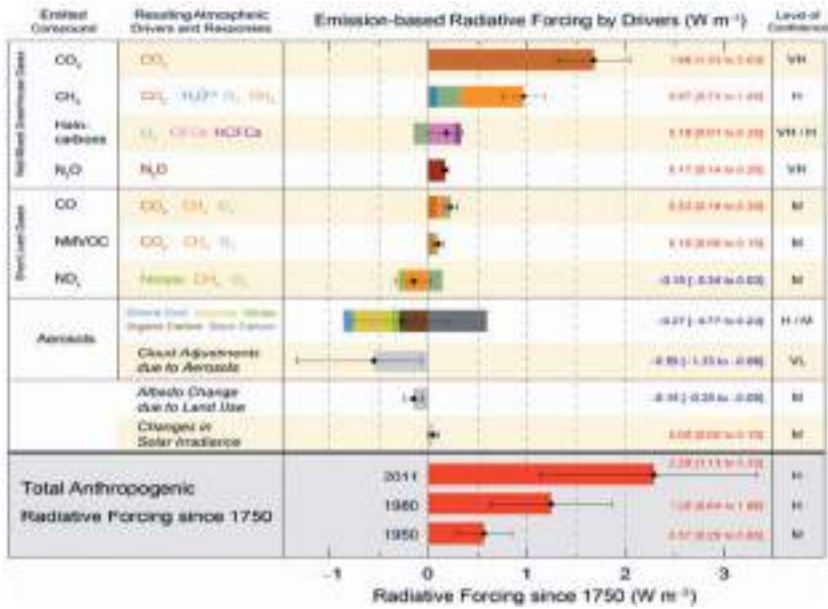
Rycina 1. Postępujący wzrost stężenia  $\text{CO}_2$



Rycina 2. Globalne zmiany temperatury powietrza

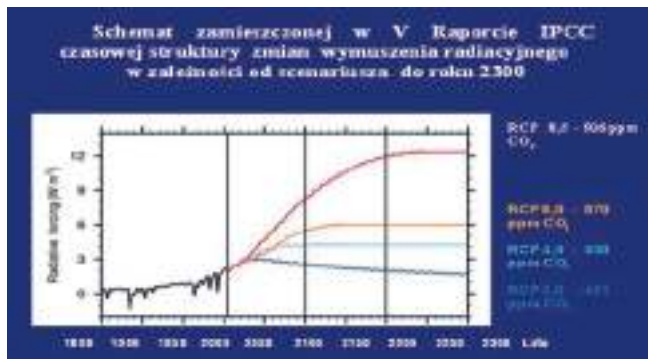
Źródło: V Raport IPCC 2013

Istotnym czynnikiem przyczyniającym się do dodatniego bilansu wymuszania radiacyjnego jest stopniowy wzrost koncentracji dwutlenku węgla w atmosferze, od 280 ppm. w roku 1750 do 400 ppm. w roku 2015, jak podaje V Raport IPCC. Szacunki wielkości wymuszania radiacyjnego w IV i V Raporcie IPCC wyrażone w watach na metr kwadratowy ( $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$ ) zdecydowanie się różnią. Wymuszenie radiacyjne w IV Raporcie szacowano na  $1,6 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ , natomiast w V Raporcie szacunek ten wyniósł już  $2,29 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ . Nastąpił jego wzrost o  $0,69 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$  (w ciągu tylko 9 lat) z wszelkimi konsekwencjami tego wzrostu, co obecnie odczuwamy. Składowe wymuszenia radiacyjnego i ich wartości wg V Raportu IPCC prezentuje rycina 3.



Rycina 3. Składowe wymuszenia radiacyjnego (według V Raportu IPCC)

Według schematu zamieszczonego w V Raporcie IPCC strukturę zmian wymuszenia radiacyjnego, w zależności od scenariusza, do roku 2300 prezentuje ryc. 4 (schemat zmodyfikowano).



Rycina 4. Czasowa struktura zmian wymuszenia radiacyjnego w okresie 1850–2300 przy różnych scenariuszach (V Raport IPCC 2013)

Ostateczne szacunki wskaźników klimatycznych dla tych scenariuszy zamieszczone na ryc. 5 charakteryzują cytowane w V Raporcie prognozy wzrostu temperatury powietrza i poziomu oceanu dla dwóch okresów: 2046–2065 i 2081–2100.



## SCENARIO IPCC

Variable Global Mean Surface Temperature Change °C	Scenario	2040-2050		2080-2100	
		Mean	likely	Mean	likely
	RCP 2.6	1.0	0.4 to 1.6	1.0	0.5 to 1.7
	RCP 4.6	1.4	0.9 to 2.0	1.8	1.1 to 2.6
	RCP 6.0	1.5	0.8 to 1.8	2.2	1.4 to 3.1
	RCP 8.5	2.0	1.4 to 2.6	3.7	1.6 to 4.8
Global Mean Sea Level Rise (m)	RCP 2.6	0.24	0.17 to 0.32	0.48	0.16 to 0.88
	RCP 4.6	0.26	0.19 to 0.33	0.47	0.32 to 0.63
	RCP 6.0			0.48	0.53 to 0.63
	RCP 8.5	0.30	0.22 to 0.38	0.63	0.45 to 0.82

Rycina 5. Scenariusze zmian klimatu (oryginalny schemat za V Raportem IPCC)

Ludzkosc nie może dopuścić do zrealizowania się katastrofalnych prognoz.

Przekroczenie przyrostu temperatury globalnej powyżej 2°C oznaczać będzie masową zagładę gatunków fauny i flory, pojawienie się nowych – jeszcze nieznanych, wzrost intensywności i częstości występowania groźnych zjawisk przyrodniczych i synergicznych oraz wielu innych niekorzystnych i niebezpiecznych zdarzeń. Utrzymanie wzrostu temperatury do poniżej 2°C wymaga bardzo zdecydowanych działań ze strony całej ludzkości, która obecnie emituje do atmosfery około 36 mld ton CO<sub>2</sub> rocznie. Aby globalne ocieplenie utrzymało się w granicy 2°C, roczna emisja nie może przekroczyć 40 mld ton.

Już obecnie obserwuje się, że ocieplenie klimatu wywołało migrację roślin i zwierząt, które wędrują w kierunku biegunów, a w górach przesuwają się w stronę szczytów. Wzrost ocieplenia spowoduje, że niektóre rejony świata staną się trudne do życia, będą albo zbyt suche, albo zbyt mokre. Zagrożone suszą są już półpustynne rejony Afryki, Ameryki i Azji, a w Europie coraz bardziej suche staje się wybrzeże Morza Śródziemnego.

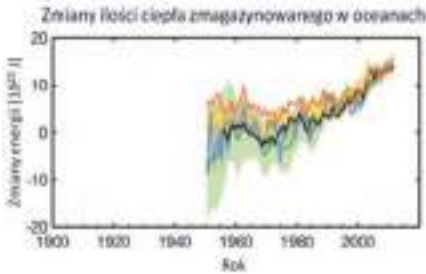
Według ustaleń podjętych na Szczycie Klimatycznym w Paryżu w grudniu 2015 r. (COP 21), łagodzenie zmian klimatycznych będzie wymagało znacznego i trwałego ograniczenia emisji gazów cieplarnianych o około 40% do roku 2030 na całym świecie zarówno w krajach rozwiniętych, jak i rozwijających się. Jedną z metod ograniczania emisji jest przechodzenie na energię niekonwencjonalną – ograniczenie o 27% oraz poprawa efektywności energetycznej (skutkujące zmniejszeniem emisji o kolejne 27%), a także ochrona naturalnych „pochłaniaczy” emitowanych gazów cieplarnianych. Takimi pochłaniaczami są oceany i lasy.

W XX wieku lasy i oceany pochłonęły 50–60% wyemitowanego przez ludzkość CO<sub>2</sub>, co częściowo „odciążało” stężenie tego gazu w atmosferze.

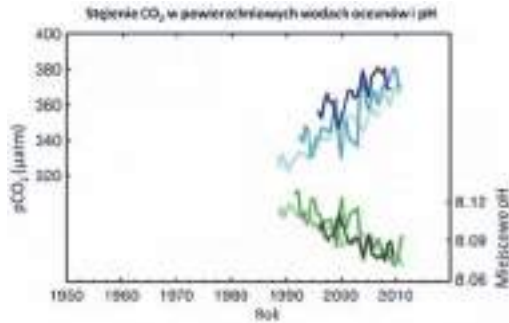
Oceany w XXI wieku będą się wciąż ocieplać. Ciepło przeniknie w głąbie oceanów (poniżej 700 m) wpływając na wzrost temperatury wody i być może nawet na zmianę kierunków prądów oceanicznych. Absorpcja dwutlenku węgla

przez oceany już podniosła poziom ich zakwaszenia o 30%. W wyniku tego procesu nastąpił spadek pH wody, co utrudnia egzystencję organizmom takim jak np. koralowce.

Ewolucję tego procesu ilustrują ryciny 6 i 7.



Rycina 6. Zmiany ilości ciepła zmagazynowanego w oceanach



Rycina 7. Stężenie CO<sub>2</sub> w powierzchniowych wodach oceanów i pH

Źródło: V Raport IPCC 2013 - (wykorzystano opis w języku polskim zamieszczony w portalu internetowym „Ziemia na rozdrożu” - „Nowy Raport IPCC”)

Również na skutek podwyższania się temperatury wód oceanów już zostało zakłócone życie biologiczne, głównie planktonu pochłaniającego największe ilości dwutlenku węgla z atmosfery. Źródłem niepokoju naukowców są zarówno surowe liczby charakteryzujące zmiany, jak i szybkość wzrostu ich wielkości. „Zwłaszcza po roku 2000 tempo naprawdę zaczęło galopować” – stwierdza Paul Durack, oceanograf z Livermore National Laboratory w Kalifornii. Fakt ten dowodzi, że ilość energii uwięzionej w całym ziemskim systemie klimatycznym raptownie się zwiększa. (źródło: „Chrońmy klimat”, na podstawie *The Guardian*, RTCC).

### Lasy – to płuca świata.

To w zasadzie odpowiedź na pytanie, czy las jest czynnikiem ochrony klimatu? To tu ma miejsce największa produkcja tlenu, a zarazem pochłaniane jest najwięcej dwutlenku węgla na świecie. Duże kompleksy leśne mają globalne znaczenie klimatotwórcze. A co robi ludzkość? Już pod koniec dwudziestego wieku nasiliło się niszczenie największych na świecie kompleksów lasów równikowych przez ich wyrąb i wypalanie. Obliczono, że w ciągu roku ubywało w ten sposób aż 310 tysięcy km<sup>2</sup> leśnych powierzchni Puszczy Amazońskiej, czyli prawie tyle, ile wynosi terytorium Polski. Obecnie wielkość ta zmniejszyła się do około 170 tysięcy km<sup>2</sup> w skali roku. Jeśli jednak zmniejszanie powierzchni wilgotnych lasów równikowych pozostanie na zbliżonym poziomie, to za około 50 lat ekosystem ten przestanie na Ziemi istnieć (źródło: *Dla klimatu – Ziemia na rozdrożu*, na podstawie *The Guardian*, RTCC).

Amazonia zajmuje obszar siedmiu milionów kilometrów kwadratowych na terenie dziewięciu państw: Brazylii (60% powierzchni lasu deszczowego), Peru (13%), Kolumbii, Wenezueli, Ekwadoru, Boliwii, Gujany, Surinamu i Gujany Francuskiej. Sam las zwany **selwą** zajmuje około 5,5 miliona kilometrów kwadratowych. Na jednym hektarze egzystuje prawie 100 różnych gatunków drzew. Panuje tam wilgotny klimat równikowy ze średnimi rocznymi wartościami temperatury od 24 do 27°C.

Wycinanie lasów na tych obszarach, a także w Indonezji może być bezpośrednią przyczyną zakłóceń w składzie powietrza w troposferze, a także globalnych zmian klimatu na Ziemi. Może też spowodować zmiany w rozkładzie wiatrów i opadów atmosferycznych na Ziemi. Wskutek zniszczenia dużych powierzchni leśnych, zakłócenia w obiegu wody w przyrodzie mogą doprowadzić do spotęgowania wystąpienia susz i powodzi powodujących erozję gleb.

Wycinanie lasów równikowych jest także przyczyną tego, że ginie wiele gatunków roślin i zwierząt mających duże znaczenie dla tych ekosystemów. Szacuje się, że rocznie ginie około 50 tysięcy gatunków, co oznacza, że każdego dnia znika ich 100–137 (*źródło: j. w.*).

Lasy Amazonii zwane są „zielonymi płucami świata”. Niestety „płuca” te stają się coraz mniejsze i mniej wydajne. Rządy wielu państw, na terytorium których znajdują się lasy równikowe, przywiązują zbyt małą wagę do problemu ich niszczenia i do tej pory nie liczyły się ze światową opinią publiczną. M. Śmigłowska, na podstawie The Guardian, RTCC, powołując się na prace opublikowane w *Nature* przytacza, że „obserwuje się także masowe zamieranie drzew w rejonie Amazonii, a przyrost masy drzewnej stymulowany dodatkowym CO<sub>2</sub> w atmosferze – wyhamował”. Wzrost zawartości dwutlenku węgla w atmosferze może paradoksalnie sprawić, że drzewa w tym rejonie będą „zamierać młodziej”. W wyniku procesu rozkładu uwalniają do atmosfery wbudowany wcześniej dwutlenek węgla.

Badania Roela Brienena z Uniwersytetu Leeds wykazują, że przyczyną masowego zamierania drzew może być stan „niestabilności” klimatu. „Stresem dla drzew są gwałtowne ekstrema pogodowe – sezon deszczowy jest bardziej mokry, a sezon suchy – bardziej suchy”. Roel Brienen powołuje się także na pracę australijskich naukowców z 2009 r., którzy stwierdzili, że wraz ze wzrostem stężenia CO<sub>2</sub> w atmosferze obniżeniu ulegną możliwości absorpcyjne Amazonii, bowiem „istnieje maksymalny pułap pochłaniania dwutlenku węgla przez lasy, a dotychczas lasy Amazonii odpowiadają za 1/5 do 1/4 absorpcji CO<sub>2</sub> na lądzie. Stąd też zaburzenie systemu pochłaniania będzie miało poważne skutki dla globalnego „budżetu węglowego”. W pracy wykazano, że pomiędzy ostatnią dekadą ubiegłego wieku a pierwszą obecną, pochłanianie CO<sub>2</sub> obniżyło się w Amazonii o 30%. W tym samym okresie globalna emisja wzrosła o 21%.

**Czy to już przesylenie CO<sub>2</sub> w atmosferze?**

## PERLY AMAZONII



Rycina 8. System korzeni podporowych w lesie zalewowym



Rycina 9. Kwiat narodowy Brazylii – helikonja

Źródło: *Ja i świat*, galeria.ekologia.pl

Paradoksalnie, lasy mogą stanowić poważne dodatkowe źródło emisji  $\text{CO}_2$ . Przyczyną są w tej części świata **pożary lasów** na ogromnych przestrzeniach. Przykładem mogą być np. pożary lasów w Indonezji od maja do października 2015 r. Pożary te w głównej mierze powstają na skutek celowego wypalania lasów. Z powodu panującej tam potężnej suszy i wysokiej temperatury powietrza, pożary powstają też samoistnie, co stanowi jedno z dodatnich sprzężeń zwrotnych. Oprócz drzew płoną też bogate w materię organiczną torfowiska, przez co emisje dwutlenku węgla i metanu z tych terenów są szczególnie wysokie. Jak oceniono, skala pożarów w 2015 r. na Sumatrze i Borneo była tak duża, że w ich wyniku do atmosfery dostało się średnio więcej gazów cieplarnianych niż emitowała je cała gospodarka USA tj. około 16 mln ton  $\text{CO}_2$  dziennie (wg Światowej bazy danych emisji z pożarów). Według Narodowego Międzyagencyjnego Centrum Pożarowego USA spłonęło tam aż 4,55 mln ha lasów.



Rycina 10. Pożary lasów tropikalnych na Borneo w Indonezji 14 października 2015 r.

Zdjęcie: Terra, NASA

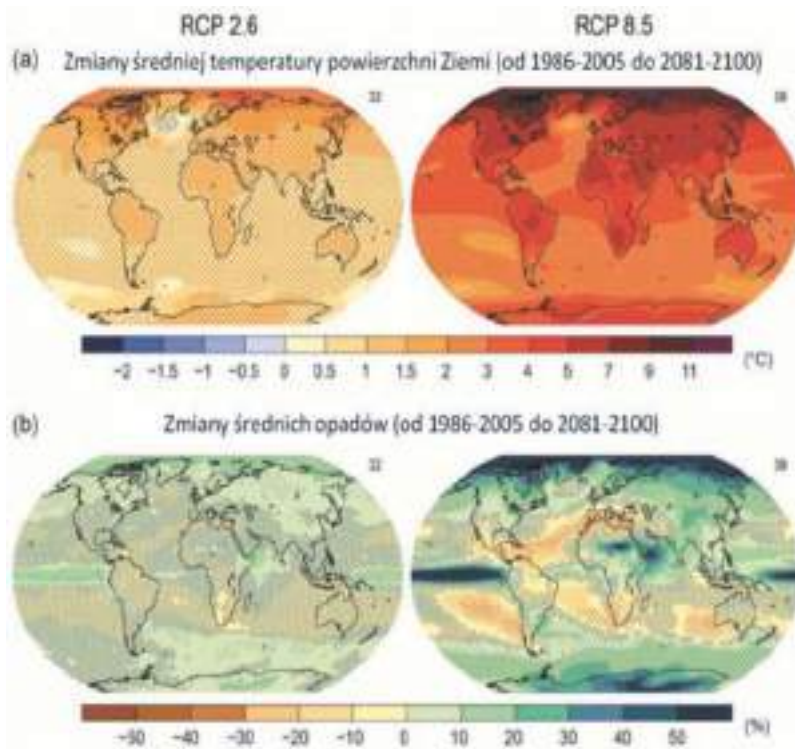
Lasy płonęły również w rosyjskiej części Arktyki dewastując 140 tys. ha lasu w 2015 roku.

R. Szczygieł (2012) dowodzi, że każdego roku na świecie blisko 10 mln ha lasów w różnym stopniu niszczone jest przez ogień.

Mechanizmy te są szerzej opisane na portalu „Nauka o klimacie”, w artykule „Dodatkowe emisje ze źródeł naturalnych a przyszła zmiana klimatu” (źródło: H. Bułgajewski: na podstawie: *“Indonesia’s Fire Outbreaks Producing More Daily Emissions than Entire US Economy”*).

Opis zmian w globalnym **obiegu wody** w reakcji na ocieplenie nie jest natomiast jednoznaczny. W V Raporcie jedynie ogólnie stwierdzono, że „kontrast opadów między regionami wilgotnymi i suchymi oraz między wilgotną a suchą porą roku w odpowiednich strefach klimatycznych wzrośnie, chociaż regionalnie mogą wystąpić wyjątki od tego zjawiska”. Opinia na temat projekcji opadów jest potraktowana w bardzo ograniczony sposób.

Obraz Ziemi pod koniec XXI wieku, jak widać na rycinie 11, jest wysoce niepokojący. **Generalnie: CIEPŁO i raczej SUCHO.**



Rycina 11. Rozkład przestrzenny przewidywanych zmian temperatury powietrza i opadów na kuli ziemskiej w wyróżnionych okresach i przyjętych scenariuszach

Źródło: V Raport IPCC. Opracowanie rysunku w języku polskim - „Ziemia na rozdrożu”

Aby poznać dotychczasową skalę zmian, wyróżniono w V Raporcie IPCC osiem głównych, charakterystycznych modyfikatorów klimatu:

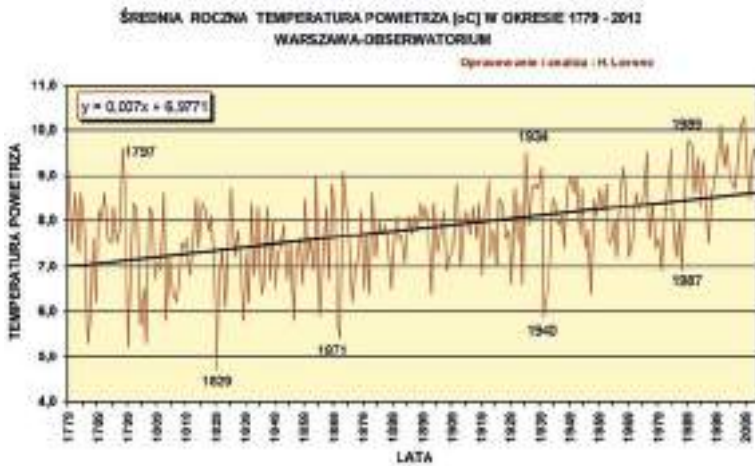
- 0,85°C – o tyle wzrosła średnia temperatura globu w okresie 1880–2012,
- $17 \times 10^{22}$  J – wzrost zawartości ciepła w górnej warstwie oceanów w okresie 1971–2010,
- 215 Gt – średnie roczne tempo topnienia lodolodu Grenlandii w okresie 2002–2011,
- 147 Gt – średnie roczne tempo topnienia lodolodu Antarktydy w okresie 2002–2011,
- 545 Gt – ilość węgla uwolnionego do atmosfery przez ludzkość od roku 1750,
- 2,29 W/m<sup>2</sup> – całkowite wymuszenie radiacyjne,
- 1,5–4,5°C – czułość klimatu na podwojenie zawartości CO<sub>2</sub> w atmosferze,
- 0,3–0,7°C – przewidywany średni wzrost temperatury globalnej w latach 2016–1035 względem średniej z okresu 1986–2005.

Źródło: IPCC, 2013. Podsumowanie dla Decydentów: Przyczynek I Grupy Roboczej do Piątego Raportu Oceny Zmiany Klimatu Międzyrządowego Zespołu ds. Zmiany Klimatu 2013: Fizyczne Podstawy Naukowe. [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex i P.M. Midgley (red.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Wielka Brytania i Nowy Jork, NY, USA

## PARAMETRY KLIMATYCZNE POLSKI NA TLE GLOBALNYCH ZMIAN – KONDYCJA POLSKICH LASÓW

Ewolucję ocieplania się klimatu Polski zobrazowano przykładową serią temperatury powietrza od XIX do XXI wieku dla Warszawy-Observatorium.

W przykładzie wykorzystano dane historyczne IMGW dla Warszawy-Observatorium znajdujące się w pracy H. Lorenc (2000) obejmujące okres 1779–1989, a także lata do roku 2012 (łącznie 233 lata) wykorzystywane i cytowane przez autorkę na różnych seminariach i konferencjach. Rycina 12 uwidacznia przede wszystkim dużą zmienność średniej rocznej temperatury powietrza, co jest stałą cechą klimatu Polski, oraz wyraźny jej rosnący trend od początku XX wieku. Natomiast ostatnie ok. 30 lat, a szczególnie od roku 1988, to wyróżniający się najcieplejszy okres w historii ponad 230-letniego ciągu obserwacji temperatury. Ocieplanie klimatu w Polsce (niezależnie od przyczyn) wyrażone średnią roczną wartością temperatury jest szacowane **na 0,7°C/100 lat**. Rycina 13 pozwala dodatkowo prześledzić trwanie okresów cieplejszych lub chłodniejszych w historii klimatu Polski (wg klasyfikacji H. Lorenc).



Rycina 12. Zmienność średniej rocznej temperatury powietrza w okresie 1779–2012



Rycina 13. Ocena termiczna kolejnych lat okresu 1779–2012 – standaryzowane odchylenie od średniej z lat 1779–2012

Do gwałtownego wzrostu temperatury w ostatnim 30-leciu przyczyniły się najbardziej ciepłe zimy i upalne lata, najmniej jesienie. W tym okresie nastąpiła widoczna zmiana dotychczasowej struktury typowych dla Polski czterech pór roku, co dla kondycji lasów nie jest procesem obojętnym.

Od roku 1992 ciepłym zimowym sezonom towarzyszą upalne lata i „wybuchające” nagle po ciepłej zimie, ciepłe i krótkotrwałe wiosny. Jest to zapowiedź nowej cechy, którą zaczyna charakteryzować się klimat Polski. Jednocześnie oznacza to zbyt szybkie ocieplanie się klimatu w naszym kraju, co jednoznacznie potwierdza wyniki badań w skali globalnej prezentowane w V Raplocie IPCC.

Opady nie wykazują tak zdecydowanych tendencji. Charakteryzuje je raczej pewna quasiokresowość przejawiająca się występowaniem lat bardziej suchych lub bardziej wilgotnych. Przykładem może być 200-letnia seria rocznych sum opadów dla Warszawy. Analiza ryciny 14 wykazuje np. wystąpienie dwóch okresów wyraźnie wilgotnych w Polsce tj.: 1847–1873 i 1960–1990 z licznymi odchyleniami, oczywiście nawet z latami suchymi. Pierwszy okres trwał 27 lat, drugi 30 lat. A więc porównywalnie długo. Między tymi okresami miała miejsce pewna „normalizacja opadów”.

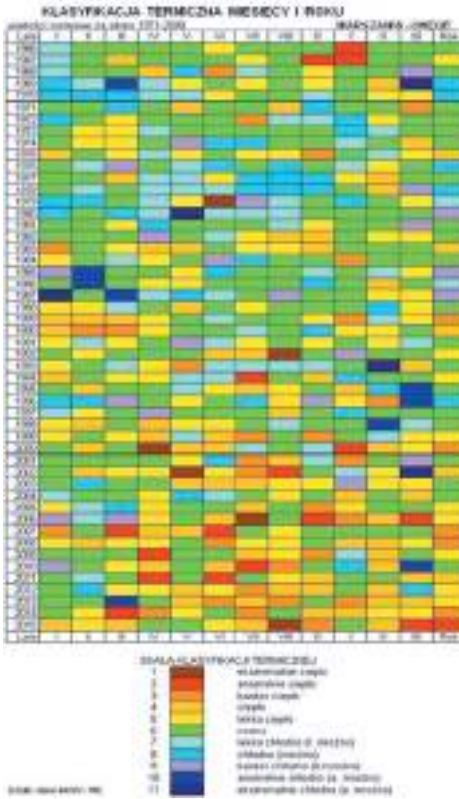


Rycina 14. Wieloletnia zmienność rocznych sum opadów w mm – Warszawa-Observatorium

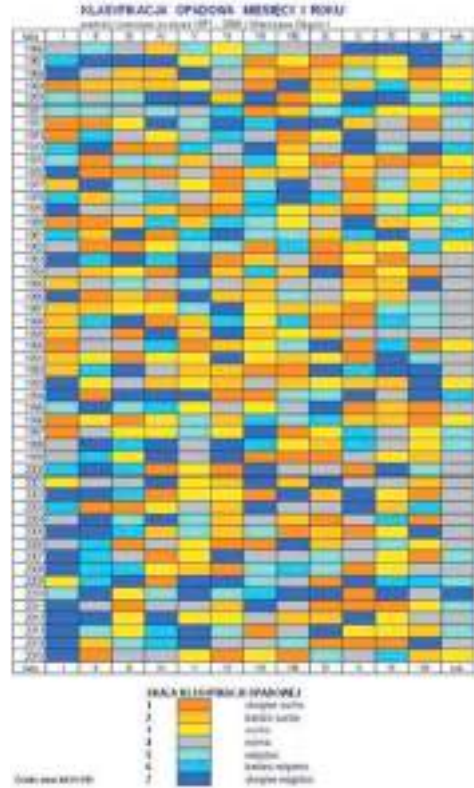
Źródło: opracowanie autorki na podstawie danych do tematu IMGW DS.-M.

Ta wieloletnia tendencja prawdopodobnie utrzyma się i w przyszłości. Badania autorki wykazują również istotną zmianę struktury opadów w Polsce – brak występowania opadów ciągłych, jednostajnych i pojawianie się opadów o dużym natężeniu głównie na wiosnę i w lecie, a także w chłodnej porze roku. W porze letniej są to opady ulewne lub nawalne (w tym powyżej 50 i 70 mm na dobę) powodujące powodzie typu flash flood. Między kolejnymi tego typu opadami występują wydłużające się okresy bezopadowe, posuszne. Oczywiście jest to zjawisko niekorzystne dla funkcjonowania naszych ekosystemów leśnych. Tendencję ocieplania się klimatu i jego tempo od roku 1988 oraz zmienność opadów w okresie ostatnich 45 lat (1966–2015) wg klasyfikacji H. Lorenc ilustrują ryc. 15 i 16 dla Warszawy-Okęcia. Przyjęta kolorystyka ułatwia analizę diagramów.





Rycina 15. Klasyfikacja termiczna miesięcy i roku



Rycina 16. Klasyfikacja opadowa miesięcy i roku

Źródło: [www.imgw.pl](http://www.imgw.pl)

Oprócz oddziaływań warunków klimatycznych na duże skupiska leśne w długim okresie, lasy przeżywają przede wszystkim „stres” na skutek krótkotrwałych, gwałtownych zmian pogodowych.

Przykładem może być dynamika pogodowa w roku 2015:

- zima 2014/1015 – ciepła i bezśnieżna,
- w marcu średnia temperatura powietrza osiągała 15–18°C,
- przełom marca/kwietnia – spadki temperatury do - 7°C,
- 31 marca do 2 kwietnia huragan NIKOLAS, prędkości wiatru w kraju osiągały 30, a w górach i na wybrzeżu 35m/s, najbardziej ucierpiały lasy – duże zniszczenia,
- 27 kwietnia – punktowe opady ulewne i nawałne powodujące powódzie typu flash flood,
- od czerwca do końca sierpnia utrzymujące się długotrwałe fale upałów (>32°C), przede wszystkim w sierpniu, który został sklasyfikowany jako ekstremalnie ciepły w całej Polsce (najwyższa klasa),

- temperatura średnia dobowa sierpnia w całej Polsce (oprócz gór) przekraczała 21°C przy średniej wieloletniej 17–19°C,
- najwyższą temperaturę maksymalną 38,4°C odnotowano w Legnicy w dniu 8 sierpnia 2015 r.,
- lipiec-sierpień: narastająca, najgroźniejsza po roku 1992 i 2006 susza, która osiągnęła wszystkie trzy stadia: atmosferyczną, glebową i hydrologiczną; najniższe poziomy stanów wody w rzekach, niższe od dotychczas obserwowanych. Zniszczone plony, wysychanie lasów i rzek.

Prof. Kundzewicz (2013, str. 106) tak komentuje ten stan: „wzrost częstości stresu wodnego i długotrwałe susze klimatyczne powodujące przesuszenie siedlisk należą do najważniejszych zagrożeń dla stabilności funkcjonowania ekosystemów leśnych. Niedobory wody powodują osłabienie drzew, posusz i defoliację, a także wzrost podatności na rozwój chorób grzybowych i gradacje szkodników, co zagraża masowym obumieraniem drzewostanów. Nasilenie się susz szczególnie zaszkodzi wrażliwym gatunkom drzew. Badania nad wpływem klimatu na stabilność drzewostanów górskich w Beskidzie Śląskim gdzie przeważają drzewostany świerkowe, które mają duże potrzeby wodne i płytkie systemy korzeniowe, potrzebują do wyprodukowania kilograma suchej masy więcej wody niż inne drzewa iglaste. W lasach suchych wystąpi ograniczenie przyrostu świerka, defoliacja i posusz. W wyniku pojawiających się susz klimatycznych i glebowych świerki będą masowo wypadały z drzewostanów”.

## WPLYW EKSTREMALNYCH ZJAWISK METEOROLOGICZNYCH NA STAN LASÓW W POLSCE

### PRZYKŁADOWE ZJAWISKA POGODOWE POWODUJĄCE SZKODY W LASACH

#### SZKODY POWODOWANE PRZEZ SILNY WIATR

Huraganowy wiatr w Polsce (powyżej 30 m/s) związany jest z:

- działalnością cyklonalną nad Atlantykiem, Skandynawią i Europą Środkową, w tym nad Polską – **huragany**,
- występowaniem **wiatru halnego (fenu)** o zasięgu regionalnym – obszary górskie,
- małoskalowymi wirami powietrznymi – **trąby powietrzne i szkwały**.

Załączona mapa – ryc. 17, opracowana przez zespół naukowców z IBL w sposób zgeneralizowany prezentuje obszary i rozmiary szkód powodowanych wymienionymi rodzajami silnego wiatru w latach 2000–2009. Mapa – ryc. 18 ilustruje szlaki występowania trąb powietrznych i nawałnic. Podobieństwo obrazów nie jest raczej przypadkowe.



Rycina 17. Rozmiar szkód od wiatru [ha]

Według: T. Zachara, W. Gil, A. Kaliszewski, *Szkody od wiatru w lasach Polski, Projekt Klimat, IMGW, 2012*



Rycina 18. Obszary wystąpienia trąb powietrznych i szkwałów w Polsce wg nadleśnictw w latach 2000–2009

Według: H. Lorenc, *Struktura maksymalnych prędkości wiatru w Polsce, Projekt Klimat, IMGW, 2012*

Przeciętna roczna powierzchnia uszkodzonych drzewostanów w ostatnim 10-leciu wyniosła według tych autorów 178 230,5 ha.

## HURAGANY

Do najbardziej niszczycielskich cyklonów (huraganów) po roku 2005, które dotarły w **nasze szerokości geograficzne i których prędkości okresowo przekraczały 30–5 m/s na obszarze Polski zaliczono:**

- 1–2 listopada 2006 r. – **BRITTA**, w typie cyrkulacji Nc,
- 17–19 stycznia 2007 r. – **CYRYL** – w typie cyrkulacji NWc/Wc,
- 1–2 marca 2008 r. – **EMMA** – w typie cyrkulacji Wc/NWc,
- 9–10 marca 2009 r. – w typie cyrkulacji Wc/NWc,
- 22–23 marca 2009 r. – w typie cyrkulacji NWc,
- 14–16 października 2009 r. – w typie cyrkulacji NWo/NWc,
- 10–12 listopada 2010 r. – **CARMEN** – w typie cyrkulacji SWc/Wc,
- 4–10 grudnia 2013 r. – **KSAWERY** – w typie cyrkulacji Wc/NWc,
- 9–11 stycznia 2015 r. – w typie cyrkulacji NWc,
- 31 marca – 2 kwietnia 2015 r. – **NIKOLAS** – typ cyrkulacji SWc/Wc.

Statystycznie cyklony o tej sile działania pojawiają się średnio raz w roku w okresie od października do kwietnia. Najbardziej tragicznym w skutkach

szczególnie w Polsce południowo-zachodniej i środkowej był cyklon **CYRYL** oraz w rejonie Polski północno- zachodniej i północnej – **KSAWERY**. Są to cyklony, które tworzą się na „dalekich wodach” Oceanu Atlantyckiego, a nawet w rejonie wschodnich wybrzeży Ameryki Północnej (rejon Nowej Funlandii). Tak aktywne ośrodki są często wspomagane prędkościami wiatru prądu strumieniowego. Prędkość wiatru przekraczająca 33 m/s według przyjętej klasyfikacji międzynarodowej jest uznana za huragan. We wszystkich wymienionych przypadkach miały miejsce zniszczenia dużych powierzchni leśnych.



Nadleśnictwo Kamienna Góra

Leśnictwo Klatka

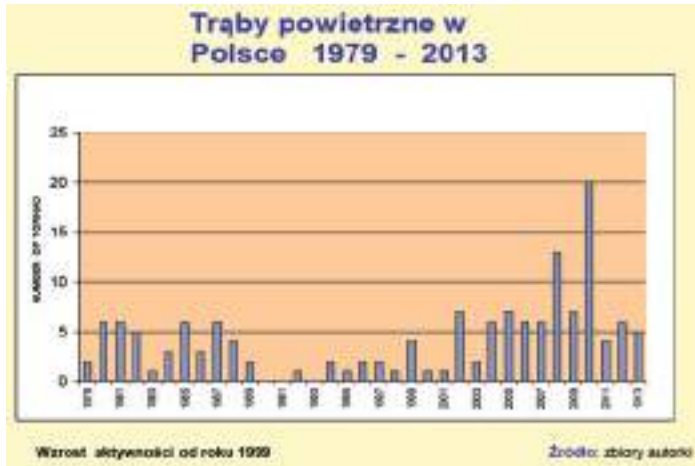
Rycina 19. Skutki huraganu „Cyril”

Źródło: M. Kuczyński PAP, [www.kamienna.wroclaw.lasy.gov.pl](http://www.kamienna.wroclaw.lasy.gov.pl)



Rycina 20. Skutki wiatru halnego

## TRĄBY POWIETRZNE I SZKWAŁY



Rycina 21. Trąby powietrzne w Polsce

Obserwuje się wzrost częstości występowania trąb powietrznych od roku 1999 – średnio 6—razy w roku, a wcześniej 3–4 razy.



Rycina 22. Puszcza Piska po przejściu nawałnicy w dniu 4 lipca 2002 r. (fot. R. Skąpski)

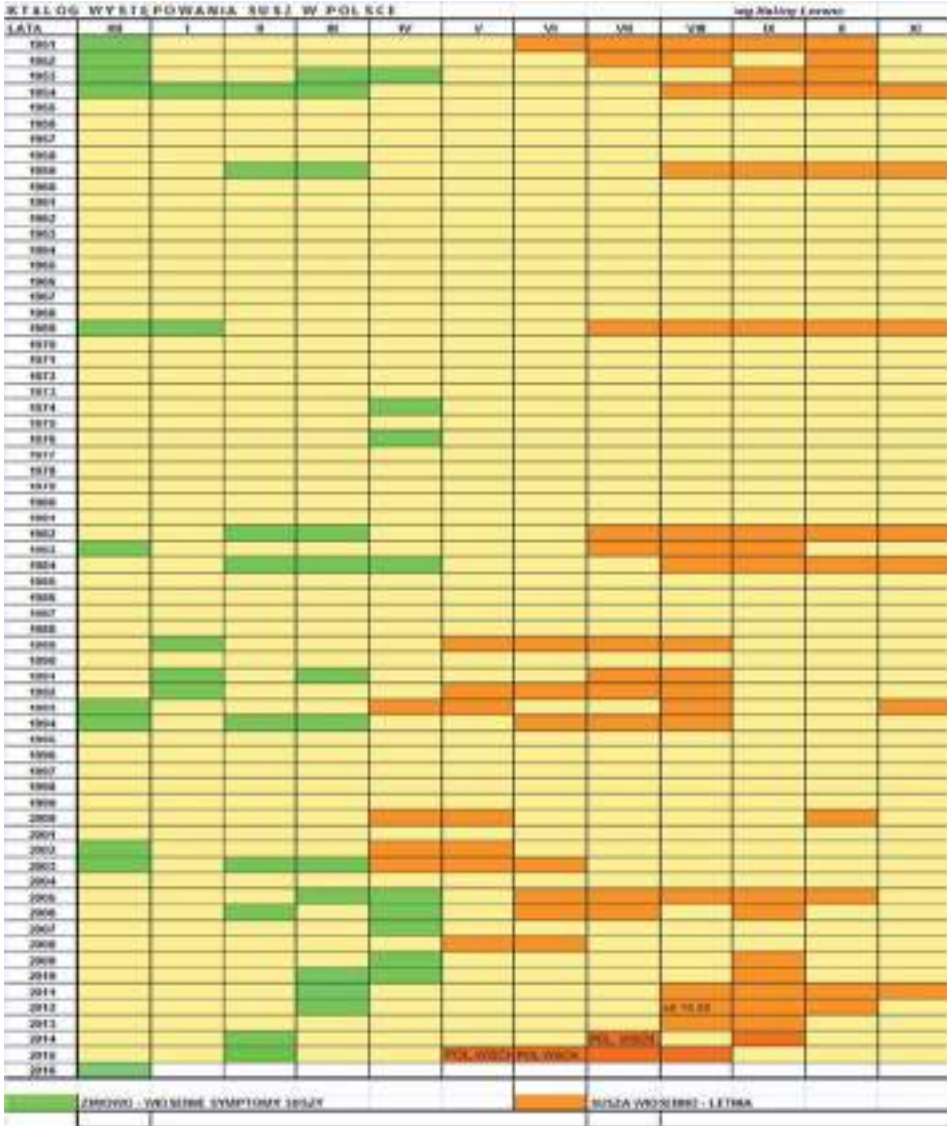


Rycina 23. Spustoszenie lasu po przejściu trąby powietrznej w dniu 15 sierpnia 2008 r. przy trasie A4 – rejon Częstochowy



Rycina 24. Trąba powietrzna 9 lipca 2014 r. (fot. R. Skąpski)

Susze i powodzie w lasach – to kolejne, groźne dla polskich lasów zjawiska pogodowe. Przeprowadzone studium oceny susz w Polsce upoważnia do stwierdzenia, że powtarzające się okresowo niedobory (w skrajnych przypadkach susze) lub nadmiary opadów (w skrajnych przypadkach wezbrania powodziowe) – to historycznie udokumentowane cechy klimatu Polski. Częstość pojawiania się susz od roku 1951 ilustruje uaktualniony do roku 2015 „Katalog występowania susz” – ryc. 25. Analiza tej ryciny wykazuje niepokojące zjawisko: od roku 2000 tendencja powtarzania się okresów suszy wzrosła. Susze występują już co roku i trwają dłużej.



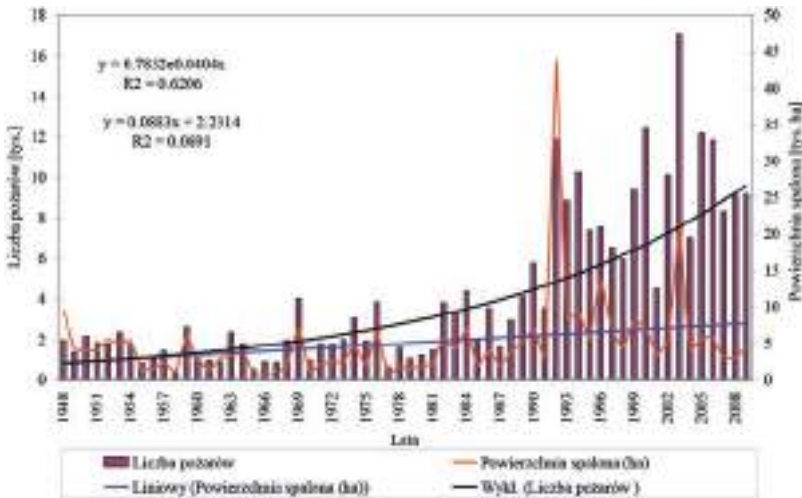
Rycina. 25. Katalog występowania susz w Polsce

Oprócz zagrożenia związanego z suszami osłabiającymi stan zdrowotny drzewostanów, niekorzystnym czynnikiem są ulewne i nawalne opady powodujące szkody powodziowe (głównie powodzie typu flash flood). Destrukcyjną w ekosystemach leśnych, oprócz długotrwałych zmian klimatycznych, wywołują gwałtownie przebiegające ekstremalne zjawiska meteorologiczne i hydrologiczne. „Prognozowane zmiany, a zwłaszcza meteorologiczne zjawiska ekstremalne mają istotny wpływ na częstość i skalę zagrożeń suszą

i powodziami w lasach. Osłabienie drzew, którego przejawem jest m.in. defoliacja ulistnienia, a następstwem rozwój chorób grzybowych i gradacje szkodników, może prowadzić do masowego obumierania drzewostanów. Kolejnym dla lasów skutkiem zmian klimatu będzie zmiana granic stref roślinno-klimatycznych, z czym wiąże się konieczność prowadzenia pracochłonnych i kosztownych zabiegów związanych z przebudową i ochroną zasobów leśnych” (Pierzgalski i in. 2012).

Równie groźnym zjawiskiem o rozmiarach klęski są coraz częściej w Polsce pożary lasów.

Jak podaje R. Szczygieł w opracowaniu pt. „Pożary w lasach” (Projekt KLIMAT, IMGW, 2012), „Zagrożenie pożarowe potęgowane jest coraz częstszymi okresami susz z wysokimi temperaturami powietrza”. W latach 1948–2009, w wyniku 260 106 pożarów spaleni uległo 310 879 ha lasów. Największy z nich, który miał miejsce w 1992 r., objął swoim zasięgiem powierzchnię 43 755 ha.



Rycina 26. Liczba i rozmiar pożarów lasów w Polsce w latach 1948–2009

Źródło: R. Szczygieł „Pożary w lasach”, 2012

Z ryciny 26 wynika, że w ciągu ostatnich 60 lat następował wzrost liczby i rozmiaru pożarów, na co wpłynęły utrzymujące się w latach 1990–2009 upały oraz susze oraz bezpośrednio człowiek. Cytuję za: Ryszard Szczygieł „Pożary w lasach”(2012).

Przyczyny pożarów w lasach:

- podpalenia – 29,28%,
- nieostrożność osób dorosłych – 29,21%,
- przerzuty ognia – 6,68%,



- transport drogowy – 0,46%,
- wyładowania atmosferyczne – 0,85%,
- inne przyczyny – 2,72%,
- przyczyny nieustalone – 26,07%.

„Najwięcej pożarów (58,4%) powstaje wiosną osiągając maksymalną ich liczbę w kwietniu – 24,3%. Następną porą roku, kiedy powstało 32,4% wszystkich pożarów jest lato, z maksimum przypadającym w lipcu (15,4%). Jesienią i zimą odnotowano 9,2% z czego 7,2% w marcu”.

Główną przyczyną pożarów lasu w Polsce jest działalność człowieka, a dokładniej – jego bezmyślność, brak wyobraźni i odpowiedzialności.

Pożary lasów – oprócz spustoszenia i strat ekonomicznych, to również wzrost udziału dwutlenku węgla w atmosferze w każdej, nawet regionalnej skali.



Rycina 27. Przestrzenne występowanie pożarów lasu w Polsce w latach 1999–2008

Źródło: R. Szczygiel „Pożary w lasach”, 2012

Nasuwa się podstawowe pytanie – czym są lasy w Polsce? Zespół autorów: Edward Pierzgałski, Jan Tyszka, Andrzej Stolarek w opracowaniu „Powodzie i susze w lasach” (Projekt KLIMAT, IMGW, 2012) wyraża w jednym, cytowanym poniżej zdaniu podsumowujące credo:

„Tereny leśne są głównym regulatorem stanu  
środowiska przyrodniczego kraju”.

Chrońmy lasy, bo oprócz walorów przyrodniczych są one pochłaniaczem dwutlenku węgla, a równocześnie aktywnym producentem tlenu i tworzą enklawy zdrowego klimatu.

## Summary

*Halina Lorenc*

### Effect of extreme climate events on the state of forests in Poland

#### **I. Forest as a factor of climate protection**

**Climate system** is defined as remaining in dynamic balance structural system, which has been shaped throughout a long time period and consisting of the atmosphere, the hydrosphere, the cryosphere, the biosphere and the lithosphere. On the global scale and in Poland, there are observations of climate warming as a result of disruption of one of the system elements or the atmosphere-Earth interaction. **Human activities** also have a large influence, as they disturb the original structure of climate system through emission of greenhouse gases, created by combustion of fossil fuels, into the atmosphere.

#### **People could not allow implementation of catastrophic forecasts.**

The increase of global temperature on more than 2°C (according to the climate change scenario described in the Fifth IPCC Report 2013) could lead to mass die off of various animal and plant species, appearance of new species (unknown for a given area), increased intensity and frequency of damaging environmental and synergistic events as well as many other unfavourable and damaging events.

Mitigation of climate changes would require significant and lasting limitation of greenhouse gas emissions – at about 40% until the year 2030 on a global scale as both in developed as well as developing countries, as it was agreed at the Conference of Parties (COP21) in Paris. One of the methods limiting greenhouse gas emissions includes development of unconventional energy sources as well as improvement of energy efficiency at about 27%, and also the use and protection of natural ‘sink’ of emitted greenhouse gases, which includes **oceans and forests**. **Oceans** have absorbed about 30% of emitted by people carbon dioxide which resulted in increased level of water acidification at 30% (Fifth IPCC Report 2013). **Large forest areas** also serve as carbon dioxide ‘sink’ and oxygen ‘factories’.

**And what do humans do?** The destruction of largest equatorial forest areas through their logging and burning has increased around the world. It has been estimated that as much as 310 thousand km<sup>2</sup> of forests in the Amazon area has been disappearing from such activities during one year, which is almost as much as the area of Poland. The Amazon basin covers seven million square kilometres within territories of nine countries. The forest itself, called ‘**selvas**’, covers about 5.5 million square kilometres. The climate of the basin is hot and humid with average annual temperatures from 24 to 27°C. Logging of tropical forests could directly lead to changes in tropospheric air composition, and also to global climate changes on Earth. It could also affect global wind and atmospheric precipitation processes. It is actually in that zone occurs the largest oxygen production, and also absorption of the most carbon dioxide.

In one of the last issues of the *Nature* journal, it is indicated that ‘*there is a massive tree die off in the Amazon region, while growth rate of trees stimulated by the additional CO<sub>2</sub> in the atmosphere slowed down*’. Thus the increase in carbon dioxide concentrations in the atmosphere could ironically cause trees to die younger and therefore release to atmosphere earlier absorbed carbon dioxide.

The research of Roel Brienen from the University of Leeds as well as the work of Australian scientists from 2009 indicate (M. Śmigłowska – *The Earth at the Crossroad*) that along with the increased CO<sub>2</sub> concentrations in the atmosphere the capacity of Amazon region to store it will decrease because there is ‘*a maximum level of carbon dioxide sequestration by forests*’. M. Śmigłowska cites R. Brienen ‘*Amazon forests are responsible for storing from one fifth to one fourth of CO<sub>2</sub> on Earth. Therefore, disturbance of this sequestration process will have a dramatic effect on the global carbon budget*’. The work has shown that between the last decade of the last century and the first decade of the current century, CO<sub>2</sub> accumulation in the Amazon region has decreased at 30%. During the same period, global emissions increased at 21%.

Forest fires present an additional threat which causes increase of CO<sub>2</sub> in the atmosphere over the vast areas. One of the examples is burning from May to October 2015 forests of Indonesia. Those forests are mainly burned for the purpose of plantation establishment. As it was estimated, the scale of forest fires in Sumatra and Borneo in 2015 was such immense, that as the result of that event, there was on average more greenhouse gas emission to the atmosphere than the amount emitted by the whole economy of the USA, or about 16 million tons of CO<sub>2</sub> daily (according to the Global Fire Emissions Database (GFED)). As reported by the US National Interagency Fire Center, as much as 4.55 million hectares of forests have burned at that time.

**The situation in Poland.** The changes in climate warming process and its size in Poland are well described by the series of graphs, which were developed using the historical data for the period of 1779–1989 as well as further years until 2012 (233 years) of the Institute of Meteorology and Water Management (IMGW) for its Warsaw Observatory and presented in the work of H. Lorenc (2000).

**The data,** first of all, show a large variability in average annual air temperature, which is a usual situation in Poland, as well as its growing trend from the beginning of the 20<sup>th</sup> century. However, during the last 30 years, and especially the period until the year 1988, there was observed the warmest period during more than 230-year long series of temperature observations. Besides warm winters, more and more frequent and lasting heat waves (of more than 30°C) during summer time also contribute to that.

Climate warming **in Poland** expressed by the average annual temperature is estimated to be **0.7°C per 100 years**.

The research done by the author on precipitation in Poland indicate that already now there is an obvious change in their structure, which could be seen in the lack of lasting, steady, several day long precipitation. At the same time, mainly in spring and summer, but also during the cold period of the year, there are short-term precipitation periods of large intensity, downpours or rainstorms (of more than 10 mm and even above 50 and 70 mm per day). High temperatures, long periods with no precipitation or their excess during short time periods present a large stress for forests.

Prof. Z. Kundzewicz (*Warmer world* 2013) comments such a state through climate-forest interaction: ‘the increase in frequency of water stress and long-term climate

droughts which lead to over-drying of habitats belong to largest dangers threatening the stability of forest ecosystems. Water shortages lead to weakening of trees, their mortality and defoliation, as well as their increased susceptibility to fungal diseases and pest outbreaks, which could cause mass stand die-off. Increased droughts could be especially damaging for sensitive tree species. The research on the impact of climate on forest stand stability in mountainous regions of the Beskid Śląski, with dominating spruce forests, which have large demands for water and shallow root systems, show that those stands require more water than other coniferous forests for the production of one kilogram of dry mass. In dry forests, there will occur a decrease in spruce growth, tree defoliation and die off. With the occurrence of meteorological and hydrological droughts, large numbers of spruce trees will be lost from tree stands.'

## **II. The influence of extreme meteorological events on the state of forests in Poland**

Extreme weather events in Poland more and more often enhance the danger from climatic changes presented above. Besides droughts they first of all involve damages caused by strong winds (>30 m/s) including hurricanes, turbulent halny winds and whirlwinds, as well as floods, fires and other aspects not included into this work.

From the work of Tadeusz Zachara, Wojciech Gil, and Adam Kaliszewski, implemented for the Climate Project of the IMGW, 2012 it could be seen that 'average annual area of forest stands damaged by wind during the last decade amounted to 178 230.5 ha'.

### **EFFECTS**

#### **Hurricanes, whirlwinds and windstorms**

In Poland, the list of the most destructive cyclones (hurricanes) which occurred after 2005 which travelled to our geographic area, and which had periodic wind speed of more than 30–35 m/s included 10 events. The most memorable for forests and tragic in its effects, especially in the north-western and central Poland was cyclone named Kirill (17–18.01.2007) as well as in north-western and northern Poland – cyclone Xaver (4–10.1.2013).

#### **Droughts and floods in forests**

Unsettling phenomena observed ANNUALLY from the year 2000 involves droughts which last for longer time periods. During 1951–1981, droughts occurred every 5 years, later until the year 1999, their occurrence changed to every two years. Besides threats related to droughts which weaken forest stands, heavy and violent rains also cause large damages, including flood damages, such as deep soil erosion mainly caused by flash floods.

#### **Forest fires**

Forest fires are also common in Poland. As it is shown by R. Szczygieł in the study on 'Forest fires' done for the Climate Project of the IMGW (2012), 'Fire danger is intensified by more and more frequent periods of droughts and high air temperatures'. During 1948–2009 in Polish forests there were 260 106 fires, which caused the destruction of 310 879 hectares of forested area. And further, 'most of the forest fires occur in spring (58.4%) with their maximum number observed in April – 24.3%. The next period when 32.4% of all forest fires take place is summer with the maximum number of fires observed in July (15.4%). In autumn and winter there were 9.2% of forest fires with 7.2% of them being in March'.

**And what is the role of forests in Poland?** The group of authors: Edward Pierzgałski, Jan Tyszką, Andrzej Stolarek in their work on '*Floods and droughts in forests*'

(KLIMAT Project, IMGW 2012) express in this single cited below sentence the following thesis: **‘Forest areas are the main regulators of environmental conditions in the country’** along with the addition from the author **‘and climate protection factor’**.

## LITERATURA PRZEDMIOTU

- „KLIMAT” – Wpływ zmian klimatu na środowisko, gospodarkę i społeczeństwo, TOM III – Klęski żywiołowe a bezpieczeństwo wewnętrzne kraju. 2012, IMGW-PIB, Warszawa.
- Kundzewicz Z. 2013. Ciepłszy świat. Rzecz o zmianach klimatu. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Lorenc H. 2000. Studia nad 220-letnią (1779–1998) serią temperatury powietrza w Warszawie oraz ocena jej wiekowych tendencji. Materiały Badawcze, seria Meteorologia, 31.
- Lorenc H. 2012. Struktura maksymalnych prędkości wiatru w Polsce. Projekt KLIMAT.
- Piąty Raport IPCC. 2013. Podsumowanie dla Decydentów: Przyczynek I Grupy Roboczej do Piątego Raportu Oceny Zmiany Klimatu Międzyrządowego Zespołu ds. Zmiany Klimatu 2013: Fizyczne Podstawy Naukowe.[Stoker T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley (ed.)]. Cambridge University Press, Cambridge, NY, USA.
- Piąty Raport IPCC. Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report Climate Change 2013: The Physical Science Summary for Policymakers.
- Pierzgalski E., Tyszka J., Stolarek A. 2012. Powodzie i susze w lasach. Projekt KLIMAT.
- Portal internetowy: Dla klimatu – Ziemia na rozdrożu – Nowy Raport IPCC. Puszcza Amazońska – Albo za mokro albo za sucho, *internet*.
- Szczygieł R. 2012. Pożary w lasach. Projekt KLIMAT.
- Zachara T., Gil W., Kaliszewski A. 2012. Szkody od wiatru. Charakterystyka przyrodnicza i gospodarcza, prognozy występowania. Projekt KLIMAT.

**II.**

## **Zagrozenia lasu i jego funkcji**



*Iwona Skrzecz<sup>1</sup>, Aldona Perlińska<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Institut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ochrony Lasu, I.Skrzecz@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych w Warszawie, a.perlinska@lasy.gov.pl

## Aktualne problemy ochrony lasu

### WPROWADZENIE

Aktualne problemy ochrony lasu dotyczą przede wszystkim pogarszającego się stanu zdrowotnego drzewostanów wskutek zmian klimatu, prowadzących do nasilenia zjawisk wcześniej nietypowych, takich jak ekstremalne upały i susze, gwałtowne burze, często połączone z potężnym gradobiciem, huraganowe wiatry i trąby powietrzne, a także powodzie. Polskie zimy są coraz cieplejsze, nadchodzą później i szybko się kończą, co w znacznym stopniu wydłuża okres wegetacji. Systematyczne oddziaływanie tych zjawisk obniża kondycję zdrowotną drzewostanów, które masowo atakowane są przez owady lub zasiedlane przez patogeny grzybowe.

Najważniejszym czynnikiem oddziałującym bezpośrednio na entomofaunę jest temperatura powietrza, której wzrost średnio nawet o 1–2°C może prowadzić do skracania cykli rozwojowych, a przez to do zwiększenia liczby pokoleń owadów, a także może modyfikować ich procesy fizjologiczne i zdolności dyspersyjne (Jaworski i Hilszczański 2013). Przykładem mogą być szkodniki wtórne, u których ocieplenie klimatu przyczynia się do zwiększania liczby generacji w ciągu roku (Öhrn 2012). Z drugiej strony wysokie temperatury powietrza (ponad 30°C) mogą hamować rozwój owadów poprzez ograniczenie ich płodności i aktywności żerowej (Christiansen i Bakke 1968; Wermelinger i Seifert 1998). Ekstremalne temperatury powietrza wpływają na liczebność owadów również pośrednio, np. poprzez ograniczenie aktywności biologicznej wrogów naturalnych owadów, w tym przede wszystkim chorobotwórczych bakterii, wirusów, grzybów i nicieni (Lacey i in. 2015). Natomiast długotrwałe susze i deficyt wody w glebie wpływają na owady głównie poprzez obniżenie kondycji zdrowotnej roślin żywicielskich. Również patogeny korzeni drzew oraz saprotrofy rozkładające drewno lepiej rozwijają się przy wyższej temperaturze gleby (Sierota i Małecka 2016). Systemy korzeniowe uszkodzone przez susze i nagle przymarzanie lub naderwane wskutek huraganowych wiatrów stają się „wrotami” infekcji dla patogenów grzybowych inicjujących



wieloletowy proces chorobowy drzewostanów, często kończący się ich obumarciem, w którym współuczestniczą szkodliwe owady.

## ZAMIERANIE DRZEWOSTANÓW IGLASTYCH

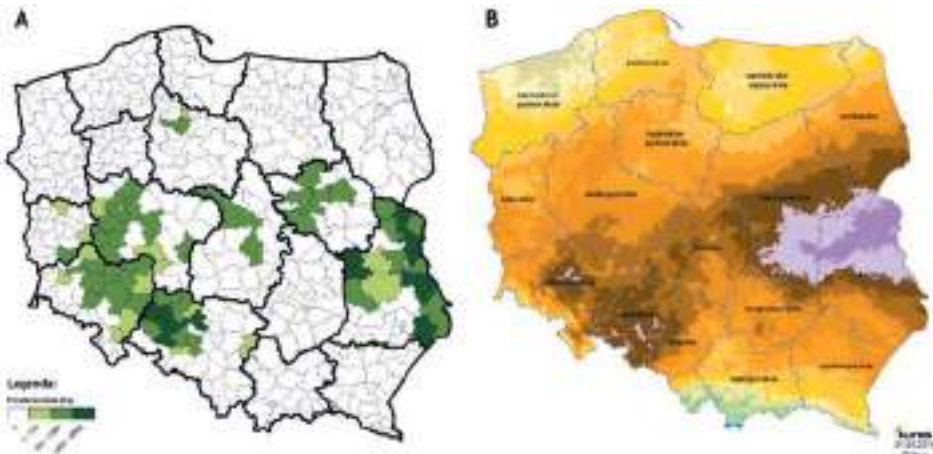
Gatunkiem szczególnie wrażliwym na stres hydrotermiczny jest świerk *Picea abies* dominujący w lasach górskich. Długofalowe susze panujące zwłaszcza w ostatnich dwóch dekadach przyczyniły się do obniżenia kondycji zdrowotnej **drzewostanów świerkowych** Beskidu Śląskiego i Żywieckiego (Nowak 2011). Proces ten uległ zintensyfikowaniu latem 2006 r., kiedy to wielotygodniowe susze połączone z ekstremalnie wysokimi temperaturami powietrza wywoływały w Beskidach wielkopowierzchniowy proces zamierania świerczyn. Wymieniony układ warunków pogodowych sprzyjał ekspansji grzybów korzeniowych z rodzaju *Armillaria*. Z kolei patogeny te przyczyniły się do obniżenia progu naturalnej odporności drzewostanów świerkowych, które w konsekwencji zasiedlone zostały przez szkodniki wtórne, w tym przypadku przez masowo występującego kornika drukarza *Ips typographus* wraz z gatunkami współwystępującymi. Obecnie proces zamierania drzewostanów świerkowych obserwuje się na terenie 8 regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych (rdLP) (49 nadleśnictw) o łącznym areale ponad 40,2 tys. ha, gdzie usunięciem zagrożonych jest blisko 560 tys. m<sup>3</sup> drewna (ryc. 1). W ostatnim dziesięcioleciu zjawisko to koncentrowało się na terenie RDLP w Katowicach (nadleśnictwa: Bielsko, Jeleśnia, Sucha, Ujsoły, Ustroń, Węgierska Górka i Wisła), natomiast od 2015 r. przesuwa się na zachód zagrażając trwałości drzewostanów w RDLP we Wrocławiu.

Długotrwała susza połączona z wysokimi temperaturami powietrza, szczególnie w okresie lipca i sierpnia 2015 r., spowodowała raptowne obniżenie się poziomu wód gruntowych. Pomimo palowego systemu korzeniowego, ze stresem tym nie poradziła sobie sosna, zwłaszcza zajmująca siedliska lasowe (Lw i Lśw). Dowodem na ujemny wpływ deficytu wodnego na zdrowotność sosny jest pokrywanie się obszarów osłabionych **drzewostanów sosnowych** z obszarami o ujemnym bilansie wodnym (ryc. 2).

Czynnikami powodującymi obumarcie lasów sosnowych są szkodniki wtórne oraz choroby grzybowe. Spośród owadów należy wymienić przede wszystkim przyplaszczka granatka *Phaenops cyanea*, który szczególnie atakuje nagrzane przez promieniowanie słoneczne ściany lasu powstałe po wiatrolomach i wiatrowałach, a także ściany lasu znajdujące się na obrzeżach zrębów oraz luk powstałych po usunięciu drzew zaatakowanych przez patogeny grzybowe (Sowińska 2006). W 2015 r. przyplaszczek granatek zaatakował drzewostany przede wszystkim na terenach rdLP we Wrocławiu, Katowicach, Łodzi i Toruniu. Drugim gatunkiem powodującym zamieranie sosen jest kornik ostrozębny *Ips acuminatus* Gyll., który z uwagi na trudność w identyfikowaniu zasiedlanych drzew (zasiedla wyłącznie górną część strzały), zaliczany jest do najgroźniejszych



Rycina 1. Obszary występowania w 2015 r. zjawiska osłabienia drzewostanów świerkowych



Rycina 2. Obszary, na których w 2015 r. wystąpiło (A) zjawisko zamierania drzewostanów sosnowych, (B) zanotowano ujemny bilans wodny

szkodników wtórnych sosny (Plewa 2015). Ponadto chrząszcze są wektorem wprowadzającym siniznę w powierzchniowe warstwy drewna już w pierwszym

etapie ich żerowania, co przekłada się na obniżenie wartości rynkowej surowca drzewnego. W ubiegłym roku wzmożone występowanie tego owada obserwowano głównie na terenie RDLP w Lublinie, gdzie przyczynił się do obumarcia sosny na obszarze blisko 400 ha oraz w RDLP we Wrocławiu. Coraz częściej intensywne gradobicia, a także okiść połączona z oblodzeniem gałęzi sosnowych prowadzi do wielkopowierzchniowych uszkodzeń w postaci połamanych i powyginanych drzew, często atakowanych przez smoliki *Pissodes* spp.

Zaburzenia stosunków wodnych są ważnym czynnikiem sprzyjającym wierzchołkowemu zamieraniu pędów sosny – choroby powodowanej przez grzyby *Gremmeniella abietina*, *Cenangium ferruginosum* i *Sphaeropsis sapinea*. Rozwój choroby stwierdza się w różnych regionach kraju, szczególnie intensywnie w zachodniej Polsce, w rdLP w Zielonej Górze, Poznaniu i Wrocławiu.

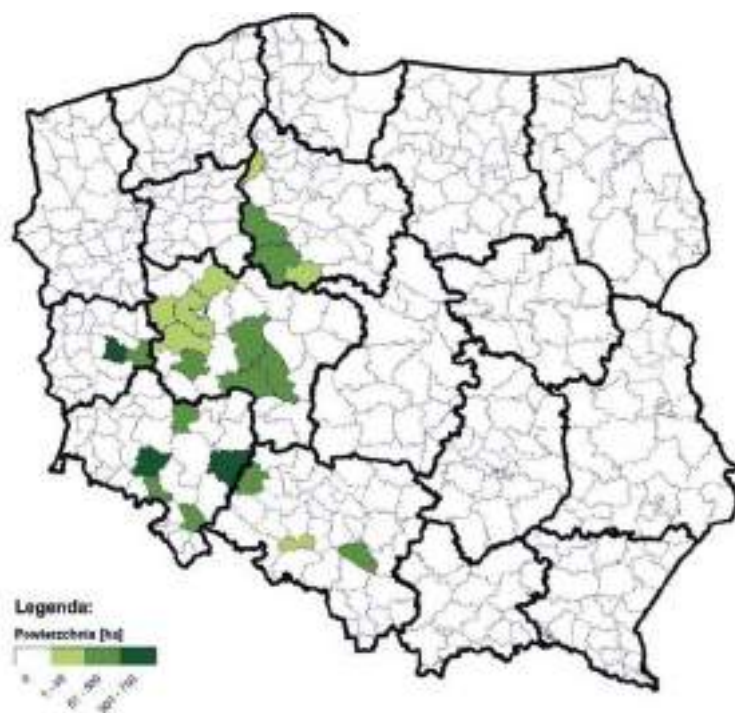
W 2015 r., zjawisko osłabienia drzewostanów sosnowych obserwowano łącznie na obszarze ponad 40 tys. ha (8 rdLP, 68 nadleśnictw), z czego blisko 1,5 tys. ha to powierzchnia, na której już usunięto lub w 2016 r. usunięta zostanie sosna zasiedlona przez szkodniki wtórne lub zainfekowana przez choroby grzybowe. Proces ten nasila się szczególnie w rdLP w Lublinie, Katowicach, Poznaniu i Wrocławiu.

W latach 2014–2015 pojawił się ponownie problem obniżenia zdrowotności **drzewostanów modrzewiowych**. Szczególnie intensywnie zjawisko to wystąpiło w północno-wschodniej Polsce na gruntach porolnych, gdzie podeszwa płuzna utrudniła prawidłowy rozwój korzeni modrzewia, a przez to niedostateczne wykształcenie mykoryz. Osłabienie modrzewia stwierdzane było również we wszystkich rdLP na południu kraju i w tych regionach najważniejszym czynnikiem szkodotwórczym był kornik modrzewiowiec *Ips cembrae*. Obniżenie zdrowotności modrzewi zanotowano także na terenach pożarysk z lat 90. ubiegłego wieku: np. w nadleśnictwach Kędzierzyn, Rudziniec (RDLP w Katowicach) i Potrzebowie (RDLP w Pile), gdzie modrzew był gatunkiem przedplonowym, gęsto sadzonym na glebie wyjałowionej przez ogień. Najprawdopodobniej przyczyną osłabienia tego gatunku jest brak odpowiednich pierwiastków w glebie oraz opadзина modrzewia (patogen *Meria laricis*), łatwo rozprzestrzeniająca się poprzez stykające się ze sobą gałęzie drzew zbyt gęsto posadzonych.

## ZAMIERANIE DRZEWOSTANÓW LIŚCIASTYCH

Stres związany z gospodarką wodną, a przede wszystkim obniżenie poziomu wód gruntowych od wielu lat przyczynia się do osłabienia **drzewostanów dębowych**. Do najważniejszych gospodarczo szkodników powodujących obumarcie osłabionych, a czasami również zdrowo wyglądających dębów, należą szkodniki wtórne, w tym najgroźniejszy z nich opiętek dwuplamkowy *Agrius biguttatus*, którego masowy pojaw może doprowadzić

do całkowitego obumarcia całych drzewostanów (Hilszczański i Sierpiński 2006). Gatunkowi temu często towarzyszą opiętek zwężony *Agrilus angustulus* i opiętek bruzdkowany *Agrilus sulcicollis*. Osłabieniu dębów sprzyjają również gradacje miernikowców Geometridae i zwójek Tortricidae. Ostatnie wzmożone występowanie miernikowców obserwowane było w latach 2011–2013, szczególnie intensywne na terenach rdLP w Olsztynie i Białymstoku. Natomiast organizmami uszkadzającymi korzenie drobne drzew liściastych, zwłaszcza dębów, są patogeny z rodzaju *Phytophthora* i *Pythium*. W 2015 r. zjawisko osłabienia i zamierania drzewostanów dębowych zanotowano na obszarze pięciu rdLP (21 nadleśnictw), przede wszystkim na terenie RDLP we Wrocławiu oraz RDLP w Poznaniu, gdzie na Płycie Krotoszyńskiej proces ten obserwuje się od wielu dziesięcioleci (ryc. 3).



Rycina 3. Obszary występowania w 2015 r. zjawiska osłabienia drzewostanów dębowych

Najprawdopodobniej długotrwałe susze zainicjowały rozwój **choroby infekcyjnej jesionów** spowodowanej przez grzyb *Chalara fraxinea*, który doprowadził do wielkopowierzchniowego zamierania drzewostanów w Europie (Kowalski 2007). W 2015 r. choroba ta występowała jeszcze na terenie 10 rdLP przede wszystkim w Poznaniu, Lublinie i Katowicach. Z uwagi na brak skutecznych

metod zapobiegania zjawisku oraz w związku z dużymi stratami, na początku XXI wieku w Lasach Państwowych całkowicie zaprzestano hodowli w szkółkach leśnych i wprowadzania do upraw jesionu, do czasu wypracowania skutecznych metod ograniczenia postępu choroby. Obecnie w ograniczonym zakresie powrócono do produkcji oraz sadzenia tego gatunku w uprawach.

## GATUNKI INWAZYJNE

Ocieplenie klimatu zwiększa prawdopodobieństwo pojawienia się w kraju nowych gatunków szkodników i patogenów grzybowych, typowych dla obszarów o wyższych temperaturach powietrza.

Przykładem może być węgorek sosnowiec *Bursaphelenchus xylophilus* – nicień powodujący wędnięcie sosen na bardzo dużych obszarach (*Bursaphelenchus xylophilus* PM 7/4 (3) 2013). W środowisku naturalnym nicień przenoszony jest przez bytujące w drewnie chrząszcze kózkowatych z rodzaju *Monochamus* (Coleoptera: Cerambycidae). W Polsce węgorek sosnowiec jak dotąd nie był notowany i znajduje się na liście kwarantannowej opublikowanej w Załączniku 1 do rozporządzenia ministra rolnictwa i rozwoju wsi z dnia 21 lutego 2008 r., wraz ze zmianami z 6 lipca 2015 r.

Największe znaczenie w rozprzestrzenianiu węgorka sosnowca na duże odległości pomiędzy krajami i kontynentami ma działalność człowieka, związana z powszechnym, międzynarodowym obrotem handlowym drewna i materiałów opakowaniowych wykonanych z drewna. W 1999 r. nicień ten został stwierdzony po raz pierwszy w Europie na terytorium Portugalii, a następnie Hiszpanii, gdzie do chwili obecnej opanował ponad milion hektarów drzewostanów sosnowych. Węgorek sosnowiec największe szkody powoduje na drzewach z rodzaju *Pinus*, a sosna zwyczajna *P. sylvestris* zaliczana jest do gatunków najbardziej wrażliwych na porażenie przez węgorka. Do zamierania drzew porażonych przez węgorka sosnowca dochodzi tylko na obszarach, gdzie średnie temperatury powietrza w miesiącach letnich przekraczają 20°C (Rutherford i Webster 1987). Badania Sukovatej i innych (Sukovata i in. 2012) pozwoliły na wytypowanie obszarów w Polsce, gdzie istnieje możliwość szybkiego rozwoju nicienia i zamierania drzew w przypadku jego zawleczenia do kraju. Jest to centralna część kraju rozciągająca się od Piły i Leszna do Tarnowa, Sandomierza oraz Dębłina. W kraju szczegółowe sposoby postępowania przy zwalczaniu i zapobieganiu rozprzestrzenianiu się tego organizmu precyzuje rozporządzenie ministra rolnictwa i rozwoju wsi z dnia 9 października 2013 r. (Dz. U. z 18 listopada 2013 r., pozycja 1331).

Europejskim, w tym jesionom występującym w Polsce (głównie jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*; jesion pensylwański *F. pennsylvanica*) zagraża opieńtek jesionowiec *Agilus planipennis*, który po raz pierwszy został stwierdzony w europejskiej części Rosji (okolice Moskwy) w roku 2007 (Sierpiński 2015).

Obecnie prawie wszystkie jesiony w Moskwie i okolicach zostały zabite lub poważnie uszkodzone przez tego szkodnika. Szacuje się, że opiętek jesionowiec rozprzestrzenia się w tempie od 30 do 40 km rocznie, głównie z transportem drogowym, ze względu na jego intensywne występowanie w drzewostanach zlokalizowanych wzdłuż dróg, a zwłaszcza autostrad.

Wraz z ocieplaniem klimatu coraz bardziej realnym zagrożeniem w Polsce staje się możliwość masowego pojawu korowódki śródziemnomorskiej *Thaumetopoea pityocampa*, gatunku powszechnie występującego w Portugalii, Hiszpanii, Francji, Grecji i Turcji, gdzie jest groźnym szkodnikiem drzewostanów sosnowych, w tym *Pinus sylvestris* (Hodar i in. 2003). Jej występowanie stwierdzono również w Wielkiej Brytanii, Niemczech i na Węgrzech. Natomiast w Polsce sporadycznie notuje się inny gatunek – korowódkę sosnowkę *Thaumetopoea pinivora*, która współwystępując z innymi foliofagami, np. brudnicą mniszką, może stanowić istotne zagrożenie dla drzewostanów sosnowych. W 2015 r. liczny pojaw tego gatunku stwierdzono na terenie RDLP w Zielonej Górze, w Nadleśnictwie Lubsko. Wymienione gatunki korowódek stwarzają istotne zagrożenie również dla człowieka, ponieważ ich włoski mają silne właściwości alergenne i parzące, wywołujące u człowieka ostre swędzenie, wysypkę i zapalenie błon śluzowych (Bonamonte i in. 2013). Objawy te mogą pojawić się nie tylko wskutek kontaktu z gąsienicami, ale także po dotknięciu oprzędu, jakie tworzą gąsienice lub miejsc, po których przeszedł charakterystyczny dla tych gatunków korowód gąsienic.

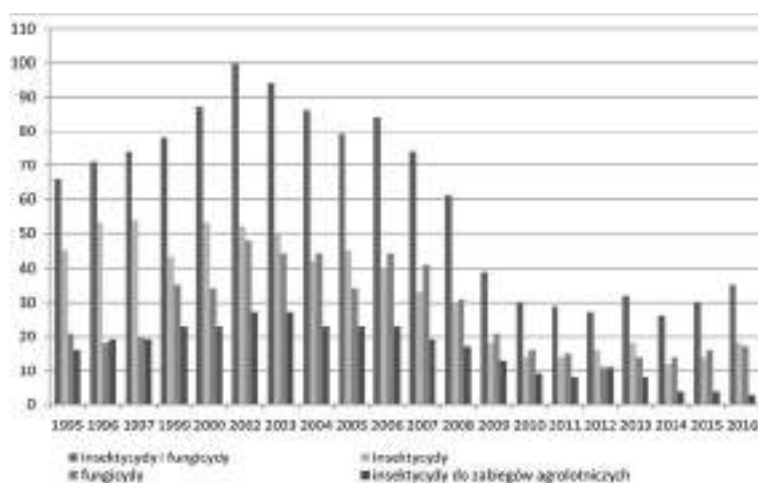
## ZMNIJSZENIE LICZBY ŚRODKÓW OCHRONY ROŚLIN ZAREJESTROWANYCH DLA LEŚNICTWA

Począwszy od lat 90. ubiegłego wieku, na terenie Unii Europejskiej w bardzo znaczący sposób zmieniły się przepisy w zakresie dopuszczania środków ochrony roślin (ś.o.r.) do obrotu i stosowania (Matyjaszczyk 2011; Skrzec 2013). W celu ujednoczenia tych przepisów zmieniono kryteria dopuszczania nowych substancji aktywnych do stosowania w ochronie roślin w krajach UE tak, aby na rynku znalazły się wyłącznie preparaty zawierające substancje aktywne dopuszczone przez Komisję Europejską na podstawie wspólnej procedury. Zmiany te zapoczątkowała dyrektywa 91/414/EEC z 1991 r., w której znalazł się zapis, że „ochrona ludzi i zwierząt oraz środowiska ma pierwszeństwo przed poprawą poziomu produkcji rolniczej”. Na mocy tego aktu prawnego wszystkie substancje aktywne znajdujące się w obrocie poddano 4-etapowemu przeglądowi, czyli ponownej ocenie i udokumentowaniu, że nie stwarzają zagrożenia dla zdrowia ludzi i środowiska naturalnego. Wysokimi kosztami przeglądu obarczono producentów substancji aktywnych. Potwierdzeniem spełnienia tych wymagań było wpisanie tych substancji do Aneksu I dyrektywy zawierającego wykaz substancji biologicznie czynnych dopuszczonych do stosowania na terenie UE. Zmiany prawne w zakresie stosowania pestycydów

na terenie UE przyczyniły się do wycofania z rynku dużej grupy substancji aktywnych, a w konsekwencji zawierających je środków ochrony roślin, które mogły być niebezpieczne dla ludzi lub środowiska, w tym preparatów o długim okresie rozkładu oraz niekorzystnie wpływających na owady zapylające. Najbardziej rygorystyczne kryteria dotyczyły insektycydów, które ze względu na sposób działania częściej niż inne środki klasyfikowano jako toksyczne dla ludzi. Niestety, wysokie koszty przeglądu spowodowały wycofanie z obrotu przez drobnych producentów wielu substancji aktywnych, których sprzedaż nie rekompensowała nakładów finansowych poniesionych na ich ponowną ocenę. Sytuacja ta dotyczyła zwłaszcza producentów środków stosowanych na niewielkim areale, np. preparatów biologicznych. W ten sposób doszło do kolejnego znacznego zawężenia asortymentu środków ochrony roślin dopuszczonych do ochrony upraw wielkoobszarowych. Wszystkie te działania skutkowały redukcją o blisko 70% liczby preparatów zarejestrowanych do ochrony terenów leśnych stanowiących, w porównaniu z uprawami rolniczymi, niewielki areal, stąd rejestracja dla leśnictwa stała się nieopłacalna.

W 2009 r. dyrektywę 91/414/ zastąpiło rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1107/2009, które wprowadziło jednolite przepisy dotyczące obrotu, stosowania i kontrolowania użycia środków ochrony roślin oraz ugruntowało zasadę, że przy rejestracji pestycydów czynnikiem nadrzędnym nad poprawą produkcji roślinnej, jest ich wpływ na zdrowie ludzi, zwierząt i środowisko. Pozytywnym aspektem tego rozporządzenia jest możliwość wystąpienia o rozszerzenie zakresu zezwolenia dla środka ochrony roślin zarejestrowanego w danym państwie członkowskim na zastosowania małoobszarowe dotychczas nieobjęte tym zezwoleniem (Matyjaszczyk 2012). Na tej podstawie Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych we współpracy z Instytutem Badawczym Leśnictwa w ostatnich latach uzyskała zgodę na stosowanie kilkunastu fungicydów i insektycydów w uprawach małoobszarowych, tj. w szkółkach, plantacjach nasiennych drzew leśnych oraz w odnowieniach i zalesieniach (Głowacka i in. 2016). Wraz z rozporządzeniem w życie weszła również dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/128/WE z października 2009 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania na rzecz zrównoważonego stosowania pestycydów. Dyrektywa ta wprowadziła zakaz stosowania środków ochrony roślin przy pomocy sprzętu agrolotniczego z wyjątkiem, gdy przynosi to korzyści w postaci ograniczenia wpływu pestycydów na zdrowie ludzi i środowisko oraz w przypadku braku metod alternatywnych. Dynamikę zmian liczby pestycydów zarejestrowanych dla leśnictwa w ciągu ostatniego 20-lecia przedstawiono na rycinie 4. Należy przy tym zaznaczyć, że w 2016 r. Lasy Państwowe dysponują tylko 35 insektycydami i fungicydami, z czego 3 preparaty zostały dopuszczone przez MRiRW do stosowania w zabiegach agrolotniczych i są to Dimilin 480 SC, Mospilan 20 SP oraz Foray 76 B (Głowacka i in. 2016).

Kolejne ograniczenia w stosowaniu środków ochrony roślin wynikają z przyjętego przez Lasy Państwowe systemu certyfikującego FSC (Głowacka i Perlińska 2015). Forest Stewardship Council (FSC) jest międzynarodową organizacją promującą gospodarkę leśną poprzez system certyfikacji i przyznawanie certyfikatów jednostkom gospodarującym zasobami leśnymi przy zachowaniu najwyższych standardów przyrodniczych i społecznych. W FSC opracowano własne, wyjątkowo restrykcyjne kryteria oceny pestycydów, na podstawie których sformułowano wykaz wysoce niebezpiecznych preparatów i uznano ich użycie za zabronione. Wskutek tego stosowanie większości zarejestrowanych w Polsce insektycydów i fungicydów okazało się niedozwolone w lasach certyfikowanych, co praktycznie pozbawiło leśników możliwości stosowania zabiegów ochrony przed owadami i grzybami. Jednocześnie Polityka Pestycydowa FSC wprowadziła możliwość ubiegania się o dodatkowo płatną zgodę (derogację) na tymczasowe stosowanie pestycydów w lasach posiadających certyfikat FSC. Derogacja wydawana jest na okres 5 lat, a w tym czasie posiadacz certyfikatu jest zobligowany do poszukiwania alternatywnych środków do walki ze szkodnikami.



Rycina 4. Liczby insektycydów i fungicydów zarejestrowanych dla leśnictwa w latach 1995–2016

## WDRAŻANIE ZASAD INTEGROWANEJ OCHRONY LASU

Ustawa z dnia 8 marca 2013 r. o środkach ochrony roślin, która zaimplementowała prawodawstwo unijne (dyrektywa 2009/128/WE i rozporządzenie 1107/2009 z 2009 r.) do prawodawstwa polskiego, nałożyła na wszystkich profesjonalnych użytkowników pestycydów obowiązek stosowania integrowanej ochrony roślin z dniem 1 stycznia 2014 r. W integrowanej ochronie roślin głównym celem



wszystkich zabiegów pozostaje roślina (np. drzewo), jej właściwości i powiązania ze środowiskiem. Bardzo ważnym elementem tej koncepcji jest profilaktyka oparta na metodach agrotechnicznych i hodowlanych zwiększająca odporność chronionej rośliny na szkodniki oraz zmniejszająca ryzyko ich pojawu. Kolejnym etapem są zabiegi ratownicze poprzedzone wieloetapowym procesem decyzyjnym określonym jako System Wspomagania Decyzji, który pomaga podjąć odpowiednie zabiegi ratownicze na podstawie: liczebności szkodnika, określania zaistniałych i prognozowania ewentualnych uszkodzeń, współwystępowania innych gatunków owadów lub patogenów oraz strat wynikających z niepodjęcia zabiegu ratowniczego (analiza ekonomiczna). System ten jest również pomocny w określaniu optymalnych terminów wykonywania zabiegów ochronnych, co pozwala uzyskać ich wysoką skuteczność przy ograniczeniu użycia chemicznych pestycydów do niezbędnego minimum. W integrowanej ochronie roślin pierwszeństwo mają metody biologiczne obejmujące nie tylko stosowanie insektycydów biologicznych, ale również ochronę naturalnych wrogów organizmów szkodliwych, poprzez stwarzanie warunków sprzyjających ich występowaniu. Natomiast zabiegi chemiczne są tzw. ostatecznością, stosowaną po wyczerpaniu innych metod i w przypadkach zagrażających trwałości upraw. Użytkownicy profesjonalni, którzy stosują środki ochrony roślin są zobligowani uwzględniać wymogi integrowanej ochrony roślin określone w Rozporządzeniu ministra rolnictwa i rozwoju wsi z dnia 18 kwietnia 2013 r. w sprawie wymagań integrowanej ochrony roślin. W przypadku leśnictwa, pomocne mogą być metodyki integrowanej ochrony drzewostanów iglastych i liściastych dostępne na stronie internetowej Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi i Instytutu Badawczego Leśnictwa (Brodziak i in. 2013) oraz intranetowej LP.

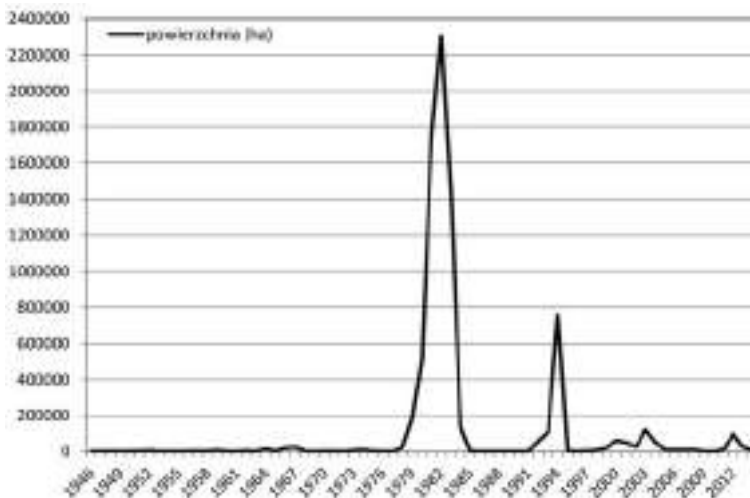
Konieczność stosowania integrowanej ochrony lasu uzasadnia celowość opracowania metod biologicznych z wykorzystaniem wrogów naturalnych, takich jak patogeny owadów (bakterie, grzyby, wirusy) oraz makroorganizmy, w tym owadobójcze nicienie, drapieżcy i pasożytnicy. Dzięki finansowaniu przez Lasy Państwowe, Instytut Badawczy Leśnictwa we współpracy z wydziałami leśnymi uczelni w Poznaniu, Krakowie i Warszawie realizuje tematy badawcze, których wyniki pozwolą na pełniejsze wdrożenie metod biologicznych do ochrony lasu. Przykładem takich badań są aktualnie realizowane prace nad

- wykorzystaniem patogenów, pasożytników i drapieżców do ograniczania liczebności szkodliwych owadów zimujących w ściółce;
- wdrożeniem do praktyki leśnej programu integrowanej ochrony upraw sosnowych przed owadami i patogenami z uwzględnieniem Systemu Wspomagania Decyzji.

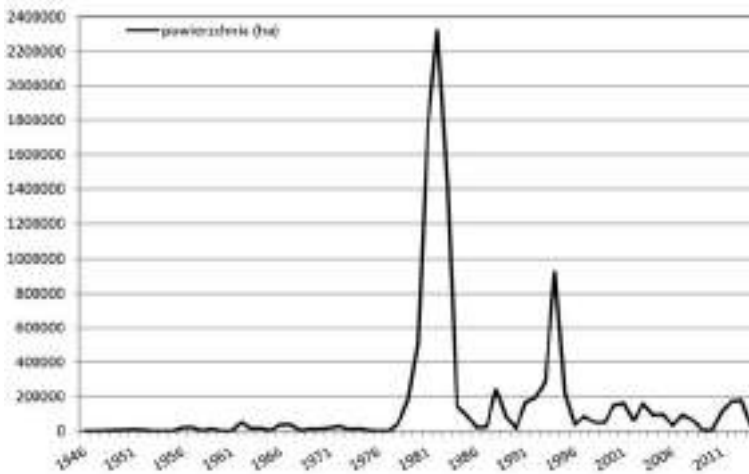
Ponadto trwają ciągłe badania oceniające skuteczność nowych biologicznych i chemicznych preparatów. Większość z tych badań wykorzystywanych jest do rejestracji nowych środków ochrony lasu, co umożliwi ich wdrożenie do praktyki. Prace te dotyczą również badania nowych feromonów i kairomonów, których użycie pozwala na coraz precyzyjniejsze monitorowanie populacji szkodliwych owadów.

## CYKLICZNIE POJAWIAJĄCE SIĘ GRADACJE OWADÓW LIŚCIOŻERNYCH

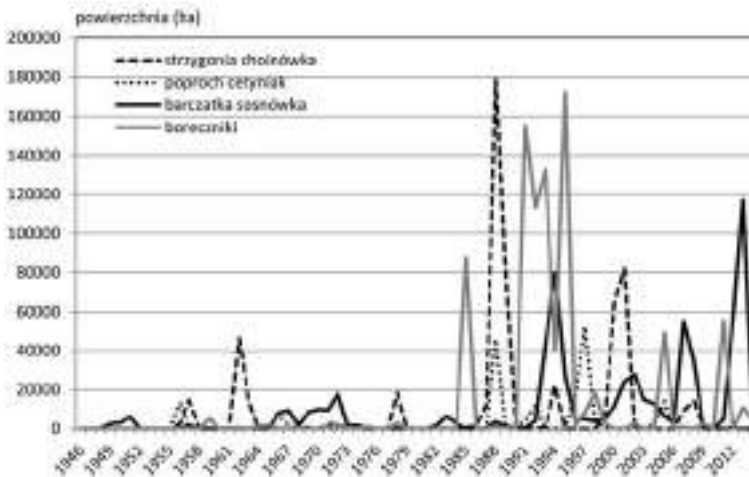
Jednym z najważniejszych problemów ochrony lasu są cyklicznie pojawiające się gradacje owadów, głównie liściożernych, do których w drzewostanach iglastych zaliczamy głównie brudnicę mniszkę *Lymantria monacha*, barczatkę sosnowkę *Dendrolimus pini*, strzygonię choinówkę *Panolis flammea* i boreczniki Diprionidae, a w drzewostanach liściastych foliofagi dębu z rodziny mierznicowcowatych Geometridae, zwójkowate Tortricidae oraz imagines chrabąszczy *Melolontha* i inne. W ciągu ostatnich 50 lat miało miejsce wiele gradacji owadów liściożernych, od największej o charakterze pandemicznym gradacji brudnicy mniszki na przełomie lat 70. i 80. ubiegłego wieku, kiedy zabiegi ochronne wykonano na powierzchni ponad 2 mln hektarów (ryc. 5), po obejmujące kilkanaście tys. hektarów gradacje foliofagów dębu (ryc. 6) (Jabłoński 2015). W związku z tym, że często koniec gradacji jednego gatunku oznacza początek wzmożonego występowania innego gatunku, każdego roku zabiegi ochronne wynikające z masowego pojawu owadów liściożernych obejmują co najmniej kilka/kilkadziesiąt tysięcy hektarów. Najczęściej dotyczy to współ- lub występowania „po sobie” gradacji brudnicy mniszki, barczatki sosnowki, strzygoni choinówki i boreczników. Z tych względów oprócz doskonalenia metod ochronnych, konieczne jest prowadzenie stałego monitoringu populacji tych gatunków, systematycznie wzbogacanego o metody pozwalające na coraz dokładniejsze szacowanie populacji szkodników. Na ryc. 7 przedstawiono częstotliwość gradacji najważniejszych gospodarczo foliofagów sosny.



Rycina 5. Powierzchnia zwalczania brudnicy mniszki w latach 1946–2014 (Jabłoński 2015)



Rycina 6. Powierzchnia zwalczania ważniejszych foliofagów drzewostanów sosnowych i dębowych w latach 1946–2014 (Jabłoński 2015)



Rycina 7. Powierzchnia zwalczania strzygoni choinówki, poprocha cetyniaka, barczatki sosnowki i borecznikowatych w latach 1946–2014 (Jabłoński 2015)

## PĘDRAKI

Nierozwiązanym problemem ochrony lasu pozostają zagadnienia związane z ograniczaniem liczebności pędraków chrabąszczy *Melolontha* w glebie. Do zwalczania imagines zarejestrowany został preparat Mospilan 20 SP w dawce 0,4 l na 1 ha (etykieta-instrukcja dostępna na stronie internetowej MRiRW). Natomiast skutek negatywnego oddziaływania na środowisko glebowe (patrz

pkt. 5), większość insektycydów do zwalczania pędraków została wycofana z obrotu i w efekcie leśnicy nie dysponują obecnie żadnymi preparatami przeznaczonymi do ochrony szkółek i upraw przed pędrakami. Zmusza to praktyków do poszukiwania rozwiązań alternatywnych, stąd próby wykorzystania przez leśników worków jutowych do ochrony korzeni (Olczyk 2009), różnego rodzaju barier wkopywanych na obrzeżach szkółek, utrudniających migrację pędraków z otaczających je drzewostanów. Natomiast aktualne badania koncentrują się nad wykorzystaniem wrogów naturalnych pędraków, w tym grzyba *Beauveria brongniartii* oraz owadobójczych nicieni (Kreft i in. 2012; Sierpińska i in. 2015). Uzyskane do tej pory wyniki wskazują jednak na niewielki wpływ wrogów naturalnych na populację pędraków. Innego rodzaju badania dotyczą wpływu roślin o charakterze repelentnym, w wyniku których stwierdzono odstrasżające działanie gorczycy sarepskiej wobec najmłodszych stadiów pędraków, zwłaszcza chrabąszcza kasztanowca (Sukovata i in. 2015). Opracowana w 2013 r. w Instytucie Badawczym Leśnictwa strategia postępowania w ekosystemach leśnych zagrożonych przez chrabąszcza kasztanowca i majowego wskazuje na niezwykle istotną rolę postępowania hodowlanego na terenach zapędraczonych (Sukovata i in. 2013). Weryfikacji wymaga również system monitoringu występowania chrabąszczy, który powinien obejmować obserwacje zmian liczebności populacji pędraków w stałych punktach oraz ocenę ich przestrzennego rozmieszczenia na powierzchniach najbardziej zagrożonych. Konieczne jest także oszacowanie dokładności stosowanej obecnie oceny zapędraczenia oraz udoskonalenie metody oceny początku i kulminacji rójki chrabąszczy, co jest niezbędne do planowania zabiegów ochronnych.

## PLANTACJE NASIENNE

Brak jest spójnej strategii ochrony plantacji nasiennych, przede wszystkim gatunków drzew iglastych, które atakowane są przez szkodniki nasion i szyszek, co zmniejsza efektywność plonowania, a przez to zbiór nasion (Bystrowski 2007). Problemy te dotyczą zwłaszcza plantacji znajdujących się na terenach rdLP w: Łodzi, Radomiu, Lublinie i Krośnie. Szczególnie dotkliwe straty na plantacjach modrzewiowych powodowane są przez śmietki z rodzaju *Strobilomyia*, których larwy zjadają nasiona w zasiedlonych szyszkach. Owady te mogą zasiedlać nawet do 80% szyszek, powodując dotkliwe straty, głównie na plantacjach nasiennych w latach niskiego i średniego urodzaju. Jak dotąd nie zostały opracowane skuteczne programy integrowanej ochrony plantacji nasiennych przed atakującymi je owadami. Aby je stworzyć, należy po pierwsze zidentyfikować wszystkie gatunki szkodników zasiedlających szyszki, poznać ich biologię w połączeniu z fenologią drzew, a po drugie, opracować metody prognozowania i oceny stopnia zagrożenia plantacji przez owady z wykorzystaniem pułapek i feromonów. Integrowana metoda ochrony plantacji wymaga ponadto opracowania metod zwalczania szkodników, co jest zadaniem niezwykle trudnym, ze względu

na ich rozwój przebiegający w szyszkach. Jednakże dzięki włączeniu plantacji nasiennych do „upraw małoobszarowych” istnieje możliwość rozszerzenia zakresu stosowania preparatów do ochrony nasion i szyszek przed szkodnikami.

## OCHRONA LASU PRZED ZWIERZYŃĄ

Istotnym problemem w ochronie lasu są również szkody powodowane przez zwierzyńę. Jak ważny jest to problem, świadczyć mogą corocznie ponoszone koszty na zabezpieczanie lasu przed zwierzyńę, które od 2010 roku przekraczają już wysokość 100 mln zł (2010 rok – 109,3 mln zł; 2015 rok – 157,5 mln zł). W celu ograniczenia szkód powodowanych przez zwierzyńę wykorzystuje się różne metody ochrony sadzonek i drzew. Stosuje się indywidualne chemiczne zabezpieczanie drzew z wykorzystaniem repelentów oraz mechaniczne z użyciem różnego rodzaju osłonek i tub, a także gradzenia siatką. Średniorocznie różnymi formami ochrony obejmuje się około 90 tys. ha powierzchni leśnej. Najczęściej stosowaną metodą ochrony lasu przed szkodami powodowanymi przez zwierzyńę jest stosowanie repelentów -każdego roku w ten sposób zabezpiecza się około 2/3 powierzchni upraw i drzewostanów starszych, na których prowadzone są zabiegi ochronne.

## PODSUMOWANIE

Najważniejsze problemy dotyczące ochrony lasu wynikają przede wszystkim z pogarszającego się stanu zdrowotnego drzewostanów na skutek zmian klimatycznych, prowadzących do nasilenia się ekstremalnych zjawisk pogodowych. Ich systematyczne oddziaływanie burzy ład przestrzenny oraz obniża kondycję zdrowotną drzewostanów, które masowo atakowane są przez owady i patogeny grzybowe. Długotrwałe susze panujące w ostatnich dekadach, były jednym z ważniejszych czynników, które wyzwoliły na południu Polski proces wielkopowierzchniowego zamierania świerczyn. Natomiast w 2015 r. wielotygodniowa susza w połączeniu z ekstremalnie wysokimi temperaturami powietrza spowodowała raptowne obniżenie się poziomu wód gruntowych, zwłaszcza na siedliskach lasowych, co spowodowało osłabienie drzewostanów sosnowych. Stres wynikający z zakłóceń w gospodarce wodnej przyczynił się również do osłabienia drzewostanów liściastych, zwłaszcza dębowych. Najprawdopodobniej długotrwałe susze zainicjowały rozwój choroby infekcyjnej jesionów na terenie całego kraju spowodowanej przez grzyb *Chalara fraxinea*. Ponadto ocieplenie klimatu zwiększa prawdopodobieństwo pojawienia się w kraju nowych gatunków szkodników i patogenów grzybowych typowych dla obszarów o wyższych temperaturach powietrza, których występowanie może mieć charakter inwazyjny.

Do najbardziej aktualnych problemów ochrony lasu zaliczyć można:

- przeciwdziałanie zagrożeniom powodowanym przez owady i patogeny na terenach kłesk wielkopowierzchniowych oraz w osłabionych drzewostanach iglastych i liściastych,
- zmiany jakościowe i ilościowe w zgrupowaniach szkodliwych owadów leśnych i patogenów grzybowych w aspekcie zmian klimatu,
- konieczność opracowania niechemicznych metod ochrony lasu i systemów wspomagania decyzji, jako elementów integrowanego postępowania ze szkodnikami i patogenami,
- ochronę szkółek i upraw przed chrabąszczami *Melolontha*,
- cyklicznie pojawiające się gradacje foliofagów sosny,
- ochronę plantacji nasiennych przed szkodnikami nasion i szyszek,
- ochronę lasu przed zwierzyną.

## Summary

Iwona Skrzecz<sup>1</sup>, Aldona Perlińska<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Protection, I.Skrzecz@ibles.waw.pl, <sup>2</sup>General Directorate of the State Forests in Warsaw, a.perlinska@lasy.gov.pl

## Current problems of forest protection

Current problems of forest protection above all concern deteriorating health of forest stands caused by climatic changes, which intensify previously infrequent phenomena such as extreme heat and droughts, violent storms, often accompanied by powerful hail, hurricane winds and whirlwinds as well as floods. Repeated influence of these forces weakens forest stands, which are subsequently attacked by pests or colonized by fungal pathogens.

Norway spruce (*Picea abies*) is the species especially sensitive to high air temperatures and water deficit. Long lasting droughts, which became more common during the last two decades, were one of the major factors which started the process of vast scale die off of spruce forests in the Beskidy Mountains intensified by the outbreak of European spruce bark beetle (*Ips typographus*) and pathogens from the genus *Armillaria*. In pine stands, disruption of water balance can become a major factor leading to dying of sprouts – the disease caused by *Gremmeniella abietina*, *Cenangium ferruginosum* and *Sphaeropsis sapinea* fungi, while dry and hot years support intensive spreading of engraver beetles (*Ips acuminatus*).

Water related stress and particularly groundwater level decline lead to weakening of broadleaved, especially oak stands, which are being attacked by *Agrius* spp. beetles and pathogens from the genus *Phytophthora*. It is possible that long lasting droughts initiated

the development of infectious ash disease caused by *Chalara fraxinea* fungi, which resulted in die off of ash forest stands throughout Europe.

During the last two decades, hurricane winds and whirlwinds in lowlands as well as turbulent *halny* winds (*foehn* winds) in the mountains became a significant factor affecting the amount of coarse woody debris in forest stands. Windthrow and tree blowdowns provide a place for evolution of secondary pests, while sudden opening of a pine stand edges induced by intensive insolation leads to invasion of steelblue jewel beetles (*Phaenops cyanea*).

More and more often severe hail storms as well as heavy snow falls combined with glaze ice on pine branches lead to vast scale damage in a form of broken and twisted trees, which are often attacked by weevils (*Pissodes* spp.).

Moreover, climate warming increases probability of arrival to Poland of new insect and fungal species, which are more common in areas with higher air temperature. Presence of such species in Poland could be of an invasive form, and therefore setting up of continuous monitoring of such organisms presence is essential.

Until recently chemical plant protection was the most frequently used form of forest protection from insect pests and pathogens. However during the last years pesticide manufacturers show a constant decrease of interest in registering plant protection products used in forestry due to their high costs and long registration process. Moreover, certification of the State Forests National Forest Holding in the FSC system imposed additional limitations on the use of majority of insecticides which were licensed for sale and use in countries of the European Union, and in Poland they were entered into the register of plant protection products allowed for use by the permission from the Minister of Agriculture and Rural Development. Such situation forces foresters to apply for payable derogation or issuance by the FSC of the additional agreement for using products already registered for plant protection. As a result, foresters have only a small number of pesticides for elimination of dangerous pests in nurseries and forest plantations using ground application as well as for protection of forest stands using aerial methods.

Systematic decrease in number of plant protection products available in forestry as well as introduction in 2014 in the European Union of the principles of integrated plant protection call for searching for plant protection methods using natural insect pest enemies such as pathogenic microorganisms, parasites and predators. Therefore, contemporary forest protection requires advancement of integrated methods protecting forest from insect pests and diseases through:

- developing methods of forecasting forest dangers depending on site and stands characteristics;
- strengthening natural resistance of trees to insect pests and fungal pathogens;
- use of natural enemies and agro-technical methods for regulation of population size of dangerous forest pests;
- study of pheromones and other semiochemical substances for monitoring of dangerous forest pests appearance;
- evaluation of effectiveness of new plant protection products including studies intended for registration of pesticides for forestry;
- development of decision support systems as a tool facilitating introduction of integrated forest protection principles. Such support systems help to establish optimal terms for implementation of protection activities, which allows to increase their efficiency while limiting chemical pesticides to the absolute minimum.

Moreover, the list of current forest protection problems could also include:

1. Offset of dangers caused by insect pests and pathogens within the large-scale disaster areas resulting from climate change.
2. Protection of forest nurseries and reforestation areas from cockchafer. It would be important to prepare cockchafer monitoring methods as well as methods of cockchafer grub eradication.
3. Periodically repeating outbreaks of pine leaf-eating pests.
4. Role of cambium eaters and xylophagous insect pests in die off of coniferous and broadleaved forest stands.
5. Protection of seed plantations, including preparation of efficient methods evaluating colonization of seeds and cones by insects as well as methods of their eradication.
6. Better computer support for evaluation and forecasting of appearance of main forest pests and pathogens (data digitizing and construction of data banks).
7. Influence of climate change on qualitative and quantitative changes in forest pest and pathogen populations – current state, forecasted damage and possible protection methods.
8. Game management in forests.

## LITERATURA

- Bonamonte D., Foti C., Vestita M., Angelini G. 2013. Skin reactions to pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. The Scientific World Journal, Article Open Access: <http://dx.doi.org/10.1155/2013/867431>.
- Brodziak Ł., Głowacka B., Hilszczański J., Jabłoński T., Łukaszewicz J., Skrzecz I., Tarwacki G. 2013. Metodyka integrowanej ochrony drzewostanów iglastych. IBL, Sękocin Stary.
- Bursaphelenchus xylophilus* PM 7/4 (3). 2013. EPPO Bulletin, 43(1): 105–118.
- Bystrowski C. 2007. Śmietki modrzewiowe – sprawcy uszkodzeń szyszek na plantacjach nasiennych. Notatnik Naukowy Instytutu Badawczego Leśnictwa, 1(75)/2007(XV).
- Christiansen E., Bakke A. 1968. Temperature preference in adults of *Hylobius abietis* L. (Coleoptera, Curculionidae) during feeding and oviposition. Zeitschrift für angewandte Entomologie, 62: 83–89.
- Głowacka B., Kolk A., Janiszewski W., Rosa-Gruszecka A., Pudelko M., Łukaszewicz J. 2016. Środki ochrony roślin, środki biobójcze oraz produkty do rozkładu pni drzew leśnych zalecane do stosowania w leśnictwie w roku 2016. [http://www.lasy.gov.pl/publikacje/copy\\_of\\_gospodarka-lesna/ochrona\\_lasu/srodki-ochrony-roslin/Aktualizacja2\\_2016-01-22.pdf](http://www.lasy.gov.pl/publikacje/copy_of_gospodarka-lesna/ochrona_lasu/srodki-ochrony-roslin/Aktualizacja2_2016-01-22.pdf)
- Głowacka B., Perlińska A. 2015. Uwarunkowania i perspektywy zwalczania masowych pojawów owadów w Lasach Państwowych. Postępy Techniki w Leśnictwie, 132: 32–39.
- Hilszczański J., Sierpiński A. 2006. Opiętek dwuplamkowy główny sprawca zamierania dębów w Polsce. Notatnik Naukowy Instytutu Badawczego Leśnictwa, 3(71)/2006(XIV).



- Hodar J.A., Castro J., Zamora R. 2003. Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation*, 110: 123–129.
- Jabłoński T. 2015. Występowanie i zwalczanie leśnych folifagów – trendy i prognozy. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 132: 13–19.
- Jaworski T., Hilszczański J. 2013. Wpływ zmian temperatury i wilgotności na cykle rozwojowe i znaczenie owadów w ekosystemach leśnych w związku z prawdopodobnymi zmianami klimatycznymi. *Leśne Prace Badawcze*, 74(4): 345–355.
- Kowalski T. 2007. *Chalara fraxinea* – nowo opisany gatunek grzyba na zamierających jesionach w Polsce. *Sylvan*, 4: 44–48.
- Kreft A., Kazimierzczak W., Sierpińska A., Skrzypek H., Skrabucha A., Dybała M., Dźwierzynska M. 2012. Charakterystyka nicieni wyizolowanych z pędraków chrabąszcza *Melolontha* sp. (Coleoptera: Scarabaeidae). *Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin*, 52(4): 1093–1097.
- Lacey L.A., Grzywacz B., Shapiro-Ilan D.I., Frutos R., Brownbridge M., Goettel M.S. 2015. Insect pathogens as biological control agents: Back to the future. *Journal of Invertebrate Pathology*, 132: 1–41.
- Matyjaszczyk E. 2011. Rejestracja środków ochrony roślin w Polsce – historia, stan obecny i przyszłość. *Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin*, 51(1): 77–87.
- Matyjaszczyk E. 2012. Aktualne możliwości ochrony wybranych upraw małoobszarowych w Polsce i innych państwach Unii Europejskiej. *Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin*, 52(1): 167–173.
- Nowak M. 2011. Historia świerczyn beskidzkich – przyczyny zamierania. *Biblioteczka Leśniczego*, 327: 1–14.
- Öhrn P. 2012. The spruce bark beetle *Ips typographus* in a changing climate – effects of weather conditions on the biology of *Ips typographus*. Pd.D. Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Olczyk M. 2009. Zastosowanie worków jutowych do zabezpieczania systemów korzeniowych na stałych pędraczkach. Konferencja „Możliwości ograniczenia szkód wyrządzanych w lasach przez chrabąszczowate”, 21–22 października 2009, Jedlnia, Polska.
- Plewa R. 2015. Kornik ostrozębny (trójzębny) *Ips acuminatus* Gyll. – występowanie, biologia, monitoring populacji oraz aktualne zagrożenie. Seminarium Instytutu Badawczego Leśnictwa. 25 lutego 2015 r., Sękocin Stary.
- Rutherford T.A., Webster J.M. 1987. Distribution of pine wilt disease with respect to temperature in North America, Japan, and Europe. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(9): 1050–1059.
- Sierota Z., Małecka M. 2016. Zagrożenia lasów od patogenów grzybowych a ekstremum pogody. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 132: 20–24.
- Sierpińska A., Popowska-Nowak E., Bednarek A. 2015. *Beauveria brongniartii* Sacc. (Petch) przeciwko pędrakom chrabąszczy *Melolontha* spp. w szkółkach

- leśnych w Polsce, w glebach o różnym pH. Folia Forestalia Polonica Series A-Forestry, 57 (4): 210–217.
- Sierpiński A. 2015. Opieńtek jesionowiec już u naszych granic. Las Polski, 9: 19–21.
- Skrzecz I. 2013. Perspektywy stosowania środków ochrony roślin w leśnictwie – prawodawstwo i praktyka. Postępy Techniki w Leśnictwie, 123: 7–14.
- Sowińska A. 2006. Biologia i ekologia przyplaszczka granatka *Phaenops cyanea* (F.) (Col., Buprestidae) – aktualny stan wiedzy. Leśne Prace Badawcze, 3: 83–98.
- Sukovata L., Jaworski T., Kolk A. 2015. Efficacy of Brassica juncea granulated seed meal against *Melolontha* grubs. Industrial Crops and Products, 70: 260–265.
- Sukovata L., Jaworski T., Małecka M., Niemczyk M., Sierpińska A., Sowińska A., Tarwacki G., Woreta D. 2013. Strategia postępowania hodowlano-ochronnego w ekosystemach leśnych zagrożonych przez chrabąszcza majowego i kasztanowca. <http://www.ibles.pl/web/guest/uslugi/strategia-postepowania-przeciwko-chrabaszczom>.
- Sukovata L., Kolk A., Jaworski T., Plewa R. 2012. The risk of pine wilt disease in Poland. Folia Forestalia Polonica Series A-Forestry, 54(1): 42–47.
- Wermelinger B., Seifert M. 1998 Analysis of the temperature dependent development of the spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytidae). Journal of Applied Entomology, 122: 185–191.



Tomasz Kurek<sup>1</sup>, Jacek Todys<sup>2</sup>, Witold Pazdrowski<sup>3</sup>,  
Marek Szymański<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Nadleśnictwo Polanów, tomasz.kurek@szczecinek.lasy.gov.pl; <sup>2</sup>Nadleśnictwo Polanów,  
jacek.todys@szczecinek.lasy.gov.pl; <sup>3</sup>Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, witold.pazdrowski@up.poznan.pl;  
<sup>4</sup>Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, marek.szymanski@up.poznan.pl

## Zagrożenia drzewostanów bukowych młodszych klas wieku powodowane przez jeleniowate na przykładzie Nadleśnictwa Polanów

### WSTĘP

Spalowanie drzew powodowane przez kopytne ssaki jest ogromnym problemem w lasach w wielu rejonach świata. Zarówno ich skala jak i konsekwencje są różne, w zależności od wielu czynników: zagęszczenia zwierząt, składu gatunkowego roślinności, dostępu do żeru i wielu innych. Jako główną przyczynę spalowania, jakie powodował jelen sika (*Cervus nippon*) w centralnej Japonii, podaje się utrudniony dostęp do urozmaiconej bazy żerowej (Jiang i in. 2005). Prawdopodobieństwo wzrostu uszkodzeń drzewostanów świerkowych powodowanych przez jelenia szlachetnego (*Cervus elaphus*) wzrasta wraz ze zwiększaniem się pokrywy śnieżnej (Kiffner i in. 2008), co również może świadczyć o ograniczonym dostępie do żeru zimą. Oddziaływanie negatywne zwierząt kopytnych na ekosystemy przejawia się m.in. w ograniczeniu wzrostu drzew (Boyce i Lubbers 2011) oraz zmian w rozmieszczeniu roślinności czy prędkości przepływu substancji odżywczych pomiędzy układami troficznymi (Hobbs i in. 1996). Skrajnym przypadkiem może być nawet zamieranie drzew i zmiana szaty roślinnej, jaka miała miejsce w północno-wschodnim Oregonie (Parks i in. 1998). Niezaprzeczalnym problemem jest wysoka wartość finansowa szkód wyrządzanych przez zwierzęta kopytne, tylko w Szwecji przychody roczne z sprzedaży drewna ulegają zmniejszeniu o około 500–1300

milionów koron (Metslaid i in. 2013). W 2014 r. w Polsce uszkodzenia spowodowane przez gatunki łowne i chronione odnotowano na łącznej powierzchni 90 228 ha (Lasy w Polsce 2015.) Szkody w przedziale 21–40% stwierdzono na powierzchni 63 617 ha, natomiast powyżej 40% – na 26 610 ha. Najbardziej uszkodzone zostały uprawy – 32 088 ha, młodniki – 27 562 ha i drzewostany starsze – 10 255 ha (Lasy w Polsce 2015). Nakłady na ochronę lasu przed zwierzyną są również bardzo wysokie i w 2015 roku sięgnęły kwoty 158 milionów złotych (Drabarczyk 2015). O ile można określić kwotę wydawaną na zabezpieczanie upraw i młodników przed zwierzyną, o tyle nie ma dotąd wiarygodnych danych, informujących o tym, o ile ulega zmniejszeniu przychód z tytułu obniżenia wartości surowca drzewnego będącego konsekwencją spalowania. Ma to szczególne znaczenie np. w przypadku świerka, który jest gatunkiem bardzo wrażliwym na spalowanie. Buk zwyczajny jest stosunkowo odpornym gatunkiem, jeżeli chodzi o występowanie szkód biotycznych. W 2014 roku areal zamierania buków wywołanego infekcjami grzybowymi w stosunku do ubiegłych lat uległ zmniejszeniu o 135 ha i wyniósł 242 ha (Raport o stanie lasów w Polsce 2014). Stosunkowo nowym i mało poznanym w Polsce problemem jest spalowanie buka powodowane przez jeleniowate, a konkretnie przez jelenia szlachetnego. Pierwsze doniesienia charakteryzujące to zjawisko w Polsce przedstawili Rutkowski i in. (2015) i dotyczyły one wyników badań nad spalowaniem drzew w nadleśnictwach Czaplinek, Człopa i Polanów. Obszerną charakterystykę problemu przedstawił zespół pod kierunkiem Borowskiego, który badał w nadleśnictwach Polanów i Czaplinek przyczyny spalowania oraz starał się ustalić zalecenia dla praktyki leśnej dotyczącej ograniczenia szkód w drzewostanach bukowych (Borowski i in. 2016). O ile publikacje te dotyczą ustalenia przyczyny występowania tego zjawiska oraz próby zaradzenia problemowi, brak jest informacji dotyczących wpływu spalowania młodników bukowych na zmianę rozmieszczenia przestrzennego drzew i skutków spalowania drzew na możliwość ich dalszej selekcji hodowlanej. Jest to o tyle istotne zagadnienie, że buk jest gatunkiem beztwardzielowym o dużej wrażliwości na uszkodzenia mechaniczne. Następstwem uszkodzeń mechanicznych może być tworzenie się fałszywej twardzieli, a nawet zgnilizn (Krzysik 1953). Istnieje więc duże prawdopodobieństwo, że uszkodzone młodniki bukowe mogą być podatne na infekcje grzybowe, a w konsekwencji nawet na zamieranie.

## CEL PRACY

Celem pracy jest określenie intensywności spalowania młodników bukowych oraz próba określenia wpływu tego zjawiska na dalsze postępowanie hodowlane.

## TEREN BADAŃ

Nadleśnictwo Polanów położone jest na wschodnich krańcach województwa zachodniopomorskiego w powiecie koszalińskim i sławieńskim oraz w niewielkiej części w powiecie słupskim. Według klasyfikacji przyrodniczo-leśnej, Nadleśnictwo Polanów leży w I Krainie Bałtyckiej, dzielnicy 5 Pojezierza Drawsko-Kaszubskiego, w ramach której wyróżnia się dwa mezoregiony: Wysoczyzny Polanowskiej (część północna nadleśnictwa) i Pojezierza Drawsko-Pomorskiego (część południowa). Znajduje się ono w dziale wodnym rzek przymorskich, w dorzeczach Wieprzy i Parsęty. Rzeźba terenu jest silnie zróżnicowana, charakterystyczna dla moreny czołowej ostatniego zlodowacenia bałtyckiego. Występują tu liczne wzgórza morenowe o stromych zboczach, które porastają głównie lasy liściaste. Najniższe wzniesienia znajdują się na północy, wyrastając wprost z doliny rzeki Grabowej i osiągając do 110 m n.p.m., najwyższe znajduje się w środkowej części i jest to Barania Góra o wysokości 217 m n.p.m. Na terenie nadleśnictwa bytują trzy gatunki jeleniowatych: jelen szlachetny (*Cervus elaphus*), sarna europejska (*Capreolus capreolus*) oraz introdukowany daniel zwyczajny (*Dama dama*), a także dwa inne gatunki kopytnych: introdukowany muflon śródziemnomorski (*Ovis aries musimon*) i dzik (*Sus scrofa*). Przeprowadzona w ostatnich latach inwentaryzacja zwierzyny metodą pędzeń próbnych wskazuje na stosunkowo wysokie stany jelenia szlachetnego – 90 szt./1000 ha powierzchni leśnej. Tak wysokie stany zwierzyny niewątpliwie wpływają na poziom szacowanych uszkodzeń drzewostanów. W Nadleśnictwie Polanów najczęściej występującą szkodą jest spalowanie – dotyczy ono niemal 60% wszystkich uszkodzeń. Obejmuje ono 19,9% drzew w młodnikach. Gatunkiem najczęściej spalowanym jest sosna – 43%, następnie buk – 33% i świerk – 19% (Wójcik 2013). W 2015 roku zinwentaryzowano szkody w młodnikach w przedziale 21–40% na powierzchni 162 ha, podczas gdy w przedziale powyżej 40% – 105 ha.

## METODYKA

Do badań wytypowano trzy drzewostany sklasyfikowane wstępnie według „Instrukcji ochrony lasu” (2012) w przedziale uszkodzeń 21–40%, zlokalizowane w leśnictwach: Żydowo – oddziały 531g i 533c oraz Rzeczyca – 499j.

Wszystkie drzewostany pochodziły z odnowienia naturalnego, różniły się nieco wiekiem.

Tabela 1. Charakterystyka opisowa badanych powierzchni

Lokalizacja	Siedlisko	Skład gatunkowy	Wiek	Planowany lub wykonany zabieg
531g	Lśw	5 Bk 2 Bk 2 Bk 1 Md	29 39 24 16	2016
533c	Lśw	3 Bk 3 Bk 2 Bk 1 Bk 1 Db	34 24 6 13 6	2014
499j	Lśw	6 Bk 2 Bk	24 34	2016

W badanych wydzieleniach wyznaczono reprezentatywne powierzchnie próbne o promieniu 3 i 6 metrów, na których pomierzono pierśnice wszystkich drzew (powyżej 2 cm) z podaniem informacji: drzewo uszkodzone lub nieuszkodzone. Za drzewo uszkodzone uznawano takie, na którym istniała spąła (tegoroczna lub starsza) o szerokości ponad 1/5 obwodu pnia.

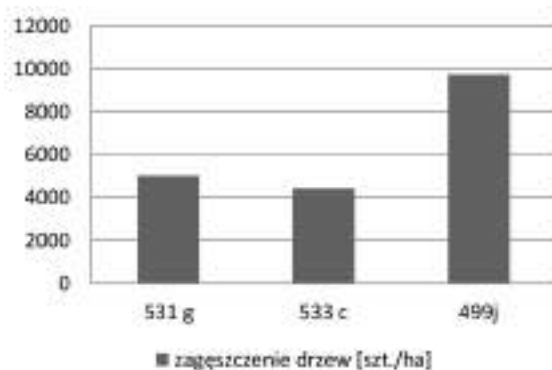
Drzewostany te różniły się intensywnością i okresem użytkowania. Młodnik w oddziale 533c użytkowano w 2014 roku, gdzie wykonano czyszczenie późne. Młodnik w oddziale 499j jest powierzchnią, na której prowadzone jest doświadczenie polegające na racjonalizacji biologicznej tzw. metodą korpelowską (od nazwiska prof. S. Korpela). Wytypowane tam zostały drzewa docelowe (około 250 drzew), które po zabezpieczeniu ich poprzez bandażowanie, poddaje się zabiegom hodowlanym polegającym na stopniowym udostępnianiu im powierzchni życiowej. Pozostałe drzewa stanowią tzw. „wypełniacz”, w którym nie prowadzi się żadnych czynności gospodarczych. Jest to doskonała powierzchnia badawcza, gdzie można obserwować uszkodzenia powodowane przez jelenie w drzewostanach praktycznie nieużytkowanych gospodarczo, gdzie zachodzą naturalne procesy związane m.in. z konkurencją drzew o przestrzeń życiową i pokarm. Trzeci oddział – 531g, jest młodnikiem, gdzie wcześniej prowadzono zabiegi gospodarcze, jednak obecnie wymagającym zabiegu pielęgnacyjnego, dlatego też zaplanowany został zabieg czyszczeń późnych w 2016 roku.

## WYNIKI BADAŃ

### ZAGĘSZCZENIE DRZEW

Tabela 2. Zagęszczenie drzew na 1 ha według wydziałów

Oddziały	531g	533c	499j
zagęszczenie drzew [szt./ha]	5010	4420	9726



Rycina 1. Zagęszczenie drzew na 1 ha według wydziałów

Najwyższe zagęszczenie drzew na hektar stwierdzono w oddziale 499j, gdzie nigdy nie wykonywano zabiegu pielęgnacyjnego. Najniższe zagęszczenie drzew stwierdzono na powierzchni, gdzie wykonano zabieg CP w 2014 roku.

### UDZIAŁ WZGLĘDNY DRZEW USZKODZONYCH I ZDROWYCH W DRZEWOSTANIE

Tabela 3. Udział względny drzew uszkodzonych i zdrowych

Obiekt	531g	533c	499j
drzewa uszkodzone [%]	36,5	73,3	48,5
drzewa zdrowe [%]	63,5	26,7	51,5
Razem	100	100	100

Najwyższy udział względny drzew uszkodzonych stwierdzono w oddziale 533c, gdzie wcześniej w 2014 roku wykonano zabieg czyszczeń późnych. Najmniejsze szkody zanotowano w drzewostanie w oddziale 531g, który został zaplanowany do zabiegu w 2016 roku. Istotne szkody stwierdzono również na powierzchniach badawczych w młodniku o najwyższym zagęszczeniu drzew (499j), gdzie w ogóle nie wykonywano zabiegów pielęgnacyjnych.



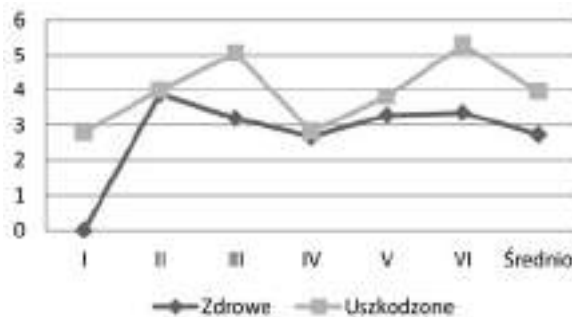
## CHARAKTERYSTYKA OPISOWA USZKODZEŃ W ROZBICIU NA PRÓBY

ODDZ. 499J

Tabela 4. Średnie pierśnice drzew zdrowych i uszkodzonych oraz odchylenie standardowe i współczynnik zmienności badanych cech według prób w drzewostanie. Oddz. 499j

Nr. próby	I		II		III		IV		V		VI	
	Uszk.	Zdr.	Uszk.	Zdr.	Uszk.	Zdr.	Uszk.	Zdr.	Uszk.	Zdr.	Uszk.	Zdr.
Średnia arytm.	2,80	0	4,00	3,88	5,06	3,21	2,83	2,67	3,83	3,28	5,29	3,21
Odchyl. stand	1,02	0	1,18	1,34	1,78	0,88	2,10	0,82	1,29	0,98	1,93	0,85
Wsp. zmien.	36,52	0	29,58	34,52	35,12	27,60	74,16	30,74	33,68	29,85	36,55	26,39

Współczynniki zmienności pierśnic wahały się w drzewostanie w oddziale 499j od 26,39% do 34,52% dla drzew zdrowych, a dla drzew uszkodzonych od 29,58% do 74,16%. Większa rozpiętość wartości współczynnika zmienności dla drzew uszkodzonych może wskazywać na istnienie cechy determinującej zainteresowanie poszczególnymi egzemplarzami, której jednak na obecnym etapie badań zjawiska nie można zdefiniować.



Rycina 2. Rozkład średnich pierśnic drzew zdrowych i uszkodzonych według prób – 499j

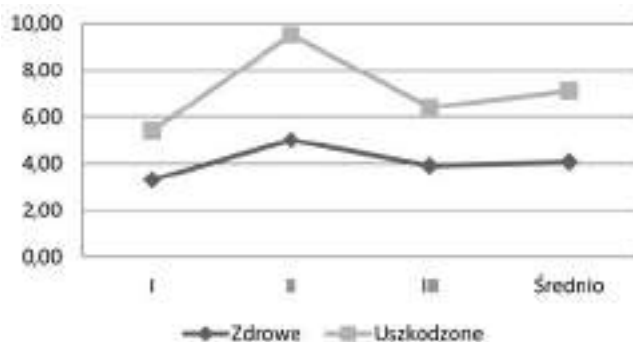
Rycina 2 obrazuje, że w każdym z miejsc pomiaru drzewa uszkodzone są grubsze niż drzewa zdrowe, nieuszkodzone przez zwierzyne. W dwóch fragmentach w tym wydzieleniu, drzewa uszkodzone i nieuszkodzone posiadały podobną pierśnicę.

## ODDZ. 531g

Tabela 5. Średnie pierśnice drzew zdrowych i uszkodzonych oraz odchylenie i współczynnik zmienności badanych cech według prób w drzewostanie

Nr. próby	I		II		III	
	Uszk.	Zdr.	Uszk.	Zdr.	Uszk.	Zdr.
Uszk./Zdrowe						
Średnia arytm.	5,38	3,38	9,57	5,00	6,45	3,93
Odchyl. stand	1,85	1,47	3,55	2,99	2,54	1,69
Wsp. zmienn.	34,36	43,52	37,11	59,78	39,42	42,90

W przypadku wydzielania 531g współczynniki zmienności pierśnic kształtowały się na podobnym poziomie jak w przypadku wydzielania 499j.



Rycina 3. Rozkład średnich pierśnic drzew zdrowych i uszkodzonych według prób – oddz. 531g

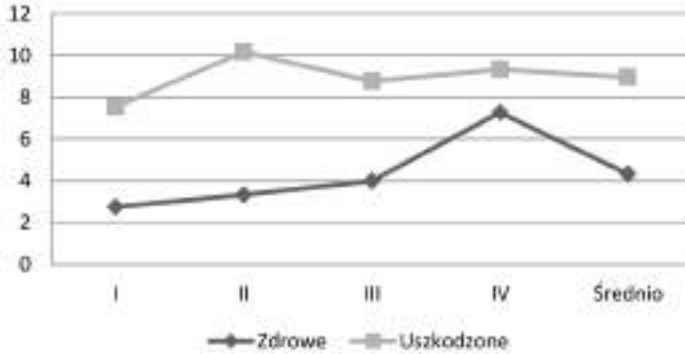
W wydzieleniu 531g w każdym z pomierzonych fragmentów drzewa uszkodzone były grubsze niż zdrowe.

## ODDZ. 533c

Tabela 6. Średnie pierśnice drzew zdrowych i uszkodzonych oraz odchylenie i współczynnik zmienności badanych cech według prób w drzewostanie

Nr. próby	I		II		III		IV	
	Uszk	Zdr	Uszk	Zdr	Uszk	Zdr	Uszk	Zdr
Uszk./Zdrowe								
Średnia arytm.	7,54	2,75	10,17	3,33	8,78	4,00	9,33	7,27
Odchyl. stand	3,10	0,96	4,90	1,53	3,11	1,41	3,50	4,88
Wsp. zmienn.	41,11	34,82	48,22	45,83	35,47	35,36	37,48	67,11

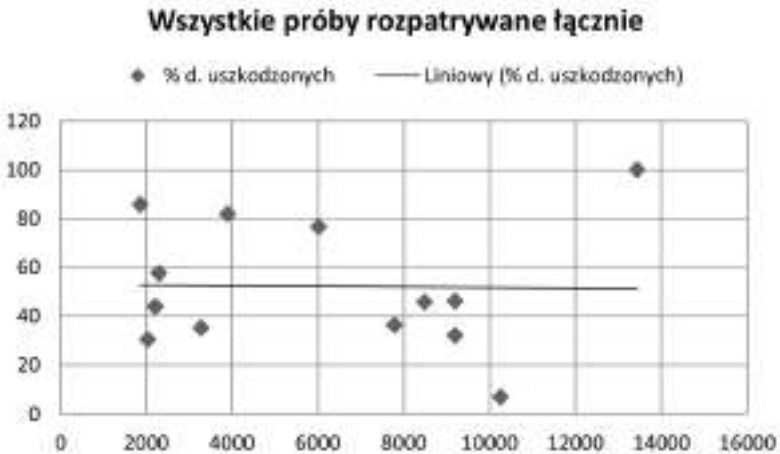
W przypadku wydzielenia 533c współczynniki zmienności pierśnic kształtowały się na podobnym poziomie, jak w przypadku pozostałych wydzieleni.



Rycina 4. Rozkład średnic pierśnic drzew zdrowych i uszkodzonych według prób – oddz. 533c

W wydzieleniu 533c w każdym z pomierzonych fragmentów drzewa uszkodzone były grubsze niż zdrowe.

ZALEŻNOŚĆ POMIĘDZY ILOŚCIĄ WZGLĘDNĄ DRZEW USZKODZONYCH A ZAGĘSZCZENIEM DRZEW



Rycina 5. Graficzna charakterystyka zależności pomiędzy ilością względną drzew uszkodzonych, a zagęszczeniem drzew na kołowych powierzchniach próbnych (wariant liniowy)

Tabela 7. Współczynniki korelacji (r) Pearsona i determinacji zagęszczenia i ilości drzew uszkodzonych

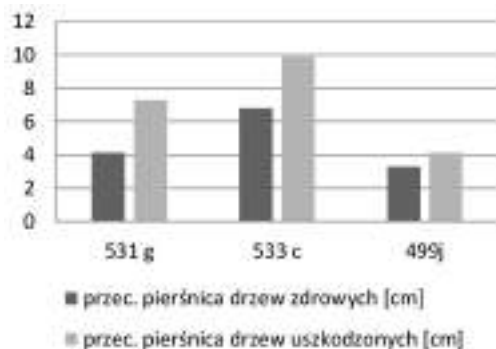
	499j	533c	531c	Wszystkie próby
Korelacja zagęszczenia i ilości względnej drzew uszkodzonych	0,671375	0,137142	-0,04296	-0,01799
Determinacja	0,450744	0,018808	0,001845	0,000324

Wyniki przeprowadzonych analiz matematycznych, zwłaszcza współczynników determinacji zależności ilości względnej drzew uszkodzonych od zagęszczenia wskazują na istnienie prawdopodobnie jeszcze innych czynników wpływających na określone zachowanie się jeleniowatych. Uzyskane wyniki nie pozwalają stwierdzić, że istnieje istotna statystycznie zależność pomiędzy zagęszczeniem drzew a ilością drzew uszkodzonych.

#### PRZECIĘTNA PIERŚNICA DRZEW ZDROWYCH I USZKODZONYCH

Tabela 8. Przeciętna pierśnica drzew zdrowych i uszkodzonych

	531g	533c	499j
Przeciętna pierśnica drzew zdrowych [cm]	4,11	6,80	3,29
Przeciętna pierśnica drzew uszkodzonych [cm]	7,31	9,88	4,12



Rycina 6. Przeciętna pierśnica drzew zdrowych i uszkodzonych

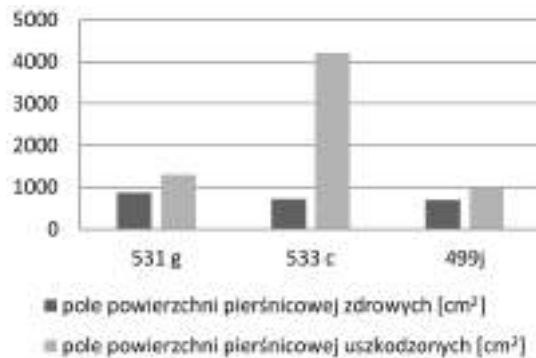
Największa pierśnica drzewa uszkodzonego wynosiła 21 cm oddz. 533c, najmniejsza pierśnica – 3 cm 499j. We wszystkich drzewostanach stwierdzono, że średnia pierśnica drzew uszkodzonych jest wyższa niż drzew zdrowych. Jedynie w oddziale 499j różnica jest niewielka, wynika ona jednak z małego

zróźnicowania pierśnic drzew, spowodowanych brakiem selekcji wykonywanej w ramach zabiegów pielęgnacyjnych. Uszkodzone drzewa pochodzą z wyższych klas socjalnych i stanowią drzewa budujące zasadniczy szkielet drzewostanu.

## PIERŚNICOWE POLE PRZEKROJU DRZEW ZDROWYCH I USZKODZONYCH

Tabela 9. Pierśnicowe pole przekroju drzew zdrowych i uszkodzonych

	531g	533c	499j
Pole powierzchni pierśnicowej drzew zdrowych [cm <sup>2</sup> ]	871,7663	726,4719	699,7646
Pole powierzchni pierśnicowej drzew uszkodzonych [cm <sup>2</sup> ]	1302,152	4219,035	998,0153



Rycina 7. Pierśnicowe pole przekroju drzew zdrowych i uszkodzonych

Naturalną konsekwencją uszkodzania drzew o większych pierśnicach jest wyższy udział pierśnicowego pola powierzchni przekroju drzew uszkodzonych. Jest to oczywiście niebezpieczne zjawisko, którego konsekwencje są na obecnym etapie trudne do oszacowania. Niepokoi duża wartość tej cechy w drzewostanie (533c), w którym wykonano zabieg w 2014 roku.

## PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Obserwowane w ostatnim czasie zjawisko uszkodzania buka wchodzącego w skład młodników i drzewostanów starszych ma niezwykle istotne znaczenie gospodarcze w nadleśnictwach w północnej Polsce. Uszkodzone drzewa są podatne na zamieranie, złamanie oraz infekcje grzybowe (Kinelski i Szujecki 1963). Istotnym, praktycznie niepodnoszonym problemem są również konsekwencje związane z prowadzeniem zabiegów hodowlanych w takich drzewostanach. Badania

własne, przeprowadzone w 2015 roku w Nadleśnictwie Polanów wskazują, że uszkodzone drzewostany bukowe sprawiają określone problemy w dalszym zagospodarowaniu (Kurek i Todys 2015). Jednym z wniosków było stwierdzenie, aby tak kształtować intensywność wykonywanego zabiegu, żeby zachować zwarcie pionowe w drzewostanie. Utrudniłoby to dostęp jeleniom do drzew docelowych. Jako przykład podano właśnie drzewostan w wydzielaniu 499j, gdzie nie wykonywano zabiegów pielęgnacyjnych. Przeprowadzona analiza uzyskanych danych wskazuje jednak, że w drzewostanie tym również występują bardzo wysokie uszkodzenia drzew, oraz to, że uszkadzane są generalnie drzewa o większych pierśnicach. Świadczy to o tym, że zagęszczenie drzew nie wpływa w sposób istotny na obecność szkód. Ciekawym zjawiskiem jest natomiast pewna koncentracja szkód w tym samym drzewostanie; współczynniki zmienności uszkodzeń drzewostanu wahały się od 29,58% do 74,16%. Tak duża rozpiętość wartości tego współczynnika może wskazywać na istnienie cechy determinującej zainteresowanie poszczególnymi egzemplarzami. Najważniejszym, chociaż niekoniecznie jedynym, czynnikiem determinującym jest grubość drzew. W oddziale 499j, na powierzchni, gdzie zlokalizowano próbę nr I i gdzie średnia wartość pierśnicy drzewa uszkodzonego wynosiła 2,8 cm, nie stwierdzono żadnego drzewa zdrowego. W tym samym drzewostanie w próbach reprezentujących wyższe wartości pierśnic zanotowano drzewa zarówno uszkodzone, jak również zdrowe. Niepokojącym zjawiskiem, jakie stwierdzono w toku niniejszych badań jest wysoki udział drzew uszkodzonych przez jelenie w drzewostanie, gdzie stosunkowo niedawno wykonano zabieg czyszczenia późnego (oddział 533c). Uszkodzone drzewa stanowią szkielet drzewostanu, co może w przyszłości mieć bardzo negatywne konsekwencje zarówno dla pielęgnacji takiego drzewostanu, jak również dla wartości użytkowej surowca drzewnego. Jest to problem, który będzie przedmiotem dalszych badań. W najbliższej przyszłości planowane jest pobranie prób z pni drzew w celu określenia szczegółowych konsekwencji zdrowotnych dla uszkadzanych buków. Gatunek ten jest bardzo wrażliwy na wszelkie uszkodzenia mechaniczne i prawdopodobnie mogą one przyczynić się nawet do zamierania drzew. Celem dalszych badań będzie próba odpowiedzi na pytania: jak wysokie uszkodzenia wpłyną na dalszą hodowlę drzewostanu i do jakiego stopnia można je zaakceptować oraz w jaki sposób postępować z drzewostanami już uszkodzonymi w stopniu wysokim (powyżej 40%). Innym problem, który należy wyjaśnić, jest ustalenie przyczyny spalowania młodników bukowych przez jelenia. Badania zawartości makroelementów – wapnia, fosforu i magnezu w uszkadzanych bukach wskazują, że jeleni może w okresie letnim ich potrzebować, nie można jednak bez szczegółowych badań określić, które z nich konkretnie należy suplementować. Zaleca się, w momencie pojawienia się szkód, wykładać środek suplementujący wiele składników mineralnych (Borowski 2016). Autorów niniejszego opracowania zastanawia fakt, że uszkadzane są zawsze drzewa o największych pierśnicach w drzewostanie. Oczywiście, może być to

powodowane tym, że jest to dla zwierzęcia najefektywniejsze pobieranie pokarmu. Być może jednak, może mieć to związek np. z wyższą zawartością cukrów we floemie drzew o najwyższej pozycji socjalnej w drzewostanie. Rozluźnienie zwarcia w drzewostanie powoduje zwiększenie przestrzeni życiowej pojedynczego drzewa, a więc również zwiększenie objętości koron i wzrost efektywnej asymilacji. Rurki sitowe, będące jednym ze składników łyka, odpowiedzialne są m.in. za transport dalekodystansowy (transport floemowy). Do 90% suchej masy soku floemowego stanowią cukry, m.in. sacharoza i inne cenne związki organiczne, jak aminokwasy (Sowiński i Szczepanik 2015). Być może, drzewa o wyższej pozycji socjalnej jako bardziej efektywne, są po prostu bogatszym źródłem cukrów, które jeleni w ten sposób pobiera? Są to pytania, które autorzy niniejszego opracowania będą chcieli uczynić przedmiotem dalszych badań.

## Summary

*Tomasz Kurek<sup>1</sup>, Jacek Todys<sup>2</sup>, Witold Pazdrowski<sup>3</sup>, Marek Szymański<sup>4</sup>*

<sup>1</sup>Polanów Forest District, tomasz.kurek@szczecinek.lasy.gov.pl; <sup>2</sup>Polanów Forest District, jacek.todys@szczecinek.lasy.gov.pl; <sup>3</sup>Poznań University of Life Sciences, witold.pazdrowski@up.poznan.pl; <sup>4</sup>Poznań University of Life Sciences, marek.szymanski@up.poznan.pl

## Threat to young beech stands from deer family species on the example of the Polanów Forest District

Tree damage by various deer species in recent times presents a significant economic problem in the northern regions of Poland. Although during the last years in the Polanów Forest District (Regional Directorate of the State Forests in Szczecinek, Forest Promotional Complex ‘Środkowopomorskie Forests’) there is a decrease in forest area damaged by deer species, the registered damages (bark stripping) could be found at the highest limit of area damage (more than 40%). Throughout time, there was an increase of damaged area to above 40%, which occurred in 2013–2015. As an example, in the year 2013, the damages were observed on the area of 99 hectares, in 2014 – on 90 hectares, while in 2015 stand damages were confirmed on the area of 155 hectares. Accumulation of such large damages in one place of forest stand has a significant effect on stand vitality as well as possibility of future management. The additional problem is related to changes in preferences of deer and concentration of damages in young beech stands. The increase in share of broadleaved species in composition of new plantations had an obvious effect on changes in food preferences of deer. It could also be linked to a certain degree to impoverishment of forest biotopes, since pure beech stands lack dense ground vegetation, which could serve as a food source for deer species. Mechanical damage caused by deer,

which includes bark stripping in case of beech, is of high significance to forest stand future. Beech trees are very sensitive to such type of damage, because the opening resulting from such damages serves as a gate for fungal spores, that accelerates the development of infections as a result of which trees could partially die or could be easily broken. The research conducted in the Polanów Forest District indicates that deer damage trees with diameters higher than average for a given forest stand. The study was conducted in 20–30 year old forest stands, where pre-commercial stand thinning (CP) was planned. All trees with the dbh above 2 cm were measured on established research plots (about 1 ar/ha). The information on trees being damaged or healthy was collected. That allowed to estimate the number of trees per one hectare area, number of damaged trees, diameter distribution, basal area of the whole stand and that of damaged trees. The results collected during the study field observations allowed to conclude that both tree diameter as well as basal area of damaged trees are significantly higher than that of undamaged trees. Such information helps to evaluate amount and value of damages in the forest stand, which could assist in planning further stand management activities.

## LITERATURA

- Borowski Z., Pudelko M., Haidt A. 2016. Identyfikacja przyczyn spalowania drzewostanów bukowych przez jeleniowate oraz propozycje działań ochronnych. IBL, Sękocin Stary.
- Boyce R.L., Lubbers B. 2011. Bark-stripping patterns in bristlecone pine (*Pinus aristata*) stands in Colorado. *Journal of the Torrey Society*, 138(3): 308–321.
- Drabarczyk J. 2015. Ochrona lasu kosztuje. *Głos Lasu*, 5.
- Hobbs T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *The Journal of Wildlife Management*.
- Jiang Z., Ueda H., Kitahara M., Imaki H. 2005. Bark stripping by sika deer on related to stand age, bark nutrition and season in northern Mount Fuji district, central Japan. *Journal of Forest Research*, 10: 359–365.
- Kiffner C., Rößiger E., Trisl O., Schulz R., Rüche F. 2008. Probability of recent bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) on Norway spruce (*Picea abies*) in low mountain range in Germany – a preliminary analysis. *Silva Fennica*: 125–134.
- Kinelski S., Szujecki A. 1963. Szkodniki wtórne spalowanych drzewostanów sosnowych w nadleśnictwie Szeroki Bór w Puszczy Piskiej. *Sylwan*, 6.
- Krzysik F. 1953. *Nauka o drewnie*. PWN, Warszawa.
- Kurek T., Todys J. 2015. Wpływ uszkodzenia młodszych klas wieku powodowanych przez jeleniowate na decyzje hodowlane na przykładzie nadleśnictwa Polanów. *Biuletyn Towarzystwa Ekologiczno-Kulturalnego w Bobolicach, Garbno*.
- Lasy w Polsce 2015. 2016. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Metslaid M., Köster K., Jögiste K., Randveer T., Voolma K., Moser K. 2013. The effect of simulated bark stripping by moose on Scots pine height growth: an experimental treatment. *Baltic Forestry*, 1(36): 61–66.



- Parks C.G., Bednar L., Tiedemann A.R. 1998. Browsing ungulates: an important consideration in dieback and mortality of Pacific yew (*Taxus brevifolia*) in a northeastern Oregon stand. *Northwest Science*, 72: 190–197.
- Rutkowski P., Kaczmarek R., Szulc M. 2015. Wyniki badań dotyczących spalowania drzewostanów bukowych w nadleśnictwach: Leśny Dwór, Człopa i Czaplinek. VII Zimowa Szkoła Leśna przy IBL. IBL, Sękocin Stary.
- Sowinski P., Szczepanik J. 2015. Transport dalekodystansowy u roślin, szlaki, mechanizmy, ewolucja. Kosmos.
- Wójcik R. 2013. Inwentaryzacja uszkodzeń odnowień w Nadleśnictwie Polanów. Warszawa.

*Piotr Gawęda<sup>1</sup>, Tomasz Mokrzycki<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Zespół Ochrony Lasu w Gdańsku, p.gaweda@lasy.gov.pl; <sup>2</sup>Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, tomasz\_mokrzycki@sggw.pl

# Skala, częstość i konsekwencje wielkopowierzchniowych klęsk w lasach

## WSTĘP

Lasy w Polsce podlegają okresowo działaniu różnych niekorzystnych czynników, które czasem przybierają rozmiar klęskowy, przy czym samo określenie klęski może być rozumiane w rozmaity sposób. Tutaj przyjmujemy, że będzie to naturalne zjawisko związane z powstaniem wyraźnej szkody na dużej powierzchni, zmieniające krajobraz i powodujące straty w przyrodzie oraz gospodarce. Czynniki odpowiedzialne za powstawanie szkód można pogrupować w określone kategorie, dokonać analizy naszych możliwości wpływu na nie czy też zapobiegania pogłębianiu się niekorzystnych zmian w środowisku oraz ich skutków oddziaływania na drzewostany. Można także na podstawie doświadczeń i obserwacji historycznych przewidywać dalszy rozwój wydarzeń i ostatecznie podsumować znaczenie poszczególnych czynników sprawczych. Czynniki doprowadzające do powstawania istotnych szkód w lasach ogólnie można podzielić na abiotyczne i biotyczne.

## CZYNNIKI ABIOTYCZNE I ICH WPLYW NA LAS

Wśród szkód powodowanych przez czynniki abiotyczne najbardziej powszechne są wyrządzone przez silne wiatry, rzadziej przez okiść, powodzie oraz przez pożary. Skala oddziaływania tych czynników może być ogromna. W listopadzie 1981 roku masa powalonych przez silne wiatry drzew na rozległym obszarze Borów Tucholskich osiągnęła poziom prawie jednego miliona m<sup>3</sup>.

Skutki działania wiatru w postaci powalonych czy połamanych drzew mogą dotyczyć rozległego obszaru albo koncentrować się tylko w określonych miejscach. Różna bywa też ich skala. Spektakularne szkody powstają w wyniku coraz częściej występujących trąb powietrznych. Nad Mazurami 4 lipca 2002

r. przeszedł front z trąbami powietrznymi, które spowodowały zniszczenia na znacznych obszarach Puszczy Piskiej, Kurpiowskiej i Boreckiej. Nawałnica spustoszyła w sumie 45,4 tys. ha lasów w szesnastu nadleśnictwach, co jest największą klęską w powojennej historii polskiego leśnictwa. Ilość powalonego drewna oszacowano na ponad 4 mln m<sup>3</sup> (Raport NIK 2004).

Z terenu północnej Polski – obszaru działania Zespołu Ochrony Lasu w Gdańsku, czyli z nadleśnictw regionalnych dyrekcji LP w Gdańsku i Toruniu, można podać następujące przykłady z lat 1999 (Jamy) (ryc. 1) i 2001 (Lutówko).



Rycina 1. Szkody spowodowane przez trąbę powietrzną w Nadleśnictwie Jamy w 1999 roku (fot. P. Gawęda)

Ostatnie takie wydarzenie miało miejsce 14 lipca 2012 roku w Nadleśnictwie Trzebciny. Wówczas w ciągu zaledwie kilkunastu minut na pasie o szerokości od 50 do 800 metrów i długości około 14 km została powalona masa 131 tysięcy m<sup>3</sup>. Łącznie powierzchnia całkowitych zniszczeń objęła 470 ha. Skalę tego zjawiska dobrze charakteryzuje fakt, że w 2012 roku tylko w tym jednym nadleśnictwie masa drewna sosnowego, pochodzącego z cięć sanitarnych przekroczyła wartość równą średniej liczonej dla takich cięć z całego dziesięciolecia dla wszystkich nadleśnictw RDLP w Toruniu. W ciągu 6 miesięcy leśnicy usunęli leżące i poukręcane drzewa, a wiosną 2015 roku całkowicie zakończono proces odnowienia uszkodzonej powierzchni (ryc. 2).



Rycina 2. Odnowiona powierzchnia po przejściu trąby powietrznej w Nadleśnictwie Trzebciny (fot. P. Gawęda)

Okiść i oblodzenie w lutym 2010 r. spowodowały ogromne szkody w 26 nadleśnictwach, głównie w Złotym Potoku, Herbach, Kłobucku, Lublińcu, Olkuszu i Oleśnie (RDLP w Katowicach). Masa wyłamanych drzew wyniosła ok. 1,6 mln m<sup>3</sup> drewna. Najbardziej ucierpiały sosny średnich klas wieku. Połamaniu lub wygięciu uległy także młodniki sosnowe i brzoźowe. Szkody usuwane były przez kilka następnych lat, do czasu pełnego odnowienia zniszczonych drzewostanów o powierzchni ok. 1,8 tys. ha (Raport o stanie lasów w Polsce 2010).

W 1997 roku na Dolnym Śląsku na terenie RDLP we Wrocławiu wystąpiła powódź, w wyniku której doszło do zalania 19 tysięcy ha drzewostanów. Zniszczone zostały ponadto drogi, budynki, urządzenia melioracyjne, zabudowy potoków górskich oraz urządzenia małej retencji. Największe straty odnotowano w nadleśnictwach: Miękinia, Oława i Wołów. Ostatecznie musiano usunąć 50 tysięcy m<sup>3</sup> drewna.

Innym czynnikiem powodującym dotkliwe szkody jest pożar. Najbardziej katastrofalnym pod tym względem w historii lasów Polski był rok 1992. Wybuchły wówczas cztery wielkie pożary obejmujące łącznie powierzchnię 20 165 ha. Największym z nich był pożar w nadleśnictwach: Rudy Raciborskie, Kędzierzyn i Rudziniec, gdzie uszkodzenia wystąpiły na obszarze 9060 ha. (Ubyśz i in. 2002). W wyniku bezpośredniego oddziaływania ognia całość drzewostanów objętych pożarem uległa zabiciu lub bardzo silnemu uszkodzeniu. Prawie całkowitemu spaleni uległy poziomy próchniczne gleby, stanowiące naturalny rezerwuár składników pokarmowych. Wystąpił także ubytek z gleb dostępnych dla roślin form azotu (azotanów), a jednocześnie wzrosła zawartość jonów żelaza, potasu, fluoru, glinu i węgla. Konsekwencją całkowitego spaleni warstwy próchnicznej gleb i niekorzystnych zmian w składzie chemicznym gleb i mikoryzie oraz znacznego obniżeni się poziomów wód gruntowych było zdecydowane pogorszenie się warunków siedliskowych.

W tym samym roku na terenie Puszczy Bydgoskiej doszło również do wielkiego pożaru, który rozpoczął się w Nadleśnictwie Gniewkowo, ale po zmianie kierunku wiatru szybko przemieścił się na obszar Obrębu Cierpiszewo w ówczesnym Nadleśnictwie Solec Kujawski (ryc. 3). Pożar objął łącznie powierzchnię prawie 3 tysięcy ha. Drzewostany w jednym z leśnictw praktycznie przestały istnieć. Spalone drzewostany położone były na obszarach, na których swoją lokalizację miały pierwotne ogniska rozrodu takich szkodników jak: brudnica mniszka, boreczniki i barczatka sosnowka.



Rycina 3. Drzewostany po pożarze w 1992 roku w dzisiejszym Nadleśnictwie Cierpiszewo (fot. P. Gawęda)

O ile nie mamy wpływu na powstrzymanie zaistnienia szkodliwych dla lasu zjawisk natury abiotycznej, to w przypadku powstania pożarów poprzez dobrze zorganizowany monitoring możemy je bardzo wcześnie wykrywać i przy właściwej organizacji sieci dróg pożarowych oraz utworzonych punktach czerpania wody jak najszybciej gasić.

W konsekwencji dodatkowego osłabienia drzewostanów przez czynniki abiotyczne, na przykład przez suszę, której wcześniej nie sposób przewidzieć, w sprzyjających warunkach pogodowych sezonu wegetacyjnego dochodzi do szybkiego rozwoju szkodników wtórnych zagrażających trwałości lasu.

Powalone przez wiatr, a często w takich sytuacjach zawieszane drzewa, należy sprawnie uprzętać, co oprócz znaczenia dla bezpieczeństwa przebywających w lesie ludzi ma na celu powstrzymanie rozwoju szkodników wtórnych, które wykorzystają do rozrodu istniejącą bazę pokarmową. Postępowaniu leśników powinna przyświecać zasada rozpoczynania porządkowania drzewostanów od mniej uszkodzonych zewnętrznych powierzchni i zdążania ku większym uszkodzeniom położonym w ich centrum.

## CZYNNIKI BIOTYCZNE

Opanowanie sytuacji po wystąpieniu szkód spowodowanych przez czynniki abiotyczne nie oznacza uwolnienia się od następnych problemów w przyszłości, powiązanych ściśle z powstawaniem jednowiekowego drzewostanu na rozległym obszarze. Spośród owadów o charakterze nękającym w fazie uprawy na sosnie można wymienić szeliniaka i choinka szarego, a na brzozie nasierszycę brzożówkę. W fazie drzewostanu będą to najgroźniejsze szkodniki pierwotne sosny. Znaczenie mają również choroby powodowane przez grzyby. Podkreślić należy, że jednowiekowość drzewostanu jednego gatunku jest dalece bardziej niekorzystna niż sama jego jednogatunkowość wynikająca przede wszystkim z takiej, a nie innej zasobności gleby.

Spośród czynników biotycznych największe znaczenie mają szkodliwe owady oraz patogeniczne grzyby. Do najczęściej występujących czynników biotycznych mogących doprowadzać do wielkopowierzchniowych szkód są szkodniki pierwotne sosny. Najważniejszym gatunkiem wśród nich jest brudnica mniszka, której gradacje utrzymują się najdłużej (ryc. 4). W całej powojennej historii w nadleśnictwach RDLP w Gdańsku w ogólnej powierzchni objętej wszystkimi zabiegami zwalczania szkodników pierwotnych sosny, aż 82% dotyczyło właśnie brudnicy mniszki.



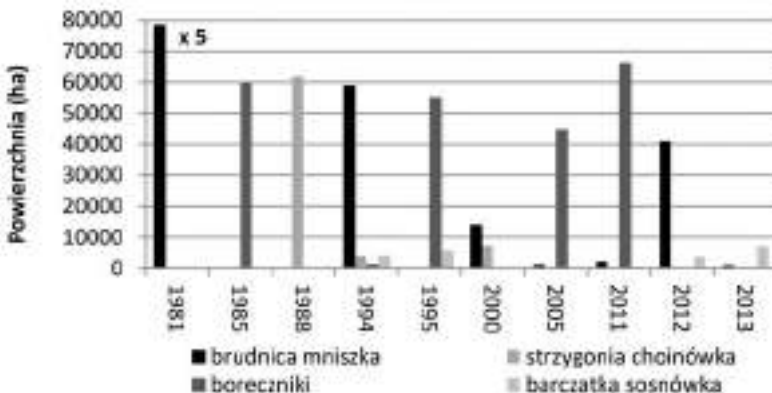
Rycina 4. Siedząca na pniu sosny samica brudnicy mniszki, przypominająca za-rysem skrzydeł trójkąt równoramienny (fot. P. Gawęda)

Najstarsze wzmianki o jej pojawach na terenie Polski sięgają drugiej połowy XVIII w. W 1978 r. rozpoczęła się największa gradacja brudnicy mniszki w historii europejskiego leśnictwa. Do 1985 r. owad ten opanował w sumie 7,3 mln ha lasów, w tym na 3,5 mln ha zagrażał im w stopniu silnym. Zarówno w przypadku gradacji brudnicy mniszki, jak i barczatki sosnowki od XVIII wieku obserwujemy wzrost częstotliwości ich występowania. Gradacje szkodników pierwotnych sosny rozpoczynają się zawsze w drzewostanach rosnących na ubogich siedliskach, a w sytuacji występowania znacznych połaci drzewostanów jednowiekowych, dochodzi do wyjątkowo szybkiego rozprzestrzeniania się tych owadów.

Za przykład klęskowego wystąpienia brudnicy mniszki w nadleśnictwach RDLP w Toruniu można uznać rok 1981, w którym lotnicze zabiegi ochronne wykonano na rekordowej powierzchni 393 tysięcy ha. Stanowiła ona aż 91% powierzchni leśnej RDLP. Skutkiem niepowstrzymania silnie rozwijającej się gradacji brudnicy mniszki, szybko opanowała ona następne obszary. Stała się polifagiem i co ciekawe, to w nadleśnictwach ze znacznym udziałem gatunków liściastych, gdzie nigdy nie było i nie ma typowych jej pierwotnych ognisk rozrodu, ostatecznie padały rekordy liczbowe, dotyczące siedzących na drzewach motyli, czy też opadłych gąsienic po zabiegu. Na przykład w Nadleśnictwie Gdańsk łącznie po przeprowadzonych dwóch zabiegach z korony świerka na przygotowaną powierzchnię podokapową wysypaną piaskiem udokumentowano opad prawie 106 tysięcy sztuk gąsienic. Część drzewostanów uszkodzonych przez silny żer, zwłaszcza na siedliskach bogatszych, wskutek podniesienia się poziomu wody gruntowej nie przeżyło. Zamieranie obejmowało też drzewostany położone blisko cieków wodnych, do których nie zbliżano się z zabiegiem.

Należy pamiętać, że naszym lasom zagrażają też inne owady jak: boreczniki, strzygonia choinówka, poproch cetyniak czy w mniejszym stopniu osnuja gwiazdzista. Wraz ze zmianami klimatycznymi może zmienić się znaczenie różnych gatunków owadów jako szkodników. Również może wzrosnąć prawdopodobieństwo aklimatyzacji obcych owadów, które mogą się stać dodatkowo gatunkami inwazyjnymi w lasach. Musimy podejmować działania ochronne, aby występowanie tej grupy owadów nie przekraczało poziomu zagrażającego trwałości lasu. Stąd w przyszłości będzie zachodziła potrzeba doskonalenia istniejących sposobów ich monitorowania oraz ograniczania liczebności.

Od czasu największej gradacji brudnicy mniszki przy kolejnych silnie się zapowiadających, a dotyczących również strzygoni choinówki oraz boreczników, umieliśmy zareagować stosownie do realnego zagrożenia (ryc. 5).



Rycina 5. Wielkopowierzchniowe zabiegi w nadleśnictwach RDLP w Toruniu zwalczające najgroźniejsze szkodniki pierwotne sosny, przykłady lat ich wykonania i porównanie do zabiegu z 1981 roku

Jednak w tych skrajnych przypadkach, rozpatrując nadleśnictwa toruńskie, areal wykonanych zabiegów nigdy już nie przekroczył 15% powierzchni leśnej RDLP (tab.1).

Tabela 1. Areal największych powierzchni zabiegów wykonanych w nadleśnictwach RDLP w Toruniu zwalczających szkodniki pierwotne sosny po zakończeniu gradacji brudnicy mniszki z lat 1978–1983

Gatunek	Rok	powierzchnia zabiegu (ha)
boreczniki: I i II generacja	2011	66412
strzygonia choinówka	1988	61886
brudnica mniszka	1994	59118
barczatka sosnowka	2013	7155

Analizując występowanie samej brudnicy mniszki w RDLP w Toruniu w pierwszym dziesięcioleciu naszego wieku (2001–2010), zabiegi zwalczające wykonano ośmiokrotnie, nie przekraczając rocznie 3 tysięcy ha. Średnia powierzchnia zabiegu w tym okresie wyniosła nieco ponad 2 tysiące ha, co stanowiło jedynie 0,5% powierzchni leśnej RDLP. W okresie pięćdziesięciolecia występowania szkodników pierwotnych sosny, liczonego od 1965 roku można dopatrzeć się pewnych zależności. Sprawdziła się teza, że wystąpienie boreczników poprzedza gradację brudnicy mniszki. Zdarzyło się to w następujących latach: 1977, 1992, 2011. Może to też dotyczyć poprzedzania gradacji strzygoni choinówki (1961) i wówczas dominowania borecznikowca rudego (1986). Równie w silnej gradacji boreczniki występowały tuż po ustąpieniu brudnicy mniszki (1984–1985, 1995), a borecznikowca rudy pojawiał się po wygaśnięciu gradacji strzygoni choinówki (1989). Owadem towarzyszącym brudnicy mniszce była strzygonia (1978, 2000), którą jednak ta pierwsza potrafiła zwykle zdominować. Natomiast strzygonia występując samodzielnie niekiedy rozwijała się w formie bardzo silnej gradacji (1962, 1988). Inną parę owadów wspólnie występujących stanowiły borecznik i barczatka (1995). Między pojawami najgroźniejszych szkodników pierwotnych sosny (brudnicy mniszki i strzygoni choinówki), które rozwinęły się w silne gradacje, dopatrzono się odstępów 10–12 lat (1978, 1988, 2000, 2012), co pokrywa się dość zgodnie z okresami aktywności Słońca (ryc. 6).

Wyjątkiem od tej reguły był 1993 rok – silnej gradacji brudnicy mniszki. Problem zagrożenia trwałości lasu ze strony szkodników pierwotnych sosny wymaga od służb ochrony lasu sporządzenia jak najbardziej wiarygodnej prognozy ich wystąpienia w kolejnym roku w oparciu o dostępne dane. Prognoza określa tylko potencjalne zagrożenie. Wiosną należy prześledzić rozwój sytuacji, określić rzeczywiste już zagrożenie i wtedy dopiero podjąć decyzję o potrzebie wykonania zabiegu ochronnego bądź o odstąpieniu od niego. Przy takiej decyzji zawsze pojawiają się



wątpliwości. Jeśli zabiegiem zostanie objęta zbyt mała powierzchnia w stosunku do potrzeb, wówczas gradacja, szczególnie w przypadku brudnicy mniszki, szybko rozwinie się na znacznie większym obszarze. Jeśli od razu całkowicie wyhamujemy rozwój szkodnika, to będzie to wykonane z poczuciem tego, że niepotrzebnie na tak dużej powierzchni ingerowaliśmy w przyrodę. Nie bez znaczenia są też poniesione koszty. Trudność w tym względzie polega na tym, że efekt naszych działań możemy jednoznacznie ocenić dopiero po wykonaniu zabiegu.



Rycina 6. Plamy obserwowane na tarczy słonecznej stanowiące miernik aktywności naszej gwiazdy (fot. P. Gawęda)

W przypadku szkodników foliofagicznych dysponujemy skutecznymi narzędziami ograniczania ich liczebności. Znacznie trudniej jest z gradacjami szkodników wtórnych. O ile dysponujemy sprawdzonymi metodami ich prognozowania, to w sposobach ograniczania liczebności nie dokonał się przełom. Ochrona drzewostanów z powietrza jest niewykonalna, pozostaje wciąż wyszukiwanie i usuwanie drzew zasiedlonych. Wprowadzanie monokultur, zastępowanie w górach naturalnych lasów litymi świerczynami, zanieczyszczenia atmosfery dwutlenkiem siarki (kwaśne opady) oraz obserwowane od niedawna zmiany klimatyczne, uwrażliwiały drzewostany w przeszłości i uwrażliwiają obecnie na zasiedlanie przez bogatki, kózki i ryjkowce (w tym korniki). Zjawiska te nasiliły się w ostatnich latach, a pierwszym ostrzeżeniem była klęska ekologiczna w Karkonoszach na początku lat 80-tych XX wieku. Zespół synergicznych czynników, w którym działalność człowieka odegrała największą rolę, doprowadził do usunięcia chorego lasu z powierzchni ponad 15 tysięcy ha, co stanowiło 39% ogólnej powierzchni polskiej części Gór Izerskich. Nastąpiła destrukcja i rozpad całego

ekosystemu leśnego (Szponar i in. 2005). Współczesnymi przykładami mogą być gradacje kornika drukarza w Beskidzie Żywieckim i Sądeckim czy w Puszczy Białowieskiej (ryc. 7) oraz wyraźny wzrost znaczenia kornika ostrozębego w ostatnich latach (ryc. 8). W Beskidach niekorzystne zmiany zaczęły się w XIX wieku, kiedy na terenie Żywiecczyzny rozwinęło się hutnictwo i przetwórstwo drewna. W miarę rozwoju przemysłu głównym produktem leśnym stawał się węgiel drzewny pozyskiwany z twardego drewna. Tym samym najbardziej poszukiwanymi i eksploatowanymi gatunkami były buk i jawor, które stopniowo znikwały z drzewostanów. Duży udział świerka w zachodniej części Karpat jest w dużej mierze wynikiem przynależności tego obszaru w okresie zaborów do dóbr rządowych monarchii austriackiej, gdzie pod wpływem nauki niemieckiej wprowadzono monokultury świerkowe w miejsce lasów mieszanych. Głównym powodem zintensyfikowania się od 2006 roku na nienotowaną wcześniej skalę procesów zamierania drzewostanów świerkowych był układ warunków pogodowych w okresie lata, z rekordowo wysokimi temperaturami i długim okresem suszy, sprzyjający rozwojowi szkodników wtórnych i wzrostowi infekcji systemów korzeniowych przez opieńkę.

W Puszczy Białowieskiej udział świerka wzrósł w XIX w. w trakcie tzw. małej epoki lodowcowej. Gatunek ten pojawił się wówczas na żyzniejszych i wilgotniejszych siedliskach np. w grądach i olsach. W wielu miejscach Puszcza zaczęła przypominać tajgę. Ocieplenie klimatu spowodowało pogorszenie warunków dla świerka, podobnie jak w Beskidach. Skorzystały z tego szkodniki wtórne. Zjawisko przybrało tak gwałtowny charakter, że niektóre świerki zamierały bardzo szybko i stawały się nieatrakcyjne dla zasiedlających je owadów.



Rycina 7. Świerki obumarte na skutek suszy i zasiedlenia przez kornika drukarza (fot. T. Mokrzycki)



Rycina 8. Żerowiska kornika ostrozębego (fot. T. Mokrzycki)

Występowanie kornika drukarza na świerku (ryc. 9) wymaga od leśników przemyślanego i konsekwentnego działania, bowiem od wyników pracy w pierwszym półroczu zależy efekt obserwowany w półroczu drugim. Łatwiej bowiem poradzić sobie z pokoleniem rodzicielskim kornika drukarza, zasiedlającym świerki wiosną niż z agresywnym młodym jego pokoleniem latem. Przy założeniu, że na jednym świerku pod korą może być założonych 1000 żerowisk przy modelu rodzinnym jeden samiec i dwie albo trzy samice w żerowisku, ostatecznie z takiego pozostawionego w lesie drzewa może wylecieć aż 100 tysięcy młodych chrząszczy. Sytuację w drugim półroczu pogarsza fakt, że o ile rodzicielskie pokolenie wiosną do zasiedlenia wyszukuje drzewa osłabione, to młode pokolenie latem zasiedla zwykle najbliższe zdrowe drzewa. Najskuteczniejszą metodą obniżania poziomu zagrożenia dla świerka ze strony kornika drukarza jest aktywne wyszukiwanie drzew zasiedlonych (trocinkowych) i terminowe usuwanie ich z lasu. Do wskazanych metod należy wyłożenie pułapek klasycznych w trzech seriach, przy czym w przypadku intensywnego zasiedlenia serii pierwszej należy ją likwidować nieco wcześniej, kiedy w żerowiskach przebywają jeszcze chrząszcze rodzicielskie wykonujące żer regeneracyjny, aby uniemożliwić im wylot i założenie przez nie drugiego pokolenia (siostrzanego) na innych świerkach. Pomocnym narzędziem są pułapki feromonowe – pod warunkiem prawidłowego ich usytuowania w terenie i częstego czyszczenia, zapewniającego właściwą siłę wabienia chrząszczy (ryc. 10).

Wobec szkodników wtórnych musimy podejmować działania ochronne, aby występowanie tej grupy owadów nie stanowiło śmiertelnego zagrożenia dla lasu. Wśród najgroźniejszych owadów żerujących na sośnie największe znaczenie ma przyplaszczek granatek, operujący głównie na obrzeżach drzewostanów i uaktywniający się szczególnie po suchych latach, a także w drzewostanach uszkodzonych przez pożar (ryc. 11). Na przykład w masie pozyskanego



Rycina 9. Kornik drukarz w takcie żeru uzupełniającego (fot. T. Mokrzycki)



Rycina 10. Pułapka feromonowa IBL-3 stosowana do prognozowania liczebności kornika drukarza (fot. T. Mokrzycki)

posuszu sosnowego w 1993 roku w nadleśnictwach RDLP w Toruniu, posusz przyplaszczkowy stanowił aż 60%. Drzewa zasiedlone przez tego owada należy usuwać przez cały rok ze szczególnym uwzględnieniem uporządkowania drzewostanów przed majowym terminem rozpoczęcia rójki tego owada. W okresie od maja do sierpnia usuwaniu rozpoznanych zasiedlonych drzew powinno nadawać się priorytet pilności. Identyfikację drzew zasiedlonych przez przyplaszczka ułatwia fakt odbijania kory przez dzięcioły. Chcąc skutecznie ograniczać zagrożenie ze strony przyplaszczka, należy również likwidować leżącą pod zasiedlonymi drzewami korę poprzez palenie, zakopanie bądź wywiezienie z lasu.



Rycina 11. Przyplaszczek granatek (fot. T. Mokrzycki)

W przypadku szkodliwych owadów przyczyny gradacji nie zawsze są jasne, a w środowisku leśników i naukowców są toczone spory o ich genezę. Obserwowane ocieplenie klimatu może okazać się dla niektórych gatunków drzew trudne. Konsekwencją tego zjawiska może być zmiana składu gatunkowego naszych lasów na korzyść drzew liściastych, ustępowanie świerka pospolitego oraz przesunięcie zasięgu jodły na północ. Nie znamy jeszcze wszystkich konsekwencji zmian klimatycznych, ale prawdopodobne jest to, że częstość gradacji będzie rosła, a na znaczeniu mogą zyskać nowe gatunki szkodliwych owadów.

Inny czynnik biotyczny – patogeniczne grzyby nie powodują tak spektakularnych zjawisk, jak gradacje owadów, ale również mogą wywoływać dotkliwe uszkodzenia w drzewostanach. W 1983 r. zwłaszcza na gruntach porolnych, przy zwiększonych szkodach od śniegu i wiatru ujawniły się symptomy nazywane zamieraniem pędów sosny. Sprawcą okazał się patogen bezwzględny – *Ascocalyx abietina*, poprzednio nazywany jako *Scleroderris lagerbergii* oraz *Gremmeniella abietina*. Choroba ta objęła swym zasięgiem ponad 200 tysięcy ha, doprowadzając do zrębów sanitarnych na powierzchni ok. 13 tysięcy ha. W nadleśnictwach dzisiejszej RDLP w Gdańsku grzyb wystąpił na 25 tysiącach ha.

Epifitoza ta rozwinęła się w sprzyjających warunkach po mokrym roku i spowodowała najdotkliwsze szkody głównie w przegęszczonych młodnikach, które niestety musiano usuwać w całości. Z kolei w 1995 roku na sośnie doszło do masowego wystąpienia igłówki sosnowej – *Thecodiplosis brachyntera* (ryc. 12) i przyszczarka Baera – *Contarinia baeri* na 50 tysiącach ha w nadleśnictwach

RDLP w Toruniu, głównie w Borach Tucholskich, co sprzyjało infekowaniu pędów sosny przez grzyb – *Cenangium ferruginosum*, który w przeciwieństwie do wspomnianego wyżej jest zaliczany do patogenów względnych – o mniej agresywnym działaniu (ryc. 13).



Rycina 12. Skrócone igły na pędzie sosny wskazują na ich zasiedlenie przez igłówkę sosnową (fot. P. Gawęda)



Rycina 13. Otwarte miseczki grzyba *Cenangium ferruginosum* powodującego zamieranie pędów sosny (fot. P. Gawęda)

Dodatkowym czynnikiem stresowym okazała się wówczas susza fizjologiczna polegająca na tym, że na przedwiośniu 1996 roku notowano już znaczne temperatury powietrza, a gleba wciąż pozostawała zamarznięta. Zjawisko zamierania pędów sosny w RDLP w Toruniu zinwentaryzowano łącznie na 107 tysiącach ha, co stanowiło jedną czwartą powierzchni leśnej RDLP.

Pomimo znacznego osłabienia sosny, zamierania końców pędów i przebarwienia na brązowo ponad 60% igieł w koronach drzew, nastąpiło pobudzenie do rozwoju pączków śpiących i w ciągu trzech lat drzewa zdołały odzyskać normalny wygląd (ryc. 14–15).



Rycina 14. Przebarwienie igieł w drzewostanach sosnowych w 1996 roku po wystąpieniu przyszczarkowatych, patogenów powodujących zamieranie pędów sosny i suszy fizjologicznej (fot. P. Gawęda)



Rycina 15. Pobudzone pączki śpiące w strefie poniżej zamartej części pędu sosny (fot. P. Gawęda)

Szkody w lasach powodują też standardowo korzeniowiec wieloletni i opieńki. Podobnie jak w przypadku owadów, wraz ze zmianami klimatycznymi, mogą uaktywnić się też nowe patogeny.

## PODSUMOWANIE

Możemy stwierdzić, że czynniki abiotyczne mające szkodliwy wpływ na drzewostany są nieprzewidywalne w czasie. W ostatnich latach obserwujemy zwiększoną dynamikę zjawisk powodowanych przez czynniki klimatyczne. Warunki wilgotnościowe w sezonie wegetacyjnym 2010 r. miały charakter ekstremalny w porównaniu z występującymi w minionym 10-leciu. Średnia dla kraju suma opadów w sezonie wegetacyjnym wyniosła 576,2 mm, była wyższa o 160,5 mm od średniej wieloletniej i stanowiła wartość najwyższą z notowanych w XXI w. Zdecydowało o tym występowanie obfitych opadów, które przybrały katastrofalne w skutkach nasilenie w maju, lipcu i sierpniu (Raport o stanie lasów w Polsce 2010). Z kolei w 2015 r. na większości obszaru kraju zanotowano niższą od średniej wieloletniej sumę opadów (w niektórych regionach nawet o 50%) ([www.imgw.pl/klimat](http://www.imgw.pl/klimat)). Takie zjawiska z pewnością nie pozostaną bez wpływu na zdrowotność lasów.

Nie potrafimy zapobiegać zaistnieniu negatywnego wpływu czynników abiotycznych, ale w przypadku pożaru poprzez szybkie jego zlokalizowanie i ugaszenie jesteśmy w stanie ochronić sąsiedni las przed skutkami, jakie mogłyby nastąpić. Na obszarze uszkodzonym musimy podejmować działania ochronne, aby nie dopuścić do jeszcze większych strat związanych z intensywnością rozwoju szkodników wtórnych. Powstała w wyniku różnych klęsk rozległa powierzchnia młodego jednowiekowego lasu wymaga permanentnej kontroli i częstego stosowania zabiegów ochrony czynnej.

W przypadku szkód ze strony czynników biotycznych, powodowanych przez grzyby patogeniczne, ich występowanie możemy częściowo przewidywać na podstawie wiedzy historycznej, w połączeniu z obserwowanymi warunkami pogodowymi, sprzyjającymi rozwojowi grzybów. Nasze możliwe przeciwdziałania w tym zakresie są jednak ograniczone, zatem oprócz ustalenia sprawcy pozostaje nam monitorowanie szkodliwego zjawiska w nadziei, że będzie się ono z czasem wycofywać. Historia pokazała, że wobec niektórych patogenów rokowania okazały się pomyślne.

Czynniki biotyczne, jakimi są groźne z gospodarczego punktu widzenia owady, są możliwe do prognozowania. Obecnie posiadamy odpowiednią wiedzę, doświadczenie i jak się wydaje, najlepsze metody do ich prognozowania. Jesteśmy również dobrze przygotowani od strony technicznej do ochrony drzewostanów z powietrza, jeśli okaże się to konieczne. Na podstawie wiedzy historycznej, która pozwala na dostrzeganie pewnych prawidłowości w występowaniu owadów, możemy domniemywać, że szkodnikiem, który w najbliższym czasie wejdzie w silną gradację, powinna być strzygonia choinówka.



Prognozy długoterminowe na nadchodzące lata nie wydają się optymistyczne i prawdopodobnie będziemy mieli do czynienia ze zwiększeniem częstotliwości i gwałtowności zjawisk, które będą negatywnie oddziaływać na nasze lasy.

## Summary

Piotr Gawęda<sup>1</sup>, Tomasz Mokrzycki<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Forest Protection Team in Gdańsk, p.gaweda@lasy.gov.pl;

<sup>2</sup>Warsaw University of Life Sciences, tomasz\_mokrzycki@sggw.pl

### Scale, frequency and consequences of large-scale disasters in forests

Forests in Poland are subjected to various periodic damaging agents, which occasionally reach large-scale dimensions. Factors leading to significant damages in forests can generally be divided into abiotic and biotic. Among the damages produced by abiotic factors, the most common cases are caused by strong winds, more rarely by heavy snow falls and by forest fires. The areas damaged by such factors could be quite extensive. In 2002, a weather front with whirlwinds destroyed in total 45.5 thousand hectares of forests in sixteen forest districts covering the vast areas of Piska, Kurpiowska and Borecka Forests. In February 2010, heavy snow falls and glaze ice caused significant damages in 26 forest districts of the Regional Directorate of the State Forests in Katowice. Volume of broken trees reached about 1.6 million m<sup>3</sup> of timber. Forest fires present a constant threat to forest stands. The year of 1992 was the most catastrophic in the history of Polish forests. Four large forest fires covered the combined area of 20,165 hectares. The largest fire was in the Rudy Raciborskie, Kędzierzyn and Rudziniec forest districts where forest damages occurred on the area of 9060 ha.

As a consequence of forest stand weakening by abiotic factors, under favourable weather conditions during the vegetative period, damaged stands are rapidly occupied by secondary forest pests which endanger forest sustainability. In the western part of the Carpathian mountains, disadvantageous combination of weather conditions during summer period with unusually high temperatures and long drought periods led to the development of pest populations and increased infestation of root systems by *Armillaria* fungi. Ongoing climate warming will probably increase frequency of such damaging events as well as area covered by damaged forest stands, with one of the examples being the Białowieża Forest. As an outcome, tree composition of forest stands may change towards larger share of broadleaved trees, with Norway spruce area receding and fir species retreating northwards.

Taking control of the situation following damages caused by abiotic factors does not mean that all the problems will be eliminated in the future, especially those related to existing homogeneous forest stands (monocultures) on vast areas of the country. Forecasts

for the upcoming years are not very optimistic with foreseen growth in frequency and strength of events which will negatively affect forest stands.

Among the biotic factors, insect pests as well as pathogenic fungi should be given special attention. Primary pests of pine trees are among the frequently occurring biotic factors which could lead to large-scale damages in forests. Nun moth (*Lymantria monacha*) is the most important species of such type. Its outbreaks can last the longest. The oldest historical records about nun moths occurrence in Poland reach the second half of the 18<sup>th</sup> century. The year of 1978 marks the largest nun moth outbreak in the history of European forestry. Until 1985, it invaded in total 7.3 million hectares of forests, including 3.5 million with intensive damage. Starting from the 18<sup>th</sup> century, the frequency of nun moth and Pine-tree lappet moth (*Dendrolimus pini*) occurrence became higher. Outbreaks of primary pine insect pests usually start in forest stands growing in poor site conditions. While in the situation when homogeneous forest stands cover vast areas, those pests expand very rapidly. It would also be important to remember that forests are threatened by the activity of other species, such as common pine sawfly (*Diprion pini*), pine beauty (*Panolis flammea*) or bordered white moth (*Bupalus piniaria*). Along with changes in climatic conditions, there are changes possible in the role of various insects as pests. There is also an increased possibility of adaptation of non-native pests, which could become invasive forest species. Forest pests should be controlled by various protective measures, so that occurrence of those insects would not surpass levels dangerous for forest stands. Consequently, it would be necessary to perfect the existing methods of pest monitoring and population control.

Pathogenic fungi do not cause such a large-scale damages as pest outbreaks, however they could also significantly harm forest stands. In 1983 in forest stands planted on post-agricultural lands after large damages from snow and wind, the symptoms related to the Cenangium canker disease attacking pine trees came into light. The pathogens responsible for it are *Gremmeniella abietina* and *Cenangium ferruginosum* fungi. The disease covered more than 200 thousand hectares leading to sanitary harvests being conducted on the area of about 13 thousand hectares. Significant damages in forests are also caused by the *Heterobasidion* and *Armillaria* fungi species. Similar to insect pests, climatic changes could result in higher activity of new pathogens.

## LITERATURA

- Informacja o wynikach kontroli likwidacji skutków klęski żywiołowej (huraganu) zaistniałej w lipcu 2002 r. na terenach leśnych zarządzanych przez Lasy Państwowe, ze szczególnym uwzględnieniem Puszczy Piskiej. 2004. Najwyższa Izba Kontroli, Olsztyn.
- Raport o stanie lasów w Polsce 2010. 2011. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Szponar A., Bylinska E., Horska-Schwarz S. 2005. Deforestacja Masywu Śnieżnika (Sudety Wschodnie). *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 17: 152–158.
- Ubysz B., Szczygieł R., Piwnicki J. 2002. Sytuacja pożarowa w Polsce. Instytut Badawczy Leśnictwa.



*Arkadiusz Bruchwald<sup>1</sup>, Elżbieta Dmyterko<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Zarządzania Zasobami Leśnymi, A.Bruchwald@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Zarządzania Zasobami Leśnymi, E.Dmyterko@ibles.waw.pl

## Zastosowanie modelu ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr do oceny zagrożenia lasów Polski

### WSTĘP

W bieżącym stuleciu odnotowano wiele ekstremalnych zjawisk atmosferycznych, które spowodowały duże szkody w lasach Polski. Do najważniejszych zjawisk należały huraganowe wiatry, w tym trąby powietrzne oraz opady mokrego śniegu i marznącego deszczu. W latach 2005–2014 rozmiar szkód w lasach, mierzony miąższością pozyskanego pokłeskowego surowca drzewnego, przekroczył 36 mln m<sup>3</sup>.

W lipcu 2002 r. przez północno-wschodnią część Polski przeszedł potężny szkwał z trąbami powietrznymi, silnie uszkadzając lasy Puszczy Piskiej, Boreckiej i Kurpiowskiej, a najbardziej ucierpiały drzewostany nadleśnictw Pisz i Drygały (Mikułowski 2002; Filipek 2008). Jeszcze obecnie można obejrzeć skutki tego żywiołu na powierzchni eksperymentalnej „Szast”, z pozostawionym drewnem pokłeskowym (ryc. 1). W jesieni 2002 r. oraz w lipcu 2006 r. kolejne huragany powiększyły szkody osłabionych drzewostanów Puszczy Piskiej.

Huragan „Pio” z listopada 2004 r. wyrządził w lasach regionalnych dyrekcji LP w Katowicach i w Krakowie szkody ocenione miąższością złomów, wywrotów i posuszu na około 2 mln m<sup>3</sup>. Duże zniszczenia wystąpiły w lasach Beskidu Śląskiego i Żywieckiego, potęgując rozpad drzewostanów świerkowych w Beskidach Zachodnich (Szabla 2009; Bruchwald i Dmyterko 2010b).

Rok 2007 charakteryzował się dużymi rozmiarami szkód (ok. 5 mln m<sup>3</sup> drewna pokłeskowego) w lasach, które spowodował głównie jeden z najpotężniejszych huraganów międzykontynentalnych „Cyryl”. Szkody powstały zwłaszcza w lasach południowo-zachodniej części kraju i objęły większość drzewostanów regionalnych dyrekcji LP we Wrocławiu, Katowicach i Krakowie oraz nadleśnictw



Rycina 1. Drzewostan w Nadleśnictwie Pisz po 10 latach od przejścia huraganu [foto. A. Bruchwald]

położonych na południu regionalnych dyrekcji LP w Zielonej Górze i w Poznaniu. Największe szkody odnotowano w Nadleśnictwie Kamienna Góra, gdzie rok później huragany „Emma” i „Paula” powiększyły powierzchnię drzewostanów uszkodzonych (Filipek 2008; Grabowski 2008). W lipcu tego samego roku w nadleśnictwach Przedbórz i Piotrków huragan wyrządził duże szkody (o miąższości ok. 400 tys. m<sup>3</sup>), a rok później, przechodząca wąskim pasem trąba powietrzna przez nadleśnictwa: Strzelce Opolskie, Rudziniec, Koszęcin, Herby i Gidle, spowodowała szkody na około 280 tys. m<sup>3</sup> miąższości złomów i wywrotów.

Duże szkody (około 1,1 mln m<sup>3</sup>) wyrządził huragan z 2009 r. w nadleśnictwach Wołów, Legnica i Milicz (RDLP we Wrocławiu) oraz w nadleśnictwach Góra Śląska, Karczma Borowa, Krotoszyn i Piaski. W 2011 r. stwierdzono szkody (480 tys. m<sup>3</sup>) w nadleśnictwach Barlinek, Bogdaniec, Kłodawa i Ośno (RDLP w Szczecinie), a także w nadleśnictwach Ostrów Mazowiecka i Łochów (RDLP w Warszawie – 120 tys. m<sup>3</sup>).

Po przejściu trąby powietrznej w 2012 r. w nadleśnictwach Trzebciny (RDLP w Toruniu) i Lubichowo (RDLP w Gdańsku) pozyskano około 160 tys. m<sup>3</sup> miąższości złomów i wywrotów. Katastrofalny dla lasów był grudzień 2013 r., w którym huragan „Ksawery” dokonał dużych zniszczeń (1,1 mln m<sup>3</sup> złomów i wywrotów) w lasach regionalnych dyrekcji LP w Szczecinie i Szczecinku. W tym samym roku w górach wiatr halny silnie uszkodził drzewostany Tatrzańskiego Parku Narodowego oraz przyległych lasów gminnych i własności prywatnej.

Szkody w lasach wywołały także intensywne opady mokrego śniegu, powodujące np. powstanie w listopadzie 2006 r. w RDLP w Olsztynie licznych śniegołomów. Szkody stwierdzono w drzewostanach wszystkich klas wieku, również w uprawach i młodnikach, a najbardziej ucierpiały lasy nadleśnictw: Miłomłyn, Stare Jabłonki, Kudypy i Susz (2,2 mln m<sup>3</sup> pozyskana miąższość złomów i wywrotów).

Duże szkody wystąpiły również z powodu marznącego deszczu, a największe (1,5 mln m<sup>3</sup>) w 2010 r. w nadleśnictwach: Herby, Olesno, Lubliniec, Kłobuck, Żółty Potok, Koszęcin, Olkusz i Prudnik (RDLP w Katowicach). Rzadko powstają szkody spowodowane gradem; dla przykładu po gradobiciu w 2013 r. w Nadleśnictwie Garwolin (RDLP w Warszawie) trzeba było usunąć 73 ha uschniętego lasu.

Celem pracy jest przedstawienie wyników oceny zagrożenia przez wiatr lasów zarządzanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe (PGL LP). Do przeprowadzenia oceny zastosowano model ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr, a objęła ona wszystkie nadleśnictwa PGL LP i dotyczyła stanu lasu w 2014 r.

## MATERIAŁ BADAWCZY

Badania oparto na danych Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP). Dane dotyczą cech taksacyjnych każdego drzewostanu poszczególnych nadleśnictw Polski:

- wielkości powierzchni wydzielenia drzewostanowego (drzewostanu),
- czynnika zadrzewienia lub stopnia zagęszczenia,
- rodzaju gospodarstwa,
- typu siedliskowego lasu,
- struktury pionowej,
- wieku rębności,
- składu gatunkowego drzewostanu.

Informacje dla poszczególnych gatunków drzew obejmują: ich udział powierzchniowy, wiek, przeciętną pierśnicę i średnią wysokość.

Inny rodzaj danych dotyczy miąższości drewna pochodzącego ze złomów, wywrotów i posuzu pozyskanego w poszczególnych wydzieleniach drzewostanowych. Dane uwzględniają gatunek drzewa oraz rok pozyskania surowca drzewnego. Obejmują one okres zaczynający się najczęściej od roku ukończenia ostatniej inwentaryzacji okresowej nadleśnictwa. Dla większości nadleśnictw dane pochodzą z lat 2004–2014.

W pracy wykorzystano również leśną mapę numeryczną (LMN) Polski z granicami nadleśnictw, a dla nadleśnictw górskich, numeryczne modele terenu. Uwzględniono w badaniach 430 nadleśnictw z 17 regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych.

## METODYKA BADAŃ

Uszkodzone przez wiatr drzewa można podzielić na następujące kategorie:

- złomy – drzewa złamane na pewnej wysokości pnia;
- wywroty – drzewa przewrócone z wyrwanymi z ziemi korzeniami;
- drzewa wygięte przez wicher, które po jej ustąpieniu nie powróciły do pierwotnej, pionowej pozycji;

- drzewa wycięte celem wyrównania granicy między drzewostanem i powstałymi w nim lukami;
- drzewa uschłe po pewnym okresie, wskutek uszkodzenia pnia i korony oraz poderwania systemu korzeniowego przez wiatr.

Wymienione kategorie drzew mogą powstawać także z powodu innych przyczyn niż wiatr. Złomy, wywroty i drzewa wygięte występują także po obfitych opadach śniegu lub oblodzeniu drzew. Posusz wydziela się wskutek zachodzących procesów wzrostu drzew i konkurencji, a susza lub emisje przemysłowe przyspieszają ten proces. Często wymienione czynniki działają równocześnie, a wówczas nie można wyróżnić jednej przyczyny śmierci drzewa.

Ważnym problemem metodycznym było zdefiniowanie pojęć: drzewostan uszkodzony i drzewostan nieuszkodzony. W pracy za drzewostan uszkodzony przyjęto taki, w którym łączna miąższość wyróżnionych kategorii drzew przeliczona na powierzchnię 1 ha, przekroczy wartość krytyczną ( $V_k$ ), określoną wzorem (Bruchwald i Dmyterko 2010a):

$$V_k = 1 + \frac{H}{12} \quad [1]$$

gdzie  $H$  jest średnią wysokością gatunku głównego drzewostanu.

Gdy miąższość wyróżnionych grup drzew jest większa od wartości krytycznej, wówczas drzewostan uznawany jest za uszkodzony. Wzór [1] dotyczy drzewostanów wszystkich klas wieku, także upraw i młodników.

Drugim problemem badawczym było poszukiwanie cech wpływających na kształtowanie się udziału drzewostanów uszkodzonych przez wiatr w analizowanym obiekcie np. w nadleśnictwie. Poszukiwania doprowadziły do opracowania modelu ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr.

Model ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr nie jest modelem klimatycznym i nie przewiduje czasu i miejsca wystąpienia huraganu oraz jego charakterystyki, w tym prędkości wiatru. Model określa prawdopodobieństwo zaliczenia drzewostanu po silnym wietrze do grupy drzewostanów uszkodzonych lub nieuszkodzonych. Spośród wielu cech mogących wpływać na takie zdarzenia rozpatrywano dane zawarte w SILP. Stwarza to możliwość powszechnego stosowania modelu na różnych szczeblach zarządzania leśnictwa, także przez służby urządzania lasu.

Model ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr ma następującą ogólną postać (Bruchwald i Dmyterko 2013):

$$W_r = 0,505 \cdot X_1 + 0,030 \cdot X_2 + 0,240 \cdot X_3 + 0,160 \cdot X_4 + 0,065 \cdot X_5 + X_6 + X_7 + X_8 + X_9 \quad [2]$$

Zmienna zależna  $W_r$  jest współczynnikiem ryzyka uszkodzenia drzewostanu. Współczynnik może przybierać wartości od 0 do 3, co odpowiada ryzyku od bardzo niskiego do bardzo wysokiego.

Zmienne niezależne powiązane są z następującymi cechami drzewostanu:

- $X_1$  – średnią wysokością gatunku głównego,
- $X_2$  – wiekiem gatunku głównego,
- $X_3$  – składem gatunkowym drzewostanu,
- $X_4$  – odwrotnością smukłości gatunku głównego,
- $X_5$  – czynnikiem zadrzewienia, a dla upraw i młodników, współczynnikiem zagęszczenia,
- $X_6$  – typem siedliskowym lasu,
- $X_7$  – położeniem nadleśnictwa, a tym samym drzewostanu w regionie kraju,
- $X_8$  – miąższością pozyskanych złomów, wywrotów i posuszu w okresie ostatnich 10 lat,
- $X_9$  – cechami rzeźby terenu: wysokością położenia drzewostanu nad poziomem morza, nachyleniem stoku i wystawą.

Łącznie model ryzyka uwzględnia 11 cech, z których największy wpływ na współczynnik ryzyka uszkodzenia drzewostanu mają: średnia wysokość drzewostanu, jego skład gatunkowy, miąższość pozyskanych złomów, wywrotów i posuszu w okresie ostatnich 10 lat, a dla obszarów górskich wysokość drzewostanu nad poziomem morza.

Dysponując danymi zawartymi w SILP, można dla każdego nadleśnictwa, a w jego ramach dla każdego wydzielenia drzewostanowego, określić współczynnik ryzyka uszkodzenia drzewostanu. Pozwala to na zbudowanie rozkładu empirycznego współczynnika, dla którego przyjęto 6 klas, każda o szerokości 0,5. Drzewostany zaliczone do 1 klasy charakteryzują się bardzo niskim ryzykiem uszkodzenia, a wraz ze wzrostem klasy, ryzykiem: niskim, podwyższonym, średnim, wysokim i bardzo wysokim. Po zaliczeniu każdego drzewostanu do klasy współczynnika ryzyka, określa się łączną powierzchnię drzewostanów w klasie i następnie wyraża się ją w procentach całkowitej powierzchni leśnej nadleśnictwa.

Do oceny zagrożenia drzewostanów nadleśnictwa przez wiatr zastosowano wzór określający miernik zagrożenia lasu nadleśnictwa (Bruchwald i Dmyterko 2012a, b):

$$M_s = \frac{2 p_5 + 3 p_6}{5} \quad [3]$$

gdzie:

$M_s$  – miernik zagrożenia lasu nadleśnictwa [%],

$p_5$  – udział powierzchni drzewostanów w 5 klasie współczynnika ryzyka uszkodzenia drzewostanu,

$p_6$  – udział powierzchni drzewostanów w 6 klasie współczynnika ryzyka uszkodzenia drzewostanu.

Wyższej wartości miernika zagrożenia lasu ( $M_s$ ) odpowiada wyższy stopień zagrożenia lasów nadleśnictwa.



Celem generalizacji wyników zaproponowano podział nadleśnictw na 5 stopni zagrożenia lasu, przyjmując jako kryterium miernik  $M_s$  określający zagrożenie (Bruchwald i Dmyterko 2011):

- stopień 1:  $M_s \leq 10$  – niskie,
- stopień 2:  $10 > M_s \leq 20$  – podwyższone,
- stopień 3:  $20 > M_s \leq 30$  – średnie,
- stopień 4:  $30 > M_s \leq 40$  – wysokie,
- stopień 5:  $M_s > 40$  – bardzo wysokie.

## WYNIKI BADAŃ

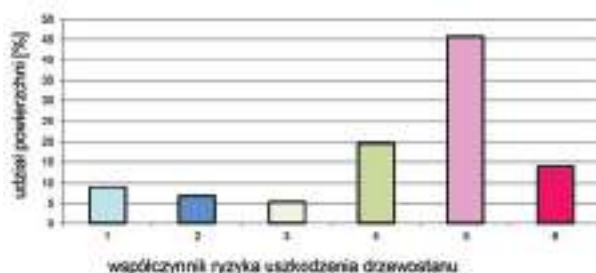
Stosując model ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr uzyskuje się dla każdego drzewostanu nadleśnictwa współczynnik ryzyka. Rozkłady tego współczynnika przedstawiono na przykładzie dwóch nadleśnictw, których lasy położone są na nizinach i jednego nadleśnictwa górskiego. W modelu lasów górskich uwzględniono cechy rzeźby terenu.

Nizinne Nadleśnictwo Leśny Dwór wchodzi w skład RDLP w Szczecinku. Głównymi gatunkami lasotwórczymi nadleśnictwa są sosna (69,1%) i buk (13,5%), występują również drzewostany brzoźowe (5,7%), świerkowe (4,0%) i dębowe (3,2%). Głównymi typami siedliskowymi lasu są: LMśw (34,7%), BMśw (32,6%), Bśw (14,8%) i Lśw (14,5%). Średni wiek drzewostanów wynosi 65 lat, średnia miąższość 258 m<sup>3</sup>/ha, a przyrost miąższości 7,7 m<sup>3</sup>/ha/rok. W grudniu 2013 r. huragan „Ksawery” dokonał zniszczeń drzewostanów, ocenionych miąższością pozyskanych złomów, wywrotów i posuszu na 84 tys. m<sup>3</sup>. Uszkodzeniu uległy głównie drzewostany sosnowe, a następnie świerkowe. Usunięcie skutków huraganu trwało zarówno w 2013 r., jak i w 2014 r.

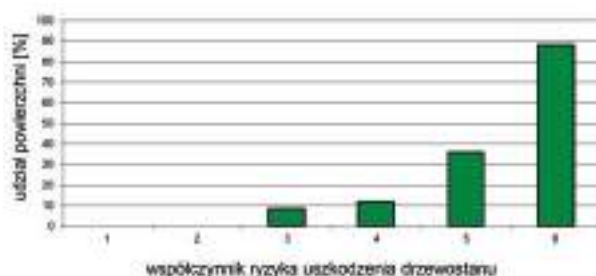
Modelem ryzyka uszkodzenia drzewostanu określono współczynniki ryzyka i następnie powierzchniowe udziały drzewostanów w klasach tego współczynnika. Największy udział drzewostanów występuje w 5 klasie (45,6%), następnie w klasie 4 (19,6%) i klasie 6 (13,9%) (ryc. 2). Określono również udziału drzewostanów uszkodzonych w poszczególnych klasach współczynnika ryzyka. Największy udział drzewostanów uszkodzonych stwierdzono w klasie 6 (87,9%); udział tych drzewostanów obniża się wraz z niższą klasą współczynnika ryzyka (ryc. 3). W klasie 1 drzewostany uszkodzone nie wystąpiły. Drzewostany bardzo wysokiego ryzyka uszkodzenia tworzą w kilku miejscach nadleśnictwa skupiskowy układ, co zwiększa ryzyko powstania dużych szkód powierzchniowych w przypadku kolejnego huraganu (ryc. 4).

Nizinne Nadleśnictwo Trzebciny wchodzi w skład RDLP w Toruniu. Głównym gatunkiem lasotwórczym tego terenu jest sosna (91,8%), występują również drzewostany brzoźowe (3,8%) i dębowe (1,8%). Głównymi typami siedliskowymi lasu są: Bśw (57,6%), BMśw (28,9%) i LMśw (10,2%). Średni wiek drzewostanów jest dość wysoki, bo wynosi 70 lat, średnia miąższość wynosi 268 m<sup>3</sup>/ha, a przyrost miąższości 6,1 m<sup>3</sup>/ha/rok. W lipcu 2012 r. trąba powietrzna dokonała zniszczeń

drzewostanów, ocenionych miąższością pozyskanych złomów, wywrotów i posuszu na 130 tys. m<sup>3</sup>. Usuwanie skutków trąby trwało w latach 2012 i 2013.



Rycina 2. Udział powierzchni drzewostanów w klasach współczynnika ryzyka uszkodzenia (Wr) w Nadleśnictwie Leśny Dwór

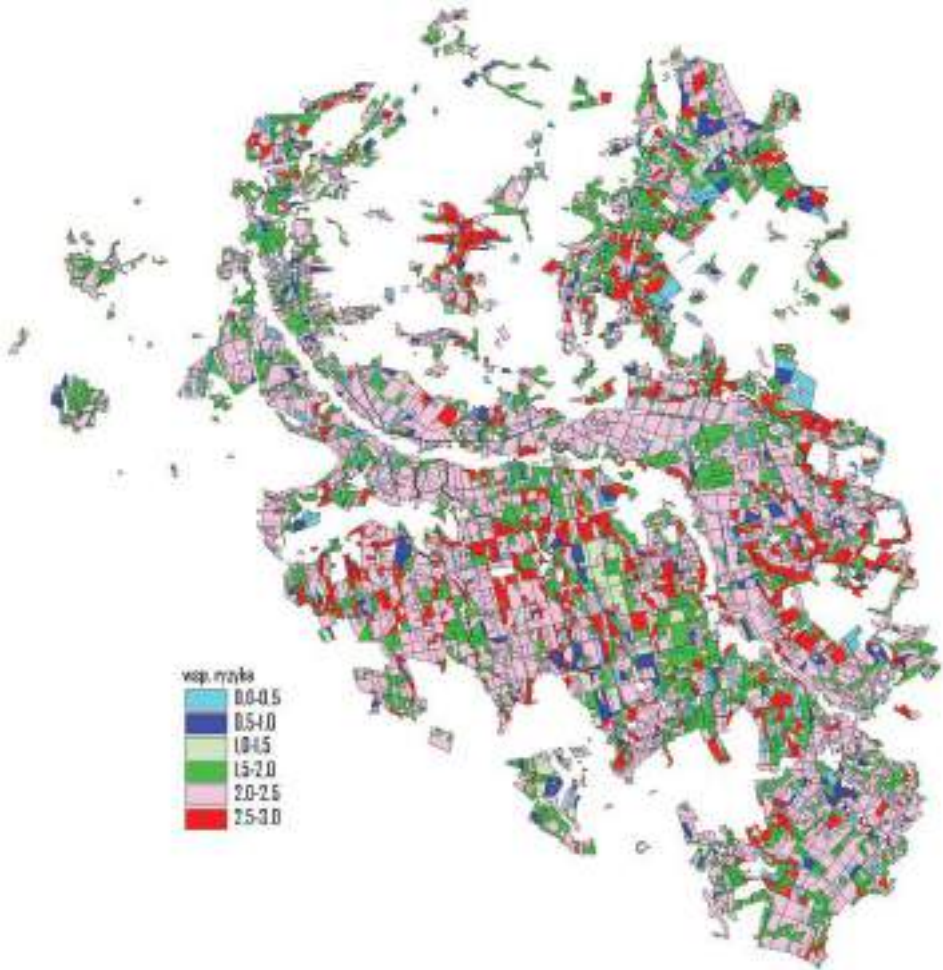


Rycina 3. Udział powierzchni drzewostanów uszkodzonych w klasach współczynnika ryzyka uszkodzenia (Wr) w Nadleśnictwie Leśny Dwór (huragan „Ksawery” grudzień 2014 r.)

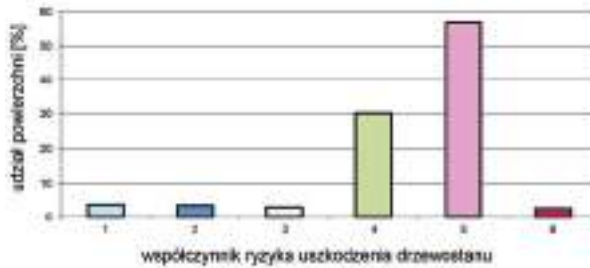
Największy udział drzewostanów występuje w 5 klasie współczynnika ryzyka uszkodzenia drzewostanu (57,1%) i w klasie 4 (30,2%), a w klasie 6-tego współczynnika jest on bardzo mały (2,5%) (ryc. 5). Największy udział drzewostanów uszkodzonych stwierdzono w klasie 6 współczynnika ryzyka uszkodzenia (68,3%) i udział tych drzewostanów obniża się wraz z niższą klasą współczynnika (ryc. 6). W klasie 1 i 2 drzewostany uszkodzone nie wystąpiły.

Współczynniki ryzyka uszkodzenia drzewostanu dla Nadleśnictwa Trzebciny przedstawiono na mapie numerycznej (ryc. 8). W niektórych częściach lasu stwierdzono skupiskowy układ drzewostanów wysokiego ryzyka uszkodzenia, co grozi dużymi szkodami w przypadku nadejścia kolejnej wichury.

Górskie Nadleśnictwo Jugów, położone w Sudetach, wchodzi w skład RDLP we Wrocławiu. Głównymi gatunkami drzew tych lasów są świerk (62,3% udziału) i buk (21,0%). Dominuje typ siedliskowy lasu LMG (48,7%) i następnie LM-wyż (21,7%), LG (10,7%), BMG (8,5%) i Lwyż (7,7%). Średni wiek drzewostanów wynosi 65 lat, średnia miąższość 369 m<sup>3</sup>/ha, a przyrost miąższości 10,9 m<sup>3</sup>/ha/rok. W styczniu huragan „Cyryl” dokonał zniszczeń, w wyniku których pozyskana w nadleśnictwie miąższość złomów, wywrotów i posuszu wyniosła 162 tys. m<sup>3</sup>.



Rycina 4. Drzewostany Nadleśnictwa Leśny Dwór o różnym współczynniku ryzyka uszkodzenia przez wiatr ( $W_r$ )



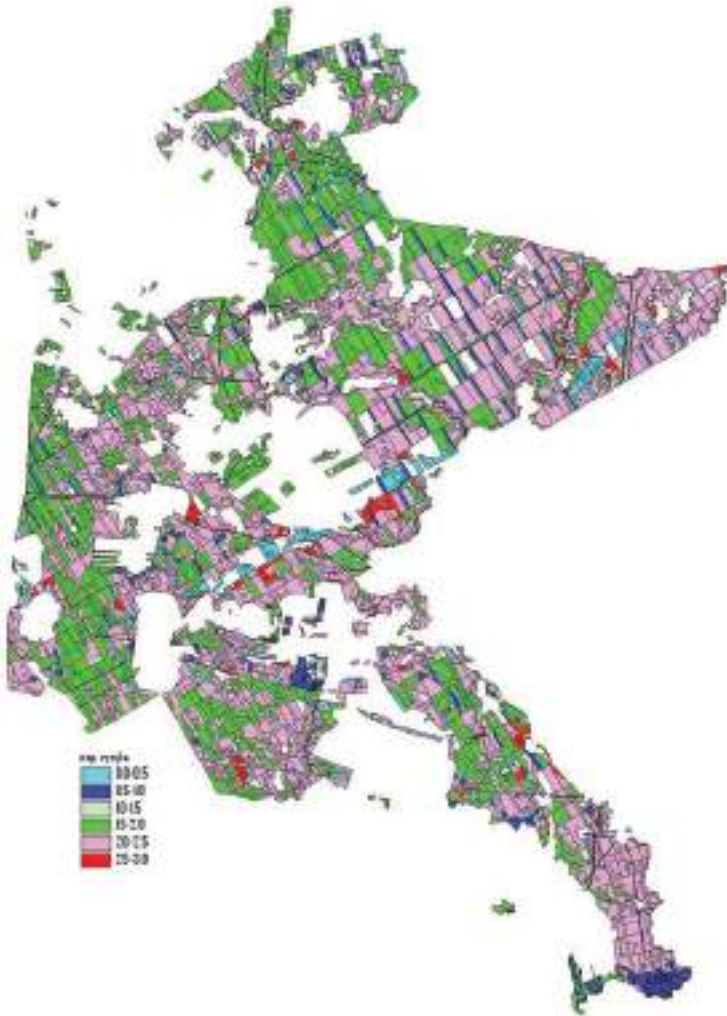
Rycina 5. Udział powierzchni drzewostanów w klasach współczynnika ryzyka uszkodzenia ( $W_r$ ) w Nadleśnictwie Trzebczynie



Rycina 6. Udział powierzchni drzewostanów uszkodzonych w klasach współczynnika ryzyka uszkodzenia (Wr) w Nadleśnictwie Trzebciny (trąba powietrzna lipiec 2012 r.)

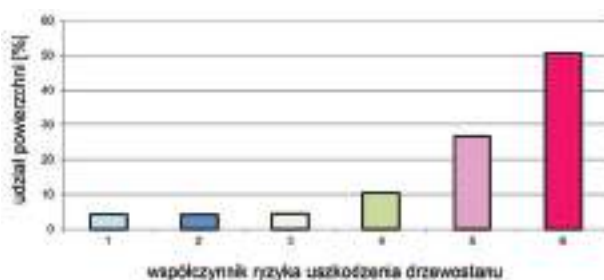


Rycina 7. Drzewostany Nadleśnictwa Trzebciny uszkodzone po przejściu trąby powietrznej (2012 r.)

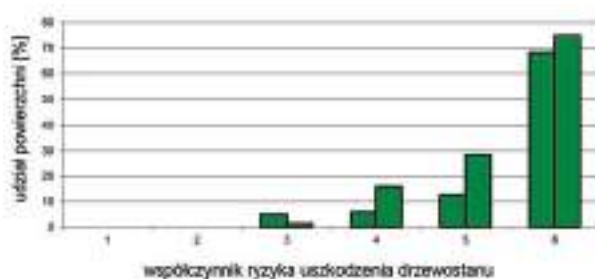


Rycina 8. Drzewostany Nadleśnictwa Trzebciny o różnym współczynniku ryzyka uszkodzenia przez wiatr (Wr) (2014 r.)

Zastosowany dla Nadleśnictwa Jugów model ryzyka uszkodzenia drzewostanu wykazał, że dominuje tam 6 klasa współczynnika ryzyka, o udziale drzewostanów 50,6%. Klasa 5 stanowi 26,6% udziału drzewostanów, klasa 4 – 10,4%, a pozostałe klasy poniżej 12% (ryc. 9). Największy udział drzewostanów uszkodzonych wystąpił w klasie 6 (74,8%), a następnie w klasie 5 (28,5%) i 4 (16,2%) (ryc. 10). Lasy Nadleśnictwa Jugów stanowią wielkie skupisko drzewostanów o bardzo wysokim współczynniku ryzyka uszkodzenia, obejmujące również Góry Sowie (ryc. 11).



Rycina 9. Udział powierzchni drzewostanów w klasach współczynnika ryzyka uszkodzenia ( $W_r$ ) w Nadleśnictwie Jugów

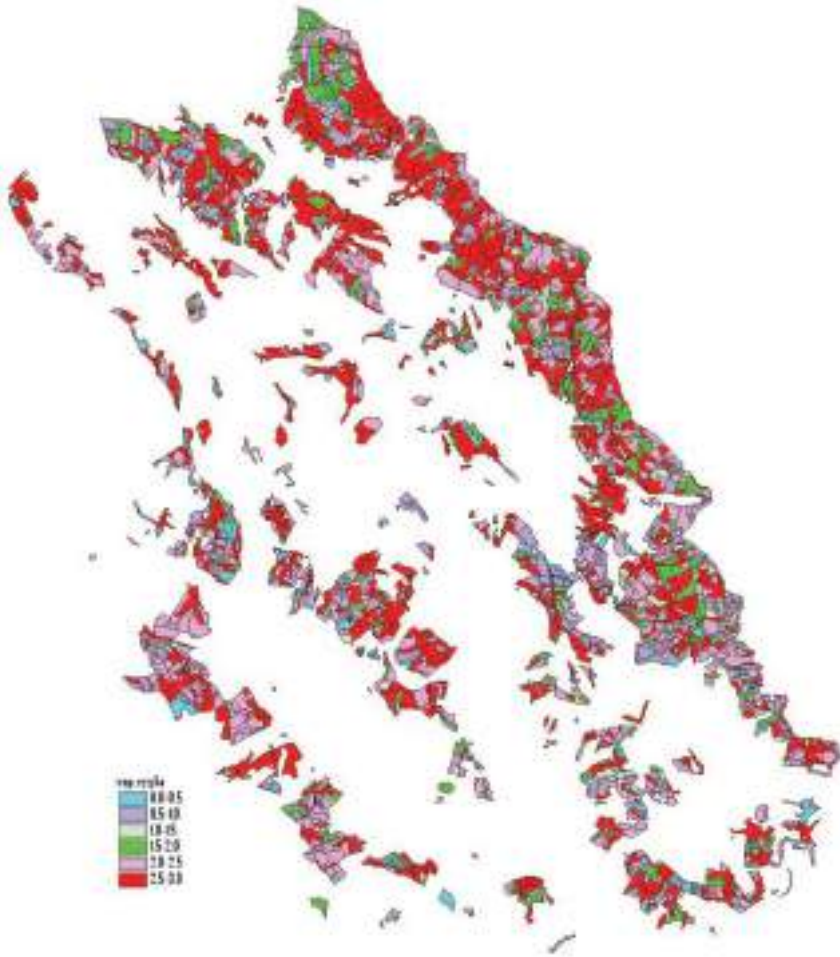


Rycina 10. Udział powierzchni drzewostanów uszkodzonych w klasach współczynnika ryzyka uszkodzenia ( $W_r$ ) w Nadleśnictwie Jugów (huragan „Cyril” styczeń 2007 r.)

Ocenę zagrożenia lasów Polski przeprowadzono za pomocą miernika zagrożenia lasu ( $M_s$ ), określonego wzorem [3] dla 430 nadleśnictw, na podstawie danych z 2014 roku.

Miernik zagrożenia lasu kształtuje się w kraju od 6,7% dla Nadleśnictwa Dobrzejewice (RDLP w Toruniu) do 45,0% dla Nadleśnictwa Nowy Targ (RDLP w Krakowie). Średnia arytmetyczna miernika wynosi 23,3%, odchylenie standardowe 7,08%, a współczynnik zmienności 30,4%. Tworząc 5 stopni miernika zagrożenia lasu opracowano rozkład tej cechy (tab.). Nadleśnictw o niskim stopniu zagrożenia jest bardzo mało, bo tylko 4, co stanowi 0,9% wszystkich nadleśnictw kraju. Podwyższonym stopniem zagrożenia charakteryzuje się 136 nadleśnictw (31,6%), a stopniem średnim 222 nadleśnictwa (51,6%). Wysoki stopień zagrożenia dotyczy 56 nadleśnictw (13,0%), a bardzo wysoki 12 nadleśnictw (2,8%). Nadleśnictwa o niskim stopniu zagrożenia występują w środkowej i zachodniej Polsce, a o podwyższonym również w północno-zachodniej części kraju (ryc. 12). Nadleśnictwa o wysokim lub bardzo wysokim stopniu zagrożenia lasu występują na północy i południu kraju.

Dalszą analizę zagrożenia lasów nadleśnictw przeprowadzono z uwzględnieniem regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych.



Rycina 11. Udział powierzchni drzewostanów w klasach współczynnika ryzyka uszkodzenia (Wr) w Nadleśnictwie Jugów

Lasy RDLP w Białymstoku położone są głównie w II Krainie Mazursko-Podlaskiej (Tramplera i in. 1990; Kliczkowska i Zielony 2010) i obejmują wielkie puszcze mazurskie (ryc. 13a). Miernik zagrożenia lasu dla poszczególnych nadleśnictw waha się od 14,7% do 37,3% i średnio wynosi 25,8, jest więc nieco wyższy od średniej dla kraju. W klasie wysokiego zagrożenia znajduje się 7 nadleśnictw, w tym położone w puszczech: Białowieskiej, Knyszyńskiej, Augustowskiej i Piskiej.

Zbliżoną strukturą zagrożenia lasu charakteryzują się nadleśnictwa RDLP w Olsztynie, z wyjątkiem Nadleśnictwa Stare Jabłonki o wysokim stopniu zagrożenia. Mniejsze zagrożenie stwierdzono w lasach RDLP w Gdańsku, których średni miernik zagrożenia (24,2%) jest nieco wyższy od wartości średniej dla kraju, a jedno z nadleśnictw – Kartuzy, należy do grupy o zagrożeniu wysokim.

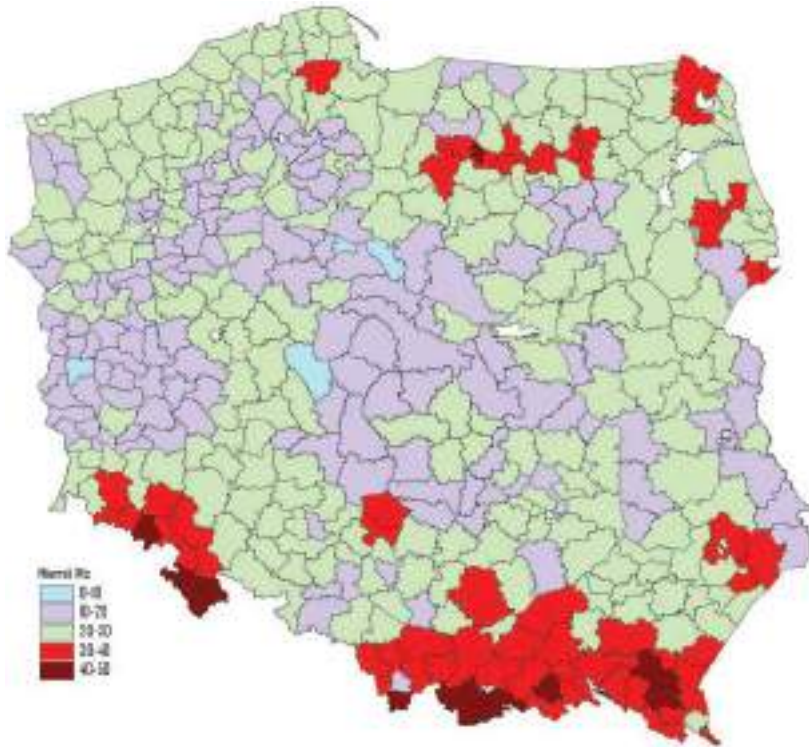
Lasy RDLP w Lublinie, o zbliżonej średniej wartości miernika zagrożenia, obejmują tylko 2 nadleśnictwa o zagrożeniu wysokim – Zwierzyniec i Tomaszów.

Tabela. Liczba nadleśnictw w klasach miernika zagrożenia lasu ( $M_s$ ) z uwzględnieniem regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych

RDLP	Średnia $M_s$	Klasy miernika zagrożenia lasu					Razem
		0–10	10–20	20–30	30–40	40–50	
Zielona Góra	13,9	1	18	1			20
Toruń	17,3	2	16	9			27
Piła	17,8		14	6			20
Łódź	18,8		13	6			19
Poznań	19,2	1	11	13			25
Szczecin	21,1		13	22			35
Warszawa	21,5		2	12			14
Radom	21,7		8	15			23
Lublin	22,4		9	14	2		25
Szczecinek	22,8		7	23			30
Gdańsk	24,2		2	12	1		15
Katowice	25,3		8	21	8	1	38
Białystok	25,8		2	22	7		31
Olsztyn	25,8		8	17	7	1	33
Wrocław	28,4		5	15	8	5	33
Krosno	31,7			11	13	2	26
Kraków	35,0			3	10	3	16
suma	23,3	4	136	222	56	12	430

Najmniej zagrożonymi w Polsce są lasy RDLP w Zielonej Górze, ponieważ miernik zagrożenia wynosi tylko 13,8%. Nadleśnictwo Brzózka zaliczono do grupy o zagrożeniu niskim, Nadleśnictwo Szprotawa – o zagrożeniu średnim, a pozostałe nadleśnictwa – o zagrożeniu podwyższonym (ryc. 13b). Miernikiem zagrożenia niższym niż średnia miernika dla kraju charakteryzują się, położone na Niżu Polskim, regionalne dyrekcje LP w Toruniu, Pile, Łodzi, Poznaniu, Szczecinie, Warszawie, Radomiu i w Szczecinku. W dyrekcjach tych nie występują nadleśnictwa o wysokim lub bardzo wysokim stopniu zagrożenia.



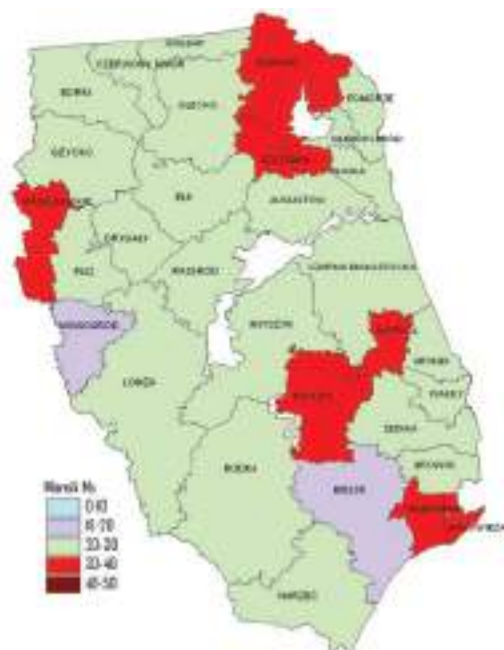


Rycina 12. Miernik zagrożenia lasu (Ms) dla nadleśnictw Polski

Zagrożenie lasu nadleśnictw RDLP w Krośnie zmienia się od średniego do bardzo wysokiego (ryc. 13c). Do grupy o średnim zagrożeniu należą lasy nadleśnictw nizinnych, z wyjątkiem Nadleśnictwa Narol, natomiast do grupy o zagrożeniu wysokim lub bardzo wysokim lasy nadleśnictw wyżynnych lub górskich, z wyjątkiem Nadleśnictwa Lutowiska.

Najbardziej zagrożonymi w Polsce są lasy RDLP w Krakowie, gdzie miernik zagrożenia wynosi 35,0% (ryc. 13d). Aż 10 nadleśnictw w tej dystrykcji charakteryzuje się zagrożeniem wysokim, 3 zagrożeniem średnim i także 3 nadleśnictwa zagrożeniem bardzo wysokim. Do najsilniej zagrożonych należą nadleśnictwa: Nowy Targ, Piwniczna i Nawojowa.

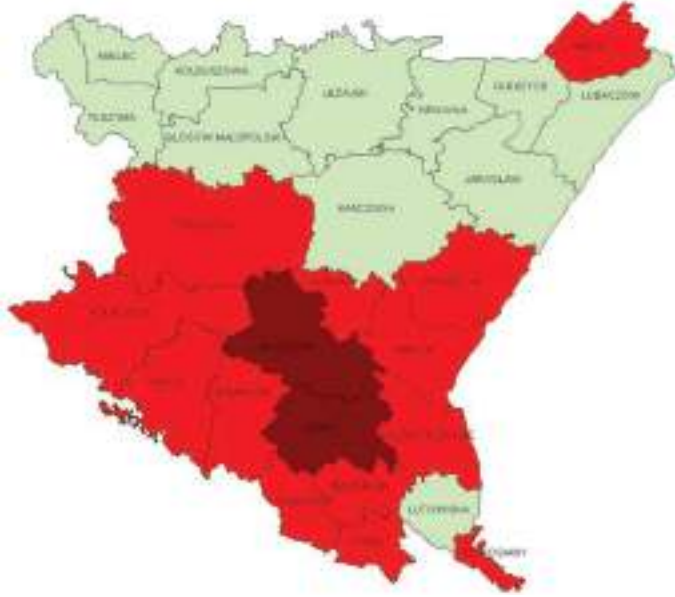
Szeroki zakres stopnia zagrożenia dotyczy lasów RDLP w Katowicach, o mierniku zagrożenia nadleśnictw wahającym się od 26,1% do 45,0% (ryc. 13e). Najbardziej zagrożone jest Nadleśnictwo Ujszoły położone w górach, natomiast do najmniej zagrożonych (zagrożenie podwyższone) należy 8 nadleśnictw, w tym nadleśnictwo górskie Węgierska Górka. Podobnym zakresem stopnia zagrożenia charakteryzują się lasy RDLP we Wrocławiu, gdzie miernik zagrożenia nadleśnictw waha się od 11,2% do 43,4% (ryc. 13f). Do najbardziej zagrożonych należą lasy 5 nadleśnictw górskich, a wśród nich 4 położone w Kotlinie Kłodzkiej.



Rycina 13a. Miernik zagrożenia lasu (Ms) dla nadleśnictw – RDLP w Białymstoku



Rycina 13b. Miernik zagrożenia lasu (Ms) dla nadleśnictw – RDLP w Zielonej Górze



Rycina 13c. Miernik zagrożenia lasu (Ms) dla nadleśnictw – RDLP w Krośnie



Rycina 13d. Miernik zagrożenia lasu (Ms) dla nadleśnictw – RDLP w Krakowie



Rycina 13e. Miernik zagrożenia lasu (Ms) dla nadleśnictw – RDLP w Katowicach



Rycina 13f. Miernik zagrożenia lasu (Ms) dla nadleśnictw – RDLP we Wrocławiu

## WNIOSKI

1. Ocenę stopnia zagrożenia lasów Polski można przeprowadzić za pomocą modelu ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr. Można nim określić, wykorzystując dane Systemu Informatycznego Lasów Państwowych, wahający się od 0 do 3 współczynnik ryzyka uszkodzenia każdego drzewostanu nadleśnictwa. Wyższej wartości współczynnika odpowiada większe ryzyko uszkodzenia drzewostanu przez wiatr.

2. Syntetyczną ocenę stopnia zagrożenia drzewostanów przez wiatr przeprowadza się w 6 klasach współczynnika zagrożenia. Udział powierzchni drzewostanów w poszczególnych klasach pozwala na ocenę zagrożenia lasów nadleśnictwa, a średnia ważona z dwóch ostatnich klas, nazwana miernikiem zagrożenia lasów nadleśnictwa, umożliwia porównanie zagrożenia różnych obiektów leśnych.

3. Wykazano, że im wyższa klasa współczynnika ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr, tym wyższy w niej udział drzewostanów uszkodzonych. W dwóch najniższych klasach współczynnika ryzyka nie stwierdza się najczęściej drzewostanów uszkodzonych.

4. Miernik zagrożenia lasu nadleśnictw PGL LP w 2014 r. kształtuje się od 6,7% do 45,0%, a jego średnia arytmetyczna wynosi 23,3%. Miernik, podstawa podziału nadleśnictw na 5 stopni zagrożenia lasów, obejmuje nadleśnictwa o zagrożeniu: niskim (4 nadleśnictwa), podwyższonym (136), średnim (222), wysokim (56) i bardzo wysokim (12 nadleśnictw).

5. Z 17 regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych obejmujących obszar całego kraju, najmniej zagrożone lasy występują w RDLP w Zielonej Górze, a najbardziej zagrożone w regionalnych dyrekcjach LP: w Krakowie, w Krośnie i we Wrocławiu. Wysoce zagrożone są również niektóre nadleśnictwa w regionalnych dyrekcjach LP: w Białymstoku, Olsztynie, Gdańsku i w Lublinie.

6. W nadleśnictwach, zwłaszcza o dużym lub bardzo dużym zagrożeniu, należy podjąć działania zmierzające do obniżenia ryzyka powstawania szkód spowodowanych przez wiatr. Efekt taki można uzyskać uwzględniając w planie cięć rębnych w pierwszej kolejności drzewostany o najwyższym współczynniku ryzyka uszkodzenia drzewostanu.

7. Dalsze badania nad wpływem wiatru na las zmierzają do oceny różnych sposobów zagospodarowania. Ocenie takiej będą podlegały poszczególne rębnie oraz wyznaczane rozmiary cięć rębnych i przedrębnych, powiązane z wiekiem rębności drzewostanu. Badania takie wchodzi w zakres profilaktyki leśnej, a więc podejmowania działań zmierzających do obniżania ryzyka powstawania szkód spowodowanych przez wiatr.

## Summary

*Arkadiusz Bruchwald<sup>1</sup>, Elżbieta Dmyterko<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Resource Management, A.Bruchwald@ibles.waw.pl; <sup>2</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Resource Management, E.Dmyterko@ibles.waw.pl

### Using the risk model of wind damage in forest stands for evaluation of threat to Polish forests

During the ongoing century, abiotic factors which include numerous strong winds and whirlwinds caused significant damages to Polish forests. Destruction was also created by the heavy wet snow, which caused snow broken trees as well as by freezing rain, which led to breaking of branches. During 2005–2014, amount of damages in the State Forests measured by the volume of salvage harvest of broken and blown over trees exceeded 36 million m<sup>3</sup>.

In order to minimize damages, the Forest Research Institute developed a risk model of wind damage in forest stands. While implementing the research project, forest stands were divided into damaged and non-damaged by wind. Also, two tasks were set:

- defining the term ‘damaged forest stand’,
- selecting characteristics, which allow assigning a forest stand to damaged or non-damaged group.

The ‘damaged forest stand’ definition is a statement of an axiom character. It was agreed that a damaged forest stand is a stand, where volume of broken, blown over, and dry trees which appeared as the result of a strong wind, is higher than 1 m<sup>3</sup> in young stands and 5 m<sup>3</sup> in older stands, which is described by special equation.

Risk model of forest stand damage identifies probability of stand damage (damaged or non-damaged) after the occurrence of sufficiently strong wind. Among the multiple characteristics which affect the level of stand damage, the data stored by the Informational System of the State Forests (SILP) were also analyzed. That enables broad use of the risk model on various levels of forest management, including forest management planning services.

The risk model of wind damage in forest stands defines a risk coefficient ( $W_r$ ) for forest stand subcompartments, which could have values from 0 (probability 0) to 3 (probability 1) and corresponds to risk being very low to very high.

The above coefficient is linked by a specific equation with 11 characteristics: average height of major tree species in forest stand, age of dominant tree species, forest species composition, inverse of slenderness coefficient of dominant tree species, forest stand stocking, density index for plantations and young stands, forest site index, location of forest district and therefore location of forest stand within the country region, volume of salvaged broken, blown over and dry trees during the last 10 years, landscape characteristics: height above sea level, slope inclination and aspect. The following

parameters have the largest influence on risk coefficient of forest stand damages: the average stand height, its species composition, volume of salvaged broken, blown over and dry trees during the last 10 years, while in the mountainous area also stand location above the sea level.

Based on the risk coefficient of forest stand damage by wind ( $W_r$ ) defined for each forest district and for each forest stand within that district, the empirical distribution of a given characteristic is established. The distribution is comprised of six classes, each having a width of 0.5, which means that forest stands included into the class I have a very low risk of damage, which increases with higher risk class to a very high risk of damage in class VI. After assigning each forest stand to the risk coefficient class, the total area of forest stands within each class is calculated, and later its percent share within a total forest area of forest district is determined.

Risk model of wind damage in forest stands is developed in such a way that in case of occurrence of sufficiently strong wind, most of the damaged forest stands will be assigned to the highest risk coefficient class with decreasing share of those forest stands in lower classes. The information on stands that could get damaged by wind, which are usually stands with tall trees of older age classes, allows their timely reconstruction.

The share of forest stand area in two higher risk coefficient classes, or classes V and VI, helps to define forest danger index for the whole forest district ( $M_s$ ). For the forest districts of Poland, the danger index varies from 7.5% to 45.5%, with the average being 24.4%. Based on the average values of classes 5, 15, etc., as well as assuming equal class width of 10%, the empirical distribution of a given characteristic was established. It consists of 5 classes which describe the degree of danger for stands of a forest district with it being low in the first class to increased, average, high and very high danger in consecutive classes. The highest number of forest districts with lowest danger is located in the Regional Directorate of the State Forests in Zielona Góra, while with highest danger in the Regional Directorates of the State Forests in Krosno and Kraków. It is alarming that the highest danger class (V) includes 70 forest districts, while combined classes V and VI include 84 forest districts which are highly endangered by wind. Those forest districts should be subjected to silvicultural treatments in the first place, in order to avoid negative consequences of future winds.

## LITERATURA

- Bruchwald A., Dmyterko E. 2010a. Metoda określania ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr. *Leśne Prace Badawcze*, 71(2): 165–173.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2010b. *Lasy Beskidu Śląskiego i Żywieckiego – zagrożenia, nadzieja*. Instytut Badawczy Leśnictwa. Sękocin Stary.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2011. Zastosowanie modeli ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr do oceny zagrożenia lasów nadleśnictwa. *Sylwan*, 155(7): 459–471.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2012a. Ryzyko powstawania szkód w drzewostanach poszczególnych nadleśnictw Polski. *Sylwan*, 156(1): 19–27.

- Bruchwald A., Dmyterko E. 2012b. Modele ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr i ich zastosowanie do oceny zagrożenia lasów Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku. W: 10 lat po huraganie w Puszczy Piskiej. Białystok: 37–69.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2013. Model ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr z uwzględnieniem cech rzeźby terenu. W: Geomatyka w Lasach Państwowych – Poradnik Praktyczny (red. Okła K.). CILP, Warszawa: 261–281.
- Filipek Z. 2008. Szkody w wyniku zjawisk kłęskowych na terenie Lasów Państwowych w ostatnich latach. W: Kłęski żywiołowe w lasach zagrożeniem dla wielofunkcyjnej gospodarki leśnej. Wyd. „Świat”, Warszawa: 7–13.
- Grabowski L. 2008. Szkody od huraganu w 2007 r. w drzewostanach RDLP Wrocław. W: Kłęski żywiołowe w lasach zagrożeniem dla wielofunkcyjnej gospodarki leśnej. Wyd. „Świat”, Warszawa: 55–71.
- Kliczkowska A., Zielony R. 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. CILP, Warszawa.
- Mikułowski M. 2002. Problemy zagospodarowania lasu na terenie kłęski wiatrowej z lipca 2002 r. w północno-wschodniej Polsce. Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria A, 3(937–943): 129–133.
- Szabla K. 2009. Aktualny stan drzewostanów świerkowych w Beskidach i ich geneza. W: Problem zamierania drzewostanów świerkowych w Beskidzie Śląskim i Żywieckim (red. Starzyk J.). Oficyna Wydawniczo-Drukarska „Sece-sja”, Kraków: 13–43.
- Trampler T., Kliczkowska A., Dmyterko E., Sierpińska A. 1990. Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych. PWRiL, Warszawa.





*Dominik Kulakowski*

Uniwersytet Clarka w Worcester, Massachusetts, USA, WSL Instytut Badań Śniegu i Lawin (SLF), Davos, Szwajcaria, [dkulakowski@clarku.edu](mailto:dkulakowski@clarku.edu)

## Zagrożenia ekosystemów leśnych spowodowane zaburzeniami<sup>1</sup>

### WSTĘP

Zmiany klimatu powodują nowe i nieprzewidywalne zagrożenia dla ekosystemów leśnych. Zagrożenia te wynikają z bezpośrednich skutków zmian klimatu, jak zmiany temperatury, opadów, składu atmosfery itd., jak też efektów pośrednich, np. zmian układu zaburzeń. Każde bezpośrednie i pośrednie oddziaływanie wchodzi w interakcję z innymi oddziaływaniami, prowadząc do złożonych i nieliniowych następstw. Wśród najważniejszych zagrożeń powodowanych przez złożone procesy są te, związane z interakcją zaburzeń. W Europie i w innych regionach nasilają się zaburzenia powodowane przez klimat, wzrasta również prawdopodobieństwo, że dany ekosystem zostanie dotknięty przez więcej niż jedno zaburzenie. Interakcje zaburzeń obejmują (1) powiązania zaburzeń (kiedy wystąpienie lub nasilenie jednego zjawiska wpływa na występowanie lub nasilenie kolejnych zaburzeń) oraz (2) nakładanie się wpływu zaburzeń (kiedy dwa lub więcej zjawisk tego typu, występujących w stosunkowo niedługim czasie, wpływają na ogólną intensywność zaburzeń i rozwój ekosystemu leśnego po tych zdarzeniach) (Kulakowski i Veblen 2015). W niniejszej pracy zaprezentowano przykłady powiązań i nakładania się zaburzeń na podstawie prowadzonych przez dekadę badań w Ameryce Północnej, z nadzieją, że przykłady te mogą stworzyć podstawę do formułowania hipotez i lepszego gospodarowania w lasach europejskich, w miarę wzrostu znaczenia interakcji zaburzeń.

---

<sup>1</sup> Tłumaczył: Adam Kaliszewski

## POWIĄZANIE ZABURZEŃ

Rozległe i nasilone gradacje chrząszczy z podrodziny kornikowatych – *Dendroctonus* spp. – występują w lasach w całej zachodniej Ameryce Północnej. Nasilenie tych gradacji pokrywało się ze wzrostem intensywności rozprzestrzeniających się pożarów w tym regionie, co doprowadziło do powszechnego przyjęcia założeń, że pożary zwiększyły intensywność w wyniku gradacji. Przyczyna i skutek nie mogą być jednak wywnioskowane z samej współliniowości, szczególnie gdy wiadomo, że na system oddziałują także inne ważne zmienne.

Zbadaliśmy empirycznie związki między pożarami a gradacjami chrząszczy z podrodziny kornikowatych: *D. rufipennis* w drzewostanach świerka Engelmana (*Picea engelmannii*) oraz *D. ponderosae* w drzewostanach sosny wydmowej (*Pinus contorta*) w Górach Skalistych w Kolorado. Stwierdziliśmy, że w następstwie dużej i silnej gradacji *D. rufipennis* w latach 40. XX w., występowanie i rozmiar pożarów nie były większe w lasach zaatakowanych przez chrząszcza niż w lasach nieuszkodzonych (Kulakowski i in. 2003; Bebi i in. 2003). Wyniki wskazywały również, że trwające gradacje *D. ponderosae* i *D. rufipennis* nie wpłynęły ani na rozmiar, ani na dotkliwość pożarów, które wystąpiły podczas ekstremalnie suchego lata w 2002 r. (Bigler i in. 2005; Kulakowski i Veblen 2007). Podobnie drzewostany sosny wydmowej, które płonęły kilkakrotnie w XX w. nie były bardziej narażone na gradacje *D. ponderosae* niż inne podobne drzewostany nieuszkodzone przez ogień (Kulakowski i Jarvis 2011).

Istnieją dwie główne przyczyny braku zwiększenia zagrożenia pożarowego w drzewostanach świerkowych i sosny wydmowej dotkniętych gradacjami. Przede wszystkim gradacje nie tylko zmniejszają zawartość wody w aparacie asymilacyjnym (co w rezultacie powoduje wzrost zagrożenia pożarowego), ale także prowadzą do zmniejszenia stopnia gęstości koron (ang. *canopy bulk density*), co skutecznie ogranicza ilość materiału palnego w warstwie koron. Po drugie, względne znaczenie materiału palnego i pogody różni się między ekosystemami. Pożary w rełatywnie wilgotnych ekosystemach, jak te z przewagą sosny wydmowej i świerka Engelmana, są bardziej ograniczane odpowiednią (z punktu widzenia zagrożenia pożarowego) pogodą (tj. suszą) niż zmianami ilości materiału palnego.

Chociaż gradacje korników nie sprzyjają powstawaniu pożarów, istnieje silna zależność w odwrotnym kierunku. Silne pożary zmniejszają podatność na gradacje *D. rufipennis* (Kulakowski i in. 2003; Bebi i in. 2003; Kulakowski i Veblen 2006) oraz *D. ponderosae* (Kulakowski i in. 2012), dzięki umożliwieniu pojawienia się grup mniejszych drzew, o cieńszej korze i warstwie łyka, a czasem z udziałem topoli osiki (*Populus tremuloides*), jak też na zaburzenia spowodowane silnym wiatrem (Kulakowski i Veblen 2002). Jednak przez zwiększenie intensywności zaburzeń na skutek zmian klimatu niektóre istniejące wcześniej powiązania między zaburzeniami mogą ulec rozbiciu (Kulakowski i in. 2012).

Nasza praca nad zaburzeniami powiązаныmi pokazuje, że każde zdarzenie jest funkcją wielu współoddziałujących czynników i pociąga za sobą wiele skutków

ekologicznych. W konsekwencji wiele lub wszystkie zaburzenia w lasach mogą być powiązane przez przyczynę lub skutek z innymi zaburzeniami. Jednak pozornie proste relacje stają się złożone i zróżnicowane na skutek różnych źródeł przestrzennej heterogeniczności, wpływającej zarówno na prawdopodobieństwo zaistnienia zaburzenia, jak i na tempo regeneracji środowiska leśnego po jego wystąpieniu. Ponadto połączenia między zaburzeniami prawdopodobnie zmieniają się, gdy powodowane zmianami klimatu zdarzenia staną się bardziej intensywne.

## ZABURZENIA NAKŁADAJĄCE SIĘ

Chociaż całkowite uwzględnienie zróżnicowanych związków między zaburzeniami jest ważne, równie a może nawet bardziej istotne jest uznanie, że nasilenie wielu zaburzeń jest powodowane głównie zmianami klimatu. O ile występowanie pojedynczego zaburzenia może spowodować wzrost lub osłabienie kolejnego, fakt, że wiele zaburzeń ulega równoczesnemu nasileniu wskutek wspólnej przyczyny, prowadzi do zwiększonego prawdopodobieństwa, że lasy zostaną dotknięte więcej niż jednym zaburzeniem w krótkim czasie. Występowanie różnorodnych zaburzeń we względnie krótkim odstępie czasu w połączeniu z ocieplającym się klimatem może pozbawić odporności poszczególne ekosystemy leśne i doprowadzić do stanu przejściowego między alternatywnymi stanami stabilności. Wpływ nakładających się zaburzeń na przyszły stan lasów i ich odporność jest zależny od ważnych różnic w początkowym stanie lasu, przestrzennej heterogeniczności układu biofizycznego, wielkości zaburzenia i szczegółów zmian klimatu.

Przebadane w kilku doświadczeniach skutki nakładających się zaburzeń wywołanych przez gradacje i pożary nie wykazały większych zmian w odnowieniu lasu w porównaniu z regeneracją po samym pożarze. Gatunki drzew różnią się jednak podatnością na oddziaływanie następujących po pożarze zaburzeń od wiatru (Kulakowski i in. 2013). Dlatego nakładające się zaburzenia mają możliwość istotnie zmienić skład gatunkowy i wpłynąć na przyszły rozwój lasu. Mogą one oddziaływać na odnowienie lasu po zdarzeniu przez ograniczenie bazy nasiennej albo zwiększenie intensywności zaburzenia wtórnego (Kulakowski i Veblen 2007), co z kolei może negatywnie wpłynąć na warunki glebowe i inne warunki mikrośrodowiskowe. Dla gatunków rozmnażających się wegetatywnie, jak topola osika, te dwa oddziaływania mogą nie mieć większych skutków, co było czasem widać w zdominowaniu przez ten gatunek odnowienia po przejściu kolejnych zaburzeń w drzewostanach, które przed pierwszym zaburzeniem opanowane były przez gatunki iglaste (Kulakowski i in. 2013). Jeśli nakładające się na siebie zaburzenia staną się bardziej powszechne w przyszłych scenariuszach klimatycznych, wówczas topola osika i inne gatunki rozmnażające się wegetatywnie mogą mieć pierwszeństwo przed gatunkami rozmnażającymi się wyłącznie przez nasiona. Jednak podatność topoli na zamieranie powodowane klimatem (Hanna i Kulakowski 2012), jak również przewidywane

zmniejszenie się obszaru odpowiednich dla niej siedlisk w scenariuszach ocieplenia klimatu, niosą za sobą znaczną niepewność co do wpływu nakładających się zaburzeń na przyszły rozwój lasu.

## WNIOSKI

Zaburzenia lasu nasilają się skali globalnej i w Europie. W rezultacie poznanie interakcji wielu zaburzeń w celu określenia wzorców i procesów zachodzących w ekosystemach leśnych ma coraz większe znaczenie dla zarządców lasów i naukowców (Aronson i Kulakowski 2012). Powiązania między zaburzeniami mogą być złożone i sprzeczne z intuicją. Powiązane zaburzenia mogą prowadzić do pozytywnych lub negatywnych sprzężeń zwrotnych w miarę wzrostu lub spadku nasilenia zaburzeń spowodowanych zmianami klimatu. Do sformułowania hipotez przewodnich ważne jest badanie konkretnych powiązań i towarzyszących im mechanizmów w każdym ekosystemie dotkniętym przez różne zaburzenia. Przykładowo, biorąc pod uwagę gruntowne badania nad wpływem gradacji na zagrożenie pożarowe w lasach iglastych w Ameryce Północnej nierozsądne byłoby założenie, że gradacje korników w Polsce koniecznie zwiększają zagrożenie pożarowe. Takie podejście świadczyłoby o równie zbędnej praktyce, jaką właśnie skorygowano w Ameryce Północnej po dekadzie badań. Gospodarka leśna i badania powinny również uwzględniać nakładające się zaburzenia, mogące zagrażać odporności ekologicznej – szczególnie w niekorzystnych warunkach po przejściu zaburzeń. Uwzględniając ryzyko, jakie dla ekosystemu leśnego stanowią powiązane i nakładające się zaburzenia, konieczne jest unikanie dodatkowych zagrożeń wynikających z decyzji gospodarczych opartych na niewłaściwym zrozumieniu interakcji między zaburzeniami.

## Summary

*Dominik Kulakowski*

Clark University, Worcester, Massachusetts, USA, Institute for Snow and Avalanche Research (SLF), Davos, Switzerland, dkulakowski@clarku.edu

## The risks posed to forest ecosystems by linked and compounded disturbances

In Europe and elsewhere, natural and anthropogenic disturbances interact with underlying environmental variability to determine the spatial and temporal heterogeneity of forest landscapes. Even large and severe disturbances do not homogenize the landscape,

but rather promote spatial heterogeneity due to spatial variability of disturbance severity and of surviving residuals. The resulting patterns affect subsequent ecological processes including post-disturbance regeneration and susceptibility to subsequent disturbances. However, the importance of pre-disturbance conditions on susceptibility to disturbances decreases as the intensity of disturbance increases. Therefore, how disturbances and their interactions determine forest structure and dynamics is likely to change as climatically driven disturbances become more intense under climate change. Many or all forest disturbances can be linked by cause or effect to other disturbances. But apparently simple relationships are made complex and nuanced by various sources of spatial heterogeneity that affect probabilities of disturbances, as well as rates of post-disturbance development. The topic of disturbance interactions includes questions of (1) linked disturbances (how the occurrence or severity of one disturbance affects the occurrence or severity of subsequent disturbance) and (2) compounded disturbances (how two or more disturbances that occur in relatively short succession affect overall disturbance intensity and post-disturbance development). This paper uses examples from Europe and North America to discuss the risks and consequences of linked and compounded disturbances in the context of climatic variability.

## LITERATURA PRZEDMIOTU

- Aronson G., Kulakowski D. 2012. Bark beetle outbreaks, wildfires, and defensible space: how much area do we need to treat to protect homes and communities? *International Journal of Wildland Fire*, 22(2): 256–265.
- Bebi P., Kulakowski D., Veblen T.T. 2003. Interactions between fire and spruce beetles in a subalpine Rocky Mountain forest landscape. *Ecology*, 84(2): 362–371.
- Bigler C., Kulakowski D., Veblen T.T. 2005. Multiple disturbance interactions and drought influence fire severity in Rocky Mountain subalpine forests. *Ecology*, 86(11): 3018–3029.
- Hanna P., Kulakowski D. 2012. The influences of climate on aspen dieback. *Forest Ecology and Management*, 274: 91–98.
- Kulakowski D., Jarvis D. 2011. The influence of mountain pine beetle outbreaks on severe wildfires in northwestern Colorado and southern Wyoming: a look at the past century. *Forest Ecology and Management*, 261(1): 1686–1696.
- Kulakowski D., Matthews C., Jarvis D., Veblen T.T. 2013. Compounded disturbances in subalpine forests in western Colorado favor future dominance by quaking aspen (*Populus tremuloides*). *Journal of Vegetation Science*, 24: 168–176.
- Kulakowski D., Jarvis D., Veblen T.T., Smith J. 2012. Stand-replacing fires reduce susceptibility to mountain pine beetle outbreaks in Colorado. *Journal of Biogeography*, 39: 2052–2060.
- Kulakowski D., Veblen T.T. 2002. Influences of fire history and topography on the pattern of a severe wind blowdown in a Colorado subalpine forest. *Journal of Ecology*. 90(5): 806–819.

- Kulakowski D., Veblen T.T. 2006. The effect of fires on susceptibility of subalpine forests to a 19th century spruce beetle outbreak in western Colorado. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11): 2974–2982.
- Kulakowski D., Veblen T.T. 2007. Effect of prior disturbances on the extent and severity of wildfire in Colorado subalpine forests. *Ecology*, 88(3): 759–769.
- Kulakowski D., Veblen T.T. 2015. Bark Beetles and High-Severity Fires in Rocky Mountain Subalpine Forests. pp. 149–174 in DellaSalla D. and C. Hanson, eds. *Mixed-high severity fires: ecosystem processes and biodiversity*. Elsevier. San Francisco, CA. 409 pp.
- Kulakowski D., Veblen T.T., Bebi P. 2003. Effects of fire and spruce beetle outbreak legacies on the disturbance regime of a subalpine forest in Colorado. *Journal of Biogeography*, 30(9): 1445–1456.

# Modele do średnioterminowego prognozowania wystąpienia gradacji brudnicy mniszki – porównanie typów zależności od głównych grup czynników meteorologicznych w różnych regionach Polski

## WSTĘP

Brudnica mniszka *Lymantria monacha* L. (Lepidoptera, Erebidae) jest głównym foliofagiem sosny w Polsce. Okresowo może dochodzić do narastania liczebności populacji i masowego występowania (gradacji) tego owada, a w konsekwencji do silnej defoliacji drzewostanów, a nawet ich zamierania. W celu uniknięcia potencjalnych szkód, w fazie narastania gradacji lub jej kulminacji prowadzone są zabiegi ochronne (tzw. zwalczanie) przy użyciu środków owadobójczych.

Dane dotyczące występowania i zwalczania brudnicy mniszki w kraju są gromadzone na poziomie nadleśnictwa i/lub regionalnej dyrekcji Lasów Państwowych (rdLP) od drugiej połowy lat 40. XX wieku. W okresie 1945–2015 stwierdzono 10 gradacji tego owada, których częstotliwość zależała od regionu kraju – w tym przypadku rdLP. Najrzadziej do gradacji dochodziło na terenie rdLP w: Krakowie, Krośnie, Warszawie, Olsztynie i Białymstoku (0–6 gradacji), a najczęściej – na terenie rdLP w: Lublinie, Poznaniu i Pile (10 gradacji), Gdańsku, Szczecinie, Toruniu i Łodzi (9 gradacji), Zielonej Górze, Szczecinku i Radomiu (8 gradacji).

Za jedną z głównych grup czynników odpowiedzialnych za powstawanie gradacji owadów uważa się warunki meteorologiczne (Martinat 1987; Haynes i in. 2014; Allstadt i in. 2015). Polska charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem klimatycznym, co może być przyczyną różnej częstotliwości powstawania gradacji brudnicy mniszki. Określenie warunków meteorologicznych mających istotny wpływ na powstawanie gradacji pozwala nie tylko ustalić potencjalny mechanizm tego zjawiska, ale także służy do prognozowania początku gradacji, co ma duże znaczenie w zarządzaniu gospodarką leśną.



Prognozy dzielą się na: krótkoterminowe (do 1 roku), średnioterminowe (1–5 lat), długoterminowe (powyżej 5 lat). Krótkoterminowa prognoza gradacji brudnicy mniszki jest opracowywana zgodnie z obowiązującą Instrukcją ochrony lasu (2012), na podstawie wyników stosowania szeregu metod oceny liczebności populacji owada (liczenia samic w okresie rójki, liczenia gąsienic pod opaskami lepowymi lub w koronach drzew itp.), a następnie określenia stopnia zagrożenia drzewostanów. W 2011 r. w Instytucie Badawczym Leśnictwa (IBL) rozpoczęto prace nad modelami do średnioterminowego prognozowania powstawania gradacji, w oparciu o dane meteorologiczne. Prognozy średnioterminowe mają istotne znaczenie w procesie decyzyjnym związanym z planowaniem postępowania ochronnego. Wyniki prognozowania, wskazujące na prawdopodobieństwo powstania gradacji brudnicy mniszki na obszarach poszczególnych rdLP, są przedstawiane od 2015 r. w wydawanej corocznie przez IBL „Krótkoterminowej prognozie występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce”. Celem niniejszego opracowania nie jest jednak opisanie tych modeli, lecz porównanie czynników meteorologicznych, mających istotny wpływ (dodatni lub ujemny) na powstawanie gradacji brudnicy mniszki na terenie różnych rdLP, w poszczególnych miesiącach roku. Wszystkie istotne czynniki zostały w tym celu podzielone na 3 grupy związane z: 1) temperaturą powietrza (grupa temperaturowa), 2) opadami (grupa opadowa) i 3) współczynnikiem Selaninova GTK (grupa GTK).

## OCENA WPŁYWU CZYNNIKÓW METEOROLOGICZNYCH NA PRAWDOPODOBIENSTWO POWSTAWANIA GRADACJI BRUDNICY MNISZKI

Do analiz posłużyła baza danych zawierająca informacje o: 1) powierzchni drzewostanów zagrożonych w różnym stopniu przez brudnicę mniszkę, ocenionej na podstawie liczenia samic na pniach drzew, 2) powierzchni występowania owada zweryfikowanej uzupełniającymi metodami (zgodnie z Instrukcją ochrony lasu 2012), 3) powierzchni, na której wykonano zabiegi ochronne w latach 1950–2015. Analizą objęto 16 z 17 rdLP (oprócz RDLP w Krakowie, gdzie gradacji tego owada nie obserwowano).

Za początek gradacji (z przypisaną wartością 1) brudnicy mniszki przyjęto pierwszy rok stwierdzenia zagrożenia drzewostanów w stopniu średnim lub silnym po okresie latencji. Wzrost powierzchni zagrożenia drzewostanów po wcześniejszym jej spadku z powodu wykonanych zabiegów ochronnych również uznano za początek kolejnej gradacji. Wszystkie lata z brakiem zagrożenia oraz zagrożeniem ostrzegawczym i słabym uznano za lata braku początku gradacji (z przypisaną wartością 0). Lata, w których prowadzono zabiegi ochronne, wyłączono z analizy.

Podstawowe dobowe dane meteorologiczne (średnia minimalna i maksymalna temperatura powietrza oraz opady) z 47 stacji meteorologicznych (po odrzuceniu stacji nadmorskich i górskich) posłużyły do utworzenia nowych wskaźników, np. liczby dni z opadami, liczby dni z temperaturą poniżej 0°C, GTK itd.

GTK jest współczynnikiem obliczanym według wzoru (Meshkova 2002, za Selaninov 1937):

$$GTK = 10 \times \sum P / \sum t, \quad 1.1$$

gdzie  $\sum P$  – suma opadów za dany okres,  $\sum t$  – suma temperatur za ten sam okres. GTK obliczono dla wszystkich miesięcy sezonu wegetacyjnego, tj. od kwietnia do października, ale w kwietniu, maju, wrześniu i październiku uwzględniano okres z  $t \geq 10^\circ\text{C}$ , a w miesiącach letnich (czerwiec-sierpień) – okres z  $t \geq 15^\circ\text{C}$ .

Jeśli na terenie danej rdLP znajdowało się kilka stacji, dane z tych stacji uśredniano. Sumarycznie dla każdego roku powstały 174 zmienne meteorologiczne. Ich wpływ na początek gradacji brudnicy mniszki oceniano z przesunięciem o 2, 3 i 4 lata przed gradacją. Dane meteorologiczne pochodziły z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej oraz z Amerykańskiej Narodowej Administracji Oceanu i Atmosfery (<http://www.ncdc.noaa.gov/>). Do określenia zależności początku gradacji od warunków meteorologicznych na terenie poszczególnych rdLP, zastosowano uogólniony model liniowy, przyjmując, że rozkład zmiennej zależnej jest dwumianowy, a funkcją wiążącą jest funkcja logitowa (Stanisz 2007). Do analiz wykorzystano dane z lat 1953–2010. Każda istotna zmienna została zaklasyfikowana do jednej z trzech grup: temperaturowej, opadowej lub GTK.

Porównanie wpływu (dodatni lub ujemny) poszczególnych grup zmiennych na powstawanie gradacji brudnicy mniszki na obszarach różnych rdLP, przeprowadzono z uwzględnieniem zmiennych istotnych na poziomie  $\alpha=0,06$ . Wśród zmiennych z grupy temperaturowej, odrębnego traktowania wymagają zmienne typu liczby dni z ujemną temperaturą (średniodobową lub minimalną), np. z  $t < 0^\circ\text{C}$ ,  $t \leq -5^\circ\text{C}$ ,  $t_{\min} \leq -5^\circ\text{C}$ ,  $t_{\min} \leq -10^\circ\text{C}$ . Związane jest to ze specyfiką interpretacji wyniku – stwierdzenie dodatniego wpływu takiego czynnika na powstawanie gradacji nie oznacza, że wyższa temperatura sprzyja powstawaniu gradacji, a raczej odwrotnie, ponieważ oznacza większą liczbę dni z temperaturą poniżej 0, -5 lub  $-10^\circ\text{C}$ . W takich przypadkach, znak wpływu + lub - będzie oznaczany odpowiednio jako '+' lub '-'.

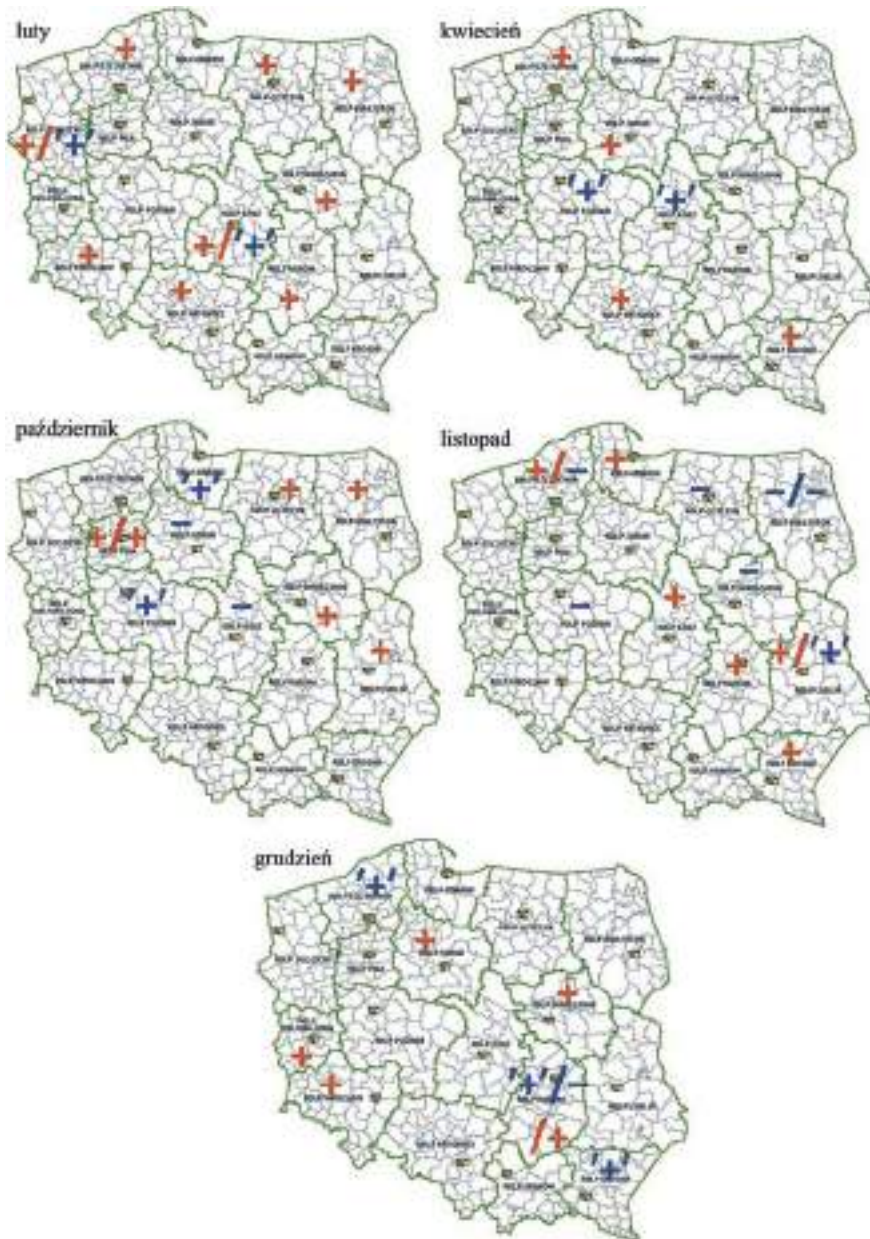
## WPLYW GŁÓWNYCH GRUP CZYNNIKÓW METEOROLOGICZNYCH NA PRAWDOPODOBIEŃSTWO POWSTAWANIA GRADACJI BRUDNICY MNISZKI W RÓŻNYCH REGIONACH POLSKI

Najwięcej istotnych zmiennych (sumarycznie dla wszystkich 16 rdLP) wykazano w: październiku i listopadzie (po 9), a najmniej – w styczniu (4) oraz marcu, czerwcu i grudniu (po 5) (tab. 1).

Tabela 1. Liczba zmiennych meteorologicznych w poszczególnych miesiącach roku mających istotny wpływ ( $\alpha=0,06$ ) na powstawanie gradacji brudnicy mniszki na terenie 16 rdLP (oprócz rdLP w Krakowie)

Miesiąc	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
N zmiennych	4	7	5	7	6	5	7	6	6	9	9	5





Rycina 1. Układ przestrzenny zależności powstawania gradacji brudnicy mniszki od istotnych czynników związanych z temperaturą na obszarach poszczególnych regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w wybranych miesiącach (+ w kolorze czerwonym oznacza dodatnią zależność, - oznacza ujemną zależność, '+' w kolorze granatowym oznacza dodatnią zależność od liczby dni z  $t < 0^\circ\text{C}$ ,  $t \leq -5^\circ\text{C}$ ,  $t_{\min} \leq -5^\circ\text{C}$  lub  $t_{\min} \leq -10^\circ\text{C}$ , znaki rozdzielone ukośnikami dotyczą różnych okresów przed początkiem gradacji)





## PODSUMOWANIE

Analiza zależności powstawania gradacji brudnicy mniszki od czynników związanych z temperaturą i opadami wykazała, że największy wpływ w skali kraju (występują jednocześnie w wielu regionach) mają one, a szczególnie warunki temperaturowe, w okresie od września do kwietnia, kiedy brudnica jest w stadium jaja. W tym stadium przechodzi ona przez trzy fazy rozwoju: pre-diapauzy, diapauzy i post-diapauzy. Warunki temperaturowe podczas każdej z tych faz mogą mieć zasadnicze znaczenie dla rozwoju populacji brudnicy mniszki, podobnie jak to zostało stwierdzone dla spokrewnionego gatunku, brudnicy nieparki (Gray i in. 1991, 1995, 2001). Mniejsze znaczenie dla powstawania gradacji brudnicy mniszki miały warunki w okresie żerowania gąsienic, tj. od maja do lipca, co w pewnym stopniu nie potwierdza powszechnej opinii, że ciepłe i suche okresy letnie sprzyjają powstawaniu gradacji brudnicy mniszki (Wellenstein 1942; Benkevič 1960; Bejer-Petersen 1972; Jensen 1985; Bejer 1988; Klimetzek i Yue 1997).

Dalsze prace powinny się koncentrować na doskonaleniu już powstałych modeli oraz opracowaniu nowych, dla głównych kompleksów leśnych kraju. Należałoby również opracować kompleksowy model fenologiczny dla brudnicy mniszki, uwzględniający wpływ warunków temperaturowych na rozwój poszczególnych stadiów i faz rozwojowych owada. Modele obu typów pozwoliłyby zwiększyć dokładność predykcji powstawania gradacji, a także wykorzystanie wyników prognozy w praktyce.

## Summary

*Lidia Sukovata*

Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Protection, L.Sukovata@ibles.waw.pl

### Models for mid-term prediction of the nun moth outbreak – comparing the types of dependency on the main groups of meteorological factors in different regions of Poland

The nun moth *Lymantria monacha* L. (Lepidoptera, Erebidae) is the most harmful pine defoliator in Poland. Data on its outbreaks in different regions of the country have been collected since 1950s. The database contains the information about: 1) the area of pine stands predicted to be threatened at different levels by the nun moth in the next year on the basis of female counting on tree trunks, 2) the area of the insect occurrence verified using different

methods, 3) the area of the nun moth control using insecticides. The first year of the medium or high threat observed after latency phase is considered to be an onset of the nun moth outbreak. An increase in the area threatened by the nun moth after its earlier drop down due to control treatments has also been defined as an onset of the next outbreak.

Basic daily meteorological data (mean, min and max ambient temperature and precipitation) from 47 weather stations were used to create new indices, i.e., the number of days with precipitation in a month, the number of days with temperatures below 0°C etc. In total, 174 meteorological variables were created for each year. Their effect on the nun moth outbreak onset was estimated with  $t-2$ ,  $t-3$  and  $t-4$  year shifts.

The examples of the built models will be presented. The variables having a significant effect on the nun moth outbreak onset in different regions will be compared taking into consideration a type of factor (ambient temperature, precipitation and Selaninov index) and a character of relationships (positive or negative).

## LITERATURA

- Allstadt A.J., Liebhold A.M., Johnson D.M., Davis R.E., Haynes K.J. 2015. Temporal variation in the synchrony of weather and its consequences for spatio-temporal population dynamics. *Ecology*, 96(11): 2935–2946.
- Bejer B. 1988. The nun moth in European spruce forests. In: Dynamics of forest insect populations. Patterns, causes, implications (ed. A.A. Berryman). Plenum Press, New York and London: 211–231.
- Bejer-Petersen B. 1972. The nun moth, *Lymantria monacha* L., in Denmark. *Entomologiske Meddelelser*, 40(3): 129–139.
- Benkevič V.I. 1960. K voprosu o prognoze massovyh pojavlenij monašenki *Ocnieria monacha* L. (Lepidoptera, Liparidae) w Moskovskoj oblasti. *Entomologičeskoe Obozrenie*, 39(4): 749–760.
- Gray D.R., Logan J.A., Ravlin F.W., Carlson J.A. 1991. Toward a model of gypsy moth egg phenology: using respiration rates of individual eggs to determine temperature-time requirements of prediapause development. *Environmental Entomology*, 20(6), 1645–1652.
- Gray D.R., Ravlin F.W., Régmère J., Logan J.A. 1995. Further advances toward a model of gypsy moth (*Lymantria dispar* (L.)) egg phenology: respiration rates and thermal responsiveness during diapause, and age-dependent developmental rates in postdiapause. *Journal of Insect Physiology*, 41(3): 247–256.
- Gray D.R., Ravlin F.W., Braine J.A. 2001. Diapause in the gypsy moth: a model of inhibition and development. *Journal of Insect Physiology*, 47: 173–184.
- Haynes K.J., Allstadt A.J., Klimetzek D. 2014. Forest defoliator outbreaks under climate change: effects on the frequency and severity of outbreaks of five pine insect pests. *Global Change Biology*, 20: 2004–2018.
- Jensen T.S. 1985. Outbreak and latency populations of nun moth, *Lymantria monacha* L. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie*, 4(4–6): 240–243.



- Klimetzek D., Yue C. 1997. Climate and forest insect outbreaks. *Biologia, Bratislava*, 52(2): 153–157.
- Martinat P.J. 1987. The role of climatic variation and weather in forest insect outbreaks. In: *Insect outbreaks* (ed. P. Barbosa and J.C. Schultz). Academic Press Inc., London: 241–268.
- Meshkova V. 2002. History and geography of foliage browsing insect pests outbreaks. Majdan, Kharkiv.
- Stanisz A. 2007. Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem *STATISTICA PL* na przykładach z medycyny. Tom 2. Modele liniowe i nieliniowe. StatSoft Polska Sp. z o.o., Kraków.
- Wellenstein G. 1942. Zum Massenwechsel der Nonne. *Monographien zur angewandten Entomologie*, 15: 207–278.

**III.**

## **Ewolucja zagrożeń lasu**



*Wojciech Grodzki<sup>1</sup>, Grzegorz Guzik<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Górskich, W.Grodzki@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Zespół Ochrony Lasu w Opolu, g.guzik@lasy.gov.pl

## Wybrani przedstawiciele rodzimej entomofauny jako źródło nowych zagrożeń dla lasu

### WSTĘP

Wśród czynników biotycznych stwarzających zagrożenie dla lasów ważną grupą są owady, zarówno liściożerne, jak kambio- i ksylofagiczne. W bardzo licznym zespole owadów zagrażających lasom Polski trzon stanowią gatunki stwarzające permanentne lub okresowe, lecz często powtarzające się zagrożenie, a stosunkowo dobre rozpoznanie ich biologii i ekologii pozwoliło na opracowanie metod umożliwiających określanie i ograniczanie zagrożenia dla lasów. Entomofauna, będąca integralnym elementem ekosystemów, podlega jednak złożonym procesom związanym z ich funkcjonowaniem, skutkiem czego są zmiany w występowaniu niektórych gatunków owadów, określane jako nowe zagrożenia dla lasów.

Występowanie owadów ma więc także charakter dynamiczny, podlega zmianom w czasie i przestrzeni wskutek reakcji na zmieniające się warunki środowiskowe. Zmiany te, wyrażające się w okresowym i/lub lokalnym wzroście liczebności populacji pewnych gatunków, wynikać mogą z poprawy warunków ich rozwoju, a zwłaszcza rozrodu, ale także z ekspansji na nowe tereny, skutkującej powiększaniem zasięgu. Przyczyny tych zmian mogą mieć różną naturę, począwszy od wielorakich efektów działania czynników klimatycznych, aż po niezamierzone skutki działań gospodarczych w lasach. W tym kontekście pojęcie „nowe zagrożenia” jest zatem względne, bowiem dotyczy przedstawicieli rodzimej entomofauny, a więc gatunków przejawiających znaczny stopień adaptacji do warunków lokalnych. Jednakże samo pojęcie „zagrożenia” jest względne, bowiem wynika ze sposobu postrzegania i oceny zjawisk przyrodniczych z określonego

punktu widzenia. Te same organizmy, zależnie od przyjętego punktu odniesienia, mogą być więc postrzegane jako integralny element naturalnych procesów zachodzących w ekosystemach, ale także jako czynnik powodujący powstawanie określonych przeszkód w realizacji założonych celów gospodarczych. Jednak w leśnictwie, a zwłaszcza w ochronie lasu, pojęcie to ma znaczenie bardzo konkretne, bowiem wiąże się z komplikacjami w prowadzeniu gospodarki leśnej, będąc niejednokrotnie przyczyną wymiernych szkód.

Będące przedmiotem niniejszego opracowania „nowe zagrożenia” ze strony przedstawicieli rodzimej entomofauny mogą wynikać z:

- nagłego wzrostu liczebności (i znaczenia) gatunków znanych, ale uważanych za „nieszkodliwe”,
- liczniejszego pojawienia się gatunków znanych jako rodzime, ale słabo poznanych,
- poszerzania się arealu występowania rodzimych gatunków i ich ekspansji na nowe tereny,
- zmian w biologii gatunków znanych jako „szkodliwe”, będących skutkiem zmieniających się warunków środowiska.

W dalszych rozdziałach przytoczono wybrane, charakterystyczne przykłady gatunków z rodzimej entomofauny, które stanowiły lub stanowią nowe zagrożenie dla lasów, wynikające z wyżej przedstawionych przesłanek.

## OWADY FOLIOFAGICZNE

W stosunkowo niedawnej historii lasów górskich Polski bardzo wyrazistym przykładem nowego zagrożenia świerczyn jest wskaźnica modrzewianeczka *Zeraphera griseana* (Hb.). Ten niewielki motyl z rodziny zwójkowatych (Tortricidae) znany był w Polsce od dawna jako foliofag modrzewia, praktycznie bez znaczenia gospodarczego (Żukowski 1957), choć potencjalnie zdolny do gradacyjnego wystąpienia na tym gatunku drzewa (Żukowski 1960). Jeszcze do lat 70. ub. stulecia w podręcznikach dla studentów leśnictwa, wskaźnica określana jest jako szkodnik modrzewia (Kapuściński 1973), znany z cyklicznych gradacji w Alpach, jednak mogący występować także na świerku i limbie (Kiełczewski i in. 1967). Tymczasem latem 1977 r. w najwyższych położeniach Gór Izerskich oraz na zachodnim krańcu Karkonoszy stwierdzono silne uszkodzenia koron świerków spowodowane żerowaniem gąsienic motyla, którego oznaczono jako wskaźnica modrzewianeczka. Rozród, a następnie masowy pojaw tego gatunku, określonego jako „nowy szkodnik świerczyn górskich w Polsce” (Pilawa i in. 1979), w następnych latach rozszerzył się na drzewostany w kolejnych masywach górskich Sudetów, a jego zasięg w kulminacyjnym roku 1981 obejmował powierzchnię niemal 31,5 tys. ha od Gór Izerskich na zachodzie po Góry Stołowe na wschodzie, a także nieco ponad 1 tys. ha w Beskidzie Żywieckim (Capecki i in.

1989). O ile pojaw w Karpatach nie wyrządził większych szkód w świerczynach, o tyle skutkiem gradacji sudeckiej była gradacja kornika drukarza i zamieranie drzewostanów na znacznych powierzchniach, określone mianem klęski ekologicznej (Capecki i Grodzki 1998, Grodzki 2014). Masowe wystąpienie wskaźnicy było ogromnym zaskoczeniem mimo, że była ona już wcześniej znana nie tylko jako element rodzimej entomofauny, ale także jako gatunek żerujący na świerku. O dwóch jej sympatrycznych rasach (modrzewiowej i limbowo-świerkowej) wspomina bowiem Koehler (1978), a gradacje na świerku kilkakrotnie miały wcześniej miejsce na niedaleko od Polski położonych obszarach Czech, Słowacji i Niemiec (Skuhrový 1980; Kalina i Skuhrový 1985). Przyczyny tego pojawu do dziś nie zostały w pełni wyjaśnione – istnieje szereg teorii eksponujących rolę emisji przemysłowych, warunków pogodowych czy stanu drzewostanów jako czynników sprzyjających rozrodowi. Była to jednak jedyna jak dotąd gradacja wskaźnicy w Polsce, nigdy później nie doszło do wzrostu liczebności jej populacji mimo, że objęta została monitoringiem także w dawnym areale gradacji (Grodzki 1994).

Nieco odmiennym przykładem jest występowanie rośliniarek z rodzaju zasnuja *Cephalcia* Panzer (Hymenoptera, Pamphiliidae), znanych od dawna jako foliofagi świerka w górach. Informacje o zagrożeniu świerczyn w Sudetach i Beskidach ze strony zasnuj świerkowej *C. abietis* (L.) znaleźć można np. w prognozie na rok 1957 (Koehler i in. 1957), a także w latach późniejszych. „Nowym zagrożeniem” był natomiast masowy pojaw pokrewnego gatunku – zasnuj wysokogórskiej *C. alpina* Klug., której gradacyjne wystąpienia miały miejsce w Sudetach oraz zachodniej części Karpat na przełomie lat 70. i 80. XX wieku. Pierwsze objawy żerowania larw *C. alpina* (wówczas oznaczonej jako *C. fallenii* Dalm.), jakie zauważono zimą 1978/79 w szczytowych partiach Gorców (Capecki 1982), dały początek gradacji, która w latach 1978–85 objęła najwyższe położenia Gorców i Beskidu Sądeckiego (Honowski i Huflejt 1988; Jachym 2003). Mimo, że zasnuja świerkowa „funkcjonowała” już w polskiej praktyce ochrony lasu, masowy pojaw pokrewnego gatunku był dużym zaskoczeniem. Honowski i Huflejt (1988) napisali, że „zidentyfikowanym szkodnikiem okazał się gatunek, który w dotychczasowej literaturze entomologicznej nie był w ogóle klasyfikowany, nawet jako szkodnik drugorzędny, (...) którego status taksonomiczny został wyjaśniony stosunkowo niedawno”. W latach późniejszych zasnuja wysokogórską pojawiła się jako składnik zespołu gatunków także w innych obszarach górskich (Beskid Śląski i Żywiecki, Sudety), a wykonane w międzyczasie badania przyniosły nowe informacje o statusie taksonomicznym gatunku (Jachym 2007). Od roku 1997, kiedy po raz ostatni przeprowadzono zabiegi ograniczające liczebność populacji, występowanie zasnuj w Karpatach i Sudetach utrzymuje się na bardzo niewielkim poziomie, nie stwarzając zagrożenia dla drzewostanów.

Do tej samej rodziny należy osnuja czerwonogłowa *Acantholyda erythrocephala* (L.), gatunek występujący na sosnach, u nas na sośnie zwyczajnej. W podręcznikach i atlasach opisywana jest jako żerująca na drzewach w wieku 10–15 lat (Kiełczewski i in. 1967) lub w starszych młodnikach i drągowinach (Kolk i Starzyk 2009); także Burzyński (1961) w poświęconym temu gatunkowi monograficznym opracowaniu wiąże go z najmłodszymi klasami wieku. Tymczasem podczas gradacyjnych wystąpień na Śląsku w latach 1959–1998 charakterystyczny był wysoki (75%) udział starszych klas wieku (71–120 lat) pośród zaatakowanych wówczas drzewostanów. W tym przypadku mamy zatem do czynienia z ujawnieniem się „nowego oblicza gatunku” w zakresie preferencji co do wieku atakowanych i uszkodzonych drzewostanów (Guzik 1999).

Cecha „nowości” dotyczyć może również masowych pojawów gatunków w obszarach innych niż objęte gradacyjnymi wystąpieniami w przeszłości. W latach 1995–1997 w drzewostanach sosnowych północnej Polski (obszar RDLP w Białymstoku, Gdańsku, Olsztynie, Pile, Szczecinie, Szczecinku i Toruniu) miało miejsce masowe zamieranie pędów sosny zwyczajnej. W procesie tym, oprócz patogenów grzybowych (*Cenangium ferruginosum* Fr. i *Scolecocnectria cucurbitula* [(Tode) C. Booth]) ważną rolę odegrały owady z rodziny przyszcarkowatych (Diptera: Cecidomyiidae): igłówka sosnowa *Thecodiplosis brachyntera* Schwaegr. i przyszczarek Baera *Contarinia baeri* (Prell), których występowanie w kulminacyjnym roku 1995 objęło ponad 600 tys. ha (Sierota i in. 1998). Igłówka sosnowa znana była wcześniej jako niedoceniany szkodnik nękający sosny, przyszczarek Baera określany był jako niemający w Polsce większego znaczenia gospodarczego (Burzyński 1984), a ich gradacja była tyleż rozległa co niespodziewana. Tymczasem problem o zbliżonym podłożu (układ warunków meteorologicznych sprzyjający rozwojowi patogenów, a niekorzystny dla kondycji drzew) i mechanizmie ponownie miał miejsce w latach 2013–2014 w całkiem innej części Polski, obejmując ponad 70 tys. ha drzewostanów na obszarze RDLP w Poznaniu, Wrocławiu i Zielonej Górze i będąc również w tym przypadku źródłem nowych dla tego obszaru zagrożeń dla lasu.

## KAMBIOFAGI SOSNY

Rozważając problem „nowych zagrożeń” warto zwrócić uwagę na przykład przyplaszczka granatka *Phaenops cyanea* (F.), chrząszcza z rodziny bogatkowatych (Buprestidae), którego „kariera” w Polsce rozpoczęła się stosunkowo niedawno, choć informacje o jego rozsiedleniu w niektórych obszarach obecnej Polski znane są już z XIX wieku (Gutowski i in. 1992). W dziele „Forstinsekten Mitteleuropas” (Escherich 1923) gatunek ten został pierwszy raz omówiony jako szkodnik atakujący osłabione, ale także wyglądające zdrowo, sosny i sporadycznie świerki w Saksonii i północnych Niemczech. Jednak w Polsce aż do pierwszych lat powojennych jego znaczenie było niewielkie – w opracowaniu pt. „Najważniejsze

szkodliwe owady leśne” (Nunberg 1950), obejmującym 26 gatunków, w ogóle nie został uwzględniony. W latach 1948–1954 miała jednak miejsce jego wielka gradacja na Górnym Śląsku oraz na Mazurach, która rozwinęła się po suszy i upałach z 1947 r. oraz żerach foliofagów (Koehler 1958). Nagły wzrost liczebności i znaczenia przyplaszczka spowodował, że w Instrukcji ochrony lasu z 1954 r. poświęcono mu osobny rozdział dotyczący „Nadzwyczajnej kontroli występowania i zwalczania...” (Instrukcja... 1954), a Bilczyński (1954) omówił go w opracowaniu poświęconym 10 gatunkom najważniejszych szkodników wtórnych sosny. Wprawdzie Gutowski i in. (1992) sugerują, że „...w skali Polski, liczebność, a tym samym znaczenie tego gatunku jako szkodnika jest przeceniane”, jednak późniejsze jego gradacje nie pozostawiają wątpliwości, że obecnie jest to jeden z najgroźniejszych kambiofagów sosny (Kolk i Starzyk 2009), co uwidacznia się zwłaszcza po suchym i upalnym sezonie wegetacyjnym 2015 r.

Podobnym przykładem z tej kategorii może być kornik ostrozębny *Ips acuminatus* (Gyll.) (Col., Curculionidae, Scolytinae), gatunek rodzimy i dobrze znany, rozmieszczony praktycznie w całej Polsce (Burakowski i in. 1992). Karpiński i Strawiński (1948) w fundamentalnym opracowaniu „Korniki ziem Polski” używają w odniesieniu do tego kornika (wymienionego wówczas pod polską nazwą ”kornik trójzębny”) określeń „na terenie Polski rzadki” oraz „rozproszony na sosnie” i nie przypisują mu znaczenia gospodarczego. Także Bilczyński (1954) nie wymienia go omawiając ważniejsze szkodniki wtórne sosny, jednak w późniejszym opracowaniu (Bilczyński 1966) zwraca uwagę na jego szkodliwość w drzewostanach starszych, rosnących na słabych siedliskach, przerzedzonych, osłabionych z różnych przyczyn (np. żywicowanych lub uszkodzonych przez pożar), ale także na jego rosnące znaczenie w drzewostanach mniej osłabionych. Sformułowania te, podobnie jak akcentowane jego przywiązanie do wierzchołkowych części sosen, utrudniają wcześniejszą identyfikację drzew zaatakowanych, przewijają się w licznych wydanych później opracowaniach (Mazur 1994, Michalski i Mazur 1998). Kolk i Starzyk (2009) określają go jako jednego z najgroźniejszych szkodników wtórnych sosny o znaczeniu lokalnym. Obserwowany ostatnio – po katastrofalnej suszy z 2015 r. – wzrost jego liczebności i znaczenia w licznych drzewostanach rosnących w pasie od Lubelszczyzny po Dolny Śląsk, stanowi z jednej strony potwierdzenie tej opinii, z drugiej natomiast nasuwa podejrzenie, iż rola tego gatunku jako szkodnika wtórnego sosny może być niedoceniana.

W okresie ostatniego ćwierćwiecza dochodziło także do wzmożonego lub masowego występowania innych, uważanych wcześniej za mniej istotne, gatunków kambiofagów, które w sprzyjających warunkach stanowią poważne zagrożenia dla drzewostanów. Dotyczy to np. smolika znaczonego *Pissodes castaneus* (DeGeer) – groźnego szkodnika upraw i młodników sosnowych, którego rozrodu sprzyja zarówno specyficzny układ warunków pogodowych, jak i wzmożone występowanie patogenów grzybowych (Brodziak 2011; Król 2011; Skrzecz i in. 2013).



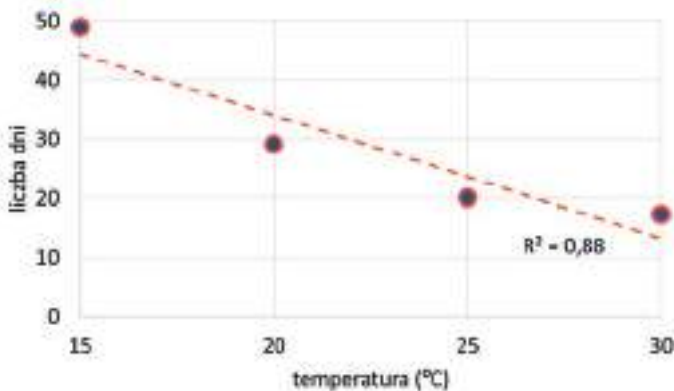
## KAMBIOFAGI ŚWIERKA

Przykładem nowego jakościowo zagrożenia jest także okresowy wzrost znaczenia owadów uważanych za „drugorzędne”, towarzyszących gatunkom o znaczeniu podstawowym. Należy do nich rytownik pospolity *Pityogenes chalcographus* (L.), gatunek dobrze znany, pospolity w całym zasięgu świerka, zwykle występujący w wierzchołkowych partiach drzew zasiedlonych przez kornika drukarza *Ips typographus* (L.). Typowe współwystępowanie obu gatunków jest w zasadzie „bezkolizyjne”, z uwagi na odmienne preferencje co do grubości kory w różnych partiach świerków (Zumr 1984; Grünwald 1986). Z tego względu rytownik jest groźnym gatunkiem stanowiącym znaczne zagrożenie dla świerka w młodszych klasach wieku (Kula i in. 2009; Grodzki 2009), co może być uznane za „nowe zagrożenie” na danym obszarze. Do wzmożonego występowania rytownika dochodzi jednak także w świerczynach starszych klas wieku, w okresie bezpośrednio po gradacjach kornika drukarza. Jest to z jednej strony wynik zaburzenia mechanizmów konkurencji międzygatunkowej wskutek intensywnego, selektywnego zwalczania kornika drukarza, z drugiej natomiast efekt okresowej poprawy bazy lęgowej rytownika, jaką stanowią pozostawiane w lesie wierzchołki i gałęzie (Grodzki 2014; Kacprzyk 2014). Występowanie rytownika jako producenta posuszu w świerczynach starszych klas wieku, obserwowane wcześniej w Sudetach Zachodnich (Grodzki 1997b) oraz w Beskidzie Śląskim i Żywieckim, a ostatnio na Dolnym Śląsku, stanowi nowy jakościowo element zagrożenia drzewostanów.

Nowym zagrożeniem dla lasów jest poszerzanie poziomego i pionowego zasięgu występowania gatunków od dawna znanych jako przedstawiciele rodzimej entomofauny. Warto tu przywołać przykład kornika zrosłozębnego *Ips duplicatus* C.R. Sahlb., gatunku uważanego jeszcze w II połowie XX wieku za licznie występujący w północno-wschodnim zasięgu świerka, a w zasięgu południowym – rzadko i to co najwyżej na terenach wyżynnych (Burakowski i in. 1992). W ostatniej dekadzie XX wieku na Wyżynie Śląskiej miała miejsce dynamiczna gradacja tego gatunku, który skutecznie konkurował z kornikiem drukarzem, zasiedlając dolne partie strzał i będąc głównym sprawcą wydzielania się posuszu (Grodzki 1997a). Od tego czasu obserwowane jest stopniowe zwiększanie się jego zasięgu poziomego i pionowego, który stopniowo objął obszary górskie w Sudetach, zachodniej i środkowej części Karpat (nawet ponad 1000 m n.p.m.) oraz na Słowacji (Turčani i in. 2001; Grodzki 2003). W ostatnich latach ma miejsce wzrost liczebności tego gatunku w świerczynach Beskidu Śląskiego i Żywieckiego, niedawno objętych gradacją kornika drukarza. Oznacza to nowe jakościowo, a równocześnie istotne zagrożenie dla tamtejszych świerczyn, bowiem postępowanie ochronne wobec kornika zrosłozębnego jest bardzo trudne, a jego skuteczność – ograniczona (Grodzki 1997a).

Warunki termiczne, poza niewątpliwym wpływem na zasięgi występowania owadów, decydują także o możliwościach ich rozrodu oraz o rozwoju stadiów

przedimaginalnych. Przykładem znanego gatunku o dobrze rozpoznanej zależności tempa rozwoju od warunków termicznych jest kornik drukarz *I. typographus*, dla którego stworzono szereg modeli opisujących ten mechanizm. U ich podstaw leży opracowana już wiele lat temu koncepcja tzw. sumy temperatur efektywnych. Wartość ta, wyrażona w stopnio-dniach (*degree-days*), jest sumą średnich temperatur dobowych powyżej 5°C z kolejnych dni, aż do osiągnięcia wartości progowej potrzebnej dla ukończenia rozwoju określonego stadium rozwojowego owada (Annala 1969). Prawdliwość tę potwierdziły hodowle laboratoryjne prowadzone w stałych warunkach termicznych (ryc. 1) (Wermelinger i Seifert 1998).



Rycina 1. Liczba dni potrzebnych do rozwoju kornika drukarza od jaja do poczwarki w różnej stałej temperaturze, określona w warunkach laboratoryjnych (za Wermelinger i Seifert 1998)

W warunkach wysokich temperatur sezonu wegetacyjnego dochodzi zatem do przyspieszenia rozwoju larwalnego i skrócenia okresu od jaja do imago, co skutkuje zwiększeniem liczby pokoleń wyprowadzanych w ciągu roku. W warunkach skandynawskich, gdzie kornik drukarz wyprowadza z reguły jedną generację w roku, wcześniejsza rójka oraz szybszy rozwój od jaja do chrząszcza zwiększają prawdopodobieństwo rójki drugiej generacji w okresie lata, co może mieć miejsce w przypadku zaistnienia korzystnych warunków termicznych (Jönsson i in. 2007). Mechanizm ten w sposób szczególnie widoczny jest w obszarach górskich, gdzie ma miejsce silne zróżnicowanie warunków termicznych związane z wysokością n.p.m. (Baier i in. 2007). W upalnym roku 1983, w momencie wybuchu gradacji w Górach Izerskich i Karkonoszach, kornik drukarz wyprowadził dwie pełne generacje główne, a trzecia generacja zimowała w stadium poczwarki (Konca 2014). Badania przeprowadzone w polskich Tatrach wykazały, że na wysokościach 1000–1400 m n.p.m. kornik drukarz wyprowadza z reguły 1 generację główną i 1 siostrzaną, a druga generacja nie kończy rozwoju (Grodzki 2007). Tymczasem w słowackich Tatrach, na wysokości ok. 1400 m n.p.m., w gorącym

sezonie wegetacyjnym 2015 roku na drzewach stojących obserwowano rozwój dwóch głównych generacji kornika drukarza (oraz 1,5 siostrzanej), natomiast na wywrotach doszło do ukończenia trzeciej głównej i drugiej siostrzanej jego generacji (Fleischer i in. 2016). Do przesunięcia okresu i przyspieszenia tempa rozwoju *I. typographus* w 2015 r. doszło także w innych obszarach: w Beskidzie Śląskim i Żywieckim, na Przedgórzu Sudeckim, a także w Górach Opawskich, gdzie po długiej i ciepłej jesieni jeszcze w połowie grudnia obserwowano żywe chrząszcze chodzące po powierzchni kory świerka. Jest to przykład nowego zagrożenia dla lasów ze strony gatunku bardzo dobrze poznanego, jednak zmieniającego się w określonych warunkach środowiskowych.

## KAMBIOFAGI INNYCH GATUNKÓW DRZEW

Analogiczny jak w przypadku rytownika pospolitego mechanizm dotyczy wzmożonego występowania kornika modrzewiowca *Ips cembrae* (Heer), obserwowanego lokalnie m.in. w Górach Izerskich oraz na pożarzysku w rejonie Rud Raciborskich (Hutka 2006; Grodzki 2010). Kornik modrzewiowiec znany jest przede wszystkim jako gatunek związany z materiałem leżącym, który „opada często wywały” (Michalski i Mazur 1998). W określonych warunkach, związanych z okresową poprawą warunków lęgowych (w przypadku Rud Raciborskich były to nieuprzątnięte modrzewie z czyszczeń, w Górach Izerskich – nieusunięte śniegołomy) może on jednak być samodzielnym producentem posuszu, kiedy populacje wylęgłe z drzew leżących atakują rosnące w pobliżu drzewa stojące, powodując ich zamieranie. W ten sposób znany gatunek o raczej drugorzędym znaczeniu staje się lokalnie nowym zagrożeniem dla lasu. Niewykluczone jest, że kornik modrzewiowiec dołączy do czynników powodujących obserwowane ostatnio zjawisko zamierania modrzewia w północno-wschodniej Polsce mimo, że jak dotąd gatunek ten nie był tam notowany (Burakowski i in. 1992).

Natomiast w przypadku opiętka dwupłamkowego *Agrilus biguttatus* (Fabr.), powodującego zamieranie dębów (Moraal i Hilszczański 2000), istotną rolę odgrywają przede wszystkim czynniki pogodowe. Po kilku suchych latach i osłabieniu drzewostanów dębowych jego populacje rozwijają się w całym niemal zasięgu występowania gatunku, stając się jednym z dominujących czynników powodujących zamieranie dębów (Hilszczański 2014). Gatunek ten odegrał istotną rolę w zamieraniu dębów w północno-wschodniej Polsce w latach 2005–2008 mimo, że według Katalogu Fauny Polski (Burakowski i in. 1985) zasięg występowania *A. biguttatus* nie obejmował wcześniej tego terenu. Obecnie, biorąc pod uwagę skutki suszy z 2015 roku, należy liczyć się z możliwością ponownego wzrostu zagrożenia z jego strony, zwłaszcza w rejonie Dolnego Śląska czy Płyty Krotoszyńskiej.

## PODSUMOWANIE

W referacie przytoczono tylko niektóre przykłady nowych zagrożeń ze strony rodzimych gatunków owadów. Praktycy ochrony lasu mogliby prawdopodobnie „od ręki” podać liczne, znane ze swoich terenów, przykłady innych nowych zagrożeń. Nie ulega jednak wątpliwości, że dzięki doświadczeniom zebranych w przeszłości coraz lepiej radzimy sobie z identyfikacją takich sytuacji i czynników sprawczych oraz planowaniem i realizacją postępowania ochronnego. Prognozowane i już obserwowane zmiany klimatyczne mogą natomiast skutkować pojawianiem się kolejnych tego typu „nowych” zagrożeń, zarówno ze strony „nowych” gatunków, jak i owadów już wcześniej zaliczanych do ważnych szkodników leśnych (Hilszczański i Jaworski 2013). A zatem nie wiemy co nas jeszcze czeka...

## Summary

*Wojciech Grodzki<sup>1</sup>, Grzegorz Guzik<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Forest Research Institute in Kraków, Department of Mountain Forests, W.Grodzki@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Forest Protection Team in Opole, g.guzik@lasy.gov.pl

## Selected representatives of native entomofauna as a source of new threats to forests

Among the biotic factors causing threats forest stands, it is important to distinguish both leaf-eating as well as cambium eating and xylophagous insect pests. Within a very numerous group of insects threatening Polish forests, species that pose a permanent or seasonal but often repeated threat occupy a central place. Relatively recognition of their biology and ecology allowed to develop methods helping to define and control threat for forest stands. However, entomofauna, which is an important element of ecosystems, follows the dynamic processes related to ecosystem functioning, as the result of that distribution of some insect species changes, which is being described as a new danger to forests. Such changes expressed by seasonal and/or local increase in population size of certain species could result from improved conditions for their development and especially reproduction, as well as their expansion to new areas enlarging their areas of distribution. The reasons for such changes could be of different nature starting from various climate change effects to unintended effects of forest management activities.

During the relatively recent history of the mountainous forests in Poland, the examples of new threats to spruce forests include such leaf-eating insects as larch bud moth

(*Zeiraphera griseana* (Hb.)) and web-spinning sawflies (*Cephalcia* spp.), which especially concerns spruce web-spinning sawfly (*Cephalcia alpina* Klug.). The outbreaks of those species took place in the Sudety and western part of the Carpathian Mountains (Gorce, Beskid Sądecki, Beskid Śląski and Żywiecki) at the turn of 1970s and 1980s. Several decades have passed from the end of those outbreaks, however until today they present an ideal example of forest science and practice performance in the face of such new forest threats.

Similar problem took place relatively recently in pine stands where in 1995–1997 as well as in 2013–2014 there were short but very dynamic outbreaks of midges, especially European pineneedle midge (*Contarinia baeri* (Prell)) – a species previously known from a local occurrences of low significance.

Seasonal increase in significance of insects regarded to be of ‘low importance’, which accompany species of high importance, could be an example of a new threat. They include six-toothed spruce bark beetle (*Pityogenes chalcographus* (L.)), which increased occurrence could be observed in spruce forests directly following the outbreaks of European spruce bark beetle (*Ips typographus* (L.)); large larch bark beetle (*Ips cembrae* Heer) – the species primarily feeding on broken and fallen trees, which in certain conditions could by itself attack and kill standing, living trees; as well as sharp toothed bark beetle (*Ips acuminatus* (Gyll)), which numbers and damage significantly hiked as the result of drought in 2015.

The new danger for forest stands is linked to horizontal and vertical dispersal of double-spined bark beetle (*Ips duplicatus* C.R. Sahlb.), the species which until the second half of the 20<sup>th</sup> century was numerous in the north-eastern part of spruce distribution area and rarely in its southern part of distribution area. Following the outbreak on the Silesian Highland during the last decade of the 20<sup>th</sup> century, its area of distribution gradually expanded and currently also covers mountainous areas of the Sudety Mountains, western part of the Carpathians and Slovakia.

During the last quarter of the century, there was also extensive or mass occurrence of other cambiofagous insects: small banded pine weevil (*Pissodes castaneus* (DeGeer)) on pine trees as well as two spotted oak buprestid (*Agrilus biguttatus* (Fabr.)) on oaks – the species considered previously as less significant, which in favourable conditions present serious threat to forest stands.

Temperature conditions, besides undeniable influence on the area of distribution of insects, have an effect on insect reproduction as well as on the development of their pre-imaginal stages. Under high temperatures of the vegetative season, larval development accelerates while the phase from egg to adult form shortens, which results in the increased number of generations developing during one year. An example of species capable for such adjustment is the European spruce bark beetle (*I. typographus*), which during the years favourable for its development (such as the year 2015) increased the number of produced generations. That would be another example of the new threat for forests from the known species which changes under specific environmental conditions.

Presentation reviews only part of new threats from the native insect species. Observed climatic changes could result in appearance of other ‘new’ types of threats, both from ‘new’ species, as well as insects already considered as important forest pests.

## LITERATURA

- Annala E. 1969. Influence of temperature upon the development and voltinism of *Ips typographus* L. (Coleoptera, Scolytidae). *Annales Zoologici Fennici*, 6: 161–208.
- Baier P., Pennerstorfer J., Schopf A. 2007. PHENIPS—a comprehensive phenology model for risk assessment of outbreaks of the European spruce bark beetle, *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytidae). *Forest Ecology and Management*, 249: 171–186.
- Bilczyński S. 1954. Ważniejsze szkodniki wtórne sosny i ich zwalczanie. PWRiL, Warszawa.
- Bilczyński S. 1966. Szkodniki wtórne drzew iglastych. PWRiL, Warszawa.
- Brodziak Ł. 2011. Zagrożenie upraw i młodników sosnowych przez smolika znaczonego na obszarze RDLP w Lublinie i Radomiu. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 116: 46–51.
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1985. Katalog fauny Polski. Część 23, t. 10: Chrząszcze – Coleoptera. Buprestoidea, Elateroidea i Cantharoidea. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa.
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1992. Katalog fauny Polski. Część 23, t. 18: Chrząszcze – Curculionioidea oprócz Curculionidae. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa.
- Burzyński J. 1961. Osnuja czerwonołowa (*Acantholyda erythrocephala* L.) na ziemiach Polski. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, 234–236: 101–145.
- Burzyński J. 1984. Iglówka sosnowa – groźny szkodnik nękający sosny. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa ser. B*, 1: 57–65.
- Capecki Z. 1982. Masowe wystąpienie zasnui wysokogórskiej – *Cephalcia falleni* (Dalm.) (*Pamphiliidae*, *Hymenoptera*) w Gorcach. *Sylvan*, 4: 41–40.
- Capecki Z., Grodzki W. 1998. Owady jako przyczyny, wskaźniki i następstwa zmian w ekosystemach leśnych Sudetów Zachodnich. W: Sarosiek J., Stursa J. (red.) *Geoekologiczne problemy Karkonoszy*, t. II, *Acarus*, Poznań: 85–92.
- Capecki Z., Grodzki W., Zwoliński A. 1989. Gradacja wskaźnicy modrzewianeczki *Zeiraphera griseana* Hb. (*Lepidoptera*, *Tortricidae*) w Polsce w latach 1977–1983. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, 688–690: 95–152.
- Escherich K. 1923. *Die Forstinsekten Mitteleuropas*. Zweiter Band. Berlin, Verlagsbuchhandlung Paul Parey.
- Fleischer P., Fleischer P. ml., Ferenčík J. 2016. Koľko generácií môže mať lykožrút smrkový v Tatrách? W: Kunca A. (ed.) *Aktuálne problémy v ochrane lesa. Zborník referátov z celoslovenského seminára, Nový Smokovec*, 29. 1. – 30. 1. 2015: 106–111.
- Grodzki W. 1994. Kontrola występowania wskaźnicy modrzewianeczki *Zeiraphera griseana* Hb. (*Lepidoptera*, *Tortricidae*) przy pomocy feromonów. *Organizacja, wyniki. Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, 770–776: 45–58.

- Grodzki W. 1997a. Możliwości kontroli liczebności populacji kornika zrosłozębnego *Ips duplicatus* C.R.Sahlb. na południu Polski. Sylwan, 11: 25–36.
- Grodzki W. 1997b. *Pityogenes chalcographus* – an indicator of man-made changes in Norway spruce stands. Biologia, Bratislava, 52(2): 217–220.
- Grodzki W. 2003. Zasięg występowania kornika zrosłozębnego *Ips duplicatus* C.R.Sahlb. (Col.: Scolytidae) w obszarach górskich południowej Polski. Sylwan, 8: 29–36.
- Grodzki W. 2007. Wykorzystanie pułapek feromonowych do monitoringu populacji kornika drukarza w wybranych parkach narodowych w Karpatach. Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Rozprawy i Monografie, 8: 1–127.
- Grodzki W. 2009. Entomofauna of dying young spruces *Picea abies* (L.) Karst. in the area after forest decline in the Izerskie Mountains. Folia Forestalia Polonica Series A Forestry, 51(2): 161–170.
- Grodzki W. 2010. Możliwości ograniczania liczebności populacji kornika modrzewiowca *Ips cembrae* (Heer) (Col., Curculionidae, Scolytinae) w drzewostanach modrzewiowych południowej Polski. Sylwan, 3: 160–167.
- Grodzki W. 2014. Charakterystyka występowania szkodliwych owadów leśnych w obszarze kłęski ekologicznej w Górach Izerskich i Karkonoszach w okresie ostatniego 30-lecia. Konferencja Naukowa z okazji 55-lecia Karkonoskiego Parku Narodowego „25 lat po kłęsce ekologicznej w Karkonoszach i Górach Izerskich – obawy a rzeczywistość”. Karkonoski Park Narodowy, Jelenia Góra: 205–215.
- Grünwald M. 1986. Ecological segregation of bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) of spruce. Zeitschrift für angewandte Entomologie, 101: 176–187.
- Gutowski J.M., Królik R., Partyka M. 1992. Studia nad biologią, występowaniem i znaczeniem gospodarczym w Polsce bogatków z rodzaju *Phaenops* Dejean (Coleoptera, Buprestidae). Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, 736: 3–77.
- Guzik G. 1999. Wpływ żyzności siedlisk i wieku drzewostanów na gradacje osnui czerwonołowej (*Acantholyda erythrocephala* L.) na Śląsku. Sylwan, 6: 61–72.
- Hilszczański J. 2014. Dynamika populacji owadów oraz ocena ich funkcji ekologicznych w ekosystemach leśnych w związku ze zmianami klimatycznymi. W: Rykowski K. (red.) Klimat. Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: zagrożenia i szanse. Materiały pierwszego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary: 174–188.
- Hilszczański J., Jaworski T. 2013. Wpływ zmian temperatury i wilgotności na cykle rozwojowe i znaczenie owadów w ekosystemach leśnych w związku z prawdopodobnymi zmianami klimatycznymi. Leśne Prace Badawcze, 74(4): 345–355.
- Honowski J., Huflejt T. 1988. O występowaniu zasnui wysokogórskiej, *Cephalcia falleni* (Dalm.) (Hymenoptera, Pamphiliidae), w Gorczańskim Parku Narodowym. Polskie Pismo Entomologiczne, 58: 433–445.

- Hutka D. 2006. Nowe oblicze kornika modrzewiowca. Trybuna Leśnika, 4: 10–11. Instrukcja ochrony lasu. 1954. PWRiL, Warszawa.
- Jachym M. 2003. Location, Evolution and Importance of *Cephalcia* spp. (Hym: Pamphiliidae) Populations in Polish Carpathian Mountains. Proceedings: Ecology, Survey and Management of Forest Insects, USDA FS, GTR-NE-311: 145–146.
- Jachym M. 2007. Web-spinning sawflies of the genus *Cephalcia* Panzer (Hymenoptera, Pamphiliidae) in the *Picea abies* forests of the Beskidy Mountains (Poland). Journal of Forest Science, 53 (Special Issue): 63–68.
- Jönsson A.M., Harding S., Barring L., Ravn H.P. 2007. Impact of climate change on the population dynamics of *Ips typographus* in southern Sweden. Agricultural and Forest Entomology, 146, 1–2: 70–81.
- Kacprzyk M. 2014. Wpływ warunków mikrośrodowiskowych na zasiedlenie przez entomofaunę kambio–ksylofagiczną gałęzi świerkowych pozostawianych w drzewostanach po cięciach gospodarczych. Sylwan, 10: 761–768.
- Kalina F., Skuhřavý V. 1985. Obaleč modřínový. Ministerstvo lesního a vodního hospodářství ČSR, Praha.
- Kapuściński S. 1973. Ćwiczenia z entomologii leśnej. PWN, Warszawa.
- Karpiński J.J., Strawiński K. 1948. Korniki ziem Polski. Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Lublin, Suppl. IV, Sectio C.
- Kiełczewski B., Szmida A., Kadłubowski W. 1967. Entomologia leśna z zarysem akarologii. PWRiL, Warszawa.
- Koehler W. 1978. Zarys hylopatologii. PWRiL, Warszawa.
- Koehler W. 1958. Występowanie szkodliwych owadów w okresie powojennego dziesięciolecia. Sylwan, 4: 18–37.
- Koehler W., Schnaider Z., Śliwa E. 1957. Prognoza występowania szkodliwych owadów leśnych w 1957 r. Biuletyn Instytutu Badawczego Leśnictwa, 3: 66–88.
- Kolk A., Starzyk J.R. 2009. Atlas owadów uszkadzających drzewa leśne. MULTICO Oficyna Wydawnicza, Warszawa.
- Konca B. 2014. Klęska ekologiczna w Sudetach Zachodnich. Wiedza i praktyka w działaniach ochronnych zespołów drzewiastych Karkonoskiego Parku Narodowego. Konferencja Naukowa z okazji 55-lecia Karkonoskiego Parku Narodowego „25 lat po klęsce ekologicznej w Karkonoszach i Górach Izerkich – obawy a rzeczywistość”. Karkonoski Park Narodowy, Jelenia Góra: 249–261.
- Król A. 2011. Smolik znaczony – groźny szkodnik upraw sosnowych. Las Polski, 18: 12–13.
- Kula E., Kajfosz R., Ząbecki W., Kejdana R. 2009. Kalamity v mladých smrkových porostech a kůrovci. Lesnická práce, 8: 519–520.
- Mazur S. 1994. Szkodniki wtórne drzew iglastych. Oficyna Wydawnicza „Wydawnictwo Świat”, Warszawa.



- Michalski J., Mazur A. 1998. Korniki. Praktyczny przewodnik dla leśników. Oficyna Wydawnicza „Wydawnictwo Świat”, Warszawa.
- Moraal L.G., Hilszczański J. 2000. The buprestid beetle, *Agrilus biguttatus* (F.) (Col., Buprestidae), a recent factor in oak decline in Europe. *Journal of Pest Science*, 5: 134–138.
- Nunberg M. 1950. Najważniejsze szkodliwe owady leśne. PWRiL, Warszawa.
- Pilawa J., Zwoliński A., Zimny J. 1979. Wskaźnica modrzewianeczka (*Zeiraphera griseana* Hb.) – nowy szkodnik świerczyn górskich w Polsce. *Sylwan*, 12: 34–45.
- Sierota Z., Kolk A., Ślusarski S. 1998. Przyczyny i przebieg zjawiska zamierania pędów sosny zwyczajnej na terenie północno-zachodniej Polski w latach 1995–1997. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa ser. B*, 34: 75–93.
- Skrzecz I., Wolski R., Kuźmiński R., Sowińska A. 2013. Postępowanie ochronne w uprawach i młodnikach zagrożonych przez smolika znaczonego *Pissodes notatus*. Sprawozdanie naukowe z tematu BLP-362. Sękocin Stary, Instytut Badawczy Leśnictwa, 56 s.
- Skuhřavý V. 1980. Dosavadní poznatky o výskytu obaleče modřínového a boj proti němu ve světě. *Lesnická práce*, 12: 499–507.
- Turčani M., Csóka G., Grodzki W., Zahradník P. 2001. Recent invasions of exotic forest insects in eastern central Europe. In: *Protection of World Forests from Insect Pests: Advances in Research*. IUFRO World Series, 11: 99–106.
- Wermelinger B., Seifert M. 1998. Analysis of temperature dependent development of the spruce bark beetle *Ips typographus* L. (Coleoptera; Scolytidae). *Journal of Applied Entomology*, 122: 185–191.
- Zumr V. 1986. Podkorní společenstvo brouků (Coleoptera) na smrku ztepilém (*Picea excelsa* Link.). *Lesnictví*, 32(1): 67–79.
- Żukowski R. 1957. Dwa mało znane w Polsce szkodliwe gatunki motyli *Prays curtisellus* Don. i *Semasia diniana* Guen. w faunie Pienińskiego Parku Narodowego. *Sylwan*, 4: 25–35.
- Żukowski R. 1960. Obserwacje nad pojawem i ewentualnym przebiegiem gradacji u niektórych gatunków motyli w latach 1949–59 na obszarze Pienińskiego Parku Narodowego. *Sylwan*, 10: 37–52.

## Zagrożenie lasów ze strony inwazyjnych obcych gatunków grzybów, roślin i zwierząt

### CO TO SĄ GATUNKI OBCE, SKĄD SIĘ BIORĄ I CO Z TEGO WYNIKA

Można śmiało powiedzieć, że inwazje biologiczne obcych gatunków są jednym z najsłabiej znanych zagrożeń dla przyrody. Jednocześnie jest to jeden z najbardziej złożonych problemów ochrony różnorodności biologicznej. Znamienne jest to, że mimo ogromnej roli jaką obce gatunki odgrywają zarówno w gospodarce (jako rośliny uprawne i zwierzęta hodowlane), jak i w życiu codziennym (jako rośliny ozdobne i zwierzęta domowe), nawet samo zdefiniowanie tego, które organizmy należy zaliczyć do tej grupy, w praktyce okazuje się bardzo trudne. Tym bardziej, że gatunki te często określa się używając szeregu innych pojęć, takich jak: gatunki introdukowane, wprowadzone, inwazyjne, nierodzime, egzotyczne, naturalizowane, aklimatyzowane, allochtoniczne.

Na potrzeby uporządkowania terminologii, w ramach prac Konwencji o różnorodności biologicznej opracowano definicję gatunku obcego, obejmującą te gatunki, które wskutek działalności człowieka zostały wprowadzone (introdukowane) poza obszar swojego naturalnego występowania (CBD 2002). Z kolei w krajowym ustawodawstwie za gatunki obce zostały uznane te gatunki, które występują poza swoim naturalnym zasięgiem (Ustawa 2004). Obie te definicje obejmują nie tylko dorosłe osobniki, ale również ich stadia rozwojowe, a także części służące do rozmnażania.

Kluczowym kryterium odróżniającym gatunki obce od rodzimych jest zatem to, że ich występowanie na danym obszarze jest wynikiem działalności człowieka. Przy długodystansowych przemieszczeniach gatunków rola człowieka często nie ulega wątpliwości, zwłaszcza, jeżeli jest to działanie celowe – na przykład w ramach prowadzenia gospodarki rolnej, leśnej czy łowieckiej. O wiele trudniejsze bywa określenie pochodzenia takich gatunków, które mogły na dany obszar przybyć albo dzięki zdolnościom do samodzielnej dyspersji, albo wskutek nieświadomego zawleczenia przez człowieka.

Trudności takie dotyczą zwłaszcza gatunków należących do grup, których rozmieszczenie jest słabo poznane, takich jak niektóre bezkręgowce. Równie trudne bywa ustalenie statusu tych gatunków, dla których granice zasięgu naturalnego występowania nie są odległe – w ich przypadku zawsze należy brać pod uwagę możliwość naturalnej dyspersji. Odróżnienie obszaru naturalnego występowania od występowania będącego następstwem introdukcji w przypadku takich gatunków jak świerk *Picea abies*, jest dyskusyjne.

Wątpliwości takie nie dotyczą jednak przypadków, w których po introdukcji na danym obszarze gatunek rozprzestrzenił się dalej „o własnych siłach”, zdobywając nowe tereny. Mimo pozorów naturalnej ekspansji, gatunek taki należy uznać za obcy na całym obszarze, na którym się rozprzestrzenił, bowiem pierwotną przyczyną jego występowania było działanie człowieka. Wątpliwości nie ma również w przypadku, gdy gatunek został na dany obszar introdukowany w bardzo odległej przeszłości: nawet bardzo długi czas jego „rezydowania” nie sprawi, że uzyska on status gatunku rodzimego.

Celowe działanie człowieka skutkujące introdukcją obcego gatunku w nowe miejsce może obejmować zarówno jego celowe wsiedlenie bezpośrednio do środowiska przyrodniczego (np. drzewa w lasach), jak i sprowadzanie gatunku do uprawy lub hodowli w warunkach kontrolowanych (np. rośliny ozdobne i zwierzęta domowe). Sprowadzone w tym celu rośliny i zwierzęta mogą się następnie w sposób niekontrolowany przedostać z upraw i hodowli do środowiska naturalnego. Inwazja obcego gatunku może być również następstwem likwidacji barier, na przykład po wybudowaniu kanału łączącego izolowane dotychczas dorzecza rzek lub morza.

Większość obcych gatunków po wprowadzeniu na nowe obszary nie jest w stanie na nich przetrwać. Nieliczne gatunki, którym się to udaje, z reguły tworzą małe populacje, które zajmują niewielki obszar, często ograniczony do środowisk silnie przekształconych przez człowieka. Wśród obcych gatunków są jednak również i takie, które po introdukcji radzą sobie nadzwyczaj dobrze. Szybko zwiększają swój zasięg i liczebność populacji, co może doprowadzić do negatywnych oddziaływań zarówno na rodzimą przyrodę, jak i na lokalną gospodarkę. Tę grupę gatunków określa się mianem inwazyjnych gatunków obcych. Mimo tego, że stanowią one niewielką frakcję wszystkich obcych gatunków introdukowanych w nowe miejsca, to ich sumaryczny wpływ jest uznawany za jedno z największych zagrożeń dla przyrody w skali całej Ziemi. W czasach historycznych był on na przykład najważniejszą przyczyną całkowitego wymarcia gatunków płazów, gadów i ssaków; z kolei dla ptaków była to druga, a dla roślin – czwarta z kolei przyczyna wymierania (Bellard i in. 2016).

Tak zgubne skutki obecności inwazyjnych gatunków obcych wynikają z szerokiego spektrum ich oddziaływań na rodzimą przyrodę. Obok intensywnego drapieżnictwa i roślinożerności, obce gatunki zwierząt mogą silnie konkurować z gatunkami rodzimymi o pokarm i miejsca rozrodu. Z kolei rodzime rośliny

mogą przegrywać w konkurencji o światło lub wodę. Zarówno obce zwierzęta, jak i obce rośliny, mogą krzyżować się ze spokrewnionymi z nimi gatunkami rodzimymi, co może być bardzo groźne szczególnie dla gatunków zagrożonych. Ponadto inwazyjne obce gatunki zwierząt i roślin stają się niekiedy obfitym źródłem pokarmu zarówno dla innych gatunków obcych, jak i dla gatunków rodzimych. Konsekwencją takich zaburzeń w sieciach troficznych może być gwałtowny wzrost liczebności gatunków korzystających z nowego źródła pokarmu, co z kolei może prowadzić do dalszych, trudnych do przewidzenia zmian w funkcjonowaniu ekosystemów. Wiele inwazyjnych gatunków obcych przenosi bardzo groźne pasożyty i czynniki chorobotwórcze, które często same są również gatunkami obcymi.

Poza zagrożeniami dla rodzimej przyrody, obecność inwazyjnych gatunków obcych wywołuje również niebagatelne straty ekonomiczne. W skali całego świata szacuje się je nawet na 10% globalnego produktu brutto (Pimentel 2011), natomiast w Europie – co najmniej 18 mld € rocznie (Kettunen i in. 2008). Tak wysokie straty są przede wszystkim skutkiem wpływu szkodników lasów, upraw i produktów roślinnych. Również wśród zwierząt gospodarskich obce gatunki wywołują groźne w skutkach epidemie. Wysiłki mające na celu zapobieganie tym szkodom i łagodzenie ich skutków są bardzo kosztowne.

## GATUNKI OBCE W LASACH

W środowiskach wodnych i lądowych w Polsce stwierdzono dotychczas występowanie co najmniej 1300 gatunków obcych, z których część występuje jedynie sporadycznie (Gatunki obce w Polsce 2016). Ocenia się, że 84 gatunki obcych roślin to gatunki inwazyjne. Stanowi to około 2,5% flory Polski (Tokarska-Guzik i in. 2012). Identyczną liczbę gatunków uznano za inwazyjne obce zwierzęta (Głowaciński i in. 2011), jednak ich udział w faunie Polski wynosi jedynie 0,2%.

Wśród obcych gatunków występujących w lasach można znaleźć zarówno przedstawicieli mikroorganizmów grzybopodobnych, roślin, bezkręgowców jak i kręgowców. Obecność części z nich jest wynikiem celowych introdukcji, natomiast inne znalazły się w lasach wskutek przypadkowych zawleceń.

Celowe nasadzenia obcych gatunków drzew prowadzone były w naszym kraju dla celu zwiększenia produkcji drewna. Poszukiwano gatunków szybko rosnących i odpornych na szkodniki. Jednak obie te cechy, sprzyjające gospodarce leśnej, są jednocześnie właściwościami charakterystycznymi dla gatunków inwazyjnych. Za gatunki obcych drzew w skali całej Polski należy uznać: klon jesionolistny *Acer negundo*, jesion pensylwański *Fraxinus pennsylvanica*, czeremchę amerykańską *Padus serotina*, dąb czerwony *Quercus rubra* i robinie akacjową *Robinia pseudoacacia* (Tokarska-Guzik i in. 2012). Gatunki te silnie konkurują z rodzimymi drzewami, zaburzając procesy naturalnego odnawiania drzewostanu. Jest to niekorzystne z punktu widzenia gospodarki leśnej oraz wpływa na

obniżenie wartości przyrodniczej drzewostanów. Należy jednak stwierdzić, że celowe wprowadzanie tych gatunków miało miejsce w przeszłości, natomiast obecnie z reguły są one w lasach traktowane jako element niepożądany. Coraz powszechniej są one eliminowane nie tylko w ramach długoletniej przebudowy drzewostanów, ale także w ramach programów intensywnego zwalczania.

Programy takie podejmowane są również w celu ograniczania inwazji gatunków obcych roślin zielnych, których obecność w lasach nie jest bezpośrednim wynikiem prowadzenia gospodarki leśnej. Spośród tych roślin 10 gatunków zostało uznanych za inwazyjne w skali całej Polski (Tokarska-Guzik i in. 2012). Jeden z nich, niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*, został przypadkowo zawleczony na obszar naszego kraju. Pozostałe to gatunki sprowadzone celowo do uprawy – albo jako rośliny ozdobne (kolczurka klapowana *Echinocystis lobata*, nawłóć późna *Solidago gigantea*, rdestowce: ostrokończysty *Reynoutria japonica*, sachaliński *R. sachalinensis* i pośredni *R. × bohemica*, niecierpek gruczołowaty *I. glandulifera*), albo uprawne (słonecznik bulwiasty *Helianthus tuberosus* oraz barszcze: Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum* i Sosnowskiego *H. sosnovskyi*). Duże zdolności dyspersyjne tych gatunków, często dodatkowo wspomagane niewłaściwą utylizacją pozostałości z ogródków (np. wyrzucaniem ich w pobliżu cieków wodnych) spowodowały, że „uciekły” one z upraw i zdominowały szereg siedlisk. Ich wnikanie do wnętrza kompleksów leśnych odbywa się przede wszystkim wzdłuż dróg i rzek. Zdolności konkurencyjne tych gatunków są tak duże, że modyfikują one nie tylko strukturę rodzimych zbiorowisk roślin zielnych, ale mogą również silnie zaburzać naturalne odnawianie drzewostanu. Wskutek znacznego stopnia rozprzestrzenienia, braku skutecznych metod oraz ciągłych introdukcji (np. z okolicznych ogródków), eliminacja obcych gatunków roślin zielnych jest trudniejsza niż w przypadku obcych gatunków drzew.

Inną grupą inwazyjnych gatunków obcych, których obecność w lasach nie jest skutkiem gospodarki leśnej, są patogenne fytoftory, takie jak *Phytophthora alni*, *P. ramorum*, *P. citricola*, *P. cambivora* i *P. cinnamomi*. Te grzybopodobne organizmy zostały zawleczone do Polski najprawdopodobniej wraz z materiałem szkółkarskim. Infekcje przez nie wywoływane mogą prowadzić do zamierania drzew na dużych obszarach (Oszako i in. 2007).

Najbardziej rozpoznawalną grupą szkodników drzew są niewątpliwie owady, z których część to gatunki obce. Ekonomiczne skutki ich inwazji są ogromne, dlatego podejmowane są działania mające na celu zapobieganie ich zawleczeniu oraz wykrywanie ich obecności na wczesnym etapie inwazji. W tym kontekście jednym z gatunków o priorytetowym znaczeniu jest barczatka syberyjska *Dendrolimus sibiricus* – szkodnik drzew iglastych. Dotychczas prawdopodobnie nie został on zawleczony do Polski, ale drewno importowane ze wschodu jest na granicach poddawane bardzo szczegółowym kontrolom fitosanitarnym mającym na celu wykrycie tego gatunku. Nie mniej groźnymi szkodnikami drzew liściastych są azjatyckie chrząszcze z rodziny kózkowatych *Anoplophora chinensis*

i *A. glabripennis*. O ile z naszego kraju brak informacji o stwierdzeniach pierwszego gatunku, to drugi z nich został w 2003 r. stwierdzony w Gdańsku na drzewku bonsai (Białooki 2003). Do tej pory nie ma informacji o występowaniu tych gatunków w naturze, jednak niezbędne jest kontynuowanie obserwacji w celu wykrywania ewentualnych przypadków zawleceń.

Badania takie doprowadziły do wykrycia pierwszego (i jak dotychczas jedyne) w Polsce przypadku zawleczenia węgorka sosnowca *Bursaphelenchus xylophilus* – niezwykle groźnego północnoamerykańskiego nicienia pasożytniczego w drewnie drzew iglastych. W listopadzie 2013 r. podczas badań monitoringowych prowadzonych przez Państwową Inspekcję Ochrony Roślin i Nasiennictwa, wykryto ten gatunek w paletach drewnianych składowanych w jednej z firm na terenie województwa mazowieckiego (PIORIN 2013). Przypadek ten sprawił, że kontrole drewnianych opakowań składowanych na terytorium kraju zostały nasilone.

Opisane powyżej przypadki zawleceń bezkręgowców zostały wykryte na tyle wcześnie, że zapobiegło to przedostaniu się ich do środowiska naturalnego. Znane są jednak z naszego kraju przypadki, w których do inwazji biologicznej nie doszło mimo tego, że gatunki obcych szkodników drzew zostały stwierdzone w lasach. Przykładem takiego gatunku jest północnoamerykański motyl oprzędnica jesienna *Hyphantria cunea*, którego gąsienice uszkadzają zarówno drzewa w sadach jak i w lasach. W latach 1960–2000 w południowo-wschodniej i centralnej Polsce gatunek ten był stwierdzony kilka razy, jednak nie zdołał utworzyć stabilnej populacji. Jedną z możliwych przyczyn były niesprzyjające jak do tej pory warunki klimatyczne, zatem ich zmiana może w przyszłości doprowadzić do inwazji tego gatunku (Kosibowicz 2011).

Gatunkiem, który taką inwazję już rozpoczął, jest północnoamerykański ryjkowiec drzewiaczek jesionowy *Lignyodes bischoffi*, szkodnik jesionu pensylwańskiego. Został on zawleczony do Europy z rośliną żywicielską najprawdopodobniej w połowie XX wieku. Pierwsze stwierdzenie tego gatunku w Polsce miało miejsce w 1998 r. w Białowieży, a w ciągu następnych lat wykryto kilkadziesiąt nowych lokalizacji we wschodniej i centralnej Polsce. Dotychczasowe obserwacje wskazują, że w Polsce jesion pensylwański pozostaje jedyną rośliną żywicielską tego ryjkowca, zatem obecnie nie stanowi on zagrożenia dla lasów. Warto jednak zwrócić uwagę na to, że w południowej Słowacji był on stwierdzony także na rodzimym jesionie wyniosłym *Fraxinus excelsior*, co może świadczyć o potencjalnym zagrożeniu dla gospodarki leśnej (Wanat i Mocarski 2008).

Kolejnym lokalnie występującym w Polsce północnoamerykańskim owadem uszkadzającym obce gatunki drzew jest znamionek jedlicowy *Megastigmus spermotrophus*, żerujący na daglezi *Pseudotsuga menziesii*. Błonkówka ta została zawleczona do Europy wraz z rośliną żywicielską zapewne już w pierwszej połowie XIX wieku, choć był to wówczas gatunek nieznan nauce. Jego opisu dokonano pod koniec wieku, a pierwsze stwierdzenie w Polsce miało miejsce w 1913 r. koło Poznania. Obecnie zasięg tego gatunku w naszym kraju pokrywa się z obszarami,

na których występują większe skupienia daglezi – głównie w zachodniej części kraju. Nie ma obserwacji wskazujących na możliwość żerowania znamionka jedlicowego na rodzimych gatunkach drzew, jednak wobec faktu, że w skali lokalnej drzewostany daglezi mogą mieć znaczenie gospodarcze, inwazja ta może skutkować stratami ekonomicznymi (Kosibowicz i Pawłowski 2011).

Straty takie są tym bardziej prawdopodobne w przypadku obiałki pędowej *Dreyfusia nordmanniana* – mszycy pochodzącej z rejonu Kaukazu. Została ona zawleczona do Europy w połowie XIX wieku. Również i dla tego gatunku przyczyną introdukcji był import rośliny żywicielskiej – jodły kaukaskiej *Abies nordmanniana*. W Polsce mszyca ta została po raz pierwszy stwierdzona prawdopodobnie już w 1843 r., jednak dopiero po 1970 r. liczba stwierdzeń szybko wzrosła. Obecnie zasięg tego gatunku w naszym kraju zapewne pokrywa się z zasięgiem rodzimej jodły *A. alba*. Wysysanie tkanek jodeł przez obiałkę pędową prowadzi do uszkodzeń i zredukowania aparatu asymilacyjnego, a w konsekwencji – do obumierania gałęzi, zahamowania wzrostu, i tworzenia form krzaczastych zaatakowanych jodeł. Osłabione drzewa są podatne na szkodniki wtórne, które mogą doprowadzić do ich śmierci (Kosibowicz 2011; Hałaj i Osiadacz 2013).

Jednym z najlepiej rozpoznawalnych obcych gatunków szkodników drzew w Polsce jest pochodzący z południowej Europy szrotówek kasztanowcowiaczek *Cameraria ohridella*. Pierwsze stwierdzenie tego gatunku w naszym kraju miało miejsce w 1988 r., a już kilka lat później występował on masowo w całej Polsce. Dotychczasowe skutki obecności szrotówka w Polsce ograniczają się przede wszystkim do uszkodzania kasztanowca białego *Aesculus hippocastanum*. O ile z punktu widzenia utrzymania zieleni miejskiej wywołuje to istotne straty ekonomiczne, to dla gospodarki leśnej w Polsce nie ma większego znaczenia. Potencjalne zagrożenie może jednak wywołać zmiana preferencji szrotówka w kierunku rodzimych gatunków drzew o znaczeniu lasotwórczym. Obserwowano żerowanie tego gatunku między innymi na jaworach *Acer pseudoplatanus* (Kosibowicz i Pawłowski 2011).

Zdecydowana większość obcych gatunków zwierząt, które mogą w polskich lasach powodować straty, to bezkręgowce. Spośród kręgowców można wymienić jedynie ssaki kopytne – daniela *Dama dama* i muflona *Ovis ammon*. Obydwa te gatunki wsiedlane są w ramach gospodarki łowieckiej. Lokalnie ich populacje osiągają wysokie zagęszczenia, przy których mogą powodować straty w szkółkach leśnych poprzez zgryzanie (Solarz 2011a, 2011b). Muflon lokalnie wywołuje bardzo silną erozję gleby, co prowadzi do całkowitego zniszczenia warstwy podszytu (Szczęśniak 2011).

Gatunkiem ssaka, który dotychczas nie był stwierdzony w środowisku przyrodniczym w Polsce jest wiewiórka szara *Sciurus carolinensis*. W połowie XIX wieku została ona sprowadzona z Ameryki Północnej jako zwierzę hodowlane na Wyspy Brytyjskie. Ucieczki i celowe uwolnienia doprowadziły do powstania szybko rozprzestrzeniającej się populacji. Skutkiem tej inwazji było niemal całkowite wyginięcie rodzimej wiewiórki rudej *S. vulgaris* na Wyspach Brytyjskich.

Północnoamerykański gatunek nie tylko charakteryzuje się silniejszymi zdolnościami konkurencyjnymi, ale także jest nosicielem śmiertelnego dla wiewiórki rudej wirusa ospy, na który sam jest odporny. Z punktu widzenia gospodarki leśnej najbardziej istotny jest fakt, że okorowywanie pni drzew przez wiewiórkę szarą prowadzi do ich usychania i łamania, co powoduje istotne straty ekonomiczne (Krauze-Gryz i Gryz 2012). Inwazyjność wiewiórki szarej sprawiła, że znalazła się ona wśród gatunków obcych, dla których zostały w Polsce wprowadzone ograniczenia w imporcie, posiadaniu i obrocie (Rozporządzenie 2011). Ma to na celu zapobieganie introdukcjom tego gatunku do środowiska przyrodniczego. Sankcje prawne nie spowodowały jednak całkowitego wyeliminowania wiewiórek szarych z obrotu w naszym kraju, dlatego ryzyko uwalniania i ucieczek tego gatunku jest w dalszym ciągu realne (Krauze-Gryz i Gryz 2012).

## NOWE WYZWANIA I NOWE ROZWIĄZANIA

Jednym z czynników, które w przyszłości mogą spowodować eskalację problemu inwazji biologicznych obcych gatunków są zmiany klimatyczne. Groźne jest już samo to, że mogą one skutkować koniecznością zwiększenia dotychczasowego poziomu importu niektórych towarów, a także poszukiwaniem nowych towarów i nowych kierunków importu. To z kolei niesie ze sobą ryzyko zwiększenia liczby przypadków niezamierzonych zawleceń zarówno znanych już wcześniej obcych gatunków, jak i zawlekaniami gatunków nowych, zupełnie dotąd niespotykanych. Co więcej, niektóre gatunki obce, które dotychczas nie miały szansy na przeżycie transportu na nowe obszary, ani na utrzymanie się na nich, rozmnożenie i utworzenie tu stabilnych populacji, dzięki zmianom klimatu będą w stanie pokonać te etapy. Część z nich może w nowych warunkach ujawnić nieznanne dotychczas właściwości inwazyjne, na przykład dzięki zwiększonym możliwościom rozrodu (Walther i in. 2009).

Jednym z działań podejmowanych w celu przygotowania się na ewentualne przyszłe zagrożenia lasów ze strony inwazji biologicznych jest stosowanie tzw. drzew strażników. Polega to na nasadzeniu ważnych dla gospodarki leśnej rodzimych gatunków drzew na obszarach, które w przyszłości mogą stać się głównymi źródłami importu towarów. Drzewa te są następnie monitorowane w celu wykrycia atakujących je lokalnych szkodników. Ich poznanie umożliwia między innymi przygotowanie kluczy do oznaczania, dzięki którym rodzime służby fitosanitarne i leśne będą zawczasu przygotowane na ewentualność ich zawlekania (Roques i in. 2015).

Zmiany klimatu mogą również powodować zmiany w sposobie prowadzenia gospodarki leśnej, skutkujące zwiększeniem zagrożenia ze strony obcych gatunków. Wiąże się to między innymi z koniecznością poszukiwania nowych obcych gatunków drzew, które będą przystosowane do zmienionych warunków klimatycznych. Ma to na celu zarówno utrzymanie poziomu produkcji drewna, jak i wypełnianie zobowiązań związanych z ograniczaniem emisji CO<sub>2</sub>. Jak pokazują opisane powyżej przykłady, w przeszłości sprowadzanie obcych gatunków drzew



niejednokrotnie było przyczyną niezamierzonego zawlekania właściwych im szkodników. Ryzyko takie istnieje również w przypadku prób aklimatyzacji obcych drzew w przyszłości. Nie można też wykluczyć, że część tych drzew okaże się gatunkami inwazyjnymi, negatywnie wpływającymi na rodzimą gospodarkę i przyrodę.

## PODSUMOWANIE

W przeszłości prowadzenie gospodarki leśnej w Polsce było przyczyną wprowadzenia kilku inwazyjnych obcych gatunków drzew. Obecnie gatunki te nie są już promowane i coraz częściej prowadzi się ich zwalczanie. Stosunkowo niewielkie jest również zainteresowanie aklimatyzacją nowych obcych gatunków drzew w naszym kraju. Dotychczasowe działania służb fitosanitarnych i leśnych z zakresu zapobiegania introdukcjom obcych gatunków szkodników lasów i ograniczania ich występowania są skuteczne – w Polsce nie stwierdzono dotychczas inwazji kilku bardzo groźnych gatunków obcych występujących już w Europie.

W kontekście zagrożenia inwazjami biologicznymi, największym wyzwaniem na przyszłość mogą się okazać zmiany klimatu. Wiążą się one między innymi z ryzykiem ujawnienia nieznanymi dotychczas właściwościami inwazyjnych przez gatunki szkodników zawleczone do Polski w przeszłości – na przykład zmian roślin żywicielskich z obcych gatunków drzew na rodzime gatunki lasotwórcze czy zwiększonej rozrodczości. Spowodowana zmianami klimatu intensyfikacja importu może również skutkować zawlekaniami nowych, nieznanymi dotychczas inwazyjnych obcych gatunków szkodników.

## Summary

*Wojciech Solarz*

Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Kraków, solarz@iop.krakow.pl

## Invasive alien fungi, plants and animals as a threat for forests

Alien species are species (or subspecies) that were moved (introduced), by a human agency, beyond their current or past natural range. This includes not only adult individuals but also seeds, eggs, larvae or parts of individuals that are sufficient for its survival and development. It is also worth stressing that the species does not have to be moved for

long distances to be classified as alien – such movements may as well be within boundaries of one country (eg. spruce *Picea excelsior*). The majority of alien species is unable to establish in new areas, or their range and population numbers remain low. There are also many alien species of fundamental importance for local and global economies, including forestry. However, a small fraction of alien species has detrimental effects on native biodiversity, local economies and human health. They are referred to as invasive alien species and their impact to is considered to be one of the two largest threats to global biodiversity, along with habitat loss. Costs incurred by their impact are estimated at 5–10% of global gross product. The many types of impacts from invasive alien species include herbivory (including agricultural and forest plants and plant products), predation, parasitism, transmission of parasites and disease, habitat transformation, hybridisation, toxicity, or allergenic properties.

A total of approximately 1300 alien species have been recorded in Poland to date, with many invasives. They were introduced by variety of pathways, forestry being one of them in the past. Alien trees were imported and planted for the economic value of timber. Some of them turned out to be invasive and currently are perceived as problematic. Examples include Black cherry (*Padus serotina*), Red oak (*Quercus rubra*) and Black locust (*Robinia pseudoacacia*).

However, the major threats that biological invasions pose for forests come from alien pests that have been brought here for other reasons. These species affect the economic aspect of forest management and, at the same time, its nature conservation dimension. The examples of invasive alien species threatening forest include organisms from different taxonomic groups. Large-scale destruction of forest complexes may be caused by a range of alien micro-organisms, such as phytophthora fungi, or xylophilous nematodes, such as *Bursaphelenchus xylophilus*, or beetles, such as Asian long-horned beetle (*Anoplophora glabripennis*). Forest regeneration processes may be distorted by excessive overshadowing by invasive alien plants, such as Small balsam (*Impatiens parviflora*). Locally, forests may even be affected by overpopulated fallow deer (*Dama dama*), introduced for hunting.

Considerable progress has been made over the last two decades to address these threats, including development of international and national regulatory and non-regulatory frameworks to protect forests from adverse impacts of invasive alien species. The level of awareness of biological invasion problem has also increased among all stakeholders interested in forestry. However, new challenges have also emerged, including significant intensification of global exchange of goods and climatic changes. They will inevitably increase the threats from invasive alien species for all sectors of economy, including forestry, but also for nature conservation.

## LITERATURA

- Bellard C., Cassey P., Blackburn T.M. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters*, 12(2), 20150623.
- Białooki P. 2003. *Anoplophora glabripennis* – first confirmation in Poland. *Ochrona Roślin*, 47: 34–35.
- CBD 2002. COP 6 Decision VI/23. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>

- Gatunki obce w Polsce. 2016. Internetowa baza danych. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków [www.iop.krakow.pl/ias](http://www.iop.krakow.pl/ias)
- Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red). 2011. Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Hałaj R., Osiadacz B. 2013. European gall-forming *Pemphigus* (*Aphidoidea*: *Eriosomatidae*). *Zoologischer Anzeiger-A Journal of Comparative Zoology*, 252: 417–423.
- Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U., ten Brink P., Shine C. 2008. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) – Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium.
- Kosibowicz M. 2011. *Dreyfusia nordmanniana*. Obiałka pędowa. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Kosibowicz M. 2011. *Hyphantria cunea*. Oprzędznica jesienna. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Kosibowicz M., Pawłowski J. 2011. *Cameraria ohridella*. Szrotówek kasztanowcowiaczek. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Kosibowicz M., Pawłowski J. 2011. *Megastigmus spermotrophus*. Znamionek jedlicowy. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Krauze-Gryz D., Gryz J. 2012. Wiewiórka szara *Sciurus carolinensis* w Polsce: science fiction czy realne zagrożenie? *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 14: 327–334.
- Oszako T., Orlikowski L.B., Trzewik A. 2007. Zagrożenie polskich szkółek leśnych przez gatunki rodzaju *Phytophthora*. *Progress in Plant Protection*, 47: 224–234.
- Pimentel D. (red.). 2011. Biological invasions; economics and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington DC.
- PIORIN 2013. Wystąpienie węgorka sosnowca w paletach składowanych na terytorium Polski. Państwowa Inspekcja Ochrony Roślin i Nasiennictwa <http://piorin.gov.pl/index.php?pid=2159>
- Roques A., Fan J.-T., Courtial B., Zhang Y.-Z., Yart A., Auger-Rozenberg M.-A., Denux O., Kenis M., Baker R., Sun J.H. 2015. Planting sentinel European trees in Eastern Asia as a novel method to identify potential insect pest invaders. *PLoS ONE*, 10: e0120864.

- Rozporządzenie 2011. Rozporządzenie ministra środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym. Dz.U. nr 210, poz. 1260.
- Solarz W. 2011a. *Dama dama*. Daniel. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Solarz W. 2011b. *Ovis ammon*. Muflon. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Szcześniak E. 2011. Obecność muflonów *Ovis aries musimon* w Polsce – czy to naprawdę konieczne? *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 67: 99–117.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Ustawa 2004. Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. Dz.U. nr 92., poz. 880.
- Walther G.R., Roques A., Hulme P.E., Sykes M.T., Pyšek P., Settele J., Bacher S., Botta-Dukát Z., Bugmann H., Czucz B., Dauber J., Hickler T., Jarosik V., Kenis M, Klotz S., Kühn I., Minchin D., Moora M., Nentwig W., Ott J., Panov V., Reineking B., Robinet C., Semchenko V., Solarz W., Thuiller W., Vilà M., Vohland K., Zobel M. 2009. Alien species in a warmer world – risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 686–693.
- Wanat M., Mocarski Z. 2008. Current range of the ash seed weevil *Lignyodes bischoffi* Blatchley, 1916 (Coleoptera: Curculionidae) in Poland. *Polish Journal of Entomology*, 77: 177–182.



Zbigniew Sierota<sup>1</sup>, Katarzyna Nowik<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ochrony Lasu, Z.Sierota@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Zespół Ochrony Lasu we Wrocławiu, katarzyna.nowik@lasy.gov.pl

## Zmiany zagrożeń lasu powodowanych przez patogeny grzybowe

### WPROWADZENIE

Patogeny grzybowe są bezpośrednimi sprawcami chorób infekcyjnych poszczególnych organów i całych drzew oraz drzewostanów, jak również poprzez zainicjowanie procesu chorobowego, obniżają ich ogólną odporność na inne czynniki biotyczne (owady, lęgniowce) oraz abiotyczne (wiatr, susza). Choroby w drzewostanach zagospodarowanych zawsze traktowane były jako czynnik niekorzystny, przynoszący szkody w drzewostanie i straty w działalności gospodarczej. Jako przykłady można wymienić zjawisko zamierania pędów sosny w 1922 i 1984 r., chorobę opieńkową w latach 1928–30 oraz 1952–54 czy hubę korzeni w drzewostanach na gruntach porolnych od lat 70. ub. wieku. Powierzchnia występowania chorób infekcyjnych wzrastała wraz z powiększaniem się powierzchni leśnej, zmieniała się wraz z klasami wieku i gatunkami zaatakowanych drzew. Zawsze jednak odzwierciedlała pewne zmiany w środowisku leśnym, wynikające zarówno z występujących anomalii pogody, jak i przyjętego sposobu gospodarki leśnej – oddziałujące zarówno na drzewa, jak i na sprawców chorób.

Dotychczasowe modele chorób lasu, jak hylopatologiczny model choroby łańcuchowej (Koehler 1985) czy ekosystemowy model choroby spiralnej (Manion 1981) (za Sierota 1995), nie w pełni wyjaśniają złożoność zjawisk chorobowych, obserwowanych obecnie w środowisku leśnym. Jak się wydaje, głównym czynnikiem oddziałującym na przebieg zjawisk chorobowych jest obecnie zmienna skala i nasilenie przebiegu temperatury powietrza i opadów atmosferycznych.

W pracy przedstawiono:

- główne czynniki wpływające na pogorszenie kondycji drzew i obniżenie ich odporności na czynniki stresowe oraz patogeny;

- kształtowanie się stanu zdrowotnego drzewostanów w ostatnim 40-leciu;
- rejonizację zagrożonych obszarów leśnych;
- wpływ chorób infekcyjnych na stabilność drzewostanów;
- perspektywy zmian zdrowotności lasów gospodarczych.

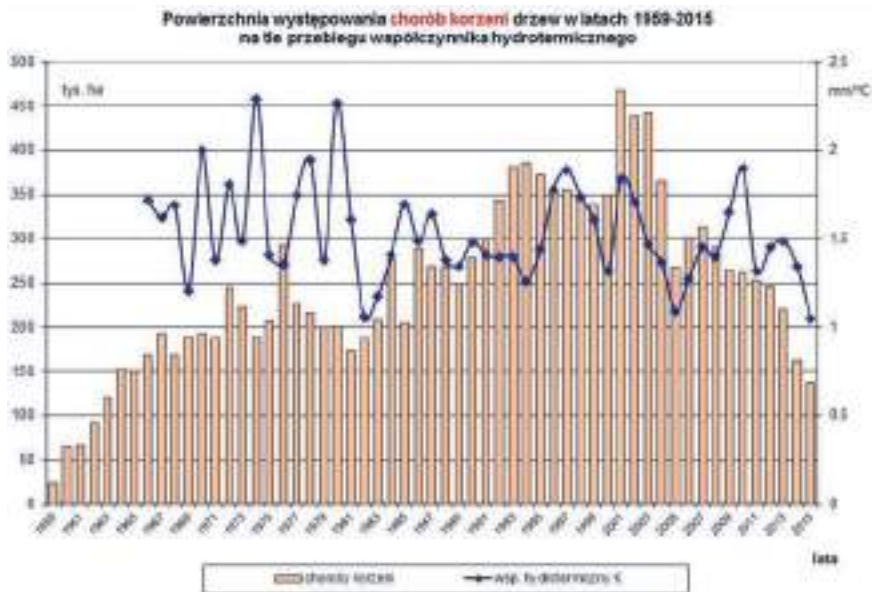
## WAŻNIEJSZE ZAGROŻENIA

Powierzchniowy rozmiar szkód powodowanych przez czynniki grzybowe jest rejestrowany od 1975 r. w opracowaniach Instytutu Badawczego Leśnictwa. Od wielu lat najistotniejszymi gospodarczo chorobami drzewostanów w Polsce są te, których sprawcami są patogeny korzeni. Występowanie **huby korzeni** zostało wykazane na największym obszarze 230 tysięcy hektarów w 2003 r. (Krótkoterminowa prognoza... 2004). Największe nasilenie objawów odnotowano w północnej Polsce, na terenie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych: olsztyńskiej, białostockiej, szczecińskiej, szczecineckiej i pilskiej. Przez wiele lat za sprawcę uszkodzeń systemów korzeniowych różnych gatunków drzew uznawano grzyba *Hetrobasidion annosum*. Od kil-



Rycina 1. Owocnik *H. annosum* w szyi korzeniowej sadzonki sosny zwyczajnej (fot. K. Nowik)

kunastu lat przyjmuje się, że *H. annosum sensu stricto* (Fr.) Bref. (korzeniowiec wieloletni, korzeniowiec sosnowy) jest odpowiedzialny za chorobę (hubę korzeni) oraz zgniliznę korzeni sosny, procesy chorobowe u świerka wywołuje korzeniowiec drobnopory *H. parviporum* Niemelä & Korhonen, natomiast u jodły – korzeniowiec jodłowy *H. abietinum* Niemelä & Korhonen (Łakomy i in. 2007, 2011). Należy również zwrócić uwagę na odmienny przebieg procesu chorobowego u sosny i świerka. U sosen, od momentu infekcji do wystąpienia objawów zamierania, trwa on zazwyczaj jeden do kilku sezonów, natomiast w drzewostanach świerkowych proces jest długotrwały, a patogen powoduje rozległą zgniliznę odziomkową sięgającą do kilku metrów wysokości. (Sierota 2001, 2011; Sierota i in. 2012). Drzewostany porażone są bardziej wrażliwe na zmienne warunki pogodowe (przede wszystkim wilgotnościowe) i podatne na uszkodzenia przez inne czynniki biotyczne i abiotyczne.



Rycina 2. Występowanie chorób korzeni (tys. ha) a wartości współczynnika pogodowego w ostatnim 50-leciu; średnia wieloletnia wartość współczynnika wynosi 1,5 (opr. M. Małecka)

Oslabienie drzewostanów, przede wszystkim w wyniku suszy, ma duży wpływ na zagrożenie ze strony grzybów rodzaju *Armillaria* (Fr.) Staude – sprawców **opieńkowej zgnilizny korzeni**. W obrębie rodzaju wyróżnia się szereg gatunków o zróżnicowanej patogeniczności i wirulencji. Do najbardziej agresywnych zalicza się opieńka ciemna *Armillaria ostoyae* (Romagn.) (Żółciak 2005). Patogen poraża drzewa w każdym wieku. Organem infekcyjnym są strzępki grzyba – ryzomorfy, kontaktujące z żywicielem. W wyniku infekcji pod korą zaczyna się rozwijać biała, płatowata grzybnia powodująca zgniliznę łyka i miazgi, a w konsekwencji śmierć gospodarza. W 2001 r. objawy występowania opieńkowej zgnilizny korzeni zarejestrowano na powierzchni 250 tysięcy hektarów, z największym nasileniem w północno-wschodniej części kraju. W ostatnich latach najbardziej zagrożone występowaniem choroby są drzewostany świerkowe w południowej i południowo-zachodniej Polsce.

Zmieniające się warunki, zarówno przyrodnicze jak i gospodarcze (powszechny obrót materiałem roślinnym), sprawiły, że w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku zaczęła się rozprzestrzeniać choroba określana zjawiskiem **zamierania jesionu**. Objawy w postaci rozległych nekroz, obejmujących pędy i gałęzie oraz prowadzących do zamierania jesionów wszystkich klas wieku, zauważono po raz pierwszy na terenie północno-wschodniej Polski. W 2007 r. zamieranie jesionów zarejestrowano na powierzchni ponad 15 tys. hektarów. W ostatnich latach



powierzchnia zagrożenia utrzymuje się na wysokim poziomie kilku tysięcy hektarów. Od czasu pierwszych doniesień o zjawisku, choroba rozprzestrzeniła się niemalże w całej Europie stanowiąc poważne zagrożenie dla istnienia drzewostanów jesionowych w ekosystemie.



Rycina 3. Owocniki *A. ostoyae* w szyi korzeniowej świerka (fot. K. Nowik)



Rycina 4. Symptomy porażenia przez *Chalara fraxinea* na młodych pędach (z lewej) i w starszych drzewostanach (z prawej) (fot. K. Nowik)

W 2006 r. udało się zidentyfikować głównego sprawcę choroby *Chalara fraxinea* T. Kowalski (Kowalski 2006), a w 2011 r. jego stadium teleomorficzne – *Hymenoscyphus fraxineus* (T. Kowalski) Baral, Queloz & Hosoya (Kowalski i in. 2012). Stale zmniejszający się areal drzewostanów jesionowych oraz brak możliwości

wyhodowania zdrowego pokolenia jesionów z odnowień sztucznych sprawiają, że większość naukowców zwraca się w kierunku hodowli odpornościowej jako metodzie ochrony gatunku.

Od lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku w wielu rejonach południowej Polski obserwuje się objawy świadczące o narastającym procesie **chorobowym jaworu**. Kowalski i in. (2012) określili to zjawisko jako chorobę wieloczynnikową, ze wskazaniem na patogeny *Neonectria coccinea* (Pers.) Rossman & Samuels 1999 i *Haematonectria hematococca* (Berk. & Broome) Samuels & Rossman 1999, jako odgrywające największą rolę w powstawaniu symptomów chorobowych. Grzyby rodzaju *Neonectria* mogą porażać różne gatunki drzew liściastych: buk, jawor, jesion i topolę. W początkowej fazie choroby, w miejscach pierwotnej infekcji tworzą się nekrozy, często mogące prowadzić do pęknięcia pnia. Patogeny *Neonectria ditissima* (Tul. & C. Tul.) Samuels & Rossman, *Neonectria galligena* (Bres.) Rossman & Samuels, *N. coccinea* powodują raki drzewne oraz nekrozy prowadzące do zapadania i wykruszania kory. Następnie drzewa tworzą tkankę zasklepową, a po latach powstaje w tym miejscu koncentryczna rana. W przypadku infekcji jaworów można mówić o rozległych nekrozach prowadzących do powierzchniowego odpadania kory. Na korze tworzą się łatwe do zauważenia brunatnoczerwone perytecje sprawcy. Rozwojowi patogenu sprzyjają czynniki obniżające żywotność drzew m.in. uszkodzenia mrozowe i zranienia tkanek powodowane m.in. przez owady ssące. *N. faginata*



Rycina 5. Zgorzel kory jaworu (fot. K. Nowik)



Rycina 6. Perytecja *N. coccinea* na korze jaworu (fot. K. Nowik)

(Lohman, Watson & Ayers) Castl. & Rossman na bukach często znajdowany był z czerwcem bukowym *Cryptococcus fagi (fagisuga)* Lind., zwykle w okresie 3–5 lat od masowego zasiedlenia przez szkodniki.

Jedną z największych powierzchni uszkodzeń drzewostanów w historii ewidencjonowania szkód powstających w wyniku działania czynników chorobotwórczych, odnotowano w 1996 roku. Szkody spowodowane były **zamieraniem pędów sosny**. Po długo trwającej mroźnej i bezśnieżnej zimie wystąpiło zjawisko suszy mrozowej. Rok 1996 był kolejnym rokiem gradacji przyszczarka Baera i igłówki sosnowej. Działanie tych czynników przyczyniło się do masowego zamierania pędów na powierzchni ponad 600 tys. hektarów drzewostanów sosnowych północnej Polski. Na zamierających pędach rozwijały się przede wszystkim grzyby endofityczne – patogen słabości *Cenangium ferruginosum* Fr. ale również inne gatunki grzybów mogących powodować objawy chorobowe, jak: *Scolecotria cucurbitula* (Tode) C. Booth, *Sclerophoma pithyophila* (Corda) Höhn. oraz *Gremmeniella abietina* (Lagerb.) M. Morelet (Sierota i in. 1998). Z kolei w latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku miało miejsce epifitozyjne zamieranie pędów sosny na około 200 tysiącach hektarów, spowodowane przez *G. abietina*. Masowemu występowaniu patogenu sprzyjają wilgotne i chłodne sezony wegetacyjne oraz łagodne, śnieżne zimy. Igły na porażonych pędach brunatnieją i opadają, na pędach pojawiają się wycieki żywicy, a na zmarłych tkankach zazwyczaj jesienią pojawiają się owocniki anamorficznego stadium sprawcy *Brunchorstia pinea* (P. Karst.) Höhn.



Rycina 7. Symptomy zamierania pędów w koronach sosen (fot. K. Nowik)

Groźnym patogenem dębu jest **mączniak dębu** powodowany przez grzyba *Erysiphe alphitoides* (Griffon & Maubl.) U. Braun & S. Takam., sprawca

zamierania materiału szkółkarskiego oraz młodych odnowień dębu, zarówno sztucznych, jak i naturalnych. Silna redukcja aparatu asymilacyjnego tak młodych drzew może prowadzić do ich zamierania. Corocznie występowanie mączniaka dębu na obszarze Polski odnotowywane jest na powierzchni kilku tys. hektarów. Jednakże zdarzają się sezony wegetacyjne sprzyjające masowemu rozwojowi choroby, gdy dochodzi do wielokrotnych infekcji wtórnych liści przez zarodniki konidialne sprawcy. Rozwijająca się grzybnia zajmuje blaszki liściowe ograniczając przebieg procesów fizjologicznych drzew. W 2004 r. *E. alphitoides* poraził drzewa na powierzchni ponad 58 tys. hektarów. Silnie osłabione drzewostany dębowe w wielu regionach zamierały z powodu wtórnej infekcji spowodowanej przez opieńki.



Rycina 8. Mączniak dębu spowodowany przez *Erysiphe/Microsphaera alphitoides* w uprawie (fot. K. Nowik)

Doskonalenie narzędzi identyfikacji oraz metod poznawczych procesów chorobowych i patogenów pozwoliło na zdiagnozowanie wielu nowych organizmów chorobotwórczych, istotnych dla kondycji zdrowotnej drzew leśnych, w tym lęgniowców, sprawców **fytoftoroz**. Powszechne stosowanie metod identyfikacji genetycznej doprowadziło do zakwalifikowania ich jako organizmów grzybopodobnych i wyodrębnienia gromady *Oomycetes* (królestwo Protista). W ostatnich latach opisano wiele gatunków rodzaju *Phytophthora*, które powodują straty w produkcji szkółkarskiej (Oszako i in. 2007) oraz mogą mieć znaczenie w procesie wieloczynnikowego zamierania drzewostanów. Patogeny wywołują zgniliznę korzeni i podstawy pnia oraz zarazę wierzchołków pędów. Są one głównie rozprzestrzeniane z materiałem roślinnym, glebą lub podłożem oraz z wodą.



Rycina 9. Symptomy obecności *Oomyces* na siewkach buka oraz fytoftorazy na olszy (fot. K. Nowik)

Wzrastający udział jodły w drzewostanach południowej Polski sprawia, że w ostatnich latach obserwuje się coraz większe powierzchnie **drzewostanów jodlowych**, zagrożonych i uszkodzonych przez liczne choroby – osutki, rdze, zamieranie pędów i pni. W regionalnych dyrekcjach LP krośnieńskiej i krakowskiej w 2015 r. objawy rdzy jodły *Melampsorella caryophyllacearum* (DC.) J. Schröt zarejestrowano na powierzchni 4800 ha. *M. caryophyllacearum* – sprawca raka pni i czarcich miotel, jest najgroźniejszą chorobą jodły, rdzą o pełnym cyklu rozwojowym, a jej drugim żywicielem są szeroko rozprzestrzenione w środowisku leśnym rośliny goździkowate. Stąd też możliwości ochrony przed rozprzestrzenianiem się choroby, np. przez wyeliminowanie drugiego żywiciela, są znikome.

## UWAGI OGÓLNE

Ekstremalne warunki pogodowe ostatnich lat, a zwłaszcza 2015 roku sprawiły, że drzewostany na terenie Polski znalazły się w stanie głębokiego stresu wodnego. Długotrwały brak opadów, wysokie temperatury, silna insolacja, obniżenie wód gruntowych są czynnikami warunkującymi wystąpienie opisywanego przez Koehlera kompleksu posuchy (Koehler 1985). W wyniku silnego stresu następują u roślin zmiany metabolizmu polegające na zwiększeniu zawartości cukrów w liściach i igliwiu, maleje zawartość olejków eterycznych oraz następuje silne odwodnienie miazgi.

W konsekwencji tych zmian mogą aktywizować się grzyby pasożytnicze w koronach drzew powodujące brunatnienie igieł i **zamieranie pędów drzew iglastych**

np. *Sphaeropsis sapinea* (Fr.) Dyko & B. Sutton, *G. abietina*, *Sirococcus conigenus* (Pers.) P.F. Cannon & Minter, *C. ferruginosum*, *Phomopsis* spp. oraz pędów drzew liściastych np. *Fusicoccum* sp., *Phomopsis* sp., *Diplodia* sp., *Cryptosporiopsis* sp. Szczególną uwagę należy zwrócić na grzyba *S. sapinea*, który w niektórych rejonach Polski masowo wystąpił w osłabionych przez ubiegłoroczną suszę drzewostanach sosnowych. Patogen infekuje różne gatunki sosny, świerka, modrzewia, daglezi. Poraża przede wszystkim tegoroczne pędy, a nasilenie występowania objawów zazwyczaj występuje w okresie wiosennym. Infekcjom sprzyja uszkodzenie tkanek przez inne czynniki abiotyczne i biotyczne. Warunki pogodowe sezonu wegetacyjnego 2015 r. sprawiły, że choroba może mieć charakter epifitozy.



Rycina 10. Sosna zwyczajna porażona przez *S. sapinea* (fot. K. Nowik)

Oslabienie drzewostanów – przede wszystkim z powodu suszy, a także zmiany chemizmu gleb (zamieranie mykoryz) – może skutkować zwiększeniem podatności drzew na choroby liści (mączniaki, rdze) i igieł (*Lophodermium* spp., *Cyclaneusma minus*, *S. pithyophila*, *Dothiostroma* spp.) oraz dalszym uaktywnieniem się grzybów powodujących zgniliznę korzeni *Heterobasidion* spp. i *Armillaria* spp. w drzewostanach wszystkich klas wieku.

Należy zdawać sobie sprawę, że osłabienie drzewostanów nie przemija z ustaniem oddziaływania czynnika sprawczego, zwłaszcza w przypadku długotrwałej posuchy. Proces odzyskiwania równowagi w ekosystemie może być długotrwały, a stabilizacja kondycji drzewostanu zależy od wielu zmiennych czynników środowiskowych. Drzewostany znajdujące pod wpływem stresu są mniej odporne na utratę aparatu asymilacyjnego w wyniku żerowania foliofagów oraz dodatkowo narażone na zasiedlanie przez szkodniki wtórne. Ubiegłoroczna susza w dłuższej perspektywie może skutkować osłabieniem i zamieraniem drzewostanów liściastych, przede wszystkim dębowych, które na obniżenie poziomu

wód gruntowych reagują z opóźnieniem. Nasilenie symptomów chorobowych w postaci wycieków na pniach, zamierania pędów, gałęzi i konarów obserwowano w przeszłości w dębinach po okresach silnego deficytu bądź nadmiaru wody.

Czy należy obawiać się zmian zagrożenia lasów powodowanego przez patogeny grzybowe – w sytuacji coraz większych anomalii pogody, transgranicznego przemieszczania się sprawców, zmian w składzie gatunkowym drzewostanów, zmian w odporności drzew i aktywności sprawców? Perspektywy zmian stanu zdrowotnego lasu powodowanych przez patogeny grzybowe i organizmy grzybopodobne nie są zbyt optymistyczne. Ukryty sposób bytowania sprawców chorób powoduje, że obserwujemy już tylko skutki ich działania. Najlepszą formą ochrony zawsze była profilaktyka, minimalizowanie ryzyka, unikanie gromadzenia inokulum sprawców. Aby poprawnie stosować zasady IPM – integrowanej metody ochrony lasu – należy:

- rozważnie przebudowywać drzewostany, mając na uwadze zmieniające się warunki hydrotermiczne oraz lokalne zagrożenia,
- monitorować zagrożenia ze strony chorób o zmienionej etiologii oraz choroby inwazyjne,
- chronić uprawy oraz drzewostany będące bankami genów,
- podjąć działania ochronne dla projektowanych plantacji energetycznych oraz tzw. gospodarstw węglowych.

Przy wzrastającej wiedzy, świadomości i odpowiedzialności za stan lasów, nasze działania z zakresu hodowli, urządzania, użytkowania i ochrony lasu z pewnością okażą się skuteczne – dla nas i dla przyszłych pokoleń.

## Summary

Zbigniew Sierota<sup>1</sup>, Katarzyna Nowik<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Protection, Z.Sierota@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Forest Protection Team in Wrocław, katarzyna.nowik@lasy.gov.pl

## Changes in threats to forests caused by pathogenic fungi

Pathogenic fungi are directly responsible for causing infectious diseases of various tree parts, whole trees as well as forest stands. At the same time by initiating disease processes, they weaken overall resistance to other biotic (such as insect pests or oomycetes) or abiotic (wind, drought) factors. Diseases in production forests have always been regarded as a negative factor, which results in damages of forest stands and brings losses to economic activity. Some of the examples include shoot disease of pine in 1922 and 1984, *Armillaria*

root disease in 1928–30 as well as 1952–54, annosum root rot in forest stands planted on post-agricultural lands occurring from 1970s. The area where infectious diseases were found increased together with the size of forest area, changed according to forest age class and also species of affected trees. However, it always reflected certain changes in forest environment, which result from the accepted methods of forest management and also existing weather anomalies, which affect both trees as well as disease-causing organisms.

The presentation will discuss:

- main factors worsening tree health and lowering their resistance to stress factors and pathogens;
- forest health dynamics during the last 40-year period;
- regional division of disease threatened forest areas;
- influence of infectious diseases on forest stand stability;
- forecasts of commercial forest health dynamics.

## LITERATURA

- Koehler W. 1985. *Zarys hyapatologii*. PWN, Warszawa.
- Kowalski T. 2006. *Chalara fraxinea* sp. nov. associated with dieback of ash (*Fraxinus excelsior*) in Poland. *Forest Pathology*, 36: 264–270.
- Kowalski T., Kraj W., Rojek P. 2012. Ustalenie przyczyn i uwarunkowań zamierania jesionów i jaworów dla wypracowania podstaw postępowania hodowlano-ochronnego. Na podstawie pracy badawczej wykonanej na zlecenie DGLP. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2004 r. 2004. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Analizy i Raporty*.
- Łakomy P., Broda Z., Werner A. 2007. Genetic diversity of *Heterobasidion* spp. in Scots pine, Norway spruce and European silver fir stands. *Acta Mycologica*, 42 (2): 203–210.
- Łakomy P., Kwaśna H., Dalke-Świdarska M. 2011. The virulence of *Heterobasidion parviporum* population from Norway spruce stand in Suwałki forest district. *Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, 10(3): 27–36.
- Oszako T., Orlikowski L.B., Trzewik A. 2007. Zagrożenie polskich szkółek leśnych przez gatunki rodzaju *Phytophthora*. *Progress in Plant Protection/Pościepy w Ochronie Roślin*, 47(2): 224–234.
- Sierota Z. (zbiorowa) 1995. Możliwości zmniejszenia predyspozycji chorobowej lasów metodami gospodarki leśnej. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria B*, 22.
- Sierota Z. 2001. *Choroby lasu*. CILP, Warszawa.
- Sierota Z. 2011. *Gdy las choruje*. CILP, Warszawa.
- Sierota Z., Kolk A., Ślusarski S. 1998. Przyczyny i przebieg zjawiska zamierania pędów sosny zwyczajnej na terenie północno-zachodniej części Polski



w latach 1995–1997. Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria B, 34: 75–94.

Sierota Z., Żółciak A., Małecka M. 2012. Wytyczne postpowania ochronnego przed hubą korzeni powodowaną w drzewostanach świerkowych przez *Heterobasidion parviporum* (korzeniowca drobnoporego). Na podstawie pracy badawczej BLP 359 wykonanej na zlecenie DGLP.

Żółciak A. 2005. Opieńki. CILP, Warszawa.

*Ryszard Szczygieł<sup>1</sup>, Aldona Perlińska<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Laboratorium Ochrony Przeciwpożarowej Lasu, R.Szczygieł@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych w Warszawie, a.perlinska@lasy.gov.pl

## Ryzyko i konsekwencje występowania pożarów w lasach

### WSTĘP

Postępujące zmiany klimatyczne, których cechą charakterystyczną jest wzrost temperatury i rozrecyklowanie się zjawisk pogodowych powodują wzrost ryzyka powstawania pożarów w lasach. Według Goddard Institute of Space Studies NASA, jedenaście najcieplejszych lat w historii pomiarów meteorologicznych wystąpiło w XXI wieku, a rekordowym pod tym względem był rok 2015. Coraz częstsze i intensywniejsze w przebiegu anomalie pogodowe, w tym szczególnie rekordowe upały i długotrwałe susze, przyczyniają się między innymi do obserwowanej na świecie i w naszym kraju tendencji wzrostu liczby pożarów lasu i ich konsekwencji dla środowiska naturalnego. Szacuje się, że co roku na Ziemi około 10 mln ha lasów niszczone jest w różnym stopniu przez ogień. W Polsce w latach 1948<sup>1</sup>-2015 powstało blisko 305 tysięcy pożarów (w tym w ostatnich szesnastu latach prawie 50% ogółu odnotowanych), w wyniku których spaleniemu uległo 329 tysięcy ha lasów. Pożary, będące jedną z najgroźniejszych klęsk naturalnych, powodują bezpośrednie straty materialne (w Lasach Państwowych w latach 2000–2015 wyniosły one blisko 79 mln złotych), ale także przede wszystkim długotrwałe, szkodliwe zmiany w ekosystemie, wpływając, szczególnie w wypadku pożarów wielkoobszarowych, na pogorszenie się lokalnych warunków życia społeczeństwa. Powodują zmiany w atmosferze wskutek emisji produktów spalania, zaburzając globalne cykle biogeochemiczne, zwłaszcza globalnego obiegu węgla. Te pośrednie skutki pożarów, określane często ekologicznymi, przewyższają wielokrotnie skutki bezpośrednie. Według analizy ekonomicznej szkód powodowanych przez pożary lasu (Karlikowski i in. 1998), straty ekologiczne są 5–6 razy

---

<sup>1</sup> Dane statystyczne dostępne są od 1948 roku.

większe od strat bezpośrednich. Inni szacują, że wielkość tych szkód uwzględniająca przede wszystkim pozaprodukcyjne funkcje lasu jest jeszcze wyższa (Sikora i in. 2015). Niestety straty ekologiczne są trudne, a czasami wręcz niemożliwe do wyliczenia, a brak akceptowalnych i sprawdzonych metod ich szacowania uniemożliwia pełną i rzeczywistą ocenę konsekwencji pożarów lasu.

Wśród ekspertów brak jest zgodności dotyczącej pojęcia „ryzyko pożaru lasu”. Istnieją dwa zasadnicze poglądy. Według pierwszego, ryzyko definiowane jest jako prawdopodobieństwo wystąpienia pożaru ze względu na obecność oraz aktywność czynników przyczynowych. Drugie, będące bardziej zgodne z podejściem przyjętym do oceny innych zagrożeń naturalnych, określa ryzyko jako funkcję prawdopodobieństwa wystąpienia pożaru lasu i jego konsekwencji, czyli potencjalnych szkód spowodowanych przez pożar. To stanowisko, będące kompleksową oceną ryzyka pożaru lasu, zostało przyjęte w dyrektywie INSPIRE (nr 2007/2/WE z dnia 17 marca 2007 r.), ustanawiającej infrastrukturę informacji przestrzennej we Wspólnocie Europejskiej dla polityk ochrony środowiska, w tym również dotyczącej ryzyka pożarów lasu. W Polsce transpozycją dyrektywy dokonano ustawą z dnia 4 marca 2010 r. o infrastrukturze informacji przestrzennej (Dz.U. z dnia 7 maja 2010 r.).

## ZAGROŻENIE POŻAROWE LASÓW W POLSCE

Na duże zagrożenie polskich lasów wpływają zarówno warunki abiotyczne, biotyczne, jak i antropogeniczne występujące na terenie kraju. Jest ono wynikiem równoczesnego oddziaływania wielu niekorzystnych czynników, które sprawiają, że stają się one bardziej podatne na powstawanie i łatwiejsze rozprzestrzenianie się pożarów, między innymi wskutek pogorszenia się ich stanu zdrowotnego.

Zagrożenia abiotyczne wynikają głównie z geograficznego położenia Polski, znajdującej się na terenie ścierającego się oddziaływania klimatu morskiego i kontynentalnego. Anomalie pogodowe z tym związane wyrażają się częstszym występowaniem ekstremalnych temperatur powietrza, opadów atmosferycznych i wiatrów. Na kondycję lasów niekorzystnie oddziałują stałe czynniki kształtujące bilans wodny, takie jak deficyt opadów czy powtarzające się długotrwałe susze podczas sezonu wegetacyjnego prowadzące do obniżania się poziomu wód gruntowych. Efektem tego jest występowanie niskiej wilgotności na rozległych obszarach kraju prowadzące między innymi do procesu stepowienia. Większość polskich lasów znajduje się na ubogich piaszczystych glebach charakteryzujących się wysoką przepuszczalnością wód opadowych. Szczególnie niekorzystne warunki rozwoju oraz wszelkie zagrożenia dotyczą drzewostanów powstałych jako zalesienia na najuboższych gruntach porolnych. Nieukształtowane w pełni warunki biocenotyczne właściwe dla lasu wraz z jednolitą strukturą wiekową i składem gatunkowym w tych drzewostanach powodują, że są one w sposób szczególny narażone na pożary. Dominacja wiatrów z kierunku zachodniego

w Polsce powoduje zwiększony napływ zanieczyszczeń powietrza z uprzemysłowionych krajów zachodniej i środkowej Europy.

Nie do przecenienia jest również wpływ innych klęsk żywiołowych, będących skutkiem zmian klimatycznych, na podatność lasów na pożar, czego przykładem może być przejście huraganu w rejonie Pizy 4 lipca 2002 r., który radykalnie zmienił potencjalne zagrożenie pożarowe na tych obszarach. Wynikało ono z niespotykanego dotąd nagromadzenia materiału palnego na znacznej powierzchni, o bardzo dużym obciążeniu ogniowym i wyjątkowo niekorzystnej pod względem pirologicznym luźnej struktury przestrzennej, sprzyjających łatwiejszemu powstawaniu pożarów o zwiększonej dynamice ich rozprzestrzeniania się.

Do zagrożeń biotycznych dotyczących polskich lasów i rzutujących na zagrożenie pożarowe należy masowe pojawianie się w nich szkodników owadzych, a także chorób infekcyjnych, co nie pozostaje bez negatywnego wpływu na ich kondycję. Wymownym przykładem wzrostu ryzyka pożarowego z tego powodu jest rozpad drzewostanów świerkowych wskutek gradacji kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej. Masowe zamieranie świerków doprowadziło do kilkunastokrotnego zwiększenia się ilości łatwopalnej martwej biomasy oraz pojawienia się bujnej pokrywy trawiastej, która będąc w stanie wysuszonym stanowi szczególnie niebezpieczny materiał palny. Z przeprowadzonych symulacji modelowych rozprzestrzeniania się pożaru w tak zmienionych warunkach wynika, że prędkość frontu pożaru może być sześciokrotnie, a jego powierzchnia nawet trzydziestokrotnie większa w porównaniu do stanu wyjściowego (Stereńczak i in. 2015). Ponadto leżące drzewa mogą w znacznym stopniu utrudnić prowadzenie akcji ratowniczo-gaśniczej.

Jednak decydujący wpływ na ryzyko pożarowe, spośród czynników biotycznych, odgrywają istniejące w Polsce warunki siedliskowo-drzewostanowe. Lasy w Polsce występują w zasadzie na terenach o najsłabszych glebach i charakteryzują się znacznym udziałem najuboższych typów siedliskowych, tj. siedlisk borowych, z jednowiekowymi monokulturami sosnowymi. Najbardziej zagrożonymi pod względem pożarowym są siedliska borów: suchego, świeżego, mieszanego świeżego, wilgotnego, mieszanego wilgotnego i lasu łęgowego. Sprzyjają one znacznemu nagromadzeniu się materiałów palnych i łatwemu tworzeniu się martwej pokrywy gleby. Zajmują one około 54% powierzchni leśnej kraju, a powstaje na nich blisko 80% pożarów. W klasyfikacji z lat 70. ubiegłego wieku do najbardziej zagrożonych pożarami siedlisk zaliczano tylko bory suche, świeże i mieszane świeże.

Przeważające u nas gatunki iglaste są szczególnie narażone na pożar, w tym drzewostany z sosną, jako gatunkiem panującym, które stanowią 68,9% powierzchni leśnej. Powstaje w nich 85% wszystkich pożarów. Niekorzystną strukturę gatunkową drzewostanów pogłębia jeszcze fakt występowania części drzewostanów iglastych na siedliskach bogatszych (lasowych) od ich wymagań siedliskowych. Głównym gatunkiem wprowadzanym na zalesianych gruntach jest nadal sosna zwyczajna, chociaż jej udział jest już dużo niższy od jej aktualnego udziału w powierzchni Lasów Państwowych.

W Polsce przeważają drzewostany młodsze w wieku do 60 lat, zajmujące 55,7% powierzchni, które są podatniejsze na pożary. W drzewostanach tych powstaje blisko 68% pożarów.

W Polsce głównym sprawcą pożarów lasu jest człowiek (pożary z przyczyn naturalnych stanowią około 1% pożarów) i dlatego to jego pojawienie się w lesie i działanie umyślne bądź nieostrożne w obchodzeniu się z ogniem, powoduje zagrożenie pożarowe. Rosnąca penetracja i dostępność lasów zwiększa prawdopodobieństwo pojawienia się bodźców energetycznych, zdolnych zainicjować pożar. Szczególnie dotyczy to obszarów leśnych wokół dużych aglomeracji miejskich, gdzie obserwowana jest wzmożona penetracja lasów, której efektem jest wzrost zagrożenia pożarowego i liczby powstających pożarów. Nadal charakterystyczne dla Polski jest zbieranie grzybów oraz owoców runa leśnego. Zawsze było ono w naszym kraju tradycją i obecnie stanowi istotną formę zarobkowania, szczególnie w rejonach o dużej lesistości i o znacznym bezrobociu. Rozwój motoryzacji wpływa na zwiększającą się mobilność i liczebność ludzi korzystających z lasów.

Ryzyko pożarowe lasu może być oceniane w długo- i krótkookresowej perspektywie czasu. W pierwszym przypadku, mówimy o potencjalnym ryzyku zagrożenia pożarowego obszarów leśnych, zależnym od wskaźników o dużej bezwładności zmian w czasie np. typ siedliskowy lasu, klimat, rodzaj materiału palnego. Określają one podatność klasyfikowanego obszaru na możliwość występowania pożarów. Stopień tej podatności wyrażony jest kategorią zagrożenia pożarowego lasu ustalaną raz na dziesięć lat w planie urządzenia lasu. Natomiast w krótkim czasie, ryzyko wyrażające prawdopodobieństwo zaistnienia pożaru w zależności od dynamicznie zmiennych czynników (np. warunki meteorologiczne, wilgotność materiału palnego) określane jest przez stopień zagrożenia pożarowego lasu. Te dwa wskaźniki (kategoria i stopień zagrożenia pożarowego lasu) są podstawowymi przesłankami organizacji systemu ochrony przeciwpożarowej. Rzutują one na długookresowe zagospodarowanie przestrzenne, jakim jest sposób przygotowania lasu na wypadek pożaru (np.: dojazdy pożarowe, zaopatrzenie w wodę, system obserwacji i alarmowania, wyposażenie w sprzęt gaśniczy) oraz zakres i rodzaj codziennych przedsięwzięć operacyjnych w sezonie zagrożenia pożarami. Głównym celem tych działań jest minimalizacja skutków ognia w środowisku leśnym i ograniczenie strat powodowanych przez pożary.

#### KLASYFIKACJA OBSZARÓW LEŚNYCH DO KATEGORII ZAGROŻENIA POŻAROWEGO LASU

W Polsce zasady klasyfikacji lasów pod względem zagrożenia pożarowego zostały opracowane przez Instytut Badawczy Leśnictwa (IBL) w 1975 roku i wtedy dokonano pierwszej kategoryzacji terenów leśnych (na szczeblu nadleśnictwa), będących w zarządzie Lasów Państwowych. W 1992 roku dokonano nowelizacji zasad klasyfikacji i przeprowadzono kolejną klasyfikację nadleśnictw oraz parków narodowych.

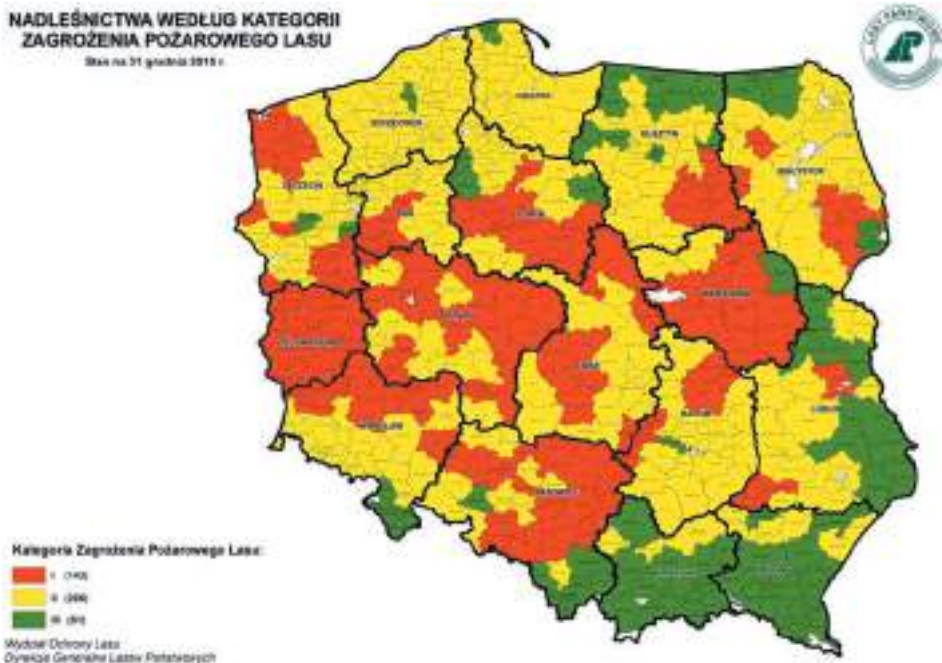
Obecnie lasy Polski są klasyfikowane pod względem zagrożenia pożarowego zgodnie z *rozporządzeniem ministra środowiska z dnia 9 lipca 2010 r. w sprawie szczegółowych zasad zabezpieczenia przeciwpożarowego lasów* (Dz. U. nr 137, poz. 923).

Zaliczenia lasów do kategorii zagrożenia pożarowego lasu (kzpl) dokonuje się uwzględniając:

- średnią roczną liczbę pożarów lasu w okresie ostatnich 10 lat przypadających na 10 km<sup>2</sup> powierzchni leśnej,
- udział procentowy powierzchni drzewostanów rosnących na siedliskach boru suchego, boru świeżego, boru mieszanego świeżego, boru wilgotnego, boru mieszanego wilgotnego i lasu łęgowego,
- średnią wilgotność względną powietrza (pomiar z wysokości 0,5 m) i procentowy udział dni z wilgotnością ściółki mniejszą od 15% o godz. 9.00,
- średnią liczbę mieszkańców przypadających na 0,01 km<sup>2</sup> powierzchni leśnej.

Nowa metoda, opracowana tak jak i poprzednie, przez Instytut Badawczy Leśnictwa (Szczygieł i in. 2008) spełnia wymogi unijne, a także umożliwia ocenę zagrożenia pożarowego lasu dla nadleśnictwa, parku narodowego, regionalnej dyrekcji Lasów Państwowych oraz na dowolnym szczeblu podziału administracyjnego kraju (bez względu na formę własności lasu).

Na rycinie 1 przedstawiono podział nadleśnictw według ich kategorii zagrożenia pożarowego.



Rycina 1. Nadleśnictwa według kategorii zagrożenia pożarowego lasu

I kategoria zagrożenia pożarowego lasu (zagrożenie duże) objęła 35,5% powierzchni Lasów Państwowych. Zagrożenie średnie (II kategoria) występuje na 48,5%, a małe (III kategoria) na 16% ich obszaru. W tabeli 1 zaprezentowano zmianę kształtowania się zagrożenia pożarowego nadleśnictw w latach 1975–2015. Wynika z niej, że do 2008 roku wzrastał procent nadleśnictw zaliczonych do najwyższej I kategorii zagrożenia, przy spadającym nadleśnictw II kategorii zagrożenia pożarowego. W ostatnich latach nastąpiło odwrócenie się tej tendencji, gdyż obserwujemy zmniejszanie się nadleśnictw I kzpl, a wzrost nadleśnictw zaliczonych do II kzpl. Nadleśnictwa w III kzpl utrzymują się na zbliżonym poziomie 16–19%.

Tabela 1. Kształtowanie się zagrożenia pożarowego nadleśnictw w latach 1975–2015

kzpl	Liczba i udział nadleśnictw w kzpl w roku									
	1975		1992		2005		2008		2015	
	liczba	%	liczba	%	liczba	%	liczba	%	liczba	%
I	86	21	132	33	163	38	173	40	143	33
II	253	61	199	50	196	46	189	44	206	48
III	75	18	67	17	70	16	66	16	81	19

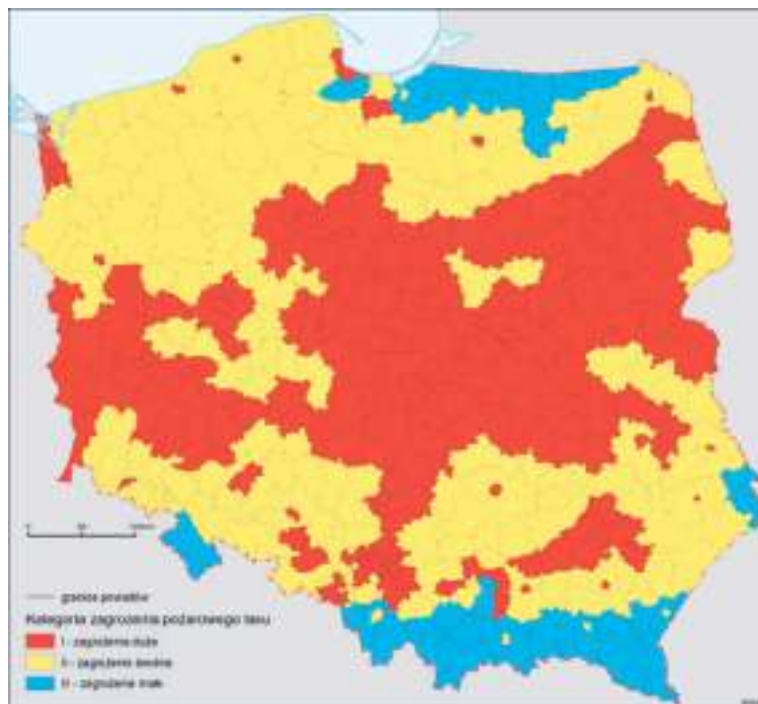
Źródło: Instytut Badawczy Leśnictwa

Potwierdzeniem wpływu kategorii zagrożenia pożarowego lasu na ryzyko pożarowe jest liczba pożarów i powierzchnia spalona w przeliczeniu na 1000 ha obszaru zalesionego – tabela 2. Liczba pożarów i powierzchnia spalona rosną wraz ze wzrostem kategorii zagrożenia pożarowego lasu, natomiast średnia powierzchnia pożaru jest zbliżona bez względu na kategorię zagrożenia, co wynika z zapewnienia takiego samego stopnia bezpieczeństwa przez Krajowy System Ratowniczo-Gaśniczy na obszarze całego kraju.

Tabela 2. Liczba pożarów i powierzchnia spalona oraz średnia powierzchnia pożaru w zależności od kategorii zagrożenia pożarowego lasu

Kzpl	Liczba pożarów na 1000 ha	Powierzchnia spalona na 1000 ha [ha]	Średnia powierzchnia pożaru [ha]
I	6,17	2,13	0,34
II	2,25	0,72	0,32
III	0,64	0,19	0,30

Lasy pozostałych form własności nie są klasyfikowane pod względem zagrożenia pożarowego, a przyczyną jest ich struktura własności i wielkość kompleksów leśnych. W uproszczeniu, gdy istnieje potrzeba, przyjmuje się, że lasy prywatne zaliczane są do tej samej kzpł, co lasy sąsiadującego z nimi nadleśnictwa. By mieć rzeczywisty obraz zagrożenia pożarowego wszystkich lasów, dokonano ich klasyfikacji według powiatów, której wyniki przedstawiono na rycinie 2.



Rycina 2. Kategoryzacja powiatów pod względem zagrożenia pożarowego lasu

Według niej w I kzpł znalazło się 52%, w II kategorii – 40%, a w III tylko 8% powiatów. Wartości te wskazują, że duże i średnie ryzyko pożarowe dotyczy większej powierzchni leśnej kraju, niż wyliczone przy klasyfikacji nadleśnictw. Powiaty, których obszary leśne zostały zaliczone do dużego i średniego zagrożenia pod względem pożarowym, miały możliwość skorzystania z pomocy finansowej na rzecz przywrócenia potencjału leśnego na terenach zniszczonych w wyniku klęsk żywiołowych i pożarów oraz wprowadzenia odpowiednich działań zapobiegawczych w ramach Europejskiego Funduszu Rolnego na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW).

Stosowana metoda klasyfikacji zagrożenia pożarowego lasu pozwala je ocenić dla obszaru nadleśnictwa i większych powierzchniowo jednostek podziału administracyjnego kraju. Faktycznie jest oceną w skali makroskopowej. Brakuje



natomiast możliwości oceny ryzyka pożarowego mniejszych powierzchniowo jednostek, co dałoby sposobność określania zagrożenia lokalnego i stanowiłoby przesłankę do efektywniejszego organizowania zabezpieczenia przeciwpożarowego lasów. Tym bardziej, że wspomniana wcześniej dyrektywa INSPIRE, obecnie wdrażana w Polsce przez Ministerstwo Środowiska, wymaga mapowania niebezpieczeństwa pożarowego lasu, w skali mniejszej niż obszar nadleśnictwa. Trwają aktualnie prace, zmierzające do opracowania metody lokalnej oceny zagrożenia pożarowego lasu, która będzie bazować na klasyfikacji pożarowej typów siedliskowych lasów, uwzględniającej wskaźnik palności, będący procentowym występowaniem pożarów i powierzchni spalonej na danym typie siedliskowym do jego udziału w ogólnej powierzchni leśnej. Umożliwi ona dokonanie oceny stopnia zagrożenia pożarem nawet na poziomie wydzielenia oraz da możliwość mapowania ryzyka pożarowego jako warstwy leśnej mapy numerycznej.

#### PROGNOZOWANIE STOPNIA ZAGROŻENIA POŻAROWEGO LASÓW

Oznaczania i prognozowania stopnia zagrożenia pożarowego lasu dokonuje się zgodnie z *rozporządzeniem ministra środowiska z dnia 13 lipca 2015 r. zmieniającego rozporządzenie w sprawie szczegółowych zasad zabezpieczenia przeciwpożarowego lasów* (Dz. U. z dnia 30 lipca 2015 r. poz. 1070). Stopień zagrożenia pożarowego lasu (szpl) oznacza się na podstawie pomiarów i prognozowanych wartości:

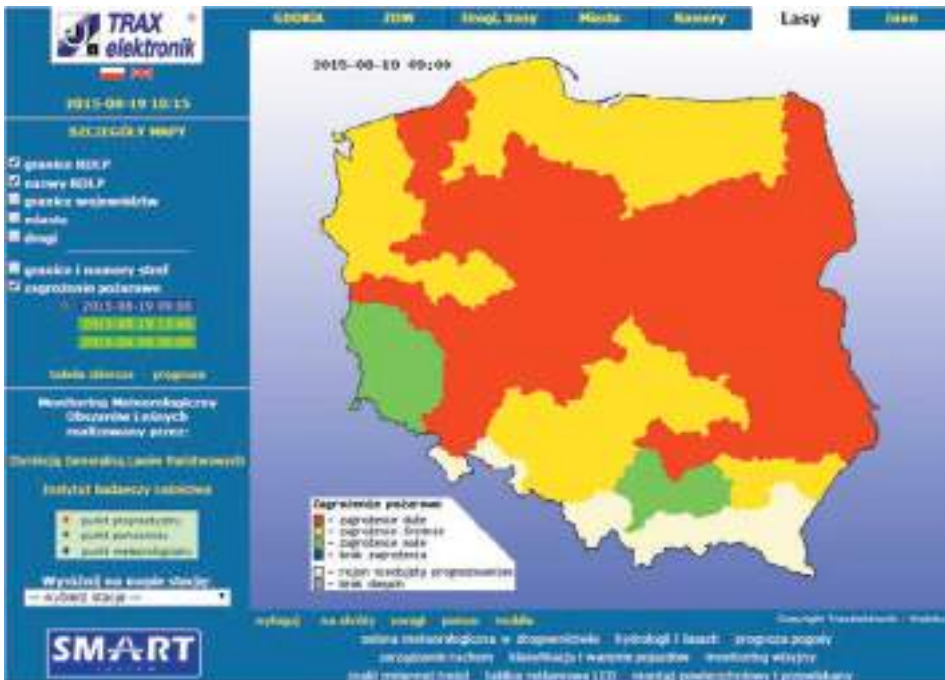
- wilgotności ściółki w drzewostanie sosnowym III klasy wieku, rosnącym na siedlisku boru świeżego lub boru mieszanego świeżego;
- temperatury powietrza i wilgotności względnej powietrza mierzonych na wysokości 0,5 m od powierzchni zadarnionej przy ścianie drzewostanu;
- 24-godzinnej sumy opadu atmosferycznego.

Pomiarów powyższych parametrów dokonuje się w 136 punktach prognostycznych i pomocniczych, zlokalizowanych w 42 strefach prognostycznych w Lasach Państwowych na terenie kraju z wyjątkiem lasów, w których udział typów siedliskowych terenów górskich jest większy niż 50%. Pomiarów parametrów meteorologicznych są w pełni zautomatyzowane, zaś do przewidywania ich wartości wykorzystuje się numeryczne modele prognozy pogody. Pomiar wilgotności ściółki pobranej z drzewostanu dokonywany jest przy użyciu wagosuszarki, a wartość prognozowana obliczana według opracowanych modeli matematycznych. Stopnie zagrożenia pożarowego lasu oznacza się w okresie od dnia 1 marca, nie wcześniej jednak niż po ustąpieniu pokrywy śnieżnej, do dnia 30 września. Stopień oznacza się o godzinie 9.00 i 13.00 danego dnia, a prognozowany ustala o godzinie 9.00 na godzinę 13.00 i na godzinę 9.00 dnia następnego oraz koryguje się go o godzinie 13.00 na godzinę 9.00 dnia następnego. Instytut Badawczy Leśnictwa, w którym opracowano metodę oznaczania szpl (Kwiatkowski i in. 2010), nadzoruje funkcjonowanie systemu prognozowania i opracowuje mapy zagrożenia pożarowego lasu dla całego kraju. Informacja o zagrożeniu dostępna jest na dedykowanej stronie

internetowej (ryc. 3) i stronach PGL Lasy Państwowe i IBL. Na rycinie 4 przedstawiono przykładową krajową mapę zagrożenia pożarowego lasów.

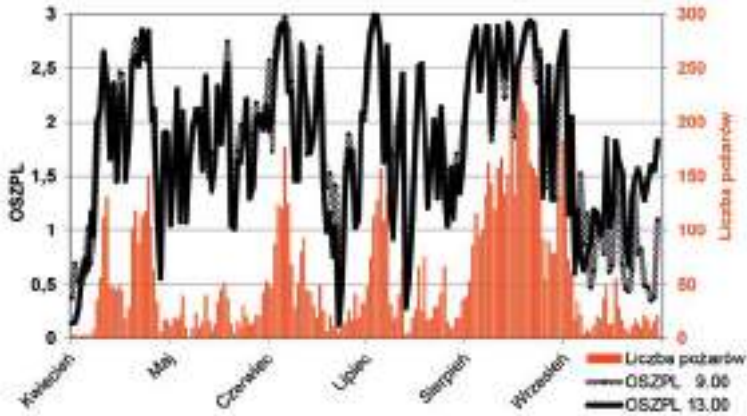
Typ lasu	Wiatr	Temperatura	Wilgotność	Indeks zagrożenia
<b>Stacja 27</b>				
Las buk (Podgórze)	20.8	23.5	70.0	17.5
Las buk (Chorona)	21.2	23.9	72.0	18.0
Las buk (Kozłówek)	22.0	24.5	74.0	19.0
<b>Stacja 28</b>				
Las buk (Kozłówek)	21.0	23.0	70.0	17.0
Las buk (Kozłówek)	21.5	23.5	71.0	17.5
Las buk (Kozłówek)	22.0	24.0	72.0	18.0
<b>Stacja 29</b>				
Las buk (Kozłówek)	21.0	23.0	70.0	17.0
Las buk (Kozłówek)	21.5	23.5	71.0	17.5
Las buk (Kozłówek)	22.0	24.0	72.0	18.0

Rycina 3. Widok dedykowanej strony internetowej z danymi meteorologicznymi i stopniem zagrożenia pożarowego lasu

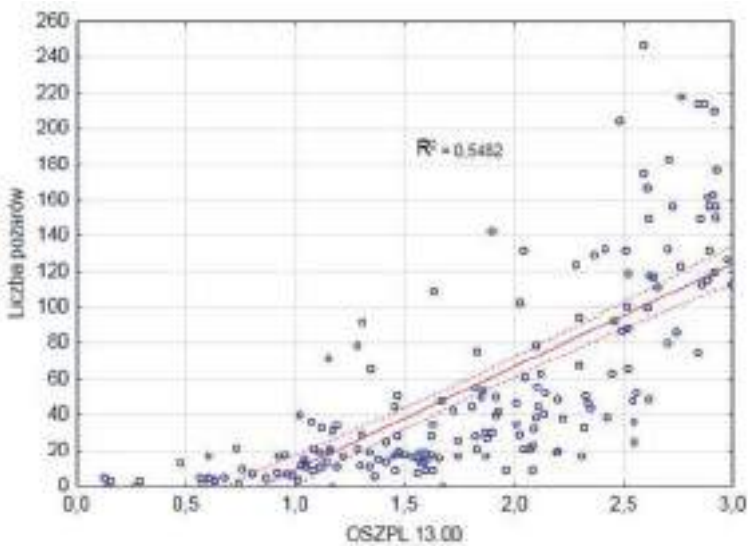


Rycina 4. Mapa zagrożenia pożarowego lasów

Na rycinie 5 przedstawiono rozkład liczby pożarów na tle ogólnokrajowego stopnia zagrożenia pożarowego lasu w sezonie palności 2015 r., a na rycinie 6 korelację pomiędzy nimi. Wynika z nich, że występowanie pożarów lasu zwiększa się wraz z rosnącym ryzykiem pożarowym wyrażanym przez szpł.



Rycina 5. Rozkład liczby pożarów w zależności od ogólnokrajowego stopnia zagrożenia pożarowego lasu (oszpl) w 2015 roku

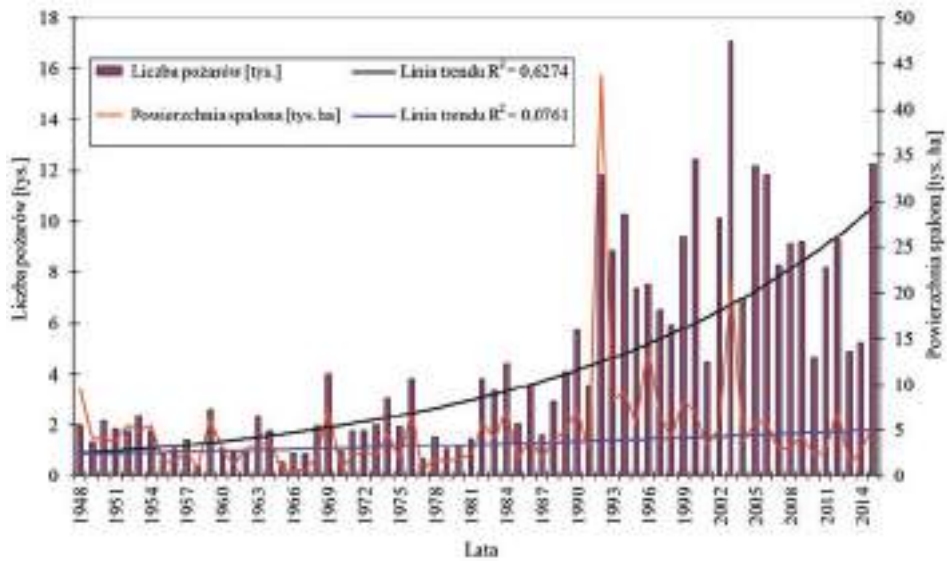


Rycina 6. Zależność występowania pożarów lasu od ogólnokrajowego stopnia zagrożenia pożarowego lasu (oszpl) z godziny 13.00

*Instrukcja ochrony przeciwpożarowej lasu* określa zadania i przedsięwzięcia ochronne, które powinny być realizowane przez jednostki organizacyjne Lasów Państwowych w zależności od stopnia zagrożenia pożarowego lasu. Stopień zagrożenia wpływa także na gotowość operacyjną jednostek Krajowego Systemu Ratowniczo-Gaśniczego i zasady dysponowania sił i środków w wypadku pożaru lasu.

## WYSTĘPOWANIE POŻARÓW LASU

Jak zaznaczono we wstępie, w Polsce obserwuje się wzrostowy trend liczby pożarów lasu, co pokazują rycina 7.



Rycina 7. Liczba pożarów lasu i wielkość powierzchni spalanej w latach 1948–2015

Według danych Europejskiego Systemu Informacji o Pożarach Lasu z lat 2004–2013, Polska plasowała się na trzecim miejscu (za Portugalią i Hiszpanią) pod względem średniej rocznej liczby pożarów (9160 pożarów), na dziesiątym, biorąc pod uwagę powierzchnię spaloną (6070 ha) i na osiemnastym, uwzględniając średnią powierzchnię pożaru (0,66 ha). Dane dotyczące występowania pożarów lasu w Polsce w latach 2000–2015, z uwzględnieniem Lasów Państwowych i pozostałych form własności przedstawiono w tabeli 3.

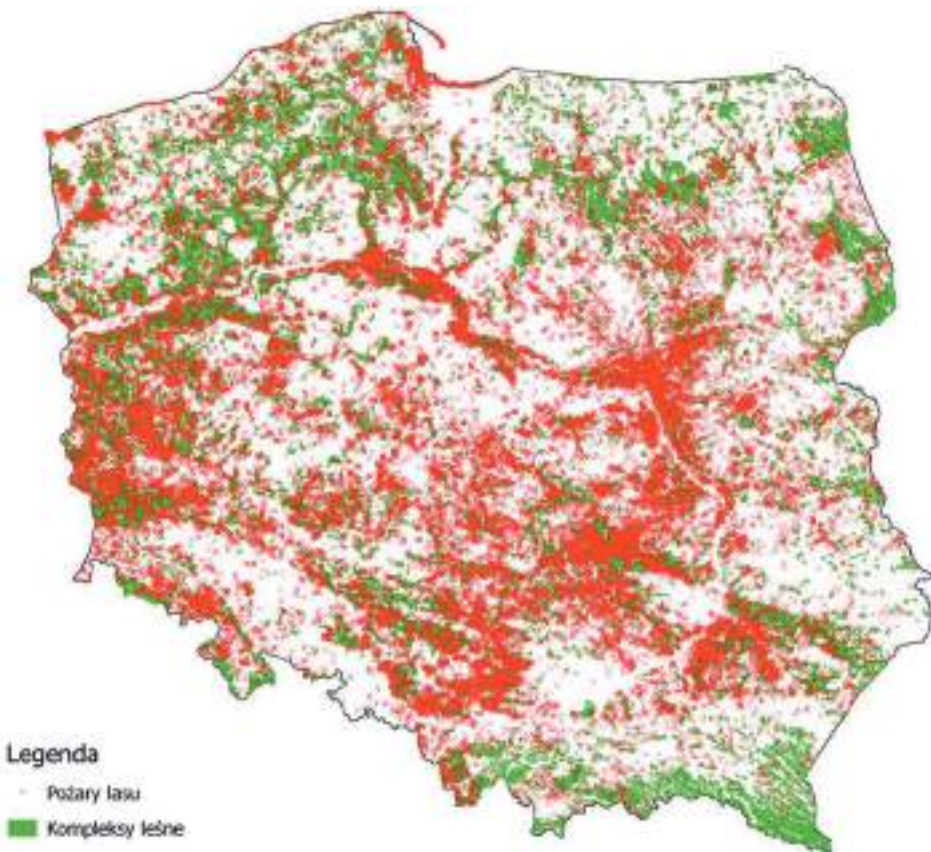
Tabela 3. Występowanie pożarów w Lasach Państwowych i lasach innych form własności w latach 2000–2015

Lata	Liczba pożarów lasu		Powierzchnia spalonych lasów [ha]		Średnia powierzchnia pożaru [ha]			Udział procentowy pożarów w LP wśród danych krajowych	
	ogółem	w tym LP	ogółem	w tym LP	ogółem	w tym LP	pozostałe	wg liczby	wg powierzchni
2000	12428	5052	7013	1766	0,59	0,35	0,71	41	25
2001	4480	2044	3466	685	0,77	0,34	1,14	46	20
2002	10101	3760	5210	1180	0,52	0,31	0,64	37	23
2003	17087	8209	21551	4182	1,26	0,51	1,96	48	19
2004	7006	3445	3782	998	0,54	0,29	0,78	49	26
2005	12049	4501	5713	1197	0,47	0,27	0,60	37	21
2006	11541	4726	5657	1250	0,49	0,26	0,65	41	22
2007	8302	2818	2841	550	0,34	0,20	0,42	34	19
2008	9090	3306	3027	663	0,33	0,20	0,41	36	22
2009	9162	3429	4400	970	0,48	0,28	0,60	37	22
2010	4680	1740	2126	380	0,45	0,22	0,59	37	18
2011	8172	3007	2678	580	0,33	0,19	0,41	37	22
2012	9265	3112	7235	1216	0,78	0,39	0,98	34	17
2013	4883	1682	1289	261	0,26	0,16	0,32	34	20
2014	5245	1825	2690	561	0,51	0,31	0,62	34	21
2015	12257	3732	5510	878	0,45	0,23	0,54	30	16

Źródło: Instytut Badawczy Leśnictwa

W tym okresie w kraju powstało 145 748 pożarów lasu na powierzchni 84 188 ha. Średnia powierzchnia pożaru wyniosła 0,58 ha. Z tabeli wynika, że pożary w lasach prywatnych i innych form własności stanowiły średnio około 62% wszystkich rejestrowanych i objęły prawie 79% łącznej powierzchni spalonej. W latach 80. zdecydowana większość pożarów powstawała w Lasach Państwowych. Na początku lat 90. zarysowała się tendencja spadkowa, zarówno pod względem liczby pożarów, jak i powierzchni spalonej. Natomiast

od 2000 roku nastąpiła wyraźna przewaga występowania pożarów i spalonej powierzchni w lasach innych form własności, przede wszystkim w lasach prywatnych. Świadczy to o niezadawalającym systemie zabezpieczenia przeciwpożarowego lasów innych właścicieli lub wręcz jego braku, w porównaniu do Lasów Państwowych, w których on funkcjonuje i jest stale doskonałony. Wskaźnikiem efektywności systemu ochrony przeciwpożarowej jest średnia powierzchnia pożaru, która w Lasach Państwowych jest 2–3-krotnie mniejsza niż w pozostałych lasach. Na rycinie 8 przedstawiono rozkład przestrzennego występowania pożarów lasu w Polsce w latach 2007–2015 (od roku 2007 gromadzone są dane o współrzędnych geograficznych pożarów).



Rycina 8. Przestrzenne występowanie pożarów lasu w latach 2007–2015

## KONSEKWENCJE POŻARÓW LASU

Pożary są zaburzeniami w funkcjonowaniu ekosystemu leśnego, powodującymi nie tylko wymierne straty materialne, ale także drastycznie, często

nieodwracalnie, doprowadzają w konsekwencji do zmian biocenotycznych. Pożary lasu stanowią duże zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi, szczególnie w trakcie działań ratowniczo-gaśniczych. Według danych Komendy Głównej Państwowej Straży Pożarnej tylko w latach 2014–2015 wskutek pożarów lasu i trenów niezagospodarowanych zginęło 16 osób, a 408 zostało rannych, w tym 102 strażaków. Podczas najtrudniejszej akcji gaśniczej pożaru w Kuźni Raciborskiej w 1992 r. zginęło 2 strażaków, rannych zostało 159 ratowników, a lżejsze obrażenia odniosło 1858 osób. W skali lokalnej pożary, szczególnie wielkoobszarowe, powodują zmiany mikroklimatu, chemizmu gleby, stosunków wodnych, zadymienie i zanieczyszczenie powietrza, pogarszając warunki życia. Prowadzą do zakłócenia globalnych cykli biogeochemicznych, zwłaszcza globalnego obiegu węgla i są jedną z przyczyn zmian klimatycznych. Ogólnie ich skutki mają charakter bezpośredni (wymierny), odnoszący się do gospodarki leśnej oraz pośredni (trudno wyliczalny bądź niewymierny) wiążący się z funkcjami pozaprodukcyjnymi lasu i stratami w ekosystemie. Do pierwszych zaliczamy straty materialne spowodowane przez pożar w drzewostanie, koszty odtworzenia spalonej powierzchni oraz koszty likwidacji pożaru. Straty pośrednie (ekologiczne) obejmują utracone pozaprodukcyjne funkcje lasu, mniejsze możliwości retencji węgla, spaloną glebę oraz emisję produktów spalania. O skali negatywnego oddziaływania pożaru decyduje rodzaj i wielkość pożaru, jego charakterystyka cieplna i intensywność spalania, warunki meteorologiczne i siedliskowo-drzewostanowe obszarów, które objął ogień. Wielkość strat jest ściśle powiązana z wyceną nieruchomości leśnych i w zależności od przyjętej koncepcji umożliwia właściwe ich szacowanie. W Polsce, jak i w innych krajach europejskich, nie ma akceptowalnej i sprawdzonej kompleksowej metody szacowania strat bezpośrednich i pośrednich powodowanych przez pożar lasu.

#### STRATY BEZPOŚREDNIE

Straty bezpośrednie wskutek pożarów w Lasach Państwowych w latach 2000–2015 wyniosły 78 757 831 zł – tabela 4. Jeżeli weźmie się pod uwagę wyniki badań (Karlikowski i in. 1998), mówiące o tym, że straty pośrednie są około 6 razy większe, to łączne straty pożarowe osiągnęły wartość około 550 mln zł. Konsekwencją istniejącego zagrożenia pożarowego są średnie roczne nakłady na ochronę przeciwpożarową w Lasach Państwowych, które wyniosły w latach 2012–2015 około 80 mln zł. Niestety brak jest danych o stratach w lasach prywatnych (praktycznie nie szacuje się w nich strat popożarowych), jak i o nakładach poniesionych na ich zabezpieczenie przed ogniem.

Konsekwencją pożarów lasu, mającą swoje odzwierciedlenie w skutkach bezpośrednich, są niebagatelne koszty ich gaszenia. Według danych Komendy Głównej PSP w akcjach ratowniczo-gaśniczych w lasach tylko w 2015 r. uczestniczyły 35 472 pojazdy i blisko 161 tysięcy osób. Na podstawie przeprowadzonej

analizy kosztów funkcjonowania Komendy Miejskiej w Zielonej Górze w latach 2005–2007 (Szczygieł 2009) oszacowano koszty gaszenia pożarów w 2015 r. na sumę około 84 mln zł.

Tabela 4. Straty wskutek pożarów w Lasach Państwowych w latach 2000–2015

Rok	Straty [zł]	Wartość 1 ha spalonej powierzchni [zł]
2000	8 607 000	9693
2001	2 945 000	8272
2002	4 381 185	9039
2003	15 656 572	7024
2004	3 499 020	6175
2005	3 505 354	7087
2006	5 095 076	7354
2007	6 960 269	4000
2008	3 005 470	9261
2009	2 420 048	6239
2010	2 951 031	16760
2011	2 114 000	5508
2012	5 836 000	7803
2013	1 702 000	10869
2014	3 586 860	9668
2015	6 492 946	12158

Źródło: Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych

## STRATY POŚREDNIE

### ZMNIEJSZENIE BIORÓŻNORODNOŚCI

Požary w ekosystemach nietolerujących ognia, a takie dominują w Polsce, powodują zmniejszenie się bioróżnorodności, chociaż niektórym gatunkom fauny i flory mogą przynieść korzyści. Obiektywna ocena strat i korzyści jako skutku ognia jest trudna do przeprowadzenia i zależy od przyjętych kryteriów. Najogólniej rzecz biorąc należy stwierdzić, że straty przewyższają korzyści, gdyż ogień, będąc co prawda integralnym składnikiem środowiska, w momencie jego pojawienia się w nim, przekształca je w wielkim stopniu.



Jego skutkiem jest częściowe bądź całkowite zniszczenie roślin lub ich osłabienie, co prowadzi do ilościowych i jakościowych zmian w ekosystemie. Pożar narusza podstawowe piętro producentów w biocenozie, prowadząc do szybkiej mineralizacji warstwy organicznej i wpływa na tempo obiegu materii w ekosystemie. Wtórny zjawiskiem są zmiany abiotyczne elementów ekosystemu – gleby i mikroklimatu. Stopień zmian zależy od warunków drzewostanowych, meteorologicznych przed i po pożarze, jego wielkości, wartości temperatur i czasu ich oddziaływania na elementy ekosystemu: drzewostan, runo, faunę i glebę. Ocena wzrokowa stanu drzewostanów po pożarze pozwala wyróżnić kilka rodzajów ich uszkodzeń. Uszkodzenia całkowite powstają w wyniku pożarów wierzchołkowych młodszych drzewostanów, w których nieodwracalnie uszkodzony został aparat asymilacyjny (igły lub liście), pączki i pędy. Uszkodzenia częściowe dotyczą na ogół starszych drzewostanów po pożarze całkowitym lub pożarze pokrywy gleby o znacznej intensywności, podczas którego aparat asymilacyjny uległ częściowemu zniszczeniu. Do rodzaju uszkodzeń częściowych zalicza się też obniżenie wartości hodowlanej i przyrostu drzew, powstające w drzewostanach uszkodzonych przez pożary rozprzestrzeniające się w pokrywie gleby. Nie są one widoczne bezpośrednio po pożarze, ale pojawiają się na ogół po 2–3 latach. Obserwuje się wówczas proces nasilonego zamierania drzew. Drzewa mogą stracić nawet 20–30% powierzchni korony, zanim szkoda taka zacznie oddziaływać na tempo ich wzrostu. Pożary pokrywy gleby nie powodują natychmiastowej śmierci starszego (powyżej 20 lat) drzewostanu, niszczą młodsze drzewka (naloty, podsadzenia) oraz uszkadzają w różnym stopniu szyje korzeniowe starszych drzew. Zależy to przede wszystkim od wysokości temperatury i czasu jej oddziaływania oraz od grubości kory drzewa. Intensywność uszkodzenia pnia przez ogień pozwala wyróżnić w drzewostanie drzewa o zabitym kambium na całym obwodzie pnia, drzewa o martwym kambium na części obwodu pnia (ze zwęgloną korą i warstwą kambium lub tylko osmoloną korą). Szybko obumierają tylko drzewa pierwszej grupy – o kambium zabitym na całym obwodzie pnia. Drzewostany w wyniku fizjologicznego osłabienia są zagrożone masowym występowaniem szkodników owadzych, szczególnie szkodników wtórnych oraz grzybów pasożytniczych. Prowadzi to do ich zamierania i stanowi ognisko rozmnażania się szkodników, zagrażające sąsiednim zdrowym jeszcze lasom. Obok bezpośredniego wpływu na drzewostan pożar wywiera również wpływ na sukcesję, tj. kolejność, w jakiej rośliny wracają na miejsce drzewostanu zniszczonego przez pożar. To z kolei wpływa również na zmiany w powrocie poszczególnych gatunków ze świata zwierząt.

#### ZABURZENIA CYKLI BIOGEOCHEMICZNYCH

Bezpośrednim następstwem pożarów lasu dla środowiska naturalnego jest wzrost stężenia  $\text{CO}_2$  w powietrzu. W miarę zwiększania się liczby pożarów i przy wielkoobszarowych pożarach, wydzielana ilość tego gazu niebezpiecznie rośnie

i wpływa na klimat. Podczas pożaru lasu powstaje ponad dwieście szkodliwych związków chemicznych. Wskutek spalania 1 tony leśnych materiałów powstaje: 1375 kg dwutlenku węgla, 125 kg tlenku węgla, 50 kg cząstek stałych i ciekłych, 12,5 kg węglowodorów, 2,5 kg tlenków azotu, które są emitowane do atmosfery. Niektóre z nich (metan, tlenki węgla, azotu i siarki należące do grupy tzw. gazów szklarniowych) przyczyniają się do globalnych zmian klimatycznych, gdyż uszkadzają powłokę ozonową chroniącą życie na Ziemi. Z węgla pierwiastkowego zmagazynowanego w lasach, wskutek procesu spalania uwalniana jest 1/6 ogólnej ilości emitowanego do atmosfery  $\text{CO}_2$ . Drugim w kolejności gazem przyczyniającym się do tego zjawiska jest metan. Emisje ze spalania biomasy lasów borealnych stanowią 3–5% ogólnej rocznej ilości światowej. Powstające emisje wskutek pożarów lasu mają większy wpływ na globalne zmiany klimatyczne niż można było dotąd przypuszczać, a co wynikałoby z ich procentowego udziału w łącznej emisji gazów cieplarnianych. Powstające słupy dymu są bardzo wysokie i sięgają do atmosfery nawet na wysokość 8 km. Pozostające w atmosferze cząstki dymu są częścią globalnej cyrkulacji (cząstki te działają jak ogniska kondensacji chmur, w wyniku czego występują kwaśne opady atmosferyczne). Dym unoszący się z pożarów lasów wpływa na zmniejszenie się opadów deszczu, jednocześnie powodując gwałtowne burze. Wznosi się on do chmur przyczyniając się do osiągnięcia przez nie większych niż normalne rozmiarów. Cząsteczki dymu sprawiają, że woda w chmurach tworzy krople zbyt małe by mogły spaść na ziemię. Przenoszone są one w wyższe poziomy atmosfery, gdzie zamarzają tworząc kryształki lodu. Spadają one później w postaci gradu w trakcie gwałtownych burz z piorunami zamiast łagodnych deszczów. Burze silniejsze niż te powszechnie występujące, uwalniają wyżej w atmosferze utajnione ciepło, które wpływa na globalne i lokalne systemy cyrkulacji. Ponadto burze wnoszą dym wyżej, w efekcie czego rozprzestrzenia się na większe obszary. W latach 1991–2001 wskutek pożarów lasu w państwach Europy Środkowej i Wschodniej wielkość emisji wyniosła 53 020 tysięcy ton. Blisko 64% emisji pochodziło z Polski (Szczygieł i in. 2009). Dym i zawarte w nim produkty spalania pogarszają warunki życia i wpływają także negatywnie na zdrowie ludności nie tylko zamieszkałej w sąsiedztwie pożaru, ale również stanowią zagrożenie dla obszaru w promieniu nawet do 100–200 km. Aby wyrównać emisję  $\text{CO}_2$  z 1 ha spalonego lasu trzeba zalesić 10–25 ha.

#### KONSEKWENCJE POŻARÓW DLA ZOOCENOZY

Podczas pożarów lasu, zwłaszcza tych większych, poważne straty ponosi także zwierzyna (głównie sarny i jelenie) cofająca się w głąb palącego się lasu przed jednostkami gaśniczymi. Znaczna liczba tych zwierząt ginie lub ulega silnym poparzeniom. W ogniu giną zwierzęta przebywające na powierzchni gleby i bezkręgowce. W wyniku palenia się traw niszczone są miejsca lęgowe ptaków gniazdujących na ziemi. Płomienie niszczą jaja i pisklęta. Giną też pożyteczne ssaki,

plązy i gady. Bezpośrednie oddziaływanie ognia i wysokich temperatur podczas pożaru lasu jest katastrofalne dla owadów, gdyż redukuje liczebność populacji różnych ich gatunków. Ponoszą one nierównomierne straty w swojej liczebności. Zależy to od odległości przebywania owadów od ognia podczas pożaru oraz od jego intensywności. Największe straty ponoszą owady zamieszkujące runo leśne (niezdolne do lotu) i ściółkę. W trakcie pożarów pokrywy trawiastej giną rzadkie gatunki owadów, takie jak modliszka zwyczajna, mrówki, trzmiele, pszczoły itp. W miejscach nagromadzenia materiału drzewnego niszczące działanie ognia sięga gleby mineralnej. Tam jednak entomofauna ponosi mniejsze straty, gdyż przemieszcza się ona w głębsze warstwy gleby. W drzewostanach starszych i średnich klas wieku pożar pokrywy gleby zwiększa zróżnicowanie wśród gatunków owadów na skutek zmian fizjologicznych drzew (osłabionym drzewom zagrażają szkodliwe owady) i zmian w ściółce. W młodnikach powstałych na zaoranych pożarzyskach następuje powolna regeneracja składu gatunkowego owadów. Entomofauna na pożarzyskach jest mniejsza liczebnie, dominują wśród niej inne gatunki, ma ona innych żywicieli. Zakłócenia w sukcesji wywołane działaniem ognia sprawiają, że powrót do sytuacji sprzed pożaru może trwać kilkanaście a nawet kilkadziesiąt lat. Według Kolka (1998) entomofauna obszarów popożarowych odnawia się głównie poprzez migrację z przyległych terenów, na co wpływa wyjściowa liczebność populacji szkodników wtórnych.

#### WPLYW POŻARU NA GLEBĘ

Wskutek pożarów zniszczeniu i degradacji ulega też pokrywa gleby (runo, ściółka, próchnica, gleba mineralna). Według badań prowadzonych w IBL (Karlikowski i in. 1992) na pożarzyskach następuje odkwaszenie poziomu organicznego, a po około 3–5 miesiącach także wierzchnich poziomów mineralnych gleby. W poziomie butwinowo-próchnicznym pH wzrasta nawet o 1,5, a w poziomach głębszych wzrost następuje w mniejszej skali. Charakter tych zmian jest względnie stabilny w ciągu 2–3 lat, po których zaczyna się powolny proces zakwaszania. Wraz ze zmianami odczynu górnych warstw gleby następuje kilkudziesięciostopniowy wzrost wilgotności aktualnej i kilkunastoprocentowy pojemności wodnej. Po pożarze w poziomie butwinowo-próchnicznym obniża się o 40% ilość substancji organicznej, co powoduje spadek zawartości węgla organicznego o blisko 70% z równoczesnym wzrostem azotu, potasu, wapnia i magnezu, który maleje o połowę po 1–2 latach. W poziomie mineralnym gleby, po nieznacznym wzroście ilości węgla na okres około roku, następuje jego systematyczny spadek poniżej wartości sprzed pożaru. Znaczny rozkład substancji organicznej na przyswajalne składniki mineralne przyczynia się do poprawy warunków żywnościowych górnych poziomów glebowych na okres 1–3 lat, po którym następuje ich pogorszenie, a całkowita regeneracja gleby może potrwać nawet kilkadziesiąt lat. Pożar pokrywy gleby pogarsza właściwości biologiczne gleby, niszcząc jej mikroflorę. Zakłóceniu ulega proces

powstawania próchnicy. Mikrobiologiczna regeneracja gleby rozpoczyna się stosunkowo szybko, ale postępuje wolno. Po kilku miesiącach od pożaru obserwuje się silny rozwój niektórych grup drobnoustrojów (pochodzących prawdopodobnie z drzewostanów sąsiadujących z pożarzyskiem), co jednak nie rekompensuje strat ogólnej masy i różnorodności mikroorganizmów. Pośrednim następstwem pożaru, po którym usunięto drzewostan, może być zabagnienie terenu, na ubogich siedliskach uruchomienie lotnych piasków, a w górach erozja gleb. Na ubogich siedliskach i w młodszych drzewostanach (z niewielką ilością zakumulowanej materii organicznej) pożar przyspieszając mineralizację i stratę biogenów prowadzi do degradacji ekosystemu.

Zniszczenie przez ogień pokrywy gleby oraz częściowe wyjałowienie warstwy mineralnej powoduje dezaktywację mikroorganizmów uczestniczących w procesach rozkładu celulozy i ligniny, w uwalnianiu biogenów i tworzeniu kompleksów mykoryzowych z korzeniami. Im wyższe temperatury pożaru tym większa możliwość eliminacji grzybów mykoryzowych ze środowiska. Wskutek temperatury niszczone są również sprawcy chorób, jak grzyby zgorzelowe, ryzomorfy opieńki czy owocniki huby korzeni. Grzybnia patogenów korzeni zasiedlająca ich drewno głębiej w profilu glebowym może pozostać w pełnej aktywności fizjologicznej, stwarzając zagrożenie dla przyszłych odnowień. W takcie szybkiego rozprzestrzeniania się ognia i krótkim czasie oddziaływania temperatury, grzybnia opieńki pod grubą korą nie zostanie uszkodzona. Termiczna sterylizacja gleby sprzyja ponownej kolonizacji gleby i korzeni przez różne organizmy grzybowe. Podatne na infekcję ze strony grzybów są również drzewa o różnym stopniu uszkodzenia pozostałe na pożarzysku.

#### WPLYW POŻARU NA MIKROKLIMAT I STOSUNKI WODNE

Duże pożary lasu, szczególnie całkowite, powodują zmiany mikroklimatyczne oraz stosunków wodnych. Następują one na skutek usunięcia drzewostanu na dużych powierzchniach, co powoduje podwyższenie maksymalnych i obniżenie minimalnych wartości temperatur powietrza w okresie pogody wyżowej. Wiosną i jesienią mogą występować na takich terenach przymrozki radiacyjne, groźne dla odnowień. Zniszczenie drzewostanu oraz żywej i martwej pokrywy gleby powoduje utratę zdolności retencyjnych wody opadowej, szybkie jej odparowanie, a na obszarach górskich zwiększenie spływu powierzchniowego, powodującego erozję gleby. Zmiany stosunków wodnych mogą iść w dwóch przeciwstawnych kierunkach, w zależności od lokalnej sytuacji, gdy został zlikwidowany buforowy wpływ lasu. Na terenach, na których gospodarka wodna drzewostanów oparta jest na wykorzystaniu wody opadowej (ubogie i suche siedliska), może nastąpić przesuszenie gleby, aż do uruchomienia powierzchniowych warstw piasku i zapoczątkowania erozji. Z kolei na siedliskach wilgotnych o wysokim poziomie wód gruntowych może nastąpić szybkie zabagnienie, które w istotny sposób utrudni odnowienie pożarzyska.

## Summary

*Ryszard Szczygieł<sup>1</sup>, Aldona Perlińska<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Laboratory of Forest Fire Protection, R.Szczygieł@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>General Directorate of the State Forests in Warsaw, a.perlinska@lasy.gov.pl

### Risk and consequences of forest fires

Progressing climate changes, which are accompanied by temperature increase and changes in seasonality of weather conditions result in higher risk of forest fire appearance. According to the NASA Goddard Institute for Space Studies, eleven warmest years during the history of meteorological observations occurred in the 21<sup>st</sup> century, with the year 2015 being the warmest on record. As weather extremes become more frequent and intensive, including record high heat and long-lasting droughts, number of forest fires and their consequences for natural environment observed around the globe and in our country show a growing tendency. It is estimated that annually on Earth about ten million hectares of forests are being destroyed on a various degree by forest fires. According to the forest fire statistics gathered by the European Forest Fire Information System (EFFIS) established by the Joint Research Centre (JRC) in Ispra, Poland stands on the third place (behind Portugal and Spain) in terms of the average annual number of forest fires and on the eighth place in terms of the area covered by those fires. Forest fire danger in Poland is affected by abiotic, biotic and anthropogenic conditions.

Potential risk of fire occurrence in forest areas, which changes in longer time periods, is defined in forest management plans established for 10-year periods according to the following criteria: site conditions, climate, anthropogenic activity and forest fire appearance. It describes a susceptibility of a certain area to possible forest fires. The degree of such susceptibility is expressed by one of three categories of forest fire danger. Based on the principles established by this classification, 85% of forest area in Poland can be classified as having high or medium forest fire danger. For a comparison, such degree of fire danger concerns 65% of forests in Europe and about 40% of forests around the globe. Moreover, risk of forest fire occurrence is very dynamic and rapidly changes with time. It is shaped by currently existing weather conditions and is described by the degree of forest fire danger established according to the methodology developed by the Forest Research Institute. Fire danger degree corresponds to probability of forest fire occurrence in a given day. Based on the automatic measurements of meteorological parameters, numerical model of weather forecasting as well as measurements and forecasts of moisture content of flammable material, the system of forest fire forecasting operating in the State Forests allows to establish current and forecasted (up to 24 hours ahead) level of forest fire danger on a four-level scale. Those two indicators describing forest fire danger (category and degree of forest fire danger) serve as a basis for organization of forest fire protection system. They affect the methods of forest preparation in case of forest fire occurrence (such as fire access roads, water supply, observation and alarm system, supply of forest fire equipment) as well as scale and

type of everyday protection activities during the forest fire season. The main goal of such activities is to minimize consequences of fire in forest environment and to limit economic losses caused by forest fires.

There were 304 thousand forest fires in Poland during the years 1948<sup>2</sup>–2015 (with almost 50% of the noted forest fires occurring during the last sixteen years). As a result, 331 thousand hectares of forests were burned. Forest fires being one of the most dangerous natural disasters cause direct economic losses (in the State Forests during 2000–2015 they were about 80 million PLN) and also result in long-lasting, damaging changes in ecosystems, which especially in case of vast forest fires result in worsening of local life conditions of the society. Forest fires lead to changes in the atmosphere due to emission of combustion products disturbing global biogeochemical cycles, especially carbon cycle. The intermediate fire effects often defined as ecological effects largely exceed direct effects. According to the research on economic evaluation of damages caused by forest fires, ecological losses were about 5–6 times higher than direct losses, with some scientists evaluating them on even higher level. Such estimates cover, among other, valuation of lost non-timber forest functions, lost ability of carbon sequestration by burned forest stands, emission of greenhouse gases, burned soil, destroyed flora and fauna. Unfortunately, it is quite difficult and sometimes impossible to evaluate ecological losses, while lack of accepted and tested evaluation methods makes it impossible to fully and effectively evaluate forest fire consequences.

## LITERATURA

- Karlikowski T., Fraszewski D., Rzewuski T., Sakowska H., Santorski Z., Ubysz B. 1992. Ocena stanu zagrożenia pożarowego lasów ze szczególnym uwzględnieniem 1992 roku. Raport IBL, Sękocin Stary.
- Karlikowski T., Parzuchowska J., Sakowska H., Zajac S. 1998. Ocena ekonomiczna strat spowodowanych przez pożary lasu w Polsce w latach 1991–1995. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 62: 52–58.
- Kolk A. 1998. Problemy ochrony lasu przed owadami na terenach popożarowych. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 68: 26–32.
- Kwiatkowski M., Szczygieł R., Ubysz B., Piwnicki J. 2010. Opracowanie nowej metody prognozowania zagrożenia pożarowego lasu. Raport IBL, Sękocin Stary.
- Sikora A., Zajac S., Szczygieł R., Kwiatkowski M. 2015. Opracowanie metody szacowania strat bezpośrednich i pośrednich powodowanych przez pożar lasu. Raport IBL, Sękocin Stary.
- Stereńczak K., Szczygieł R., Kwiatkowski M., Kraszewski B., Ciarka Ż., Mielcarek M. 2015. Wpływ ilości martwego drewna w Puszczy Białowieskiej na zagrożenie pożarowe oraz zagrożenie dla ludzi. Raport IBL, Sękocin Stary.
- Szczygieł R., Ubysz B., Kwiatkowski M., Piwnicki J. 2008. Kategoryzacja zagrożenia pożarowego lasów Polski. Raport IBL, Sękocin Stary.

---

<sup>2</sup> Statistical data available from the year 1948.

- Szczygieł R. 2009. Metoda oceny ryzyka powstania pożaru lasu wspomagająca organizację działań ratowniczych. *Prace IBL Rozprawy i Monografie*, 12.
- Szczygieł R., Ubysz B., Zawila-Niedźwiecki T. 2009. Spatial and temporal trends in distribution of forest fires in Central and Eastern Europe. [In:] *Development in Environmental Science 8. Wildland Fires and Air Pollution* (eds: A. Bytnerowicz, M. Arbaugh, C. Andersen, A. Riebau), Elsevier. Amsterdam – Boston – Heidelberg – London – New York – Oxford – Paris – San Diego – San Francisco – Singapore – Sydney – Tokyo.

## **IV.**

# **Monitoring stanu zdrowotnego lasu oraz jego zagrożeń**





Zbigniew W. Kundzewicz

Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań, kundzewicz@yahoo.com

## Przestanki i scenariusze zmian klimatu

### WSTĘP

Od kilku dziesięcioleci klimat ziemski wyraźnie ociepla się. Zasadniczym źródłem ocieplenia jest wzrost atmosferycznych stężeń tzw. gazów cieplarnianych – przede wszystkim dwutlenku węgla, metanu i podtlenku azotu. Mimo niepewności, projekcje na przyszłość wskazują, że jeśli nie uda się drastycznie ograniczyć zawartości gazów cieplarnianych w atmosferze (poprzez redukcję emisji albo wzrost wiązania, czyli sekwestracji), dalsze coraz silniejsze ocieplenie i efekty temu towarzyszące są nieuniknione.

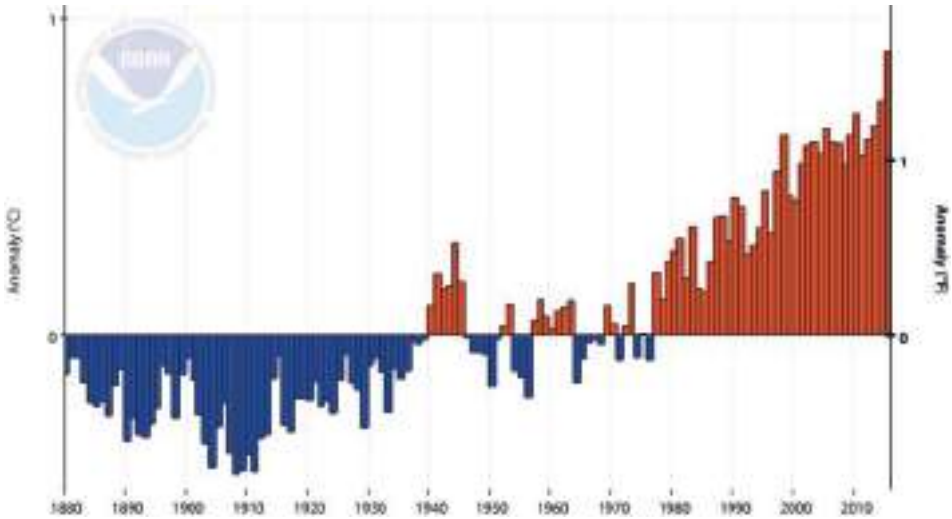
W niniejszej pracy krótko omówiono świadectwo ocieplenia zawarte w szeregu czasowych temperatury w różnych skalach oraz interpretację źródeł zmian klimatu. Dokonano dyskusji sceptycyzmu klimatycznego w oparciu o taksonomię sceptycyzmu. Przedstawiono zagadnienia percepcji zmian klimatu i polityki klimatycznej w polskich mediach oraz dokonano przeglądu postaw polityków.

### OBSERWACJE

Nie ulega wątpliwości, że klimat ziemski ociepla się. Temperatura wzrasta w każdej skali przestrzennej – globalnej, kontynentalnej, krajowej, regionalnej i punktowej. Piąty Raport Międzyrządowego Panelu ds. Zmian Klimatu, IPCC (IPCC 2013) orzeka, że globalna temperatura średnia powierzchni lądów i oceanów wzrosła w okresie 1901–2012 o ok. 0.89°C.

Wyniki analiz szeregów czasowych wartości temperatury powietrza obserwowanych w różnych skalach dowodzą niezbicie ocieplania klimatu. Rok 2015 okazał się globalnie najcieplejszy w historii pomiarów (por. ryc. 1), przy czym temperatura przewyższa poprzedni rekord średniej rocznej temperatury globalnej z roku 2014 aż o 0,13°C. Rok 2015 był 39. Kolejnym rokiem o temperaturze globalnej

przewyższającej średnią z okresu referencyjnego 1951–1980. Jest to wyraźna kontynuacja długofalowego trendu ocieplenia. Każdy rok XXI wieku (2001–2015) należy do 16 globalnie najcieplejszych lat w historii notowań. Każda z ostatnich trzech dekad była cieplejsza od poprzedniej (por. ryc. 1) i cieplejsza od wszystkich wcześniejszych dekad od początku obserwacji. Okres 1983–2012 na półkuli północnej był prawdopodobnie najcieplejszym 30-leciem w ostatnich 1400 latach (IPCC 2013).

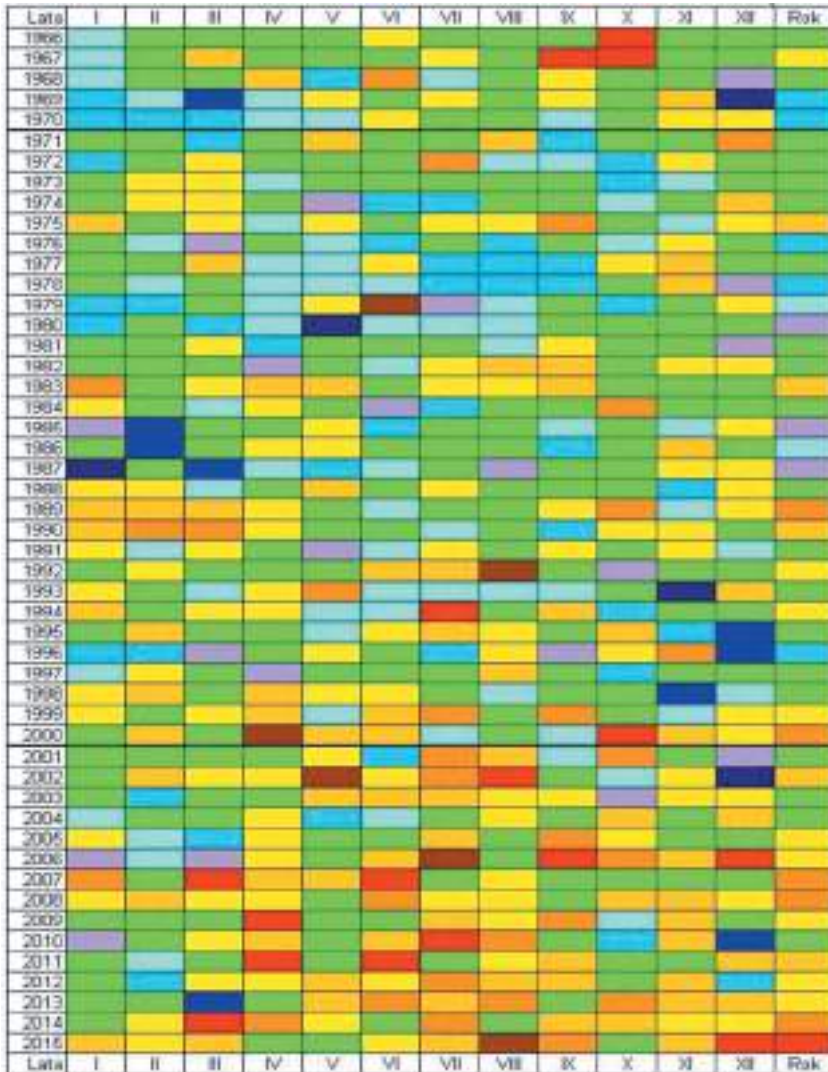


Rycina 1. Odchylenia temperatury globalnej od średniej z lat 1951–1980 (w °C), wg GISS NASA

Źródło: <http://data.giss.nasa.gov/>

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

Ilustracje ocieplenia w skali punktowej, na stacjach Warszawa-Okęcie i Poczdam (Niemcy) przedstawiają ryc. 2 i 3. Na stacji Warszawa-Okęcie rok 2015 był jedynym rokiem anomalnie ciepłym w okresie, dla którego dostępne są dane (ryc. 2), a sierpień 2015 był ekstremalnie ciepły. W Poczdamie rok 2015 okazał się drugim najcieplejszym w historii pomiarów – był o 0,26°C chłodniejszy niż dotychczas najcieplejszy, 2014 (odpowiednio temperatura średnia roczna osiągnęła: 10,91°C w 2014 i 10,65°C w 2015, podczas gdy poprzedni rekord został osiągnięty w roku 2000 (10,47°C). Natomiast sierpień 2015 i grudzień 2015 okazały się najcieplejsze w historii obserwacji, które prowadzone są od roku 1893, przy czym grudzień 2015 (o średniej temperaturze miesięcznej +6,70°C) był cieplejszy od dotychczasowego lidera, grudnia 2006 (o średniej temperaturze miesięcznej +5,17°C) aż o 1,53°C. W ciągu czterech dni, w grudniu 2015, średnia temperatura dobowa przekroczyła +10°C, a 26 grudnia maksymalna temperatura osiągnęła +14,40°C.

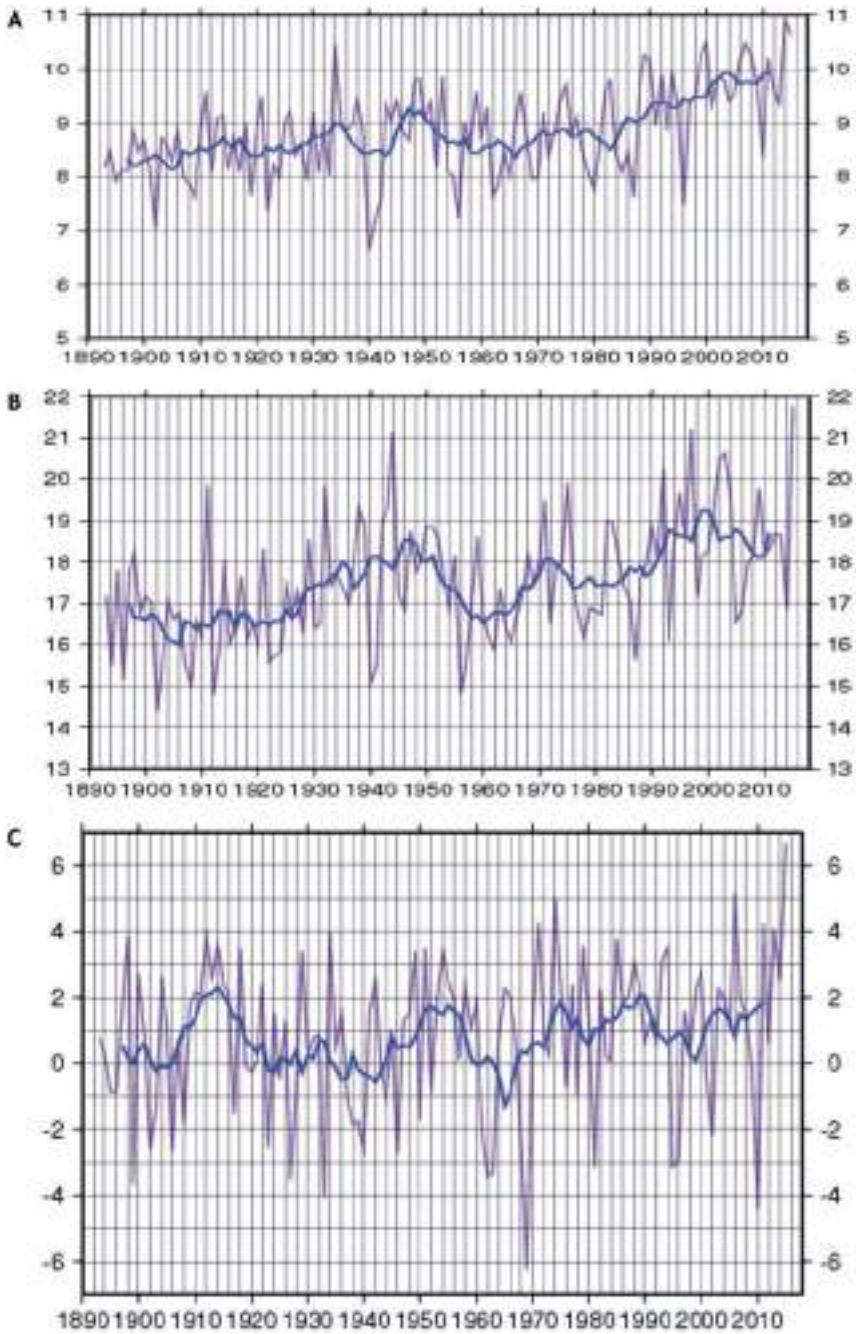


SKALA KLASYFIKACJI TERMICZNEJ

1	ekstremalnie ciepły
2	anormalnie ciepły
3	bardzo ciepły
4	ciepły
5	lekko ciepły
6	normalny
7	lekko chłodny (i. mroźny)
8	chłodny (mroźny)
9	bardzo chłodny (z. mroźny)
10	anormalnie chłodny (z. mroźny)
11	ekstremalnie chłodny (z. mroźny)

Rycina 2. Klasyfikacja termiczna miesięcy i roku dla stacji Warszawa-Okęcie, wg prof. Haliny Lorenc, w odniesieniu do okresu referencyjnego 1971–2000

Źródło: [www.imgw.pl](http://www.imgw.pl)



Rycina 3. Rekordowe temperatury średnie zanotowane w Poczdamie, dla (A) roku, (B) sierpnia, (C) grudnia (w °C)

Źródło: [www.klima-potsdam.de](http://www.klima-potsdam.de)

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

## INTERPRETACJA OCIEPLENIA

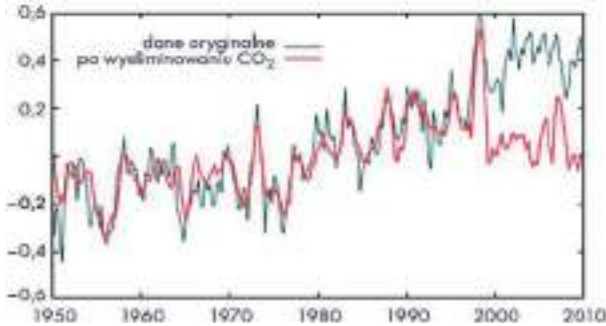
Obecne ocieplenie klimatu nie ma precedensu w przeszłości, jako, że wszystkie poprzednie zmiany klimatu miały charakter naturalny. Powodowane były zmianami aktywności Słońca, zmianami parametrów orbitalnych ruchu Ziemi, potężnymi erupcjami wulkanów, czy upadkami asteroid na powierzchnię Ziemi. Obecnie, człowiek ma znaczący wpływ na środowisko, a w szczególności na skład atmosfery, od którego zależy klimat, więc okres, w którym żyjemy nazywa się czasem antropocenem, używając nomenklatury geologicznej.

Wzrost temperatury jest przede wszystkim wynikiem aktywności ludzkiej – spalania paliw kopalnych i wylesiania. Obecne stężenia gazów cieplarnianych, z których najważniejsze to: dwutlenek węgla ( $\text{CO}_2$ ), metan ( $\text{CH}_4$ ) i podtlenek azotu ( $\text{N}_2\text{O}$ ), znacznie przekraczają zakres stężeń „zapisany” w naturalnych archiwach rdzeni lodowych w ostatnich 800 000 lat.

Powoduje to ciągły wzrost tzw. globalnego wymuszenia radiacyjnego (IPCC 2013). Atmosferyczne stężenie  $\text{CO}_2$  wzrosło o 30% od 1958 r., odkąd zaczęły się systematyczne obserwacje na Mauna Loa, a o 40% od 1750 r.

Badania modelowe wzmacniają argumenty o antropogenicznym podłożu obecnych zmian klimatu. Istniejące modele matematyczne klimatu potrafią już w miarę poprawnie, i coraz lepiej, odtworzyć zasadnicze cechy przebiegu zaobserwowanych zmian i wahań temperatury.

Stanisławska i in. (2013) wykorzystali programowanie genetyczne do odtworzenia temperatury globalnej na podstawie szeregów czasowych czynników kształtujących klimat. Dopasowanie symulacji można uznać za zadowalające. Atmosferyczne stężenie dwutlenku węgla odgrywa zasadniczą rolę w interpretacji ocieplenia. Bez uwzględnienia dwutlenku węgla wśród czynników kształtujących klimat, model jest w stanie dopasować się względnie dobrze do obserwowanej temperatury globalnej w okresie tarowania (1950–1999); ale wypada bardzo źle w okresie testowania (2000–2009), por. ryc. 4. Jeśli uwzględni się zmiany atmosferycznego stężenia dwutlenku węgla, otrzymuje się zadowalające dopasowanie symulacji, również dla okresu testowego (zob. Stanisławska i in., 2013, Kundzewicz, 2013). Stężenie dwutlenku węgla odgrywa więc zasadniczą rolę.



Rycina 4. Wyniki symulacji temperatury globalnej za pomocą programowania genetycznego. Porównanie szeregu czasowego temperatury UEA (szara linia) i modelu bez uwzględnienia zmian stężenia dwutlenku węgla. Okres tarowania 1950–1999; okres testowania 2000–2009

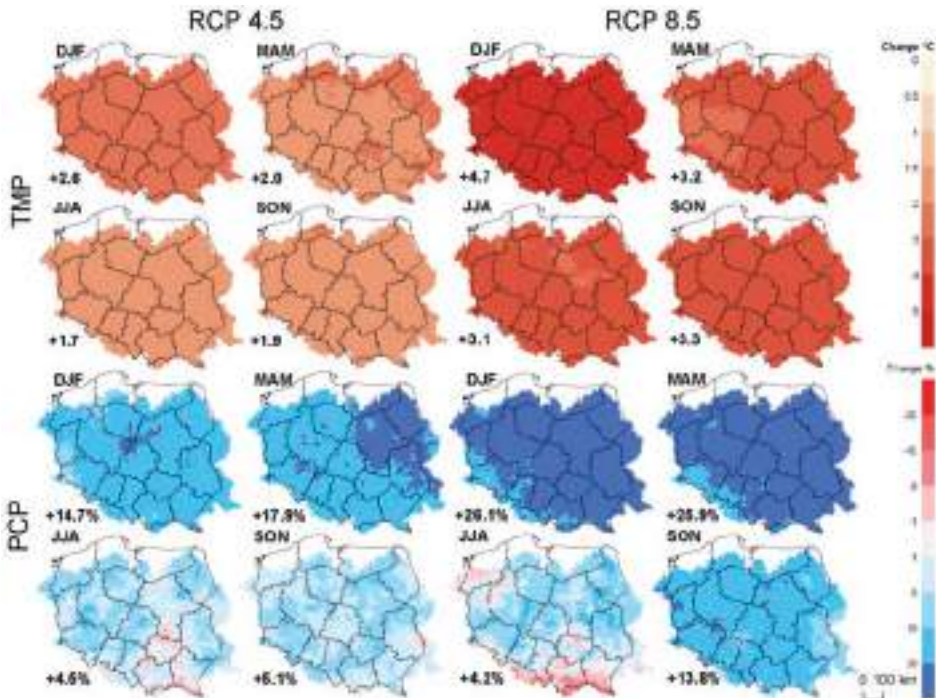
Źródło: Stanisławska i in. (2013), Kundzewicz (2013)

## PROJEKCJE ZMIAN KLIMATU I ICH SKUTKÓW

Skoro lepiej rozumiemy klimat przeszłości i terażniejszości, możemy mieć większe (choć ciągle ograniczone) zaufanie do wnioskowania o przyszłości. Modele klimatu zgadzają się co do tego, że klimat ziemski będzie się ocieplał, z oczywistymi konsekwencjami – dalszym wzrostem poziomu oceanów, topnieniem lodowców itd. Dwutlenek węgla, który ludzkość już wprowadziła i jeszcze wprowadzi do atmosfery, będzie przez długie dekady wzmacniał efekt cieplarniany. Jeśli natomiast globalne emisje gazów cieplarnianych będą dalej rosły w sposób niekontrolowany, skutki ocieplenia mogą przybrać niebezpieczny rozmiar. Szczególnie obawiamy się wzrostu ryzyka zagrożeń systemów unikatowych, wzrostu częstości i intensywności ekstremów pogodowych, niekorzystnego rozkładu konsekwencji, wysokiego kosztu zagregowanego skutków zmian klimatu i możliwości wystąpienia wielkoskalowych zdarzeń o ogromnych negatywnych skutkach, np. topnienie łądolodów Grenlandii. Prawdopodobieństwo niekorzystnych konsekwencji zmian klimatu rośnie wraz ze wzrostem atmosferycznego stężenia gazów cieplarnianych i – w konsekwencji – wraz ze wzrostem temperatury. Wielu niekorzystnych konsekwencji można uniknąć, osłabić je, czy też opóźnić, poprzez wdrożenie skutecznej polityki zapobiegania zmianom klimatu, np. poprzez ograniczenie ocieplenia globalnego do nie więcej niż 2°C od poziomu przedprzemysłowego. Jeśli ocieplenia nie uda się ograniczyć, adaptacja do niekorzystnych skutków zmian klimatu może być bardzo trudna.

Rycina 5 przedstawia modelowe projekcje (mediana z symulacji za pomocą szeregu modeli klimatycznych) zmian temperatury średniej i sumy opadów atmosferycznych w zlewniach Wisły i Odry dla horyzontu 2074-2100 (w

porównaniu do wielolecia kontrolnego, 1974–2000), dla czterech pór roku, przy założeniu dwóch scenariuszy emisji (RCP 4.5 i RCP 8.5). Widoczne jest dalsze, wyraźne, ocieplenie. Przy założeniu scenariusza RCP 8.5, średni wzrost temperatury dla całego kraju przekracza 3°C dla każdej pory roku, a najwyższy jest zimą (4,7°C). Dominuje wzrost opadów na większości powierzchni zlewni Wisły i Odry, choć projekcje opadów letnich wskazują na możliwość wystąpienia mniejszych opadów w obszarach zaznaczonych na rycinie 5. Przy założeniu scenariusza RCP 8.5, największy średni wzrost opadów, przekraczający 25% spodziewany jest zimą i wiosną, a najmniejszy latem (4,2%).



Rycina 5. Modelowe projekcje (mediana z symulacji za pomocą szeregu modeli klimatycznych) zmian temperatury średniej i sumy opadów atmosferycznych w zlewniach Wisły i Odry dla horyzontu 2074–2100 (w porównaniu do wielolecia kontrolnego, 1974–2000), dla czterech pór roku, przy założeniu dwóch scenariuszy emisji (RCP 4.5 i RCP 8.5). Oznaczenia: YMP – temperatura, PCP – opad, DJF – zima (grudzień–luty), MAM – wiosna (marzec–maj), JJA – lato (czerwiec–sierpień), SON – jesień (wrzesień–listopad).

Źródło: Piniewski i Szcześniak (2016).

Jednak konkretne projekcje, w szczególności dotyczące opadu, obarczone są istotną dozą niepewności. Model zgadzają się co do wzrostu opadów na północy Europy, a redukcji opadów na południu kontynentu. W Polsce, niepewność jest



większa, szczególnie w odniesieniu do opadów letnich. Niepewność rośnie wraz z maleniem skali przestrzennej rozważań – dla małego obszaru, który jest istotny pod kątem adaptacji, niepewność jest wyższa, niż dla poziomu kontynentalnego, czy krajowego.

## MIĘDZY NAMI SCEPTYKAMI

Jakiegokolwiek stwierdzenia związane z przebiegiem klimatu w przeszłości, a tym bardziej projekcje na przyszłość, obarczone są jednak dość znaczną dozą niepewności.

Modele klimatu pozwalają na uzyskanie orientacyjnych projekcji dla dużych obszarów, ale wnioskowanie o klimacie regionalnym czy lokalnym jest znacznie bardziej niepewne. Nawet jeśli modele klimatyczne względnie dobrze zgadzają się co do wartości globalnych, często różnią się, i to zasadniczo, w projekcjach regionalnych.

Nauka o zmianach klimatu jest przykładem tzw. nauki postnormalnej (wg Funtowicza i Ravetza 1990), charakteryzującej się wysoką niepewnością, wielkimi stawkami oraz pilnością potrzeby podjęcia decyzji. Nie można liczyć, że nauka stworzy pewne, definitywne, ilościowe i szczegółowe prognozy na przyszłość. Tytułowe pytanie z artykułu autorstwa Kundzewicza i Stakhiva (2010) – „Czy modele klimatyczne w kontekście zastosowań wodno-gospodarczych są gotowe na „najlepszy czas antenowy”?” nie znajduje odpowiedzi twierdzącej. Potrzebne są dalsze badania i rozwój modeli.

Niepewność jest pożywką dla rozwoju sceptycyzmu. Otrzymujemy sprzeczne informacje i interpretujemy je na różne sposoby, często ograniczając się tylko do podzbioru informacji, ze świadomym lub nieświadomym pominięciem części istniejącego świadectwa faktów.

Stanowisko względem zmian klimatu, ich konsekwencji i polityki klimatycznej, można scharakteryzować poprzez odpowiedzi na cztery zasadnicze pytania zilustrowane na ryc. 6. Można określić taksonomię sceptyków, odpowiadającą w znacznym stopniu strukturze ryc. 6. Wszystkie kategorie sceptyków są licznie reprezentowane w Polsce. Sceptycy co do ocieplenia uznają, że ocieplenia nie ma. Sceptycy co do konsekwencji uważają, że ocieplenie i towarzyszące zmiany są globalnie raczej korzystne, albo mają marginalne znaczenie. Sceptycy co do interpretacji twierdzą, że ocieplenie jest przede wszystkim naturalne. Sceptycy co do przeciwdziałania uważają, że ociepleniu nie da się zapobiec albo że jest już na to za późno. Sceptycy co do priorytetów twierdzą, że istnieje wiele pilniejszych spraw. Sceptycy co do czasu podjęcia działań uważają, że na razie lepiej czekać i obserwować. Sceptycy co do możliwości polityki klimatycznej uznają, że nie da się ograniczyć emisji przez międzynarodowe regulacje.



Rycina 6. Zasadnicze pytania i odpowiedzi na nie, charakteryzujące stanowisko jednostki względem zmian klimatu, ich konsekwencji i polityki klimatycznej

Źródło: Kundzewicz (2013)

Słyszalność sceptyków klimatycznych jest szczególnie wyraźna w krajach zużywających dużo energii opartej na węglu i ropy. Nie ulega wątpliwości, że byłoby lepiej dla Polski, gdyby globalne ocieplenie nie zachodziło. Jest więc społeczne zapotrzebowanie na sceptycyzm, bo ocieplenie spowodowane przez człowieka można uznać za „niewygodną prawdę” (określenie sformułowane przez byłego wiceprezydenta USA, Alę Gore), przy czym w Polsce ta prawda jest znacznie bardziej niewygodna niż w innych krajach. Polska „węglem stoi” – choć nasz naród stanowi tylko nieco ponad 0,5% obecnej ludności świata, odpowiada za ok. 2% (a więc czterokrotnie więcej) skumulowanej emisji gazów cieplarnianych. Polska ma więc, historycznie rzecz biorąc, znaczny wkład we wzmocnienie globalnego efektu cieplarnianego – wielki „węglowy ślad stopy”. Mamy w Polsce ciągle znaczne rezerwy węgla do eksploatacji (choć w istniejących kopalniach zasoby starczyłyby jeszcze tylko na 40–50 lat), a nasza energetyka jest silnie zdominowana przez elektrownie węglowe. Lobby węglowe zawsze było i nadal jest w Polsce bardzo silne.

## NAUKA, MEDIA I POLITYKA

Do niedawna zmiany klimatu trafiały na okładki polskich czasopism tylko wtedy, gdy absurdalnie wieściły ochłodzenie i rychłe nadejście nowej epoki lodowej. Choć przedstawienie problemu w mediach staje się obecnie w Polsce nieco bardziej obiektywne niż kiedyś, jeszcze dziś znajdujemy artykuły dezinformujące

społeczeństwo. We wrześniu 2013 r., w dobie plenarnego zebrania IPCC, na którym została przyjęta pierwsza część Piątego Raportu, a także w przededniu 19. konferencji stron Konwencji Klimatycznej (COP 19), zorganizowanej w Warszawie, ukazał się artykuł głoszący absurdalną tezę – „globalne ocieplenie to bzdura” (tygodnik „Uważam Rze Inaczej Pisane” z 28 września 2013 r.).

Polska jako państwo członkowskie Unii Europejskiej musi dostosować się do ambitnej unijnej polityki klimatycznej wypracowanej przez wszystkie kraje członkowskie, ale odgrywa rolę „hamulcowego” Europy, bagatelizując problem zmian klimatu.

Septycyzm klimatyczny charakteryzuje wielu polskich polityków. Niektórzy politycy uznają krytykę paktu energetyczno-klimatycznego Unii za ważny element swojego programu. W wywiadzie dla polskiej edycji tygodnika „Newsweek” (53/2010), profesor Leszek Balcerowicz stwierdził, że jego zdaniem globalne ocieplenie nie jest zagrożeniem, natomiast polityka klimatyczna zagraża niektórym państwom, w tym Polsce.

W swoim pierwszym wystąpieniu jako europarlamentarzysta, Janusz Korwin-Mikke zaprezentował w dniu 25 czerwca 2014 r. w Parlamencie Europejskim swoje poglądy na temat zmian klimatu i polityki klimatycznej. Powiedział, między innymi: „... koszt energii... jest generowany przez UE dzięki wojnie z globalnym ociepleniem... Na szczęście, ta wojna nie przynosi efektu, ale kraje **okupowane przez UE [!!!]** zapłaciły ogromną cenę... To jest instrument w celu osiągnięcia zerowego wzrostu. I ten cel ... został osiągnięty kosztem 2 trylionów euro, które wydano i zmarnowano. To jest przestępstwo. Mam nadzieję, że w styczniu [nie podał, którego roku] w końcu powstanie Biuro Prokuratury UE i winowajcy (łącznie z pseudonaukowcami, którzy w złej wierze poparli tę bzdurę), zostaną znaleźieni, nazwani, osądzeni, skazani, i uwięzieni”.

Wypowiedź Korwin-Mikkego można znaleźć w Internecie: <https://www.youtube.com/watch?v=AjMQYE6Qp-k> lub [http://korwin-mikke.pl/wideo/pokaz/first\\_speech\\_of\\_janusz\\_korwinmikke\\_in\\_the\\_european\\_parliament\\_20140702\\_/1919](http://korwin-mikke.pl/wideo/pokaz/first_speech_of_janusz_korwinmikke_in_the_european_parliament_20140702_/1919), natomiast adres internetowy transkryptu tej wypowiedzi ma postać: <http://korwin-mikke.pl/blog/index/page:21>.

Papieska encyklika dotycząca środowiska, w tym zmian klimatu ogłoszona przez Papieża Franciszka w czerwcu 2015 r., została przyjęta w Polsce raczej chłodno, a niektórzy katolicycy publicyści nazwali ją antypolską.

Przyjmijmy, że sukcesem globalnej nauki byłaby sytuacja, gdy projekcje konsekwencji zmian klimatu adekwatnie reprezentują przyszły rozwój sytuacji. Sukces polityki rozumiemy zaś jako podjęcie skutecznych działań, które doprowadzą do zmniejszenia atmosferycznego stężenia gazów cieplarnianych, a zatem ograniczą ocieplenie do względnie bezpiecznych rozmiarów, czyli – wedle powszechnej interpretacji międzynarodowej – nie więcej niż o 2°C powyżej poziomu przedprzemysłowego do roku 2100. Przyglądając się możliwym

rezultatom nauki prawidłowo przewidującej przyszłość i polityki w kontekście zmian klimatu, możemy stwierdzić, że obecnie najbardziej prawdopodobnym rezultatem będzie tragiczny triumf, a więc sukces nauki i porażka polityki, która nie jest w stanie doprowadzić do redukcji emisji gazów cieplarnianych. Ten prawdopodobny rezultat może oznaczać z jednej strony tragedię wielu ludzi, a z drugiej strony – gorzki triumf nauki, która wysyłała ostrzeżenia zignorowane przez świat polityki (Kundzewicz 2013). Co roku ponad 10 000 delegatów z różnych krajów spotyka się na konferencjach stron Konwencji Klimatycznej ONZ i debatuje o redukcji emisji gazów cieplarnianych, a tymczasem globalne emisje ciągle rosną. Wynik ostatniej konferencji, COP 21, w grudniu 2015 r. w Paryżu, został uznany za duży sukces, jednak tworzy on tylko ramy, które trzeba będzie wypełnić konkretną treścią, więc optymizm co do skutków tego porozumienia winien być umiarkowany.

## WNIOSKI KOŃCOWE

Klimat ziemski ociepla się, a źródłem ocieplenia jest wzrost atmosferycznych stężeń tzw. gazów cieplarnianych – przede wszystkim dwutlenku węgla, metanu i podtlenku azotu. Mimo niepewności, projekcje na przyszłość wskazują, że jeśli nie uda się ograniczyć zawartości gazów cieplarnianych w atmosferze (poprzez redukcję emisji albo wzrost wiązania, czyli sekwestracji), dalsze, coraz silniejsze, ocieplenie i efekty temu towarzyszące są nieuniknione. Projekcje wskazują na kontynuację ocieplenia i przeważnie lekki wzrost rocznej sumy opadów. Znaczna jest jednak niepewność projekcji. W Polsce – kraju, który „siedzi” na węglu, istnieje społeczne zapotrzebowanie na sceptycyzm klimatyczny, który widać w części mediów, a także w wypowiedziach i działaniach polityków i decydentów. Polska odgrywa rolę „hamulcowego” polityki klimatycznej UE, a „poparcie” elementów tej polityki oznacza co najwyżej powstrzymanie się od weta.

## PODZIĘKOWANIA

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

## Summary

*Zbigniew W. Kundzewicz*

Institute for Agricultural and Forest Environment of Polish Academy of Sciences in Poznań,  
kundzewicz@yahoo.com

### Preconditions and scenarios of climate change

The analysis of long time series of air temperature records observed on different scales firmly prove warming of climate. On the global scale, the year 2015 was the warmest in the history of observations with the temperature being above the last record of the average annual global temperature in the year 2014 by 0.13°C. It's an obvious continuation of the long-term warming trend: 15 out of 16 warmest years during the observation history appeared after the year 2001. Similarly in Poland, both on the country scale and on regional scale, there were many temperature records in the year 2015 (the warmest year, the warmest individual months). Human activity is a major factor responsible for current changes in climate, which specifically concerns changes in composition of Earth's atmosphere caused by significant and constantly growing burning of fossil fuels: coal, petroleum and gas, as well as deforestation especially in tropical regions. Current concentrations of greenhouse gases, which include carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) significantly surpass concentrations observed in the natural archives of ice cores during the last 800 thousand years. Current climate warming mechanism has no similar precedent, as all previous climate changes were caused by natural factors (such as changes in solar activity or volcanic eruptions). At present, it is however humans who have a great power of climate shaping, so that a period when we live is called the Anthropocene. There are model projections of future climate changes on the global, continental, national and regional scales. Current presentation will discuss a possible scenario of development and climatic projections on various scales, especially those concerning Poland. Further warming (and also accompanying effects, which include shrinking of cryosphere and sea level rise) is certain and its scale depends on efficiency of global activities limiting greenhouse gas emissions and increasing carbon dioxide sequestration by vegetation.

However, specific projections, especially those of such climatic variables as precipitation, face substantial uncertainty. As far as models agree that the northern part of Europe will be more humid and the southern part of Europe will become dryer, the forecasts of precipitation for Poland, including that of seasonal variability, depend on a model. Climate models allow to receive approximate forecasts for large areas, however making conclusions about regional or local climate would be more uncertain. The science of climate change is an example of a so-called post-normal science, which has high level of uncertainty, large stakes as well as urgency of decision making.

The presentation will also discuss climate change perception and climate policy in the context of diplomatic success of the COP 21 (UN Conference of the Parties of the

Framework Convention on Climate Change) as well as Polish perspectives. Climate change consequences in Poland will not be so dramatic as in many other countries, such as those in southern Europe where it will become warmer and even more dryer. It is possible, however, to make a statement that the truth about climate change, its consequences and climate change policy is in Poland far more inconvenient than in many other countries which are less dependent on coal.

## LITERATURA

- Funtowicz S.O., Ravetz J.R. 1990. *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. *Summary for Policymakers. W: Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. T.F. Stocker, D.Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley (ed.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Kundzewicz, Z.W. 2013. *Cieplejszy świat – Rzecz o zmianach klimatu*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kundzewicz Z.W., Stakhiv E. 2010. Editorial – Are climate models ‘ready for prime time’ in water resources management applications or is more research needed? *Hydrological Sciences Journal*, 55(7): 1085–9.
- Piniewski M., Szcześniak M. 2016. CHASE-PL report on the hydrological modelling of RCM climate change scenarios for the Vistula and Odra basins. (maszynopis).
- Stanisławska K., Kundzewicz Z.W., Krawiec K. 2013. Hindcasting global temperature by evolutionary computation. *Acta Geophysica*, 61(3): 732–751.



## Zagrożenia antropogeniczne w lasach – kierunki zmian i możliwości przeciwdziałania<sup>1</sup>

### WSTĘP

Lasy ewoluowały doświadczając zagrożeń, takich jak susze, powódzie, pożary, huragany, gradacje owadów i choroby. Zdarzenia te są naturalnym elementem rozwoju lasu, jednak ich częstotliwość i intensywność w następstwie intensywnej działalności człowieka i globalnych zmian klimatu wzrosły i przypuszczalnie nadal będą rosnąć. Niektóre zagrożenia mają związek z działaniami bezpośrednio w lasach, natomiast inne mają swoje źródła w pozostałych sektorach lub formach użytkowania gruntów. Pewne zagrożenia mają charakter transgraniczny i obejmują całą Europę. Lasy muszą również opierać się naciskom powodowanym przez różnorodne działania człowieka, wpływającym na ich stan zdrowotny. Są to działania bezpośrednio oddziałujące na lasy, jak pozyskiwanie drewna oraz działania wpływające pośrednio przez, na przykład, zmiany klimatu, zanieczyszczenia powietrza i gatunki inwazyjne. Rosną obawy o stan ekosystemów leśnych oraz trwałe zapewnienie produktów leśnych i usług ekosystemowych w długiej perspektywie czasu. Niniejszy referat koncentruje się na omówieniu presji antropogenicznych, wspólnych dla większości lasów w Europie oraz ich wpływie na stan ekosystemów leśnych.

Czterema najważniejszymi czynnikami negatywnie oddziałującymi na lasy w Europie są: (1) utrata i degradacja siedlisk; (2) inwazyjne gatunki obce (IAS); (3) zanieczyszczenia i eutrofizacja oraz (4) zmiany klimatu (Seidl i in. 2014). Czynniki te mogą zagrażać stabilności i zdrowotności ekosystemów leśnych przez wpływ na ich strukturę, skład oraz funkcje. Wszystkie zmiany związane są z przyspieszeniem produkcji i konsumpcji, wzrostem populacji, globalizacją społeczno-ekonomiczną oraz kulturą i rozpowszechnionymi nierównościami w rozmieszczeniu tych

---

<sup>1</sup> Tłumaczył: Adam Kaliszewski



czynników (ISSC i UNESCO 2013). Na rycinie 1 pokazano, jak bardzo nieliczne są obszary (jeśli w ogóle takie są) pozostające poza wpływem człowieka.



Rycina 1. Europa nocą – stopień urbanizacji i rozbudowa infrastruktury na obszarze Europy i ekosystemów leśnych

Źródło: <http://svs.gsfc.nasa.gov/vis/a000000/a002200/a002276/index.html> oraz EEA Copernicus High-Resolution layer forest type (2012)

## 2. GŁÓWNE ZAGROŻENIA LASÓW EUROPY

### 2.1. UTRATA I DEGRADACJA SIEDLISK

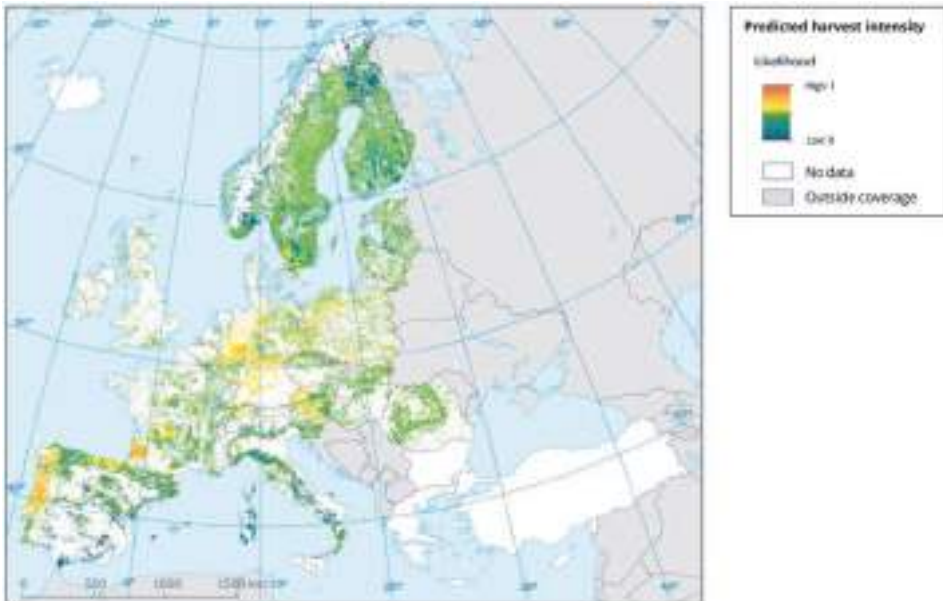
#### 2.1.1. UŻYTKOWANIE ZASOBÓW

Lasy są ekosystemami zdominowanymi przez człowieka. W ostatnich stuleciach naturalne ekosystemy zostały zastąpione przez mniej lub bardziej

intensywnie zagospodarowane. Obecnie w Europie tylko 27% lasów jest różnowiekowych, a 30% ma w swoim składzie tylko jeden gatunek drzewa. Ponadto 51% drzewostanów tworzą dwa lub trzy gatunki drzew, a jedynie w składzie gatunkowym 5% lasów występuje 6 lub więcej gatunków drzew (Forest Europe i in. 2011). Intensywność gospodarki leśnej wpływa na strukturę lasów, glebę, cykle biogeochemiczne, różnorodność biologiczną i funkcje ekosystemu (EEA 2015b). Zwiększone pozyskanie produktów leśnych i zintensyfikowane działania gospodarcze mogą być źródłem konfliktów między zachowaniem różnorodności biologicznej a działaniami człowieka, szczególnie w krajach północno- i zachodnioeuropejskich (Hellström 2001). Niektóre działania gospodarcze osłabiają ochronę różnorodności biologicznej. Przykładem jest pozyskiwanie martwego drewna i pniaków na cele produkcji bioenergii. Takie działania mogą destabilizować ekosystemy leśne i prowadzić do zmian w strukturze lasu (Vilén i in. 2015), gleb (Jandl i in. 2007) oraz cykli biogeochemicznych (Luyssaert i in. 2012; Nabuurs i in. 2013). Mogą również oddziaływać na różnorodność biologiczną i świadczenie funkcji ekosystemowych (Gamfeldt i in. 2013). Rodzaj i intensywność zaburzeń występujących w wyniku takich działań mogą dramatycznie odbiegać od zaburzeń będących następstwem procesów naturalnych. Niemniej jednak jedynie 10% europejskich lasów zaklasyfikowano jako intensywnie zagospodarowane. Ponadto w ostatnich dekadach wywierany jest większy nacisk na sposoby prowadzenia gospodarki leśnej, tak aby uwzględniały one ochronę ekosystemów, ich funkcji oraz różnorodności biologicznej.

Znajomość przestrzennego układu intensywności gospodarki leśnej i jego przyczyn jest konieczna przy ocenie możliwości pogodzenia wymagań środowiskowych i leśnictwa oraz rozpoznania możliwości zagospodarowania ekosystemów leśnych w sposób trwały (rycina 2). Według prognoz opracowanych przez państwa członkowskie w ramach LULUCF, należy spodziewać się w latach 2010–2020 wzrostu pozyskania drewna o około 30%, co doprowadzi do incydentalnego przekroczenia poziomu zachowania trwałości lasu (Ellison i in. 2014). O ile jednak utrzymanie poziomu pozyskania drewna poniżej przyrostu jest warunkiem koniecznym do zachowania trwałości, to nie jest warunkiem wystarczającym, ponieważ nie dostarcza jakichkolwiek informacji jakościowych co do tego, czy lasy są zagospodarowane w sposób pozwalający na ochronę różnorodności biologicznej.

W skali globalnej w kolejnych dekadach XXI w. spodziewany jest znaczący wzrost produkcji żywności i biopaliw. Szacuje się, że globalne potrzeby w zakresie produkcji żywności mogą wzrosnąć o ponad 100% (Alexandratos i Bruinsma 2012). Z bardzo dużym prawdopodobieństwem wzrośnie konkurencja o grunty pod obszary miejskie, infrastrukturę, rolnictwo, ochronę przyrody i produkcję biomasy (w tym drewna na cele energetyczne).



Legenda:

Przewidywana intensywność pozyskania drewna

Likelihood – prawdopodobieństwo

High – wysokie

Low – niskie

No data – brak danych

Outside coverage – obszar nieobjęty prognozą

Rycina 2. Przewidywana intensywność pozyskania drewna w 2010 r. ( $\text{m}^3/\text{ha}$  lasu)

Źródło: Levers i in. 2014

Produkcja rolna w Europie została zintensyfikowana na gruntach już dostępnych i nadających się do tego celu, a duże obszary zostały lub zostaną opuszczone w ciągu kolejnych 20–30 lat (Renwick i Rocca 2013). Pozostawianie gruntów może stwarzać szansę dla zalesień, szczególnie na obszarach o silnej fragmentacji (Keenleyside i Tucker 2010). Istnieją jednak obawy co do takiego scenariusza rozwoju spowodowane towarzyszącym mu ryzykiem pożarów w Europie Południowej, utratą różnorodności biologicznej obszarów rolnych w regionach północnych i ogólnym wyludnieniem terenów wiejskich. Opuszczanie gruntów rolnych może jednak prowadzić do przenoszenia użytkowania gruntów do regionów poza Europą, jak Azja Południowo-Wschodnia i Ameryka Południowa, z pogodzeniem wymogów środowiskowych (Meyfroidt i in. 2010; Sayer i Collins 2012; Laurance i in. 2014; Persson i in. 2014).

Obawy co do bezpieczeństwa energetycznego i cen surowców do produkcji energii stworzyły zapotrzebowanie na rozwiązania alternatywne względem paliw

kopalnych, a biomasa drzewna jest jednym z nich. Obecnie większość drewna energetycznego stanowią pozostałości z przemysłu leśnego; sektor ten bardzo efektywnie przetwarza odpady na energię (EEA 2013). Surowiec drzewny może być wykorzystywany jako drewno opałowe i węgiel drzewny do produkcji energii, w tym do tradycyjnego ogrzewania i gotowania. Jednak zwiększony popyt na drewno dla bioenergii może w przyszłości prowadzić do intensywniejszego użytkowania lasów, krótszych kolei rębny i zmniejszenia ilości martwego drewna w niektórych ekosystemach. To z kolei może powodować utratę i degradację siedlisk i gatunków leśnych. Uprawy energetyczne o krótkiej kolei rębny (niezaliczane do upraw leśnych) konkurują o te same zasoby gruntów. Dlatego w przyszłości porzucanie gruntów prawdopodobnie zostanie zahamowane, a obszary leśne ustabilizują lub zwiększą swoją powierzchnię.

W świetle celów UE w zakresie odnawialnych źródeł energii do 2020 r. i w kolejnych latach zapotrzebowanie na drewno opałowe będzie nadal rosło (EC 2009; EEA 2011; Havlík i in. 2011). Cele w zakresie redukcji gazów cieplarnianych oraz zależność od paliw kopalnych mogą zachęcać do zwiększania importu drewna energetycznego do Unii Europejskiej. Obecnie ponad 30% produkcji pierwotnej netto drewna wykorzystywanego w UE pochodzi z biomasy i produktów importowanych (Haberl i in. 2012).

Ostatnie badania wskazują na „przesuwanie” znaczących kosztów środowiskowych do krajów mniej rozwiniętych, co zwiększa presję na zasoby naturalne. Państwa Unii Europejskiej należą do krajów o największym zapotrzebowaniu na grunty poza własnym terytorium. Inne badania pokazują, że w niektórych krajach działania służące zrównoważonemu rozwojowi opierają się na przeniesieniu użytkowania gruntów do innych miejsc (Meyfroidt i in. 2010). Według Yu i in. (2013) – około 75% konsumpcji w Europie opiera się na użytkowaniu gruntów poza naszym kontynentem. Na 30 do 70% obszarów leśnych w krajach rozwijających się produkcja prowadzona jest na potrzeby krajów UE i Stanów Zjednoczonych, importujących drewno okrągłe i inne produkty drzewne.

#### 2.1.2. ZMIANY UŻYTKOWANIA GRUNTÓW, WYLESIENIA I FRAGMENTACJA

Zmiany użytkowania gruntów są uznawane za główne przyczyny degradacji i utraty siedlisk i gatunków leśnych w Europie.

##### Wylesianie – zamiana gruntów leśnych na inne formy ich użytkowania

Wylesianie ma miejsce, gdy lasy są przekształcane w inne formy użytkowania ziemi. Obecnie przekształcenia te, szczególnie lasów w uprawy rolne, stanowią najważniejszy czynnik wylesiania w skali globalnej: corocznie przekształcanych jest około 13 mln ha lasów (Weinzettel i in. 2013). Najnowsze oceny pokazują, że ekspansja rolna odpowiadała za 53% globalnych wylesień w latach 1990–2008 i około 80% w latach 2000–2010 (Cuypers i in. 2013). UE jest głównym importem produktów rolnych, których produkcja pochodzi z wylesionych gruntów. Należą do nich produkty mięsne (odpowiadające za 57% wylesień),

w szczególności wyroby z wołowiny, soja przeznaczona dla europejskiej trzody chlewnej, olej palmowy i kakao (Brack i Bailey 2013). Ponadto wylesienia stanowią jedną z głównych antropogenicznych przyczyn emisji węgla do atmosfery (około 17% całkowitej emisji). Poprawa w zakresie zrównoważonego wytwarzania produktów rolnych w Europie i ograniczenia szkodliwego wpływu w skali globalnej wymaga podjęcia wielu działań. Do importu wielu z tych wyrobów przyczyniają się konsumenci i dlatego sytuację mogłaby poprawić kontrola łańcucha dostaw, podobnego do tego, który ma na celu ograniczenie nielegalnego pozyskiwania drewna.

Pozyskiwanie drewna w lasach nie jest uznawane za wylesianie, ponieważ stanowi element normalnej gospodarki. Drzewa są ponownie sadzone niezwłocznie po dokonaniu wycięcia, co jest wymogiem przepisów prawa w krajach europejskich. Jednak w Europie ma miejsce wylesianie. W 2011 r. raporty poszczególnych państw<sup>2</sup>, składane zgodnie z wymogami Protokołu z Kioto (za okres 1990–2012) wskazywały, że corocznie w całej Unii Europejskiej (UE-28), Norwegii i Szwajcarii, trwałemu przekształceniu w grunty nieleśne podlega średnio około 100 tys. ha lasów (Gerard i in. 2010; UNECE i FAO 2015). Głównymi czynnikami zmian w użytkowaniu ziemi i wylesiania w Europie jest rozwój miast i infrastruktury (np. transportowej, handlowej, energetycznej i górniczej) oraz ekspansja innych ekosystemów, np. na skutek intensyfikacji rolnictwa, co prowadzi do usuwania niewielkich płatów lasu z mozaikowych dotychczas krajobrazów (EEA 2008, 2010).

Wylesianie znacząco oddziałuje na lasy, ponieważ zanikają siedliska i gatunki leśne, a ekosystemy ulegają rozczłonkowaniu na niewielkie obszary; fragmentacja wiąże się z zagrożeniem poważnej degradacji siedlisk, utraty gatunków i zastępowania lasów innymi typami siedlisk (Vandewalle i in. 2010; Zimmermann i in. 2010; Bajocco i in. 2012).

#### Fragmentacja krajobrazów leśnych

Fragmentacja ekosystemów leśnych i siedlisk zagraża zachowaniu ich funkcji. Zmiany w rozmieszczeniu lasów w krajobrazie mają różnorodny wpływ na procesy ekologiczne: zachowanie siedlisk, przepływ genów, zapylenie, rozprzestrzenianie się flory i fauny, a także organizmów szkodliwych (Aitkenhead-Peterson i in. 2010; Reynolds i Clay 2011; Jeltsch i in. 2013; Harsh 2015). Istnieją silne dowody, że zmniejszanie się powierzchni siedlisk powoduje obniżenie bogactwa i różnorodności gatunków. Populacje pozostałych gatunków będą malały do momentu, aż gatunki będą występowały jedynie w małych, odizolowanych populacjach, co wiąże się ze zwiększonym ryzykiem wyginięcia (Kuussaari i in. 2009). Pozostałe po rozdrobnieniu lasy są zazwyczaj otoczone przez obszary zurbanizowane, rolnicze oraz zagospodarowane w inny sposób; zmienia to procesy

---

<sup>2</sup> [http://unfccc.int/national\\_reports/annex\\_i\\_ghg\\_inventories/inventory\\_review\\_reports/items/6617.php](http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/inventory_review_reports/items/6617.php)

ekologiczne, jak przepływ wody i substancji odżywczych w obrębie poszczególnych krajobrazów (Ewers i Didham 2006; Cousins 2013). Podobnie zagrożonych jest wiele zwierząt, niemogących przeżyć w niewielkich, pofragmentowanych lasach. Rozległych obszarów, umożliwiających zdobycie wystarczającej ilości pożywienia, potrzebują w szczególności duże ssaki. Wyniki wielu badań wskazują, że w pofragmentowanym krajobrazie gatunki stają się bardziej zagrożone.

W miarę zwiększania się powierzchni leśnej w Europie zmianom w krajobrazie ulega też przestrzenny układ lasów. W wyniku licznych przekształceń siedliskowych w skali lokalnej wzrasta fragmentacja lasów. Powodowane jest to zajmowaniem gruntów przez rolnictwo, osadnictwo, infrastrukturę transportową i rekreacyjną. Mapowanie trendów tych zmian pozwala na identyfikację obszarów o znaczącej fragmentacji, rosnącej integralności oraz obszarów stabilnych. Od 2000 do 2006 r. ekspansja terenów mieszkalnych i miejsc budowy na obszary leśne w Europie była stosunkowo mała (około 13%) w porównaniu z rozprzestrzenieniem się obszarów rolnych (ponad 45%)<sup>3</sup>. Jednak ponad 75% ludności w Europie zamieszkuje obszary miejskie i ma to znaczący wpływ na zapotrzebowanie na wodę, paliwo i inne zasoby naturalne dostarczane przez lasy, co z kolei ma wpływ na ekosystemy leśne (Hannah i in. 1995; Hannah 2010).

Ponad 35% europejskich lasów położonych jest w krajobrazach mozaikowych, silnie pofragmentowanych przez grunty rolne i zurbanizowane. Dwie trzecie lasów znajduje się na obszarach mieszanych pod względem rodzaju użytkowania, wciąż głównie naturalnych. (EEA 2016). Krajobrazy o wysokim poziomie fragmentacji stanowią ponad 60% UE. W większości krajów powierzchnia pofragmentowanych krajobrazów (>50%) w latach 2000–2012 była stabilna albo wzrosła. Wskazuje to, że przenikalność krajobrazu (ang. *landscape permeability*)<sup>4</sup> i odległość między obszarami leśnymi nie są wystarczająco uwzględniane w strategiach planowania i zagospodarowania.

Podjęmowane są działania mające na celu powstrzymanie fragmentacji krajobrazu i ponowne łączenie podobnych środowisk w drodze zagospodarowania przestrzennego i gospodarki leśnej (np. przez ustanawianie obszarów Natura 2000). Rozległe obszary lasów zagospodarowanych w Europie uznaje się za mające kluczowe znaczenie dla możliwości ograniczenia utraty różnorodności biologicznej (EEA 2015a).

### 2.1.3. NIELEGALNE POZYSKANIE DREWNA

Nielegalne pozyskanie drewna ma miejsce na dużych obszarach poza Europą. Ponad połowa wylesień w lasach tropikalnych, dokonywanych na potrzeby komercyjnego rolnictwa (głównie w celach eksportowych), jest uznawane za nielegalne (Brack i Bailey 2013; Persson i in. 2014). Przykładowo w Indonezji lasy podlegają

<sup>3</sup> <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/land-take-2/assessment-2>

<sup>4</sup> Stopień umożliwienia rozprzestrzeniania się, migracji i przemieszczania się gatunków w krajobrazie [przyjp. tłum.]

wyrębowi dla surowca drzewnego i pod plantacje palmy olejowej, a w Brazylii wylesienia związane są z produkcją soi i bydła (Gasparri i de Waroux 2014).

W Europejskim Obszarze Gospodarczym nielegalne pozyskanie drewna ma miejsce w państwach bałtyckich, na Bałkanach i – w mniejszym stopniu – w niektórych krajach Europy Środkowo-Wschodniej (Forest Europe i in. 2011). Statystyki dotyczące nielegalnego pozyskania są jednak fragmentaryczne (zob. też ramka 1). Na przykład, według szacunków, w południowo-wschodniej części Europy z nielegalnych źródeł pochodzi od 1% do 35% drewna, z dużymi różnicami pomiędzy poszczególnymi krajami. Główną przyczyną nielegalnego pozyskania drewna w tym regionie są trudne warunki społeczno-ekonomiczne: pozyskanie odbywa się na potrzeby własne gospodarstw domowych (opał) lub handel lokalny. Nielegalne pozyskiwanie drewna wpływa na utratę siedlisk i różnorodności biologicznej, powoduje erozję i degradację gruntów, pustynnienie i dezorganizację struktury społecznej, a także pociąga za sobą szkodliwe skutki gospodarcze, wynikające z samego faktu kradzieży zasobów prawnym właścicielom, jak i utraty wpływów podatkowych przez organy państwa (Markus-Johansson i in. 2010).

#### Ramka 1. Nielegalne pozyskanie drewna

Nielegalne pozyskanie drewna i związany z nim handel oznacza pozyskiwanie, transport, przerób, kupno lub sprzedaż drewna z naruszeniem krajowych lub lokalnych przepisów prawa. Jego przyczyną jest rosnący popyt na produkty drzewne. Prowadzi do niszczenia ekosystemów leśnych, kosztuje zarządców lasów miliardy w formie utraconych przychodów i często jest związane z korupcją i konfliktami zbrojnymi.

Statystyki pozyskania nie zawsze uwzględniają całą miąższość drewna; na przykład nie w pełni ukazują ilość drewna pozyskiwanego na potrzeby własne gospodarstw domowych. W oficjalnych statystykach często nie są odnotowywane niewielkie ilości, które mogą jednak ogółem być znaczące. Przyjmuje się na przykład, że w latach 1987–2005 w Niemczech w statystykach nie zostało ujętych 16% ogólnej konsumpcji drewna pochodzącego z lasów (Mantau i in. 2008, 2010).

Nierejestrowane pozyskanie drewna to takie, które nie skutkuje wprowadzeniem surowca na (oficjalny) rynek, a które jest prowadzone przez drobnych właścicieli prywatnych na użytek własny. Jest ono legalne, jeśli drewno pozyskano zgodnie z krajowymi przepisami prawa i praktykami w zakresie ochrony środowiska i gospodarki leśnej, ale może podlegać opodatkowaniu.

## 2.2. INWAZYJNE I INTRODUKOWANE GATUNKI OBCE

Inwazyjne gatunki obce (ang. *invasive alien species*, IAS) są obcymi gatunkami roślin, zwierząt, patogenów i innych organizmów, mogącymi powodować szkody w rodzimej różnorodności biologicznej i ekosystemach. Uszkodzenia mogą być wynikiem konkurencji o pożywienie między IAS a gatunkami

rodzimiymi, ich konsumpcji, rozprzestrzeniania się chorób, zmian genetycznych spowodowanych krzyżowaniem się z gatunkami rodzimiymi, zakłócenia różnych aspektów sieci pokarmowej i środowiska fizycznego (Kimmins 2008; zob. też ramka 2). Negatywne oddziaływania IAS zmieniają procesy ekosystemowe oraz zmniejszają zdrowotność i produktywność lasu. Na przykład czeremcha amerykańska (*Prunus serotina*) ocienia roślinność runa leśnego i uniemożliwia odnowienie miejscowych gatunków drzew, co może mieć długotrwały wpływ na sukcesję lasu. Z tego względu inwazyjne gatunki obce mogą ostatecznie prowadzić do utraty różnorodności biologicznej. Uznaje się je za drugą najistotniejszą przyczynę zmniejszania się różnorodności biologicznej w skali światowej, po bezpośredniej utracie i degradacji siedlisk (Shine i in. 2009).

W kilku bazach danych zinwentaryzowano występowanie i rozmieszczenie IAS we wszystkich ekosystemach w Europie. Jedną z nich, *Delivering Alien Invasive Species in Europe* – DAISIE (Daisie 2011), posiada zinwentaryzowane dane o ponad 12 tys. IAS. Zdecydowanie najpowszechniejszymi inwazyjnymi gatunkami obcymi są rośliny lądowe i bezkręgowce, obejmujące odpowiednio ponad 6500 i 2700 gatunków w Europie. Spośród problematycznych gatunków inwazyjnych 33 regularnie występują w europejskich ekosystemach leśnych lub są zależne od drzew. Jest to 8 gatunków ssaków, 11 gatunków owadów lub innych bezkręgowców, 12 gatunków roślin naczyniowych i 2 gatunki grzybów (EEA 2012a). Liczba IAS w lasach może wydawać się niska w porównaniu z innymi ekosystemami, szczególnie jeśli weźmie się pod uwagę powierzchnię ekosystemów leśnych w Europie. Liczba tych gatunków i ich negatywne oddziaływanie rosną i prawdopodobnie będą nadal rosnąć na skutek zmian klimatu, szczególnie w północnej części Europy (zob. rycina 3).

Inwazyjne gatunki obce mogą rozprzestrzeniać się na wiele sposobów. Ludzie mogą celowo lub przypadkowo wprowadzać je na nowe obszary lub zmieniać ekosystemy w sposób ułatwiający inwazję. Niektóre IAS są ważne dla rolnictwa, leśnictwa, akwakultury, ogrodnictwa lub rekreacji (np. jako zwierzęta domowe lub rośliny ogrodowe), bądź jako środki ochrony biologicznej (np. biedronki azjatyckie). Inne zostały wprowadzone przypadkowo jako zanieczyszczenia lub produkty (np. nasiona ambrozji w mieszankach karmy dla ptaków). Zagrożenie stanowią również patogeny i owady przywlezione z importowanym drewnem i innymi produktami leśnymi (zob. ramka 3). Inwazyjne obce gatunki drzew są wprowadzane wzdłuż granic lasu.

Potencjalne szkody ze strony organizmów inwazyjnych oraz koszty związane z monitoringiem i ich zwalczaniem mogą być ogromne. W Europie wzrasta częstość występowania inwazyjnych gatunków obcych, jak węgorek sosnowiec (zob. ramka 4) i kilka gatunków grzybów. Obecnie szkody spowodowane przez gatunki inwazyjne w całej Unii Europejskiej szacowane są na 12,5 mld EUR rocznie (EEA 2012a).



### Ramka 2. Inwazyjne gatunki obce znajdujące się w bazie danych DAISIE

Inwazyjne gatunki obce są określane jako „obce gatunki, wprowadzone przypadkowo lub celowo i rozprzestrzeniające się poza historycznym i współczesnym ekologicznym obszarem występowania, powodujące poważne negatywne konsekwencje dla różnorodności biologicznej, nowego środowiska i gospodarki” (COP 6, Decision VI/23, <http://www.eea.europa.eu/policy-documents/decision-vi-23-on-alien>, dostęp w dn. 25.02.2016). Będą one przez pokolenia z powodzeniem konkurowały z rodzimymi organizmami, rozprzestrzeniały się w nowych środowiskach, zwiększały gęstość populacji oraz szkodliwie oddziaływały na ekosystemy i zasoby przyrodnicze. IAS mogą działać jako wektory nowych chorób, modyfikować procesy w ekosystemach, zmieniać różnorodność biologiczną, dezorganizować krajobrazy kulturowe, zmniejszać wartość gruntów i wód dla działalności ludzkiej i powodować inne konsekwencje społeczno-ekonomiczne.

DAISIE jest kompleksową europejską internetową bazą danych gromadzącą informacje na temat inwazji biologicznych. Do chwili obecnej w bazie zarejestrowanych jest 12 122 gatunki obce, z czego 15% uznaje się za inwazyjne i wywołujące negatywne skutki ekologiczne i gospodarcze. Została sporządzona także lista 100 inwazyjnych gatunków obcych, stanowiących największe zagrożenie dla różnorodności biologicznej i ekosystemów (zob. <http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do>).

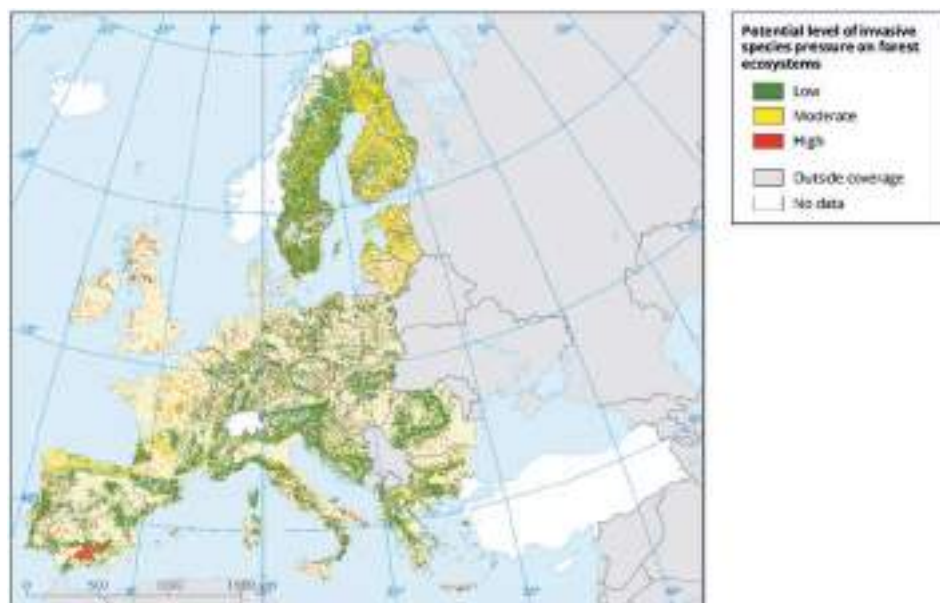
### Ramka 3. Przykłady niebezpiecznych inwazyjnych gatunków obcych w Europie

Wprowadzenie i osiedlanie gatunków poza ich naturalnym zasięgiem może powodować wysokie koszty ekonomiczne oraz poważne szkody ekologiczne i gospodarcze. Przykładowo owady zasiedlające korę i drewno żywych drzew z uwagi na możliwość zabicia zdrowych drzew mogą poważnie zaburzyć strukturę i funkcje ekosystemu. Oszacowano, że w Europie zostało wprowadzonych i osiedlonych 109 inwazyjnych obcych gatunków owadów występujących na roślinach drzewiastych, z których 57 pochodzi z Ameryki Północnej, a 52 z Azji (Eyre i in. 2013). Azjatycka kózka *Anoplophora glabripennis* stanowi przykład niebezpiecznego zwierzęcia wprowadzonego w wyniku wzmożonego handlu międzynarodowego. Gatunek ten jest jednym z najniebezpieczniejszych, ponieważ powoduje obumieranie drzew liściastych. Od jesieni 2011 r. obecność tego chrząszcza udokumentowano w wielu miejscach.

Szeroko rozpowszechniona holenderska choroba wiązków okazała się bardzo zakaźna i śmiertelna dla europejskich wiązków; tylko w Wielkiej Brytanii w wyniku tej choroby obumarło ponad 25 mln drzew (Daise 2011). Chorobę wywołuje silny patogen grzybowy, *Ophiostoma novo-ulmi*. Dotarł on do Europy w 1967 r. z Ameryki Północnej wraz z ładunkiem drewna wiązowego i zastąpił łagodniejszą odmianę patogenu (*Ophiostoma ulmi*).

Grzyb *Cryphonectria parasitica*, powodujący zgorzel kasztana, jest kolejnym przykładem niebezpiecznego gatunku obcego. Pochodzi z Azji i rozprzestrzenił się z niewielką, ale stałą szybkością od czasu introdukcji w 1938 r. we Włoszech (Robin i Heiniger 2001). Zniszczył rozległe plantacje kasztana jadalnego (*Castanea sativa*) w Europie Południowej.

Źródło: Pudding4brains (opracowanie własne) [Domena publiczna lub CC0], via Wikimedia Commons



Legenda:

Potencjalny poziom presji gatunków inwazyjnych na ekosystemy leśne

Low – niski

Moderate – średni

High – wysoki

Outside coverage – obszar nieobjęty prognozą

No data – brak danych

Rycina 3. Potencjalny poziom presji inwazyjnych gatunków obcych na ekosystemy leśne

Źródło: Malak i in., 2014

Za gatunki inwazyjne uznaje się wiele introdukowanych drzew leśnych. Są to głównie drzewa liściaste. Robinię akacjową (*Robinia pseudoacacia*) za gatunek inwazyjny uznaje 10 państw (Austria, Chorwacja, Dania, Francja, Hiszpania, Polska, Słowacja, Słowenia, Węgry i Włochy). Bożodrzew gruczołowaty (*Ailanthus altissima*), początkowo wprowadzony jako drzewo dekoracyjne wzdłuż dróg, jest obecnie uważany za inwazyjny w lasach Francji, Hiszpanii, Słowacji, Węgier i Włoch. Innym problematycznym drzewem jest klon jawor (*Acer pseudoplatanus*), który został introdukowany w Norwegii jako gatunek ozdobny około 250 lat temu. Jawor stanowi obecnie problem, ponieważ w ostatnich 50 latach stał się inwazyjny, szczególnie na obszarach chronionych, ustanowionych w celu zachowania norweskich lasów liściastych. Drzewa iglaste rzadko są uznawane za gatunki inwazyjne.

Unijna „Strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r.” (EC 2011) zwraca uwagę na znaczną presję wywieraną przez inwazyjne gatunki obce na różnorodność biologiczną w UE i uznaje, że presja ta prawdopodobnie będzie rosła, dopóki nie zostaną podjęte działania służące kontroli wprowadzania i osiedlania się nowych gatunków oraz gatunków już wprowadzonych. Na mocy Dyrektywy Rady 2000/29/WE z dnia 8 maja 2000 r. w sprawie środków ochronnych przed wprowadzaniem do Wspólnoty organizmów szkodliwych dla roślin lub produktów roślinnych i przed ich rozprzestrzenianiem się we Wspólnocie (EC 2000) UE stworzyła podstawy prawne umożliwiające kontrolę granic w zakresie przemieszczania materiału roślinnego.

Ramka 4. Przykład węgorka sosnowca (wykrytego w Portugalii i Hiszpanii)

Ostatnio znaczną wagę przywiązuje się do węgorka sosnowca (*Bursaphelenchus xylophilus*) – szkodliwego organizmu z Ameryki Północnej. W 1999 r. został on wykryty w pobliżu Lizbony w Portugalii (EPP0 i CABI 1990; Mota i in. 1999). Kilka nowych ognisk zidentyfikowano od 2008 r. w innych częściach Portugalii oraz w Hiszpanii. Ze strony tego szkodliwego organizmu w Europie Północnej i Środkowej zagrożona jest sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*), natomiast w centralnych i południowych regionach Europy narażone są sosna czarna (*Pinus nigra*) oraz sosna nadmorska (*Pinus pinaster*).

Organy odpowiedzialne za sanitarną kontrolę granic w krajach europejskich od dłuższego czasu miały świadomość ryzyka zawleczenia węgorka sosnowca. Został on zaklasyfikowany do organizmów kwarantannowych i wprowadzono ścisłe środki kontroli obrotu drewnem, służące ograniczeniu rozprzestrzeniania się tego organizmu. Środki te znacząco zwiększyły już poniesione koszty wynikające ze zniszczenia borów sosnowych.

Zmiany klimatu prawdopodobnie przyczynią się do umacniania i rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych oraz ich szkodliwego wpływu na rolnictwo, lasy i zasoby przyrodnicze. Wpływ zmian klimatu na populacje szkodliwych owadów leśnych przejawiać będzie się wydłużeniem okresów ciepłych, zmianami w rozkładzie opadów, modyfikacją dostępności bazy pokarmowej oraz jakościowymi i ilościowymi zmianami w populacjach drapieżników i pasożytów (Netherer i Schopf 2010). Wykazano, że zmiany te mogą wpływać na dystrybucję i względną liczebność gatunków szkodliwych w ekosystemach leśnych, a więc zmieniać częstotliwość gradacji szkodników (Marini i in. 2012; Spathelf i in. 2014; Barredo i in. 2015). W Europie wyższe temperatury będą sprzyjały przesunięciom rozmieszczenia szkodliwych owadów leśnych ku północy i ku większym wysokościami.

### 2.3. ZANIECZYSZCZENIA I NADMIERNY ŁADUNEK SUBSTANCJI ODŻYWCZYCH

Na ekosystemy leśne oddziałują zanieczyszczenia atmosfery i gleb oraz nadmierny ładunek substancji odżywczych. Na przykład zanieczyszczenia wpływają na koncentrację CO<sub>2</sub> w atmosferze i obieg substancji odżywczych w glebach. Drzewa mogą stać się bardziej podatne na stres i negatywne zjawiska, jak susze, huragany, choroby i gradacje szkodników, np. korników (Paoletti i in. 2010; Southon i in. 2012; Erisman i in. 2013; Matyssek i in., 2013). Może to wpływać na leśną różnorodność biologiczną i zdolność ekosystemów leśnych do świadczenia cennych funkcji.

Zanieczyszczenia stały się poważnym problemem w lasach Europy, szczególnie w latach 80. i 90. XX w. Dane dotyczące koncentracji, depozytu i wpływu zanieczyszczeń są gromadzone przez kraje europejskie w ramach Konwencji w sprawie transgranicznego zanieczyszczania powietrza na dalekie odległości (CLRTAP). Dane bezpośrednio związane ze stanem zdrowotnym ekosystemu są wykorzystywane do oceny uszkodzeń lasów, upraw, roślinności naturalnej, gleb oraz wód powierzchniowych i gruntowych dzięki określeniu krytycznych poziomów zanieczyszczeń i ich ładunków oraz reakcji tych systemów. W celu ukazania rozmiaru wpływu zanieczyszczeń powietrza oszacowuje się i mapuje depozyty i koncentracje zanieczyszczeń przekraczające wartości krytyczne. Za ogólny próg szkodliwości uznawany jest roczny depozyt azotu wynoszący od 5 do 10 kg na 1 ha. Jednak niekorzystne oddziaływanie może wystąpić w dłuższym okresie nawet przy niższym poziomie tego pierwiastka (Clark i Tilman 2008; Bobbink i in. 2010; Bobbink i Hicks 2014). Oceny te doprowadziły do utworzenia kilku programów ograniczania emisji, jak np. Protokół z Oslo w sprawie dalszej redukcji emisji siarki z 1994 r., Protokół z Göteborga w sprawie przeciwdziałania zakwaszeniu, eutrofizacji i powstawaniu ozonu w warstwie przyziemnej z 1999 r. czy Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie krajowych poziomów emisji dla niektórych rodzajów zanieczyszczenia powietrza z 2001 r. (EC 2001).

Średnie wartości stężenia ozonu troposferycznego w skali globalnej rosną. Koncentracja ozonu przypowierzchniowego podczas okresu wegetacyjnego w Europie Północnej nieznacznie spadła, co wiąże się z kontrolą powodowanej przez pojazdy i źródła przemysłowe emisji prekursorów powstawania ozonu. Do powstawania ozonu przygruntowego dodatkowo przyczyniają się lotne związki organiczne (LZO). Obejmują one bardzo zróżnicowaną grupę substancji chemicznych, charakteryzujących się wysoką prężnością par, wpływającą na obecność tlenku azotu (NO) i dwutlenku azotu (NO<sub>2</sub>), oraz fotochemiczne powstawanie ozonu w atmosferze. Spowodowane ozonem troposferycznym uszkodzenia drzew obejmują widoczne uszkodzenia aparatu asymilacyjnego oraz zmniejszenie się biomasy (Skärby i in. 1998; Mills i in. 2011; Holmes 2014). Ozon przygruntowy może również mieć

znaczący wpływ na różnorodność biologiczną. Jednym z następstw mogą być przykładowo zmiany w składzie gatunkowym (Lindroth 2010; Matussek 2010; Ainsworth 2012).

W dużym stopniu zmieniony przez działania człowieka został obieg azotu. Do atmosfery związku azotu są emitowane przez przemysł, rolnictwo i spalanie paliw kopalnych (Solberg i in. 2009). Atmosferyczne depozyty siarczanów ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) i związków azotu w wielu częściach Europy wciąż przekraczają ładunki krytyczne (zob. rycina 4). Najwyższy poziom nieorganicznego azotu występuje w środkowej części Europy Północnej. Wysokie stężenia rejestrowane są w południowych Niemczech, na Wyżynie Szwajcarskiej i dalej na zachód, w północnej Francji, środkowej Wielkiej Brytanii oraz Irlandii. Względnie wysokie poziomy stężenia azotu występują również na południu – w regionach graniczących z Alpami oraz w niektórych miejscach w Hiszpanii i południowej Francji (Waldner i in. 2014).

Zanieczyszczenia te powodują zakwaszenie i eutrofizację gleb leśnych i wód. Rozwijać będą się gatunki ograniczone przez azot lub zakwaszenie, albo też przystosowane do takich warunków, natomiast inne gatunki mogą zostać wyparte. Nie jest to zjawisko pożądane w ekosystemach chronionych. Nadmierne zanieczyszczenie azotem może prowadzić do nierównowagi substancji odżywczych w drzewach oraz wzrostu gatunków podszytu, roślin nienaczyniowych (np. porostów) i grzybów mykoryzowych, lub też zmian w składzie tych gatunków, co ostatecznie prowadzi do zwiększenia ryzyka degradacji wynikającej z osłabienia zdrowotności i żywotności ekosystemu leśnego (Bobbink i in. 2010; Goodale i in. 2011; Thimonier i in. 2012). Emisje azotu zmniejszają się powoli i dlatego zakwaszenie wciąż wpływa na ekosystemy lądowe (w tym lasy) i wodne (Hettelingh i in. 2013; de Vries i in. 2015).

Chociaż ograniczenie emisji do atmosfery nie doprowadzi do natychmiastowej poprawy stanu ekosystemów leśnych, istnieją wyraźne dowody na poprawę postępującą w niektórych lasach i glebach (zob. np. Vanguelova i in. (2010)). Może jednak pojawić się tzw. efekt dziedzictwa (ang. *legacy effect*). Wiele oddziaływań spowodowanych kwaśnymi zanieczyszczeniami ma charakter pośredni i jest związane ze spadkiem wartości pH gleb. Na przykład wzrost rozpuszczalności toksycznych jonów  $\text{Al}^{3+}$  wiąże się z ograniczeniem koncentracji kationów zasadowych. Wyplukiwanie z gleb jonów zasadowych, szczególnie magnezu, prowadzi do chlorozy liści, zjawiska powszechnie spotykanego w latach 80. XX w. na drzewach w niektórych niemieckich lasach; żółknięcie było związane z zamieraniem lasu (Katzensteiner i Glatzel 1997; Eastaugh i in. 2011). Kwaśne zanieczyszczenia mogą również prowadzić do wypłukiwania wapnia z igieł drzew, np. u świerka, przez co staje się on mniej odporny na szkody od zamarzania zimą i odwodnienia (Paoletti i in. 2010; Zetterberg i in. 2013).



Legenda:

Presja spowodowana krytycznym ładunkiem azotu w 2006 r.

Very low – bardzo niska

Low – niska

Moderate – średnia

High – wysoka

Very high – bardzo wysoka

Outside coverage – obszar nieobjęty raportowaniem

Rycina 4. Presja na lasy spowodowana depozytem azotu w 2006 r.

Źródło: Malak i in. 2014

## 2.4. WPŁYW ZMIAN KLIMATU

Zmiany klimatu wpływają na tempo, częstotliwość i intensywność zaburzeń i przypuszczalnie ich oddziaływanie na ekosystemy leśne wzrośnie (Schelhaas i in. 2003; Seidl i in. 2010). Zmiany klimatu i lasy są powiązane ze sobą przez, na przykład, temperaturę powietrza, promieniowanie słoneczne i opady deszczu. Zawartość CO<sub>2</sub> w atmosferze jest głównym czynnikiem produktywności i rozwoju lasu. Lasy przyczyniają się do regulacji warunków klimatycznych przez wiązanie dużych ilości węgla z atmosfery lub uwalnianie go, absorpcję lub odbijanie promieniowania słonecznego (albedo), ochładzanie w wyniku ewapotranspiracji oraz wytwarzanie aerozoli umożliwiających formowanie się chmur (Pan i in. 2011; Pielke 2013). Zmiany temperatury i dostępność wody mogą w złożony sposób oddziaływać na zdrowotność i produktywność różnych gatunków, na

przykład przez wpływ na ich zasięg oraz skład gatunkowy lasu. Przeciętne stężenie atmosferycznego CO<sub>2</sub> osiągnęło obecnie 400 ppm, głównie na skutek działań człowieka. Zwiększona koncentracja CO<sub>2</sub> i innych gazów cieplarnianych przyczynia się do globalnego ocieplenia i wzrostu ryzyka nagłych, i może nieodwracalnych, zmian wpływających na skład, strukturę, funkcje i produktywność ekosystemów leśnych. Zmiany te mogą mieć poważne konsekwencje ekologiczne i ekonomiczne (Hanewinkel i in. 2013). Jednocześnie lasy łagodzą zmiany klimatu przez absorpcję węgla. Utrata lasów na skutek ich degradacji i zmian użytkowania ziemi będzie prowadzić do wzrostu poziomu CO<sub>2</sub> i zmian klimatu (IPCC 2014a, 2014b). Zmiany klimatu wywierają wpływ na ekosystemy leśne i poszczególne gatunki. Ocena stopnia oddziaływania może jednak nie zawsze być oczywista, ponieważ wszystkie lasy podlegają zagospodarowaniu i trudno jest oddzielić wpływ gospodarki leśnej od efektów wywołanych zmianami klimatu. Tym niemniej biomasa leśna na skutek licznych czynników przyrasta przez ponad dwie dekady w przyspieszonym tempie.

Rozmieszczenie poszczególnych gatunków leśnych znacząco się zmienia. Drzewa migrują względnie powoli, głównie do nowych odpowiednich siedlisk na skraju zasięgu równoleżnikowego i pionowego. Koniec zasięgu występowania populacji gatunku drzewa często stanowi część wysunięta najbardziej na południe lub położona najniżej względem poziomu morza. Z powodu zmian klimatu obszary te mogą stać się nieodpowiednie dla pewnych gatunków drzew w następstwie oddziaływania bezpośredniego (np. suszy) lub pośredniego (np. szkodników lub chorób wywołanych suszą). We Francji przebadano rozmieszczenie pionowe 171 gatunków roślin leśnych w zakresie wysokości od 0 do 2600 m n.p.m., wykorzystując dane ze 101 lat obserwacji, rozpoczętych w 1905 r. Zmiany klimatu spowodowały istotne zwiększenie optymalnej wysokości dla badanych gatunków, średnio o 29 m w ciągu dekady. Zmiany dla poszczególnych gatunków różniły się jednak w dużym stopniu, od +238 m do -171 m na dekadę (Lenoir i in. 2010). Najbardziej prawdopodobnym wyjaśnieniem znacznego obniżenia optymalnej wysokości n.p.m. w niektórych regionach są zmiany użytkowania gruntów. Wykorzystując różne źródła danych wykazano, że pionowy zasięg buka w górach Montseny w północno-wschodniej Hiszpanii zwiększył się o około 70 m od lat 40. XX w. do 2001 r. Badania porównawcze danych z lat 90. XX w. i pierwszej dekady XXI w. dla hiszpańskich Pirenejów i Gór Iberyjskich wykazały regularne przesunięcie optymalnej wysokości pięciu gatunków drzew o 31 m w ciągu dekady, od -34 m do +181 m na dekadę dla poszczególnych gatunków (Urli i in. 2014). Jednak nie wszystkie badania pokazują wyraźny związek ze zmianami klimatu (Rabasa i in., 2013), po części ze względu na występowanie opóźnienia między zmianami klimatu a reakcją drzew (Renwick i Rocca 2015).

Poza przesunięciem zasięgu zachodzi także zmiana składu gatunkowego drzewostanu, który jest istotnym czynnikiem rozwoju leśnej różnorodności biologicznej. W północno-wschodniej Hiszpanii na średnich wysokościach (tj. 800–1400 m n.p.m.) buczyny i wrzosowiska zostały zastąpione przez dąbrowy (dąb ostrolistny

– *Quercus ilex*), głównie z powodu połączenia wyższych przeciętnych temperatur i zmian użytkowania gruntów (Penuelas i Boada 2003). Szybkość migracji ustalono na podstawie obserwacji terenowych z inwentaryzacji lasu, dostarczających informacji o obecności lub braku dębu ostrolistnego w latach 1880–2010. Na czterech badanych obszarach leśnych we Francji, położonych wzdłuż wybrzeża Atlantyku, dąb ostrolistny skolonizował nowe tereny. Przesuwanie się tego gatunku na północ odbywało się w niespodziewanie niskim tempie – od 22 do 57 m rocznie (Delzon i in. 2013).

#### 2.4.1. ZMIANY KLIMATU A STAN LASU

Trudno jest oddzielić wpływ zmian klimatu od innych czynników zmian w ekosystemach, a często czynniki te oddziałują przeciwnie. Niezależnie od różnic regionalnych istnieje jednak zgoda co do tego, że zmiany klimatu już mają i nadal będą miały bezpośredni i pośredni wpływ na obniżenie zdrowotności lasów (EEA 2016). Należy przypuszczać, że zmiany klimatu będą zarówno pozytywnie, jak i negatywnie oddziaływać na strukturę, wzrost, skład, produktywność i funkcjonowanie lasu, w zależności od jego lokalizacji i typu (EEA 2016). Na przykład lasy alpejskie są bardziej wrażliwe na zmiany cyklu hydrologicznego, które wpływają na opady, oraz na zmniejszoną wskutek wzrostu temperatury pokrywę śnieżną i lodową. Temperatury w Alpach wzrosły od końca XIX w. do początku XXI w. średnio o około 2°C (EEA 2012b). Zmiany dotyczą również krajów południowo-europejskich, ale w inny sposób. W niektórych częściach regionu śródziemnomorskiego oraz Europy Środkowo-Wschodniej degradacja gleb jest intensywna, a wraz z przedłużającymi się suszami i pożarami przyczynia się do wzrostu zagrożenia pustynnieniem (EEA 2012b). W 2013 r. w Europie południowej zanotowano 36 tys. pożarów lasów, a ich powierzchnia wyniosła 291 tys. ha (JRC i DG ENV 2015).

Bardziej prawdopodobne są także zmiany częstotliwości i nasilenia gradacji szkodników i chorób, a zmienione warunki mogą sprawić, że wprowadzone gatunki staną się inwazyjne. Wzrost częstotliwości i nasilenia letnich susz w krajach południowo-europejskich oraz ekstremalne opady w krajach Europy Północnej będą wpływały na wzrost lasu, fenologię i skład gatunkowy, co z kolei zmieni rozmieszczenie pokrywy leśnej (Lindner i in. 2010).

Przypuszcza się, że zmiany klimatu doprowadzą do modyfikacji przydatności siedlisk dla poszczególnych gatunków. Zmiany składu gatunkowego i struktury roślinności, na przykład wysokości, zagęszczenia i złożoności, prawdopodobnie wpłyną na cały ekosystem. Dotkną procesów zachodzących w lasach, jak fotosynteza, oddychanie i rozkład oraz zagrożą przeżywalności gatunków w ich uwarunkowanych temperaturą i wilgotnością granicach zasięgów. Skutki te będą bardziej wyraźne w regionach, w których dominujące gatunki drzew występują poza optymalnym zasięgiem ekologicznym, co jest widoczne dzisiaj na przykład w odniesieniu do świerka pospolitego (*Picea abies*) we względnie suchych położeniach nizinnych środkowej Europy (UNECE i FAO 2011).



Jest prawdopodobne, że w Europie zmiany klimatu ogółem będą miały pozytywny wpływ na produkcję i podaż drewna. Jednak regiony śródziemnomorskie w miarę wzrostu temperatury i częstotliwości susz doświadczą szybszego tempa zamierania drzew i pożarów lasu (Lindner i in. 2010; Hanewinkel i in. 2013; Lindner i in. 2014). Przyrost i produktywność drzew zwiększą się we względnie wysokich szerokościach geograficznych i wysokościach n.p.m. W innych regionach zmiany mogą być w krótkim okresie pozytywne, ale raczej będą negatywne w średniej i długiej perspektywie czasowej. Zjawiska ekstremalne, w tym susze, powodzie, pożary i niszczycielskie huragany (zob. ramka 5) przypuszczalnie staną się częstsze (Lindner i in. 2010) i będą miały szkodliwy wpływ na sieci pokarmowe oraz regionalne obumieranie drzew. Na przykład na Półwyspie Iberyjskim w latach 1990–2007 znacząco zwiększyła się defoliacja spowodowana deficytem wody. Wzrost ten jest spójny ze zwiększeniem śmiertelności drzew na bardziej suchych obszarach (Carnicer i in. 2011). Ponadto susze mogą prowadzić do wtórnych oddziaływań ze strony szkodliwych organizmów i patogenów (Jactel i in. 2012).

#### Ramka 5. Huragany i szkody od wiatru w lasach Europy

Huraganowe wiatry stanowią poważne zagrożenie dla europejskich lasów, ponieważ gwałtownie osłabiają i niszczą obszary leśne. Systematyczne obserwacje wiatrów i szkód od wiatru w lasach w Europie rozpoczęto w połowie XIX w. W ostatnich dekadach poszczególne kraje europejskie doświadczyły większej liczby przypadków znaczących zniszczeń od wiatru, co prowadziło do wylesienia rozległych obszarów. Trend ten może po prostu odzwierciedlać poprawę jakości raportowania; jednak częstotliwość i nasilenie huraganów i rozwój szlaków burzowych nad Europą Północną i Środkowo-Wschodnią najwyraźniej się zwiększają (Gardiner i in. 2010). Od 1950 r. znaczące zniszczenia w lasach Europy spowodowało ponad 130 huraganów. Duże straty i nasilenie skutków huraganów wiążą się raczej ze zmianami w składzie i strukturze lasu, jak zwiększenie powierzchni drzewostanów iglastych i zapasu na pniu oraz wzrost lesistości w niektórych regionach (np. w Wielkiej Brytanii) niż ze wzrostem częstotliwości i sily huraganów (Lindner i in. 2008; Barredo 2010).

Zdolność ekosystemów leśnych do opierania się silnym wichurom zależy od cech drzew i drzewostanu (tj. wysokości, pierśnicy, powierzchni korony, głębokości systemu korzeniowego, składu gatunkowego i zagęszczenia drzew) oraz warunków siedliskowych (np. typu gleby, poziomu wilgotności i długości okresu zamarzania) (Klaus i in. 2011). Jednak podobnie jak w przypadku wielu innych zagrożeń naturalnych, huragany powinny być postrzegane jako zaburzenia naturalnej dynamiki ekosystemów leśnych. Dlatego ich oddziaływanie z perspektywy ekosystemu może być pozytywne: w wielu przypadkach silny wiatr przez stworzenie mozaiki niewielkich płatów lasu w różnych stadiach sprzyja zwiększeniu różnorodności biologicznej, co prowadzi do ukształtowania różnowiekowych drzewostanów, ogólnie bardziej zróżnicowanych i odpornych od drzewostanów jednowiekowych.

Niemniej jednak wichury zaburzają funkcje ekosystemu, a mianowicie działanie ochronne lasu przed zagrożeniami naturalnymi (np. osuwiskami), zapewnienie wody

pitnej i pochtanie węgla. Jeśli chodzi o funkcję regulacyjną obiegu węgla lasy mogą nawet stać się źródłem CO<sub>2</sub>, w wyniku zniszczenia przez wiatr oraz rozkładu niepozyskanego drewna i dodatkowych ilości CO<sub>2</sub> uwolnionego z warstwy organicznej gleby po usunięciu drzewostanu. Chociaż z perspektywy człowieka skutki są w większości negatywne, dokładny wpływ wiatru na ekosystemy jest trudny w ocenie. Niedawno przeprowadzone badania wskazują na brak trendu w znormalizowanych stratach od wiatru w Europie w latach 1970–2008 (Barredo 2009). Dlatego jest prawdopodobne, że wzrost szkód od klęsk żywiołowych w ostatnich latach był spowodowany czynnikami społeczno-ekonomicznymi i wzrostem narażenia (ekspozycji).

### Szkodniki i choroby leśne

Zmiany warunków środowiskowych mogą bezpośrednio oddziaływać na szkodliwe i patogeniczne gatunki, przez wpływ na ich rozprzestrzenianie się, reprodukcję, rozwój i śmiertelność oraz pośrednio, przez zmianę jakości odżywczej roślin, odporności i interakcji w obrębie zespołu roślinnego. Na skutek handlu międzynarodowego zasięgi geograficzne owadów leśnych i patogenów rozszerzają się w alarmującym tempie.

W południowym regionie śródziemnomorskim i w niektórych strefach kontynentalnych wzrost temperatur i częstotliwości susz wywrze prawdopodobnie wpływ na owady wrażliwe na wysokie temperatury i spowoduje przesunięcie ich zasięgów geograficznych ku północy i ku większym wysokościami n.p.m. Inne odporne na upały gatunki, jak korowódka pniówka (*Thaumetopoea pityocampa*) oraz korowódka dębówka (*Thaumetopoea processionea*) prawdopodobnie skorzystają z cieplejszych warunków i rozszerzą swój zasięg geograficzny poza region śródziemnomorski oraz zasiedlą nowe obszary. Jednak wzrost temperatury i susza mogą zmniejszyć południowy zasięg takich gatunków i w rezultacie, w niektórych przypadkach, doprowadzić do skurczenia się obszaru występowania (Battisti i in. 2014; Netherer i Schopf 2010).

Mimo wielu niepewności, ogólnie przyjmuje się, że w wyniku zmian klimatu nastąpił wzrost częstości występowania szkodników i chorób w lasach europejskich (FAO 2006; Desprez-Loustau i in. 2007) oraz przesunięcie zasięgów przestrzennych i czasowych owadów (Netherer i Schopf 2010; Bebbler i in. 2014). W odniesieniu do szkodników leśnych niektóre zmiany są już obserwowane. W reakcji na cieplejsze i bardziej suche okresy wiosenne i letnie w ostatnich dekadach kornik drukarz (*Ips typographus*) skrócił okres rozwoju i zwiększył liczbę pokoleń (Baier i in. 2007). Rozszerzanie się stref gradacji owadów jest obserwowane w lasach borealnych, w regionach, w których nastąpiło największe ocieplenie (Volney i Fleming 2000). W umiarkowanych lasach kontynentalnych defoliacja drzew spowodowana przez brudnicę nieparłą (*Lymantria dispar dispar*) i częstość występowania innych szkodników owadzich należą do czynników odpowiedzialnych za zamieranie dębów w Europie Środkowej (Balci i Halmschlager 2003). Poza tym na Słowacji zaobserwowano także przesunięcie wysokości n.p.m. występowania

brudnicy (Hlásny i Turčáni 2009). W regionie śródziemnomorskim ekspansję pionową korowódki pniówki (*Thaumetopoea pityocampa*) odnotowano w górskich regionach Sierra Nevada i Sierra de Baza w Hiszpanii (Hódar i in. 2003; Hódar i Zamora 2004) oraz w górskich obszarach Włoch (Battisti i in. 2005, 2006; Petrucco-Toffolo i Battisti 2008). Dodatkowo niektóre gatunki grzybów i szkodników w lasach strefy umiarkowanej korzystają z łagodniejszych zim, ułatwiających rozprzestrzenianie się szkodników wcześniej ograniczanych wrażliwością na mróz, natomiast inne dokonują ekspansji podczas okresów suszy na północne szerokości geograficzne (Drenkhan i in. 2006; Hanso i Drenkhan 2007).

Zmiany klimatu powodują przesunięcie zasięgów gatunków drzew i zwiększają wpływ suszy na zamieranie lasu (Allen i in. 2010). Lasy są także w coraz większym stopniu narażane na stresory antropogeniczne, oddziałujące na stan lasu albo bezpośrednio, wskutek pozyskiwania drewna i zrębów, lub pośrednio, przez zanieczyszczenia powietrza i wprowadzanie inwazyjnych gatunków (Trumbore i in. 2015). Te procesy, połączone zmianami parametrów klimatycznych, mogą ułatwiać rozmnażanie się i wzrost owadów i patogenów leśnych. Tym niemniej w każdym przypadku funkcjonują, nie do końca w pełni zrozumiałe, złożone interakcje i mechanizmy. Na przykład zmiany w rozmieszczeniu i kondycji drzewa gospodarza wpłyną na populację i rozmieszczenie owadów, ale ocena tego musi obejmować powiązania każdego gatunku szkodliwego z odpowiadającym mu gatunkiem drzewa gospodarza i wieloma parametrami środowiskowymi, które zmieniają się na skutek zmian klimatu.

Ponadto jedynie częściowo są poznane interakcje między różnymi czynnikami biotycznymi i abiotycznymi. Wiadome jest, że zmieniające się warunki środowiskowe pociągną za sobą niejasne konsekwencje dla szkodników leśnych, w tym reakcje pozytywne, obojętne i negatywne (Netherer i Schopf 2010).

#### 2.4.2. POŻARY LASU

Pożary są integralnym elementem dynamiki wielu ekosystemów leśnych, ponieważ są niezbędne do odnowienia lasu. Pomagają w kontroli szkód od owadów i chorób, a także likwidują nagromadzoną ściółkę. Większość pożarów w regionie śródziemnomorskim ma (przypadkowo lub celowo) pochodzenie antropogeniczne, a jedynie nieliczne inicjowane są uderzeniami piorunów. W stwarzaniu ryzyka pożarowego dominującą rolę z upływem czasu odgrywają warunki pogodowe i akumulacja materiału palnego. Naturalne pożary lasu są również częste w północnej Europie, ale rzadko obejmują duże obszary, ponieważ warunki ograniczające zapłon i rozprzestrzenianie się ognia ułatwiają ich stłumienie. W następstwie zmian klimatu należy spodziewać się cieplejszych i suchszych warunków pogodowych, mających niezaprzeczalny wpływ na powstawanie pożarów. Z powodu wydłużenia pory cieplej i suchej obszary zagrożone pożarami mogą zajmować wyższe lokalizacje i większe szerokości geograficzne i dlatego częstość występowania ekstremalnych zdarzeń wzrośnie (Loepfe i in. 2010).

Pożary przyciągają uwagę społeczeństwa. W całej południowej Europie, ale także w innych częściach kontynentu, lasy są niszczone przez ogień. Pożary występują każdego roku i obejmują duże obszary.

Dla Europy dostępne są dane dotyczące historycznych serii pożarów, regularnie uaktualniane w ramach Europejskiego Systemu Informacji o Pożarach Lasu (EFFIS). Nie dla wszystkich krajów dostępne są jednak dane z tego samego okresu, a jedynie w kilku przypadkach istnieją zbiory danych dotyczące okresu dłuższego niż 25 lat. Długookresowe serie danych o pożarach lasów dostępne są dla pięciu krajów Europy Południowej (tj. Francji, Grecji, Hiszpanii, Portugalii i Włoch), szczególnie narażonych na pożary. Całkowita powierzchnia lasów zniszczonych od 1980 r. przez ogień w tych pięciu krajach została przedstawiona na rycinie 5. Areał corocznie objęty pożarami różni się w zależności od warunków drzewostanowych, pogodowych i nagromadzenia materiału palnego.



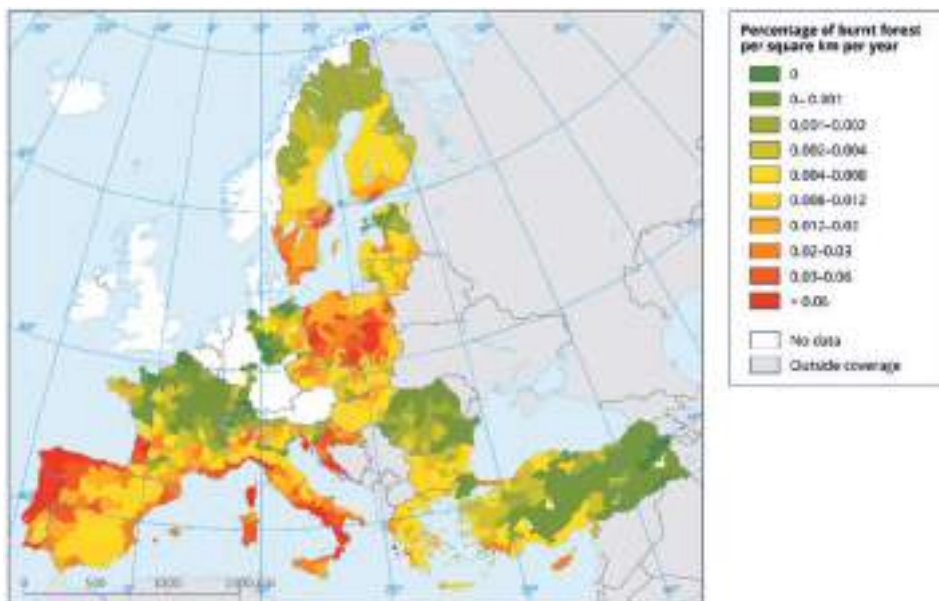
Rycina 5. Historyczne trendy pożarów lasów w Europie południowej wyrażone liczbą pożarów

*Uwaga: Powierzchnia dotknięta (w ha) pożarami dotyczy pięciu krajów południowoeuropejskich w latach 1980-2013.*

*Źródło: EFFIS – dane pobrane z <http://forest.jrc.ec.europa.eu/effis/>*

Statystyki w kolejnych latach znacznie się różnią, co wyraźnie wskazuje, że rozmiar dotkniętego pożarami obszaru zależy od sezonowych warunków meteorologicznych. Pewna okresowość trendu wielkości spalanej powierzchni również może być częściowo przypisana do cyklu spalania/akumulacji martwej biomasy, typowego dla regionów podatnych na pożary. Jednak analiza historycznych trendów corocznej liczby pożarów budzi kontrowersje, ponieważ na częstotliwość pożarów mają silny wpływ istotne zmiany, które mogły wystąpić w poprzednich latach w systemach raportowania statystycznego poszczególnych państw. Częstotliwość pożarów w krajach południowoeuropejskich wzrosła w latach 90. XX w., ustabilizowała się w kolejnej dekadzie i nieznacznie spadła w ostatnich latach.

Całkowita powierzchnia objęta pożarami w 2014 r. była niższa od średniej z ostatnich 15 lat (JRC i DG ENV 2015). EFFIS<sup>5</sup> podaje, że pożarami dotkniętych było 83 809 ha lasów w 28 krajach członkowskich UE, a w innych krajach europejskich pożary wystąpiły na powierzchni 14 188 ha, podczas gdy średnia roczna powierzchnia objęta pożarami dla ostatnich 15 lat wynosiła około 400 tys. ha dla UE-28, z czego 85% znajdowało się w rejonie Morza Śródziemnego. Trzema najgorszymi latami pod względem powierzchni objętej pożarami były lata 2002, 2003 i 2012, w których powierzchnia objęta ogniem wyniosła odpowiednio 812 184 ha, 783 223 ha i 607 304 ha. Mniej niż 3% całkowitej liczby pożarów miało powierzchnię ponad 50 ha, jednak objęły one powyżej 75% całkowitego arealu dotkniętego ogniem (San-Miguel-Ayanz i Camia 2009). Liczba, rozmiar i nasilenie pożarów w Europie wzrosły, co wiąże się z ostatnimi zmianami klimatu. Od połowy lat 80. XX w. zwiększyła się częstotliwość dużych pożarów (> 400 ha) oraz ich łączna powierzchnia, co jest silnie związane z rosnącymi temperaturami wiosennymi i letnimi.



Legenda:

Procent spalonego lasu na km<sup>2</sup> rocznie

No data – brak danych

Outside coverage – obszar nieobjęty analizą

Rycina 6. Presja na ekosystemy leśne spowodowana pożarami w latach 1990–2013, wyrażona jako procent spalonego lasu na km<sup>2</sup> rocznie

Źródło: EFFIS – dane pobrane z <http://forest.jrc.ec.europa.eu/effis/> i przetworzone przez Europejskie Centrum Tematyczne ds. Informacji i Analizy Przestrzennej (European Topic Centre on Spatial Information and Analysis; ETC-SIA) (Malak et al., 2014)

<sup>5</sup> <http://forest.jrc.ec.europa.eu/effis/>

Požary są ważnym czynnikiem zaburzającym na wielu obszarach leśnych. Ryzyko ich wystąpienia zależy od wielu czynników, takich jak: pogoda, roślinność (np. nagromadzenie materiału palnego i jego stan), topografia, działania z zakresu zagospodarowania lasu i kontekst społeczno-ekonomiczny. Każdego roku do walki z pożarami w Europie i na świecie mobilizowane są ogromne zasoby. Stłumienie ognia jest kluczowe, ale niewystarczające. Pożary są przejawem problemów społeczno-ekonomicznych i związanych z użytkowaniem ziemi, takich jak destabilizacja spowodowana wyludnianiem się obszarów wiejskich, rosnąca presja ze strony turystyki i niewłaściwa gospodarka leśna. Zarządcy lasu powinni dołożyć więcej starań do poznania dynamiki i konsekwencji zagrożenia pożarowego, niż tylko próbować je kontrolować. Niezbędne jest zatem, by zarówno kraje śródziemnomorskie, jak i pozostałe, integrowały działania z zakresu gospodarki leśnej ze strategiami przeciwpożarowymi.

## 2.5. DZIAŁANIA INNYCH SEKTORÓW

Presja na europejskie lasy może również wynikać z działań podejmowanych poza sektorem leśnym. Wiele zaburzeń stanowią efekty uboczne użytkowania gruntów przez rolnictwo, przemysł, osadnictwo, drogownictwo i turystykę. Mają one wpływ na strukturę lasu, skład i funkcjonowanie oraz stanowią główną przyczynę rosnącej fragmentacji krajobrazów leśnych w Europie (zob. też rozdział 2.1.2).

Lasy i rolnictwo są ze sobą powiązane i wzajemnie na siebie oddziałują, podobnie jak na środowisko. Rolnicze użytkowanie gruntów wpływa na główne składniki biosfery i środowiska, w tym glebę, powietrze, wodę, różnorodność biologiczną, poziom CO<sub>2</sub> i energię odnawialną. Na obszarach intensywnego rolnictwa na działanie herbicydów i nawozów prawdopodobnie będą narażone skraje lasu oraz pasy zadrzewień otoczone przez pola uprawne. Jednak przeprowadzono niewiele badań dotyczących tych oddziaływań, a na poziomie lokalnym czy nawet regionalnym mogą one mieć kluczowe znaczenie dla leśnej różnorodności biologicznej. Sektor rolny odgrywa znaczącą rolę w ograniczaniu stosowania środków chemicznych powodujących zakwaszenie i eutrofizację wód.

Sektor transportowy również wywiera wpływ na lasy przez rozwój infrastruktury (np. budowę dróg), co prowadzi do zwiększonej fragmentacji krajobrazu. Rozbudowa infrastruktury wpływa także bezpośrednio na środowisko przez zwiększanie stężenia oraz depozytu zanieczyszczeń i pyłów oraz poziomu hałasu oraz ma wpływ na wzrost liczby wypadków z udziałem zwierząt.

Obecność przemysłu i górnictwa w lasach lub w ich pobliżu może wywierać wpływ przez emisje do atmosfery. Udokumentowano w literaturze przykłady zanieczyszczeń oddziałujących na lasy, pochodzących z przemysłu wydobywczego, hut lub innych źródeł przemysłowych na poziomie lokalnym, jak też

będących skutkiem przemieszczania się zanieczyszczeń na duże odległości na poziomie regionalnym (zob. też rozdział 2.3).

Przez obszary zalesione przepływa około 25% wszystkich europejskich rzek (tj. 870 tys. km z 3,5 mln km), a prawie 33% z 71 tys. jezior o łącznej powierzchni 92 tys. km<sup>2</sup> leży na terenach leśnych. Działania gospodarki wodnej muszą być prowadzone z większą świadomością jej wpływu na wiele funkcji świadczonych przez ekosystemy leśne. Jakość odprowadzanych wód potencjalnie ma wpływ na ekosystemy leśne.

Na trwałe zagospodarowanie i użytkowanie lasów wywierają wpływ inne rodzaje użytkowania ziemi i działania innych sektorów. Każde z tych działań jest zazwyczaj rozpatrywane i zarządzane oddzielenie, mimo występowania między nimi potencjalnych interakcji. Taka sama sytuacja ma miejsce w odniesieniu do innych licznych czynników oddziałujących na ekosystemy leśne. Ocena potencjalnych oddziaływań skumulowanych wielu czynników i sektorów na ekosystemy leśne może dać zupełnie inny obraz od uzyskanego w oparciu o analizę poszczególnych z nich. Bardziej zintegrowane oceny oddziaływań na ekosystemy leśne są potrzebne do lepszego planowania i trwałego zagospodarowania zasobów na poziomie krajobrazowym. Czy w takim razie w ogóle da się wykonać ocenę wpływu tych licznych i połączonych czynników na ekosystemy leśne?

### 3. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

#### 3.1. CZY LASY EUROPY SĄ POD PRESJĄ?

W tabeli 1 przedstawiono obecny wpływ (ukazany kolorem komórki) każdego czynnika na leśną różnorodność biologiczną oraz przewidywany przyszły trend (pokazany kierunkiem strzałki). Ocenia się, że obecnie ogółem największy wpływ ma zmiana siedlisk oraz zanieczyszczenia i wzbogacenie substancjami odżywczymi, ale w przyszłości znacząco będzie rosła presja ze strony zmian klimatu. Wyniki te pokrywają się z globalną Milenijną Oceną Ekosystemów (Millennium Ecosystem Assessment 2005), choć istnieją pewne różnice. W Europie większa jest intensywność oddziaływań w przeszłości, będąca wynikiem historycznej industrializacji i intensywnego rolnictwa, ale presja ze strony „zanieczyszczeń i wzbogacenia substancjami odżywczymi” będzie prawdopodobnie malała z uwagi na rozwój polityk i legislacji. Faktycznie wszystkie czynniki presji poza trzema (zmiany siedlisk w ekosystemach leśnych, zanieczyszczenie ekosystemów słodkowodnych oraz zanieczyszczenie ekosystemów podmokłych) ocenia się jako stabilne lub mogące się umacniać w przyszłości. Osiągnięcie celów polityki różnorodności biologicznej będzie zatem dużym wyzwaniem.

Tabela 1. Wpływ oraz trendy głównych czynników wpływających na różnorodność biologiczną w Europie w ostatnich dekadach

Presja	Ekosystemy leśne
Zmiana siedlisk	↘
Zmiany klimatu	↑
Przekształcenia i zagospodarowanie gruntów	→
Gatunki inwazyjne	→
Zanieczyszczenia i wzbogacenie w substancje odżywcze	↗

Prognozowane przyszłe trendy w oddziaływaniach			
↘	→	↗	↑
Malejący	Bez zmian	Rosnący	Bardzo szybki wzrost
Obserwowany obecnie wpływ na różnorodność biologiczną			
Niski	Średni	Wysoki	Bardzo wysoki

Źródło: EEA (2016) ze zmianami

Należy jednak zauważyć, że wymienione czynniki oddziałują wzajemnie na siebie. Interakcje mają charakter złożony i niekoniecznie stanowią sumę różnych oddziaływań. Liczne czynniki presji, jak m.in. pozyskiwanie drewna, zanieczyszczenia, inwazyjne gatunki obce oraz zmiany klimatu, mogą w różnym stopniu wpływać na gatunki i siedliska oraz działać łącznie z innymi stresorami, jak zanieczyszczenia lub/i zmiany klimatu. Tym samym na ekosystemy leśne mogą wpływać wielorakie czynniki. Kombinacja skumulowanych oddziaływań czynników naturalnych i antropogenicznych może prowadzić do dalszej degradacji funkcji i usług ekosystemów (Carpenter i in. 2009). Przykład skumulowanych skutków stanowią oddziałujące ze sobą zaburzenia, mogące prowadzić do wzrostu zagrożenia pożarowego. Susza często obniża siłę drzew, co może powodować wzrost podatności na gradacje owadów i choroby. Te z kolei mogą prowadzić do wzrostu dostępności materiału palnego i przez to zwiększać możliwość wystąpienia pożarów lasu, które, z kolei, mogą sprzyjać przyszłym gradacjom przez osłabienie systemu obronnego drzew (Lombardero i Ayres 2011; Santolamazza-Carbone i in. 2011; Lausch i in. 2013).

Niewiele wiadomo na temat wpływu wielu czynników na lasy, tj. jakie działania powodują poszczególne stresory; z jaką intensywnością, częstotliwością i w jakiej skali przestrzennej działania występują; jakie kumulacyjne



oddziaływania bezpośrednie i pośrednie mają wpływ na lasy oraz w jaki sposób reagują różne składniki ekosystemu (od osobników do całych ekosystemów). Jednak brak wiedzy nie powinien utrudniać wprowadzania rozwiązań, takich jak zagospodarowanie adaptacyjne lub ekosystemowe, mogących ograniczyć szkodliwe oddziaływanie na funkcjonowanie ekosystemu, lub stosowania podejścia zapobiegawczego. Dla pomyślnego wdrażania podejścia ekosystemowego najważniejsze jest zrozumienie i przewidywanie reakcji ekosystemów leśnych na liczne presje.

Lasy Europy są zdominowanymi przez człowieka ekosystemami, ponieważ niemal wszystkie są objęte jakąś formą zagospodarowania. Większość lasów jest dostępna dla pozyskania drewna i, jako takie, są zagospodarowane w sposób zapewniający dostarczanie drewna i innych usług. Niemniej jednak powierzchnia lasów wciąż rośnie. Wzrost ten w dużym stopniu jest wynikiem aktywnych polityk zalesieniowych i odłogowania gruntów rolnych lub gruntów marginalnych w odległych obszarach wiejskich. Ogólnie utrzymanie gruntów leśnych jest w większości krajów zapewnione przez przepisy prawa, nakazujące ponowne zalesienie i zagospodarowanie lasu po usunięciu drzewostanu. Jednak po takim zakłóceniu powrót do normalnego stanu zajmuje drzewostanowi 10 do 20 lat.

W ostatnich kilku dekadach nastąpiło ograniczenie intensywności użytkowania lasów, a skupienie uwagi na trwałej gospodarce leśnej i ochronie lasów oraz ich różnorodności biologicznej. Nowe wymagania, jak rosnący popyt na bioenergię może jednak wpłynąć na zmianę sytuacji. Napięcia mogą powstawać między zagospodarowaniem lasu w kierunku ochrony usług ekosystemowych i zasobów genowych oraz gospodarką skupioną na komercyjnej produkcji lub przekształcaniu ku produkcji żywności. Te napięcia prawdopodobnie będą wzrastały w przyszłości, ze względu na wielkość puli i przepływów węgla związanego z lasami i ich znaczenia dla łagodzenia emisji gazów cieplarnianych.

Znaczne zmiany w użytkowaniu gruntów i warunkach klimatycznych przyspuszczalnie spowodują wzrost presji na podaż usług ekosystemowych, w tym tych realizowanych przez ekosystemy leśne. W wyniku obniżenia stopnia realizacji funkcji ekosystemowych, jak dostępność wody i żyzność gleby, wiele zmian doprowadzi do zwiększenia ryzyka pożarowego i podatności lasów na ogień, szczególnie w regionie Morza Śródziemnego i regionach górskich. Niektóre zmiany mogą być pozytywne, jak wzrost powierzchni produkcji leśnej, możliwość zwiększenia powierzchni ekstensywnego rolnictwa lub produkcji bioenergii.

Presje ze strony innych sektorów również oddziałują na ekosystemy leśne. Działania człowieka, jak rolnictwo, transport, zwiększanie się obszarów miejskich, górnictwo i turystyka, mogą wywierać dodatkowe presje na obszary leśne. Rozwój handlu i transportu, a szczególnie zwiększenie importu drewna

i produktów z drewna, są kluczowymi czynnikami wprowadzania i rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych w Europie. Odizolowane wcześniej ekosystemy stały się dostępne dla gatunków inwazyjnych, zagrażających rodzimym gatunkom jako konkurenci i drapieżniki lub będących wektorami chorób, modyfikujących ekosystemy, ich siedliska i gatunki.

Wylesienia w Europie służą przeważnie umożliwieniu powiększania obszarów miejskich i rozwojowi infrastruktury. Prowadzą do fragmentacji krajobrazu leśnego, co obecnie dominuje w zachodniej, środkowej i południowej części kontynentu. Dużą presję na zasoby leśne i różnorodność biologiczną wywiera sama fragmentacja.

Ekosystemy mogą bardzo szybko zmienić swój stan, jeśli zostaną przekroczone pewne progi i punkty krytyczne. Jednak identyfikacja i kwantyfikacja takich progów jest trudnym zadaniem (Hüttl i in. 2014), a zmiany mogą być nagłe lub powolne. Wiele zmian zachodzi wolno w długim okresie po osiągnięciu punktu krytycznego (Lenton 2011; Adams 2013; Brook i in. 2013; Reyer i in. 2015). Kilka przykładów ilustruje, że zmiany cech ekosystemów są bezpośrednio powiązane ze stratami ich funkcji i usług, a przez to z degradacją istniejących ekosystemów (Hüttl i in. 2014; Spangenberg i in. 2014; Millar i Stephenson 2015).

Dlaczego jest to ważne? Stan ekosystemów leśnych w Europie i jego prognozy pokazują, czy lasy są zdrowe, zróżnicowane, produktywne i zdolne do tłumienia zaburzeń (co określa się jako odporność ekosystemu).

Czy lasy mogą być zagospodarowane w sposób trwały, pozwalający na zachowanie procesów ekosystemowych, umożliwiając jednocześnie produkcję drewna i zapewnienie innych funkcji? Ostatnio wzrosło zrozumienie dla tradycyjnych praktyk użytkowania zasobów leśnych w sposób spójny z zachowaniem różnorodności biologicznej i ochroną krajobrazu. Kilka międzynarodowych ocen, jak Milenijna Ocena Ekosystemów (MEA) i inicjatywa „Ekonomia ekosystemów i różnorodności biologicznej” (TEEB) przyczyniły się do zwiększenia świadomości z zakresu znaczenia szeregu usług ekosystemowych zapewnianych przez lasy. Wysiłki te mają na celu wspieranie integracji trwałej gospodarki leśnej z dobrobytem ludzi i uznanie, że podstawą gospodarki leśnej są zdrowe, wielofunkcyjne, odporne i produktywne lasy.

#### Czy lasy w Europie są zdrowe?

Określenie „zdrowotność lasu” może być różnie interpretowane w zależności od punktu widzenia. Z perspektywy zarządcy lasu zdrowy jest taki las, który charakteryzuje się optymalnym wzrostem i dostarcza całą gamę spodziewanych produktów, dających się wprowadzić na rynek, głównie pożądaną jakości drewna. Z kolei z perspektywy ekologicznej zdrowy ekosystem to taki, który jest zdolny do zachowania różnorodności biologicznej i zapewnienia długotrwałej zdolności do przeciwstawienia się i reakcji na zmiany powodowane przez człowieka, a także odbudowy odporności obecnie i w przyszłości.

Stan, zdrowotność i żywotność lasu podlegają ocenie w ramach międzynarodowych i krajowych strategii raportowania. Ocena obejmuje wskaźniki, jak defoliacja, obecność szkodników i owadów, inwazyjne gatunki obce, różnorodność gatunków drzew, różnorodność roślin naczyniowych, ilość martwego drewna, stopień naturalności, odnowienie i zagospodarowanie. W ostatnim stuleciu wpływ na zdrowotność lasów w Europie wywarły zanieczyszczenia powietrza. W latach 80. XX w. w centrum uwagi były kwaśne deszcze oraz ich wpływ na drzewa i jakość wód.

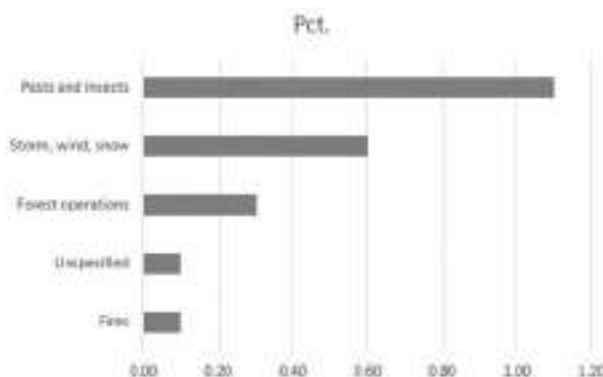
Na zdrowotność i produktywność lasów wpływa wiele zaburzeń, jak masowe zasiedlanie przez szkodliwe owady i grzyby. Na przykład owady i patogeny są czynnikami szkodliwych dla lasów zaburzeń biotycznych. Gradacje owadów mogą w pewnych warunkach siedliskowych i klimatycznych prowadzić do niebezpiecznych poziomów defoliacji lub zwiększonego tempa śmiertelności drzew. Defoliacja jest monitorowana na około 6 tys. powierzchni w całej Europie. Wyniki pokazują, że w ostatnich trzech dekadach w reakcji na różne zaburzenia abiotyczne i biotyczne stan koron się zmieniał. Jednak ostatnie dane wskazują, że nie wystąpiło znaczące pogorszenie zdrowotności lasów (Michel i Seidling 2014).

Zanikanie lasów na szeroką skalę może zagrażać realizacji funkcji ekosystemowych, jak produkcja drewna, funkcje społeczne i ochrona przyrody. Źródła zaburzeń mogą być naturalne (np. czynniki klimatyczne, abiotyczne warunki siedliskowe, pożary i organizmy szkodliwe), półnaturalne (np. zmiany klimatu) lub antropogeniczne (tj. spowodowane zakłóceniami ze strony środowiska społeczno-ekonomicznego lub leśnictwa (Führer 2000).

Względne znaczenie takich zaburzeń w ekosystemach leśnych jest raportowane przez różne kraje (Forest Europe i in. 2015). Rycina 7 ukazuje relatywne znaczenie zaburzeń<sup>6</sup> (szkodniki, choroby i czynniki ryzyka) dla ekosystemów leśnych, w porównaniu z działaniami człowieka i pożarami. Na około 3% powierzchni leśnej w Europie występują uszkodzenia, a dominującymi przyczynami są czynniki biologiczne, takie jak owady, choroby, dzikie i wypasane zwierzęta (które, według ostatniego raportu Forest Europe (Forest Europe i in. 2015), wywierają wpływ na około 1,5% lasów). Uszkodzenia powodowane są także przez pożary, huragany oraz śnieg. Działania gospodarki leśnej powodują szkody na mniej niż 1% powierzchni leśnej Europy. W wyniku zmian klimatu częstotliwość i nasilenie tych oddziaływań oraz ich wpływ na zdrowotność lasu, funkcjonowanie ekosystemów i zapewnienie funkcji lasu prawdopodobnie będą rosnąć. Przedstawiony ogólny obraz pokazuje, że szkodliwe skutki wynikają z różnorodnych przyczyn powiązanych ze zmianami klimatu. Niemniej jednak trudno ocenić dokładny wpływ tych zmian na zdrowotność i przyrost lasów oraz różnorodność biologiczną.

---

<sup>6</sup> Te informacje opierają się na raportach jedynie z 19 krajów.



Opis:

Pests and insects – Szkodniki i owady

Storm, wind, snow – Huragan, wiatr, śnieg

Forest operations – Gospodarka leśna

Unspecified – Nieokreślone

Rycina 7. Względna powierzchnia lasów pod wpływem różnych rodzajów zaburzeń

Źródło: *Forest Europe i in., 2015*

Ogólnie ekosystemy leśne w Europie są w lepszej kondycji niż inne ekosystemy, jak łąki i obszary podmokłe. Większość europejskich lasów (68%) odnawia się naturalnie lub przez naturalną ekspansję. Prawie 90% lasów jest półnaturalnych: są one użytkowane i znajdują się pod wpływem człowieka, ale pod względem struktury i funkcji wciąż przejawiają cechy naturalnych ekosystemów leśnych. „Raport o stanie lasów Europy” z 2015 r. pokazuje, że 65% to zwarte kompleksy (ang. *core forests*), co oznacza, że nie są pofragmentowane oraz że powierzchnia lasu wzrosła przez naturalną ekspansję i zalesienia w ostatnich dekadach (Forest Europe i in. 2015). Uznane międzynarodowo przybliżone wskaźniki używane do oceny leśnej różnorodności biologicznej pokazują, że lasy w Europie są różnorodnymi i na ogół zdrowymi ekosystemami półnaturalnymi. Wyniki te nie są jednak poparte raportami o stanie ochrony przyrody w państwach członkowskich. Ostatnie raportowanie zgodnie z art. 17 dyrektywy siedliskowej dotyczyło okresu 2007–2012 i pokazało, że jedynie 15% siedlisk leśnych wymienionych w Załączniku I tej dyrektywy charakteryzuje się „właściwym stanem ochrony”, natomiast 76% „niewłaściwym stanem ochrony”, a 5% przypisano do kategorii „nieznany”. Gatunki leśne mają się lepiej, ponieważ 26% odznacza się „właściwym stanem ochrony”. Jednak 60% ma stan „niewłaściwy”, a o dalszych 14% brak jest informacji. Większość siedlisk leśnych wymienionych w Załączniku I i gatunków leśnych określonych w Załączniku II pokrywa połowę lasów europejskich i według raportów charakteryzuje się „niewłaściwym stanem ochrony”. Potwierdza to fakt, że lasy są systemami bardzo zmodyfikowanymi przez człowieka, w stanie dalekim od naturalnego. Na przestrzeni wieków wszystkie

las w Europie były pod wpływem użytkowania i zagospodarowania. Miało to zasadniczy wpływ na ich naturalną różnorodność biologiczną (tj. skład gatunkowy i genowy oraz strukturę i funkcje).

Mimo jakoby niekorzystnego stanu ochrony przyrody, lasy odgrywają znaczącą rolę w zachowaniu różnorodności biologicznej w Europie, zapewniają siedliska o dużej liczbie gatunków.

Trwałe zagospodarowanie i użytkowanie zasobów leśnych są niezbędne do osiągnięcia zrównoważonego rozwoju w Europie i powinny odgrywać fundamentalną rolę w utrzymaniu oraz zwiększaniu odporności i wytrzymałości lasów w obliczu globalnych zmian środowiskowych.

## Summary

*Annemarie Bastrup-Birk*

European Environment Agency, Denmark, [Annemarie.Bastrup-Birk@eea.europa.eu](mailto:Annemarie.Bastrup-Birk@eea.europa.eu)

### Anthropogenic forest threats: trends and ways of preventing

Forests have always been threatened by a variety of threats such as storms, floods, fire events and insect outbreaks. These threats are natural part of forest dynamics. However, the timing, frequency and intensity of these disturbances have increased and are expected to continue to do so as a consequence of increasing human activities and global climate change. Some of the threats are related from activities within the forests whereas others come from pressures from other sectors and land use. Several forest threats are of transboundary nature and are significant across Europe. The present paper will look closer at the main threats of both abiotic and biotic nature and their trends. A serious and relatively recent anthropogenic threat relates to invasive alien species (IAS) that are increasing crossing country borders. The increased worldwide mobility of people and products has facilitated the movement of alien species around the world. The most common definition of invasive considers IAS as any introduced and/or species that spread rapidly outside their natural past or present ranges pose a risk to biodiversity or have other unforeseen negative consequences. Some tree species have been intentionally introduced for their socio-economic and ecologic values. There is concern in the forest sector that these alien or non-native introduced species escape and cause negative effects on native ecosystems. The discussion will also briefly consider the potential threat from genetically modified organisms (GMOS). Increased threats have an impact on the forest ecosystems and the provision of ecosystem services from forests. The paper will also go through options and ways to ensure the lasting delivery

of these services and prevent anthropogenic threats. Focus will be set on sustainable forest management and conservation measures.

## LITERATURA PRZEDMIOTU

- Adams M.A. 2013. Mega-fires, tipping points and ecosystem services: Managing forests and woodlands in an uncertain future. *Forest Ecology and Management*, 294: 250–261, (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112712007153>) accessed 20 March 2015.
- Ainsworth E.A., Yendrek C.R., Sitch S., Collins W.J., Emberson L.D. 2012. The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change. *Annual Review of Plant Biology*, (63): 637–661.
- Aitkenhead-Peterson J.A., Steele M.K., Volder A. 2010. Services in natural and human dominated ecosystems. In: Aitkenhead-Peterson J.A., Volder A. (eds). *Urban Ecosystem Ecology*, Agronomy Monograph 55, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Alexandratos N., Bruinsma J. 2012. World agriculture towards 2030/2050: The 2012 revision, ESA Working Paper No 12–03, (<http://large.stanford.edu/courses/2014/ph240/yuan2/docs/ap106e.pdf>) accessed 22 October 2015.
- Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Venetier M., Gonzalez P. 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.
- 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.
- Bajocco S., De Angelis A., Perini L., Ferrara A., Salvati L. 2012. The impact of land use/land cover changes on land degradation dynamics: A Mediterranean case study. *Environmental Management*, 49(5): 980–989.
- Balci Y., Halmschlager E. 2003. Incidence of *Phytophthora* species in oak forests in Austria and their possible involvement in oak decline. *Forest Pathology*, 33(3): 157–174.
- Barredo J.I. 2009. Normalised flood losses in Europe: 1970–2006. *Natural Hazards and Earth System Science*, 9(1): 97–104.
- Barredo J.I. 2010. No upward trend in normalised windstorm losses in Europe: 1970–2008. *Natural Hazards and Earth System Science*, 10(1): 97–104, (<http://www.nat-hazards-earth-syst-sci.net/10/97/2010/>) accessed 24 September 2012.
- Barredo J.I., Strona G., de Rigo D., Caudullo G., Stancanelli G., San-Miguel-Ayanz J. 2015. Assessing the potential distribution of insect pests: Case

- studies on large pine weevil (*Hylobius abietis* L.) and horse-chestnut leaf miner (*Cameraria ohridella*) under present and future climate conditions in European forests. *EPPO Bulletin*, 45(2): 273–281.
- Battisti A., Benvegnu I., Colombari F., Haack R.A. 2014. Invasion by the chestnut gall wasp in Italy causes significant yield loss in *Castanea sativa* nut production. *Agricultural and Forest Entomology*, 16(1): 75–79.
- Battisti A., Stastny M., Buffo E., Larsson S. 2006. A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly. *Global Change Biology*, 12(4): 662–671.
- 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(6): 2084–2096.
- Bebber D.P., Holmes T., Gurr S.J. 2014. The global spread of crop pests and pathogens. *Global Ecology and Biogeography*, 23(12): 1398–1407.
- Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M., Bustamante M., Cinderby S., Davidson E., Dentener F. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis. *Ecological Applications*, 20(1): 30–59.
- Bobbink R., Hicks W.K. 2014. Factors affecting nitrogen deposition impacts on biodiversity: An overview. In: Sutton M.A., Mason K.E., Sheppard L.J., Sverdrup H., Haeuber R., Hicks W.K. (eds). *Nitrogen deposition, critical loads and biodiversity*, Springer Science and Business Media, Dordrecht.
- Brack D., Bailey R. 2013. *Ending global deforestation: Policy options for consumer countries*. Chatham House and Forest Trends, London.
- Brook B.W., Ellis E.C., Perring M.P., Mackay A.W., Blomqvist L. 2013. Does the terrestrial biosphere have planetary tipping points? *Trends in Ecology and Evolution*, 28(7): 396–401, (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534713000335>) accessed 20 March 2015.
- Carnicer J., Coll M., Ninyerola M., Pons X., Sánchez G., Peñuelas J. 2011. Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 108(4): 1474–1478.
- Carpenter S.R., Mooney H.A., Agard J., Capistrano D., DeFries R.S., Diaz S., Dietz T., Duraiappah A.K., Oteng-Yeboah A., Pereira H.M., Perrings C., Reid W.V., Sarukhan J., Scholes R., Whyte A. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 106(5): 1305–1312.
- Clark C.M., Tilman D. 2008. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*, 451(7179): 712–715.
- Cousins S.A. 2013. Moving towards the edge: matrix matters! *Journal of Vegetation Science*, 24(1): 7–8, (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jvs.12019/full>) accessed 21 October 2015.

- Cuypers D., Lust A., Geerken T., Gorissen L., Peters G., Karstensen J., Prieler S., Fisher G., Hizsnyik E., Van Velthuizen H., European Commission, Directorate-General for the Environment, Vito, Centre for International Cooperation in Advanced Education and Research (Bonn) and International Institute for Applied Systems Analysis (Laxenburg). 2013. The impact of EU consumption on deforestation comprehensive analysis of the impact of EU consumption on deforestation: Final report. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Daisie. 2011. Factsheet *Ophiostoma novo-ulmi*, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, ([http://www.europe-aliens.org/pdf/Ophiostoma\\_novo-ulmi.pdf](http://www.europe-aliens.org/pdf/Ophiostoma_novo-ulmi.pdf)) accessed 5 October 2011.
- de Vries W., Posch M., Reinds G.J., Bonten L.T., Mol-Dijkstra J.P., Wamelink G.W., Hettelingh J.-P. 2015. Integrated assessment of impacts of atmospheric deposition and climate change on forest ecosystem services in Europe. In: de Vries W., Hettelingh J.-P., Posch M. (eds). Critical loads and dynamic risk assessments, Springer, Dordrecht.
- Delzon S., Urli M., Samalens J.-C., Lamy J.-B., Lischke H., Sin F., Zimmermann N.E., Porté A.J. 2013. Field evidence of colonisation by holm oak, at the northern margin of its distribution range, during the Anthropocene Period. PLoS ONE, 8(11), e80443.
- Desprez-Loustau M.-L., Robin C., Reynaud G., Deque M., Badeau V., Piou D., Husson C., Marçais B. 2007. Simulating the effects of a climate-change scenario on the geographical range and activity of forest-pathogenic fungi. Canadian Journal of Plant Pathology, 29(2): 101–120.
- Drenkhan R., Kurkela T., Hanso M. 2006. The relationship between the needle age and the growth rate in Scots pine (*Pinus sylvestris*): A retrospective analysis by needle trace method (NTM). European Journal of Forest Research, 125(4): 397–405.
- Eastaugh C.S., Pötzelberger E., Hasenauer H. 2011. Assessing the impacts of climate change and nitrogen deposition on Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) growth in Austria with BIOME-BGC. Tree Physiology, 31(3): 262–274.
- EC. 2000b. Council Directive 2000/29/EC of 8 May 2000 on protective measures against the introduction into the Community of organisms harmful to plants or plant products and against their spread within the Community. (OJ L 169, 10.7.2000, p. 1–112).
- EC. 2001. Directive 2001/81/EC of the European Parliament and the council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. L (309) 22 of 27th of November 2001.
- EC. 2009a. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. (OJ L 140, 5.6.2009, p. 16–62).



- EC. 2011. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2011) 0244.
- EEA. 2008. European forests: ecosystem conditions and sustainable use. EEA Report No 3/2008, European Environment Agency.
- EEA. 2010. Assessing biodiversity in Europe — the 2010 report. EEA report no 5/2010, ISSN 1725-9177, pp.64.
- EEA. 2011. Huge renewable energy growth this decade, if EU countries meet projections. European Environment Agency (<http://www.eea.europa.eu/highlights/massive-renewable-energy-growth-this>) accessed 30 November 2011.
- EEA. 2012a. The impacts of invasive alien species in Europe. EEA Technical report No 16/2012, ISSN 1725-2237, p.118.
- EEA. 2012b. Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012. EEA Report No 12/2012, European Environment Agency.
- EEA. 2013. EU bioenergy potential from a resource efficiency perspective EEA Report No 6/2013, European Environment Agency.
- EEA. 2015a. Water-retention potential of Europe's forests. EEA Technical Report, 13/2015, European Environment Agency.
- EEA. 2015b. State of nature in the EU. European Environment Agency Technical Report no 2/2015, pp. 178.
- EEA. 2016. Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: progress and challenges. Technical Report No 3/2016, European Environment Agency.
- Ellison D., Lundblad M., Petersson H. 2014. Reforming the EU approach to LU-LUCF and the climate policy framework, *Environmental Science and Policy*, (40): 1–15.
- EPPO, CABI. 1990. Data sheets on quarantine pests: *Bursaphelenchus xylophilus*. The European and Mediterranean Plant Protection Organization.
- Erisman J.W., Galloway J.N., Seitzinger S., Bleeker A., Dise N.B., Petrescu A.R., Leach A.M., de Vries W. 2013. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621), 20130116.
- Ewers R.M., Didham R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*. 81(01): 117–142, ([http://journals.cambridge.org/abstract\\_S1464793105006949](http://journals.cambridge.org/abstract_S1464793105006949)) accessed 21 October 2015.
- Eyre D., Anderson H., Baker R., Cannon R. 2013. Insect pests of trees arriving and spreading in Europe. *Outlooks on Pest Management*, 24(4) 176–180.
- FAO. 2006. Global Forest Resources Assessment 2005, Main Report. Progress Towards Sustainable Forest Management. FAO Forestry Paper, 147, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

- Forest Europe, UNECE, FAO. 2011. State of Europe's forests 2011. Status and trends in sustainable forest management in Europe. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Forest Europe, Liaison Unit Oslo, Aas.
- Forest Europe, UNECE, FAO. 2015. State of Europe's forests 2015. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Forest Europe, Liaison Unit Madrid, Madrid.
- Führer E. 2000. Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management*, 132(1): 29–38, (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112700003777>) accessed 15 April 2015.
- Gamfeldt L., Snäll T., Bagchi R., Jonsson M., Gustafsson L., Kjellander P., Ruiz-Jaen M.C., Fröberg M., Stendahl J., Philipson C.D., Mikusiński G., Andersson E., Westerlund B., Andrén H., Moberg F., Moen J., Bengtsson J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*, (4): 1340, (<http://www.nature.com/doi/10.1038/ncomms2328>) accessed 9 March 2015.
- Gardiner B., Blennow K., Carnus J.-M., Fleischer P., Ingemarson F., Landmann G., Lindner M., Marzano M., Nicoll B., Orazio C., Peyron J.-L., Reviron M.-P., Schelhaas M.-J., Schuck A., Spielmann M., Usbeck T. 2010. Destructive storms in European forests: Past and forthcoming impacts. Final report to European Commission — DG Environment, European Forest Institute, Atlantic European Regional Office of the European Forest Institute, Bordeaux.
- Gasparri N.I., de Waroux Y. le P. 2014. The coupling of South American soybean and cattle production frontiers: new challenges for conservation policy and land change science: The coupling of soy and cattle frontiers. *Conservation Letters*, (4): 290–298, (<http://doi.wiley.com/10.1111/conl.12121>) accessed 6 May 2015.
- Gerard F., Petit S., Smith G., Thomson A., Brown N., Manchester S., Wadsworth R., Bugar G., Halada L., Bezak P., Boltiziar M., De Badts E., Halabuk A., Mojses M., Petrovic F., Gregor M., Hazeu G., Mucher C.A., Wachowicz M., Huitu H., Tuominen S., Köhler R., Olschofsky K., Ziese H., Kolar J., Sustera J., Luque S., Pino J., Pons X., Roda F., Roscher M., Feranec J. 2010. Land cover change in Europe between 1950 and 2000 determined employing aerial photography. *Progress in Physical Geography*, 34(2): 183–205, (<http://nora.nerc.ac.uk/3204/>) accessed 8 August 2011.
- Goodale C.L., Dise N.B., Sutton M.A. 2011. Special issue on nitrogen deposition, critical loads, and biodiversity. *Environmental Pollution*, 159(10): 2211–2213.
- Haberl H., Sprinz D., Bonazountas M., Cocco P., Desaubies Y., Henze M., Hertel O., Johnson R.K., Kastrop U., Laconte P., Lange E., Novak P., Paavola J., Reenberg A., van den Hove S., Vermeire T., Wadhams P., Searchinger T. 2012. Correcting a fundamental error in greenhouse gas accounting related to bioenergy. *Energy Policy*, 45: 18–23, (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421512001681>) accessed 30 May 2012.

- 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(3): 203–207.
- Hannah L. 2010. A global conservation system for climate-change adaptation. *Conservation Biology*, 24(1): 70–77, (<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2009.01405.x>) accessed 21 October 2015.
- Hannah L., Carr J.L., Lanckerani A. 1995. 'Human disturbance and natural habitat: A biome level analysis of a global data set', *Biodiversity and Conservation*, 4(2) 128–155 (<http://link.springer.com/10.1007/BF00137781>) accessed 10 March 2015.
- Hanso M., Drenkhan R. 2007. Metsa-ja linnapuud ilmastiku äärmuste vaevas [Trees in forests and towns are suffering from the extreme weather conditions]. *Eesti Loodus* [Estonian Nature], 58(4): 6–13.
- Harsh S. 2015. Wildlife corridors: a conservation tool. *International Journal*, 3(3): 115–126.
- Havlík P., Schneider U.A., Schmid E., Böttcher H., Fritz S., Skalský R., Aoki K., Cara S.D., Kindermann G., Kraxner F., Leduc S., McCallum I., Mosnier A., Sauer T., Obersteiner M. 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, 39(10): 5690–5702, (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030142151000193X>) accessed 19 May 2015.
- Hellström E. 2001. Conflict cultures: Qualitative comparative analysis of environmental conflicts in forestry. Finnish Society of Forest Science, Finnish Forest Research Institute, Helsinki.
- Hettelingh J.-P., Posch M., Velders G.J., Ruysenaars P., Adams M., de Leeuw F., Lükewille A., Maas R., Sliggers J., Slootweg, J. 2013. Assessing interim objectives for acidification, eutrophication and ground-level ozone of the EU National Emission Ceilings Directive with 2001 and 2012 knowledge. *Atmospheric Environment*, (75): 129–140.
- Hlásny T., Turčáni M. 2009. Insect pests as climate change driven disturbances in forest ecosystems. In: Strelcová K., Matyas C., Kleidon A., Lapin M., Matejka F., Blazenec M., Skvarenina J., Holecý J. (eds). *Bioclimatology and natural hazards*, Springer Netherlands, 165–177.
- Hódar J.A., Castro J., Zamora R. 2003. Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation*, 110(1): 123–129.
- Hódar J.A., Zamora R. 2004. Herbivory and climatic warming: A Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation*, 13(3): 493–500.
- Holmes C.D. 2014. Air pollution and forest water use. *Nature*, 507(7491) E1–E2.
- Holvoet B., Muys B. 2004. Sustainable forest management worldwide: A comparative assessment of standards. *International Forestry Review*, 6(2): 99–122.

- Hüttl R.F., Gerwin W., Kögel-Knabne I., Schulin R., Hinz C., Subke J.-A. 2014. Ecosystems in transition: interactions and feedbacks with an emphasis on the initial development. *Biogeosciences*, 11(2): 195–200, (<http://www.biogeosciences.net/11/195/2014/bg-11-195-2014.pdf>) accessed 16 April 2015.
- IPCC. 2014a. Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Field C.B., Barros V.R., Dokken D.J., Mach K.J., Mastrandrea M.D., Bilir T.E., Chatterjee M., Ebi K.L., Estrada Y.O., Genova R.C., Girma B., Kissel E.S., Levy A.N., MacCracken S., Mastrandrea P.R., White L.L. eds), Cambridge University Press, Cambridge, and New York, NY.
- IPCC. 2014b. Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part B: Regional aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Field C.B., Barros V.R., Dokken D.J., Mach K.J., Mastrandrea M.D., Bilir T.E., Chatterjee M., Ebi K.L., Estrada Y.O., Genova R.C., Girma B., Kissel E.S., Levy A.N., MacCracken S., Mastrandrea P.R., White L.L. eds), Cambridge University Press, Cambridge, and New York, NY.
- ISSC. UNESCO. 2013. Changing Global Environments. World Social Science Report 2013, OECD Publishing and Unesco Publishing, Paris.
- Jactel H., Petit J., Desprez-Loustau M.L., Delzon S., Piou D., Battisti A., Koricheva J. 2012. Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 18(1): 267–276.
- Jandl R., Lindner M., Vesterdal L., Bauwens B., Baritz R., Hagedorn F., Johnson D.W., Minkinen K., Byrne K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3): 253–268.
- Jeltsch F., Bonte D., Pe'er G., Reineking B., Leimgruber P., Balkenhol N., Schröder B., Buchmann C.M., Mueller T., Blaum N., Zurell D., Böhning-Gaese K., Wiegand T., Eccard J.A., Hofer H., Reeg J., Eggers U., Bauer S. 2013. Integrating movement ecology with biodiversity research — Exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. *Movement Ecology*, 1(1): 6.
- Jonsson R., Giurca A., Masiero M., Pepke E., Pettenella D., Prestemon J., Winkel G. 2015. Assessment of the EU Timber regulation and FLEGT Action plan, from science to policy 1. European Forest Institute, Joensuu.
- JRC, DG ENV. 2015. Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2014, Joint report of JRC and Directorate General Environment, JRC Technical Report EUR 27400, Joint Research Centre, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Katzensteiner K., Glatzel G. 1997. Causes of magnesium deficiency in forest ecosystems. In: Hüttl R.F., Schaaf W. (eds). *Magnesium deficiency in forest ecosystems*. Springer Netherlands, 227–251.

- Keenleyside C., Tucker G. 2010. Farmland Abandonment in the EU: An Assessment of Trends and Prospects. Institute for European Environmental Policy, London, ([http://www.ieep.eu/assets/733/Farmland\\_abandonment\\_in\\_the\\_EU\\_-\\_assessment\\_of\\_trends\\_and\\_prospects\\_-\\_FINAL\\_15-11-2010\\_.pdf](http://www.ieep.eu/assets/733/Farmland_abandonment_in_the_EU_-_assessment_of_trends_and_prospects_-_FINAL_15-11-2010_.pdf)) accessed 20 April 2015.
- Kimmins J.P. 2008. From science to stewardship: Harnessing forest ecology in the service of society. *Forest Ecology and Management*, 256(10): 1625–1635, (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112708002259>) accessed 30 September 2015.
- Klaus M., Holsten A., Hostert P., Kropp J.P. 2011. Integrated methodology to assess windthrow impacts on forest stands under climate change. *Forest Ecology and Management*, 261(11): 1799–1810.
- Kuussaari M., Bommarco R., Heikkinen R.K., Helm A., Krauss J., Lindborg R., Öckinger E., Pärtel M., Pino J., Rodà F., Stefanescu C., Teder T., Zobel M., Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: A challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(10): 564–571, (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534709001918>) accessed 7 September 2015.
- Laurance W.F., Sayer J., Cassman K.G. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(2): 107–116.
- Lausch A., Heurich M., Fahse L. 2013. Spatio-temporal infestation patterns of *Ips typographus* (L.) in the Bavarian Forest National Park, Germany. *Ecological Indicators*, (31): 73–81.
- Lenoir J., Gégout J.C., Guisan A., Vittoz P., Wohlgemuth T., Zimmermann N.E., Dullinger S., Pauli H., Willner W., Svenning J.C. 2010. Going against the flow: Potential mechanisms for unexpected downslope range shifts in a warming climate. *Ecography*, 33(2): 295–303.
- Lenton T.M. 2011. Early warning of climate tipping points. *Nature Climate Change*, 1(4): 201–209, (<http://www.sciencedaily.com/releases/2011/06/110619133517.htm>) accessed 13 December 2011.
- Lindner M., Fitzgerald J.B., Zimmermann N.E., Reyer C., Delzon S., van der Maaten E., Schelhaas M.-J., Lasch P., Eggers J., van der Maaten-Theunissen M., Suckow F., Psomas A., Poulter B., Hanewinkel M. 2014. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management*, (146): 69–83, (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030147971400379X>) accessed 8 April 2015.
- Lindner M., Garcia-Gonzalo J., Kolström M., Green T., Reguera R., Maroschek M., Seidl R., Lexer M.J., Netherer S., Schopf A., Kremer A., Delzon S., Barbati A., Marchetti M., Corona P. 2008. Impacts of climate change on European forests and options for adaptation. Report to the European Commission Directorate-General for Agriculture and Rural Development, European Forest Institute, Joensuu.

- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo, García-Gómez M., Bowker M.A., Soliveres S., Escoler C., García-Palacios P., Berdugo M., Valencia E., Gozalo B., Gallardo A., Aguilera L., Arredondo T., Blones J., Boeken B., Bran D., Conceição A.A., Cabrera O., Chaieb M., Derak M., Eldridge D.J., Espinosa C.I., Florentino A., Gaitán J., Gatica M.G., Ghiloufi W., Gómez-González S., Gutiérrez J.R., Hernández R.M., Huang X., Huber-Sannwald E., Jankju M., Miriti M., Monerris J., Mau R.L., Morici E., Naseri K., Ospina A., Polo V., Prina A., Pucheta E., Ramírez-Collantes D.A., Romão R., Tighe M., Torres-Díaz C., Val J., Veiga J.P., Wang D., Zaady E.J., Lexer M.J. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4): 698–709.
- Lindroth R.L. 2010. Impacts of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> on forests: Phytochemistry, trophic interactions, and ecosystem dynamics. *Journal of Chemical Ecology*, 36(1): 2–21.
- Loepfe L., Martinez-Vilalta J., Oliveres J., Piñol J., Lloret F. 2010. Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenisation determine fire regimes in three Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management*, 259(12): 2366–2374, (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112710001556>) accessed 30 November 2011.
- Lombardero M.J., Ayres M.P. 2011. Factors influencing bark beetle outbreaks after forest fires on the Iberian Peninsula. *Environmental Entomology*, 40(5): 1007–1018.
- Luyssaert S., Abril G., Andres R., Bastviken D., Bellassen V., Bergamaschi P., Bousquet P., Chevallier F., Ciais P., Corazza M. 2012. The European land and inland water CO<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O balance between 2001 and 2005. *Biogeosciences*, 9(8): 3357–3380.
- Malak D.A., Marin A., Bastrup-Birk A., Barredo J. 2014. Indicators to assess major pressures on woodland and forest ecosystems in Europe, Final Report, Task 18413, European Topic Centre technical report.
- Mantau U., Steierer F., Hetsch S., Prins C. 2008. Wood resources availability and demands — Part I National and regional wood resource balances 2005, Background paper to the UNECE/FAO Workshop on Wood Balances, Geneva.
- Mantau U., Saal U., Prins K., Steierer F., Lindner M., Verkerk H., Eggers J., Leek N., Oldenburger J., Asikainen A., Anttila P. 2010. Real potential for changes in growth and use of EU forests, Final report, EUWood, Hamburg ([http://www.federlegnoarredo.it/ContentsFiles\\_%5C0000136150\\_EUwood\\_final\\_report\\_2010.pdf](http://www.federlegnoarredo.it/ContentsFiles_%5C0000136150_EUwood_final_report_2010.pdf)) accessed 9 April 2015.
- Marini L., Ayres M.P., Battisti A., Faccoli M. 2012. Climate affects severity and altitudinal distribution of outbreaks in an eruptive bark beetle. *Climatic Change*, 115(2): 327–341.
- Markus-Johansson M., Mesquita B., Nemeth A., Dimovski M., Monnier C., Kiss-Parciu P. 2010. Illegal logging in south eastern Europe. Regional Report, REC Working Paper, Regional Environment Center, Szentendre.

- Matyssek R., Karnosky D.F., Wieser G., Percy K., Oksanen E., Grams T.E.E., Kubiske M., Hanke D., Pretzsch H. 2010. Advances in understanding ozone impact on forest trees: Messages from novel phytotron and free-air fumigation studies. *Environmental Pollution*, (158): 1990–2006.
- Matyssek R., Reich P., Oren R. 2013. Response mechanisms of conifers to air pollutants. In: Smith W.K., Hinckley T.M. (eds). *Ecophysiology of coniferous forests*, (255) Elsevier, Amsterdam.
- Meyfroidt P., Rudel T.K., Lambin E. F. 2010. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 107(49): 20917–20922, (<http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1014773107>) accessed 4 May 2015.
- Meyfroidt P., Lambin E.F., Erb K.-H., Hertel T.W. 2013. Globalization of land use: Distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5): 438–444, (<http://linking-hub.elsevier.com/retrieve/pii/S1877343513000353>) accessed 4 May 2015.
- Michel A., Seidling W. 2014. Forest condition in Europe, 2014 Technical Report of ICP Forests; Report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP), Thünen Working Paper 19, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Hamburg.
- Millar C.I., Stephenson N.L. 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science*, 349(6250): 823–826.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Mills G., Hayes F., Simpson D., Emberson L., Norris D., Harmens H., Büker P. 2011. Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-) natural vegetation in Europe (1990–2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps. *Global Change Biology*, 17(1): 592–613.
- Mota M.M., Braasch H., Bravo M.A., Penas A., Burgermeister W., Sousa E. 1999. First report of *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal and in Europe. *Nematology*, 1(7–8): 727–734.
- Nabuurs G.-J., Lindner M., Verkerk P.J., Gunia K., Deda P., Michalak R., Grassi G. 2013. First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change*, 3(9): 792–796, (<http://www.nature.com/doi-finder/10.1038/nclimate1853>) accessed 19 May 2015.
- Netherer S., Schopf A. 2010. Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – General aspects and the pine processionary moth as specific example. *Forest Ecology and Management*, (259): 831–838.
- Paoletti E., Schaub M., Matyssek R., Wieser G., Augustaitis A., Bastrup-Birk A., Bytnerowicz A., Günthardt-Goerg M., Müller-Starck G., Serengil Y. 2010. Advances of air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. *Environmental Pollution*, 158(6): 1986–1989.

- Penuelas J., Boada M. 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology*, 9(2): 131–140.
- Persson M., Henders S., Kastner T. 2014. Trading forests: Quantifying the contribution of global commodity markets to emissions from tropical deforestation, ([http://mercury.ethz.ch/serviceengine/Files/ISN/184983/ipublicationdocument\\_singledocument/b28aa1bf-4a77-45bf-94ea-5b7dca5c3950/en/CGD-Climate-Forest-Series-8-persson-et-al-trading-forests.pdf](http://mercury.ethz.ch/serviceengine/Files/ISN/184983/ipublicationdocument_singledocument/b28aa1bf-4a77-45bf-94ea-5b7dca5c3950/en/CGD-Climate-Forest-Series-8-persson-et-al-trading-forests.pdf)) accessed 23 April 2015.
- Petrucco-Toffolo E., Battisti B. 2008. Performances of an expanding insect under elevated CO<sub>2</sub> and snow cover in the Alps. *iForest: Biogeosciences and Forestry*, 1(4): 126–131.
- Pielke Sr R.A. 2013. *Climate vulnerability: Understanding and addressing threats to essential resources*, Elsevier, Amsterdam.
- Rabasa S.G., Granda E., Benavides R., Kunstler G., Espelta J.M., Ogaya R., Peñuelas J., Scherer-Lorenzen M., Gil W., Grodzki W., Ambrozy S., Bergh J., Hódar J.A., Zamora R., Valladares F. 2013. Disparity in elevational shifts of European trees in response to recent climate warming. *Global Change Biology*, 19(8): 2490–2499.
- Renwick K.M., Rocca M.E. 2015. Temporal context affects the observed rate of climate-driven range shifts in tree species: Importance of temporal context in tree range shifts. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1): 44–51.
- Reyer C.P., Brouwers N., Rammig A., Brook B.W., Epila J., Grant R.F., Holmgren M., Langerwisch F., Leuzinger S., Lucht W. 2015. Forest resilience and tipping points at different spatio-temporal scales: Approaches and challenges. *Journal of Ecology*, 103(1): 5–15.
- Reynolds H.L., Clay K. 2011. Migratory species and ecological processes. *Environmental Law*, (41): 371–391.
- Robin C., Heiniger U. 2001. Chestnut blight in Europe: Diversity of *Cryphonectria parasitica*, hypovirulence and biocontrol. *Forest Snow and Landscape Research*, 76(3): 361–367.
- San-Miguel-Ayanz J., Camia A. 2009. Forest fires at a glance: Facts, figures and trends in the EU. In: Birot Y. (ed). *Living with wildfires: What science can tell us*. EFI Discussion Paper 15, European Forest Institute, 11–18.
- Santolamazza-Carbone S., Pestaña M., Vega J.A. 2011. Post-fire attractiveness of maritime pines (*Pinus pinaster* Ait.) to xylophagous insects. *Journal of Pest Science*, 84(3): 343–353.
- Sayer J.A., Collins M. 2012. Forest governance in a changing world: Reconciling local and global values. *The Round Table*, 101(2): 137–146, (<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00358533.2012.661531>) accessed 27 April 2015.
- Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J., Schuck A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9(11): 1620–1633, (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2486.2003.00684.x/full>) accessed 23 April 2015.



- Seidl R., Rammer W., Lexer M.J. 2010. Climate change vulnerability of sustainable forest management in the Eastern Alps. *Climatic Change*, 106(2): 225–254, (<http://www.springerlink.com/content/ak0013n80382v753/>) accessed 13 February 2012.
- Seidl R., Rammer W., Spies T.A. 2014. Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. *Ecological Applications*, 24(8): 2063–2077, (<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/14-0255.1>) accessed 8 April 2015.
- Shine C., Kettunen M., ten Brink P., Genovesi P., Gollasch S. 2009. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) — Recommendations on policy options to control the negative impacts of IAS on biodiversity in Europe and the EU. Final report for the European Commission, Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels.
- Skärby L., Ro-Poulsen H., Wellburn F.A., Sheppard L.J. 1998. Impacts of ozone on forests: A European perspective. *New Phytologist*, 139(1): 109–122.
- 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(8): 1735–1750, (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708007317>) accessed 3 April 2012.
- Southon G.E., Green E.R., Jones A.G., Barker C.G., Power S.A. 2012. Long-term nitrogen additions increase likelihood of climate stress and affect recovery from wildfire in a lowland heath. *Global Change Biology*, 18(9): 2824–2837.
- Spangenberg J.H., Görg C., Truong D.T., Tekken V., Bustamante J.V., Settele J. 2014. Provision of ecosystem services is determined by human agency, not ecosystem functions. Four case studies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 10(1): 40–53.
- Spathelf P., Van Der Maaten E., Van Der Maaten-Theunissen M., Campioli M., Dobrowolska D. 2014. Climate change impacts in European forests: The expert views of local observers. *Annals of Forest Science*, 71(2): 131–137.
- Thimonier A., Pannatier E.G., Schmitt M., Waldner P., Schleppi P., Braun S. 2012. Dépôts atmosphériques azotés et leurs effets en forêt: Un bilan des sites d'observation à long terme. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 163(9): 343–354.
- Trumbore S., Brando P., Hartmann H. 2015. Forest health and global change. *Science*, 349(6250): 814–818.
- UNECE, FAO. 2015. Forests in the ECE region: Trends and challenges in achieving the global objectives on forests. United Nations, Geneva.
- Urli M., Delzon S., Eyermann A., Couallier V., García-Valdés R., Zavala M.A., Porté A.J. 2014. Inferring shifts in tree species distribution using asymmetric distribution curves: A case study in the Iberian mountains. *Journal of Vegetation Science*, 25(1): 147–159.

- Vandewalle M., De Bello F., Berg M.P., Bolger T., Dolédec S., Dubs F., Feld C.K., Harrington R., Harrison P.A., Lavorel S. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10): 2921–2947.
- Vanguelova E.I., Benham S., Pitman R., Moffat A.J., Broadmeadow M., Nisbet T., Durrant D., Barsoum N., Wilkinson M., Bochereau F. 2010. Chemical fluxes in time through forest ecosystems in the UK – Soil response to pollution recovery. *Environmental Pollution*, 158(5): 1857–1869.
- Vilén T., Cienciala E., Schelhaas M.J., Verkerk P.J., Lindner M., Peltola H. 2015. Increasing carbon sinks in European forests: Effects of afforestation and changes in mean growing stock volume. *Forestry*, 89(1): 8290.
- Waldner P., Marchetto A., Thimonier A., Schmitt M., Rogora M., Granke O., Mues V., Hansen K., Karlsson G.P., Žlindra D. 2014. Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment*, (95): 363–374.
- Weinzettel J., Hertwich E.G., Peters G.P., Steen-Olsen K., Galli A. 2013. Affluence drives the global displacement of land use. *Global Environmental Change*, 23(2): 433–438, (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959378012001501>) accessed 4 May 2015.
- Yu Y., Feng K., Hubacek K. 2013. Tele-connecting local consumption to global land use. *Global Environmental Change*, 23(5): 1178–1186, (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959378013000721>) accessed 4 May 2015.
- Zetterberg T., Olsson B.A., Löfgren S., von Brömssen C., Brandtberg P.-O. 2013. The effect of harvest intensity on long-term calcium dynamics in soil and soil solution at three coniferous sites in Sweden. *Forest Ecology and Management*, (302): 280–294.
- Zimmermann P., Tasser E., Leitinger G., Tappeiner U. 2010. Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139(1): 13–22.



*Tanja G.M. Sanders, Walter Seidling*

Instytut von Thüнена, Eberswalde, Niemcy, tanja.sanders@thueneen.de

## Monitoring stanu lasu i jego znaczenie w Europie<sup>1</sup>

### ZAMIERANIE LASU NIEPOKOI ŚRODKOWĄ EUROPE

Trzydzieści lat temu nagłówki gazet przepowiadały naszym lasom straszną przyszłość. Zamierały rozległe obszary lasów, głównie iglastych, a zdjęcia obumarłych drzew trafiały na pierwsze strony gazet. Już w latach 70. XX w. za główną przyczynę takiego stanu rzeczy uznano transgraniczne zanieczyszczenie powietrza. Z tego powodu problem stał się międzynarodowy i doprowadził do podjęcia negocjacji w sprawie ograniczenia zanieczyszczeń powietrza w ramach Konwencji ONZ o transgranicznym przemieszczaniu się zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (CLRTAP) i przyjęcia jej w 1979 r. pod auspicjami Europejskiej Komisji Gospodarczej (UNECE). Jednym z zasadniczych elementów konwencji była potrzeba rozwijania badań naukowych i monitoring. W oparciu o te priorytety utworzono trzy grupy: Europejski Program Monitoringu i Oceny (EMEP), Grupę Roboczą ds. Strategii i Przeglądów (WGSR) oraz Grupę Roboczą ds. Oddziaływań (WGE). Ostatnia z nich obejmuje sześć międzynarodowych programów współpracy (ICP) w sprawach: lasów, roślinności, wód, obiektów materialnych, monitoringu zintegrowanego oraz modelowania i mapowania, jak również Grupę Zadaniową ds. Zdrowia oraz Wspólną Grupę Ekspertów ds. Dynamicznego Modelowania. „Międzynarodowy program oceny i monitoringu wpływu zanieczyszczeń powietrza na lasy” (ICP Forests), uruchomiony w 1985 r., służy „prowadzeniu wielofunkcyjnego, długoterminowego monitoringu lasów w regionie EKG ONZ i poza nim oraz dostarczaniu wiedzy naukowej na temat wpływu na ekosystemy leśne zanieczyszczeń powietrza, zmian

---

<sup>1</sup> Tłumaczył: Adam Kaliszewski

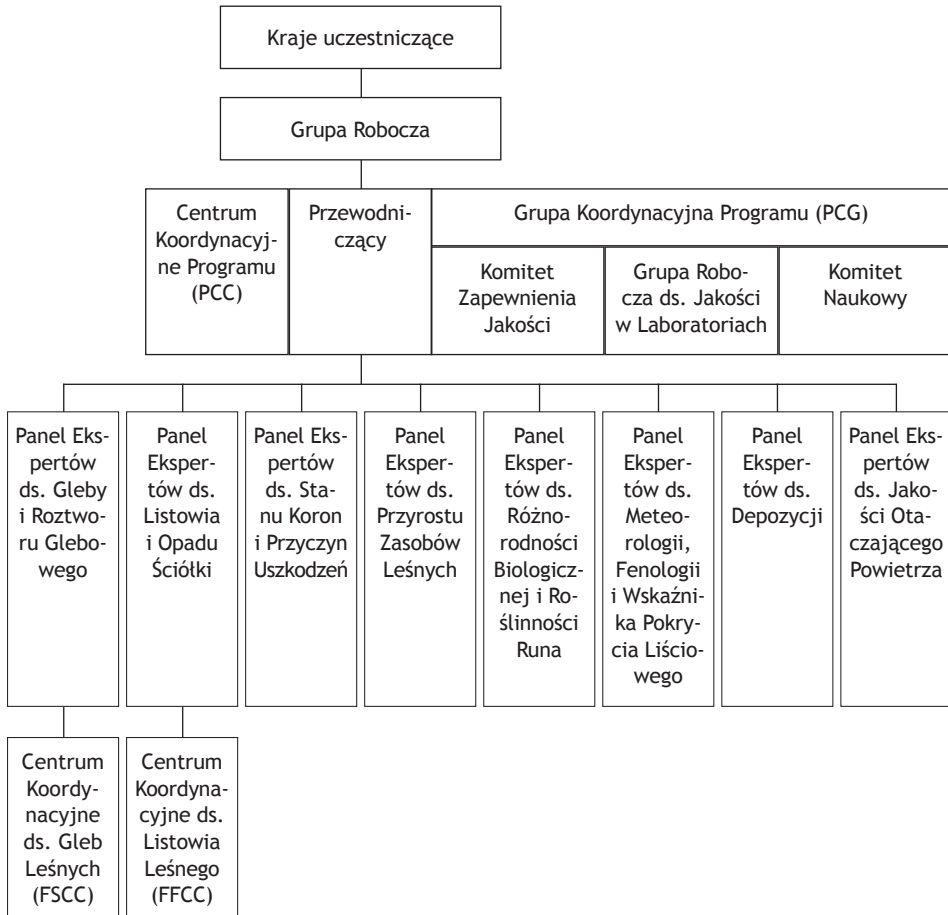
klimatycznych i innych czynników stresogennych” (Strategia ICP Forests 2016–2023).

Obecnie w programie (na jednym lub obu jego poziomach) uczestniczą 42 kraje, których przedstawiciele tworzą Grupę Roboczą (ang. *Task Force*). Grupa ta spotyka się corocznie w różnych krajach (ryc. 1).



Rycina 1. Miejsca spotkań Grupy Roboczej w latach 1985–2015

Spotkania Grupy Roboczej są kierowane przez przewodniczącego, którego wspiera Centrum Koordynacyjne Programu (PCC) i Grupa Koordynacyjna Programu (PCG), tworzona przez Komitet Zapewnienia Jakości, Grupę Roboczą ds. Jakości w Laboratoriach oraz Komitet Naukowy. Dodatkowo, krajowi eksperci należą do ośmiu paneli ekspertów, odpowiedzialnych za różne aspekty prowadzonych badań (ryc. 2). Jednym z głównych zadań jest przygotowanie „Instrukcji” (ang. *manual*) (<http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>), opisującej zstandaryzowane metody zakładania powierzchni, pobierania prób, oceny i analizy w ramach ICP Forests. Ponadto panele ekspertów pomagają w ocenie i analizie danych. Przedstawiciele spotykają się regularnie, a często w spotkaniach uczestniczą reprezentanci kilku paneli, by przedyskutować szczególne czy też wymagające zintegrowania zagadnienia.



Rycina 2. Struktura ICP Forests w ramach WGE i CLRTAP

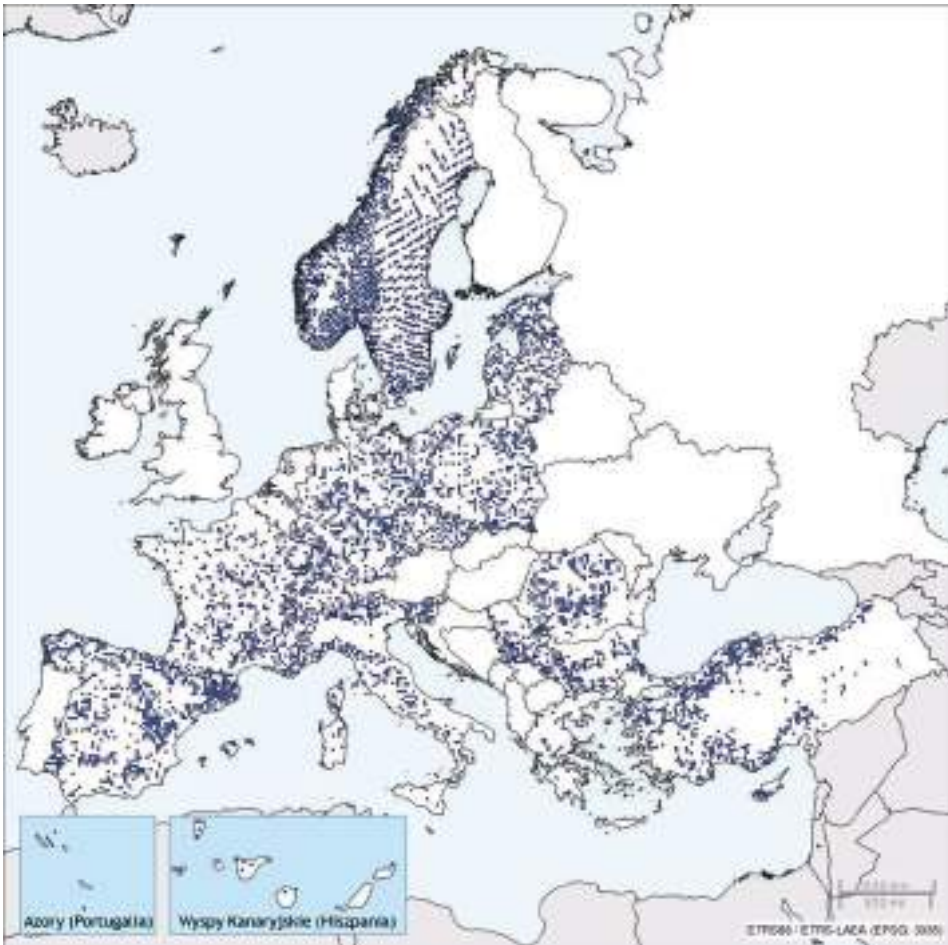
## METODYKA I MATERIAŁY

Prowadzony przez ICP Forests monitoring jest realizowany na dwóch poziomach intensywności:

- Monitoring I rzędu (ryc. 3) opiera się na około 6000 powierzchni rozmieszczonych w systematycznej, ponadkrajowej sieci 16 km x 16 km w całym regionie EKG ONZ i pozwala na poznanie geograficznego i czasowego zróżnicowania stanu lasów;
- Monitoring II rzędu (ryc. 4) obejmuje powierzchnie w wybranych ekosystemach leśnych i ma na celu poznanie związków przyczynowo-skutkowych, scalanie informacji oraz skalowanie procesów.

Na poziomach tych intensywność monitoringu znacznie się różni ze względu na badane odmienne zagadnienia. Sieć powierzchni obserwacyjnych

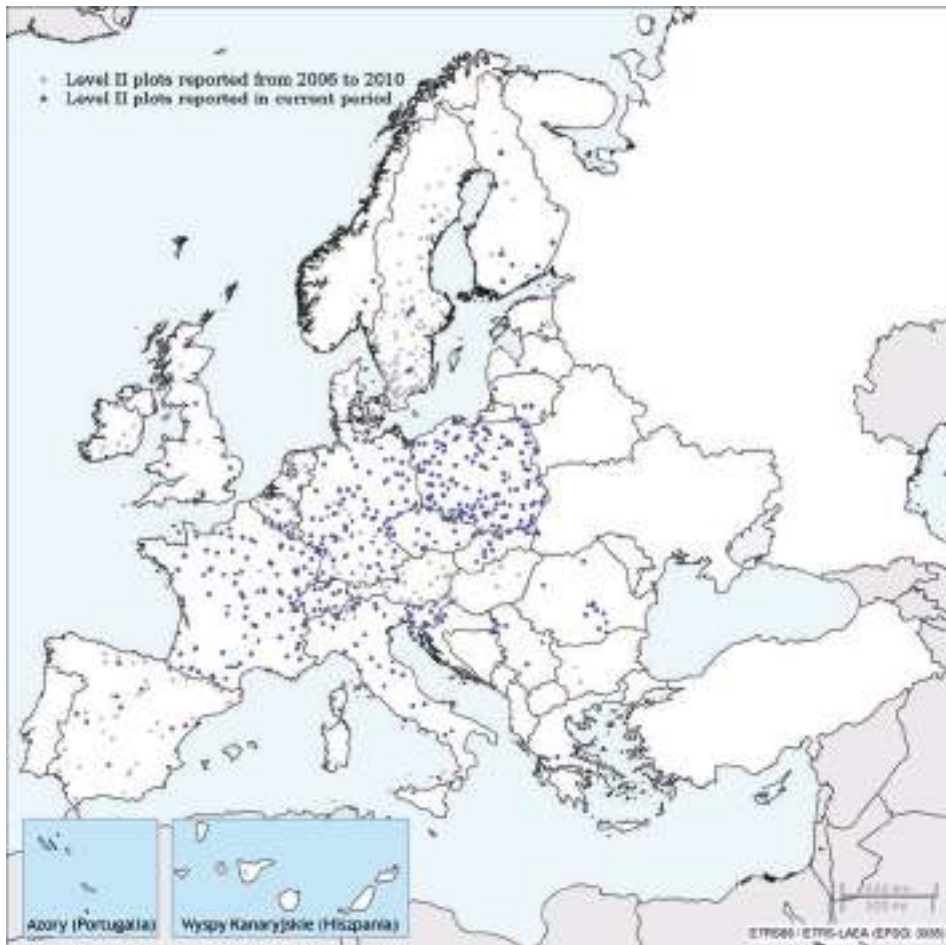
I rzędu (SPO I) dostarcza corocznie informacji o stanie koron, w tym defoliacji, o odbarwieniach oraz szkodach biotycznych i abiotycznych. Ponadto co 15 lat przewiduje się przeprowadzanie badań gleby oraz składu chemicznego listowia i igliwia. Dotychczas przeprowadzono dwie takie kampanie, przy czym ostatnią w ramach Rozporządzenia (WE) Forest Focus w latach 2005–2007. Obok gleby obejmowała ona także komponent różnorodności biologicznej.



Rycina 3. Sieć powierzchni obserwacyjnych I rzędu poddanych ocenie w 2014 r. (TR 2015)

W sieci powierzchni obserwacyjnych II rzędu (SPO II) prowadzone są ciągłe pomiary meteorologiczne na około jednej czwartej powierzchni i przynajmniej comiesięczna analiza depozycji oraz składu chemicznego roztworu glebowego.

Ponadto ocenie poddawane są: fenologia, stan koron, przyrost drzew, gleby, jak też przeprowadzane są pomiary jakości powietrza przy użyciu próbników do pobierania próbek metodą pasywną (ang. *passive samplers*). Coraz większe znaczenie ma ocena widocznych uszkodzeń drzew i innych roślin spowodowanych przez ozon na nasłonecznionych siedliskach (tab. 1). Ze względu na zakres pomiarów poszczególne pierwiastki można badać z ich danych wejściowych, przez roztwór glebowy, do gleby i igieł lub liści (Pitman i in. 2010; Vangelova i in. 2010). Monitoring dostarcza również wartościowych informacji do mapowania depozycji lub obliczeń ładunku krytycznego (Lorenz 1995; Lorenz i in. 2008), ale ma także duży potencjał w zakresie współpracy z innymi programami i inicjatywami w ramach i poza CLRTAP.



Rycina 4. Wykazana w raportach sieć powierzchni obserwacyjnych II rzędu pomiędzy 2006 a 2010 r. (kolor szary) oraz w 2013 r. (kolor niebieski)



Jednym z głównych wyzwań, przed jakimi stoi ICP Forests, jest redukcja liczby powierzchni w obu sieciach. Do 2011 r. program był współfinansowany w ramach różnych systemów, wsparcie finansowe ze strony UE zostało zakończone. Nastąpiło również zmniejszenie przez państwa członkowskie dobrowolnych wpłat do funduszy powierniczych ONZ. Dlatego kontynuacja kompleksowego programu w ramach CLRTAP oraz utrzymanie długookresowych serii i dalsze pogłębianie wiedzy o ekosystemach leśnych znajduje się w zakresie odpowiedzialności poszczególnych państw.

Tabela 1. Badania na SPO I i SPO II w ramach ICP Forests

Badanie	Poziom	Częstotliwość
Stan koron	SPO I/ SPO II	corocznie
Skład chemiczny listowia i igliwia	SPO I/ SPO II	co 10–15 lat/ co 2 lata
Gleby i skład chemiczny gleb	SPO I/ SPO II	co 10–15 lat
Przyrost drzew	SPO II	co 5 lat
Roślinność runa	SPO II	co 5–10 lat
Struktura drzewostanu, w tym martwe drewno	SPO II	trwa faza testowa
Porosty epifityczne	SPO II	trwa faza testowa
Skład chemiczny roztworu glebowego	SPO II	stale
Depozycja atmosferyczna	SPO II	stale
Jakość otaczającego powietrza	SPO II	stale
Meteorologia	SPO II	stale
Fenologia	SPO II	kilka razy w roku
Opad ściółki	SPO II	stale
Teledetekcja	SPO II	w miarę możliwości w czasie założenia powierzchni

## WYNIKI I ZASTOSOWANIE

Wyniki działań monitoringowych są wykorzystywane do raportowania krajowego i międzynarodowego. Większość krajów publikuje coroczny przegląd stanu swoich lasów (polskie wyniki na stronie: <http://monitoring.ibles.pl/>). Raportowanie międzynarodowe jest koordynowane przez Centrum Koordynacyjne Programu (PCC). Coroczne „Sprawozdanie techniczne” zawiera przegląd dotyczący statusu w zakresie zmian krajów uczestniczących (<http://icp-forests.net/page/icp-forests-technical-report>). „Raport wykonawczy” (<http://icp-forests.net/page/icp-forests-executive-report>) dostarcza przeglądu wyników badań ważnych z politycznego punktu widzenia. Ponadto opracowywane są poszczególne rozdziały

„Raportu dotyczącego trendów”, przygotowywanego przez WGE/EMEP, oraz „Stanu lasów Europy” ([http://www.foresteurope.org/reporting\\_SFM](http://www.foresteurope.org/reporting_SFM)), jak też informacje dla wielu inicjatyw krajowych (np. Ferretti 2016).

Opublikowano również ponad 160 publikacji w czasopismach z listy filadelfijskiej, napisanych przez naukowców biorących udział w ICP Forests, nie licząc wielu prac naukowych, w których wykorzystano zebrane dane.

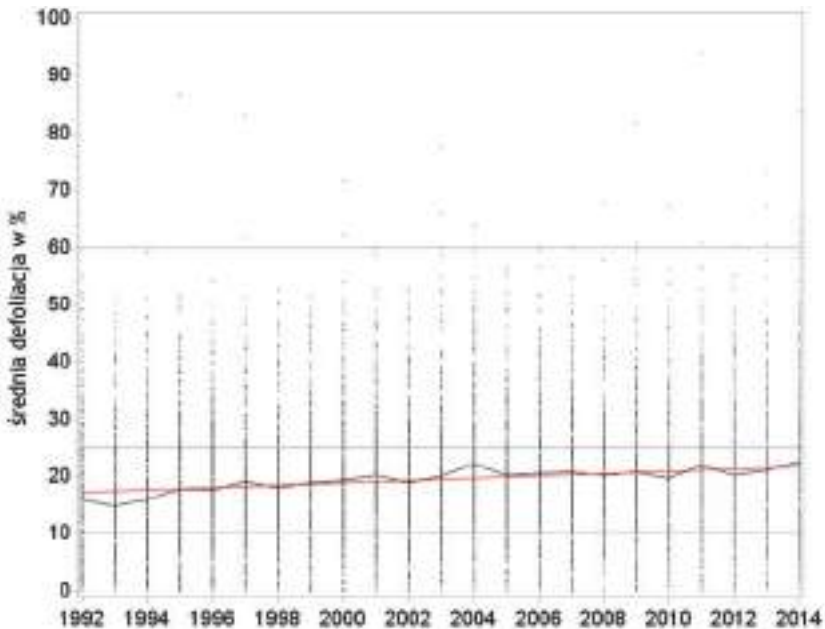
Dane z 30 lat są z całą pewnością skarbem. Jest to jednak także odpowiedzialność i w sprawozdaniu z okazji 30. rocznicy istnienia programu Ferretti (2016) stwierdza: „Potencjał danych generowanych przez ICP Forests jest jednak wciąż w dużym stopniu niezbadany. Właściwie społeczność ICP Forests skupiała się przez wiele lat niemal wyłącznie na zbieraniu danych, a nie na ich ocenie”. Oczywiście to nie do końca tak jest. Jak wspomniano wyżej, w ostatnich dekadach opublikowano wiele artykułów na forach krajowych i forum międzynarodowym, wykorzystujących dane ICP Forests. Niektóre są cytowane ponad 200 razy (Neumann i Starlinger 2001; Dobbertin 2005) (<http://icp-forests.net/page/scientific-publications>; <http://icp-forests.net/page/project-list>). Większość cytowań dotyczy wciąż „Instrukcji”, co jest ogromną korzyścią dla całego programu, ponieważ pozwala na porównywalność danych w dużej skali i na wymianę naukową między badaczami (ICP Forests 2010).

Ujednolicenie pobierania próbek i dokumentowania danych pozwala na wykorzystywanie wyników również w globalnym kontekście. Tipping i in. (2014) wykorzystali dane dotyczące fosforu z badań depozycji do ukazania zmienności w skali globalnej. Przez 19 lat nie była widoczna żadna ogólnie znacząca zmienność czasowa w depozycji fosforu. Ponadto dane ujawniły brak systematycznej zmienności przestrzennej w depozycji tego pierwiastka, z wyjątkiem wysokich wskaźników w 19 miejscach na obszarze Niemiec, prawdopodobnie spowodowanych lokalnymi emisjami z hodowli zwierząt.

Ostatnio na znaczeniu zyskała walidacja modeli, jak również dostarczanie danych jako zmiennych wejściowych (Gaudio i in. 2015; Guillemot i in. 2015; Mellert i in. 2015). Na przykład De Vos i in. (2015) przedstawiają grupę wartości wskaźników dotyczących zawartości i zasobów węgla, możliwych do wykorzystania w prosty sposób w modelach zawartości węgla w leśnych glebach organicznych, funkcjonujących w skali od pojedynczej powierzchni do kontynentu.

Parametrem szeroko stosowanym w raportach krajowych i międzynarodowych jest stan koron oraz ocena defoliacji. Jest ona definiowana jako „utrata igieł/liści w koronie w porównaniu z drzewem referencyjnym o pełnym ulistnieniu” (Eichhorn i in. 2010) i powinna być niezależna od przyczyny utraty listowia lub igliwia. Wynika to z historycznej sytuacji, w której paradygmat defoliacji został opracowany: zjawisko zamierania lasu wymagało dogodnej metody monitoringu wielkopowierzchniowego. Postrzegano to w ten sposób, że drzewa zrzucają igliwie lub listowie z powodu bezpośredniego wpływu zanieczyszczeń powietrza. Jednak przez lata zidentyfikowano większą liczbę oddziaływań

wywołujących często niewielkie zmiany (Seidling 2007; Seidling i Mues 2005; Seidling i in. 2012). Jednak trendy w defoliacji są raportowane jako wskaźnik integrujący (ryc. 5), pozwalający na ocenę rozwoju igieł i liści w koronie.



Rycina 5. Średnia defoliacja na powierzchniach (punkty) i trend (liniowy model trendu Sena, czerwona linia) dla buka zwyczajnego (*Fagus sylvatica*) (Seidling i in. 2015)

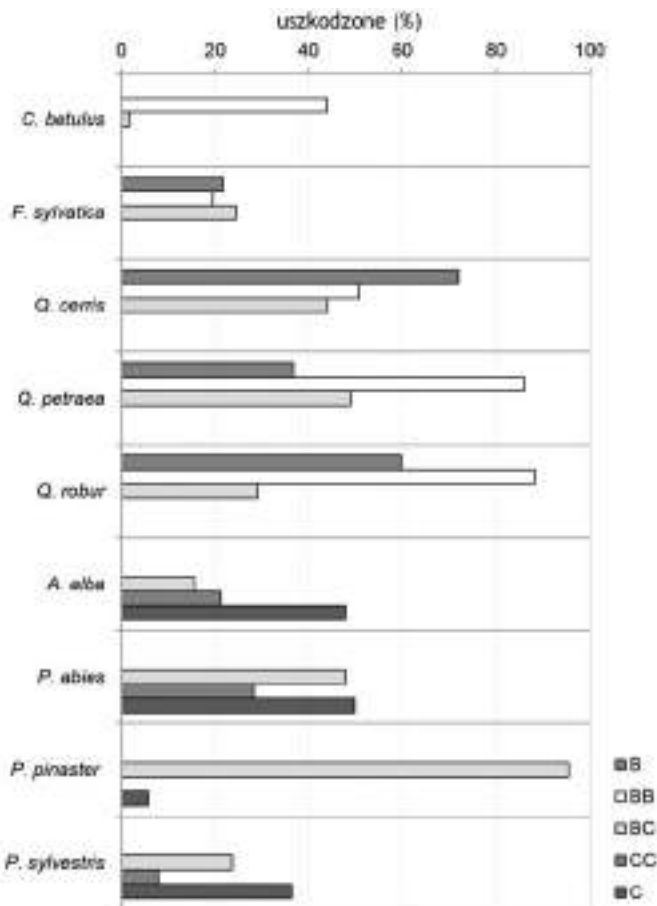
Obecnie uznaje się, że większy wpływ mają lokalne oddziaływania, w tym uszkodzenia biotyczne i abiotyczne, ale także swoją rolę odgrywa dostępność wody glebowej oraz konkurencja. Badania Pitman i in. (2010) pokazują, że defoliacja ma wpływ na warunki glebowe i obieg substancji odżywczych. Częstotliwość pojawiania się owadów i patogenów prawdopodobnie będzie rosła z powodu wzrastającej temperatury i zmiany rozkładu opadów. Dlatego wystąpiła potrzeba skwantyfikowania tych oddziaływań na produktywność lasów oraz opracowania strategii najlepszych praktyk w celu odwrócenia szkód ekologicznych i ekonomicznych. Mechanizmy kontrolujące rozprzestrzenianie się szkodliwych organizmów wciąż są słabo poznane (Beukema i in. 2007), jednak istnieją dowody, że kilka czynników, np. ozon, ma negatywny wpływ na przyrost drzew (Karnosky i in. 2005), ale stymulujący wpływ na patogeny (Stark i in. 1968). Ta interakcja owadów z ozonem okazała się później bardzo złożona, powiązana z suszą i depozytem azotu (Jones i in. 2004). Niemniej jednak brakuje wiedzy na temat wpływu szkodliwych organizmów na drzewostan, dostępność składników odżywczych dla drzew oraz okresu powrotu do normy.

Domieszki różnych gatunków również odgrywają interesującą rolę w występowaniu szkód biotycznych, a przez to wpływają na poziom defoliacji. Objawy uszkodzeń biotycznych zostały poddane ocenie w pięciu różnych pod względem struktury drzewostanach: jednogatunkowych liściastych, mieszanych liściastych, mieszanych liściastych i iglastych, mieszanych iglastych i iglastych. Wszystkie drzewostany tworzyły główne gatunki rosnące na powierzchniach ICP Forests: *Fagus sylvatica* (30%), *Picea abies* (28%), *Pinus sylvestris* (19%), *Quercus robur* (5%), *Quercus petraea* (4%), *Quercus cerris* (3%), *Pinus pinaster* (2%), *Carpinus betulus* (1%) i *Abies alba* (1%). Zarejestrowano kilka różnych typów uszkodzeń, jednak tu skupiamy się na szkodach od owadów i grzybów. Wszystkie pozostałe szkody zostały uwzględnione jako jeden parametr. Drzewo zostało sklasyfikowane jako „uszkodzone”, jeśli szkoda została zarejestrowana co najmniej raz pomiędzy 2006 a 2010 r. Wykorzystując dane dla całej Europy zbadać, czy wartości różnią się dla poszczególnych drzew, jak też średnie wartości dla powierzchni w zależności od typu lasu.

Wyniki (ryc. 6) przedstawiają reakcję poszczególnych gatunków na zmieszanie i liczbę zarejestrowanych uszkodzeń. Na przykład udział procentowy zarejestrowanych uszkodzeń dla *P. abies* jest znacznie niższy w mieszanych drzewostanach iglastych (28,1%) niż w mieszanych drzewostanach liściasto-iglastych (47,6%) lub monokulturach (49,6%). Dla *F. sylvatica* nie ma istotnej różnicy w udziale procentowym zarejestrowanych uszkodzeń pomiędzy różnymi typami drzewostanu (mieszane liściaste 51%, monokultury 52,8%, mieszane liściasto-iglaste 53,5%).

## WNIOSKI

Długookresowy monitoring pólnościowych wskaźników stanu lasu i ich odzworowanie w systematycznej sieci został ustanowiony jako łatwo obsługiwany system wczesnego wykrywania głównych zmian w stanie lasu. Ponadto szczegółowe badania na powierzchniach monitoringu intensywnego służą za punkt wyjścia do badania związków przyczynowo-skutkowych funkcjonowania drzew. Celem i obowiązkiem uczestników ICP Forests jest wykorzystywanie tej wartościowej puli danych do przygotowania naszych lasów na przyszłe wyzwania: długookresowe skutki zanieczyszczeń atmosferycznych, zmieniające się warunki klimatyczne czy wpływ czynników biotycznych i abiotycznych. Realizując strategię na lata 2016–2023 ważna jest współpraca, poszerzanie działań monitoringowych i wspieranie integrowania wyników. Do poszczególnych państw należy teraz dostrzeżenie potrzeby monitoringu lasu w przyszłości i jego utrzymanie, a jednocześnie otwarcie na inne kraje w celu dzielenia się informacjami, metodami i pomysłami.



Rycina 6. Udział procentowy drzew z co najmniej jednym zarejestrowanym uszkodzeniem pomiędzy 2006 a 2010 r. dla poszczególnych gatunków w pięciu różnych typach drzewostanów (B: jednogatunkowe drzewostany liściaste, BB: drzewostany mieszane liściaste, BC: drzewostany mieszane liściasto-iglaste, CC: drzewostany mieszane iglaste oraz C: jednogatunkowe drzewostany iglaste)

Czy zamieranie lasu było przyczyną nieuzasadnionej paniki w latach 70. XX w.? Wydaje się, że nie, wciąż ważne jest pytanie postawione w Raporcie Oceny CLRTAP 2016: „Jak wyglądałyby dzisiejsze lasy, gdyby nie podjęto ograniczeń [zanieczyszczeń powietrza] w poprzednich dekadach?” Zamieranie lasu stało się jedną z głównych sił napędowych negocjacji w sprawie szerszego ograniczenia zanieczyszczeń powietrza w Europie w ramach CLRTAP, ostatecznie skutkującą ustanowieniem ICP Forests. Rozpoczęła wówczas funkcjonowanie największa sieć monitoringu lasu, odpowiadając na ewentualne zagrożenie wystąpienia zakwaszenia ekosystemów wodnych i lądowych oraz

prowadząc do ograniczenia zanieczyszczenia powietrza w regionie EKG ONZ w oparciu o informacje i dowody naukowe.

Wyniki pozwoliły na osiągnięcie redukcji emisji w drodze zmian w środkach i procesach produkcji energii i produkcji przemysłowej, takich jak przejście z węgla na gaz ziemny i wykorzystanie energii atomowej. Ochrona i efektywność energetyczna również mają swój wkład w ograniczanie emisji. Dlatego jest to historia sukcesu, ale taka, o którą cały czas trzeba się troszczyć.

## Summary

*Tanja G.M. Sanders, Walter Seidling*

Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, [tanja.sanders@thuenen.de](mailto:tanja.sanders@thuenen.de)

### Monitoring the state of the forest and its importance in Europe

The long-term monitoring of semi-quantitative indicators of forest trees on a systematic grid (Level I) was established in the 1980s as an easily operated early detection system for major changes of forest condition. These, and many other parameters of the later initiated intensive monitoring (Level II), serve mainly as entry points for the investigation of cause-effect relationships of tree performance.

The monitoring is organized under the umbrella of the United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) as the ‘International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests’ (ICP Forests); a programme within the ‘Working Group on Effects’ (WGE) of the ‘Convention on Long-range Transboundary Air Pollution’ (CLRTAP). The mission of ICP Forests is to “carry out multifunctional long-term monitoring of forests within the UNECE region and beyond and provide scientific knowledge on the effects of air pollution, climate change and other stressors on forest ecosystems” (Strategy of ICP Forests 2016–2023; to be adopted at the 32<sup>nd</sup> Meeting of the Task Force of ICP Forests).

Currently three surveys are carried out on the Level I grid net: crown and soil condition, as well as the foliar chemistry survey. Internationally around 6000 plots provide the information used for national and international reports on forest condition as well as the basis for calculating soil carbon stock changes. Within the Level II network major forest types are represented and with 14 surveys ranging from crown condition over climate and deposition to soil assessment offer on up to nearly 800 plots the opportunity for integrated evaluations.

While funding was temporarily provided by the EU, nowadays the states have to, not only assess the forests and maintain the permanent plots, but also cover the costs. It is

now that the importance of the ICP Forests programme has to be highlighted more than ever in the political context in order to maintain the longest, large-scale records on forest condition worldwide.

## LITERATURA

- Beukema S., Robinson D., Greig L. 2007. Forests, Insects & Pathogens and Climate Change: Workshop Report. Prineville, OR, USA: Western Wildlands Environmental Threat Assessment Center.
- De Vos B., Cools N., Ilvesniemi H., Vesterdal L., Vanguelova E., Carnicelli S. 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma*, 251: 33–46.
- Dobbertin M. 2005. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124(4): 319–333.
- Eichhorn J., Roskams P., Ferretti M., Mues V., Szepesi A., Durrant D. 2010. Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. Manual Part IV. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg.
- Ferretti M. 2016. Enhancing the scientific profile of the ICP Forests – the Scientific Evaluation Committee, in 30 years of monitoring the effects of long-range transboundary air pollution on forests in Europe and beyond. T. Sanders, A. Michel, M. Ferretti (eds.). UNECE/ ICP Forests: Eberswalde.
- Gaudio N., Belyazid S., Gendre X., Mansat A., Nicolas M., Rizzetto S., Sverdrup H., Probst A. 2015. Combined effect of atmospheric nitrogen deposition and climate change on temperate forest soil biogeochemistry: A modeling approach. *Ecological Modelling*, 306: 24–34.
- Guillemot J., Martin-StPaul N.K., Dufrêne E., François C., Soudani K., Ourcival J.M., Delpierre N. 2015. The dynamic of the annual carbon allocation to wood in European tree species is consistent with a combined source–sink limitation of growth: implications for modelling. *Biogeosciences*, 12(9): 2773–2790.
- ICP Forests. 2010. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. In: UNECE, ICP Forests, Hamburg.
- Jones M.E., Paine T.D., Fenn M.E., Poth M.A. 2004. Influence of ozone and nitrogen deposition on bark beetle activity under drought conditions. *Forest Ecology and Management*, 200(1): 67–76.
- Karnosky D.F., Pregitzer K.S., Zak D.R., Kubiske M.E., Hendrey G.R., Weinstein D., Nosal M., Percy K.E. 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell & Environment*, 28(8): 965–981.

- Lorenz M. 1995. International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests-ICP forests. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85(3): 1221–1226.
- Lorenz M., Nagel H.-D., Granke O., Kraft P. 2008. Critical loads and their exceedances at intensive forest monitoring sites in Europe. *Environmental Pollution*, 155(3): 426–435.
- Mellert K.H., Deffner V., Küchenhoff H., Kölling C. 2015. Modeling sensitivity to climate change and estimating the uncertainty of its impact: A probabilistic concept for risk assessment in forestry. *Ecological Modelling*, 316: 211–216.
- Neumann M., Starlinger F. 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management*, 145(1): 91–106.
- Pitman R., Vanguelova E., Benham S. 2010. The effects of phytophagous insects on water and soil nutrient concentrations and fluxes through forest stands of the Level II monitoring network in the UK. *Science of the total environment*, 409(1): 169–181.
- Seidling W. 2007. Signals of summer drought in crown condition data from the German Level I network. *European Journal of Forest Research*, 126(4): 529–544.
- Seidling W., Trotzer S., Sanders T., Timmermann V., Potočić N., Michel A. 2015. Tree crown condition and damage causes. In: *Technical Report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)*. A. Michel, W. Seidling (eds.). BFW: Vienna.
- Seidling W., Mues V. 2005. Statistical and geostatistical modelling of preliminarily adjusted defoliation on an European scale. *Environmental monitoring and assessment*, 101(1–3): 233–247.
- Seidling W., Ziche D., Beck W. 2012. Climate responses and interrelations of stem increment and crown transparency in Norway spruce, Scots pine, and common beech. *Forest Ecology and Management*, 284: 196–204.
- Stark R.W., Miller P.R., Cobb Jr. F.W., Wood D.L., Parmeter Jr. J.R. 1968. Photochemical oxidant injury and bark beetle (Coleoptera Scolytidae) infestation of ponderosa pine. I. Incidence of bark beetle infestation in injured trees. *Hilgardia (United States)*, 39(6).
- Tipping E., Benham S., Boyle J.F., Crow P., Davies J., Fischer U., Guyatt H., Helliwell R., Jackson-Blake L., Lawlor A.J., Monteith D.T., Rowe E.C., Toberman H. 2014. Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(7): 1608–1617.
- Vanguelova E.I., Benham S., Pitman R., Moffat A.J., Broadmeadow M., Nisbet T., Durrant D., Barsoum N., Wilkinson M., Bochereau F., Hutchings T., Broadmeadow S., Crow P., Taylor P., Durrant Houston T. 2010. Chemical fluxes in time through forest ecosystems in the UK – Soil response to pollution recovery. *Environmental Pollution*, 158(5): 1857–1869.





*Paweł Lech<sup>1</sup>, Paulina Dróżdż<sup>2</sup>, Robert Hildebrand<sup>3</sup>,  
Hanna Kasprowicz<sup>4</sup>, Anna Kowalska<sup>5</sup>, Jadwiga Małachowska<sup>6</sup>,  
Jerzy Solon<sup>7</sup>, Jerzy Wawrzoniak<sup>8</sup>, Katarzyna Wiech<sup>9</sup>, Józef Wójcik<sup>10</sup>*

<sup>1</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Zarządzania Zasobami Leśnymi, P.Lech@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Laboratorium Chemii Środowiska Przyrodniczego, P.Drozd@ibles.waw.

pl; <sup>3</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Zarządzania Zasobami Leśnymi, R.Hildebrand@ibles.waw.pl;

<sup>4</sup>Główny Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie, Departament Monitoringu i Informacji o Środowisku,

h.kasprowicz@gios.gov.pl; <sup>5</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu, A.Kowalska@ibles.waw.pl;

<sup>6</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Zarządzania Zasobami Leśnymi, J.Małachowska@ibles.waw.pl;

<sup>7</sup>Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN w Warszawie, Zakład Geoekologii i Klimatologii,

j.solon@twarda.pan.pl; <sup>8</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Zarządzania Zasobami Leśnymi,

J.Wawrzoniak@ibles.waw.pl; <sup>9</sup>Główny Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie, Departament

Monitoringu i Informacji o Środowisku, sekretariatdm@gios.gov.pl; <sup>10</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa,

Laboratorium Chemii Środowiska Przyrodniczego, J.Wojcik@ibles.waw.pl

## Ocena zagrożenia lasów w Polsce na podstawie monitoringowych badań tempa i kierunków zmian w ekosystemach leśnych

### WPROWADZENIE

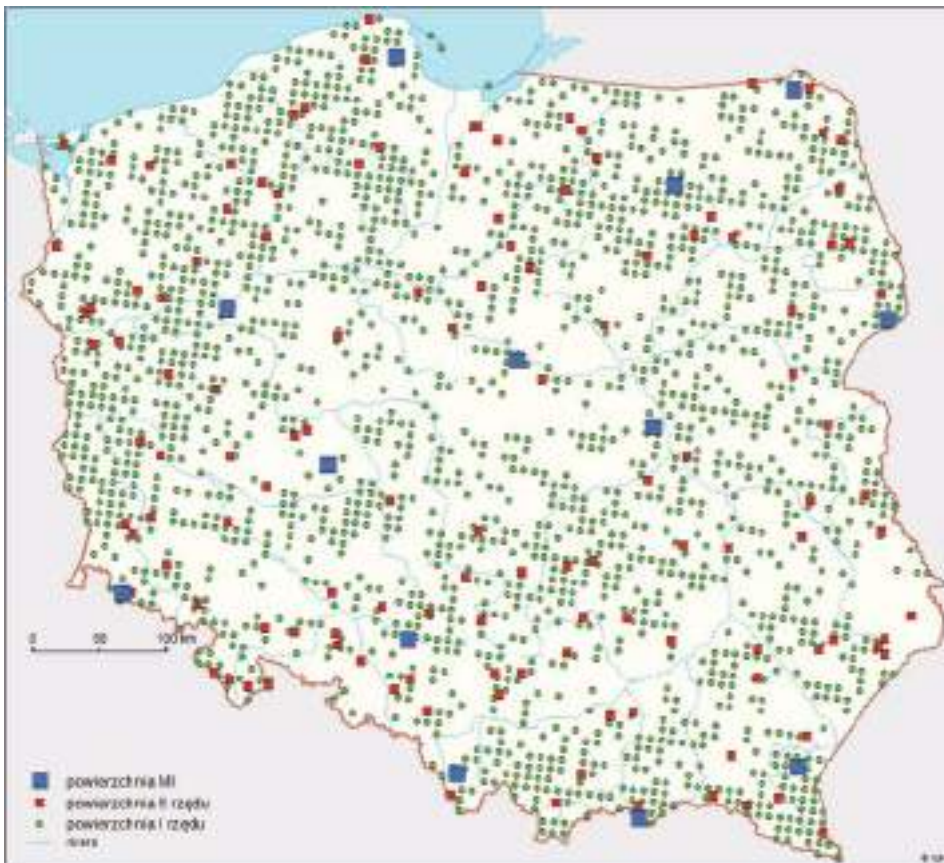
Monitoring lasów realizowany jest w Polsce od połowy lat 80. ubiegłego wieku jako część Państwowego Monitoringu Środowiska. Program powstał w wyniku przyjęcia i ratyfikowania przez Polskę Konwencji ONZ o transgranicznym przemieszczaniu się zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (UN ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (LRTAP), Genewa 1979). W ciągu minionych 30 lat utworzono system obserwacji, pomiarów i analiz dedykowany początkowo w całości ocenie wpływu zanieczyszczeń powietrza na stan zdrowotny drzewostanów i stopniowo rozbudowany o okresowe i ciągłe pomiary i obserwacje podstawowych komponentów ekosystemu leśnego. Obecnie monitoring lasów realizowany jest w zbliżonym zakresie w większości krajów Europy w oparciu o zharmonizowaną metodykę. Wyniki badań i obserwacji prowadzonych w ramach programu stanowią ważne źródło informacji o stanie lasów, zachodzących w nim zmianach zarówno w skali poszczególnych krajów czy regionów, jak i całej Europy.

## CHARAKTERYSTYKA PROGRAMU MONITORINGU LASÓW W POLSCE

Podstawą prawną realizacji programu monitoringu lasów jest wspomniana wcześniej konwencja LRTAP, której zapisy transponowano do prawodawstwa krajowego. Znalazło to wyraz w ustawie o lasach z dnia 28 września 1991 roku, która nałożyła na Lasy Państwowe obowiązek „...inicjowania, koordynowania i prowadzenia okresowej oceny stanu lasów i zasobów leśnych oraz prognozowania zmian w ekosystemach leśnych” (Art. 13a pkt 1, podpunkt 1). Do działań monitoringowych odnosi się również bezpośrednio ustawa o Inspekcji Ochrony Środowiska z dnia 20 lipca 1991 roku, na podstawie której utworzono w Polsce Państwowy Monitoring Środowiska (PMS) oraz ustawa Prawo ochrony środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 roku, która określiła cele, zadania i strukturę PMS. W art. 26, punkt 6 tej ustawy zapisano: „Państwowy Monitoring Środowiska obejmuje, uzyskiwane na podstawie badań monitoringowych, informacje w zakresie (...) stanu zasobów środowiska, w tym lasów”. Z zapisów powyższych aktów prawnych wynika usytuowanie monitoringu lasów w ramach PMS jako wyodrębnionego zadania w ramach podsystemu Monitoringu Przyrody, o następujących celach: „...zapewnienie informacji o stanie zdrowotnym lasów i procesach powodujących odkształcenia w ich strukturze i funkcjonowaniu, na potrzeby kształtowania polityki leśnej i zarządzania ekosystemami leśnymi dla poprawy jakości środowiska przyrodniczego kraju” (Program Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2016–2020. 2015). Przepisy prawne determinują również strukturę instytucjonalną monitoringu lasów, w ramach której wyróżnić należy jednostki nadzorujące (Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Departament Leśnictwa i Ochrony Przyrody Ministerstwa Środowiska i Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych), finansujące (Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz Lasy Państwowe) oraz realizujące działania monitoringu lasów. W tej ostatniej kategorii wymienić należy przede wszystkim Instytut Badawczy Leśnictwa, który koordynuje i odpowiada za wykonanie monitoringu lasów od początku funkcjonowania programu, tj. od połowy lat 80-tych ubiegłego wieku. W różnych okresach przy realizacji niektórych zadań w badaniach monitoringu lasów uczestniczyło również Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej oraz przedstawiciele administracji leśnej z wybranych nadleśnictw i zespołów ochrony lasu, a także eksperci i specjaliści z różnych jednostek naukowych.

Badania monitoringowe prowadzone są w oparciu o sieć stałych powierzchni obserwacyjnych (SPO), które z uwagi na zakres obserwacji podzielono na SPO I rzędu (blisko 2000 powierzchni na terenie kraju w sieci 8 x 8 km), SPO II rzędu (148 powierzchni) oraz SPO monitoringu intensywnego (12 aktywnych powierzchni, w tym jedna przeniesiona do nowej lokalizacji w związku z zamarciem drzewostanu) (ryc. 1). SPO I rzędu zlokalizowane są w drzewostanach wszystkich typów własności i kategorii ochronności w wieku powyżej 20 lat i składają się z 20 drzew dobranych z I-III klas Krafa. Prowadzone są na nich corocznie oceny stanu zdrowotnego drzew na podstawie cech morfologicznych koron (m.in. defoliacji i odbarwienia aparatu

asymilacyjnego) i uszkodzeń drzew próbnych. W roku 2006 dokonano integracji sieci SPO I rzędu monitoringu lasów z siecią punktów pomiarowych wielkopowierzchniowej inwentaryzacji stanu lasów, modyfikując położenie powierzchni, przy niezmiennym zakresie prowadzonych obserwacji. SPO II rzędu utworzono w latach 1997–1998 na terenach administrowanych wyłącznie przez Lasy Państwowe, po 2–3 w dzielnicach przyrodniczo-leśnych, w litych drzewostanach czterech głównych lasotwórczych gatunków drzew (sosny, świerka, dębu i buka), w wieku powyżej 40 lat w momencie zakładania powierzchni. Poza coroczną oceną stanu zdrowotnego 20 drzew (taka samą, jak na SPO I rzędu), okresowo, co 4–5 lat, wykonuje się również badania składu gatunkowego roślinności runa, pomiary intensywności i przeżywalności odnowień, chemizmu aparatu asymilacyjnego, badania fizyko-chemiczne gleby oraz pomiary dendrometryczne. Każdy z tych komponentów wykorzystuje specyficzną metodykę pozwalającą z określoną dokładnością badać reakcje różnych elementów ekosystemu leśnego na oddziaływanie czynników środowiskowych, w tym zanieczyszczeń powietrza.



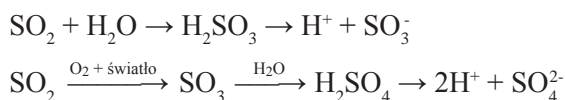
Rycina 1. Położenie powierzchni monitoringu lasów na terenie Polski

Trzecią kategorię powierzchni stanowią SPO monitoringu intensywnego (SPO MI), utworzone z wybranych SPO II rzędu. Prowadzone są na nich takie same badania, jak na SPO II rzędu, uzupełnione o ciągłe pomiary parametrów meteorologicznych, jakości powietrza (koncentracji tlenków azotu i siarki), chemizmu opadów na otwartej przestrzeni i pod okapem drzewostanu oraz roztworów glebowych. Celem tych badań jest ocena siły oddziaływania na ekosystemy leśne antropogenicznych (zanieczyszczenia powietrza) i abiotycznych (warunki pogodowe) czynników stresowych.

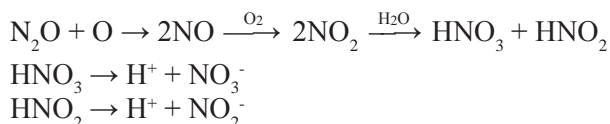
Gromadzone wyniki badań pozwalają na kompleksowe rozpoznanie tempa i kierunków zmian zachodzących w ekosystemach leśnych, identyfikowanych jako: (a) – zmiany rozwojowe, związane ze wzrostem wieku drzewostanów oraz (b) – reakcja na oddziaływanie warunków środowiska.

## ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA, ZAGROŻENIE ZAKWASZENIEM I EUTROFIZACJA TERENÓW LEŚNYCH W POLSCE

Głównym źródłem emisji  $\text{SO}_2$  do atmosfery jest spalanie paliw, głównie węgla, w źródłach stacjonarnych (blisko 100% emisji w Polsce (Dębski i in. 2016)). Największy udział w emisji dwutlenku siarki ma sektor produkcji i transformacji energii – 47,4%, następnie procesy spalania poza przemysłem (do celów komunalnych) – 32,4% oraz w przemyśle – 18,7% (Dębski i in. 2016). Wskutek kontaktu z cząsteczkami wody i tlenu oraz dzięki promieniowaniu słonecznemu cząsteczki  $\text{SO}_2$  ulegają w atmosferze przekształceniu tworząc zakwaszające środowisko jony siarczanowe i wodorowe wg następującego schematu:



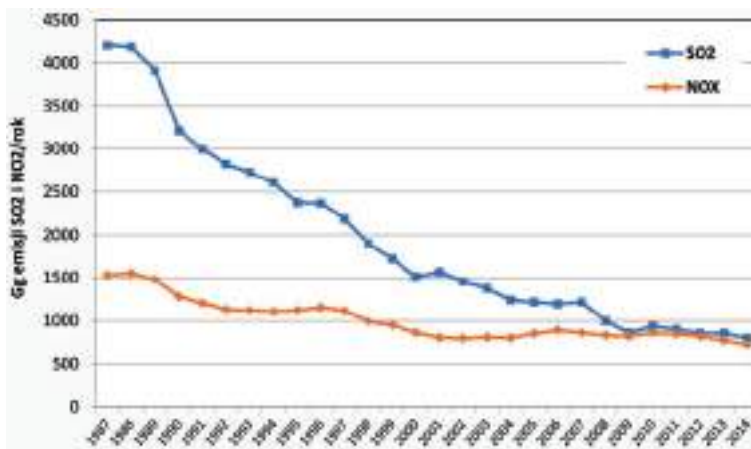
Głównymi źródłami tlenków azotu w atmosferze w 2014 roku były: transport drogowy (30,5% emisji) i spalanie paliw kopalnych w sektorze produkcji i transformacji energii (30,0%), a także inne pojazdy i urządzenia (13,4%), procesy spalania poza przemysłem (11,6%) i w przemyśle (9,4%) (Dębski i in. 2016). Podobnie jak dwutlenek siarki, tlenki azotu przechodzą w atmosferze transformację wg następujących wzorów:



Powstające jony azotynowe i azotanowe pobierane są aktywnie przez rośliny, w których ulegają redukcji i zostają włączone do aminokwasów. Mogą zatem

z jednej strony stymulować wzrost, ale z drugiej ich nadmierna „podaż” może prowadzić do zakwaszania komórek, co nasila się zwłaszcza w obecności dwutlenku siarki, który hamuje aktywność reduktazy azotanowej.

W ostatnich dziesięcioleciach zarówno w Europie, jak i w Polsce znacząco zmniejszyły się emisje tlenków siarki oraz tlenków azotu. W przypadku  $\text{SO}_2$  redukcja emisji była szczególnie duża do roku 2009, zaś w ostatnich kilku latach zdecydowanie mniejsza. Spadek emisji tlenków azotu był dużo wolniejszy i praktycznie zakończył się około roku 2002, po którym zaznaczył się wyraźny trend boczny (ryc. 2). W okresie 2002–2014 odnotowano łączny spadek emisji na poziomie około 9,2%, głównie za sprawą spadku emisji o około 6,6% pomiędzy rokiem 2013 i 2014 (Dębski i in. 2016).

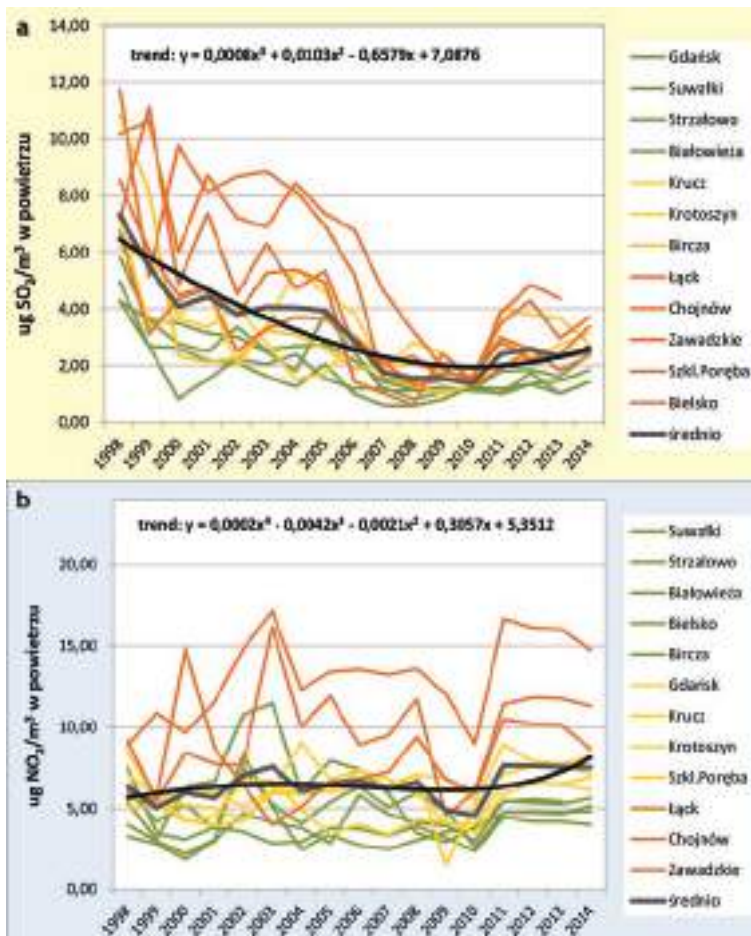


Rycina 2. Poziom emisji  $\text{SO}_2$  i  $\text{NO}_x$  w Polsce w okresie 1987–2014 (dla lat 1987–2012 – wg roczników statystycznych Rzeczypospolitej Polskiej GUS z lat 1991–2014 oraz dla lat 2013 i 2014 – wg raportu KOBiZE 2016)

Zmniejszającym się emisjom towarzyszyło obniżanie się koncentracji zanieczyszczeń powietrza, rejestrowane na SPO MI na terenach leśnych w Polsce. Natomiast w ostatnich latach, wraz ze spowolnieniem redukcji emisji  $\text{SO}_2$  i  $\text{NO}_x$  nastąpiła stabilizacja koncentracji tych szkodliwych gazów w powietrzu (ryc. 3a, b).

Najnowsze analizy wskazują, że w roku 2010 depozyt kwasowości przekraczał ładunki krytyczne na około 7% powierzchni ekosystemów lądowych Europy (8% na terenie Unii Europejskiej) oraz znacząco więcej – na 49% powierzchni ekosystemów lądowych Polski (Hettelingh i in. 2015). Wraz ze zmniejszaniem się emisji i depozytu związków zakwaszających oczekiwac należy zmniejszania się udziału ekosystemów zagrożonych zakwaszaniem w Europie do około 2% w roku 2020. W Polsce, przy założeniu pełnego ograniczenia poziomu emisji

do wielkości wskazanych w Protokole z Göteborga (1999) również nastąpiła by znacząca redukcja udziału arealu ekosystemów zagrożonych zakwaszeniem – do około 24% (Hettelingh i in. 2014). W przypadku zagrożenia eutrofizacją obraz nie jest już tak korzystny. W 2010 roku przekroczenie ładunku krytycznego eutrofizacji występowało na około 62% arealu ekosystemów lądowych Europy (75% w UE) oraz na 89% arealu ekosystemów lądowych Polski (Hettelingh i in. 2015). Do roku 2020, w przypadku redukcji emisji do poziomu wskazanego w Protokole z Göteborga (1999), udział powierzchni zagrożonych eutrofizacją zmniejszy się do 55% w całej Europie (54% w UE) oraz 64% w Polsce (Hettelingh i in. 2014). Oznacza to, że redukcja powierzchni zagrożonej eutrofizacją będzie mniejsza niż zagrożonej zakwaszeniem.

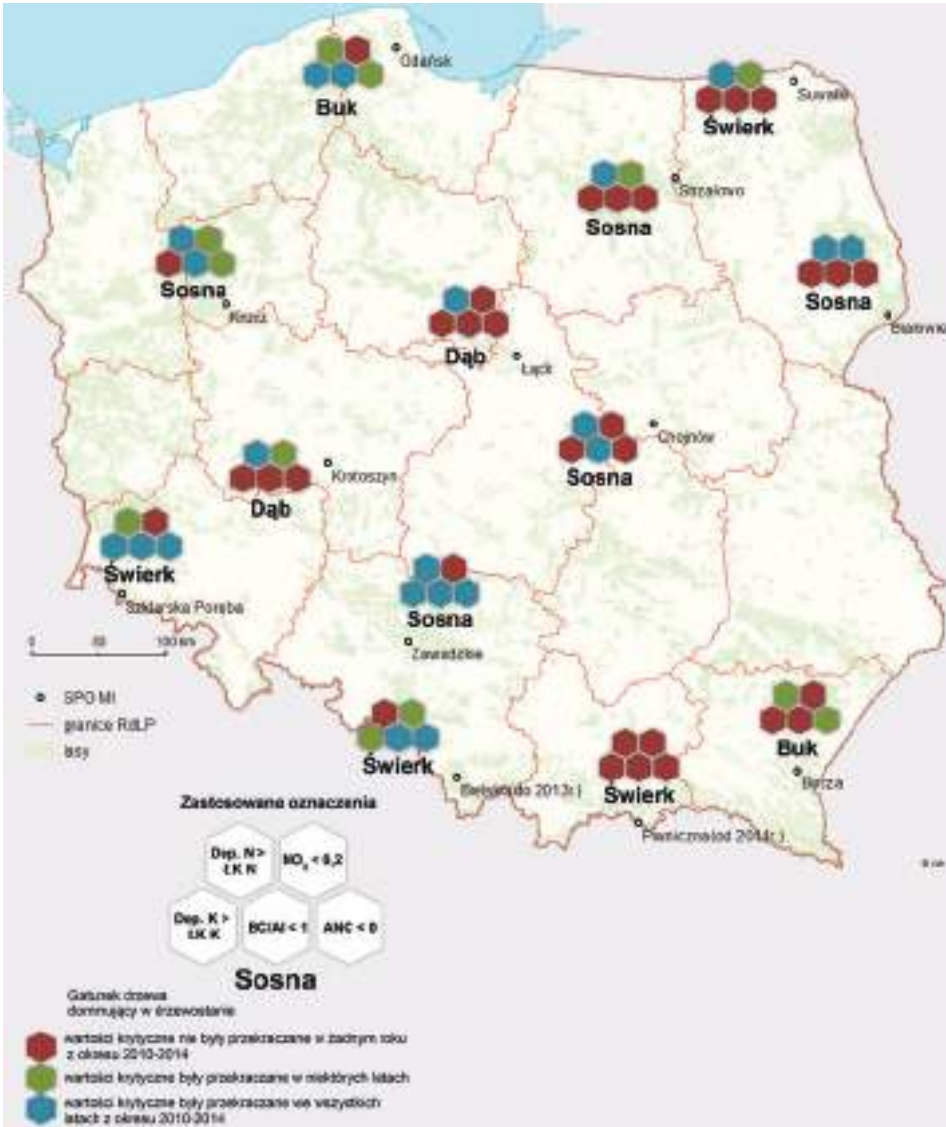


Rycina 3. Poziom koncentracji SO<sub>2</sub> (a) i NO<sub>x</sub> (b) na SPO MI w Polsce w latach 1998–2014

Wyniki pomiarów depozytu zanieczyszczeń realizowanych w ramach monitoringu lasów na SPO MI potwierdzają powyższe szacunki. Stałe przekroczenia ładunków krytycznych kwasowości odnotowano w okresie 2010–2014 na trzech SPO MI: Zawadzkie (sosna), Szklarska Poręba (świerk) i Gdańsk (buk), a okresowo na SPO MI w Bielsku (świerk). Na wszystkich tych powierzchniach stosunek kationów do glinu w roztworach glebowych nie przekraczał jedności w całym pięcioletnim okresie, co może wskazywać na toksyczność Al dla korzeni drzew.  $BC/Al < 1$  rejestrowano również nieprzerwanie na powierzchniach z sosną w Chojnowie i Kruczu. Również kolejny parametr – pojemność zobojętniania kwasów wód opadowych (ang. *acidity neutralization capacity* – ANC) osiągał wartości poniżej zera, wskazujące na ryzyko zakwaszania, w sposób ciągły na SPO MI w Szklarskiej Porębie, Bielsku oraz Zawadzkim, zaś okresowo na SPO MI w Kruczu, Gdańsku i Birczy (buk). Oznacza to, że powierzchniami najbardziej zagrożonymi zakwaszeniem były SPO MI ze świerkiem w Szklarskiej Porębie i Bielsku, z sosną w Zawadzkim i Kruczu oraz z bukiem w Gdańsku. Na SPO MI w Chojnowie (sosna) i Birczy (buk) zagrożenie zakwaszeniem było zdecydowanie mniejsze – wskazywał na nie jedynie jeden z trzech analizowanych wskaźników, zaś na pozostałych powierzchniach – w Suwałkach i Piwnicznej (świerk), Białowieży i Strzałowie (sosna), Krotoszynie i Łącku (dąb) zagrożenie to nie występowało – żaden z analizowanych wskaźników nie przekraczał poziomu krytycznego (ryc. 4).

Ciągłe przekroczenia ładunków krytycznych azotu i związanego z tym zagrożenia eutrofizacją w okresie 2010–2014 występowały na ośmiu SPO MI: Łąck i Krotoszyn (dąb), Strzałowo, Krucz, Zawadzkie, Chojnow i Białowieża (sosna) oraz Suwałki (świerk). Ponadto na kolejnych trzech powierzchniach takie przekroczenia występowały okresowo (Gdańsk i Bircza – buk oraz Szklarska Poręba – świerk). Z kolei poziom azotanów w roztworach glebowych przekraczający 0,2 mg/l, wskazujący na nadmierny poziom azotu w glebie, stwierdzany był w sposób ciągły jedynie na SPO MI z sosną w Białowieży oraz okresowo na powierzchniach ze świerkiem w Suwałkach i Bielsku, z sosną w Kruczu i Strzałowie oraz z dębem w Krotoszynie. Wynika stąd, że najsilniej zagrożoną eutrofizacją powierzchnią monitoringu intensywnego była ta położona w Białowieży (sosna) – obydwa wskaźniki przekraczały w sposób ciągły poziom krytyczny, a następnie w Kruczu i Strzałowie, Suwałkach (świerk), Krotoszynie (dąb), gdzie jeden ze wskaźników przekraczał poziom krytyczny w sposób ciągły, zaś drugi – okresowo. Na SPO MI w Łącku (dąb), Chojnowie (sosna), Gdańsku i Birczy (buk), Szklarskiej Porębie i Bielsku (świerk) przekroczenia poziomów krytycznych dotyczyły tylko jednego ze wskaźników, zaś na powierzchni w Piwnicznej (świerk) takich przekroczeń nie stwierdzono (ryc. 4).



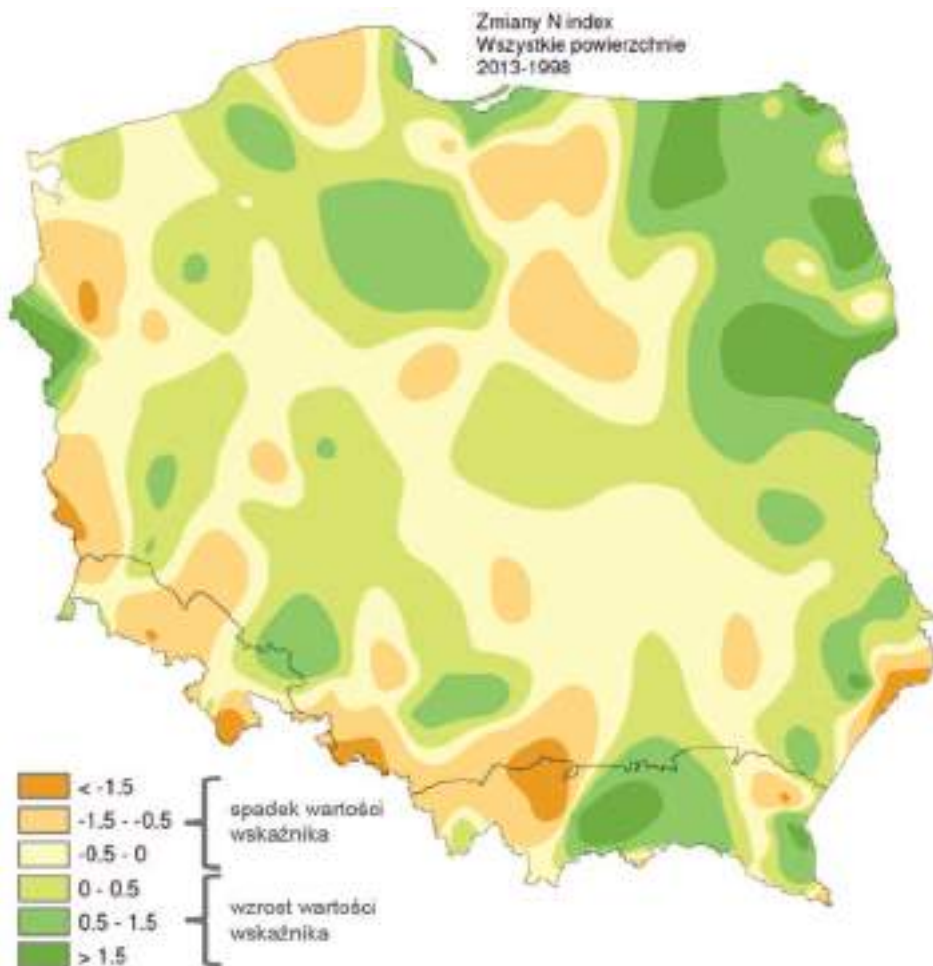


Rycina 4. Zagrożenie zakwaszeniem i eutrofizacją występujące na SPO MI w Polsce

## REAKCJE EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH NA ZMIANY POZIOMU ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA

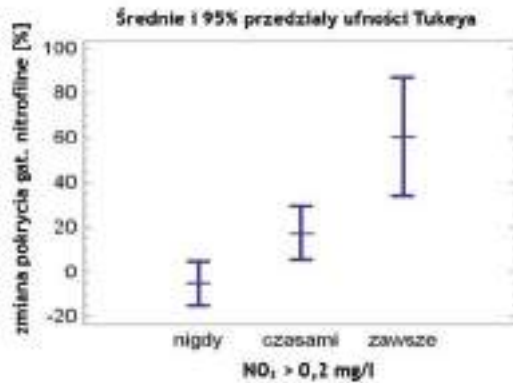
Pomimo utrzymującego się wciąż relatywnie wysokiego, na tle innych części Europy, zagrożenia zakwaszeniem i eutrofizacją, należy podkreślić, że w ostatnich dwóch dekadach zagrożenie to malało, co odzwierciedlają

bezwzględne wartości depozytów oraz koncentracje tlenków siarki i azotu w atmosferze mierzone na SPO MI. Znalazło to też odzwierciedlenie w zmianach synantropizacji runa leśnego, badanego od 1998 roku co 5 lat na SPO II rzędu. Jakkolwiek w kolejnych cyklach obserwacji dominują powierzchnie o fluktuacyjnych zmianach liczebności i pokrycia przez gatunki azotolubne, to wśród pozostałych przeważają powierzchnie cechujące się spadkiem liczby i pokrycia terenu przez rośliny nitrofilne. Obserwowane sygnały są jednak zbyt słabe, by można obecnie mówić o występowaniu wyraźnych i trwałych trendów (Solon 2014). Z drugiej strony, przestrzenny rozkład zmian wartości wskaźnika zaopatrzenia w azot w okresie 1998–2013 (ryc. 5) koresponduje z położeniem SPO MI o określonym zagrożeniu eutrofizacją.



Rycina 5. Zmiany wskaźnika Ellenberga zaopatrzenia w azot na SPO II rzędu w okresie 1998–2013

Najsilniejszy wzrost pokrycia terenu przez rośliny azotolubne zarejestrowano w północno-wschodniej części Polski, co odpowiada położeniu SPO MI o największym zagrożeniu eutrofizacją (Białowieża, Strzałowo, Suwałki). Natomiast na terenach, gdzie zagrożenie eutrofizacją było mniejsze (SPO MI położone na południu Polski – Szklarska Poręba, Bielsko, Piwniczna, Bircza, Zawadzkie) odnotowano zmniejszanie się pokrycia gruntu przez rośliny nitrofilne. Tendencja ta znalazła również potwierdzenie statystyczne, wykazujące istotność różnic procentowych zmian pokrycia terenu gatunkami nitrofilnymi w zależności od nasilenia przekroczeń (stale, okresowo, brak przekroczeń) poziomu krytycznego azotanów w roztworach glebowych (ryc. 6).



Rycina 6. Zmiana pokrycia terenu przez azotolubne gatunki runa (indeks N od 6 do 9) w okresie 2008–2013 w zależności od przekroczenia poziomu krytycznego azotanów w roztworach glebowych

Podobnie było w przypadku stanu zdrowotnego drzewostanów ocenianego corocznie na SPO I rzędu i wyrażanego średnią defoliacją, czy udziałem drzew o defoliacji powyżej 25% dla wszystkich gatunków łącznie, który wraz ze zmniejszaniem się emisji SO<sub>2</sub> w kolejnych latach ulegał poprawie. Było to szczególnie widoczne w RDLP w Katowicach, gdzie odnotowywano znaczącą poprawę zdrowotności drzewostanów w okresie najsilniejszego spadku koncentracji dwutlenku siarki w powietrzu w okresie do 1999 roku. Nie stwierdzono natomiast związku pomiędzy poziomem zagrożenia zakwaszeniem i eutrofizacją siedlisk leśnych określonymi dla SPO MI, a stanem odżywienia mineralnego drzew. W przypadku sosny, świerka i dębu zawartość azotu, fosforu, potasu i magnezu w igłach i liściach była wystarczająca bądź optymalna na wszystkich powierzchniach monitoringu intensywnego, niezależnie od przekraczania ładunków krytycznych kwasowości i eutrofizacji. Jedynie w liściach buka, na obydwu powierzchniach z tym gatunkiem wystąpiły w badaniu z roku 2013 niedobory fosforu, potasu i magnezu (Wójcik 2014; Wójcik i Dróżdź 2015), pomimo znacznych różnic w obciążeniu środowiska zanieczyszczeniami – wysokimi w Gdańsku i niewielkimi (dla przeważającej liczby zastosowanych wskaźników) w Birczy.

Zauważa się również, że w okresie 1997–2013 odżywienie mineralne drzew wszystkich gatunków ulegało systematycznej poprawie, zwłaszcza w odniesieniu do azotu, potasu i magnezu. Obserwowany był także spadek zawartości wapnia w organach asymilacyjnych świerka i sosny oraz fluktuacja zawartości tego pierwiastka o niewielkiej amplitudzie u dębu i buka. Ogólna poprawa odżywienia mineralnego przejawiała się malejącą liczbą powierzchni z występującymi niedoborami poszczególnych pierwiastków w kolejnych cyklach pomiarowych (1997, 2001, 2005, 2009 i 2013) oraz rosnącą liczbą powierzchni charakteryzujących się optymalnym poziomem zawartości makroelementów w organach asymilacyjnych drzew. Wiązać to można z obniżaniem się poziomu zanieczyszczeń powietrza docierających do środowiska leśnego, na co wskazuje również znaczny wzrost liczby powierzchni z sosną, na których stwierdzono występowanie niedoborów siarki w igłach. W roku 2013 takich powierzchni było 99%, co oznacza, że w okresie od pierwszego pomiaru zanotowano wzrost o 16% liczby powierzchni cechujących się zbyt małą zawartością siarki w igłach sosny (Wójcik i Drózd 2015).

## STAN ZDROWOTNY DRZEWOSTANÓW GŁÓWNYCH LASOTWÓRCZYCH GATUNKÓW DRZEW

Wyniki oceny stanu zdrowotnego drzewostanów przeprowadzonej dla lat 2005 i 2014, wyrażonej klasyfikacją powierzchni pod względem udziału drzew osłabionych (o defoliacji przekraczającej poziom krytyczny), udziałem na SPO drzew zdrowych i udziałem drzew osłabionych i usuniętych z powierzchni w pięcioleciu poprzedzającym rok oceny dla sosny, świerka, dębu i buka przedstawiono w tabeli 1.

W ostatnich latach kondycja zdrowotna i stabilność większości głównych gatunków lasotwórczych w Polsce była dobra. Dotyczy to zwłaszcza buka, spośród gatunków liściastych oraz sosny – wśród gatunków iglastych. W obydwu terminach prezentowanej oceny (lata 2005 i 2014) buk cechował się niskim udziałem usuniętych drzew osłabionych (odpowiednio 1,5% i 0,6%), wysokim udziałem drzew zaklasyfikowanych ze względu na rozmiar defoliacji jako zdrowe (80,4% i 91,9%) oraz korzystnym rozkładem powierzchni ze względu na udział drzew osłabionych. Pomiędzy obydwojma terminami stwierdzono nieznaczną poprawę stanu zdrowotnego buków, co znalazło wyraz w odpowiednich zmianach wartości wskaźników, w przypadku rozkładu powierzchni ze względu na udział drzew osłabionych potwierdzoną również statystycznie za pomocą testu niezależności  $\chi^2$  ( $p < 0,05$ ). W przypadku sosny wartości parametrów stanowiących kryteria oceny zdrowotności były w roku 2005 i 2014 tylko nieznacznie gorsze niż u buka, co wskazuje na dobrą kondycję drzew tego gatunku. Pomiędzy oceną z roku 2005 i 2014 nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pod względem rozkładu powierzchni ze względu na udział drzew osłabionych. Podobny brak statystycznie istotnych różnic dla tego kryterium stwierdzono pomiędzy stanem sosny i buka w roku 2014. Kolejnym gatunkiem, o wyraźnie gorszych wartościach wskaźników

zdrowotności w porównaniu do buka i sosny był dąb. W przypadku tego gatunku udział drzew zdrowych (cechujących się defoliacją mniejszą niż wartość krytyczna) był niższy, a drzew osłabionych – wyższy niż w przypadku buka i sosny, podobnie jak udział drzew osłabionych usuniętych w pięcioleciu poprzedzającym rok oceny. Najgorszą zdrowotnością spośród czterech ocenianych gatunków drzew cechował się świerk. Udział usuniętych drzew osłabionych w roku 2005 i 2014 (odpowiednio 13,1% i 13,8%) był kilkukrotnie większy niż u innych gatunków, zaś drzew sklasyfikowanych jako zdrowe – kilkukrotnie mniejszy (25,5% w roku 2005 i 37,1% w roku 2014). Również rozkład powierzchni ze świerkiem ze względu na udział drzew osłabionych wyglądał zasadniczo odmiennie w porównaniu do pozostałych gatunków – w obydwu terminach najczęściej było SPO o udziale na powierzchni drzew osłabionych przekraczającym 75% (51% w 2005 i 46,5% w 2014), zaś najmniej powierzchni o niewielkim (do 25%) udziale drzew osłabionych (odpowiednio 3,8% i 9,3%). Niewielka poprawa rozkładu powierzchni, jaka nastąpiła pomiędzy rokiem 2005 i 2014 została potwierdzona statystycznie testem niezależności  $\chi^2$ . Wydaje się jednak, że kondycja zdrowotna drzewostanów świerkowych w dalszym ciągu jest zła.

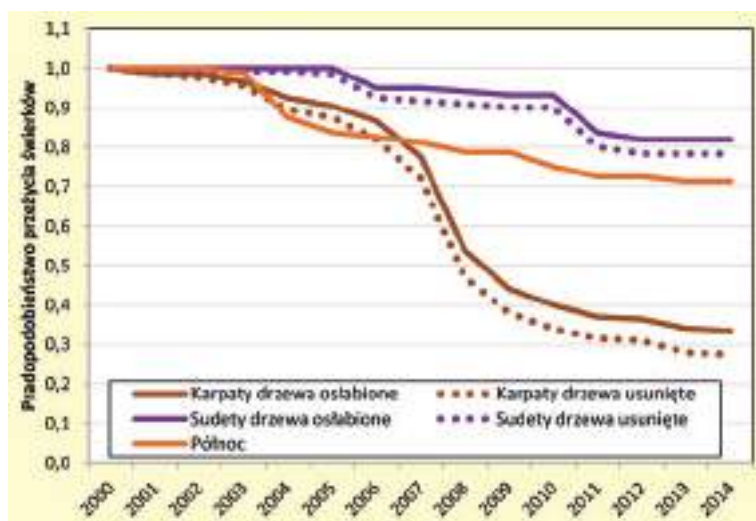
Tabela 1. Wyniki oceny stanu zdrowotnego drzewostanów sosny, świerka, dębu i buka na SPO I i II rzędu w latach 2005 i 2014

Gatunek		Buk		Sosna		Dąb		Świerk	
Rok		2005	2014	2005	2014	2005	2014	2005	2014
Liczba SPO*		98	72	754	1059	102	105	104	86
% SPO o udziale drzew osłabionych	=<25%	74,5	94,4	82,1	92,0	52,0	59,0	3,8	9,3
	25–50%	12,2	4,2	12,1	6,2	28,4	23,8	6,7	19,8
	50–75%	11,2	1,4	2,2	1,3	15,7	5,7	38,5	24,4
	75–100%	2,1	0,0	3,6	0,5	3,9	11,5	51,0	46,5
p dla testu niezależności $\chi^2$		0,0003		0,1807		0,0218		0,0065	
% udział drzew	zdrowych	80,4	91,9	82,9	91,2	74,1	76,4	25,5	37,1
	osłabionych	19,6	8,1	17,1	8,8	28,6	23,6	75,5	62,9
	usuniętych łącznie**	5,6	9,8	9,1	11,6	5,8	8,1	15,5	20,4
	usuniętych osłabionych**	1,5	0,6	2,4	1,9	2,8	2,3	13,1	13,8

\* różna liczba SPO w związku ze zmianą sieci stałych powierzchni obserwacyjnych w roku 2006

\*\* drzewa usunięte w pięcioleciu 2000-2005 lub 2009-2014

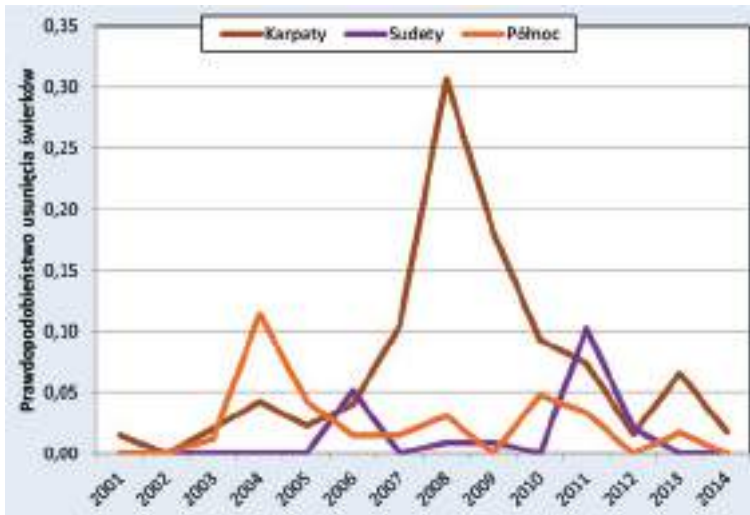
Porównano również przeżywalność i śmiertelność świerków rosnących na SPO II rzędu w trzech regionach Polski (Karpaty, Sudety oraz północna część kraju) w okresie 2000–2014 (ryc. 7 i 8), w celu identyfikacji potencjalnie występujących różnic pomiędzy regionami oraz określenia przebiegu w czasie zjawiska zamierania drzewostanów świerkowych w ostatnich kilkunastu latach. Spośród świerków znajdujących się na SPO II rzędu i podlegających corocznej ocenie stanu zdrowotnego do 2014 roku usunięto 48,5% drzew, przy czym 41,25% wykazywało osłabienie (defoliacja wyższa od poziomu krytycznego). Regionem o największym odsetku usuniętych świerków były Karpaty (odpowiednio 72,5% i 60,5%), następnie północna część Polski (28,75%, wszystkie usunięte drzewa były osłabione), zaś najmniej drzew usuniętych z powierzchni stwierdzono na terenie Sudetów (odpowiednio 21,67% i 17,5%) (ryc.7).



Rycina 7. Przeżywalność świerków w okresie 2000–2014 w wyróżnionych regionach Polski

Zamieranie i usuwanie świerków cechowało się zróżnicowaną dynamiką zarówno pomiędzy wyróżnionymi regionami Polski, jak i w kolejnych latach na tych samych obszarach (ryc. 8). Początkowo, do 2003 roku na wszystkich wyróżnionych obszarach było ono niewielkie i nie przekraczało 2,5%. W roku 2004 odnotowano wzrost śmiertelności świerków zwłaszcza na północy Polski (do około 12%) i mniejszy w Karpatach (około 4%), podczas gdy w Sudetach nie stwierdzono usunięcia ani jednego drzewa. W kolejnych latach malała śmiertelność świerków na północy Polski i do końca badanego okresu w żadnym roku nie przekraczała 5% początkowej (z roku 2000) liczby drzew. Natomiast w Karpatach, począwszy od roku 2006, odnotowano wzrost nasilenia zamierania drzew, od 2007 roku – gwałtowny, z kulminacją w latach 2008 i 2009, kiedy usunięto

z powierzchni odpowiednio około 30% i 18% początkowej liczby świerków. W kolejnych latach tempo zamierania i usuwania drzew było mniejsze, ale w latach 2010, 2011 i 2013 zawierało się w przedziale 5–10% rocznie. W przypadku świerków sudeckich po wzroście śmiertelności do około 5% w roku 2006, nastąpił spadek do wartości bliskich zero, po czym dopiero w roku 2011 wystąpił wzrost do około 10%. W ostatnich latach (2013–2014) w Sudetach ponownie nie odnotowano usuwania świerków z SPO II rzędu.



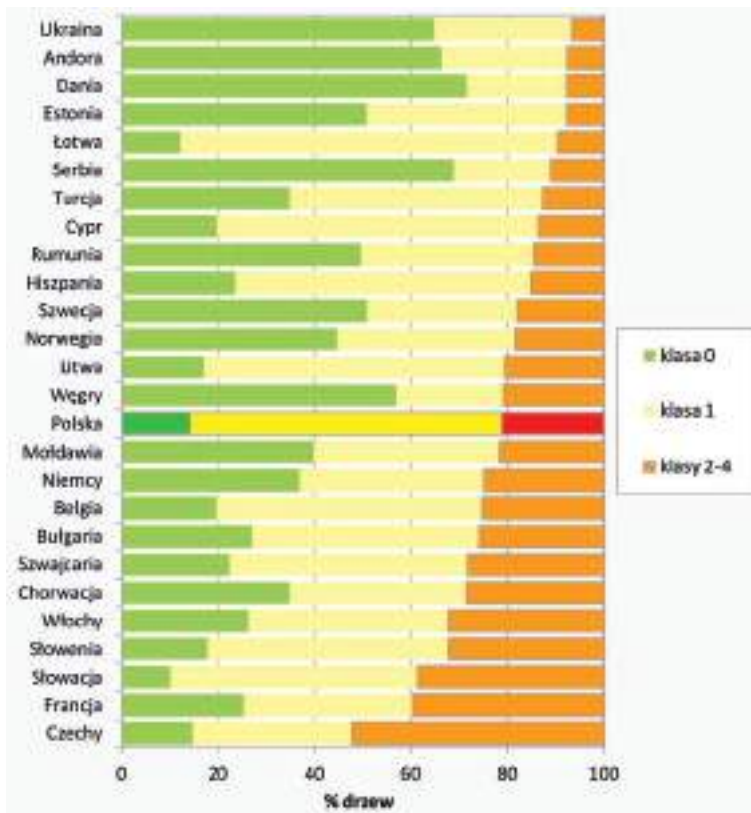
Rycina 8. Śmiertelność świerków w latach 2001–2014 w wyróżnionych regionach Polski

## STAN ZDROWOTNY LASÓW W POLSCE NA TLE LASÓW EUROPY

W Europie najlepszą kondycją zdrowotną cechują się lasy w Skandynawii, na Półwyspie Iberyjskim, w Irlandii oraz w krajach Europy Wschodniej, gdzie udział drzew o defoliacji przekraczającej 25% w ostatnich latach zawierał się w przedziale od poniżej 10% do około 20%. W Polsce udział ten oscylował wokół 20%, podobnie jak to miało miejsce w Niemczech i był wyraźnie niższy niż w innych krajach Europy Środkowej (w Czechach, Słowacji, Chorwacji czy Słowenii – od około 30% do ponad 60%), a także we Francji i Włoszech – średnio około 30%. Wyższy niż w Polsce udział drzew w klasach defoliacji 2–4 dla wszystkich gatunków razem zanotowano w 11 krajach (od 21% w Mołdawii do 52% w Czechach). Udział drzew o defoliacji do 10% był wyższy niż w Polsce w 21 krajach, niższy natomiast tylko w dwóch (Słowacja i Łotwa) i zbliżony w kolejnych dwóch (Litwa i Czechy).

W skali całej Europy, na blisko 80% powierzchni monitoringowych stwierdzono fluktuacyjne zmiany średniej defoliacji drzew o niewielkiej amplitudzie, niepozwalające na określenie trendu zmian w czasie. Na około 10% powierzchni

w okresie 2006–2014 wystąpił trend wzrostowy oraz na podobnym odsetku powierzchni – trend spadkowy (Michel i Seidling 2015). W Polsce, wśród powierzchni o określonym trendzie zmian średniej defoliacji, w odniesieniu do świerka i dębu – przeważały SPO o rosnącej defoliacji w okresie 2006–2014. W przypadku sosny i buka trendy wzrostowy i spadkowy średniorocznej defoliacji drzew na SPO występowały na podobnej liczbie powierzchni.



Rycina 9. Udział drzew wszystkich gatunków w klasach defoliacji (0 – do 10%, 1 – 10–25%, 2–4 – powyżej 25%) w krajach Europy wg rosnącego udziału drzew silnie zdefoliowanych (klasy 2–4)

## PODSUMOWANIE

Znaczącym spadkiem emisji  $\text{SO}_2$  w okresie do około 2008 roku towarzyszyło zmniejszanie się koncentracji dwutlenku siarki w powietrzu na SPO MI. W późniejszych latach spadek emisji był wolniejszy, czemu towarzyszyła stabilizacja poziomu koncentracji  $\text{SO}_2$  w powietrzu. W przypadku  $\text{NO}_2$  spadek emisji był zdecydowanie wolniejszy niż  $\text{SO}_2$ , a od początków bieżącego stulecia obserwuje



się wyraźny trend boczny. Koncentracje  $\text{NO}_2$  na SPO MI przez cały okres wykonywania pomiarów wykazywały fluktuacje, zaś po roku 2008 odnotowano nawet niewielki, ale wyraźny wzrost koncentracji dwutlenku azotu w atmosferze.

Szacuje się, że zagrożenie zakwaszeniem w 2010 roku występowało na blisko połowie terytorium Polski i w przyszłości, wraz ze zmniejszającymi się emisjami  $\text{SO}_2$ , będzie maleć do około 24% powierzchni ekosystemów lądowych w roku 2020. W latach 2010–2014 przekroczenia wartości krytycznych różnych wskaźników zakwaszenia rejestrowano na od 1/3 do 1/2 SPO MI. Nie stwierdzono przy tym znaczącej zależności pomiędzy przekraczaniem wartości krytycznych kwasowości, a odżywieniem mineralnym drzew, które na większości SPO MI było wystarczające bądź optymalne. W kolejnych cyklach badań (w okresie 1997–2013) stwierdzono również poprawę zaopatrzenia drzew w większość makroelementów. Niedobory występowały głównie w odniesieniu do siarki na niemal wszystkich powierzchniach z sosną oraz magnezu i potasu na niektórych powierzchniach z bukiem.

W 2010 roku przekroczenie ładunku krytycznego eutrofizacji występowało na około 62% areалу ekosystemów lądowych Europy (75% w UE) oraz na 89% ekosystemów lądowych Polski. Do roku 2020, w przypadku redukcji emisji tlenków azotu do poziomu wskazanego w Protokole z Göteborga (1999), udział powierzchni zagrożonych eutrofizacją zmniejszy się w Polsce do 64%. Oznacza to, że redukcja powierzchni zagrożonej eutrofizacją będzie mniejsza niż zagrożonej zakwaszeniem. Podanym tu danym modelowym odpowiadają wskaźniki zagrożenia eutrofizacją określone na podstawie pomiarów na SPO MI w latach 2010–2014, według których zagrożenie eutrofizacją występowało w tym okresie na od 1/2 do 4/5 SPO MI. Z poziomem zagrożenia eutrofizacją korespondowały zmiany pokrycia gruntu przez rośliny azotolubne w runie leśnym.

Kondycja zdrowotna drzewostanów ulegała poprawie wraz ze zmniejszaniem się emisji i koncentracji zanieczyszczeń gazowych w powietrzu, przede wszystkim na terenach o największych spadkach poziomu zanieczyszczeń (RDLP w Katowicach). Było to najbardziej widoczne w drugiej połowie lat 90-tych ubiegłego wieku. Stan zdrowotny sosny był w ostatnich latach dobry i stabilny, zaś wzrost średniej defoliacji drzew na powierzchniach rejestrowano lokalnie i krótkookresowo, co było związane z występowaniem biotycznych (gradacje foliofagów, oddziaływanie patogenów grzybowych) i abiotycznych (niekorzystne warunki pogodowe) czynników stresowych. Kondycja świerka, w przeciwieństwie do sosny, była i w dalszym ciągu jest zła. Ocena przeprowadzona dla lat 2005 i 2014 wykazała w przypadku tego gatunku duży udział drzew o defoliacji przekraczającej poziom krytyczny na terenie całej Polski, jak również znaczny odsetek drzew usuniętych jako osłabione (powyżej 13%). Najgorszą kondycją cechowały się świerki z terenu Karpat, nieco lepszą z obszaru północnej Polski (Krainy Bałtycka i Mazursko-Podlaska) i relatywnie najlepiej – z terenu Sudetów. Przeprowadzone porównanie pomiędzy oceną z roku 2005 i roku 2014 wykazało poprawę stanu zdrowotnego świerczyn, jednak w porównaniu z innymi głównymi lasotwórczymi gatunkami drzew, świerk w dalszym ciągu charakteryzuje się zdecydowanie najgorszym stanem zdrowotnym.

Najlepszą kondycją zdrowotną w ostatnich latach cechowały się buki. Wskazuje na to zarówno bardzo niska śmiertelność drzew zaklasyfikowanych jako osłabione, rejestrowana w pięcioleciach poprzedzających obydwie terminy oceny, jak i niewielki odsetek drzew osłabionych (19,6% w roku 2005 i 8,1% w roku 2014). W przypadku dębu można mówić o stabilnym stanie zdrowotnym, aczkolwiek wyraźnie gorszym niż sosny i buka, ale też znacząco lepszym niż świerka. Pomimo dosyć wysokiego udziału dębów osłabionych (28,6% i 23,6% odpowiednio w latach 2005 i 2014), odsetek usuniętych drzew osłabionych był niski i nie przekraczał 3% w żadnym z 5-letnich okresów poprzedzających terminy oceny.

Program monitoringu lasów dostarcza wiarygodnych informacji umożliwiających kształtowanie racjonalnej polityki leśnej i ekologicznej w Polsce, jak również w całej Europie. Stanowi również wypełnienie zobowiązań prawnych wynikających z przyjętych i ratyfikowanych przez Polskę międzynarodowych konwencji i prawodawstwa krajowego.

## Summary

*Paweł Lech<sup>1</sup>, Paulina Dróżdź<sup>2</sup>, Robert Hildebrand<sup>3</sup>, Hanna Kasprowicz<sup>4</sup>, Anna Kowalska<sup>5</sup>, Jadwiga Małachowska<sup>6</sup>, Jerzy Solon<sup>7</sup>, Jerzy Wawrzoniak<sup>8</sup>, Katarzyna Wiech<sup>9</sup>, Józef Wójcik<sup>10</sup>*

<sup>1</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Resources Management, P.Lech@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Laboratory of Natural Environment Chemistry, P.Drozd@ibles.waw.pl;

<sup>3</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Resources Management, R.Hildebrand@ibles.waw.pl; <sup>4</sup>General Inspectorate of Environmental Protection, Department of Monitoring and Environmental Information, h.kasprowicz@gios.gov.pl; <sup>5</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Ecology, A.Kowalska@ibles.waw.pl; <sup>6</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Resources Management, J.Malachowska@ibles.waw.pl; <sup>7</sup>Institute of Geography and Spatial Organization, Polish Academy of Sciences, Department of Geoecology and Climatology, j.solon@twarda.pan.pl; <sup>8</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Resources Management, J.Wawrzoniak@ibles.waw.pl; <sup>9</sup>General Inspectorate of Environmental Protection, Department of Monitoring and Environmental Information, sekretariatdm@gios.gov.pl; <sup>10</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Laboratory of Natural Environment Chemistry, J.Wojcik@ibles.waw.pl

## Evaluating forest danger in Poland on the basis of monitoring research of the rate and direction of changes in forest ecosystems

Forest monitoring is implemented in Poland since the middle of the 1980s as a part of the National Environmental Monitoring conducted on the order of and in cooperation with the Chief Inspectorate of Environmental Protection and the Directorate-General of

the State Forests. The program was initiated as the result of adoption and ratification by Poland of the UNECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (Geneva 1979). During the last thirty years, the system of observations, measurements and analysis has been set up, which initially was dedicated to evaluation of air pollution influence on the state of forests and gradually extended to include periodic and continued measurements and observations of basic forest ecosystem components.

Monitoring is implemented using the network of permanent observation plots, which are divided into two monitoring intensity levels: the Level I monitoring (about 2000 plots throughout Poland located on the 8 x 8 km grid), the Level II monitoring (148 plots in forest stands of the four major tree forest species) as well as intensive monitoring plots (MI; 12 active plots including one transferred to a new localization due to forest stand die-off). The Level I monitoring plots provide an annual overview of forest conditions including crown condition assessment (i.a. defoliation) and damages on sample trees. The Level II monitoring besides crown evaluation every 4–5 years implements survey of ground cover species composition, intensity and survival of regeneration, chemical reactions in assimilation organs, soil research as well as dendrometric characteristics. While, intensive monitoring plots also serve for evaluation of air quality, meteorological measurements, evaluation of deposits on the open area and under the tree canopy as well as chemical reactions of soil solutions.

Research results allow to comprehensively evaluate the rate and direction of changes ongoing in forest ecosystems, which could be classified as (a) developmental changes related to forest stands growth as well as (b) response to changes in environmental conditions.

During the last decades, there was a significant decrease in concentration of sulphur oxides in the air as well as considerably slower reduction in concentration of nitrogen oxides. There was also an increase in the pH of precipitation. Similar trends occurred in the whole Europe, which was expressed through forecasted decrease in threat to forest ecosystems from acidification. Nevertheless, according to the EMAP forecasts until 2020 in about 3–4% of European ecosystems, critical loads for acidity will be exceeded, which will mainly concern Central Europe and first of all Poland. It is estimated that about 24% of ecosystem area in Poland will be subjected to acidification, and about 64% to eutrophication. Measurements of pollution deposits implemented within the forest monitoring network on 12 (13) MI permanent plots confirm such estimates. Exceeded critical loads for acidity were noted during the last several years on 4 MI monitoring plots: Zawadzkie (pine), Szklarska Poręba, Bielsko (spruce) and Gdańsk (beech). On all those areas, the ratio of cations (BC) to aluminium (Al) was less than one, which could indicate toxicity of aluminium for tree roots. The low BC/Al ratio was also registered in pine stands around Chojnów and Krucz. While, regular surpassing of critical loads for nitrogen and related to them threat of eutrophication was observed on 7 monitoring plots: Łąck and Krotoszyn (oak), Strzałowo, Krucz, Zawadzkie, Chojnów, Białowieża (pine) as well as periodically on 3 MI plots: Bircza (beech), Szklarska Poręba, Suwałki (spruce). Besides persistent relatively high (compare to other parts of Europe) threat of acidification and eutrophication, it would be important to note that during the last two decades this threat has been decreasing, which is confirmed by absolute values of deposits and concentrations of sulphur and nitrogen oxides in the atmosphere. It has been reflected by changes in synanthropization of forest ground cover which is studied every 5 years on the Level II monitoring plots. While plots with fluctuating during the consecutive observation cycles changes in quantity and cover of nitrophyl species are in majority, the remaining plots

have decreasing quantities and cover of nitrophyl species. The observed signals, are however too weak in order to confirm occurrence of clear and continuous trends. The similar situation occurs in the case of annually evaluated health condition of forest stands on Level I monitoring plots. The average defoliation as well as share of trees with defoliation higher than 25% has been gradually changing in consecutive years, while in the Regional Directorate of the State Forests in Katowice, there was a significant improvement of forest health during the period of largest decrease in sulphur dioxide concentration in the air during 1996–1999.

During the last years, state and stability of the majority of dominant forest species in Poland became balanced. The worst health was noted in spruce forest stands, where from the year 2003 tree mortality increase has been registered. Culmination of this process on the Level II monitoring plots took place in 2006–2009. After 2002, it was significantly higher than that of pine, oak and beech. Among spruce trees evaluated throughout Poland during 2000–2014 on the Level II monitoring plots, 49.09% of trees has been salvaged. Poor health of spruce stands has been observed around the whole Poland, being the worst in the area of western Carpathians and especially Beskidy Mountains where until 2014 around 60% of trees evaluated in the year 2000 had been cut. Twice less spruce trees (about 28.75%) were removed during the same time from the Level II monitoring plots located in lowland areas. Evaluation of tree health on the Level I monitoring plots also corresponds to such situation. There, in 2000–2005 15.5% of spruces were removed, while during 2009–2014 that share was 20.4% (during both of those periods, the share of removed trees described as being weakened was more than 13%). Among the coniferous species, pine forest stands behave quite different. They are characterized by high health stability expressed both by low share of removed trees (15.06% of trees evaluated in the year 2000 have been removed on the Level II plots until 2014) as well as quite low average defoliation. The data from the Level I plots are even more supportive. According to them, 2.45% of trees evaluated as weakened were removed during 2000–2005, and only 1.9% during 2009–2014. For decades, beech stands are characterised as having the best health state among the major broad-leaved species (average defoliation during 2009–2013 was within 14–17%), while oak stands as worst (average defoliation within 23–26%).

Detailed analysis of the majority of long-term forest monitoring data indicates that only in cases when changes in forest health also depend on air quality, there would be clear long-term trends. In the event of other changes (which could be considered as potential threat), short-term fluctuations and changes could be expected, which however could signal possibility of future occurrence of evident changes.

In Europe, the best forest health is observed in Scandinavia, on the Iberian Peninsula, in Ireland as well as in countries of western Europe, where the share of trees with defoliation higher than 25% during the last years was within the limits below 10 to about 20%. In Poland this number was around 20%, which is similar to the situation in Germany, and is significantly lower than in other countries of Central Europe (in Czech Republic, Slovakia, Croatia or Slovenia – from around 30 to above 60%), and also in France and Italy – about 30%.

The forest monitoring program provides credible information allowing to shape sustainable forest and environmental policy in Poland as well as in the whole Europe. It fulfils legal commitments consequent with adopted and ratified by Poland international conventions and national legislation.

## LITERATURA

- Dębski B., Olecka A., Bebkiewicz K., Kargulewicz I., Rutkowski J., Zasina D., Zimakowska-Laskowska M., Żaczek M. 2016. Krajowy bilans emisji SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2013–2014 w układzie klasyfikacji SNAP i NFR. Raport podstawowy. KOBiZE.
- Hettelingh J.-P., Posch M., Slootweg J. 2015. Assessments using the 2015 critical loads database. W: Slootweg J., Posch M., Hettelingh J.-P. (eds.). Modeling and mapping the impacts of atmospheric deposition of nitrogen and sulphur: CCE Status Report 2015. Coordination Centre for Effects.
- Hettelingh J.-P., Posch M., Slootweg J., Mathijssen L. 2014. Exposure of ecosystems to acidification and eutrophication in Europe: an update of EEA-Core Set Indicator 005. W: Slootweg J., Posch M., Hettelingh J.-P., Mathijssen L. (eds.). Modeling and Mapping impacts of atmospheric deposition on plant species diversity in Europe: CCE Status Report 2014. Coordination Centre for Effects.
- Konwencja ONZ o transgranicznym przemieszczaniu się zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (UN ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, Genewa 1979).
- Michel A., Seidling W. (ed.). 2015. Forest Condition in Europe: Technical Report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Vienna: BFW Austrian Research Centre for Forests. BFW-Documentation 21/2015.
- Solon J. 2014. Florystyczne i ekologiczne zmiany charakteru runa na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu w latach 2008–2013. W: Wawrzoniak J. (red.). Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2013 roku na podstawie badań monitoringowych. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Program Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2016–2020. 2015. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Ustawa z dnia 20 lipca 1991 roku o Inspekcji Ochrony Środowiska. Dziennik Ustaw, 1991 nr 77 poz. 335.
- Ustawa z dnia 28 września 1991 roku o lasach. Dziennik Ustaw 1991 nr 101 poz. 444.
- Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 roku – Prawo ochrony środowiska. Dziennik Ustaw 2001 nr 62 poz. 627.
- Wójcik J. 2014. Stan odżywienia drzewostanów dębowych w latach 1997–2013 na podstawie wyników monitoringu organów asymilacyjnych drzew. W: Wawrzoniak J. (red.). Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2013 roku na podstawie badań monitoringowych. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Wójcik J., Dróżdż P. 2015. Zmiany stanu odżywienia drzewostanów w latach 1997–2013 na podstawie wyników monitoringu organów asymilacyjnych drzew. W: Wawrzoniak J. (red.). Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2014 roku na podstawie badań monitoringowych. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.

*Edward Pierzgałski<sup>1</sup>, Jan Tyszka<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu, E.Pierzgalski@ibles.waw.pl; <sup>2</sup>Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu, J.Tyszka@ibles.waw.pl

## Współczesne funkcje infrastruktury wodnej w lasach

### WSTĘP

Warunki wodne są jednym z najważniejszych czynników kształtujących stan i rozwój ekosystemów leśnych. Są one zależne od wielu czynników, w tym od czynników abiotycznych (opady, temperatura powietrza), środowiskowych (geomorfologicznych, glebowych, hydrogeologicznych), biotycznych (potrzeby wodne ekosystemów). Mogą być także kształtowane za pomocą infrastruktury wodnej.

Ocena warunków wodnych w Polsce uległa w ostatnich kilkudziesięciu latach znacznej modyfikacji. Jeszcze w latach 30. ubiegłego wieku Polska była postrzegana jako kraj o nadmiarach wody występujących prawie na całym obszarze (Ostromęcki 1973). Wskaźniki bilansu wodnego, m.in. Sielaninowa, odpowiadały wartościom właściwym obszarom o dużych zasobach wodnych. Słuszność ówczesnych poglądów potwierdziła praktyka rolnicza domagająca się już pod koniec XIX i na początku XX wieku melioracji odwadniających w celu usunięcia nadmiernego uwilgotnienia pól na wiosnę i po opadach nawalnych w okresie wegetacyjnym. Inwestycje odwadniające rozpoczęto na stosunkowo dużą skalę na przełomie XIX i XX wieku na obszarze zaboru pruskiego. Jednakże już w latach 50. XX wieku poglądy o warunkach wilgotnościowych zaczęły ulegać zmianie. W 1958 r. Mohrmann (Ostromęcki 1973) przedstawił wyniki obliczeń bilansu wodnego na obszarze Polski. Obraz warunków wodnych przedstawiony przez Mohrmanna był bardzo zbliżony do wyników współczesnych analiz i wskazywał na występowanie w centralnej części Polski dość częstego (w 8 latach na 10) niedoboru wody.

Charakterystycznymi cechami klimatu w Polsce jest jego przejściowość, zmienność i kontrastowość (Rojek 2006). Przejściowość klimatu oznacza występowanie zarówno klimatu morskiego, jak i kontynentalnego, co jest wynikiem

okresowości dominujących wpływów Bałtyku i oceanu Atlantyckiego. Zmienność klimatu objawia się dużymi różnicami temperatur i opadów zarówno w ciągu roku, jak i w okresach wieloletnich. Średnia suma opadów w ciągu roku wynosi w Polsce niewiele ponad 600 mm, przy czym w centralnej części Polski wynoszą one jedynie 500 mm, a w wysokich górach na południu Polski wzrastają do 1500 mm. Sumy średnich opadów rocznych mogą w poszczególnych latach znacznie się różnić np. w wyjątkowo mokrym 1975 roku średni opad roczny dla całego kraju wynosił 780 mm, a w suchym 1990 roku jedynie 420 mm. Kontrastowość klimatu określa jego zmienność przestrzenną i tym samym oznacza zmienność przestrzenną zasobów wodnych. Największe niedobory wody występują w centralnej części Polski, jakkolwiek zdarzają się susze także w północnej części kraju i nawet na obszarach górskich. Ekstremalne zjawiska hydrologiczne, których skutkiem są m.in. powodzie, występują w całej Polsce, jednak najczęściej na południu kraju.

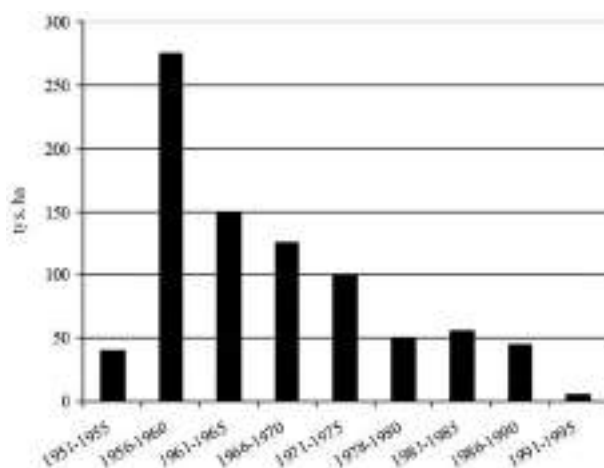
Negatywne skutki zjawisk klimatycznych i hydrologicznych można ograniczać za pomocą infrastruktury wodnej składającej się z naturalnych i sztucznych obiektów powierzchniowych, liniowych i punktowych. Naturalnymi obiektami powierzchniowymi są: jeziora, oczka wodne i mokradła, a sztucznymi – stawy i zbiorniki wodne. Ciekami wodnymi (strumienie, potoki i rzeki) są naturalnymi obiektami liniowymi, natomiast kanały i rowy sztucznymi liniowymi elementami infrastruktury wodnej. Budowle wodne będące obiektami punktowymi obejmują budowle piętrzące (jazzy, zastawki, progi, stopnie, bystrotoki), budowle kubaturowe (pompownie), komunikacyjne (przepusty, mosty) oraz urządzenia pomiarowe.

Głównymi zadaniami infrastruktury wodnej tworzonej w lasach od lat 50. ubiegłego wieku były: komunikacyjne udostępnienie terenu, wykorzystanie potencjalnej produktywności siedlisk oraz zwiększenie powierzchni leśnej. Największy zakres inwestycji dotyczył systemów melioracyjnych, których głównym zadaniem było kształtowanie warunków wodnych optymalnych dla przyrostu drzew. Inwestycje te ściśle korelowały z celami ówczesnej gospodarki leśnej, której priorytetem była produkcja drewna. Urządzenia melioracyjne budowano przede wszystkim na terenach o nadmiernym uwilgotnieniu, co determinowało ich odwadniający charakter. Obowiązujące zasady melioracji wskazywały na konieczność zachowania ostrożności przy odwadnianiu i potrzebę przystosowania urządzeń odwadniających do regulowania odpływu. Wykonanie budowli spowalniających odpływ na rowach, kanałach i ciekach wodnych przewidywano w niektórych projektach jako II etap realizacji inwestycji, lecz etap ten często był pomijany. Także dużym problemem była właściwa eksploatacja i konserwacja urządzeń melioracyjnych.

Zakres inwestycji melioracyjnych od 1950 roku przedstawiono na ryc. 1. Powierzchnię lasów, na której planowano wykonać urządzenia melioracyjne szacowano na 1 050 tys. hektarów. W okresie 1951–1991 wykonano systemy melioracyjne na powierzchni 850 tys. hektarów, czyli na około 9% powierzchni polskich lasów (Wiśniewski 1996). Większość wykonanych inwestycji obejmowała odbudowę, przebudowę lub renowację istniejących, lecz zniszczonych lub zaniebdanych urządzeń. Odwodnienia mające na celu zwiększenie powierzchni leśnej,

czyli uproduktywienie tzw. nieużytków śródleśnych, wykonano na około 10 tys. ha. Nawodnienia w lasach realizowano głównie poprzez tzw. regulowany odpływ oraz za pomocą deszczowni w szkółkach leśnych.

Już w latach 70. XX w. inwestycje melioracyjne uległy zasadniczemu ograniczeniu, co miało niewątpliwy związek z coraz większą rangą funkcji ekologicznej lasu oraz obserwowanym zmniejszaniem się zasobów wodnych. Od lat 80. ubiegłego wieku w wielu kompleksach leśnych wyraźnie dostrzegano pogarszanie się warunków wodnych, na które miały wpływ mniejsze opady, wzrost temperatury powietrza i potrzeb wodnych drzewostanów, a także funkcjonowanie niesterowalnych systemów odwadniających, a także innych oddziaływań antropologicznych. W latach 90. XX w. inwestycje melioracyjne w lasach zostały prawie całkowicie zaniechane.



Rycina 1. Powierzchnie gruntów leśnych zmeliorowanych w okresie 1951–1995

Celem niniejszego artykułu jest próba oceny, jakie są i powinny być współczesne funkcje infrastruktury wodnej w lasach wobec nowych wyzwań związanych z redefinicją funkcji lasów, wprowadzaniem zasad zintegrowanej gospodarki wodnej i zmianami klimatu.

## GOSPODARKA WODNA W LASACH W ŚWIETLE DOKUMENTÓW PRAWNYCH

Najważniejszym w Polsce aktem prawnym regulującym zasady kształtowania i gospodarowania wodą jest *Prawo wodne*. Od czasu uzyskania niepodległości w 1918 roku w Polsce uchwalono cztery ustawy dotyczące gospodarki wodnej:

- *Ustawa wodna* (19 września 1922 r.),
- *Prawo wodne* (30 maja 1962 r.),
- *Prawo wodne* (24 października 1974 r.),
- *Prawo wodne* (30 maja 2001 r.).



Uchwalone w 2001 roku i obowiązujące obecnie *Prawo wodne* było wielokrotnie nowelizowane, głównie z powodu konieczności transpozycji do krajowych aktów prawnych postanowień zawartych w dokumentach legislacyjnych Unii Europejskiej. Po wprowadzeniu kilkudziesięciu zmian w *Prawie wodnym* z 2001 roku i konieczności dalszych transpozycji postanowiono, że zamiast dalszych nowelizacji należy opracować nowe *Prawo wodne*. Projekt założeń do nowego *Prawa wodnego* został w 2012 roku przedstawiony do konsultacji społecznych. Założenia obejmowały propozycje zmian prawno-organizacyjnych administracji publicznej polegających na rozdzieleniu kompetencji w zakresie inwestycji i utrzymania mienia Skarbu Państwa od funkcji administracyjnych i planistycznych oraz na zmianach finansowania gospodarki wodnej oraz zakresu nadzoru jednostek administracyjnych gospodarki wodnej. W 2014 roku zmodyfikowane, w wyniku konsultacji społecznych, założenia zostały przyjęte przez Radę Ministrów, lecz wskutek zakończenia kadencji władz nie zostały przesłane do Sejmu. Opracowany przez nowe władze rządowe projekt *Prawa wodnego* został zaprezentowany w kwietniu 2016 r. przez Rządowe Centrum Legislacyjne i prawdopodobnie wejdzie w życie w 2017 roku.

Analizując obecnie obowiązujące *Prawo wodne*, można stwierdzić, że problemy gospodarowania wodą w lasach są w nim potraktowane marginesowo. Nawet definicja melioracji wodnych wskazuje na funkcje urządzeń melioracyjnych związane jedynie z produkcją rolniczą i ochroną przed powodzią. Nieuwzględnienie w *Prawie wodnym* specyfiki zagadnień regulacji stosunków wodnych siedlisk leśnych sprawiło, że ich ujęcie znalazło swoje odbicie w sposób bezpośredni lub pośredni w aktach prawnych związanych z lasami.

W *ustawie o lasach* jako jeden z celów trwałej zrównoważonej gospodarki leśnej wymienia się „ochronę wód powierzchniowych i głębinowych, retencję zlewni, w szczególności na obszarach wododziałów i na obszarach zasilania zbiorników wód podziemnych”. Do osiągnięcia innych celów gospodarki leśnej niezbędne są także działania stwarzające stabilne warunki wodne w siedliskach. *Ustawa* przewiduje także nadanie statusu lasów ochronnych, które „chronią zasoby wód powierzchniowych i podziemnych, regulują stosunki hydrologiczne w zlewni oraz na obszarach wododziałów”.

W *Zasadach hodowli lasu* w rozdziale *Kształtowanie zasobów wodnych* zawarto szczegółowe cele i zasady gospodarki leśnej w aspekcie regulację stosunków wodnych. Podkreślono konieczność zachowania ostrożności przy ingerencji w warunki wodne w środowisku leśnym. Przyjęto, że „Podstawową zasadą gospodarki wodnej w lasach jest utrzymanie w stanie zbliżonym do naturalnego źródeł, różnego rodzaju zbiorników wodnych, cieków, bagien i mokradel, a ingerencja w środowisko wodne lasu jest uzasadniona tylko wówczas, gdy jej celem jest stabilizacja uwilgotnienia siedlisk leśnych, zapobieganie wpływom ekstremalnych zjawisk klimatycznych oraz łagodzenie skutków działalności antropogenicznej”. Dużą uwagę zwrócono na potrzebę stosowania w hodowli lasu metod wzmacniających funkcje wodochronne i retencyjne lasu.

Niezwykle ważne w aspekcie kształtowania zasobów wodnych i zwiększenia retencji wodnej było zarządzenie dyrektora generalnego Lasów Państwowych nr 11 z 1995 r., a zwłaszcza nr 11A z 1999 roku zobowiązujące do stosowania *Wytucznych w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych*. Stwierdzono w nich, że „Jednym z podstawowych czynników decydujących o trwałości lasów ... jest ograniczanie procesów degradacji stosunków wodnych w lasach”, a do niezbędnych działań umożliwiających osiągnięcie tego celu należą m.in.:

- zachowanie w stanie zbliżonym do naturalnego i odtwarzanie zbiorników śródleśnych,
- zalesienia i zadrzewienia brzegów cieków i zbiorników poza obszarami leśnymi,
- zachowanie w dolinach rzek lasów łągowych i olsów,
- zachowanie w stanie nienaruszonym mokradeł i innych nieużytków ekologicznych,
- zalesienia górnych partii zlewni górskich, w tym w strefach wododziałowych.

Określanie potrzeb w zakresie remontów oraz budowy infrastruktury technicznej przewiduje *Instrukcja zarządzania lasu*, w której zawarto informacje dotyczące celów i sposobów kształtowania pożądaných warunków wodnych w lasach.

Oprócz powyższych dokumentów istnieje jeszcze szereg opracowań specjalistycznych, jak *Podstawy i zasady melioracji wodnych w lasach* (1987), *Wytuczne nawadniania w szkółkach leśnych na powierzchniach otwartych* (1978, 1991, 2002 r.), *Zasady gospodarowania wodą w lasach* (2004) i inne.

O randze głównego czynnika abiotycznego kształtującego ekosystemy leśne i decydującego o ich rozwoju, kondycji i trwałości, jakim są zasoby wodne, świadczą także opracowania i dokumenty mające zasięg paneuropejski, w tym Rezolucja *Lasy i woda* uchwalona w 2007 roku w Warszawie w ramach Ministerialnego Procesu Ochrony Lasów w Europie, w której dokonano identyfikacji najważniejszych współczesnych problemów lasów europejskich w zakresie relacji między gospodarką leśną i wodną (Pierzgalski 2011).

Na końcu przeglądu podstaw legislacyjnych gospodarowania wodą w lasach należy podkreślić, że po przystąpieniu Polski do Unii Europejskiej wymagana jest transpozycja do prawa krajowego dyrektyw i innych aktów prawnych UE. W odniesieniu do gospodarki wodnej niezmiernie ważne jest osiągnięcie celów dyrektyw Unii Europejskiej, z których do najważniejszych należą: ramowa dyrektywa wodna, dyrektywa azotanowa, dyrektywa powodziowa oraz dyrektywy, na podstawie których utworzono europejską sieć ekologiczną Natura 2000. Wskazuje to na konieczność włączenia gospodarowania wodą w lasach, podobnie, jak gospodarowania wodą na terenach rolniczych, w spójny system zintegrowanej gospodarki wodnej w zlewniach rzecznych.

## FUNKCJE INFRASTRUKTURY WODNEJ

W okresie po II wojnie światowej infrastruktura wodna w lasach pełniła trzy podstawowe cele:

- udostępnienie komunikacyjne terenu,
- regulacja stosunków wodnych w celu zwiększenia produktywności drzewostanów,
- umożliwienie zagospodarowania leśnego tzw. nieużytków śródleśnych.

Spośród tych funkcji, aktualne jest jedynie kształtowanie warunków wodnych w celu prawidłowego rozwoju drzewostanów, lecz wobec dużego znaczenia ochrony przyrody wszelkie działania ingerujące w zasoby wodne muszą uwzględniać, oprócz drzewostanów, także rozwój ekosystemów leśnych, zwłaszcza na obszarach chronionych.

Współcześnie, zgodnie ze scenariuszami zmian klimatu, infrastruktura wodna w lasach może pełnić ważne funkcje polegające na:

- zwiększaniu odporności ekosystemu leśnego na zakłócenia powodowane ekstremalnymi zjawiskami klimatycznymi,
- wspomaganii adaptacji lasu do długoterminowych zmian klimatu,
- ograniczaniu zagrożenia powodzią i erozją wodną,
- zwiększaniu pochłaniania gazów cieplarnianych.

## REGULACJA STOSUNKÓW WODNYCH

W celu identyfikacji głównych problemów wodnych w lasach Instytut Badawczy Leśnictwa w 2009 roku przeprowadził badania ankietowe (Pierzgalski i in. 2009) w dwóch grupach nadleśnictw:

- nadleśnictwa w centralnej części Polski zlokalizowane na obszarach o największych potrzebach retencyjnych (nadleśnictwa z regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w Łodzi, Warszawie, Pile, Poznaniu, Toruniu oraz kilka nadleśnictw w RDLP w Radomiu),
- nadleśnictwa w południowej części Polski z przewagą lasów górskich (nadleśnictwa z regionalnych dyrekcji LP we Wrocławiu, Krakowie, Katowicach i Krośnie).

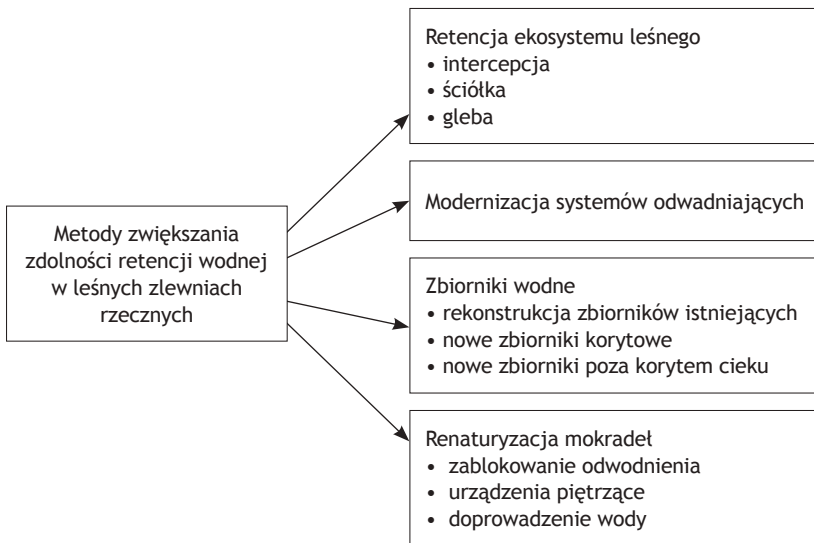
Z uzyskanych informacji wynika, że we wszystkich nadleśnictwach lasów nizinnych występują objawy braku wody. W ponad połowie ankietowanych nadleśnictw (53%) wykazywano, że braki wody są trwałym zjawiskiem, a w pozostałych okresowym (47%). W większości nadleśnictw stwierdzano pojawiający się trend systematycznego zmniejszania się zasobów wodnych, a za główną przyczynę uważa się czynniki naturalne (zmniejszenie opadów, ocieplenie zim i wzrost temperatury). Brak wody objawia się w postaci wysychających studni, zbiorników i śródleśnych cieków oraz przesychających torfowisk. Wskazywano także na problem eutrofizacji istniejących śródleśnych oczek wodnych

i zbiorników. W niektórych nadleśnictwach występuje grądownienie łągów. W ankietach stwierdzano, że wskutek niedoborów wodnych obserwuje się osłabianie i zamieranie drzewostanów oraz zwiększenie podatności drzewostanów na inwazję chorób grzybowych i owadów, czego skutkiem jest wzrost ilości posuszu, defoliacja drzewostanów, a także nadmierne wydzielanie się świerka i brzozy oraz zamieranie jesionu, dębu i olszy. Inna natomiast sytuacja jest w przypadku nadmiarów wody. Jedynie w 15 nadleśnictwach stwierdzono, że nadmiary wód występują, ale tylko jako lokalne podtopienia lub wysięki. Za jedną z przyczyn tego zjawiska wskazywano działalność bobrów, która powodowała podnoszenie poziomu zwierciadła wody gruntowej. Ponadto w ponad połowie nadleśnictw nadmiary wód występują tylko okresowo, po ulewnych deszczach i po wiosennych roztopach. Ponad 90% ankietowanych jednostek wskazywało na brak zjawiska systematycznego zwiększania się zasobów wodnych, pozostała część wskazała, że istnieje takie zjawisko, lecz w wymiarze lokalnym. W lasach górskich w 10% ankietowanych jednostek stwierdzono występowanie stałych, a w 90% okresowych braków wody. W nadleśnictwach górskich istotnym problemem są spływy powierzchniowe i wezbrania w potokach wskutek silnych opadów. Powodują one zjawiska erozyjne, niszczą ekosystemy leśne i infrastrukturę techniczną. Zabagnianie siedlisk leśnych jest obecnie zjawiskiem znacznie rzadszym od przesuszania, lecz szkody wskutek nadmiaru wody mogą być duże i trwałe, gdyż powodują lokalne przeobrażenia siedlisk. Przyczyny zabagnień mogą być różne. Podtopienia występują w sąsiedztwie stopni i zbiorników wodnych, a także mogą być skutkiem działalności bobrów. Dość duże szkody mogą być spowodowane przez powodzie. Istotne zmiany warunków wodnych towarzyszą przekształceniom geomorfologicznym dokonywanym podczas eksploatacji kruszyw. Zmiany te często utrudniają lub uniemożliwiają rekultywację wyrobiska i użytkowanie go jako siedliska leśnego. Wtórne zabagnienia mogą wystąpić w zmeliorowanych siedliskach, gdzie urządzenia melioracyjne straciły swe funkcje wskutek braku ich konserwacji. Długoletnie zaniedbania konserwacji urządzeń melioracyjnych mogą także spowodować znaczące szkody przyrodnicze i straty ekonomiczne. Praktyka leśna sygnalizuje występowanie takich przypadków.

Analiza zebranych informacji z nadleśnictw wskazuje, że istnieje potrzeba regulacji stosunków wodnych w lasach. Jednakże ze względu na cykliczność zjawisk meteorologicznych, zarówno w krótkich, jak i dłuższych przedziałach czasowych, urządzenia wykonywane w lasach w ramach przedsięwzięć mających na celu poprawę warunków wodnych powinny, w odróżnieniu od niesterowalnych systemów odwadniających, posiadać zdolność dwustronnego regulowania stosunków wodnych. Dlatego też podstawową zasadą regulacji stosunków wodnych w lasach powinno być stosowanie urządzeń melioracyjnych, które umożliwiają regulowanie odpływu odpowiednio do występujących warunków pogodowych. Oczywiście pomijając urządzenia wykonywane w celach doraźnych np. po zrzębach, pożarach, aby umożliwić wykonanie prac zalesieniowych.

## RETENCJA ZASOBÓW WODNYCH

Większość prognoz zmian klimatu wskazuje, że temperatury powietrza nadal będą wzrastać, przy czym nasilać się będą także zjawiska ekstremalne. Coraz bardziej dokuczliwe będą dłuższe okresy bezopadowe (susze atmosferyczne), których skutkiem jest przesuszanie gleb na znaczną głębokość (susze glebowe), a także obniżanie się poziomu zwierciadła wody gruntowej i dłuższe występowanie w rzekach przepływów niżówkowych, nawet do ich całkowitego zniknięcia (susze hydrologiczne). Można także spodziewać się okresowych nadmiarów wód, pochodzących głównie z opadów nawaalnych. Dlatego, w celu łagodzenia tych niekorzystnych zjawisk, od dłuższego czasu priorytetem działań mających na celu poprawę warunków wodnych w lasach są przedsięwzięcia zwiększające retencję wodną. Pojęcie retencja (łac. *retentio*) oznacza zatrzymanie. Retencja wodna oznacza więc zdolność do zatrzymania i gromadzenia wody w celu jej późniejszego wykorzystania przez ekosystemy leśne, a także zahamowania tendencji przesuszania siedlisk leśnych. Zatrzymana woda w lasach ma znaczenie nie tylko dla ekosystemów leśnych, ale także dla poprawy bilansu wodnego w zlewniach rzecznych. Wielkość zasobów wodnych można kształtować za pomocą metod przyrodniczych lub technicznych. W pierwszej kolejności należy sięgać po metody przyrodnicze. Na ryc. 2 zestawiono podstawowe metody zwiększania retencji zarówno w lasach nizinnych, jak i górskich.



Rycina 2. Metody zwiększania retencji wodnej w lasach

Wybór sposobu zwiększania retencji wodnej zależy przede wszystkim od przyczyny pogarszania się warunków wodnych, a także od zadań, które obiekt małej retencji ma pełnić. Jeśli np. zasoby wodne zmniejszają się wskutek nadmiernego

odwodnienia, należy rozpatrzyć potrzebę utrzymywania urządzeń odwadniających lub adaptować je do pełnienia funkcji regulowanego odpływu. W lasach nizinnych do najbardziej powszechnych technicznych sposobów zwiększania retencji należą:

- regulowany odpływ (systemy odwadniająco-nawadniające składające się z sieci rowów z zastawkami),
- urządzenia piętrzące w ciekach służące spowolnieniu odpływu ze zlewni wód opadowych, roztopowych lub gruntowych (jazy, zastawki, progi, bystrotoki),
- urządzenia retencji powierzchniowej (sztuczne zbiorniki wodne, podpiętrzenia jezior i stawów),
- renaturyzacja mokradel śródleśnych.

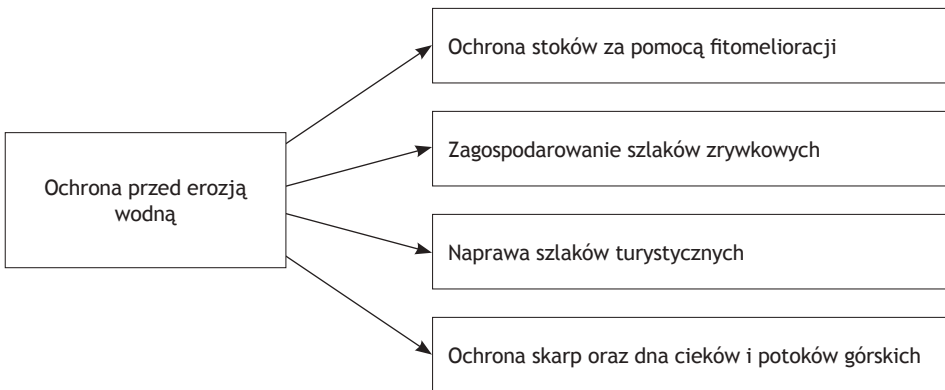
Spowolnienie odpływu w ciekach wykonuje się kilkoma sposobami. Najpowszechniej w tym celu stosuje się urządzenia piętrzące w poprzek koryta, jako budowle stałe lub ruchome. Innym sposobem jest wydłużenie trasy rzeki (jeśli była uregulowana) poprzez odtworzenie meandrów zastoisk lub utworzenie zbiorników okresowych na terenach zalewowych. Jednakże te przedsięwzięcia w lasach są raczej możliwe w szerokich dolinach śródleśnych.

Zbiorniki wodne są podstawowym sposobem zwiększania retencji wód powierzchniowych. Zbiorniki na terenach leśnych są zwykle obiektami małymi pod względem powierzchniowym (od kilkuarowych do najwyżej kilkuhektarowych, zwykle nie przekraczają 5 hektarów). Kryteria lokalizacji zbiorników są dość proste: istnienie odpowiedniego źródła wody, odpowiednie ukształtowanie terenu stanowiące o kosztach budowy zbiornika, ocena warunków przyrodniczych na powierzchni przewidzianej do zalania i ocena skutków wykonania zbiornika. Podstawą realizacji zbiorników powinny być miarodajne obliczenia hydrologiczne (wykazujące możliwości napełnienia zbiornika) lub bilans wodnogospodarczy potwierdzający możliwość spełniania przez zbiornik założonych zadań. Pod względem konstrukcyjnym, w zależności od zadań, które ma zbiornik pełnić należy uwzględnić: dostęp do wody dla zwierzyny leśnej, podjazd do poboru wody dla ochrony przeciwpożarowej, ujęcie wody do deszczowni w szkółce leśnej itp. Jeśli zbiornik ma mieć znaczenie dla ptactwa wodnego, to ważne jest zaprojektowanie w nim wyspy, niekiedy mogą być wymagane strome skarpy. Ważne jest także nadanie zbiornikowi kształtów zbliżonych do naturalnych i odpowiednie wkomponowanie go w otoczenie. W projektach ewentualnych budowli (np. spustowych) należy uwzględnić minimalizację obsługi eksploatacyjnej. W przypadku zbiorników rekreacyjnych przewidzieć należy również zagadnienia infrastruktury turystycznej, a także poddać analizie problem czystości wody w zbiorniku.

Renaturyzacja mokradel śródleśnych ma na celu zwiększenie biologicznej różnorodności oraz łagodzenie okresowych nadmiarów lub niedoborów wodnych wokół mokradła lub nawet w całej zlewni, jeśli mokradło jest odpowiednio duże. Dzięki płaskiemu ukształtowaniu i dużej szorstkości powierzchni, opady atmosferyczne są na mokradłach zatrzymywane prawie w całości, zasilając następnie zasoby wód podziemnych. Mokradła stanowią także system oczyszczający wodę;

ta zdolność mokradeł została wykorzystana w koncepcjach oczyszczalni korzeniowych. Podstawowym czynnikiem renaturyzacji mokradła są warunki wodne. Niezmiernie ważne dla zapoczątkowania pożądanej sukcesji roślin jest określenie położenia wody gruntowej zapewniającego odpowiednie uwilgotnienie wierzchniej warstwy gleby. W typowych glebach torfowo-murszowych według badań terenowych i wykonanych obliczeń zwierciadło wody powinno wahać się od 55 cm do 20 cm od powierzchni terenu.

W lasach górskich, oprócz przedsięwzięć retencyjnych dominuje problem ochrony stoków przed erozją gleby pojawiającą się podczas spływów powierzchniowych przy dużych opadach. Podejmowane są również działania zapobiegające erozji liniowej w potokach i ciekach górskich. Na ryc. 3 przedstawiono podział przedsięwzięć specyficznych dla lasów górskich.

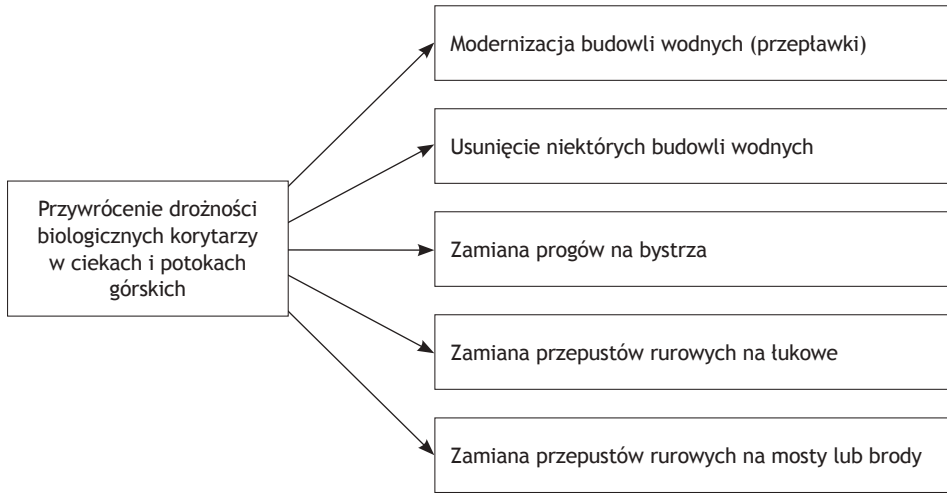


Rycina 3. Przedsięwzięcia związane z ochroną stoków, cieków i potoków górskich przed erozją

Istotnym zagadnieniem dotyczącym cieków górskich jest przywracanie ich roli jako korytarzy biologicznych dla ekosystemów wodnych i od wody zależnych. Dotychczas zrealizowano kilka projektów stanowiących przykład kompromisu między aspektem hydraulicznym (przepływ nierozmywający), a wymogami przyrodniczymi (Bojarski i in. 2005; Shields i in. 2003). Zestawienie tego typu prac przedstawiono na ryc. 4.

## OCHRONA PRZED POWODZIĄ

Powódzie w Polsce są stałym, losowo występującym zjawiskiem. Bezpośrednim zalaniem jest zagrożonych ponad 2 mln ha terenów dolinowych i przy morskich. Powierzchnia objęta destrukcją towarzyszącą powodziom może być kilkakrotnie większa (Pierzgalski i in. 2012). W tradycyjnych rozwiązaniach ochrony przeciwpowodziowej dominują urządzenia techniczne: uregulowane rzeki, wały przeciwpowodziowe, duże zbiorniki retencyjne. Powódzie w ostatnich kilkunastu



Rycina 4. Przedsięwzięcia mające na celu przywrócenie korytarzy biologicznych w ciekach i potokach górskich

latach dowiodły, że urządzenia techniczne są zawodne i powodzi katastrofalnych tylko za ich pomocą nie można wyeliminować. Postuluje się więc zintegrowane systemy ochrony przed powodzią obejmujące także środki nietechniczne. Lasy w tych programach mogą odgrywać istotną rolę. Po pierwsze ze względu na powierzchnię obejmującą 30% kraju, a po drugie ze względu na swe znaczące retencyjne zdolności naturalne, zwiększone urządzeniami technicznymi. Dzięki intercepcji, retencji ściółki leśnej, stosunkowo dużej przepuszczalności gleb leśnych, a także zbiornikom i mokradłom śródleśnym, tereny leśne zatrzymują znaczną część opadu i powodują zamianę spływów powierzchniowych na odpływ gruntowy (Suliński 1993). Dzięki temu zwiększają się zasoby wód podziemnych, co jednocześnie zmniejsza i przesuwa w czasie fale wezbraniowe w rzekach, ograniczając tym samym zagrożenie powodziowe. Nieco inne jest oddziaływanie lasu na obieg wody na terenach nizinnych w porównaniu z lasami górkimi, które oprócz łagodzenia fal wezbraniowych, bardzo dobrze chronią glebę przed erozją. Jako ważną rolę lasu uznaje się również zasilanie cieków wodnych poprzez dopływ podziemny w okresach susz klimatycznych. Przepływy wody w ciekach wypływających z lasu są wówczas znacznie większe od przepływów w ciekach płynących przez zlewnie rolnicze (Tyszka 2008; Pierzgałski i in. 2005). W zlewniach o wysokim stopniu leśności następuje wyrównanie odpływów sezonowych i wieloletnich, z wyjątkiem zlewni z dużym udziałem siedlisk wilgotnych, gdzie w okresach wypełnienia pojemności retencyjnej zlewni obserwuje się zwiększony odpływ powierzchniowy. W programach ochrony przed powodzią systemy melioracyjne w lasach są niedoceniane. Ich rola może być znacząca, gdyż stan wody w korycie rzeki jest skutkiem obiegu wody w zlewni, a systemy melioracyjne na ten obieg istotnie wpływają stanowiąc integralną część gospodarki wodnej. Urządzenia melioracji wodnych



kształtują czynniki bilansu wodnego (odpływ, parowanie, retencja) w zlewniach rzecznych, czyli mają wpływ na stan wód w rzekach, w tym na wezbrania powodziowe. Rola systemów melioracyjnych w bezpieczeństwie powodziowym może być zróżnicowana. Może być pozytywna, gdy:

- urządzenia zmniejszają zagrożenie powodzią wskutek zwiększenia retencji glebowej poprzez obniżenie zwierciadła wody gruntowej,
- wskutek zwiększenia retencji korytowej za pomocą urządzeń piętrzących (jazy, zastawki, przepusty z piętrzeniem) następuje zwiększenie czasu powstawania fali wezbraniowej i jej spłaszczenie,
- przyspieszony odpływ wody opadowej za pomocą systemów odwadniających utrzymywanych w dobrym stanie wyprzedza falę wezbraniową w cieku wodnym.

Przy niewłaściwej eksploatacji urządzeń melioracyjnych mogą wystąpić nawet efekty negatywne, gdy odpływ wody z obiektu melioracyjnego powoduje zwiększenie kulminacji fali powodziowej w cieku wodnym. Zależy to jednak w dużej mierze od warunków środowiskowych zlewni, stanu urządzeń oraz właściwej ich eksploatacji. Omawiając rolę systemów melioracyjnych nie można pominąć ich wpływu na czas odprowadzenia za ich pomocą wód z zalanego terenu i tym samym wpływu na wielkość szkód powodziowych, czego przykładem mogą być zalane obszary leśne w dolinie Odry podczas powodzi w 1997 roku.

Biorąc pod uwagę koncepcje projektowanych przed kilkudziesięciami laty systemów melioracyjnych (pomijanie potrzeb retencjonowania wody oraz roli systemów melioracyjnych w ochronie przed powodzią), a także ich obecny stan techniczny, można stwierdzić, że przeważająca część obecnych systemów i urządzeń melioracyjnych wymaga zmodernizowania. W celu uzyskania pozytywnych efektów dla bezpieczeństwa powodziowego i jednocześnie łagodzenia skutków suszy należy obecne systemy przystosować do pełnienia tych funkcji m.in. poprzez:

- zamianę systemów niesterowalnych na sterowalne poprzez wyposażenie istniejących systemów odwadniających w urządzenia kontrolne, przekształcając odwodnienia w odpływ regulowany,
- precyzyjne regulowanie poziomu wody gruntowej, zapobiegające suszom glebowym i zwiększające potencjalną pojemność retencji glebowej,
- dostosowanie eksploatacji systemów melioracyjnych do wymagań i ograniczeń na obszarach chronionych, przede wszystkim na mokradłach śródleśnych.

Należy podkreślić, że o przydatności leśnych systemów melioracyjnych w ochronie przed powodzią i zmniejszeniu jej skutków, oprócz modernizacji technicznej, decyduje właściwe sterowanie przepływem wody w urządzeniach melioracyjnych.

## OCHRONA KLIMATU

Współcześnie, zgodnie ze scenariuszami zmian klimatu, infrastruktura wodna w lasach może pełnić, oprócz wyżej omówionych, ważne funkcje polegające na:

- zwiększaniu odporności ekosystemu leśnego na zakłócenia powodowane ekstremalnymi zjawiskami klimatycznymi,

- wspomaganie adaptacji lasu do zmian klimatu,
- zwiększaniu pochłaniania gazów cieplarnianych.

Ta ostatnia z wymienionych funkcji infrastruktury wodnej polega m.in. na kształtowaniu optymalnych warunków przyrostu drzew, co koreluje z ilością pochłanianego dwutlenku węgla. Przeprowadzono wiele badań potwierdzających istnienie ścisłych zależności między warunkami wodnymi w siedliskach leśnych a przyrostami drzew.

Ważne znaczenie dla kumulacji CO<sub>2</sub> w glebach ma przebieg procesu rozkładu humusu uzależnionego od jego uwilgotnienia. W przypadku gleb torfowych rozkład substancji organicznej w procesie murszenia powoduje intensywne wydzielanie dwutlenku węgla. Emisja CO<sub>2</sub> zależy od głębokości położenia poziomu wody gruntowej, temperatury i użytkowania. Waha się od 9 do 90 t ha<sup>-1</sup>rok<sup>-1</sup>. Także emisja innych gazów cieplarnianych (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) zależy znacząco od poziomu wody gruntowej, przy czym niektóre zależności są przeciwstawne. Odpowiedni poziom wód gruntowych na terenach bagiennych, stanowiących około 3% terenów leśnych, może powodować zmniejszenie emisji metanu lub dwutlenku węgla.

## WNIOSKI

1. Współczesne funkcje infrastruktury wodnej w lasach nie ograniczają się tylko do regulacji stosunków wodnych, ale odpowiednio zaprojektowane i eksploatowane mogą odgrywać istotną rolę w zwiększeniu bezpieczeństwa powodziowego, poprawie czystości wód, ochronie gleb i ekosystemów, a także zmniejszeniu ilości CO<sub>2</sub> i innych gazów cieplarnianych w atmosferze. Wskazuje to na konieczność rozszerzenia definicji *melioracji wodnych* zawartej w obowiązującym *Prawie wodnym*, która jest merytorycznie zawężona i nie ujmuje wszystkich funkcji, które melioracje wodne w lasach mogą i powinny pełnić.

2. Spełnianie wspólnie pożądanego funkcji przez infrastrukturę wodną wymaga kontynuacji inwestycji retencyjnych w lasach, odpowiednio zlokalizowanych, wykonanych i eksploatowanych. Należy także podkreślić potrzebę posiadania przez jednostki administracyjne LP planu gospodarowania wodami (w ujęciu zlewniowym), zawierającego m.in. studium hydrologiczne oraz zakres i harmonogram prawidłowej eksploatacji istniejących urządzeń i planowanych inwestycji w tym zakresie.

3. Istniejące urządzenia melioracyjne ulegają systematycznej dekapitalizacji z powodu braku właściwej konserwacji. Podejmowanie prac mających na celu zahamowanie tego procesu ocenić należy jednoznacznie pozytywnie.

4. Zasoby wodne cechuje zmienność występowania zarówno w czasie, jak i w przestrzeni. Miarodajna ocena tendencji zmian warunków wodnych w lasach, stanowiąca podstawę do podejmowania decyzji inwestycyjnych i eksploatacyjnych, wymaga obserwacji w dłuższym okresie. Ważną rolę powinien w zlewniach leśnych pełnić monitoring hydrologiczny dotyczący zarówno aspektu ilościowego, jak i jakościowego zasobów wodnych.

## Summary

*Edward Pierzgalski<sup>2</sup>, Jan Tyszka<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Ecology, E.Pierzgalski@ibles.waw.pl;

<sup>2</sup>Forest Research Institute in Sękocin Stary, Department of Forest Ecology, J.Tyszka@ibles.waw.pl

### Contemporary functions of water infrastructure in forests

The main tasks implemented by water infrastructure in forests from the 1950s were communicational access to the area, exploitation of potential productivity of habitats as well as extension of forest area. Most of the conducted activities were linked to melioration systems, with the purpose to establish proper water conditions optimal for tree growth. Such investments were closely connected to the goals of forest management at that time, which were mainly aimed at timber production. Water melioration structures were usually established on extremely wet sites, which determined their draining characteristics. Although existing requirements for melioration indicated the necessity to observe caution during draining and the need to adjust the structures in order to regulate drainage, which was foreseen in projects as the 2<sup>nd</sup> stage of implementation, however that stage was often neglected or established regulation devices were not properly used and maintained.

Already in the 1970s, water melioration investments were drastically limited, which was closely linked to higher priority placed on environmental forest function as well as to recorded decline of water resources. From the 1980s, degradation of water conditions could be clearly seen in many forest complexes, which resulted from excessive uncontrolled draining as well as air temperature and forest resources increase. Such situation triggered initiation in the State Forests of extensive water retention projects. The two largest projects were implemented in 2006–2015 in lowland forests on ‘Improvement of water retention capacity and flood prevention in forest ecosystems located in lowland areas’ and in mountainous forests on ‘Prevention of water erosion in mountain areas caused by water run-off from precipitation. Maintenance of mountain waterways and related to them infrastructure in proper condition’. The research implemented by the Forest Research Institute showed that drainage structures could also play a significant role in retention processes if they are fitted with gates or valves and are properly operated.

Currently, in line with climate change scenarios, water infrastructure in forests could implement various important functions including:

- improvement of forest ecosystem resistance to disturbances caused by extreme climatic events,
- fostering forest adaptation to long-term climate changes,
- reducing threat of flooding,
- increasing greenhouse gas sequestration.

The last water infrastructure function mentioned above involves creating conditions optimal for tree growth, which is correlated with amount of absorbed carbon dioxide.

The course of humus decomposition, which depends on its moisture content, plays an important role in CO<sub>2</sub> accumulation in soils. In peat soils, decomposition of organic matter during the decay process results in intensive carbon dioxide emission. Unsuitable ground water level on peatlands, which occupy about 3% of forest areas, could lead to increased emission of methane or carbon dioxide.

In order for water infrastructure in forests to implement its essential functions, water retention projects should be sustained, while being properly located, implemented and maintained. It should also be underlined that administrative units of the State Forests need to develop water management plans (on a watershed scale), which would include hydrologic analysis as well as extend and schedule of proper exploitation of existing water structures and also planned investments in that area. Hydrologic monitoring is also very important in forest watersheds, which would control both quantitative as well as qualitative aspects of water resources.

## LITERATURA

- Bojarski A., Jeleński S., Jelonek M., Litewka T., Wyżga B., Zalewski Z. 2005. Dobre praktyki w utrzymaniu potoków i rzek górskich. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Ostromęcki J. 1973. Podstawy melioracji nawadniających. PWRiL, Warszawa: 56–58.
- Pierzgalski E. 2011. Gospodarowanie wodą w lasach w świetle krajowych i międzynarodowych przedsięwzięć. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 115: 7–14.
- Pierzgalski E. i in. 2009. Określenie potrzeb, możliwości i sposobów zwiększania retencji wodnej w siedliskach leśnych. Maszynopis IBL.
- Pierzgalski E., Tyszka J., Stolarek A. 2005. Water outflow during drought years in watersheds with various forest cover. *Annals of Warsaw Agricultural University*, 36: 21–28.
- Pierzgalski E., Tyszka J., Stolarek A. 2012. Powódzie i susze w lasach. IMGW, Seria Monografie, III: 243–255.
- Rojek M. 2006. Potrzeby nawadniania w Polsce. W: Karczmarczyk S., Nowak L.: Nawadnianie roślin. PWRiL, Warszawa: 91–108.
- Shields F.D. Jr, Copeland R.R., Klingeman P.C., Doyle M.W., Simon A. 2003. Design for stream restoration. *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(8): 575–584.
- Suliński J. 1993. Modelowanie bilansu wodnego w wymianie między atmosferą, drzewostanem i gruntem przy użyciu kryteriów ekologicznych. *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie*, 179: 1–10.
- Tyszka J. 2008. Hydrologiczne funkcje lasu w małych nizinnych zlewniach rzecznych. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Rozprawy i Monografie*, 10.
- Wiśniewski S. 1996. Dotychczasowe metody regulacji stosunków wodnych w lasach i ich efekty. *Sylwan*, 140, 11: 75–83.



V.

**Gospodarcze konsekwencje  
uszkodzeń lasu i zmian jego funkcji**



*Bogdan Brzeziecki*

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, bogdan\_brzeziecki@sggw.pl

# Podstawy kształtowania składu gatunkowego drzewostanów w lasach zagospodarowanych

## WSTĘP

Skład gatunkowy jest jedną z najistotniejszych, a jednocześnie najbardziej charakterystycznych cech i odrębności drzewostanów (Włoczewski 1968; Szymański 2001). W przypadku lasów zagospodarowanych, od składu gatunkowego, a ściślej rzecz biorąc od ekologicznych i biologicznych właściwości gatunków rosnących na danej powierzchni gleby, uzależniony jest całokształt czynności gospodarczych, ze szczególnym uwzględnieniem prac z zakresu odnowienia i pielęgnowania lasu.

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie wybranych aspektów bardzo szerokiego i istotnego zagadnienia, jakim jest kształtowanie składu gatunkowego drzewostanów w warunkach lasów zagospodarowanych. Szczególną uwagę zwrócono na takie kwestie, jak: 1) relacja między składem gatunkowym drzewostanów naturalnych i analogicznych (występujących w podobnych warunkach siedliskowych) drzewostanów zagospodarowanych, 2) rola czynników ekonomicznych w kształtowaniu składu gatunkowego drzewostanów zagospodarowanych, 3) geneza i ewolucja pojęcia gospodarczego typu drzewostanu, 4) problem formy mieszania, 5) możliwość wykorzystania naturalnych procesów sukcesyjnych przy kształtowaniu składu gatunkowego drzewostanów zagospodarowanych, 6) wpływ potencjalnych zmian klimatu na planowanie składu gatunkowego drzewostanów.

## SKŁAD GATUNKOWY DRZEWOSTANÓW NATURALNYCH JAKO WZORZEC DLA LASÓW ZAGOSPODAROWANYCH

Między składem gatunkowym drzewostanów naturalnych i analogicznych (tj. występujących w zbliżonych warunkach siedliskowych) drzewostanów zagospodarowanych z reguły występują mniejsze lub większe różnice. Kształtowanie się



składu gatunkowego drzewostanów w naturze zależy z jednej strony od warunków środowiska leśnego, a z drugiej – od właściwości biologicznych i ekologicznych wymagań gatunków drzew, występujących na danym obszarze (takich, jak np. ich wrodzone zdolności konkurencyjne, zdolność znoszenia różnego rodzaju stresów środowiskowych, sposób reakcji na zaburzenia itp.). W przypadku lasów zagospodarowanych, poza wymienionymi wyżej czynnikami, duże znaczenie mają także potrzeby i oczekiwania społeczne względem lasów (czy też oczekiwania i potrzeby właściciela lasu). Ludzie od dawna, a już na pewno od czasu powstania uregulowanej gospodarki leśnej, świadomie modyfikowali i nadal modyfikują składy gatunkowe drzewostanów, tak aby w jak największym stopniu zwiększyć zdolność lasów do pełnienia przypisanych im funkcji produkcyjnych i pozaprodukcyjnych, o wadze i znaczeniu często zmieniających się w czasie.

Potrzebę kształtowania składów gatunkowych drzewostanów zagospodarowanych w taki sposób, aby nie odbiegały one zbyt mocno od naturalnych wzorców, dostrzega się od dawna. Urzeczywistnienie tego postulatu jest w praktyce utrudnione, m.in. ze względu na generalny brak obiektów, które do tego celu dałoby się wykorzystać. Ale i w tych przypadkach, gdy takie obiekty są, często okazuje się, że sprawa nie jest taka prosta i łatwa, jakby się to mogło czasami wydawać. Dobrym przykładem mogą być drzewostany naturalne występujące w Rezerwacie Ścisłym Białowieskiego PN. Aktualne składy gatunkowe tych drzewostanów, występujących na głównych typach siedlisk leśnych, określone na podstawie wyników inwentaryzacji wielkopowierzchniowej obejmującej cały obszar Rezerwatu, przedstawiono w tab. 1. Składy te porównano z typami drzewostanów określonymi w ZHL (2012) dla odpowiednich siedlisk w Krainie Mazursko-Podlaskiej oraz z przykładowymi składami gatunkowymi odnowienia.

„Zasady hodowli lasu” generalnie nie podają składu gatunkowego drzewostanów w wieku dojrzałości, a jedynie listy gatunków głównych oraz domieszkowych (te ostatnie obecnie z podziałem na gatunki uszlachetniające i pomocnicze). W związku z tym do ilościowego porównania można wykorzystać jedynie przykładowe składy gatunkowe odnowienia, z których wynikają udziały procentowe poszczególnych gatunków. Poza tym, trzeba pamiętać, że typy drzewostanów oraz składy gatunkowe odnowień zawarte w „Zasadach hodowli lasu” mają charakter ramowy oraz przykładowy, w związku z czym mogą i najczęściej są modyfikowane w taki sposób, aby maksymalnie uwzględnić lokalne warunki (tak jest też w przypadku Puszczy Białowieskiej). Tym niemniej, warto podkreślić, że nawet takie ramowe składy gatunkowe drzewostanów wykazują bardzo duże podobieństwo do składów gatunkowych drzewostanów naturalnych (określonych na podstawie miąższości tworzących je gatunków drzew – kolumna 2 w tab. 1). W przypadku boru mieszanego świeżego zgodność jest praktycznie stuprocentowa. Bardzo duża zgodność ma miejsce także w przypadku lasu mieszanego świeżego. Różnica polega na tym, że w „Zasadach hodowli lasu” (2012) przewidziano nieco większy udział sosny (o 10%) i świerka (także o 10%), nie uwzględniono

natomiast wśród gatunków głównych grabu, którego udział w miąższości drzewostanów naturalnych na tym siedlisku wynosi aktualnie 20%. Również w przypadku pozostałych typów siedliskowych lasu ewentualne różnice mają bardziej ilościowy niż jakościowy charakter. Większych rozbieżności można dopatrzeć się tylko w przypadku lasu wilgotnego. W tym przypadku ZHL (2012) przewidują wyraźną dominację dębu (udział 60%), podczas gdy w drzewostanach naturalnych jest kilka gatunków, które odgrywają podobną rolę w budowie drzewostanu. Warto też zauważyć, że wszystkie gatunki, które wg ZHL (2012) powinny pełnić rolę gatunków głównych na odpowiednich siedliskach, pełnią istotną rolę w budowie drzewostanów naturalnych.

Tabela 1. Skład gatunkowy drzewostanów występujących w Rezerwacie Ścisłym Białowieskiego PN, z uwzględnieniem głównych typów siedlisk leśnych (stan na 2009r. (Brzeziecki i in. 2010)), oraz odpowiadające im typy drzewostanów i składy gatunkowe odnowień wg ZHL (2012)

Typ siedliskowy lasu	Skład gatunkowy drzewostanów naturalnych		ZHL <sup>1</sup> (2012, Tab. 3. Kraina II Mazursko-Podlaska)	
	Według miąższości	Według liczby drzew	TD	Skład gatunkowy odnowienia
Bór mieszany świeży	6So <sup>2</sup> 3Św 1Brz, Db, Gb, Lp	5Św 2Gb 2So 1Brz, Lp, Db	Św So	6So 3Św 1Brz i in.
Las mieszany świeży	3Db 2Św 2Gb 2So 1Brz, Lp	6Gb 3Św 1Lp, Brz, Db	Db So Św	3Św 3So 3Db 1Md i in.
Las świeży	4Db 2Gb 2Lp 1Św 1Kl	4Gb 4Lp 1Św 1Db, Kl, Brz, Wz, Js	Gb Św Db	4Db 3Św 2Gb 1Md i in.
Las wilgotny	2Lp 2Js 2Gb 2Db 1Św 1Ol	4Gb 4Lp 1Św 1Ol, Js	Js Db	6Db 3Js 1Św i in.
Ols jesionowy	4Ol 2Js 1Św 1Db 1Gb 1Lp	3Gb 2Ol 2Lp 2Św 1Js	Ol Js	4Js 4Ol 2Św i in.
Ols typowy	8Ol 1Św 1Brz, Js	5Ol 2Św 1Brz 1Gb, Lp, Js	Ol	9Ol 1Js i in.

<sup>1</sup> W ZHL (2012) dla każdego typu siedliskowego lasu, w ramach danej krainy przyrodniczo-leśnej, podano z reguły kilka różnych typów drzewostanów. W niniejszej tabeli uwzględniono typy najbardziej podobne do składu gatunkowego drzewostanów naturalnych określonego na podstawie udziału miąższościowego.

<sup>2</sup> Grubą czcionką oznaczono gatunki, które wg ZHL (2012) powinny pełnić na odpowiednich siedliskach rolę gatunków głównych.

Do zupełnie innych wniosków prowadzi porównanie wytycznych wg ZHL (2012) ze składem gatunkowym drzewostanów określonym na podstawie liczby drzew. W tym przypadku występują nie tylko duże różnice pomiędzy drzewostanami naturalnymi i ZHL (2012), ale także w obrębie samych drzewostanów naturalnych. W drzewostanach naturalnych można zauważyć, że pod względem liczby drzew w wielu przypadkach (od lasu mieszanego świeżego do olsu jesionowego) główną rolę odgrywa grab, natomiast rola gatunków dominujących pod względem miąższości jest znacznie mniejsza, a czasami wręcz marginalna. Duże różnice pod względem udziału miąższościowego i liczbowego poszczególnych gatunków wskazują na to, że analizowane drzewostany znajdują się w fazie dynamicznych przemian strukturalnych i że rola poszczególnych gatunków w ich budowie cały czas się zmienia. W szczególności znaczący udział ilościowy grabu, występującego z reguły w dolnych warstwach analizowanych drzewostanów, wskazuje na jego dużą aktualnie rolę biologiczną i jego duży potencjał w zakresie kształtowania kierunków dalszego rozwoju tych drzewostanów.

Zjawisko polegające na tym, że udział danego gatunku w ogólnej miąższości drzewostanu często nie odpowiada jego biologicznemu i hodowlanemu znaczeniu w życiu i rozwoju drzewostanu, już dawno zostało zauważone. Kilka charakterystycznych przykładów podaje Włoczewski (1968).

Wspomniany autor wymienia m.in. drzewostan sosnowo-świerkowy, w którym sosna jest w większości pod względem udziału w miąższości drzewostanu, ale świerk pomimo mniejszego udziału w miąższości może stanowić silny biologicznie czynnik, wypierający sosnę i stanowiący o przyszłości drzewostanu.

Inny podobny przykład analizowany przez Włoczewskiego (1968) to drzewostan dwupiętrowy, złożony z sosny w górnym piętrze i buka w dolnym piętrze. Jeżeli oznaczy się udział tych gatunków w ogólnej miąższości drzewostanu, to może się okazać, że sosna ma pod tym względem znaczącą przewagę nad bukiem. Tak będzie jednak tylko pod względem miąższości, ale nie pod względem biologicznym, który stanowi o postępowaniu hodowlanym. To buk bowiem jest w tym przypadku gatunkiem, który może zdecydować o przyszłości drzewostanu i kierunku oraz rodzaju i specyfice niezbędnych zabiegów hodowlanych.

Podobnie może przedstawiać się, jak zauważa Włoczewski (1968), sytuacja z grabem i dębem. Dąb może mieć przewagę w miąższości drzewostanu jako występujący w drzewostanie głównym, ale grab, silniejszy biologicznie od dębu, może przeszkodzić odnowieniu się dębu i drzewostan, bez ingerencji człowieka, zamieni się w drzewostan grabowy.

Nie ulega wątpliwości, że z tymi samymi problemami, o których wspomina Włoczewski (1968), mamy do czynienia w przypadku analizowanych tu przykładów drzewostanów naturalnych. Powstaje w tej sytuacji zasadnicze pytanie: który stan tych drzewostanów przyjąć jako wzorcowy? Czy ten aktualny, odzwierciedlony rolą i udziałem poszczególnych gatunków w całkowitej miąższości drzewostanu? Czy też może ten, który wynika z aktualnych tendencji rozwojowych,

jakie występują w tych drzewostanach, ale które jeszcze do końca nie zrealizowały się i jak na razie są tylko mniej lub bardziej hipotetyczne?

## SKŁAD GATUNKOWY WARSTWY DRZEWIASTEJ ZESPOŁÓW LEŚNYCH (WYRÓŻNIANYCH METODAMI FITOSOCJOLOGICZNYMI) JAKO WZORZEC DLA LASÓW ZAGOSPODAROWANYCH

Oprócz składu gatunkowego drzewostanów naturalnych, od wielu lat znajdujących się pod ochroną ścisłą i pełniących swoiste funkcje referencyjne w stosunku do lasów zagospodarowanych, rolę potencjalnego wzorca, który można wykorzystać przy kształtowaniu składu gatunkowego lasów zagospodarowanych może też pełnić skład gatunkowy warstwy drzewiastej, określony dla poszczególnych typów zespołów leśnych reprezentujących potencjalną roślinność naturalną. Tego rodzaju postulat wysuwany był już dawniej, a obecnie dzieje się to wyjątkowo często. Odpowiednich przykładów z tego zakresu można by było podać bardzo dużo.

Praktyczna realizacja postulatu, o którym tu mowa, wiąże się z różnymi problemami i trudnościami.

Jednym z takich problemów jest zmienność i niestałość diagnoz fitosocjologicznych. Problem ten występuje nie tylko wtedy, gdy porównuje się ujęcia i wyniki klasyfikacji zbiorowisk leśnych przeprowadzonej przez dwie lub więcej osób reprezentujących różne „szkoły” w fitosocjologii. Nierzadko bywa też i tak, że ta sama osoba weryfikuje i zmienia swoje własne diagnozy po upływie nawet stosunkowo krótkiego czasu. Nie musi to być efektem zmienionego podejścia (wzrostu wiedzy czy doświadczenia itd.). Bardzo często jest to wynikiem tego, że w diagnozowanym obiekcie wystąpiły obiektywne zmiany i tendencje, które postawiły pod znakiem zapytania poprzednie diagnozy i spowodowały konieczność ich aktualizacji. Charakterystyczny przykład podaje prof. Sokołowski (2004), który w swoim opracowaniu na temat typów zbiorowisk roślinnych występujących w Puszczy Białowieskiej wyróżnił m.in. zespół *Melitti-Carpinetum* (grąd miodownikowy). Według wspomnianego autora, zespół ten aktualnie zajmuje w Puszczy duże powierzchnie. Sokołowski (2004, str. 106) wspomina przy tym, że zespół ten nie został wyróżniony w ramach wcześniejszego opracowania zespołów roślinnych występujących w Puszczy Białowieskiej, którego autorem był Matuszkiewicz (1952) i który zbiorowiska o podobnym (?) charakterze zaliczył do zespołu *Quercu-Betuletum serratuletosum*. Jak zaznacza Sokołowski (2004), fakt niewyróżnienia przez Matuszkiewicza (1952) zespołu grądu miodownikowego wynikał stąd, że w latach 1949–1950, kiedy wykonywano zdjęcia fitosocjologiczne, grab i lipa występowały (w domyśle: w płatach obecnie klasyfikowanych jako M.-C.) głównie tylko w warstwie krzewów. Ten przykład, jeden z bardzo wielu podobnego typu,

wskazuje pośrednio na ograniczoną zdolność metody fitosocjologicznej rozpoznawania jednostek potencjalnej roślinności naturalnej, a przynajmniej na mocno ograniczoną w czasie ważność stawianych diagnoz.

W pewnym stopniu do składu gatunkowego warstwy drzewiastej zespołów leśnych wyróżnianych metodami fitosocjologicznymi nawiązuje koncepcja *typów lasu*, wprowadzona w opracowaniu zatytułowanym „Siedliskowe podstawy hodowli lasu” (2004), stanowiącym załącznik do „Zasad hodowli lasu”. Wspomniane opracowanie definiuje bowiem *typ lasu* jako podstawową jednostkę taksonomiczną wyróżnianą w ramach typu siedliskowego lasu, obejmującą obszar lasu o podobnych warunkach siedliskowych, z właściwą dla nich fitocenozą. Z drugiej strony zaznaczono jednak, że skład gatunkowy warstwy drzew powinien być określony poprzez proponowany cel hodowlany i że cel ten powinien wynikać z roli lasotwórczej gatunków drzew na danym terenie oraz z długoterminowych kierunków gospodarki. Twórcy pojęcia *typu lasu* wskazali ponadto, że pojęcie to ma nie tyle zastąpić, co stanowić dopiero podstawę do określenia gospodarczych typów drzewostanów.

## ROLA CZYNNIKÓW EKONOMICZNYCH W KSZTAŁTOWANIU SKŁADU GATUNKOWEGO DRZEWOSTANÓW W LASACH ZAGOSPODAROWANYCH

Przekonanie, że przy kształtowaniu składu gatunkowego drzewostanów wchodzących w skład lasów zagospodarowanych należy brać pod uwagę względy ekonomiczne, jest powszechne i ma długą tradycję. Przez długi okres, od połowy XIX wieku aż do połowy wieku XX, przy definiowaniu celów gospodarki leśnej dominowały niemal wyłącznie względy ekonomiczne (Miścicki 1998). Przyjmowano w tym czasie, że powinno się kształtować takie drzewostany, które charakteryzują się najwyższą wydajnością produkcyjną. Dopiero z czasem zauważono, że dążenie do uzyskania maksymalnej wydajności ekonomicznej i kształtowanie takich struktur drzewostanowych, które tę wydajność miały zapewnić, wymaga dużego nakładu energii (np. w postaci sztucznego odnowienia, intensywnych cięć pielęgnacyjnych i zabiegów ochronnych), stanowiącego równowartość znacznej części uzyskanych efektów.

Nawet jeżeli z czasem rola czynnika ekonomicznego przy kształtowaniu składu gatunkowego drzewostanów zagospodarowanych uległa pewnemu osłabieniu, to stale zachowywał on i nadal zachowuje swoją aktualność.

Jeszcze stosunkowo niedawno pełną świadomość znaczenia tego czynnika miały osoby niekoniecznie reprezentujące punkt widzenia gospodarki leśnej. Jako przykład można wymienić dwóch przyrodników, botaników i fitosocjologów, wybitnych badaczy Puszczy Białowieskiej, prof. prof. J. Paczoskiego i W. Matuszkiewicza.

Paczoski (1930) dyskutując z poglądem Biolleya, że las powinien być prowadzony przez leśnika w takim typie, w jakim występuje w naturze, stwierdza najpierw, że „wymaganie Biolleya (i Gurnaуда) jest oparte na słusznej obawie, że człowiek, naginając drzewostan do swej woli, może wnieść w niego tak poważne zmiany, że całość straci równowagę, co grozi zniszczeniem tej trwałości, która stanowi podstawę samej koncepcji (gospodarki leśnej)”. W dalszym ciągu zauważa jednak, że „wychodząc z tego wzoru, jaki przedstawia nam las naturalny, możemy zaprojektować pewne zmiany, które, nie będąc zbyt radykalne, pozwolą nam zmienić do pewnego stopnia skład drzewostanu, jeśli nie gatunkowy, to procentowy, bez narażenia całości na zdeformowanie”. Jako przykład podaje grąd z udziałem dębu: „Jeżeli w grudzie dębowym rosną doskonale dęby, a grab i inne drzewa nie wykazują odpowiedniego rozwoju, to prowadzenie gospodarki leśnej w taki sposób, ażeby umożliwić dębowi występowanie w większym procencie, uważać należy za zupełnie wskazane. Oczywiście, gdybyśmy, wychodząc z założenia, że w grudzie dębowym dąb występuje w niedostatecznie wielkim procencie ze względu na konkurencję grabu, wytępiłi ten ostatni i przekształcili nasz las w dąbrowę, niewątpliwie popełnilibyśmy błąd gospodarczy, ponieważ tak przekształcony drzewostan mógłby się okazać niezdolnym do utrzymania na odpowiednim poziomie swego pierwotnego naturalnego siedliska. Wobec tego należałoby wyraźnie protegować dąb, nie niszcząc grabu, i w taki sposób stworzyć nową procentową kombinację, która by podniosła gospodarczą wartość drzewostanu, nie niszcząc przyrodniczej wartości siedliska”.

Podobnie jak Paczoski (1930), fitosocjologiczny i botaniczny punkt widzenia reprezentował także W. Matuszkiewicz (1952), autor pracy poświęconej klasyfikacji zespołów leśnych Białowieskiego PN. Bardzo cennym elementem tej pracy są uwagi praktyczno-leśne, dotyczące w większości przypadków konieczności podejmowania aktywnych działań mających na celu wspieranie odnowienia wielu gatunków drzew.

Jako przykład można podać uwagi o drzewostanach występujących na siedlisku lasu wilgotnego: „omawiane zbiorowisko stanowi optimum siedliskowe wielu drzew leśnych. Najpiękniejsze okazy imponujące wzrostem, grubością i kształtem, wyrastają właśnie w tym zespole. Dotyczy to w pierwszym rzędzie dębu, olchy, jesionu, wiązu (*Ulmus scabra*), grabu i klonu. Wymienione gatunki występują na ogół w małej ilości osobników, mając ze względu na znaczne ocienienie przez grab trudne warunki populacyjne. W ostrej konkurencji między licznymi gatunkami rosnącymi w bardzo korzystnych warunkach ekologicznych wykształcają się wspaniałe, kolumnowe drzewa o wielkiej wartości użytkowej. Utrzymanie w charakterze stałej domieszki jesionu i olchy w gronzie niskim jest z gospodarczego punktu widzenia bardzo pożądane. W lasach zagospodarowanych, dla których wzorcem miałyby być Białowieski PN – zespół grondu niskiego winien być typem produkującym wysoko gatunkowe sortymenty drewna dębowego, jesionowego i olchowego”.

## GENEZA I POJĘCIE (GOSPODARCZEGO) TYPU DRZEWOSTANU

Potrzeba uwzględnienia aspektów ekonomicznych przy definiowaniu składów gatunkowych drzewostanów w lasach zagospodarowanych legła u podstaw pojęcia **g o s p o d a r c z e g o t y p u d r z e w o s t a n u** (GTD) (niem. *Bestockungsziel*, ang. *target growing stock*). Pojęcie to przez długi czas należało i nadal należy, jakkolwiek już pod zmienioną nazwą (obecnie jako **typ drzewostanu**), do najważniejszych koncepcji obowiązujących w ramach gospodarki leśnej.

Pojęcie gospodarczego typu drzewostanu obowiązywało w polskich lasach przez cały okres powojenny, bowiem występuje ono już w pierwszym powojennym wydaniu zasad hodowli lasu, które ukazało się na początku lat pięćdziesiątych ubiegłego wieku pod tytułem „Zasady techniczno-hodowlane obowiązujące w Państwowym Gospodarstwie Leśnym” (ZTH 1953). Stwierdzono w nim, że gospodarcze typy drzewostanów określające *ramowy skład gatunkowy upraw* dla poszczególnych typów siedliskowych stanowią (obok krain przyrodniczo-leśnych oraz typów siedliskowych lasu) podstawę do projektowania hodowlanego. Stwierdzono również, że gospodarcze typy drzewostanów wskazują *cel produkcji leśnej* na podlegającym odnowieniu obszarze oraz, że ustala się je na podstawie siedliskowych typów lasu przy uwzględnieniu położenia w krainie przyrodniczo-leśnej i zamierzeń „na odcinku wzmoczenia produkcji”. W praktyce dokonywało się to poprzez wyznaczenie dla zakładanej uprawy udziału: 1) gatunków głównych, tj. gatunków, dla których przewidywano przeważający (główny) udział w produkcji, 2) gatunków domieszkowych towarzyszących gatunkom głównym i spełniających rolę współprodukcyjną, z wytypowaniem przy tym – stosownie do warunków siedliskowych – gatunków szybko rosnących, rozumianych jako zasadniczy czynnik wzmoczenia produkcji, 3) gatunków pomocniczych – jako czynnika pielęgnacyjnego w odniesieniu do gleby i drzewostanu, ewentualnie spełniających też rolę biocegotyczną (wzmoczenie biologicznej odporności drzewostanów).

Przykładowo, dla siedliska boru mieszanego (BM), wspomniane ZTH (1953) przewidywały w sumie (na obszarze całego kraju) 6 różnych typów gospodarczych drzewostanów. We wszystkich z nich w składzie gatunkowym planowanych upraw największy udział miała sosna (co najmniej 50%), której miały towarzyszyć takie gatunki, jak świerk, dąb, buk, grab, jodła. Głównymi gatunkami odpowiedzialnymi za funkcję produkcyjną na tym siedlisku miały być sosna oraz świerk (zwłaszcza w ówczesnej Krainie II i V), w dalszej kolejności dąb, buk i jodła, zwłaszcza na przejściach do lasu mieszanego (LM). Podkreślano także rolę gatunków domieszkowych, w tym zwłaszcza gatunków szybko rosnących, których głównym zadaniem miało być wzmoczenie produkcji drewna (modrzew, brzoza, osika, daglezwia, topola). Zalecano wprowadzania tych gatunków w udziale do 5%, a nawet 10%, w optymalnych dla nich warunkach klimatycznych i glebowych. Pamiętano także o gatunkach pomocniczych, które miały do spełnienia przede wszystkim funkcje pielęgnacyjne (buk, grab, świerk, lipa, dąb, jodła – w zależności od krainy).

W kolejnym wydaniu zasad hodowlanych („Zasady hodowlane obowiązujące w Państwowym Gospodarstwie Leśnym” z 1961 r.) gospodarczym typom drzewostanów poświęcono cały oddzielny rozdział. Według cytowanego wydania „Zasad hodowlanych...” (1961) gospodarcze typy drzewostanów miały określać orientacyjnie pożądany pod względem gospodarczym *docelowy skład gatunkowy* drzewostanu najlepiej odpowiadający danemu siedlisku oraz zabezpieczający pełne wykorzystanie jego zdolności produkcyjnej. Dla ułatwienia prac związanych z projektowaniem hodowlanym, podano orientacyjne składy gatunkowe upraw (lub odnowień naturalnych) odpowiadających w przybliżeniu typom gospodarczym drzewostanów określonym dla poszczególnych typów siedliskowych lasu w zależności od położenia w krainie przyrodniczo-leśnej (ZH 1961, Tab. 1). W omawianym wydaniu ZH (1961) utrzymano podział na gatunki główne (odpowiadające za funkcje produkcyjne), domieszkowe (towarzyszące gatunkom głównym i spełniające rolę współprodukcyjną, szybko rosnące (modrzew, dąglezja, osika, brzoza, świerk) oraz pomocnicze, przez które rozumiano gatunki pielęgnacyjne w stosunku do gleby i drzewostanu oraz gatunki podnoszące biologiczną odporność drzewostanu.

Począwszy od II wydania zasad hodowlanych aż do chwili obecnej, gospodarczy typ drzewostanu oznacza skład gatunkowy docelowego drzewostanu. Choć forma, zawartość oraz zakres tabel zawierających definicje poszczególnych gospodarczych typów drzewostanu podlegały ciągłym modyfikacjom i zmianom, to do dzisiaj nie zmieniła się zasadnicza treść samego pojęcia i jego rola w wyznaczaniu celów gospodarowania na poziomie pojedynczego drzewostanu.

Przy definiowaniu (gospodarczych) typów drzewostanów główną rolę odgrywały i nadal odgrywają gatunki główne, których podstawowym zadaniem jest zabezpieczenie funkcji produkcyjnej lasów. Podobną rolę pełnią też gatunki domieszkowe (obecnie domieszkowe uszlachetniające), wśród których przeważają gatunki szybko rosnące. Jedynie gatunki pomocnicze (obecnie: domieszkowe pomocnicze) są odpowiedzialne za zadania, które nie są bezpośrednio związane z funkcjami produkcyjnymi. Biorąc pod uwagę, że łączny udział gatunków głównych oraz domieszkowych uszlachetniających dochodzi praktycznie do 100%, można by wyciągnąć fałszywy wniosek, że przy planowaniu składów gatunkowych drzewostanów zagospodarowanych liczą się tylko przesłanki gospodarcze (ekonomiczne). Tak oczywiście nie jest, ponieważ nawet jeżeli formalnie jakiemuś gatunkowi została przypisana funkcja produkcyjna, to nie znaczy, że nie może on je d n o c z e ś n i e pełnić innych funkcji, związanych czy to z pielęgnowaniem gleby i klimatu wnętrza lasu, czy też z tworzeniem warunków do rozwoju szeroko rozumianej biocoenozы leśnej. Każdy gatunek drzewa, poprzez swoją obecność w zespole leśnym, tworzy warunki do występowania wielu innych organizmów leśnych, które są od niego uzależnione. Różne gatunki owadów czy grzybów raczej „nie wiedzą” o naszym podziale na gatunki główne i pomocnicze i w równym stopniu wykorzystują zarówno jedne, jak i drugie do zaspokojenia swoich potrzeb życiowych.



## KSZTAŁTOWANIE SKŁADU GATUNKOWEGO DRZEWOSTANÓW Z WYKORZYSTANIEM NATURALNYCH PROCESÓW SUKCESYJNYCH

Obowiązująca w naszych lasach koncepcja (gospodarczych) typów drzewostanów ma kilka aspektów, na które już od pewnego czasu zwraca się uwagę, ale które w praktyce leśnej ciągle znajdują zbyt małe odzwierciedlenie.

Trzeba tu przede wszystkim zwrócić uwagę na bardzo statyczne w praktyce pojmowanie pojęcia (gospodarczego) typu drzewostanu. Chociaż z definicji określa on docelowy skład gatunkowy drzewostanu, do którego w danych warunkach siedliskowych należy dążyć w ciągu całego cyklu produkcyjnego, to w praktyce największe znaczenie mają orientacyjne składy gatunkowe upraw. W kolejnych wydaniach zasad hodowli lasu składy gatunkowe upraw definiowane są w taki sposób, jakby udział powierzchniowy gatunków w uprawie był tożsamy z udziałem miąższościowym gatunków w dojrzałym drzewostanie.

Takie podejście wymusza wprowadzanie na powierzchnię uprawy od razu wszystkich gatunków, które mają tworzyć drzewostan w wieku dojrzałości. A przecież poszczególne gatunki mogą i powinny pełnić różną rolę w budowie przyszłego drzewostanu, również w zależności od warunków siedliskowych. Nie wszystkie przecież muszą od razu wejść do pierwszego piętra, ale mogą z powodzeniem tworzyć (również przejściowo) drugie piętro drzewostanu. Problem ten w największym stopniu dotyczy typowych gatunków cienoznośnych (buk, jodła, świerk), ale występuje także np. w przypadku dębu. Chociaż w bardzo wielu przypadkach „Zasady hodowli lasu” przewidują, że docelowy drzewostan będzie charakteryzował się budową 2-piętrową, to nic nie mówi się o tym, które gatunki (i w jakim udziale) mają znaleźć się w 1-, a które – w 2-gim piętrze drzewostanu.

Przykładowo, w ZHL (2003) przyjęto dla Krainy I i siedliska BMśw jako jeden z możliwych typów gospodarczych drzewostanu typ Bk So (gatunki główne). Wg ZHL (2003) drzewostan docelowy powinien charakteryzować się budową 2-piętrową. Jednocześnie, orientacyjny skład gatunkowy uprawy określono następująco: So 60–70, Bk 20–30, Dbb i in. 10. Przy takim założeniu, w 1 piętrze docelowego drzewostanu znajdują się 3 gatunki, przykładowo w następującym udziale: So 60, Bk 30 i Dbb 10. Najprawdopodobniej zostaną przy tym wykorzystane wielkopowierzchniowe formy zmieszania, zakładające przestrzenną segregację poszczególnych gatunków, tj. sosna będzie stanowiła tło, natomiast buk i dąb zostaną wprowadzone w postaci większych lub mniejszych kęp. Nawet jeżeli odbędzie się to z wykorzystaniem rębni gniazdowej zupełnej, to i tak np. buk będzie rósł w warunkach braku osłony górnej, co z pewnością odbije się negatywnie na jakości drzew tego gatunku. Ponadto, zasady hodowlane nic nie mówią o tym, jaki gatunek lub gatunki i kiedy powinny być wprowadzone, aby utworzyć w tym drzewostanie 2 piętro. A przecież w tym przypadku aż się prosi, żeby docelowy drzewostan składał się z sosny i ewentualnie dębu bezszypułkowego w 1 piętrze oraz buka – w 2 piętrze. Z czysto hodowlanego punktu

widzenia dużo lepiej i łatwiej byłoby wyprowadzić najpierw 1 piętro złożone głównie z sosny, a dopiero po pewnym czasie pod osłoną sosny wprowadzić buk. Może się przy tym z czasem okazać, że wzrost i jakość buka będą na tyle dobre, że – po osiągnięciu dojrzałości rębnej przez sosnę – będzie on w stanie przejąć rolę gatunku głównego i awansować do 1 piętra drzewostanu, co wydłuży okres produkcji o dalsze kilkadziesiąt lat. Dalsze scenariusze mogą być bardzo różne. Można sobie wyobrazić np. naturalne odnowienie buka, ale równie dobrze można przewidywać usunięcie buka i ponowne wprowadzenie sosny, żeby pod jej okapem kiedyś znowu odnowić buk itd.

Definiowanie składu gatunkowego upraw z wykorzystaniem wyłącznie gatunków docelowych powoduje ponadto, że w praktyce całkowicie wyeliminowane są gatunki wczesnych stadiów sukcesyjnych, takie, jak osika, brzoza, ale również modrzew i sosna, które także doskonale sprawdzają się w roli gatunków osłonowych.

Na wspomniany problem zwraca m.in. uwagę Rozwałka (2001), który zauważa, że typowi (gospodarcemu) drzewostanu przyjętemu w planie urzędzenia lasu należy nadawać charakter dynamiczny, tj. zmieniający się w czasie wraz z przechodzeniem drzewostanu w coraz starsze stadia rozwojowe. Dynamika ta, zdaniem cytowanego autora, szczególnie na bogatszych siedliskach powinna objawiać się stopniowym ubywaniem gatunków szybko rosnących – osłonowych i pionierskich (brzozy, osiki, modrzewia) na rzecz zwiększania udziału gatunków cienioznośnych – późniejszych stadiów rozwojowych (dębu, buka, jodły, grabu i in.).

Wspomniany autor zaproponował również, żeby za drzewostany zgodne z typami gospodarczymi drzewostanów na danym siedlisku w określonej krainie i dzielnicy przyrodniczo-leśnej uważać te drzewostany młodych klas wieku, w których łączny udział miąższościowy lub powierzchniowy gatunków głównych odpowiada typowi gospodarczemu drzewostanu z tolerancją do  $\pm 40\%$ .

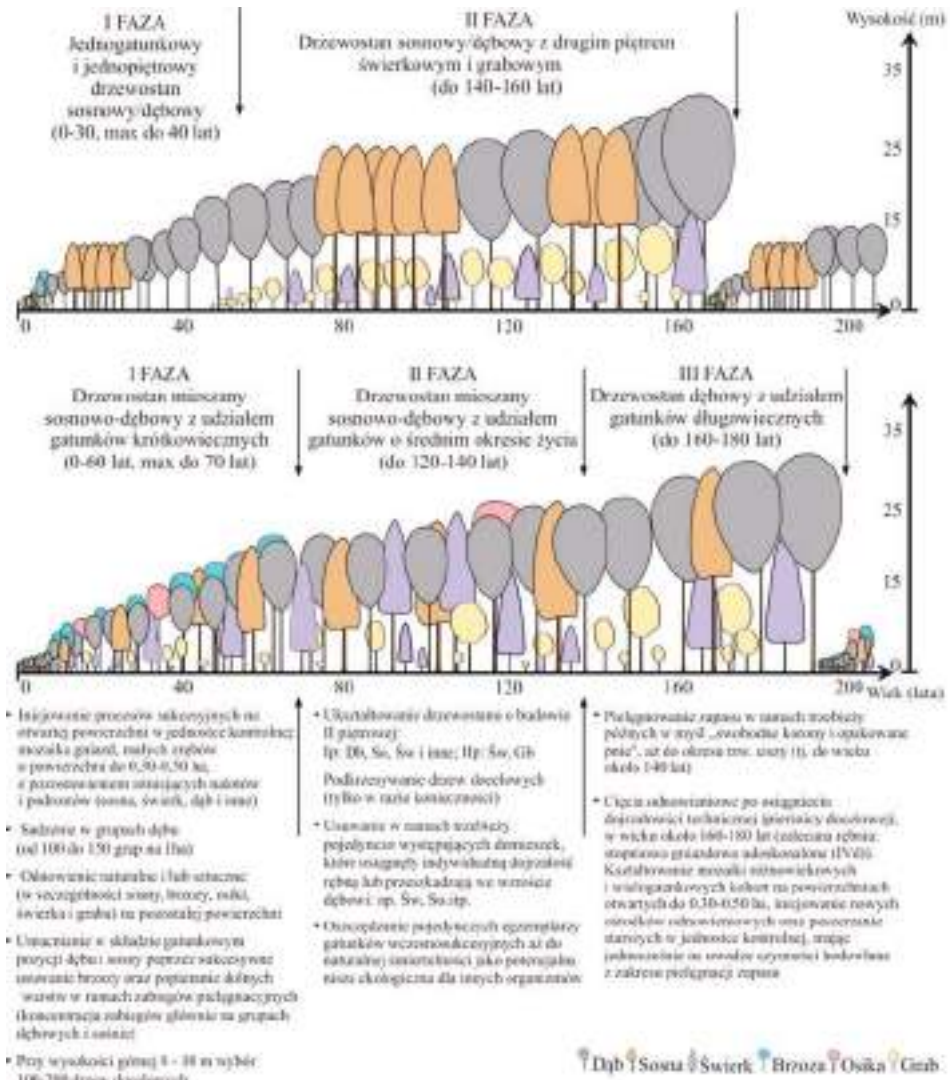
Zapisy o podobnym charakterze znalazły się także w VI wydaniu ZHL (2003). Mowa jest tam m.in. o tym, że w procesie rozwoju każdego drzewostanu złożonego z kilku gatunków o różnych cechach i wymaganiach mogą zachodzić zmiany w jego składzie gatunkowym. Polegać one powinny ogólnie na utrzymaniu we wcześniejszych stadiach rozwojowych drzewostanu większego udziału gatunków światłożądnych i osłonowych, a następnie na stopniowym ograniczaniu ich obecności na rzecz gatunków docelowych – późniejszych stadiów rozwojowych, z zapewnieniem jednak trwałego udziału gatunków głównych i domieszkowych – zależnie od siedliska.

Wspomnianym wyżej postulatом wychodzą naprzeciw opracowane w KHL SGGW alternatywne modele hodowli drzewostanów mieszanych wykorzystujące naturalne procesy sukcesyjne (Brzeziecki i in. 2016). Przykład takiego modelu, opracowanego dla warunków Puszczy Białowieskiej (siedlisko lasu mieszanego świeżego), przedstawiono na ryc. 1. Wspomniany model zakłada aktywne tworzenie powierzchni otwartych, w celu zainicjowania pełnych cykli

rozwojowych lasu, obejmujących również gatunki wczesnych i pośrednich stadiów sukcesyjnych. Przyjęto, że w warunkach Puszczy Białowieskiej wielkość tych jednorazowo zakładanych powierzchni powinna zamykać się w granicach 30–50 arów. Założono, że taka wielkość powierzchni umożliwi dobry wzrost i rozwój gatunków o dużych wymaganiach świetlnych, a jednocześnie zapewni utrzymanie cennych walorów krajobrazowych i estetycznych kompleksów leśnych. Istotną cechą omawianego modelu, odróżniającą go od „klasycznych” modeli hodowlanych, jest dążenie do jak najszerzego wykorzystania naturalnych procesów sukcesyjnych, nie tylko tych, które przebiegają pod okapem drzewostanów ukształtowanych przez człowieka, ale również w początkowych etapach rozwoju drzewostanu (oznaczonych jako I FAZA na ryc. 1), i w których biorą udział gatunki pionierskie, jak osika czy brzoza. Wspomniany model zakłada także, że odnowienie będzie miało charakter kombinowany, polegający na łączeniu odnowienia sztucznego i naturalnego w ramach jednej powierzchni manipulacyjnej. W przypadku lasu mieszanego świeżego głównymi gatunkami, które powinny być odnawiane sztucznie, są sosna i dąb. W celu utrzymania mieszanego charakteru drzewostanu już od momentu jego powstania proponuje się wprowadzanie dębu w niedużych grupach, w ilości 100–150 szt. na hektar. Zakłada się, że na powierzchniach między grupami dębu w pierwszej kolejności pojawi się odnowienie naturalne gatunków światłożądnych i szybko rosnących. Gdyby była taka potrzeba, powierzchnie te można wykorzystać także do sztucznego wprowadzania innych gatunków, z jakichś względów pożądaných czy cennych (w tym m.in. sosny oraz typowych gatunków domieszkowych, jak np. lipa czy klon). Istotnym założeniem modelu „sukcesyjnego” jest dążenie do kształtowania „drobnoziarnistych” form zmieszania, tj. dążenie do zmieszania pojedynczego i grupowego oraz unikanie tworzenia dużych, jednogatunkowych płatów prowadzących do przestrzennej segregacji poszczególnych gatunków drzew. Zakłada się ponadto, że z czasem, pod okapem gatunków związanych z wczesnymi i pośrednimi stadiami sukcesji ekologicznej, zaczną się spontanicznie pojawiać gatunki związane z późnymi stadiami sukcesji ekologicznej, jak np. grab, lipa, świerk czy klon.

Omawiany model uwzględnia postulat godzenia funkcji produkcyjnych oraz przyrodniczych na poziomie pojedynczego drzewostanu czy nawet płatu drzewostanu. Z jednej strony przewiduje się np. podkrzesywanie wybranych drzew gatunków docelowych jako zabieg istotnie poprawiający walory użytkowe i wartość pozyskanych docelowo sortymentów, a z drugiej np. pozostawianie części drzew aż do ich naturalnej śmierci i wykorzystywanie ich w charakterze „paliwa ekologicznego” (w postaci martwych drzew stojących i leżących).

Istotną cechą omawianego modelu jest przyjęcie, że rozwój lasu ma charakter cykliczny, a nie liniowy, i że w momencie, w którym większość drzew występujących w ramach danego płatu osiągnie dojrzałość do końcowego wyrębu, nastąpi zamknięcie danego cyklu rozwoju i zainicjowanie kolejnego.



Rycina 1. Tradycyjny model hodowli drzewostanów na siedlisku LMśw (góra) oraz model alternatywny (dół) wykorzystujący naturalne procesy sukcesyjne (Brzeziecki i in. 2016)

Kolejnym ważnym aspektem omawianego modelu jest przestrzeń. Model ten przedstawia rozwój pojedynczego płatu. Chodzi o to, aby poprzez odpowiednie działania doprowadzić do sytuacji, polegającej na tym, aby w ramach pewnej przyjętej powierzchni uzyskać efekt występowania przestrzenno-czasowej mozaiki płatów reprezentujących różne fazy rozwojowe i różny etap zaawansowania naturalnych procesów sukcesyjnych.

Podobne do przedstawionego wyżej podejście do problemu kształtowania składu gatunkowego drzewostanu wprowadzono także w niektórych landach Niemiec, początkowo w Dolnej Saksonii (Otto 1998), a od pewnego czasu także np. w Badenii-Wirtembergii (Göckel i Wicht-Lückge 2014). Do niedawna w leśnictwie Dolnej Saksonii operowano pojęciem „*Der Betriebszieltyp*” (gospodarczy typ drzewostanu), które oznaczało pożądany przyszły skład gatunkowy drzewostanu realizujący cele produkcyjne gospodarki leśnej, z konkretnym wskazaniem na rodzaj sortymentów drzewnych, które powinny się uzyskać dla założonego wieku rębności. Przykładowe ujęcie jednego z takich typów zawiera tab. 2.

Tabela 2. Przykładowa definicja gospodarczego typu drzewostanu obowiązująca do niedawna w lasach Dolnej Saksonii (Otto 1998)

BZT 62 Douglasie-Buche		GTD 62 Bk Dg	
Douglasie 70–80%		Daglezja 70–80%	
Buche 30–20%, aus Pflanzung, Vor- oder Nachanbau		Buk 30–20%, z sadzenia	
Umtriebszeit: 80 Jahre		Wiek rębności: 80 lat	
Technisches Ziel:		Cel techniczny:	
Douglasienstammholz	Klasse 6+	Dłżyce daglezwowe	Klasa 6+
Buchenstammholz	Klasse 5+	Dłżyce bukowe	Klasa 5+

U podstaw tak prosto i jednoznacznie sformułowanego celu produkcyjnego znajduje się założenie, że pożądany skład gatunkowy zostanie osiągnięty najpóźniej w momencie zakończenia głównego okresu wzrostu na wysokość, a także, że pożądane sortymenty zostaną wyprodukowane w okresie w przybliżeniu odpowiadającym przyjętemu wiekowi rębności. Przyjmowano także, że w wieku rębności nastąpi pozyskanie wyprodukowanych sortymentów, połączone z odnowieniem lasu, zrealizowanym albo przy pomocy rębni zupełnej, albo częściowej.

Od pewnego czasu w leśnictwie Dolnej Saksonii postawiono na rozwój pół-naturalnej hodowli lasu, co w praktyce oznacza, obok pełnego uwzględniania warunków siedliskowych jako głównej podstawy planowania hodowlanego, dążenie do zwiększenia udziału lasów liściastych i mieszanych (ze szczególnym uwzględnieniem rodzimych zespołów leśnych), priorytet odnowień naturalnych, a przede wszystkim dążenie do kształtowania zróżnicowanej struktury drzewostanów z wykorzystaniem spontanicznych, sukcesyjnych elementów odnowieniowych, trudnych do przewidzenia, a jeszcze trudniejszych do zaplanowania. Nowe zasady zagospodarowania przewidują wyważenie funkcji produkcyjnych, przyrodniczych i kulturowych w obrębie jednej i tej samej powierzchni, a także ich równoczesną realizację oraz podporządkowanie w ramach nadrzędnego celu,

jakim jest zachowanie zdolności ekosystemu do naturalnego funkcjonowania, z jego typową różnorodnością biologiczną.

Z dążenia do możliwie jak najmniej konfliktowego wyważenia różnych funkcji lasu wynikała potrzeba bardziej precyzyjnego zdefiniowania i opisanie celów planistycznych i sposobów ich realizacji, bo tylko w ten sposób można było osiągnąć pożądaną równowagę. Okazało się przy tym, że pojęcie „BZT” (czyli GTD) w swojej dotychczasowej formie nie spełnia swojej roli. Z tego względu postanowiono je zastąpić pojęciem „*Waldentwicklungstyp*” (typ rozwojowy drzewostanu). Zaletą nowego pojęcia jest to, że uwzględnia ono potrzebę podejścia dynamicznego, bardziej elastycznego, zachowując jednocześnie element pewnej typizacji, co z praktycznego punktu widzenia jest niezbędne.

## PROBLEM FORMY ZMIESZANIA

Innym ważnym problemem, pośrednio związanym z pojęciem (gospodarczego) typu drzewostanu, jest forma mieszania, która mówi o tym, jak drzewa poszczególnych gatunków powinny być rozmieszczone względem siebie w ramach jednego drzewostanu, aby funkcjonował on jako pewna organiczna całość. Jest to zagadnienie o tyle istotne, że obowiązujące zasady hodowli lasu zdecydowanie preferują drzewostany mieszane, kosztem drzewostanów litych. Przykładowe składy odnowień opierają się nierzadko na 4 (wymienionych z nazwy, teoretycznie może być ich więcej) różnych gatunkach drzew o często zbliżonych udziałach procentowych. Powstaje zasadnicze pytanie, jak drzewa tych różnych gatunków powinny być względem siebie rozmieszczone na powierzchni przeznaczonej do odnowienia?

Problem ten ilustruje hipotetyczny przykład przedstawiony na ryc. 2.

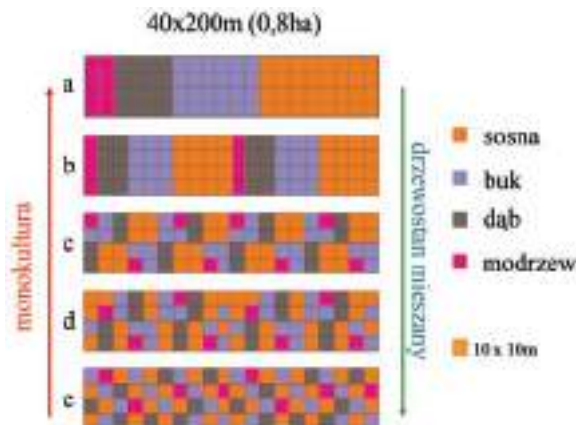
We wszystkich pokazanych tam przypadkach (a-e), całkowity udział poszczególnych gatunków drzew jest ten sam (So 40 Bk 30 Db 20 Md 10 – przykład zaczerpnięty z „Zasad hodowli lasu”).

Mimo że w każdym z 5 przypadków pokazanych na ryc. 2 zachowany został ten sam skład gatunkowy odnowienia, to jest rzeczą oczywistą, że z hodowlanego i biologicznego punktu widzenia mamy do czynienia za każdym razem z innym drzewostanem. Który z nich jest najbliższy pożądanemu modelowi? Na pozór wydawałoby się, że rozwiązanie przedstawione w punkcie e to jest to, do czego powinniśmy dążyć. Mamy tu do czynienia z najbardziej równomiernym rozmieszczeniem drzew poszczególnych gatunków na całej powierzchni zajętej przez drzewostan i z sytuacją, kiedy poszczególne gatunki drzew najsilniej na siebie oddziałują. Czy jednak taka rzeczywistość była intencją autorów rozpatrywanego tu przykładowo typu drzewostanu? I czy taki model dałoby się łatwo zrealizować w praktyce?

W praktyce, jak można z dużym prawdopodobieństwem zakładać, przyjęte zostanie rozwiązanie, które w największym stopniu będzie odpowiadać sytuacji przedstawionej w punkcie a lub b. Innymi słowy, poszczególne gatunki, ze

szczególnym uwzględnieniem gatunków głównych, zostaną wprowadzone w postaci stosunkowo dużych, jednogatunkowych, „czystych płatów” (nie jest przy tym specjalnie ważne, czy mamy do czynienia z relatywnie dużą otwartą powierzchnią, czy też odnowienie przebiega w ramach jakiejś rębni złożonej, np. gniazdowej). Za takim rozwiązaniem przemawia wiele względów. Można w tym miejscu zacytować Ilmurzyńskiego (1969), który uważał, że gatunki główne powinny tworzyć w drzewostanie większe skupienia. Według cytowanego autora kępowe zgrupowanie zapobiega zbyt ostro przebiegającej walce konkurencyjnej, ułatwia pielęgnowanie, zwłaszcza w okresie uprawy i młodnika.

Z drugiej strony trzeba mieć świadomość, że im większe są „czyste” płyty zawierające tylko drzewa jednego gatunku, w tym większym stopniu mamy do czynienia z mozaiką jednogatunkowych „mikrodrzewostanów” (i powrotem do modelu monokultury ze wszystkimi jego wadami). Ubocznym efektem takiego rozwiązania jest wyraźny efekt styku, jaki występuje na granicy płatów utworzonych przez różne gatunki. Z reguły jakość drzew rosnących na krawędzi jednogatunkowych płatów tworzonych przez różne gatunki drzew (różne tempo wzrostu, sposoby rozgałęzienia, tempo oczyszczania) jest bardzo problematyczna, a pielęgnowanie takich linii styku jest bardzo utrudnione.



Rycina 2. Hipotetyczne przykłady rozmieszczenia czterech gatunków drzew na powierzchni uprawy

Z kolei z im większą „drobnoziarnistością” płatów mamy do czynienia, tym bardziej drzewostan nabiera prawdziwie „mieszanego” charakteru. Wydaje się, że w praktyce zbyt rzadko wykorzystuje się rozwiązania polegające np. na wykorzystywaniu dwóch czy nawet więcej gatunków wprowadzanych jednocześnie w ramach tej samej powierzchni. O tego rodzaju rozwiązaniach wspomina m.in. Ilmurzyński (1969), pisząc np., że „gatunki domieszkowe dajemy w formie uzależnionej od tempa ich wzrostu z uwzględnieniem różnicowań siedliska. Gatunki szybko rosnące wprowadzamy w niewielkich grupach, po kilka sztuk,

a nawet pojedynczo, zwłaszcza gdy jednocześnie mają stanowić osłonę dla gatunków głównych (np. buka), wrażliwych na mróz i nadmierne nasłonecznienie. Gatunki odgrywające rolę pielęgnacyjną lub biocenotyczną wprowadzamy w niewielkich grupach lub pojedynczo, zależnie od tempa ich wzrostu i stopnia cieniowyttrzymałości. Gatunki bardziej wymagające lokujemy w miejscach żyzniejszych lub wilgotniejszych, zależnie od ich właściwości. Grupom i kępom zasadniczo nadajemy formę zaokrągloną. W ten sposób skracamy linię styku między skupieniami poszczególnych gatunków. W tych wypadkach natomiast, kiedy zależy nam na zwiększeniu wpływu jednego gatunku na drugi (np. przy domieszkach pielęgnacyjnych), stosujemy domieszkę grupową lub pojedynczą. W szczególnych wypadkach stosuje się również domieszkę rzędową lub smugową, składającą się z większej liczby rzędów. Forma rzędowa lub smugowa może mieć zastosowanie przy zmieszaniu gatunku głównego z pielęgnacyjnym, np. przy rzędowym lub smugowym wprowadzaniu dębu wśród istniejącego podrostu grabowego – systemem korytarzowym, lub przy sztucznym odnowieniu dębu i grabu – na przemian rzędami”.

Podsumowując to zagadnienie, należy jeszcze raz bardzo mocno podkreślić, że ustalenie formy zmieszania dla poszczególnych gatunków należy do zagadnień o pierwszorzędym znaczeniu, do którego w praktyce nie zawsze przywiązuje się odpowiednią wagę. Wydaje się, że w jak najszerszym zakresie należałoby odchodzić od modelu „monokultury”, nawet jeżeli miałby być on realizowany na stosunkowo niewielkiej powierzchni (30–50 arów). Należałoby od momentu założenia czy powstania nowego drzewostanu wykorzystywać wszelkie możliwości wzbogacenia składu gatunkowego już w niewielkiej skali przestrzennej, czy to poprzez celowe, jednoczesne wprowadzanie gatunków o uzgodnionych wzajemnie właściwościach (korzystnie oddziałujących jeden na drugi), czy też poprzez świadome wykorzystywanie naturalnych procesów sukcesyjnych, o których była już tutaj mowa.

Niestety, ani przyjęte typy drzewostanów, ani przykładowe składy gatunkowe odnowień nie zawierają konkretnych wskazówek co do form zmieszania czy też zasad łączenia poszczególnych gatunków ze sobą. Planujący formy zmieszania, kolejność wprowadzania oraz zasady łączenia poszczególnych gatunków ze sobą musi się w takiej sytuacji najczęściej oprzeć na własnej wiedzy i znajomości prawidłowości wzrostu poszczególnych gatunków w konkretnych, lokalnych warunkach.

## WPLYW POTENCJALNYCH ZMIAN KLIMATU NA PLANOWANIE SKŁADU GATUNKOWEGO DRZEWOSTANÓW

Zagadnienie wpływu zmian klimatycznych na zdolność konkurencyjną, rolę lasotwórczą, granice zasięgów, zarówno poziomych (na nizinach), jak i pionowych (w górach), od dawna budzi duże zainteresowanie wielu badaczy. Problem ten został dostrzeżony także w najnowszym wydaniu „Zasad



hodowli lasu” (ZHL 2012), w którym znalazło się stwierdzenie o konieczności „preferowania gatunków i osobników drzew mających zdolności adaptacyjne do zmieniających się warunków środowiska i klimatu”. Wiele cennych uwag na ten temat można znaleźć w opracowaniu Szwagrzyka (2013). Wspomniany autor cytuje m.in. wyniki badań, które sugerują przesunięcie granic zasięgów gatunków drzew związanych z globalnymi zmianami klimatycznymi. Dobrym przykładem w tym zakresie jest buk zwyczajny. Wszystkie prognozy dotyczące tego gatunku zgadzają się z tym, że potencjalny zasięg buka obejmie południową i środkową Skandynawię, kraje bałtyckie oraz większą część Białorusi (Thriller i in. 2006, Kramer i in. 2010, za Szwagrzyk 2013). Wynika stąd, że obszar przyszłego występowania buka obejmie praktycznie całą północno-wschodnią Polskę, która obecnie znajduje się poza oficjalnie uznawaną granicą występowania tego gatunku. Buk jest zresztą już od dłuższego czasu wprowadzany na tym terenie i charakteryzuje się tam z reguły bardzo dobrym wzrostem. Powstaje w tej sytuacji pytanie, czy, od którego momentu i w jakim zakresie należałoby uwzględnić buk w planowaniu składu gatunkowego drzewostanów na tym terenie? Odpowiedź na to pytanie na pewno nie jest łatwa. Najbardziej właściwa wydaje się strategia ostrożnego wprowadzania buka poza linię jego oficjalnie uznawanego zasięgu i wykorzystywania go przede wszystkim w charakterze składnika drzewostanów mieszanych, w celu zmniejszenia ewentualnego ryzyka z tym związanego. Taka strategia realizuje w praktyce koncepcję tzw. migracji wspomaganą, mającej na celu ułatwienie adaptacji lasów do przyszłych warunków środowiskowo-klimatycznych.

Zmiany klimatu, które mogą stwarzać warunki do potencjalnej ekspansji pewnych gatunków (takich jak buk, może także jawor czy dąb bezszypułkowy) poza dotychczasowe granice ich zasięgów geograficznych, mogą też wywoływać efekty odwrotne, tj. ustępowanie gatunków, dla których ogólny kierunek tych zmian jest niekorzystny. Sztandarowym przykładem może być świerk, gatunek borealny, osiągający w warunkach Niżu Polskiego południowo-zachodnią granicę występowania. Od dłuższego czasu obserwuje się ustępowanie tego gatunku z drzewostanów w północno-wschodniej Polsce. Są okresy, kiedy proces ten przebiega ze szczególnym nasileniem, tak, jak ma to np. miejsce obecnie w Puszczy Białowieskiej. Tu jednak także rodzą się pytania, jakie działania należałoby w takiej sytuacji podejmować. Na pewno nie chodzi o to, żeby takim procesom biernie się przyglądać. Odwrotnie, należałoby robić wszystko, aby nie dopuścić do tego, żeby proces ustępowania zagrożonego gatunku (gatunków) przyjmował rozmiary katastroficzne. Z pewnością nie chodziłoby też o to, żeby z takiego czy takich ustępujących gatunków (patrz: jesion, wiąz) całkowicie rezygnować. I znowu, najwłaściwszą strategią wydaje się być dążenie do utrzymania odpowiednio wysokiego udziału wszystkich gatunków, szczególnie w miejscach (mikrosiedliskach i położeniach) najbardziej odpowiednich z punktu widzenia ich wymagań, najlepiej w drobnoziarnistym zmieszaniu z innymi, bardziej odpornymi.

W cytowanym tu już opracowaniu Szwagrzyk (2013) stwierdza, że w perspektywie najbliższego stulecia gatunkami rosnącymi w naszych lasach będą zapewne w ogromnej większości te same gatunki, które rosną w nich obecnie. Tym niemniej, wzajemne relacje między rosnącymi u nas gatunkami mogą podlegać radykalnym zmianom, mogą też nastąpić przesunięcia dotyczące preferencji niektórych siedlisk. W zmieniających się warunkach klimatu niektóre z gatunków, które obecnie pełnią rolę mało istotnych domieszek w drzewostanach (np. jawor), mogą z czasem znacznie zyskać na liczebności i stać się ważnym składnikiem drzewostanów.

Ważnym aspektem spodziewanych zmian klimatycznych jest wzrost zakresu wahań czynników klimatycznych. W takich warunkach lepiej będą sobie radziły gatunki o szerszym zakresie tolerancji i większej odporności na stres. Jak stwierdza Szwagrzyk (2013) to, że sosna zwyczajna jest najważniejszym drzewem naszych lasów, może w przyszłości okazać się korzystne. Sosna jest bowiem gatunkiem o bardzo szerokim zakresie tolerancji, który zapewne będzie dobrze sobie radził z suszami, upałami czy nawrotami mrozów, lepiej niż większość rodzimych gatunków środkowej Europy. Biorąc pod uwagę, że sosna doskonale sprawdza się także w roli gatunku przedplonowego i osłonowego dla wielu innych, bardziej wrażliwych gatunków, szerokie jej wykorzystywanie przy kształtowaniu składu gatunkowego naszych drzewostanów jest cały czas aktualne i jak najbardziej wskazane.

## UWAGI KOŃCOWE

Kształtowanie składu gatunkowego drzewostanów w warunkach lasów zagospodarowanych, wielofunkcyjnych, należy do najważniejszych zadań hodowlanych. Dobór gatunków powinien uwzględniać szereg czynników, zarówno natury przyrodniczej (uzgodnienie gatunków z siedliskiem), jak i ekonomicznej (preferowanie gatunków dostarczających poszukiwanych sortymentów drzewnych, łatwych w hodowli, odpornych na różnorodne stresy środowiskowe). Kształtowanie składu gatunkowego drzewostanu powinno mieć charakter ciągłego procesu i brać pod uwagę to, że w trakcie rozwoju drzewostanu rola i znaczenie poszczególnych gatunków mogą się stale zmieniać jako wynik różnego tempa ich wzrostu i rozwoju. We wszystkich przypadkach, gdzie jest to możliwe, należałoby preferować i zalecać wykorzystywanie prawidłowości naturalnej sukcesji, rozpoczynającej się od otwartej powierzchni. Umożliwia to przejście przez wszystkie etapy tej sukcesji, poczynając od stadiów pionierskich, tworzonych przez gatunki światłożadne, szybko rosnące, poprzez stadia przejściowe, a na stadiach klimaksowych kończąc. Obecność wszystkich głównych stadiów sukcesji ekologicznej ma tę dodatkową zaletę, że sprzyja utrzymaniu wysokiego poziomu różnorodności biologicznej, co samo w sobie należy obecnie do najważniejszych zadań gospodarki leśnej.

Bardzo istotnym aspektem składu gatunkowego drzewostanu jest forma (formy) zmieszania tworzących go gatunków. Dwa drzewostany mogą charakteryzować się takimi samymi udziałami gatunków drzew, a mimo to mogą funkcjonować jako dwa zupełnie różne obiekty, w zależności od tego, jak drzewa poszczególnych gatunków rozmieszczone są względem siebie w obrębie powierzchni zajętej przez dany drzewostan. W miarę możliwości należałoby unikać rozwiązań nawiązujących do modelu monokultury, nawet jeżeli miałyby one być realizowane na stosunkowo niedużych powierzchniach. Problem ten dotyczy nie tylko gatunków iglastych, ale i liściastych. Znakomita większość naszych rodzimych gatunków drzew najlepiej rozwija się w drzewostanach mieszanych, cechujących się „drobnoziarnistymi” formami zmieszania. Zalet i korzyści z kształtowania drzewostanów mieszanych jest bardzo wiele. Takie drzewostany cechują się z reguły wysokim poziomem różnorodności biologicznej (duża liczba potencjalnych niszy ekologicznych) i względną odpornością na działanie szkodliwych czynników abiotycznych i biotycznych. Do tego dochodzą także cenne walory krajobrazowe i estetyczne. Większa stabilność i odporność drzewostanów mieszanych przekłada się także na ich cenniejsze walory ekonomiczne (mniejsze niebezpieczeństwo przedwczesnego przerwania cyklu produkcyjnego).

## Summary

*Bogdan Brzeziecki*

Warsaw University of Life Sciences, bogdan\_brzeziecki@sggw.pl

### Basics of shaping species composition of multi-functional forest stands

The study concerns the basic principles that affect species composition of managed forest stands, which usually implement multiple functions, both productive as well as non-productive (environmental and social) ones.

First of all, the presentation discusses basics of stand composition structuring in nature, while paying a special attention to possibilities and limitations related to using the information on species composition of natural forest stands for structuring the managed stands. On this occasion, it should be mentioned that there is a certain phenomenon, when the share of a given species within a total stand volume does not match its biological and economic significance in forest stand growth and development. Further, several examples are given which include statements of some researchers who represent environmental point of view and who nevertheless underline the necessity of natural forest species composition

modifications for the conditions of managed forests and deliberate increase in the share of species especially valuable from the productive and economic point of view.

The next part of the study discusses origins and the concept of economic type of forest stand based on its management objective. A special attention is paid to some controversial aspects of using the economic type of forest stand in forest practices, which includes the problem of excessively static approach to structuring the species composition of managed forests. It concerns a very specific and precise indication of tree species share being reflected in species composition of plantations and regenerations, for a specific habitat conditions and in future composition of mature stands. Based on that, it is underlined that there is a need to approach economic type of forest stands more dynamically, which means allowing the possibility of changes in the forest species composition through time as well as foreseeing the situation when forest stand undergoes various developmental stages, while also indicating economic and environmental benefits related to that. Some examples discuss the management concept of mixed forest stands using the natural succession processes, which was developed for the managed part of the Białowieża Forest as well as the stand progression concept (*Waldentwicklungstypen*) which for some time is being introduced in some parts of Germany.

As the study notes, another important problem closely related to the economic forest type concerns the type of species mixing, which defines how trees of various species will be distributed relative to one another within a certain forest stand, and also if that stand is functioning as single whole or as a mosaic of relatively large single-species 'pure patches', which evolve according to the principles characteristic for the monocultural model. As it was shown, defining the form of certain species mixture is of primary significance, however in practice, it is not always given sufficient attention. There is a postulate, according to which the monoculture model should be avoided as much as possible, even if it could be implemented on a relatively small area (30–50 ares). Also, everything possible should be done in order to enrich species composition even on a small are and to use small-scale types of species mixing beginning from the time of stand planting or regeneration.

And finally, the study relates to a contemporary and important problem which concerns consideration of species composition in regenerating current forest stands and with forecasted changes in natural environment, with a special attention paid to possible climate changes.

The study is finalised with general and summarizing conclusions and observations.

## LITERATURA

- Brzeziecki B., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M., Ostrowski J., Widawska Z. 2010. Operat oceny dynamiki ekosystemów leśnych Białowieskiego Parku Narodowego. Maszynopis w Katedrze Hodowli Lasu SGGW. Warszawa.
- Brzeziecki B., Żybura H., Bolibok L., Buraczyk W., Drozdowski S., Szeligowski H., Bielak K., Gawron L., Zajączkowski J., Widawska Z., Dzwonkowski M., Żybura B. 2016. Wieloletnia dynamika składu gatunkowego i struktury drzewostanów oraz rekonstrukcja historii wybranych drzewostanów metodami

- dendrochronologicznymi na stałych powierzchniach doświadczalnych w lasach naturalnych Puszczy Białowieskiej. Maszynopis w Katedrze Hodowli Lasu SGGW. Warszawa.
- Göckel Ch., Wicht-Lückge G. 2014. Die wichtigsten Waldentwicklungstypen im Überblick. *AFZ-Der Wald*, 10: 6–8.
- Ilmurzyński E. 1969. Szczegółowa hodowla lasu. PWRiL, Warszawa.
- Matuszkiewicz W. 1952. Zespoły leśne Białowieskiego Parku Narodowego. *Annales UMCS. Lublin – Polonia. Supplementum VI. Sectio C. UMCS, Lublin.*
- Miścicki S. 1998. Zielbestockung in der polnischen Forsteinrichtung. *Forstliche Schriftenreihe. Universität für Bodenkultur. Wien. Bd. 12: 183–188.*
- Otto H.-J. 1998. Vom Betriebszieltyp (BZT) zum Waldentwicklungstyp (WET) – ein Niedersächsisches Konzept. *Forstliche Schriftenreihe*, 12: 131–146.
- Paczoski J. 1930. Lasy Białowieży. PROP, Poznań.
- Rozwałka Z. 2001. Praktyczna ocena zgodności fitocenozy leśnej z warunkami biotopów z punktu widzenia potrzeb trwałej, zrównoważonej i wielofunkcyjnej gospodarki leśnej. W: R. Zielony (red.) *Zgodność fitocenozy z biotopem w ekosystemach leśnych. Fundacja „Rozwój SGGW”.* Warszawa, 165–172.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu. 2004. ORWLP, Bedoń.
- Sokołowski A.W. 2004. Lasy Puszczy Białowieskiej. CILP, Warszawa.
- Szymański S. 2001. Ekologiczne podstawy hodowli lasu. PWRiL, Warszawa.
- Szwagrzyk J. 2013. Prawdopodobne zmiany zasięgów występowania gatunków drzewiastych – konsekwencje dla hodowli lasu. W: Rykowski K. (red.). *Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: zagrożenia i szanse. Sękocin Stary. 18 czerwca 2013 r., 45–54.*
- Włoczewski T. 1968. Ogólna hodowla lasu. PWRiL, Warszawa.
- Zasady techniczno-gospodarcze. 1953. PWRiL, Warszawa.
- Zasady hodowlane obowiązujące w Państwowym Gospodarstwie Leśnym. 1961. PWRiL, Warszawa.
- Zasady hodowli lasu. 2003. ORWLP, Bedoń.
- Zasady hodowli lasu. 2012. CILP, Warszawa.

# Ubezpieczenie lasu od ryzyka wystąpienia różnych zagrożeń naturalnych<sup>1</sup>

## 1. WSTĘP

Zaburzenia gospodarki leśnej spowodowane losowym występowaniem czynników naturalnych stanowią obecnie jedno z głównych zagrożeń ekosystemów leśnych na świecie. Ubezpieczenie nieruchomości leśnej należy do skutecznych narzędzi zarządczych, służących przeciwstawieniu się ryzyku w efektywny sposób i wyeliminowaniu go z projektów zagospodarowania lasu. Wielu właścicieli lasów zdało sobie sprawę, że ubezpieczenie nieruchomości jest dostępnym sposobem zachowania dochodowego i stabilnego finansowo gospodarstwa. Jednak aby osiągnąć pożądaną trwałość produkcji drewna, zarówno towarzystwa ubezpieczeniowe, jak też stowarzyszenia właścicieli lasów chcących korzystać z ubezpieczeń nieruchomości leśnej, muszą zastosować sprawiedliwe i skuteczne statystycznie modele aktuarialne<sup>2</sup>, zapewniające zawieranie tego rodzaju ubezpieczeń przy możliwie najniższych kosztach.

Ubezpieczenia są znane od czasów starożytnych. Według Rebro (1995) rzymskie „Prawo dwunastu tablic” (*Leges duodecim tabularum*) zawierało zapis, że „gdy dla ulżenia statkowi, towar został wyrzucony za burtę, wówczas to, co zostało poświęcone dla wszystkich, powinno być przez wszystkich poniesione” (*„Lege Rodia cavetur, ut, si levandae navis gratia iactus mercium factus est, omnium contributione sarciatur quod pro omnibus datum est”*)<sup>3</sup>.

---

<sup>1</sup> Tłumaczył: Adam Kaliszewski.

<sup>2</sup> Aktuarialny – związany z ubezpieczeniami; np. matematyka aktuarialna – metody matematyczne stosowane przy obliczaniu ryzyka wypadków losowych i wysokości związanych z tym składek ubezpieczeniowych (w: *Słownik wyrazów obcych PWN*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010) [przyp. tłum.]

<sup>3</sup> Tłumaczenie za: A. Salomon, *Spedycja w handlu morskim. Procedury i dokumenty*. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk 2003

W tym sensie również skuteczne ubezpieczenie lasu musi opierać się na następujących zasadach:

- zasadzie solidarności, oznaczającej podział straty jednego właściciela, spowodowanej nieprzewidywalnym zniszczeniem lasu, między wszystkich ubezpieczonych właścicieli;
- zasadzie ograniczenia błędu ubezpieczeniowego, oznaczającej obniżenie ryzyka ubezpieczyciela, a przez to kosztów transakcyjnych ubezpieczenia.

Ponadto skuteczne podejmowanie decyzji oraz wiarygodne ustalanie stawek polisy ubezpieczeniowej dla lasu musi opierać się na wynikach długookresowych obserwacji losowych zniszczeń lasu, a także wynikach szczegółowych analiz ekonomicznych projektów zagospodarowania gruntów leśnych na danym obszarze.

Celem referatu jest wyjaśnienie aktuarnego modelu ubezpieczeń drzewostanów sosnowych od ryzyka wystąpienia złożonych zdarzeń kłęskowych na przykładzie wiatru i pożarów.

## 2. DANE O ZNISZCZENIACH LASU I ICH ANALIZA

Na cele niniejszych badań dane dotyczące losowych zniszczeń lasu w latach 2005–2014 uzyskano z dokumentacji wszystkich gospodarstw leśnych na obszarze Słowackiego Raju, prowadzących gospodarkę na powierzchni 21 423 ha drzewostanów sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). Region położony jest w sąsiedztwie granicy polsko-słowackiej. Ze względu na cień opadowy zarówno Tatr Wysokich, jak i Tatr Niżnych, klimat tego obszaru jest raczej bardziej suchy, a więc wyższe jest ryzyko powstania i rozprzestrzeniania się pożarów lasu niż w większości pozostałych regionów Słowacji. Korzystne warunki dla wystąpienia pożaru lasu wynikają z obecności przeważnie wapiennych gleb i płytkich rędzin porośniętych głównie przez drzewostany iglaste, jak też występowania bardzo gęstych i łatwopalnych gatunków traw. Jak wspomniano wcześniej, lasy rosnące w zachodniej części Słowackiego Raju położone są w bliskim sąsiedztwie Tatr Wysokich i Tatr Niżnych, co również znacznie zwiększa ryzyko wiatrolomów na tym terenie. Rzeźbę terenu Słowackiego Raju tworzą górskie urwiska i głębokie doliny, często w kształcie kanionów. Obszar położony jest na wysokości od 522 do 1135 m n.p.m. Chociaż sosna o bonitacji 24 należy tu do rzadziej spotykanych gatunków drzew, występuje ona nawet na najbardziej skrajnych siedliskach. Drewno tego gatunku jest surowcem przynoszącym zysk i drzewostany sosnowe pozostają dochodowe mimo zwiększonego ryzyka wiatrolomów, gdyż gatunek ten jest znacząco mniej podatny na szkody od owadów niż świerk.

Historyczna mapa przypadków zniszczenia lasu została stworzona przy wykorzystaniu zbioru danych udostępnionych przez Słowackie Narodowe Centrum Leśnictwa. Zbiór danych opisuje skład gatunkowy drzewostanów, ich wiek

i zapas na pniu. Dane pozwoliły na uzyskanie informacji o zniszczonych przez wiatr i ogień obszarach borów sosnowych z podziałem na 15 klas wieku od 1–10 do 141 i więcej lat. Dla każdej klasy wieku drzewostanu dane zawierają poddaną obserwacji powierzchnię lasu  $H(t)$  i powierzchnię zniszczoną  $h(t)$ , co pozwoliło na obliczenie udziału powierzchni zniszczonej  $f(t)$  i oczekiwanej powierzchni zniszczonej  $a(t)$  w następujący sposób:

$$f(t) = \frac{h(t)}{H(t)} \quad (2.1)$$

$$a(t) = f(t) \cdot A(t) \quad (2.2)$$

Oczekiwane powierzchnie zniszczone służą wyłączeniu wpływu różnic między obserwowanymi powierzchniami leśnymi. Symbol  $A(t)$  oznacza całkowitą powierzchnię leśną poddaną obserwacji ( $H$ ) podzieloną przez liczbę przyjętych klas wieku ( $k$ ), tj.  $A(t) = H/k$ , gdy  $(k) = 15$ . Zarówno udział powierzchni zniszczonej  $f(t)$ , jak i oczekiwane powierzchnie zniszczone  $a(t)$  stanowią dane wejściowe do analizy ryzyka.

### 3. DEFINICJA PODATNOŚCI I JEJ ANALIZA

Podatność (ang. *vulnerability*) jest definiowana przez Thywissen (2006) jako stopień utraty danego drzewostanu w wyniku ryzyka wynikającego z wystąpienia zagrożenia naturalnego o danej wielkości, wyrażony w skali od 0 do 1. Analiza podatności na potrzeby ubezpieczeń nieruchomości leśnej powinna dawać odpowiedź na pytanie, czy istnieje jakikolwiek związek ilościowy między prawdopodobieństwem zniszczenia drzewostanu, a jego wiekiem. Oczywiście podatność drzewostanu na poszczególne zagrożenia w pewnym stopniu się różni.

Skala podatności może być określona przy pomocy dystrybuanty empirycznej  $F_a(t)_i$ , składającej się z oczekiwanych proporcji zbiorowości  $\hat{f}_{ij}$  powierzchni  $(a)_{ij}$  zniszczonych przez dane zdarzenie klęskowe  $(i)$  na powierzchniach równomiernie rozmieszczonych poszczególnych klas wieku  $(j)$  całej powierzchni  $(A)$  poddanej obserwacji i została obliczona w następujący sposób:

$$F_a(t)_i = \sum_{j=1}^k \frac{\hat{f}_{ij}}{\hat{f}_i} \quad (3.1)$$

gdzie  $(\hat{f}_i) = \sum_{j=1}^k \hat{f}_{ij}$ , a  $(k)$  jest liczbą klas wieku (10-letnich), na które podzielony został cały obszar próby  $(A)$ , natomiast  $(t)$  jest wiekiem drzewostanu.

Aby wykluczyć losowe wahania obserwowanych wartości, dystrybuanty empiryczne  $F_a(t)_i$  zostały dopasowane przez dystrybuantę  $F(t)_i$  rozkładu prawdopodobieństwa Weibulla  $W(c; \gamma)$ . Parametry  $(c)$  i  $(\gamma)$  oszacowano na podstawie



zbiorowości oczekiwanych powierzchni zniszczonych ( $a_j$ ) przy pomocy metody największej wiarygodności opisanej przez Khamisa (1997). Uzyskane funkcje podatności  $F_a(t)_i$  porównano z odpowiadającymi im funkcjami Weibulla  $F(t)_i$  oraz przetestowano istotność ich różnic testem zgodności Kołmogorowa-Smirnowa dla następującej hipotezy zerowej:

$$H_0: F_a(t)_i - F(t)_i = 0 \quad (3.2)$$

#### 4. MATEMATYCZNY OPIS RYZYKA GOSPODARKI LEŚNEJ

Ryzyko jest znanym prawdopodobieństwem zdarzenia pomnożonym przez konsekwencje, jeśli zjawisko wystąpi (Einstein 1988). Zastosowanie tej definicji w ubezpieczeniach lasu prowadzi nas do przyjęcia, że wartość rocznej składki ubezpieczeniowej netto  $N(j)$  jest iloczynem prawdopodobieństwa  $\hat{p}(j)$  i wartości uwzględniającej podatność lasu (ang. *vulnerable forest values*)  $VFV(j)$ :

$$N(j) = \hat{p}(j) \cdot VFV(j) \quad (4.1)$$

W naszej analizie uwzględniono losowe wystąpienie wiatrolomu ( $D_1$ ) i pożaru ( $D_2$ ) jako dwóch rodzajów ( $D_i$ ) czynników ryzyka w gospodarce leśnej. Estymacja punktowa prawdopodobieństw  $\hat{p}(j)_i$  opisująca oczekiwane wystąpienie zagrożenia naturalnego w ciągu roku ( $D_i$ ) w klasie wieku ( $j$ ) została przeprowadzona w sposób zaproponowany przez Holecego i Hanewinkela (2006) przez uwzględnienie wyników analizy podatności lasu w następujący sposób:

$$\hat{p}(j)_i = k \cdot \Delta \hat{F}(j)_i \cdot \hat{f}_i \quad (4.2)$$

Wartość  $\Delta \hat{F}(j)_i = \hat{F}(j)_i - \hat{F}(j-1)_i$  odnosi się do różnicy między dwiema wartościami  $F(t)_i$  dla okresu 10 lat i informuje o zmieniającej się podatności drzewostanu podczas przejścia z niższych ( $j-1$ ) do wyższych ( $j$ ) klas wieku.

Następnie oszacowaliśmy prawdopodobieństwa złożonych (nakładających się) zdarzeń kłęskowych. Na tym etapie musieliśmy jednak wyróżnić dwa przypadki określone zależnością lub niezależnością między losowym występowaniem dwóch rozważanych zagrożeń naturalnych.

**Przypadek zależnych od siebie zagrożeń naturalnych:** Jeśli zależne zjawiska losowe wzajemnie się wykluczają, oznacza to, że drzewostany mogą zawsze być zniszczone jedynie przez jedno przyjęte zagrożenie naturalne. Zjawiska nie mogą wystąpić jednocześnie. Prawdopodobieństwo nakładającego się zniszczenia zgodnie z tymi warunkami  $\hat{p}(j)_{dep}$  równa się wówczas prostej sumie wszystkich prawdopodobieństw  $\hat{p}(j)_i$  wystąpienia poszczególnych zagrożeń naturalnych ( $D_i$ ) w następujący sposób:

$$\hat{p}(j)_{dep} = \sum_{i=1}^s \hat{p}(j)_i = k \cdot \left[ \sum_{i=1}^s \Delta \hat{F}(j)_i \cdot \hat{f}_i \right] \quad (4.3)$$

**Przypadek niezależnych od siebie zagrożeń naturalnych:** Według Beaumonta (1986) możliwe jest opracowanie zasady znajdowania prawdopodobieństwa nakładających się zaburzeń, jeśli oba rozpatrywane zdarzenia mogą wystąpić jednocześnie. Wszystkie te zjawiska są wówczas uważane za niezależne zmienne losowe, co oznacza, że drzewostan może zostać zniszczony w danym okresie przez co najmniej jedno z tych zagrożeń.

Przyjmijmy losowe występowanie ( $s$ ) czynników kłęskowych ( $D_i$ ) w okresie 1 roku. Ogólnie w sytuacji kilku czynników ryzyka reprezentowanych oszacowanymi poszczególnymi prawdopodobieństwami  $\hat{p}(j)_i$ , prawdopodobieństwo nakładającego się zdarzenia zniszczenia drzewostanu  $\hat{p}(j)_{ind}$  w okresie 1 roku może zostać obliczone według zasady dodawania przez użycie prawdopodobieństwa połączenia wszystkich ( $s$ ) zjawisk, co prowadzi do:

$$\hat{p}(j)_{ind} = 1 - \prod_{i=1}^s [1 - \hat{p}(j)_i] = 1 - \prod_{i=1}^s [1 - k \cdot \Delta \hat{F}(j)_i \cdot \hat{f}_i] \quad (4.4)$$

## 5. WARTOŚCIOWANIE NIERUCHOMOŚCI LEŚNEJ NA CELE UBEZPIECZENIA

Nasza analiza aktuarialna ubezpieczenia nieruchomości leśnej była oparta na wynikach analizy ekonomicznej projektu zagospodarowania drzewostanów sosny zwyczajnej w warunkach występujących na obszarze Słowackiego Raju. Oczekiwany w poszczególnych dekadach projektu przepływ pieniężny został obliczony zgodnie z symulowanymi wynikami fizycznymi (jeśli chodzi o wykaz drzew dla każdej dekady, w tym pierśnicy i wysokości każdego drzewa przechodzącego do puli drewna możliwego do sprzedania), uzyskanymi przez symulator wzrostu pojedynczych drzew Sibyla, opisany szczegółowo przez Fabrikę i Vaculčiaka (2009). Opierając się na wartości drewna na pniu  $ST(t)$ , wartości drewna z trzebieży  $TH(t)$  i odpowiadających im kosztach  $C(t)$ , obliczono wartości bieżące netto  $NPV(u)$  oraz wartości spodziewane gruntu  $SEV(u)$  w tym projekcie przy założonej kolei rębów ( $u = t$ ) i stopie dyskontowej wynoszącej 1% ( $r = 0.01$ ). W tabeli 1 przedstawiono wielkości tych parametrów. Maksymalna skorygowana o ryzyko  $SEV(u)$  przy założonej kolei rębów ( $u = 120$  lat) wyznacza jej optimum ekonomiczne w danych warunkach w sytuacji nieobecności szczególnego czynnika ryzyka gospodarczego. Jest ona oznaczona w tej tabeli wytłuszczeniem.

Tabela 1.  $NPV(u)$  i  $SEV(u)$  dla projektu zagospodarowania drzewostanów sosny zwyczajnej

Sosna 24 wiek ( $t$ )	Wartość na pniu $ST(t)$	Trzebieże $TH(t)$	Koszty $C(t)$	Wartość bieżąca netto $NPV(u)$	Wartość spodziewa- na gruntu $NPV(u)$
[lata]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]
0	0	0	2 837	-2 837	
10	0	0	847	-3 738	-77 018
20	0	0	795	-4 337	-31 278
30	245	17	331	-4 391	-19 938
40	647	148	331	-4 254	-14 466
50	2 349	195	331	-3 297	-9 134
60	4 366	524	331	-2 161	-5 127
70	6 656	818	331	-945	-1 985
80	7 617	1 374	331	-325	-619
90	8 384	1 746	331	269	472
100	9 120	1 585	331	702	1 148
110	9 708	2 033	331	1 171	1 807
120	10 486	840	331	1 258	1 845
130	10 742	1 074	331	1 229	1 727
140	11 258	1 085	331	1 268	1 715
150	12 314	0	331	1 161	1 520

**Obliczanie wartości uwzględniającej podatność lasu:** Wartość uwzględniająca podatność lasu, oznaczona jako  $VFV(t)$ , stanowi zasadniczy komponent zarządzania ryzykiem, jak to przedstawiono we wzorze (4.1). Wskazuje ona wartość nieruchomości leśnej obciążonej ryzykiem i jest określana w następujący sposób:

$$VFV(t) = FEV(t) - SV(t) + SEV(u) - SEV_f(u) = FEV(t) - SV(t) + RPSEV(u) \quad (5.1)$$

gdzie  $FEV(t)$  wartość spodziewana drzewostanu,  $RPSEV(u)$  premia za ryzyko na  $SEV(u)$  w sytuacji występowania ryzyka oraz  $SV(t)$  wartość drzewostanu na pniu po zniszczeniu.  $FEV(t)$  obliczono z użyciem znanej formuły Faustmanna, zgodnie z opisem przedstawionym przez Kilkki (1985):

$$FEV(t) = \frac{\sum_{j=t}^u R_j (1+r)^{u-j} - \sum_{j=t}^u C_j (1+r)^{u-j} + SEV(u)}{(1+r)^{u-t}} - SEV(u) \quad (5.2)$$

gdzie ( $R_j$ ) i ( $C_j$ ) są odpowiednio wartościami nominalnymi spodziewanych przychodów i kosztów w ciągu dekady ( $j$ ) projektu. Wartości  $SV(t)$  zostały oszacowane w oparciu o spodziewaną strukturę sortymentową drewna, przy założeniu produkcji mniej wartościowych sortymentów drewna (tarcica, papierówka, zrębki) w przypadku wystąpienia zaburzenia. Dla wystąpienia wiatrołomu i pożaru przyjęto te same wartości  $SV(t)$ . Jednak wolna od ryzyka spodziewana wartość gruntu  $SEV_f(u)$  musiała zostać obliczona w dwóch następujących formach. Pierwsza, oznaczona jako  $SEV_f(u)_{dep}$ , dla przypadku przyjętej wzajemnej zależności między dwoma zjawiskami losowymi ( $D_i$ ) oraz druga, oznaczona jako  $SEV_f(u)_{ind}$ , dla przypadku, gdy obserwowane zjawiska ( $D_i$ ) nie zależą od siebie. Wyniki procedury kalkulacji  $VFV(t)$  przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Wyniki kalkulacji  $VFV(t)$  dla celów kompleksowego ubezpieczenia w przypadkach przyjęcia wzajemnie zależnego i niezależnego występowania zagrożeń naturalnych

Sosna 24 wiek (t)	Wartość spodziewana drzewostanu $FEV(t)$	Wartość drzewostanu na pniu $SV(t)$	Premia za ryzyko $RPSEV(u)_{dep}$	Wartość uwzględniająca podatność lasu $VFV(t)_{dep}$	Premia za ryzyko $RPSEV(u)_{ind}$	Wartość uwzględniająca podatność lasu $VFV(t)_{ind}$
[lata]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]
0	0	0	1 355	1 355	1 352	1 352
10	3 059	0	1 355	4 414	1 352	4 411
20	4 584	0	1 355	5 939	1 352	5 936
30	5 991	68	1 355	7 277	1 352	7 274
40	7 124	184	1 355	8 295	1 352	8 291
50	8 230	830	1 355	8 756	1 352	8 752
60	9 401	2 232	1 355	8 523	1 352	8 520
70	10 330	4 315	1 355	7 369	1 352	7 366
80	11 032	5 187	1 355	7 200	1 352	7 197
90	11 193	5 490	1 355	7 058	1 352	7 055
100	10 960	5 834	1 355	6 481	1 352	6 478
110	10 880	5 731	1 355	6 504	1 352	6 501
120	10 298	5 696	1 355	5 957	1 352	5 954
130	10 972	6 628	1 355	5 699	1 352	5 695
140	11 458	7 140	1 355	5 673	1 352	5 670
150	11 983	8 780	1 355	4 558	1 352	4 555

Wolne od ryzyka spodziewane wartości gruntu  $SEV_f(u)_{dep}$  oraz  $SEV_f(u)_{ind}$  zostały określone przez ten sam algorytm numeryczny oparty na teorii łańcuchów Markowa, jak ten opracowany dla projektów leśnych przez Koubę (1977; 2002).

Sednem algorytmu jest macierz prawdopodobieństw przejścia  $\mathbf{W}$ :

$$\mathbf{W} = \begin{bmatrix} w_1 & 1 - w_1 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ w_2 & 0 & 1 - w_2 & 0 & \dots & 0 \\ & & \vdots & & \dots & \vdots \\ w_k & 0 & 0 & 0 & \dots & 1 - w_k \end{bmatrix} \quad (5.3)$$

Macierz pomnożona przez siebie opisuje rozwój powierzchni 1 hektara lasu posadzonego dzisiaj w ciągu każdej przyjętej kolei ręb (u) w warunkach ryzyka określonego przez pierwszy wektor kolumnowy ( $\mathbf{w}$ ). Jego elementy ( $w_j$ ) są takie same jak prawdopodobieństwa  $\hat{p}(j)$ , jak to przedstawiono we wzorze (4.1), pomnożone przez 10, z wyjątkiem wartości ( $w_k$ ), zawsze równej 1. Ułamki ( $p_{ij}$ ) początkowo posadzonego 1 ha lasu wspomnianego powyżej informują o spodziewanych udziałach poszczególnych klas wieku ( $j$ ) po upływie każdej dekady ( $i$ ) rozważanego nieskończonego projektu leśnego. Ich wartości uzyskano jako elementy wektora  $\mathbf{p}^{(i)}$ :

$$\mathbf{p}^{(i)} = \mathbf{p}^{(0)} \times \mathbf{w}^{(i)} \text{ dla } \mathbf{p}^{(0)} = [1, 0, 0, \dots, 0] \quad (5.4)$$

Obliczenie  $SEV_f(u)_{dep}$  i  $SEV_f(u)_{ind}$  wykonano wykorzystując spodziewany rozkład klas wieku w czasie, określony przez powierzchnie ( $p_{ij}$ ) i ( $1 - p_{ij}$ ) wycenione przez koszty i przychody z tabeli 1 oraz wartości drzewostanu na pniu  $SV(t)$ . Szczegółowy opis algorytmu został również przedstawiony w publikacjach (Hołecy i Hanewinkel 2006; Brunette i in. 2015). Algorytm został zatrzymany, gdy przyrost wartości bieżącej netto dla ostatniej przyjętej kolei ręb zbliżył się do wartości mniejszej niż €0.001. Z powodu bardziej wymagającego przygotowania gleby po zaburzeniu koszty sadzenia przyjęto na poziomie 3 355 [€ · ha<sup>-1</sup>] zamiast 2 837 [€ · ha<sup>-1</sup>] w normalnych warunkach. Wyniki uzyskane przy pomocy algorytmu pozwoliły na obliczenie następujących wartości: wolna od ryzyka wartość spodziewana gruntu  $SEV_f(u)_{dep} = 165$  [€ · ha<sup>-1</sup>], a  $SEV_f(u)_{ind} = 168$  [€ · ha<sup>-1</sup>].

Skorygowana o ryzyko  $SEV(u) = 1,520$  [€ · ha<sup>-1</sup>] została określona w prosty sposób przez dobrze znaną formułę Faustmanna przy użyciu  $NPV(u)$  analizowanego projektu hodowli sosny:

$$SEV(u) = \frac{NPV(u) \cdot (1 + r)^u}{(1 + r)^u - 1} \quad (5.5)$$

## 6. AKTUARIALNY MODEL KOMPLEKSOWEGO UBEZPIECZENIA LASU OD RYZYKA

Opracowanie aktuarialnego modelu polega na zastosowaniu teorii ubezpieczeń innych niż na życie i uwzględnia wspomnianą zasadę solidarności wszystkich ubezpieczonych właścicieli lasu z tymi, którzy doświadczają straty. Z aktuarialnego punktu widzenia istotą problemu kompleksowego ubezpieczenia od ryzyka dla nieruchomości leśnych jest skuteczne przeprowadzenie procesu ubezpieczenia przy akceptowalnym ryzyku ubezpieczyciela i możliwych do przyjęcia kosztach transakcyjnych. W tym sensie składki ubezpieczeniowe brutto mogą być zapisane w następujący sposób:

$$G_m(j)_{1-\alpha} = N(j) + R_m(j)_{1-\alpha} \quad (6.1)$$

Wartość  $N(j)$  wskazuje roczną składkę netto za ubezpieczenie 10(j)-letniego drzewostanu, a  $R_m(j)_{1-\alpha}$  dotyczy premii za ryzyko wymaganej do ubezpieczenia tego drzewostanu w stosunku do całej ubezpieczonej powierzchni ( $m$ ) hektarów we wszystkich klasach wieku. Wartości składek ubezpieczeniowych netto mogą być obliczone zgodnie ze wzorem (4.1) jako  $N(j)_{dep}$  i  $N(j)_{ind}$  odpowiednio pod warunkami zależnych i niezależnych od siebie zaburzeń losowych. O ile wartość  $N(j)$  przedstawia ryzyko właściciela lasu w związku z kompleksowym ryzykiem gospodarczym, wartość  $R_m(j)_{1-\alpha}$  jest niezbędna do obniżenia ryzyka ubezpieczyciela do akceptowalnego poziomu ( $\alpha$ ). Ubezpieczyciel może podjąć ryzyko nawet wówczas, gdy nie będzie w stanie wypłacić odszkodowań odpowiadających całkowitej kwocie składek uzyskanych w tym samym roku od ubezpieczonych właścicieli lasów. Ten rodzaj ryzyka może być opisany przy wykorzystaniu maksymalnego błędu ubezpieczenia  $MEI_m(j)_{1-\alpha}$  w zależności od liczby ubezpieczonych hektarów ( $m$ ) drzewostanów:

$$R_m(j)_{1-\alpha} = MEI_m(j)_{1-\alpha} \cdot VFV(j) \quad (6.2)$$

Ryzyko ubezpieczyciela mierzone błędem ubezpieczenia (6.2) maleje w miarę wzrostu ubezpieczonej powierzchni lasu (liczby hektarów ( $m$ )). Jest to zgodne z teorią ubezpieczeń innych niż na życie, opisaną w publikacji Cipry (1994). Ten rodzaj ryzyka odgrywa decydującą rolę w poprawie konkurencyjności ubezpieczyciela, ponieważ pozwala istotnie obniżyć składki ubezpieczeniowe brutto i w ten sposób również zapewnić ubezpieczenia większości drobnych właścicieli lasów. W naszych badaniach akceptowane ryzyko ubezpieczyciela przyjęto na poziomie ( $\alpha$ ) = 0.05.

**Rozwiązanie modelu aktuarialnego, gdy losowo występuje kilka wzajemnie zależnych zagrożeń naturalnych:**

Aby uzyskać rozwiązanie modelu (6.2) w tym szczególnym przypadku musimy obliczyć prawostronne estymacje przedziałowe rocznych prawdopodobieństw zniszczenia  $p_m(j)_{dep, 1-\alpha}$ . Wartości te można wyliczyć w następujący sposób:

$$p_m(j)_{dep, 1-\alpha} = k \cdot \left\{ \left[ \sum_{i=1}^s \Delta \hat{F}(j)_i \cdot \frac{\hat{f}_i}{\hat{f}} \right] + d(m)_\alpha \right\} \cdot f(m)_{1-\alpha} \quad (6.3)$$

Wielkość  $d(m)_\alpha$  wyraża wartość krytyczną testu Kołmogorowa-Smirnowa dla jednej próby dla poziomu istotności ( $\alpha$ ). Jego zastosowanie zostało gruntownie wyjaśnione przez znanego polskiego matematyka W. Sadowskiego (1969).

Wielkości  $f(m)_{1-\alpha}$  wskazują prawostronne estymacje przedziałowe sumy poszczególnych udziałów zbiorowości ( $\hat{f}_i$ ) przy tym samym poziomie ufności. Wyrażenie w nawiasie kwadratowym opisuje estymację punktową podatności drzewostanów w klasach wieku ( $j$ ), ważoną przez poszczególne spodziewane proporcje zbiorowości na obszarach zniszczonych przez poszczególne zagrożenia naturalne ( $\hat{f}_i$ ) pod warunkiem wystąpienia losowego zaburzenia złożonego. Rozwinięte wyrażenie w nawiasie klamrowym przedstawia estymację przedziałową podatności przez samo zjawisko destrukcyjne.

Wielkość  $f(m)_{1-\alpha}$  może być opisana jako dystrybuanta (funkcja rozkładu prawdopodobieństwa) rozkładu wykładniczego  $Exp(p)$ :

$$f(m)_{1-\alpha} = 1 - e^{-f(m)_{1-\alpha}} \quad (6.4)$$

Dowód na to przedstawili Brunette i in. (2015). W tym sensie efektywna estymacja przedziałowa  $f(m)_{1-\alpha}$  może być otrzymana przez użycie wartości krytycznych rozkładu  $\chi^2_{(2m)}$  dla estymacji tego samego przedziału w odniesieniu do estymacji punktowej jedyne go parametru ( $\hat{p}$ ) rozkładu prawdopodobieństwa  $Exp(p)$ :

$$p(m)_{1-\alpha} = \hat{p} \cdot \chi^2_{(2m; 1-\alpha)} / 2m \text{ gdzie } \hat{p} = -\ln(1 - \hat{f}) \quad (6.5)$$

Wówczas maksymalne błędy ubezpieczenia  $MEI_m(j)_{dep, 1-\alpha}$  w tym przypadku zbliżają się do następujących wartości:

$$MEI_m(j)_{dep, 1-\alpha} = p_m(j)_{dep, 1-\alpha} - \hat{p}(j)_{dep} \quad (6.6)$$

### Rozwiązanie modelu aktuarialnego, gdy losowo występuje kilka wzajemnie niezależnych zagrożeń naturalnych:

Problemem w tym przypadku jest znalezienie prawostronnych estymacji przedziałowych  $\hat{p}(j)_{ind}$  zgodnie z warunkiem (4.4). Zadanie to może być rozwiązane następująco w podobny sposób jak w przypadku przyjętych zależnych zagrożeń naturalnych:

$$p_m(j)_{ind, 1-\alpha} = 1 - \prod_{i=1}^s \{ 1 - k \cdot [\Delta \hat{F}(j)_i + d(m)_\alpha] \cdot f_i(m)_{1-\alpha} \} \quad (6.7)$$

Rozwiązanie to również opiera się na fakcie, że poszczególne estymacje przedziałowe  $f_i(m)_{1-\alpha}$  także mogą być opisane przy użyciu estymacji punktowych parametrów  $\hat{p}(i)$  stosownych rozkładów prawdopodobieństwa  $Exp(p_i)$ . W tym sensie pożądane estymacje przedziałowe  $f_i(m)_{1-\alpha}$  zbliżają się do następujących wartości:

$$f_i(m)_{1-\alpha} = 1 - e^{-p_i(m)_{1-\alpha}} \quad (6.8)$$

Estymacje przedziałowe  $p_i(m)_{1-\alpha}$  są obliczane w ten sam sposób, jak zostało to wyjaśnione we wzorze (6.5):

$$p_i(m)_{1-\alpha} = \hat{p} \cdot \chi^2_{(2m; 1-\alpha)} / 2m \text{ gdzie } \hat{p}_i = -\ln(1 - \hat{f}_i) \quad (6.9)$$

Maksymalne błędy ubezpieczenia  $MEI_m(j)_{ind, 1-\alpha}$  dla każdej przyjętej klasy wieku ( $j$ ) odpowiadają następującym wartościom:

$$MEI_m(j)_{ind, 1-\alpha} = P_m(j)_{ind, 1-\alpha} - \hat{p}(j)_{ind} \quad (6.10)$$

## 7. WYNIKI OBU ZAPROPONOWANYCH ROZWIĄZAŃ AKTUARIALNYCH ORAZ ICH OMÓWIENIE

Analiza statystyczna zebranych danych dotyczących występowania rozpatrywanych zagrożeń naturalnych (wiatru i pożarów) dała wyniki przedstawione w tabeli 3 i tabeli 4.

Tabela 3. Dane dotyczące powierzchni drzewostanów sosnowych w Słowackim Raju, zniszczonych na skutek występowania wiatru w latach 2005–2014

Sosna 24 Wiek	Powierzchnia obserwowana [ha]	Powierzchnia zniszczona [ha]	Udział zbiorowości zniszczonej przez wiatr	Ujednoczona powierzchnia klas wieku [ha]	Spodziewana powierzchnia zniszczona [ha]
(t)	H(t)	h(t)	f(t)	A(t)	a(t)
10	21,9874	0	0	142,8194933	0
20	18,1323	0	0	142,8194933	0
30	35,732	0	0	142,8194933	0
40	29,3597	0	0	142,8194933	0
50	40,9285	0	0	142,8194933	0
60	114,2766	0	0	142,8194933	0
70	94,8068	0	0	142,8194933	0
80	71,4387	1,7216	0,024098983	142,8194933	3,44180451
90	202,1703	2,1955	0,010859656	142,8194933	1,55097063
100	409,8522	13,6412	0,033283218	142,8194933	4,75349229
110	124,9961	6,3754	0,051004791	142,8194933	7,28447846
120	165,0239	2,9258	0,017729553	142,8194933	2,53212579
130	133,6516	8,0299	0,060080837	142,8194933	8,58071471
140	106,1748	0	0	142,8194933	0
150	573,7615	0	0	142,8194933	0
SUMA	2 142,2924	34,8894	0,197057038	2 142,2924	28,1436
	(k) =	15		(f <sub>1</sub> ) =	0,001313714



Tabela 3 informuje o danych dotyczących występowania powierzchni wiatrołomów  $H(t)$  na obserwowanej powierzchni lasu  $h(t)$ . Dane te zostały uporządkowane i poddane obróbce w celu kalkulacji udziału zbiorowości całkowitej spodziewanej powierzchni zniszczonej przez wiatr w roku ( $\hat{f}_1$ ), obliczonej ze spodziewanych zniszczonych powierzchni  $a(t)$  w przyjętych równomiernie rozłożonych powierzchniach poszczególnych klas wieku  $A(t)$ . Tabela 4 zawiera te same wyniki dotyczące analizy statystycznej powierzchni zniszczonej przez pożary  $h(t)$  na tej samej obserwowanej powierzchni lasu  $H(t)$  w tym samym okresie. Ważna jest wartość ( $\hat{f}_2$ ), informująca o spodziewanym udziale zbiorowości powierzchni zniszczonych przez pożary w danym roku. Oczekiwane powierzchnie zniszczone  $a(t)$ , tak jak zostały przedstawione w tabeli 3 i tabeli 4, posłużyły jako dane wejściowe dla opisanej analizy podatności drzewostanów sosnowych na występowanie zarówno wiatru, jak i pożarów.

Wyniki analizy statystycznej dotyczące podatności drzewostanów sosnowych na wiatr i pożary, jak zostało to opisane za pomocą wzorów (3.1), (3.2) i (4.2), zostały uporządkowane w tabeli 5 i tabeli 6. Zarówno w przypadku wiatrołomu, jak i pożarów, dostrzeżono bardzo istotną zgodność obserwowanych dystrybuant empirycznych  $F_a(t)_i$  z odpowiednimi dystrybuantami  $F(t)_i$  przyjętego rozkładu Weibulla  $W(c; \gamma)$ . Wartości poszczególnych estymacji punktowych parametrów ( $c_1$ ) i ( $\gamma_1$ ), opisujących rozpatrywaną podatność drzewostanów sosnowych na wiatr, oraz ( $c_2$ ) i ( $\gamma_2$ ), opisujących rozpatrywaną podatność drzewostanów sosnowych na pożary, otrzymane przy użyciu metody największej wiarygodności przedstawiono w prawym dolnym rogu tych dwóch tabel. Jednak w przypadku ewentualnego odrzucenia hipotezy zerowej (4) dla celów obliczenia prawdopodobieństw  $\hat{p}(j)_i$ , można było użyć bezpośrednio wartości poszczególnych  $\Delta \hat{F}_a(t)_i$  zamiast  $\Delta \hat{F}(t)_i$ .

Jednakże dopasowanie obu funkcji  $\hat{F}_a(t)_i$  przez odpowiadające funkcje  $\Delta \hat{F}(t)_i$  pozwala dokładniej opisać podatność drzewostanów, a następnie ryzyko ich zniszczenia, co ogranicza zmienność ich estymacji punktowych i przedziałowych. Ten fakt pociąga za sobą zmniejszenie ryzyka ubezpieczyciela, co obniża składki ubezpieczeniowe brutto i przez to koszt samej usługi ubezpieczeniowej.

Niemniej jednak, szczególnie gdy oceniana jest podatność drzewostanów sosnowych na pożary, powinniśmy uwzględnić także niezwykle dobrze rozwiniętą grubą korę sosny, umożliwiającą przez dłuższy czas opieranie się i ochronę ukrytego pod korą łyka w przypadku wystąpienia pożaru przyziemnego. Dzięki tej cesze na obszarze Słowackiego Raju bardzo często można zaobserwować odbudowę całych drzewostanów. Zdolność do przetrwania pożarów przyziemnych daje sośnie przewagę konkurencyjną w porównaniu ze świerkiem, bukiem i innymi gatunkami liściastymi, ponieważ kora tych gatunków jest znacznie cieńsza i przez to są one bardziej podatne na takie pożary. Mniejsze ryzyko pożarów razem z większą odpornością na następujące po nich gradacje korników sprawia, że hodowla sosny w tym regionie jest bardziej przyszłościowa niż innych gatunków. Jest to również przyczyna uznawania sosny za bardziej opłacalny gatunek

niż świerk, w znacznie większym stopniu cierpiący tu od losowo występujących zagrożeń naturalnych.

Tabela 4. Dane dotyczące powierzchni drzewostanów sosnowych w Słowackim Raju, zniszczonych na skutek występowania pożarów w latach 2005–2014

Sosna 24 Wiek	Powierzchnia obserwowana [ha]	Powierzchnia zniszczona [ha]	Udział zbiornowości zniszczonej przez wiatr	Ujednociona powierzchnia klas wieku [ha]	Spodziewana powierzchnia zniszczona [ha]
(t)	$H(t)$	$h(t)$	$f(t)$	$A(t)$	$a(t)$
10	21,9874	0,5893	0,026801714	142,8194933	3,82780717
20	18,1323	0	0	142,8194933	0
30	35,732	0	0	142,8194933	0
40	29,3597	1,2437	0,042360787	142,8194933	6,04994615
50	40,9285	0	0	142,8194933	0
60	114,2766	3,9351	0,034434871	142,8194933	4,91797086
70	94,8068	0	0	142,8194933	0
80	71,4387	0,4246	0,005943557	142,8194933	0,84885583
90	202,1703	4,5624	0,022567113	142,8194933	3,22302364
100	409,8522	5,7004	0,013908428	142,8194933	1,9863947
110	124,9961	1,4838	0,011870770	142,8194933	1,69537741
120	165,0239	2,0377	0,012347908	142,8194933	1,76352202
130	133,6516	0	0	142,8194933	0
140	106,1748	0	0	142,8194933	0
150	573,7615	0	0	142,8194933	0
SUMA	2 142,2924	19,9770	0,170235149	2 142,2924	24,3129
	(k) =	15		(f <sub>2</sub> ) =	0,001134901

Obserwowana podatność sosny na wiatrolomy również tutaj mogłaby zostać zmniejszona, jeśli monokultury tego gatunku uzupełnione zostałyby o domieszki bardziej stabilnych gatunków liściastych, jak buk i klon. Te pożądane zmiany składu gatunkowego również bardzo poprawiłyby dochodowość projektów hodowlanych sosny w warunkach założonego kompleksowego ryzyka.

Aby obniżyć ryzyko uprawy sosny, właściciele lasów, którzy zdecydowali się na tym terenie na ten gatunek, również powinni regularnie stosować środki

ochrony przeciwpożarowej. Środki te obejmują instalację kamer na wieżach przeciwpożarowych budowanych w dogodnych miejscach, pozwalających na ocenę sytuacji w czasie rzeczywistym na możliwie największym obszarze. Skutecznie przeprowadzane działania mogą również znacznie obniżyć przyjęte ryzyko właścicieli lasów, a w ten sposób roczną stawkę ubezpieczenia brutto.

Tabela 5 i tabela 6 również przedstawiają wartości prawdopodobieństw  $\hat{p}(j)_1$  i  $\hat{p}(j)_2$ , informujące o oczekiwanym zniszczeniu drzewostanów sosnowych w klasach wieku ( $j$ ) na skutek wystąpienia – odpowiednio – wiatrolomu i pożaru w okresie 1 roku. Obie te wielkości zostały obliczone stosownie do obserwowanego występowania tych dwóch zagrożeń naturalnych i poddane ocenie zgodnie z opisaną procedurą. Proste porównanie korespondujących  $\hat{p}(j)_1$  i  $\hat{p}(j)_2$  wskazuje na znaczne różnice ich wartości, spowodowane całkowicie odmienną podatnością sosny  $\Delta F(t)_i$  na oba zagrożenia naturalne. Podatność drzewostanów sosnowych na wiatr w pierwszej klasie wieku  $\Delta F(10)_1$  jest bliskie zeru. Następnie powoli wzrasta i zbliża się do wartości maksymalnej  $\Delta F(120)_1$ , gdy drzewostan ma 120 lat. Podatność tego samego drzewostanu na pożary jest znacznie wyższa w młodszych klasach wieku, a wartość ta zbliża się do maksimum  $\Delta F(40)_2$  w drzewostanach 40-letnich. Następnie wielkość  $\Delta F(t)_2$  maleje i zbliża się do najmniejszej wartości  $\Delta F(150)_2$  w najstarszych, 150-letnich drzewostanach.

Znaczne różnice w wartości podatności  $\Delta F(t)_i$  w tym samym wieku ( $t$ ) obserwowane w przypadku obu zagrożeń naturalnych ( $D_i$ ) również są oczywiste, gdy są one uporządkowane i porównane w sposób przedstawiony na rycinie 1. Podobne porównanie prawdopodobieństw  $\hat{p}(j)_i$  wskazujące różne poziomy ryzyka zagrożeń ( $D_i$ ) przedstawia rycina 2.

Tabela 7 i tabela 8 przedstawiają wyniki obliczeń prawdopodobieństw wystąpienia złożonych zdarzeń kłęskowych w drzewostanach sosnowych  $\hat{p}(j)_{dep}$  i  $\hat{p}(j)_{ind}$  informujących o różnych interakcjach losowego występowania wiatru i pożarów, przy założeniu wzajemnej zależności i niezależności tych zagrożeń naturalnych. Oczywiście, zawsze estymacje punktowe tych wartości prawdopodobieństw są w następującym związku:

$$\hat{p}(j)_{dep} \geq \hat{p}(j)_{ind} \quad (7.1)$$

Podobny związek można zaobserwować w odpowiednich wartościach poszczególnych par obliczonych dla prawostronnych estymacji przedziałowych prawdopodobieństw  $p_m(j)_{dep, 1-\alpha}$  i  $p_m(j)_{ind, 1-\alpha}$ . Oznacza to, że:

$$p_m(j)_{dep, 1-\alpha} \geq p_m(j)_{ind, 1-\alpha} \quad (7.2)$$

Zarówno wyniki (7.1), jak i (7.2), są w pełni zgodne z zasadami rachunku prawdopodobieństwa, jak to wyjaśniają Brunette i in. (2015).

Bardzo ciekawe są różnice  $\hat{d}(j)$  związane z wiekiem drzewostanu ( $j$ ), jak można to zaobserwować w każdej parze  $\hat{p}(j)_{dep}$  i  $\hat{p}(j)_{ind}$ :

$$\hat{d}(j) = \hat{p}(j)_{dep} - \hat{p}(j)_{ind} \quad (7.3)$$

Tabela 5. Wyniki analizy podatności na wiatr  $F(t)_1$  w wieku  $(t)$  i estymacje punktowe rocznych prawdopodobieństw  $\hat{p}(j)_1$  zniszczenia drzewostanów sosnowych przez wiatr

Sosna 24 Wiek	Dystrybuanta empiryczna	Funkcja teoretyczna $W(c_1; \gamma_1)$	Różnice (bezwzględne)	Podatność klas wieku $\Delta F(t)_1$	Prawdopodobieństwa
$(t)$	$\hat{F}_a(t)_1$	$F(t)_1$	$\hat{F}_a(t)_1 - F(t)_1$	$F(t)_1 - F(t-10)_1$	$\hat{p}(j)_1$
10	0	0,000000008	0,000000008	0,000000008	0,000000000
20	0	0,000001641	0,000001641	0,000001633	0,000000032
30	0	0,000037394	0,000037394	0,000035753	0,000000704
40	0	0,000343573	0,000343573	0,000306179	0,000006034
50	0	0,001918039	0,001918039	0,001574466	0,000031026
60	0	0,007799485	0,007799485	0,005881446	0,000115898
70	0	0,025372253	0,025372253	0,017572768	0,000346284
80	0,122294453	0,069425244	0,052869209	0,044052991	0,000868095
90	0,177403657	0,163406514	0,013997142	0,093981270	0,001851967
100	0,346305098	0,331020750	0,015284347	0,167614236	0,003302956
110	0,605137727	0,567528555	0,037609172	0,236507805	0,004660553
120	0,695109408	0,805928702	0,110819294	0,238400147	0,004697843
130	1	0,952119234	0,047880766	0,146190532	0,002880787
140	1	0,995397862	0,004602138	0,043278629	0,000852836
150	1	0,999894846	0,000105154	0,004496984	0,000088616
$c_1 =$	1,52807E-16	Max. diff. =	0,110819294	(a) =	28,1436
$\gamma_1 =$	7,710043003	$d(a)_{0,025} =$	0,24571	(A) =	2 142,2924



Rycina 1. Porównanie podatności na wiatr i pożary drzewostanów sosnowych na obszarze Słowackiego Raju w latach 2005–2014

Tabela 6. Wyniki analizy podatności na pożary  $F(t)_2$  w wieku ( $t$ ) oraz estymacje punktowe rocznych prawdopodobieństw  $\hat{p}(j)_2$  zniszczenia drzewostanów sosnowych przez pożar

Sosna 24 Wiek	Dystrybuanta empiryczna	Funkcja teoretyczna $W(c_2; \gamma_2)$	Różnice (bezwzględne)	Podatność klas wieku $\Delta F(t)_2$	Prawdopodobieństwa
( $t$ )	$\hat{F}_a(t)_2$	$F(t)_2$	$\hat{F}_a(t)_2 - F(t)_2$	$F(t)_2 - F(t-10)_2$	$\hat{p}(j)_2$
20	0,157439364	0,153196502	0,004242862	0,097972224	0,001667832
30	0,157439364	0,267786350	0,110346986	0,114589848	0,001950722
40	0,406276266	0,385380227	0,020896039	0,117593877	0,002001861
50	0,406276266	0,497325970	0,091049705	0,111945744	0,001905710
60	0,608554534	0,598421890	0,010132644	0,101095919	0,001721008
70	0,608554534	0,686044838	0,077490304	0,087622948	0,001491651
80	0,643468341	0,759446063	0,115977722	0,073401225	0,001249547
90	0,776032697	0,819150334	0,043117637	0,059704271	0,001016377
100	0,857733971	0,866460252	0,008726281	0,047309918	0,000805381
110	0,927465577	0,903070919	0,024394657	0,036610667	0,000623242
120	1	0,930791078	0,069208922	0,027720159	0,000471894
130	1	0,951358237	0,048641763	0,020567159	0,000350125
140	1	0,966330311	0,033669689	0,014972074	0,000254877
150	1	0,977034862	0,022965138	0,010704552	0,000182229
$c_2 =$	0,001602854	<i>Max. diff. =</i>	0,115977722	( $a$ ) =	24,3129
$\gamma_2 =$	1,5495133	$d(a)_{0,025} =$	0,26404	( $A$ ) =	2 142,2924



Rycina 2. Porównanie prawdopodobieństw zniszczenia  $\hat{p}(j)_1$  drzewostanów sosnowych na obszarze Słowackiego Raju w latach 2005–2014

Tabela 7. Estymacje punktowe  $\hat{p}(j)_{dep}$  i estymacje przedziałowe  $p_m(j)_{dep, 1-\alpha}$  złożonych prawdopodobieństw zdarzeń kłęskowych oczekiwanych w poszczególnych klasach wieku w projekcie hodowli sosny w okresie 1 roku

Sosna 24 Wiek (j)	Estymacje punktowe złożonego prawdo- podobień- stwa $\hat{p}(j)_{dep}$	Estymacje przedziałowe $p_m(j)_{dep, 1-\alpha}$ w podziale na (m) ubezpieczonych hektarów (m)					
		(dla 1 roku)	15	150	1 500	15 000	150 000
1	0,000940	0,017652	0,005198	0,002191	0,001325	0,001061	0,000978
2	0,001668	0,018713	0,006026	0,002950	0,002062	0,001792	0,001707
3	0,001951	0,019127	0,006349	0,003245	0,002350	0,002076	0,001991
4	0,002008	0,019209	0,006413	0,003304	0,002407	0,002133	0,002047
5	0,001937	0,019105	0,006332	0,003230	0,002335	0,002062	0,001976
6	0,001837	0,018960	0,006219	0,003126	0,002234	0,001961	0,001876
7	0,001838	0,018961	0,006220	0,003127	0,002235	0,001962	0,001877
8	0,002118	0,019369	0,006538	0,003419	0,002518	0,002243	0,002157
9	0,002868	0,020464	0,007392	0,004201	0,003279	0,002997	0,002909
10	0,004108	0,022272	0,008803	0,005494	0,004536	0,004242	0,004151
11	0,005284	0,022539	0,010140	0,006720	0,005727	0,005423	0,005328
12	0,005170	0,014834	0,010011	0,006601	0,005611	0,005308	0,005213
13	0,003231	0,007295	0,005692	0,004579	0,003646	0,003361	0,003272
14	0,001108	0,002583	0,002016	0,001847	0,001495	0,001229	0,001146
15	0,000271	0,000968	0,000755	0,000692	0,000646	0,000389	0,000308

Różnice  $\hat{d}(j)$  informują o zmniejszeniu określonego ryzyka w projekcie leśnym wskutek wzajemnej niezależności przyjętych zagrożeń naturalnych, zamiast ich ewentualnej zależności. Jest to powodem gruntownej analizy związku przyczynowego wszystkich rozpatrywanych zagrożeń naturalnych. Przebieg wartości  $\hat{d}(j)$  w stosunku do wieku drzewostanów sosnowych został przedstawiony na rycinie 3. Różnica ta zbliża się do maksimum przy wartości  $\hat{d}(5,3)$ , gdy drzewostan ma 110 lat.

Uzyskane informacje zarówno o składce ubezpieczeniowej netto  $N(j)_{dep}$ , jak i  $N(j)_{ind}$  uporządkowano w tabeli 9 i tabeli 10. Stopniowe rozszerzanie skali ubezpieczonych powierzchni (m) hektarów skutkuje oczekiwanym znaczącym obniżeniem składek ubezpieczeniowych brutto  $G_m(j)_{dep, 1-\alpha}$  i  $G_m(j)_{ind, 1-\alpha}$ . Przyczyną

zmniejszenia w obu przypadkach jest fakt, że w miarę wzrostu powierzchni ( $m$ ), maksymalne błędy ubezpieczenia (6.6) i (6.9) maleją. Wpływ rozszerzania skali ( $m$ ) ubezpieczonej powierzchni drzewostanów na składki ubezpieczeniowe brutto  $G_m(j)_{1-\alpha}$  jest oczywisty na podstawie danych przedstawionych na rycinie 4.

Nasze wyniki pokazały, że efektywniejsze jest drugie opisane rozwiązanie, przyjmujące niezależne losowe wystąpienie wszystkich zagrożeń naturalnych uwzględnionych w analizie. Powstaje pytanie, czy losowo występujące zaburzenia są naprawdę niezależne. Teoretycznie przyjęcie wzajemnie wykluczającego się występowania poszczególnych zagrożeń nie może być pominięte. Jednak w praktyce niezależne równoczesne występowanie zagrożeń można zaobserwować bardzo często. Na przykład w listopadzie 2004 r. w Tatrach Wysokich na Słowacji zniszczonych przez wiatr zostało ponad 15 tys. ha drzewostanów świerkowych. W końcu lipca 2005 r. na tym obszarze spłonęło ponad 200 ha lasu.

Tabela 8. Estymacje punktowe  $\hat{p}(j)_{ind}$  i estymacje przedziałowe  $p_m(j)_{ind, 1-\alpha}$  złożonych prawdopodobieństw zdarzeń kłęskowych oczekiwanych w poszczególnych klasach wieku ( $j$ ) w projekcie hodowli sosny w okresie 1 roku

Sosna 24 Wiek ( $j$ )	Estymacje punktowe złożonego prawdo- podobień- stwa $\hat{p}(j)_{ind}$	Estymacje przedziałowe $p_m(j)_{ind, 1-\alpha}$ w podziale na ( $m$ ) ubezpieczonych hektarów ( $m$ )					
		(dla 1 roku)	15	150	1 500	15 000	150 000
1	0,000940	0,017642	0,005196	0,002190	0,001324	0,001061	0,000978
2	0,001668	0,018703	0,006024	0,002949	0,002062	0,001791	0,001707
3	0,001951	0,019117	0,006346	0,003245	0,002349	0,002076	0,001991
4	0,002008	0,019199	0,006411	0,003303	0,002407	0,002133	0,002047
5	0,001937	0,019095	0,006330	0,003229	0,002334	0,002061	0,001976
6	0,001837	0,018950	0,006216	0,003125	0,002233	0,001961	0,001876
7	0,001837	0,018951	0,006217	0,003126	0,002234	0,001962	0,001877
8	0,002117	0,019358	0,006534	0,003417	0,002517	0,002242	0,002156
9	0,002866	0,020451	0,007387	0,004199	0,003277	0,002995	0,002907
10	0,004106	0,022258	0,008797	0,005491	0,004533	0,004240	0,004148
11	0,005281	0,022516	0,010135	0,006716	0,005724	0,005420	0,005325
12	0,005168	0,014815	0,010006	0,006598	0,005609	0,005306	0,005211
13	0,003230	0,007279	0,005680	0,004578	0,003645	0,003360	0,003271
14	0,001107	0,002569	0,002005	0,001837	0,001494	0,001229	0,001146
15	0,000271	0,000954	0,000744	0,000682	0,000646	0,000388	0,000308

Różnice między prawdopodobieństwami zależnych i niezależnych złożonych zagrożeń naturalnych



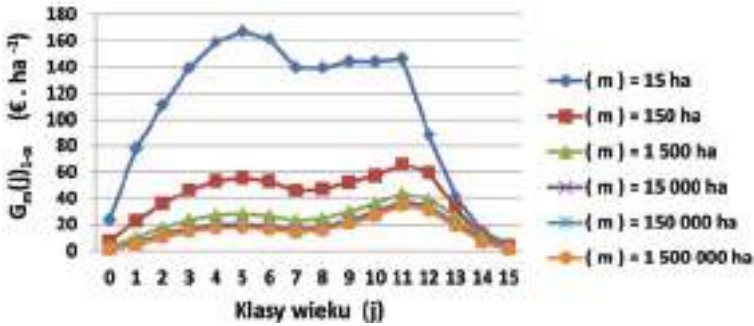
Rycina 3. Ocena różnic  $\hat{d}(j)$  między prawdopodobieństwami wystąpień złożonych zjawisk kłeskowych  $\hat{p}(j)_{dep}$  i  $\hat{p}(j)_{ind}$  dotyczących zależnego i niezależnego występowania obu zagrożeń naturalnych ( $D_j$ )

Tabela 9. Roczne stawki ubezpieczeniowe netto  $N(j)_{dep}$  razem z odpowiadającymi im stawkami brutto  $G_m(j)_{dep, 1-\alpha}$  w przypadku przyjętego wzajemnie zależnego występowania zagrożeń naturalnych

Sosna 24 Wiek	Składki ubezpieczeniowe netto	Składki ubezpieczeniowe brutto $G_m(j)_{dep, 1-\alpha}$ w podziale na (m) ubezpieczonych hektarów						
		(j)	$n(j)_{dep}$	15	150	1 500	15 000	150 000
	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]
0	1,27	23,92	7,04	2,97	1,80	1,44	1,33	
1	4,15	77,92	22,95	9,67	5,85	4,68	4,32	
2	9,91	111,15	35,79	17,52	12,25	10,64	10,14	
3	14,20	139,19	46,20	23,62	17,10	15,11	14,49	
4	16,65	159,33	53,19	27,41	19,96	17,69	16,98	
5	16,96	167,28	55,44	28,28	20,44	18,05	17,30	
6	15,66	161,60	53,00	26,64	19,04	16,72	15,99	
7	13,54	139,73	45,84	23,04	16,47	14,46	13,83	
8	15,25	139,46	47,07	24,61	18,13	16,15	15,53	
9	20,24	144,43	52,17	29,65	23,14	21,15	20,53	
10	26,63	144,35	57,05	35,61	29,39	27,49	26,90	
11	34,37	146,61	65,96	43,71	37,25	35,27	34,65	
12	30,80	88,37	59,63	39,32	33,43	31,62	31,06	
13	18,41	41,57	32,44	26,10	20,78	19,15	18,65	
14	6,28	14,66	11,44	10,48	8,48	6,97	6,50	
15	1,23	4,41	3,44	3,16	2,95	1,77	1,40	



### Składki ubezpieczeniowe brutto w zależności od ubezpieczonej powierzchni (m)



Rycina 4. Zmniejszanie się składek ubezpieczeniowych brutto  $G_m(j)_{1-a}$  w zależności od rozszerzenia powierzchni ( $m$ ) ubezpieczonych hektarów

Tabela 10. Roczne składki ubezpieczeniowe netto  $N(j)_{ind}$  razem z odpowiadającymi im składkami ubezpieczeniowymi brutto  $G_m(j)_{ind, 1-a}$  w przypadku przyjętego wzajemnie niezależnego występowania zagrożeń naturalnych

Sosna 24 Wiek	Składki ubezpie- czeniowe netto	Składki ubezpieczeniowe brutto $G_m(j)_{dep, 1-a}$ w podziale na ( $m$ ) ubezpieczonych hektarów							
		( $j$ )	$n(j)_{dep}$	15	150	1 500	15 000	150 000	1 500 000
		[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]	[€ · ha <sup>-1</sup> ]
0	1,27	23,85	7,02	2,96	1,79	1,43	1,32		
1	4,15	77,82	22,92	9,66	5,84	4,68	4,31		
2	9,90	111,02	35,76	17,50	12,24	10,63	10,13		
3	14,19	139,06	46,16	23,60	17,09	15,10	14,48		
4	16,65	159,19	53,15	27,39	19,95	17,68	16,97		
5	16,95	167,13	55,40	28,26	20,43	18,04	17,29		
6	15,65	161,45	52,96	26,62	19,03	16,71	15,98		
7	13,53	139,59	45,79	23,02	16,46	14,45	13,82		
8	15,23	139,31	47,02	24,59	18,11	16,13	15,52		
9	20,22	144,28	52,12	29,62	23,12	21,13	20,51		
10	26,60	144,18	56,99	35,57	29,36	27,46	26,87		
11	34,33	146,38	65,89	43,66	37,21	35,23	34,62		
12	30,77	88,20	59,57	39,28	33,39	31,59	31,03		
13	18,40	41,46	32,35	26,07	20,76	19,14	18,63		
14	6,28	14,57	11,37	10,42	8,47	6,97	6,50		
15	1,23	4,35	3,39	3,11	2,94	1,77	1,40		

## 8. REKOMENDACJE DOTYCZĄCE POMYŚLNEGO WPROWADZENIA OPISANEGO MODELU UBEZPIECZEŃ W PRAKTYCE

Praktyka ubezpieczeń lasów jest obecnie w fazie początkowej. Jednak wyniki uzyskane w przedstawionych tu badaniach pozwalają na wskazanie kilku implikacji dla polityki leśnej, ułatwiających wprowadzenie adaptacji do ryzyka jako powszechnego środka gospodarki leśnej:

- Sprawny system ubezpieczeń wymaga utworzenia wiarygodnej bazy danych, gdzie mogłyby być przechowywane, przetwarzane, wykorzystywane i uaktualniane wszystkie stosowne historyczne dane dotyczące występowania zdarzeń kłęskowych.
- Wartościowanie nieruchomości leśnych dla celów ubezpieczeniowych musi być oparte na gruntownej analizie ekonomicznej. Zalecamy zastosowanie do tej analizy symulatorów wzrostu pojedynczych drzew, które przy obliczeniach fizycznych rezultatów projektów leśnych mogą uwzględnić nie tylko warunki siedliskowe i terenowe, ale także ciągłe zmiany klimatu, związane z wysokością poszczególnych siedlisk i ich ekspozycją na słońce.
- Ubezpieczenie nieruchomości leśnej dotyczy szczególnie drobnych właścicieli lasów, reprezentujących najbardziej wrażliwy segment całego rynku ubezpieczeniowego. Większe nieruchomości leśne są w mniejszym stopniu podatne na uszkodzenia spowodowane przez zagrożenia naturalne, ponieważ ich właściciele są w stanie lepiej poradzić sobie z ryzykiem gospodarowania w lasach.
- Właściciel lasu powinien podjąć decyzję, czy zamierza zakupić usługi prywatnej firmy ubezpieczeniowej, czy przyłączyć się do regionalnego zrzeszenia właścicieli lasów w celu podzielenia własnego ryzyka z innymi, czy też podjąć działania służące skutecznemu samoubezpieczeniu. Samoubezpieczenie obejmuje podjęcie środków nastawionych na wyniki, takich jak zróżnicowanie składu gatunkowego, wyoranie szerszych pasów w celu utrudnienia rozprzestrzeniania się ognia itp.

Bardziej szczegółowe informacje dotyczące dalszych kwestii efektywnego ubezpieczenia lasu są dostępne w monografii Manley'a i Watta (2009).

## PODZIĘKOWANIA

Badania opisane w niniejszym artykule zostały przeprowadzone ze środków przyznanych na projekty badawcze VEGA 1/0570/16 i VEGA 1/0589/15. Zebranie danych sfinansowano w ramach projektu APVV-0423-10. Autor dziękuje za uzyskane wsparcie na prowadzenie badań.

## Summary

Ján Holécý

Department of Forest Economics and Administration, Technical University in Zvolen, Slovakia,  
jan.holecý@tuzvo.sk

### Insurance of forest against the specific risk concerning the occurrence of multiple natural hazards

The assumed lecture is focused on the explanation and analysis of the comprehensive specific risk of forest land management and its application in the field of forest property insurance. The objective of a lecture is to explain the actuarial procedure necessary for the efficient insurance of forest on the example of Scots pine (*Pinus sylvestris*, L.) stands growing in the presence of the risk of gales and fires in the territory of Slovenský Raj (Slovak Paradise). There was occurrence of wind-throw and fire evaluated for the period of years 2005–2014, here. Except the analysis of forest vulnerability based on the fitting the empirical probability distribution functions of the destroyed areas in a sample arranged according to the age of destroyed pine stands by the probability distribution functions of the Weibull distribution  $W(c;\gamma)$ , the model of risk consist of its description by using the probabilities of a compound destruction event when either mutual dependency or independency of both detrimental natural hazards are assumed. As the input of the discussed actuarial model serves the net present value  $NPV(u)$  of a Scots pine growing project at the rotation period of  $(u) = 150$  years under given conditions. The vulnerable value of forest property is calculated as the difference between the forest stand expectation value  $FEV(t)$  and its salvage value  $SV(t)$  if it is destroyed. This difference is also increased by the risk premium  $RPSEV(u)$  on the soil expectation value  $SEV(u)$ . This quantity informs about the decrement of  $SEV(u)$  under the conditions of risk to its risk-free value  $SEV_f(u)$ . The actuarial model itself is represented by the gross insurance premiums  $G_m(t)_{1-\alpha}$  consisting of the net insurance premiums  $N(t)$  and risk premiums  $R_m(t)_{1-\alpha}$  depending on the scale of area insured ( $m$ ) informing about the risk of an insurer that he will not be able to pay off all indemnities from the total of gross premiums collected from forest owners in a common year. In the end of a lecture the advices how to assert the mentioned actuarial model for a successful insurance of forest in practise are discussed.

### LITERATURA

- Beaumont G.P. 1986. Probability and random variables. Ellis Horwood, Ltd. Chichester.
- Brunette M., Holecý J., Sedliak M., Tucek J., Hanewinkel M. 2015. An actuarial model of forest insurance against multiple natural hazards in fir (*Abies alba* Mill.) stands in Slovakia. Forest Policy and Economics, 55: 46–57.

- Cipra T. 1994. Actuarial mathematic in practice (Pojistná matematika v praxi, in Czech), HZ Publishing, Prague.
- Einstein H.H. 1988. Special lecture: Landslide risk assessment procedure: In: Bonnard C. (ed.). Proceedings of the 5-th International Symposium on Landslides. A.A. Balkema, Lausanne, Switzerland, 1075–1090.
- Fabrika M., Vaculčíak T. 2009. Modelling natural disturbances in tree growth model Sibyla. In: Bioclimatology and natural hazards. Střelcová K., Matyas C., Kleidon A., Lapin M., Matejka F., Blaženec M., Škvarenina J., Holécy J. (eds.). Springer Science + Business Media B.V., Berlin, 155–164.
- Holečy J., Hanewinkel M. 2006. A forest management risk insurance model and its application to coniferous stands in southwest Germany. *Forest Policy and Economics*, 8: 161–174.
- Khamis H.J. 1997. The  $\delta$ -corrected Kolmogorov-Smirnov test for the two-parameter Weibull distribution. *Journal of Applied Statistics*, 24(3): 301–317.
- Kilki P. 1985. Timber management planning. University of Joensuu, Joensuu.
- Kouba J. 2002. Das Leben des Waldes und seine Lebensunsicherheit (Forest life and its temporal uncertainty). *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch*, 121: 211–228.
- Kouba J. 1977. Markov chains and modelling the long-term development of the age structure and production of forests: proposal of a new theory of normal forest. *Scientia Agriculturae Bohemoslovaca UVTIZ*, 3: 179–193.
- Manley B., Watt R. 2009. Forestry insurance, risk pooling and risk mitigation options. Report prepared for MAF Project CM-09 under MAF POL 0809-11194.
- Rebro K. 1995. Latinské právnické výrazy a výroky (Latin juridical expressions and sentences, in Slovak). Iura Edition, Bratislava.
- Sadowski W. 1969. Statystyka matematyczna. Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa.
- Thywissen K. 2006. Components of risk: A comparative glossary, source 2. Publication Series of UNU-EHS, Bonn.



*Gerhard Oesten*

Uniwersytet we Fryburgu, Katedra Ekonomiki Leśnej i Planowania Leśnego, Fryburg, Niemcy,  
g.oesten@t-online.de

# Wyzwania dla gospodarki leśnej w czasach burzliwych zmian klimatu i społeczeństwa. Wkład ekonomiki leśnictwa w zarządzanie ryzykiem<sup>1</sup>

## WSTĘP

Zaburzenia biotyczne i abiotyczne mają poważny wpływ na stan zdrowotny i żywotność lasów, często powodując znaczne straty ekonomiczne i środowiskowe. Mogą negatywnie oddziaływać na wzrost i przeżywalność drzew, ilość i jakość drewna oraz produktów nieдрzewnych, różnorodność biologiczną, rekreację oraz wartości krajobrazowe i kulturowe lasów. Według większości scenariuszy globalne ocieplenie spowoduje znaczne nasilenie skutków zaburzeń. Sektor leśny przypuszczalnie stoi w obliczu złożonych wyzwań w skali wcześniej niespotykanej (Lindner i in. 2014).

Leśnicy mają w tej kwestii jasność. W 2011 r. przeprowadzono ogólnokrajową ankietę online wśród nadleśniczych wszystkich państwowych gospodarstw leśnych w Niemczech (Detten i Faber 2013). Według większości respondentów zmiany klimatu mają wpływ na niemal wszystkie lasy i cały sektor leśny. Nie jest zaskakujące, że przewidują oni zwiększenie częstotliwości susz, gradacji owadów, huraganów, destabilizację na rynku drzewnym, zmiany w składzie gatunkowym oraz we wzroście i produktywności lasów, utratę siedlisk rzadkich gatunków itd. Praktycy wyraźnie wskazują obszary działań gospodarczych, w których spodziewają się zmian – głównie w wyborze gatunków drzew, realizacji nowych wizji hodowli lasu, wyborze dostosowanych technik hodowlanych oraz przeciwdziałaniu gradacjom i chorobom. Dziwi jednak największe zróżnicowanie

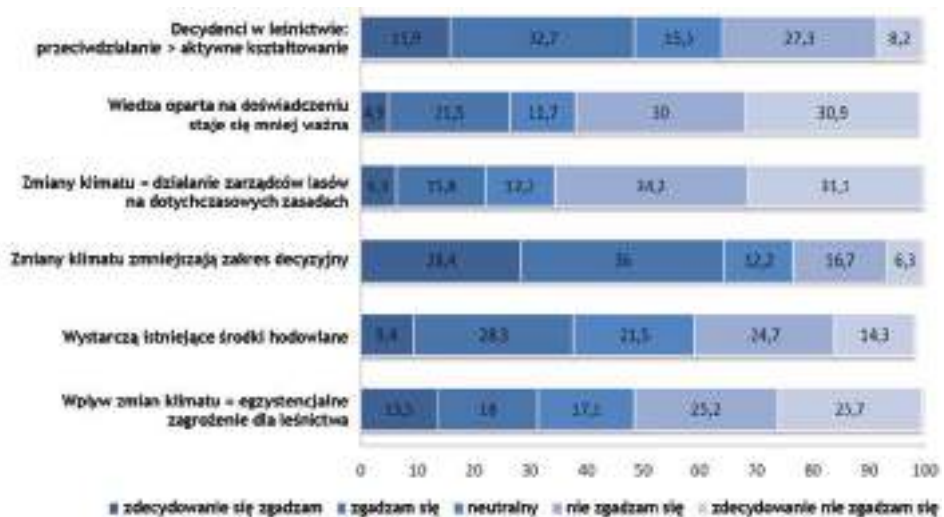
---

<sup>1</sup> Tłumaczył: Adam Kaliszewski.

odpowiedzi na pytania dotyczące konsekwencji dla strategii i środków hodowlanych, zarządzania, organizacji i planowania długookresowego. Na pytania o wyjaśnienie wpływu spodziewanych zmian klimatu na gospodarkę leśną uzyskano szeroki wachlarz odpowiedzi mieszczących się w skali między „wyjątkowe i skrajne sytuacje” a „sytuacje w ramach normalnego sposobu działania” (zob. ryc. 1, więcej na ten temat w publikacji Dettena i Fabera 2013). Rozkład odpowiedzi skupia się wokół dwóch biegunów:

- z jednej strony raczej brak zaniepokojenia i pragmatyzm,
- z drugiej strony alarmujące i apokaliptyczne postrzeganie zmian klimatu.

Tłem takiego zróżnicowania opinii są z jednej strony odmienne interpretacje skali globalnego ocieplenia, a z drugiej konflikty interesów związane z wyzwaniami. Przykładowo, pytani o alokację zasobów przeznaczonych na dostosowanie do zmian klimatu, naukowcy oraz przedstawiciele wyższych szczebli administracji wskazują inwestycje w scentralizowane programy przebudowy lub systemy wspierania decyzji, natomiast wielu praktyków domaga się zwiększenia liczby personelu zajmującego się zdarzeniami losowymi.



Rycina 1. Opinie nadleśniczych w odniesieniu do zmian klimatu (n=224)

Źródło: Detten i Faber 2013

W tym kontekście referat skupia się na następujących zagadnieniach<sup>2</sup>:

<sup>2</sup> Uwaga wstępna: moja argumentacja opiera się na doświadczeniu i badaniach prowadzonych w Niemczech. Jestem świadomy, że sytuacja niemieckiego leśnictwa w wielu aspektach różni się od polskiego. Proszę mieć to na uwadze.

Głównym przedmiotem artykułu jest przedstawienie i krytyczne omówienie wkładu ekonomiki leśnictwa w strategiczne zarządzanie lasami w kontekście gwałtownych zmian klimatu i społeczeństwa. W opracowaniu nacisk położono na:

- wkład w praktyczną gospodarkę leśną zamiast w teorię,
- strategiczny poziom zarządzania, planowanie długookresowe w miejsce poziomu taktycznego lub operacyjnego<sup>3</sup>,
- wpływ globalnego ocieplenia na lasy i leśnictwo,
- wpływ gwałtownych zmian społeczeństwa.

## PIĘĆ GŁÓWNYCH PROBLEMÓW DZISIEJSZEGO LEŚNICTWA

Wyzwania dla strategicznej, długookresowej gospodarki leśnej w Niemczech charakteryzuje co najmniej pięć głównych problemów<sup>4</sup>.

- *Brak wiedzy: złożoność i dynamika ekosystemów*
- *Jak przekształcić wiedzę teoretyczną w działania gospodarcze?*
- *Złożone i gwałtownie zmieniające się społeczeństwo*
- *Kwestia władzy – strategiczna pozycja leśnictwa w społeczeństwie*
- *Długookresowy charakter produkcji leśnej*

### BRAK WIEDZY: ZŁOŻONOŚĆ I DYNAMIKA EKOSYSTEMÓW

Zagospodarowanie lasów jest zawsze osadzone w stosunkach ekologicznych. Realistyczne „modelowanie” przyszłego wzrostu i żywotności lasów stanowi podstawę zagospodarowania lasu, planowania produkcji i kontroli. W ostatnich 30 latach nasza wiedza na temat struktur, procesów i funkcji ekosystemów leśnych ogromnie wzrosła. Dysponując środkami i metodami nowoczesnej biologii, badanie ekosystemów leśnych uznaje się za niemal wiodącą dyscyplinę teoretycznych nauk leśnych. Jednak naukowe „modelowanie” ekosystemów leśnych jest w zasadzie ograniczone z powodu ich naturalnej złożoności i dynamiki. Istnieją niepodważalne naukowe wyjaśnienia, że w przewidywaniu przyszłego rozwoju ekosystemów leśnych istnieją (jeszcze?) przeszkody nie do pokonania.

Ekologiczna złożoność i dynamika omawianego obiektu zarządzania jest zwiększana „zmianami granic” w ujęciu przestrzennym: gospodarka leśna nie może być nadal ograniczona i skupiona jedynie na lesie. To ważne doświadczenie,

---

<sup>3</sup> Proszę nie zrozumieć źle: skupienie się na poziomie strategicznym nie wynika z nieuznawania wiedzy naukowej i praktycznej na poziomie taktycznym i operacyjnym gospodarki leśnej. Na tym poziomie działania, ekonomika leśna może dzisiaj i w przyszłości wciąż dostarczyć wielu użytecznych narzędzi wspierania decyzji służących poprawie skuteczności i efektywności. Więcej szczegółów zob. Detten 2011; Oesten 2016; Oesten i Roeder 2012, Bd. 3

<sup>4</sup> Więcej szczegółów: zob. Detten 2011; Oesten 2016; Oesten i Roeder 2012, Bd. 3



dyskutowane w trakcie „zamierania lasów” w latach 70. i 80. XX w. Do dyskursu na temat gospodarki leśnej i trwałości lasu należy włączyć skumulowane i/lub opóźnione skutki, jak również kwestie dot. lasu w szerszym kontekście środowiskowym (słowami kluczowymi są tu obieg wody, zmiany klimatu).

### JAK PRZEKSZTAŁCIĆ WIEDZĘ TEORETYCZNĄ W DZIAŁANIA GOSPODARCZE?

Teoria ekosystemów: z punktu widzenia zarządzania, priorytetem badań nad ekosystemami leśnymi jest znalezienie praktycznych rozwiązań pilnych problemów. Należy zadać pytanie, jak dalece uda się nam przekształcić nową wiedzę teoretyczną w wiedzę techniczną. Podstawowym przekonaniem jest to, że wiedza teoretyczna niezależnie od indywidualnego przypadku jest wówczas technicznie przydatna, gdy na pytanie „Jak to funkcjonuje?” można udzielić ogólnej odpowiedzi. Wniosek: badania ekosystemów dotychczas nie dostarczyły żadnego przyczynku do zmniejszenia niepewności decyzji w leśnictwie wynikającej z globalnego ocieplenia. Wynika to ze złożoności, niepewności, nieprzewidywalności, normatywnych cech zarządzania oraz braku naukowej operacjonalizacji problemów decyzyjnych gospodarki leśnej.

Wiedza oparta na doświadczeniu straciła wartość: w praktycznej gospodarce leśnej wiedza ta – uzyskiwana na podstawie udanych działań w przeszłości, bez znajomości prawidłowości leżących u ich podstaw – odgrywała i odgrywa bardzo istotną rolę. Bez wątpienia nauki leśne i praktyka gospodarcza z uwagi na długą tradycję i kompleksowy monitoring mają duże doświadczenie w zakresie sprawdzonych technik, modeli i metod służących zapewnieniu trwałego zagospodarowania lasu. Główne dyscypliny leśne – hodowla, nauka o produktywności, planowanie urzędzeniowe, ochrona, gleboznawstwo – w dużej mierze i „pod każdym względem” mogą być scharakteryzowane jako raczej rodzaj nauki użytecznej niż czystych badań naukowych.

Wiedza oparta na doświadczeniu wynikającym z praktycznej gospodarki leśnej jest użyteczna o tyle, o ile wzrost lasu odbywa się w niezmiennych warunkach, a historia „doświadczonych” zaburzeniami ekosystemów leśnych może być zamknięta zwykłą eksploatacją w przyszłości. Z kilku powodów, od mniej więcej lat 60. XX w., rozpoczęła się jednak rosnąca dewaluacja leśnej wiedzy empirycznej.

Na skutek przyjmowanych w przeszłości celów organizacji leśnych uzyskiwana przez długi czas i dokumentowana wiedza empiryczna dotyczy głównie produkcji drewna. W porównaniu do niej udokumentowana wiedza empiryczna dotycząca innych aspektów rozwoju lasu (np.: ochrony przyrody, rekreacji, świadczeń ekosystemów) lub niezamierzonych konsekwencji użytkowania lasu dla ochrony przyrody, rekreacji leśnej itd., jest dużo bardziej uboga.

Gwałtowne zmiany warunków produkcji przyrodniczej (między innymi zmiany klimatu, dryf genetyczny w ekosystemach, zmiany wód gruntowych, liczba dzikich zwierząt) oraz zmiana zapotrzebowania społecznego na ochronę

i użytkowanie lasu sprawiają, że obserwacje porównawcze z różnych okresów stają się bardzo problematyczne.

## ZŁOŻONE I GWAŁTOWNIE ZMIENIAJĄCE SIĘ SPOŁECZEŃSTWO

Leśnictwo jest osadzone w otaczającym je systemie społecznym, politycznym, kulturowym i technologicznym. Mając na względzie szereg sprzecznych i często nieprzewidywalnych wymagań społecznych (np. produkcja biomasy dla biogospodarki, żądanie uczestnictwa w podejmowaniu decyzji, certyfikacja), prawie nie jest możliwe sformułowanie pozbawionego sprzeczności, spójnego i harmonijnego zestawu celów gospodarki leśnej.

## KWESTIA WŁADZY — STRATEGICZNA POZYCJA LEŚNICTWA W SPOŁECZEŃSTWIE

W sytuacji ciągłych zmian społecznych pogląd, czym leśnictwo powinno być i co powinno osiągnąć, również stale się zmienia. Do dyskusji na temat trwałej gospodarki leśnej jest włączana coraz większa liczba interesariuszy z różnych warstw społeczeństwa, mających różne poglądy na ochronę przyrody i użytkowanie zasobów przyrodniczych, domagających się uczestnictwa w podejmowaniu decyzji i mających mniejszą lub większą możliwość narzucenia swoich poglądów. W ten sposób komunikacja, zarządzanie konfliktami i negocjacje z interesariuszami stały się bardzo ważnymi elementami zarządzania. Można by powiedzieć, że w leśnictwie trwa kryzys legitymizacji lub tożsamości.

## DŁUGOOKRESOWY CHARAKTER PRODUKCJI

Długookresowy charakter produkcji może być uważany za główny problem wynikający z integracji strategicznej gospodarki leśnej ze złożonymi i gwałtownie zmieniającymi się systemami społecznymi i przyrodniczymi, który zdecydowanie przekracza zakres działań, sterowania lub wpływu.

## PIERWSZY WNIOSEK

Z uwagi na niepewną przyszłość i wciąż zmieniające się warunki nie ma czego zazdrościć zarządcom lasów. Wymaga się od nich ciągłego podejmowania strategicznych decyzji, gdzie dokonywane wybory są arbitralne i muszą reagować na okoliczności, których nie można w pełni zrozumieć, i gdzie długookresowe efekty nie mogą być, nawet w przybliżeniu, przewidziane.

Bogate zasoby wiedzy w leśnictwie, włączając w to ekonomikę i praktykę leśną, wciąż są oczywiście cenne dla zarządzania operacyjnego i taktycznego. Zarządzanie strategiczne powinno jednak kwestionować rozwiązania konwencjonalne. Moim zdaniem jesteśmy w trakcie zmiany paradygmatu, poszukując nowych sposobów radzenia sobie z fundamentalną niepewnością i niewiedzą.

## DEFINICJE: RYZYKO, NIEPEWNOŚĆ I ABSOLUTNA NIEPEWNOŚĆ

Częstą wadą dyskusji na temat problemu przyszłości jest niespecyficzne używanie terminologii: dla dalszej argumentacji niezbędne wydaje się zdefiniowanie najpowszechniejszych terminów dotyczących podejmowania decyzji w obliczu nieprzewidywalnej przyszłości.

- *Ryzyko*: zachowanie systemu jest zasadniczo dobrze znane; szanse odmiennych wyników mogą być zdefiniowane i skwantyfikowane w drodze strukturalnej analizy mechanizmów i prawdopodobieństwa.
- *Niepewność*: znane są ważne parametry systemu, ale nie rozkłady prawdopodobieństwa – przy znanym przynajmniej zakresie potencjalnego zachowania się systemu „niepewności” mogą być włączone do analizy.
- *Absolutna niepewność*: sytuacja niewiedzy; znaczące parametry systemu nie są znane (nie wiemy, czego nie wiemy), nie ma wiarygodnej informacji co do zakresu zachowania się systemu.

## KONWENCJONALNY PARADYGMAT RADZENIA SOBIE Z NIEPEWNOŚCIĄ

Konwencjonalne strategie – wciąż główny nurt gospodarki leśnej w Niemczech – charakteryzują się silnym wyobrażeniem planowania jako „mostu między teraźniejszością a przyszłością”. Obejmuje on:

- centralną rolę prognozy,
- ideę sterowania organizacją ku stałym wartościom docelowym na podstawie zoptymalizowanych planów i rozwiązań zarządczych,
- stałą i systematyczną regulację organizacyjnych procedur operacyjnych, mających na celu unikanie improwizacji,
- ogólny cel ograniczenia niepewności – huragany, susza, owady czy pożary rozumiane są jako czynniki ryzyka,
- stochastyczne modele zarządzania ryzykiem.

Razem z prof. A. Klockiem pracowaliśmy nad tą teorią we wczesnych latach 90.<sup>5</sup> Nasze zainteresowania skupiały się na:

- wyjaśnieniu teoretycznych podstaw modeli stochastycznych,
- pokazaniu zastosowań – na przykład optymalnej kolei rębny, opłacalności drzewostanów mieszanych, świerkowo-bukowych, względem monokultur świerkowych; współczynników ryzyka powstania szkód od wiatru dla drzewostanów, opracowania uwzględniających ryzyko strategii przekształcenia lasów opartych na klasach wieku w las trwałe (*permanent forest*).

Podstawowe założenia modeli stochastycznych są następujące:

- z powodu czynników ryzyka każdy drzewostan ma szansę przetrwania mniejszą niż 100%. Wskaźnik przeżycia różni się między drzewostanami,

<sup>5</sup> Zob. Klock i Oesten (1991, 1992 i 1993); wstępne badania zaczerpnęliśmy od Kouba 1973

w zależności od gatunku, lokalizacji, siedliska, wcześniejszych zabiegów hodowlanych itd.,

- prawdopodobieństwo przeżycia możemy określić empirycznie przez zbadanie historii, wcześniejszych faz rozwoju, przeżywalności wielu drzewostanów,
- czynniki ryzyka drzewostanów w przeszłości dotyczą również teraźniejszych i przyszłych porównywalnych drzewostanów i włączane są do modeli planistycznych – przy założeniu podobnych warunków wzrostu (przykład z wielu publikacji: Hanewinkel i in. 2013).

Braki tego podejścia są oczywiste:

- modele opierają się na wiedzy empirycznej, uwzględniają jako czynniki ryzyka zagrożenie naszych lasów ze strony huraganów, śniegu, owadów, suszy itp.,
- modele skupiają się jedynie na produkcji drewna, nie uwzględniają innych świadczeń ekosystemowych.

Wyraźne uwzględnienie nieprzewidzianych zdarzeń jest kluczowym zadaniem strategicznym organizacji w leśnictwie. Inteligentne decyzje strategiczne w obliczu absolutnej niepewności – zamiast po prostu ryzyka – muszą brać pod uwagę odwracalność decyzji i świadomość ich ograniczeń w odniesieniu do co najmniej trzech wymiarów problemów sterowania (zob. Detten 2011):

- wymiar wiedzy: długookresowe sterowanie w leśnictwie jest ograniczone z powodu powszechności niepewnej wiedzy, wynikającej z fundamentalnej złożoności interakcji społeczno-ekologicznych;
- wymiar celów („wieloznaczność”): długookresowe sterowanie w leśnictwie jest ograniczone z powodu ambiwalencji wielu, często sprzecznych i niejasnych, jak również zmiennych celów zaangażowanych podmiotów;
- wymiar władzy: długookresowe sterowanie w leśnictwie jest ograniczone z powodu podziału władzy (zróznicowane podmioty na różnych szczeblach zarządzania), co ogranicza zdolność do przyjęcia strategii mających na celu zmianę lub wprowadzenia strategii sterujących.

## **NOWY PARADYGMAT SPROSTANIA ABSOLUTNEJ NIEPEWNOŚCI: KONCEPCJA „UCZĄCEJ SIĘ ORGANIZACJI”**

Głównym zagadnieniem gospodarki leśnej jest znalezienie rozwiązania pozwalającego osiągnąć cele w sytuacji funkcjonowania w gwałtownie zmieniającym się środowisku ekologicznym i społecznym oraz w obliczu nieuniknionej niepewnej przyszłości. Zmiana jest głównym problemem organizacyjnym, wyzwaniem na płaszczyźnie napięcia między stabilnością a niestabilnością struktur i procesów. Zmiana jest normalnym, nieustannie zachodzącym procesem w organizacjach.

Zarządzanie strategiczne, skonfrontowane z wysokim zaburzeniem w środowisku, musi sprostać sprzecznym wymaganiom: z jednej strony potrzebne jest pewne, uzasadnione planowanie. Z drugiej strony zarządzanie wymaga zdolności elastycznego reagowania na zmiany przez wewnętrzne dostosowanie się i/lub zewnętrzny

wpływ. W literaturze opisuje się to jako dylemat planowania, scharakteryzowany w następujący sposób: w warunkach silnego zaburzenia planowanie wydaje się bardziej niż kiedykolwiek niezbędne do skonkretyzowania i ustrukturyzowania działań, a tym samym zwiększenia pewności działalności. Jednak jednocześnie szanse powodzenia realizacji planu, a mianowicie wykonania zaplanowanych zadań, faktycznie zawsze są niewielkie.

Planowanie tradycyjne jest oparte na założeniu, że ramy operacji mogą być zaplanowane, tj. że wielkość wyników i czas ich uzyskania są ustalone. Warunki te nie istnieją już jednak w środowisku silnie zaburzonym. Zasady planowania jako praktyczna i naukowa wiedza oraz doświadczenie tracą wówczas swoją wartość, a rozprzestrzenia się niepewność we wszystkich jej aspektach. Dla leśników niekomfortową sytuacją jest bycie zmuszonym do ciągłego reagowania na zmianę.

Zarządzanie jest rozszerzane w tych okolicznościach o istotny wymiar: poza „działanie na dotychczasowych zasadach”; wydaje się to niezbędne dla umożliwienia organizacji zachowania elastyczności, ciągłej zmiany, uczenia się i twórczych niustannych innowacji. Należy stworzyć warunki zachęcające pracowników do działania jak „przedsiębiorcy”, wykorzystując wciąż swoje umiejętności poszukiwania i wprowadzania w życie innowacyjnych rozwiązań. Rycina 2 przedstawia przy pomocy haseł otwartą ideę koncepcji „uczącej się organizacji”.

Oczywiście przekształcenie naszych organizacji leśnych w „uczące się organizacje” – przekształcenie ich kultury oraz struktury i procesów – jest bardzo wymagające! I wciąż potrzeba wielu dyskusji na temat tych nowych wyzwań – głównie dla nauczania, dla zarządzania organizacjami leśnymi, dla każdego leśnika, dla środowiska badawczego. Aby jednak w świecie gwałtownych zmian zachować trwałe organizacje leśne, przekształcenie to jest zasadnicze i fundamentalne.

W tym względzie badanie efektywnego podejmowania decyzji mogłoby być punktem wyjścia do sformułowania pytań dotyczących sprostania przez organizacje niepewności i zaskoczeniu. Pytania te mogą być następujące (zob. Detten 2011):

- Jak zorganizować monitoring skutków wynikających z decyzji i działań zarządczych?
- Jak stworzyć struktury i procesy organizacyjne umożliwiające postrzeganie i analizę udanego/nieudanego podejmowania decyzji?
- Jak skutecznie w oparciu o niepowodzenia organizować naukę w organizacjach?

Te pytania mogą zarysować obszar badań, który powinien być następnie oceniony przez ekonomikę leśnictwa w erze globalnej zmiany (zob. Detten 2011).

Koncepcja „uczącego się zarządzania”, w jej logicznej konkluzji, dotyczy nie tylko problemu zorganizowania organizacji leśnych. Daje raczej punkt wyjścia do przemyślenia na nowo wszystkich aspektów i poziomów zarządzania strategicznego – niezbędnych do planowania zasobów, struktur i procesów organizacji, kontrolowania, zarządzania personelem itd.

Wymiar	Paradygmat konwencjonalny	Paradygmat „uczącej się organizacji”
<b>skupienie się zarządzania</b>		
	optymalizacja vs. satisficing <sup>6</sup> optymizm sterowania vs. strategię adaptacji i przeciwdziałania zorientowanie na cel vs. zorientowanie na proces idealna droga zarządzania vs. działanie wzrostowe, zorientowane na drogę, dostosowane do kontekstu	
<b>planowanie</b>		
	przewidywanie przyszłego rozwoju vs. adaptacja, elastyczność, przezorność, unikanie nieodwracalności	
<b>organizacja</b>		
	<i>struktura</i> dążenie do stabilności vs. dążenie do zmienności	
	<i>kultura</i> dążenie do doskonałości vs. życzliwość w sytuacji błędu, postawa uczenia się	
	<i>niepowodzenia</i> uważane za przeszkody vs. uważane za źródła innowacji	

Rycina 2. Paradygmaty zarządzania w odniesieniu do niepewności

Źródło: Detten 2011: 461

Tę ostatnią kwestię – zarządzanie personelem w „uczącej się organizacji” – chciałbym podsumować krótko: niewątpliwie dla sukcesu organizacji w obliczu zmian klimatu w gwałtownie zmieniającym się społeczeństwie przemysłowym, usługowym i opartym na wiedzy największe znaczenie mają wykwalifikowani i zmotywowani pracownicy.

Należy zgromadzić członków organizacji, którzy:

- są wysoko umotywowani, kreatywni, z wyobraźnią i wizjami, śmiali,
- nadzorują przez cały czas praktykę w organizacji,
- inicjują i dostosowują innowacje.

<sup>6</sup> Strategia podejmowania decyzji lub rozwiązywania problemów, która daje niekoniecznie najlepsze z możliwych, ale akceptowalne rezultaty; neologizm stanowiący złożenie dwóch terminów: *satisfying* (zaspokajający) i *suffice* (wystarczać); za: Afeltowicz Ł. 2012. Modele, artefakty, kolektywy. Praktyka badawcza w perspektywie współczesnych studiów nad nauką. Fundacja na rzecz Nauki Polskiej, Toruń. [przyp. tłum.]

Wymaga to chęci do ciągłego uczenia się, zmiany podstaw wiedzy, kreatywności, zdolności uczenia się i chęci zmian. Kreatywność jest zasadniczym i kluczowym czynnikiem.

Kreatywność jest powszechnie definiowana jako wytwarzanie czegoś nowego, co jest w jakiś sposób wartościowe lub użyteczne. Tworzenie czegoś nowego oznacza zmianę lub zastosowanie innych wyuczonych umiejętności i perspektyw („oduczenie się”), jeśli muszą być one dostosowane do nowych sytuacji. Jedynie wtedy, gdy „nauczone” może zostać zmienione, jedynie gdy pracownicy umieją dostosować się do nowych sytuacji, nauczone umiejętności i wiedza zachowują wartość w dynamicznym świecie.

Osobista konkluzja jako profesora uniwersytetu: samokrytyczne jest pytanie czy my – uniwersytety – edukujemy „właściwie”? Czy kreatywności można nauczyć i czy można jej się nauczyć w ramach szkolnictwa wyższego? Opierając się na literaturze psychologicznej i pedagogicznej wierzę, że kreatywność w zasadzie może być „wyuczona”. Czy nasza obecna edukacja wyższa spełnia te wymogi? Prawdopodobnie nie. Tutaj również zmiany wydają się nieodzwonne. W dydaktyce dyskutowane są różne formy nauczania i uczenia się, właściwe dla promowania kreatywnej, przedsiębiorczej aktywności. Refleksje dotyczące zmiany jako normalnego procesu gospodarki leśnej prowadzą do przekonania, że obowiązkowe jest promowanie kreatywności jako części kwalifikacji studentów w zakresie zadań zarządczych.

## Summary

*Gerhard Oesten*

Freiburg University, Chair Forestry Economics and Forest Planning, Freiburg, g.oesten@t-online.de

### Challenges for forest management in times of turbulent changes of climate and society. About contributions of scientific forest economics for risk management

*Introduction:* Abiotic and biotic disturbances have major impacts on the health and vitality of our forests and often result in substantial economic and environmental losses. They can have adverse effects on tree growth and survival, yield and quality of wood and non-wood products, wildlife habitat, recreation and scenic and cultural values. Global climate change is exacerbating these impacts and there is still major uncertainty about

the interactions between disturbance, climate change and forests. The demands of society for the forests and for participation in forest planning are subject to manifold and turbulent changes. The aim of the paper is to present and critically discuss the contributions of scientific Forestry Economics to the management of forests in the context of diverse forest threats.

*Research approaches 1970 to about 2000:* The most important approaches of this time are stochastic models of sustainable forest management under risk impact and the connection of these models with results of forest ecosystem research. The theoretical bases and important applications for practically relevant silviculture action (for example, tree species selection, assessment of risk disposition of forest stands, strategic management plans) are presented and discussed critically.

*Challenges for forest risk management in times of turbulent changes of climate and society:* The previously presented models are based on knowledge from experience. The turbulent changes in the ecological and societal conditions of forestry have made this experiences and knowledge, however, largely worthless. This strongly limits the application of the existing forestry economic theories and models for strategic planning. Sustainable strategic forest planning in changing ecological and societal environments is facing entirely new problems. The central dilemma for forest risk management is the compulsion to decide today in a situation of fundamental uncertainty and often an unavoidable lack of knowledge.

*Outlook:* Finally I will present some thoughts for discussion on the concept of sustainable forest management in the age of the Anthropocene.

## LITERATURA PRZEDMIOTU

- Albrecht A., Hanewinkel M., Bauhus J., Kohnle U. 2012. How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. *European Journal of Forest Research*, 131: 229–247; doi: 10.1007/s10342-010-0432-x.
- Detten R. v. 2011. Sustainability as a guideline for strategic planning? The problem of long-term forest management in the face of uncertainty. *European Journal of Forest Research*, 130: 451–465; doi: 10.1007/s10342-010-0433-9.
- Detten R. v., Faber F. 2013. Organizational decision-making by German state-owned forest companies concerning climate change adaptation measures. *Forest Policy and Economics*, 35: 57–65.
- Detten R. v., Oesten G. 2013. Nachhaltige Waldwirtschaft – ein Modell für nachhaltige Entwicklung? *Natur und Landschaft*, 88(2): 52–57.
- Lindner M., Fitzgerald J.B., Zimmermann N.E., Reyher C., Delzon S., van der Maaten E., Schelhaas M.-J., Lasch P., Eggers J., van der Maaten-Theunissen M., Suckow F., Psomas A., Poulter B., Hanewinkel M. 2014. Climate Change and European Forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management*, 146: 69–83.



- 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; doi: 10.1038/nclimate1687.
- Klocek A., Oesten G. 1991. Bestimmung der optimalen Umtriebszeit im Zielwaldmodell. *Allgemeine Forst- u. Jagdzeitung*, 162(5/6): 92–100.
- Klocek A., Oesten G. 1992. Macierzowe ujęcie rozwoju lasu. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria A*, 738: 30.
- Klocek A., Oesten G. 1993. Optymalizacja wieku rębności w lesie normalnym oraz celowym. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria A*, 747: 27.
- Kouba J. 1973. Die Markov'schen Ketten und die Definition des Normalwaldes. *Internationales Forsteinrichtungssymposium, TU Dresden, Vorträge 2*: 381–390.
- Oesten G. 2016. Grenzen der Natur oder Natur als Grenze? Erörtert am Beispiel der nachhaltigen Forstwirtschaft. W: Schaffer A.; Lang E.; Hartard S. (Hg.): *An und in Grenzen – Entfaltungsräume für eine nachhaltige Entwicklung*. Metropolis. Marburg, 175–199.
- Oesten G., Roeder A. 2012. *Management von Forstbetrieben*. 3 Bände. Freiburg: Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg. Bd. 1: Grundlagen, Betriebspolitik. 3. Aufl.; Bd. 2: Management- und Informationssystem. 1. Aufl.; Bd. 3: Leistungssystem, Zusammenfassung und Ausblick. 1. Aufl.
- Roeder A. 2003. Forstbetriebliches Management bei zeitlich offenen Entscheidungsfeldern – wie gehen wir mit Langfristigkeit um? *Forst und Holz*, 58(11): 315–318; (58)12: 364–367.

## PODZIĘKOWANIA

*Chciałbym podziękować Rederichowi von Dettenowi. Nasze dyskusje, a szczególnie jego publikacje, miały znaczący wpływ na moją prezentację podczas Zimowej Szkoły Leśnej przy IBL w 2016 r. i niniejszy referat.*

## *Krzysztof Adamowicz<sup>1</sup>, Krzysztof Michalski<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, adamowicz@up.poznan.pl;

<sup>2</sup>Nadleśnictwo Katowice, katowice@katowice.lasy.gov.pl

# Interakcje ryzyka w Lasach Państwowych i przemyśle drzewnym

## WPROWADZENIE

W świetle coraz większej zmienności rynków finansowych spowodowanej w dużym stopniu nadmiernym globalnym długiem publicznym, ryzyko finansowe odgrywa coraz większą rolę w codziennej działalności przedsiębiorstw. Obszar oddziaływania ryzyka obejmuje wszystkie podmioty biorące udział w procesach rynkowych, a więc w szczególności: przedsiębiorstwa, instytucje finansowe, banki, inwestorów indywidualnych oraz gospodarstwa domowe. Każdy z wyżej wymienionych podmiotów dąży do realizacji oczekiwanej stopy zwrotu przy minimalizacji poziomu ryzyka całkowitego. Niepewność co do kształtowania się takich czynników jak: stopy procentowe, kursy walutowe, poziom inflacji, czy też cen towarów i usług skłania wszystkie jednostki do zachowania przezorności. Identyfikacja ryzyk, których realizacja w przyszłości może istotnie oddziaływać na działalność podmiotów gospodarczych stanowi pierwszy, a zarazem najważniejszy etap zarządzania ryzykiem. Błędnie rozpoznana typologia ryzyk towarzyszących konkretnej działalności gospodarczej, prowadzi do zniekształcenia zarówno skali ryzyka jak i źródeł jego występowania. Jednocześnie decyzje podejmowane na podstawie wniosków otrzymanych podczas niepoprawnie przeprowadzonego procesu analizy ryzyka, stwarzają dodatkowe zagrożenie dla funkcjonowania jednostki, a także często odbiegają od przyjętych przez przedsiębiorstwa celów wyznaczonych na poziomie zarządzania strategicznego i operacyjnego. Godnym uwagi jest również fakt, że poszczególne rodzaje ryzyka przenikają się wzajemnie, co utrudnia oszacowanie prawdopodobieństwa, z jakim wiąże się realizacja konkretnego typu ryzyka, a także przyczynia się do powstania wielu kłopotów związanych m.in. z odpowiednim wartościowaniem kategorii ryzyka, czy też z właściwym ustalaniem akceptowanego poziomu ryzyka.

Zjawisko ryzyka odnosi się głównie do podejmowanych przez podmioty działań i decyzji, które wpływają na związek skutkowo-przyczynowy, a także kształtują rezultat przeniesienia aktywności podmiotu na stan przedmiotu ryzyka. Relacja podmiotu i przedmiotu w strukturze ryzyka jest sumą aktów oddziaływania podmiotu na przedmiot. Wychodząc z założenia, że kryterium przedmiotu ryzyka spełniają wszystkie rzeczy, ich własności, na które skierowana jest działalność podmiotu, należy wskazać, że w analizie ryzyka przedmiot może znajdować się w trzech stanach tj. wyjściowym, przejściowym oraz w stanie końcowym, czyli po ingerencji podmiotu na przedmiot. Zrozumienie relacji podmiotowo-przedmiotowej w procesie zarządzania ryzykiem jest niezwykle istotne, gdyż pozwala konstruować przesłanki do podejmowania decyzji i stawiania prognoz gospodarczych w przedsiębiorstwach.

Uwzględniając interdyscyplinarny charakter ryzyka należy rozpatrywać omawiane zjawisko w wielu kategoriach, np. w wymiarze nauk przyrodniczych jako prawdopodobieństwo wystąpienia nieoczekiwanych zdarzeń o charakterze katastroficznym. Z kolei w naukach ekonomicznych pojęcie ryzyka jest interpretowane przez pryzmat zagrożenia w postaci negatywnych zjawisk rodzących skutki ekonomiczne dla podmiotu gospodarczego. Istota ryzyka zależy więc od dziedziny w jakiej problem ryzyka został poddany analizie. Niewątpliwie poza specyfiką branży i problematyką wynikającą z prosperowania w konkretnej płaszczyźnie gospodarki, za ważną kwestię należy wskazać nadrzędny cel prowadzenia działalności gospodarczej przez podmioty. Zestawiając ze sobą organizację Lasów Państwowych ze spółkami zaliczanymi do szeroko rozumianego przemysłu drzewnego, nie sposób pominąć kwestii różniącego się zasadniczego sensu wykorzystania czynników produkcji (technologii wytwarzania, wiedzy, zasobów ludzkich, informacji) oraz kapitałów własnych będących w posiadaniu obu wskazanych grup podmiotów. Za cel działalności podmiotów konkurujących ze sobą na rynku drzewnym przyjęło się uważać maksymalizację zysku netto lub wartości rynkowej przedsiębiorstwa, mającą swoje odzwierciedlenie we wzroście bogactwa właścicieli kapitału. Odmienną działalność do przedstawionej powyżej koncepcji, reprezentują Lasy Państwowe, ponieważ gospodarka finansowa LP ukierunkowana jest na realizację zadań wynikających z zapisów ustawy z dnia 28 września 1991 r. o lasach. W rozpatrywanym kontekście dyspozycja wskazanej normy prawa nakłada na Lasy Państwowe obowiązek prowadzenia trwale zrównoważonej i wielofunkcyjnej gospodarki leśnej w oparciu o cztery kluczowe zasady: powszechnej ochrony lasów, trwałości i utrzymania lasów, ciągłości i zrównoważonego wykorzystania wszystkich funkcji lasów oraz powiększania zasobów leśnych. Równocześnie organizacja Lasy Państwowe, wywiązując się rzetelnie ze wszystkich ustawowo określonych obowiązków, zobligowana jest do prowadzenia gospodarki finansowej w sposób gwarantujący samodzielność i samowystarczalność

finansową. Z powyższych regulacji wynika, że priorytet maksymalizacji zysku jest w przeciwieństwie do zadań i zasad prowadzenia gospodarki leśnej w Lasach Państwowych. Z tego względu, w zaproponowanych w niniejszej pracy badaniach związanych z analizą ryzyka, należy uwzględnić dwa odbiegające od siebie modele biznesowe podmiotów gospodarczych.

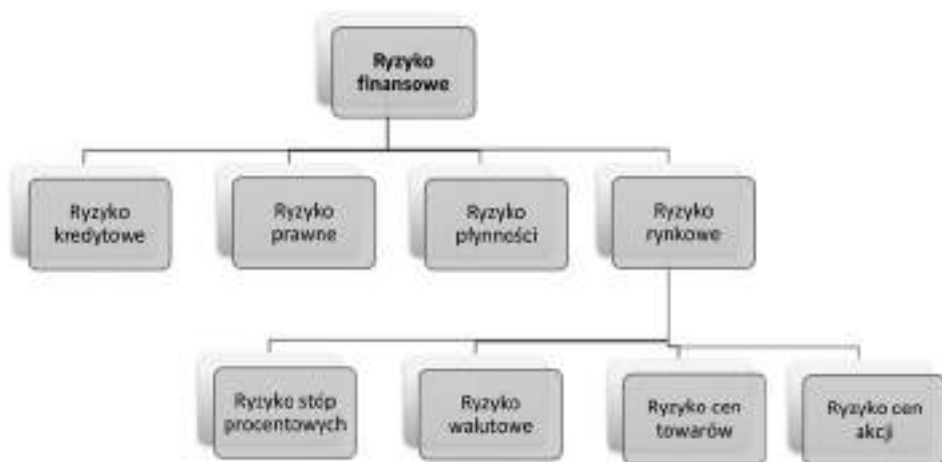
## RODZAJE RYZYKA FINANSOWEGO

Niekwestionowanym faktem jest odnotowana ekspozycja na ryzyko finansowe wszystkich podmiotów gospodarczych, w tym poddanych analizie spółek przemysłu drzewnego oraz organizacji, jaką są Lasy Państwowe. Omawiana kategoria ryzyka znajduje swoje odzwierciedlenie w obrazie sytuacji finansowej, a także majątkowej, dzięki którym możliwa staje się obiektywna ocena efektywności zarządzania ryzykiem. Literatura przedmiotu podaje tezę, że ryzyko finansowe jako integralna część całokształtu obecnie identyfikowalnych ryzyk, powinno być określane poprzez zmienność nieoczekiwanych rezultatów, które w konsekwencji mogą stanowić o wartości aktywów, kapitałów i zysków (Jorion 2007). Inne, bardziej sprecyzowane spojrzenie na pojęcie ryzyka finansowego odwołuje się do zmienności rozumianej przez odchylenie standardowe strumieni przepływów netto występujących w danym przedsięwzięciu, przy czym za okres obserwacji należy przyjąć co najmniej jeden cykl koniunkturalny (Uyemura i Deventer 1997). W nieco uproszczonej formie istota ryzyka finansowego została opisana jako sytuacja, w której podmiot gospodarczy narażony jest na zdarzenia mogące powodować niedobór w docelowych poziomach miar finansowych oraz wartościach pozycji bilansowych (Fabozzi 2009). Należy wskazać, że podmioty znajdujące się na rynku narażone są na ryzyko finansowe również wówczas, gdy nie wykazują żadnej aktywności gospodarczej lub przejawiają awersję wobec ryzyka, ponieważ wartość posiadanych kapitałów, majątku, zależy od poziomu ryzyka systemowego, jaki charakteryzuje dany rynek. Problem wzrostu ryzyka systemowego<sup>1</sup> w skali makroekonomicznej odnotowywany zwłaszcza w okresach recesji gospodarczej (tzw. efekt zarażania rynków) pozostaje nadal niedostatecznie rozpoznany zjawiskiem (Joint FSB/IMF/BI S Report to the G-20 2009).

---

<sup>1</sup> Ryzyko systemowe – rozumiane jest współcześnie jako niebezpieczeństwo, że podmiot będący uczestnikiem rynku finansowego lub rynków powiązanych, który utracił swoją zdolność do regulowania zobowiązań przyczyni się do braku zdolności do spłaty zobowiązań u pozostałych uczestników rynku, co w dłuższym horyzoncie czasowym może skutkować w skali makroekonomicznej obniżeniem wskaźników płynności finansowej charakteryzujących dany rynek lub całkowitą utratą płynności finansowej prowadzącą do znaczącej destabilizacji całego rynku finansowego.

Mając na uwadze dalsze rozważania zmierzające do zaprezentowania różnic dotyczących ekspozycji na poszczególne rodzaje ryzyka finansowego w przemyśle drzewnym i w Lasach Państwowych, zdecydowano się przedstawić klasyfikację ryzyka finansowego przyjętą na potrzeby niniejszego opracowania.



Rycina 1. Klasyfikacja ryzyka finansowego

## OMÓWIENIE WSKAZANYCH RODZAJÓW RYZYKA FINANSOWEGO

Ryzyko rynkowe – jest rezultatem wahań cen na rynkach finansowych i na innych związanych z nimi rynkach (Jajuga 2007). Istota ryzyka rynkowego jest ściśle związana z prawdopodobieństwem wystąpienia niekorzystnych odchyłeń od cen posiadanych przez podmiot instrumentów finansowych, takich jak np. akcje, lokaty bankowe, środki pieniężne w walucie obcej. Ze względu na klasy czynników ryzyka wyodrębnia się następujące kategorie tego ryzyka:

- ryzyko walutowe,
- ryzyko stóp procentowych,
- ryzyko cen akcji,
- ryzyko cen towarów.

Ryzyko płynności – płynność finansowa jest niezbędna do zachowania bezpieczeństwa finansowego pozwalającego na pokrycie oczekiwanych i niespodziewanych wydatków, ale również na zagwarantowanie rozwoju przedsiębiorstwa. Płynność w ekonomicznym znaczeniu reprezentuje zdolność podmiotu gospodarczego do bieżącego regulowania zobowiązań płynnymi aktywami. Cenę zachowania płynności finansowej w przedsiębiorstwie wyznaczają warunki rynkowe oraz koszty utraconych korzyści będące konsekwencją przetrzymywania płynnych aktywów i stwarzania warunków do ich natychmiastowej dostępności. Na gruncie wzrostu złożoności omawianej kategorii ryzyka w ostatnim

dziesięcioleciu, zarządzanie płynnością odgrywa coraz większą rolę, pozwalając zapewnić odpowiednią strukturę aktywów dopasowaną do terminów zapadalności zobowiązań, a także dostosować przepływy pieniężne w celu równoważenia oczekiwanych wydatków wypracowanymi wpływami środków pieniężnych.

Ryzyko kredytowe – w literaturze opisywane jest jako sytuacja, w której kontrahent nie ureguluje zobowiązania wobec wierzyciela w wyznaczonym terminie lub w dowolnym późniejszym czasie po upływie terminu płatności (BIS 1996). Koncepcja przedstawiona powyżej reprezentuje standardowe ryzyko kredytowe, które obejmuje również ryzyko kredytu kupieckiego będącego prawdopodobieństwem wystąpienia negatywnych skutków ekonomicznych w następstwie sprzedaży produktów, towarów lub usług z odroczonym terminem płatności. Należy wskazać, że straty powstałe w wyniku realizacji ryzyka kredytowego mogą w konsekwencji powodować utratę płynności przedsiębiorstwa wierzyciela, spadek wyniku finansowego a w skrajnych przypadkach bankructwo podmiotu gospodarczego (Rytko 2009). Łączne ryzyko kredytowe dla przedsiębiorstw może być interpretowane jako suma zagrożeń, które stanowią rezultat poszczególnych pojedynczych transakcji, zawartych umów oraz portfela klientów. W analizie skutkowo-przyczynowej ryzyka kredytowego przyjmuje się stanowisko, że powodem wzrostu tego ryzyka w obszarze działalności jednostki gospodarczej będącej wierzycielem jest realizacja ryzyka płynności po stronie dłużnika, która istotnie wpływa na pogorszenie sytuacji finansowej tego podmiotu i przyczynia się do zatorów w spłacie zarówno bieżących jak i zaległych zobowiązań wobec wierzyciela. Sterowanie ryzykiem kredytowym daje możliwość transferu tego ryzyka na inne podmioty, np. za pomocą produktów ubezpieczeniowych zaliczanych do grona ubezpieczeń grupy kredytów towarowych. Zakres ustanowionego w ten sposób zabezpieczenia obejmuje bezsporne należności powstałe w okresie obowiązywania zawartej wcześniej polisy ubezpieczeniowej.

Ryzyko prawne – odnosi się do całokształtu norm prawnych kształtujących zasady i sposoby postępowania, czyli obszar działalności gospodarczej uregulowany przepisami prawa krajowego oraz międzynarodowego. Rozważaną kategorię ryzyka finansowego definiuje się jako możliwość poniesienia strat przez podejmowanie działań, decyzji wykraczających poza ramy obowiązującego prawa. Jak podaje Kendall, ryzyko prawne łączone jest także z brakiem możliwości do wyegzekwowania warunków zawartych umów i porozumień przez przedsiębiorstwa (Kendall 2000). Mając na uwadze temat niniejszego opracowania, najbardziej trafną definicją ryzyka prawnego wydaje się być teza głosząca, że omówione zjawisko można określać jako prawdopodobieństwo wystąpienia strat finansowych przez podmioty gospodarcze w następstwie (Kaczmarek 2010):

- wadliwej identyfikacji potrzeb legislacyjnych przez organy władzy,
- nadmiernej regulacji konkretnej płaszczyzny życia gospodarczego,
- niedostatecznej regulacji konkretnej płaszczyzny życia gospodarczego,

- nieporadności organów sądowniczych w stosowaniu i egzekwowaniu przyjętych regulacji prawnych,
- wykorzystywania prawa z przesłanek politycznych lub w celu realizacji ekonomicznych celów mających swoje bezpośrednie przełożenie w dochodach budżetu państwa,
- wadliwych norm prawa lub niestabilności treści powszechnie obowiązujących aktów normatywnych spowodowanych wahaniem polityki państwa.

## METODYKA BADAŃ

Materiały empiryczne w postaci danych historycznych oraz statystycznych związanych z działalnością Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (dalej Lasy Państwowe), a także spółek akcyjnych wchodzących w skład sektora przemysłu drzewnego (dalej określanym mianem przemysłu drzewnego) uzyskano analizując roczne sprawozdania finansowe za lata 2013–2014. W odniesieniu do danych liczbowych charakteryzujących ryzyko finansowe w obszarze działalności Lasów Państwowych posłużono się bilansem oraz rachunkiem zysków i strat za lata 2013–2014. Z kolei do oszacowania poziomu ryzyka finansowego w przemyśle drzewnym wykorzystano skonsolidowane sprawozdania roczne za 2014 rok pięciu spółek akcyjnych notowanych na Giełdzie Papierów Wartościowych w Warszawie, należących do sektora drzewnego. Do grona spółek będących przedstawicielami sektora przemysłu drzewnego w Polsce włączono:

- Grupę Kapitałową PAGED S.A.,
- Grupę Kapitałową PFLEIDERER GRAJEWÓ S.A.,
- Grupę Kapitałową Fabryki Meble FORTE S.A.,
- P.P.H. KOMPAP S.A.,
- Koszalińskie Przedsiębiorstwo Przemysłu Drzewnego S.A.

W celu zbadania interakcji ryzyka finansowego w Lasach Państwowych i w sektorze drzewnym postanowiono opracować zagregowany bilans i rachunek zysków i strat dla wcześniej wymienionych spółek, w taki sposób, aby zagwarantować porównywalność danych z informacjami zawartymi w sprawozdaniach finansowych Lasów Państwowych. Zagregowane dane finansowe przygotowano w oparciu o kryterium średniej ważonej względem wartości sumy bilansowej danego podmiotu. Ponadto w procesie analizy ryzyka finansowego dwóch wskazanych wcześniej grup podmiotów wykorzystano dane dotyczące kształtowania się historycznych wskaźników i parametrów rynkowych takich jak np.: kwotowania pary walutowej EUR/PLN, procentowe wskaźniki dynamiki wzrostu PKB, wartość stopy referencyjnej NBP w latach 2010–2015, średnie oprocentowanie rachunków bieżących dla prowadzących działalność gospodarczą w latach 2010–2015. Na potrzeby badań korzystano również z informacji zamieszczonych w ogłoszeniach i opracowaniach sporządzanych okresowo przez GUS.

Tabela 1. Procentowy udział pozycji bilansowych poszczególnych spółek w danych zagregowanych

Lp.	Nazwa spółki	Wartość sumy bilansowej	% udział
1	FABRYKI MEBLI FORTE SA	638 730 000,00 zł	20,42%
2	PFLEIDERER GRAJEWO SA	1 216 993 000,00 zł	38,91%
3	KOMPAP SA	85 175 000,00 zł	2,72%
4	KOSZALIŃSKIE PRZEDSIĘBIORSTWO PRZEMYSŁU DRZEWNEGO SA	125 174 000,00 zł	4,00%
5	PAGED SA	1 062 023 000,00 zł	33,95%
	RAZEM	3 128 095 000,00 zł	100,00%

Źródło: Opracowanie własne

Uwzględniając fakt, że proces analizy ryzyka powinien charakteryzować się wieloetapowością i uporządkowaniem poszczególnych działań, do oceny omówionych wcześniej kategorii ryzyk finansowych zastosowano podstawowe metody kwantyfikacji uzupełnione zestawieniami oraz badaniami zależności poszczególnych czynników ryzyka. W celu zachowania poprawnej interpretacji wyników badań, wykorzystano metody kwantyfikacji ryzyka finansowego, zróżnicowane i dostosowane do modeli biznesowych dwóch grup podmiotów. Wychodząc z założenia, że podstawowe sposoby oceny ryzyka stanowią podstawę do dalszych modyfikacji i adaptacji według określonego przez użytkownika kryterium, zdecydowano się skorzystać z przyjętych w literaturze ogólnych miar ryzyka, do których należą (Jajuga 2006):

- miary zmienności,
- miary wrażliwości,
- miary zagrożenia.

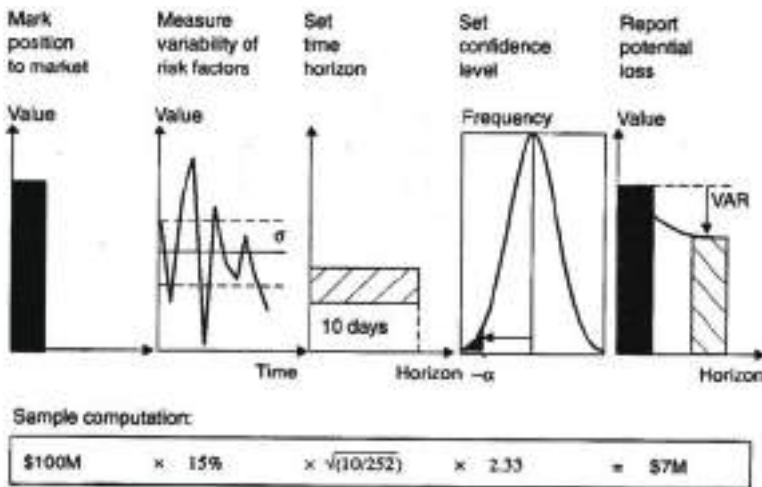
Pierwsza z powyżej wymienionych grup miar koncentruje się na oszacowaniu ryzyka poprzez ustalenie odchylenia od wartości bazowej na podstawie danych historycznych np. wariacji lub odchylenia standardowego. Im większa zmienność i wahania od wartości oczekiwanej w badanym okresie tym większe ryzyko towarzyszy danemu aspektowi działalności gospodarczej. Z kolei miary wrażliwości są odzwierciedleniem oddziaływania czynników ryzyka na cenę instrumentu finansowego, a więc im większy ich wpływ na cenę, tym wyższe ryzyko wiąże się z określonym przedsięwzięciem. Dzięki miarom wrażliwości jednostki gospodarcze otrzymują informację w jakim stopniu zmienia się cena instrumentu finansowego w przypadku, gdy czynnik kształtujący tą cenę zmienia się o 1 jednostkę. Jeśli natomiast mowa o miarach zagrożenia, to ich głównym zadaniem jest dostarczanie podmiotom gospodarczym informacji o maksymalnej wartości straty, jaką mogą



ponieść z danej inwestycji w określonym czasie. Za najbardziej popularną miarę zagrożenia przyjmuje się wartość narażoną na ryzyko (VaR), która stanowi przedmiot dalszych rozważań, ponieważ w oparciu o tę miarę dokonano analizy interakcji ryzyka rynkowego w obszarze Lasów Państwowych i sektora drzewnego.

Koncepcja wartości narażonej na ryzyko pojawiła się w latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku, lecz dopiero jej bezpłatne opublikowanie w internecie przez bank JP Morgan w 1994 roku, spowodowało jej rozpowszechnienie wśród banków komercyjnych i przedsiębiorstw, a także wzrost grup podmiotów stosujących zasady VaR-u do estymacji ryzyka dochodu. Niewątpliwie opracowanie metody VaR miało niebagatelny wpływ na rozwój inżynierii finansowej i proces zarządzania ryzykiem.

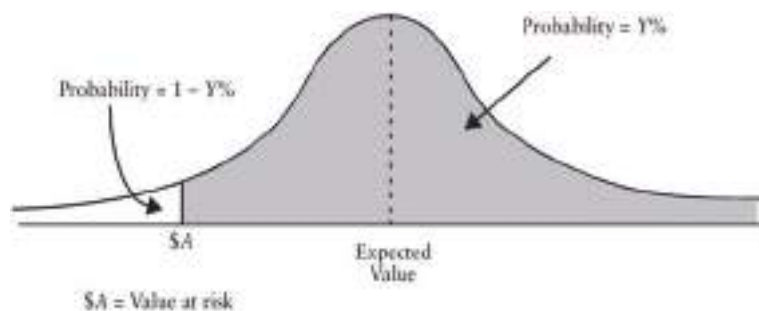
Model wartości narażonej na ryzyko jest statystyczną miarą zmienności i definiuje się go jako maksymalną stratę, co do której istnieje określone wcześniej prawdopodobieństwo realizacji w okresie przetrzymywania pozycji portfela. Butler dodaje, że głównym celem modelu VaR jest pomiar największej oczekiwanej straty, jaką dana instytucja może ponieść w danym okresie, przy założeniu normalnych warunków rynkowych i przy danym poziomie ufności (Butler 2001). Z kolei M. Choudhry wyraża pogląd, zgodnie z którym VaR stanowi największą prawdopodobną stratę z tytułu ekspozycji na ryzyko rynkowe, wyrażoną w jednostkach walutowych, jaka będzie miała przełożenie na wartość składników aktywów lub całego portfela w danym horyzoncie czasowym i z określonym przez użytkownika poziomem ufności (Choudhry 2006). W praktyce oznacza to, że jeżeli przedsiębiorstwo wyznaczyło na podstawie rocznego okresu obserwacji dzienny VaR 500 tys. zł przy poziomie ufności 99%, to w takim przypadku istnieje tylko 1% szans, że maksymalna dzienna strata z tytułu posiadanego instrumentu finansowego przekroczy oszacowane 500 tys. zł.



Rycina 2. Schemat etapów obliczania wartości narażonej na ryzyko

W celu estymacji metodą wartości narażonej na ryzyko maksymalnej starty z tytułu ryzyka, związanego z inwestycją w dany instrument finansowy, (w prezentowanym przykładzie zdecydowano się przyjąć cenę akcji) notowany na rynku regulowanym, należy wypełnić rzetelnie wszystkie poniżej opisane czynności:

- Określić rynkową wartość instrumentu finansowego (ustalić cenę akcji w chwili zamknięcia sesji).
- Oszacować wariancję oraz odchylenie standardowe na podstawie historycznych stóp zwrotu określonego instrumentu finansowego (dziennie stopy zwrotu z akcji w danym przedziale czasowym).
- Określić horyzont czasowy, dla którego oszacowana zostanie maksymalna strata.
- Należy przyjąć poziom ufności odnoszący się bezpośrednio do prawdopodobieństwa, z jakim nastąpi kalkulacja wartości zagrożonej ryzykiem.
- Opracować rozkład prawdopodobieństwa dla stóp zwrotu instrumentu finansowego w oparciu o odchylenie standardowe, wariancję, poziom ufności, horyzont czasowy – zazwyczaj jest to krzywa rozkładu normalnego.



Rycina 3. Krzywa rozkładu normalnego stóp zwrotu z instrument finansowego

- Ostatnim etapem jest estymacja maksymalnej straty, a więc pomnożenie wartości dystrybuanty rozkładu normalnego (w tym przypadku  $\sim 2,33$ ) przez obliczone wcześniej odchylenie stóp zwrotu instrumentu finansowego, a następnie ponowne pomnożenie otrzymanego wyniku przez aktualną wartość rynkową instrumentu.

Model wartości narażonej na ryzyko to nie tylko, jak przedstawiono powyżej, kompilacja kilku współczynników wpływających na rozkład badanej zmiennej, ale również rodzaj miary zagrożenia, która na przestrzeni lat była systematycznie doskonalona, dzięki czemu współcześnie instytucje finansowe, inwestorzy, czy też przedsiębiorstwa a w szczególności ich departamenty zarządzania ryzykiem mogą wykorzystywać następujące metody estymacji VaR-u:

- metodę wariancji-kowariancji,
- metodę historyczną,
- metodę symulacji Monte Carlo.

Pierwsza z metod szacowania wartości zagrożonej jest najprostsza w swojej istocie, ponieważ jej podwaliny stanowią historyczne dane dotyczące zmienności i korelacji, co w zupełności wystarcza by zbudować macierz wag ryzyka. Wadą tej metody jest stała korelacja pomiędzy czynnikami ryzyka, a także stała wrażliwość cen na zmianę tych czynników. Problemem wynikającym z tej metody jest równoznaczne traktowanie wszystkich danych użytych do oszacowania odchylenia, ponieważ w przypadku zaistnienia tzw. „szokowych” zmian definiowanej zmiennej, będą one zniekształcały kalkulowaną zmienność w odniesieniu do oczekiwanej wartości. Najczęściej można się spotkać z taką sytuacją, w modelach o dłuższych horyzontach czasowych takich jak np. 60 czy 90 dni.

Następną metodą wyznaczania wartości narażonej na ryzyko jest metoda historyczna, której wdrożenie jest równie proste jak w przypadku metody wariancji-kowariancji, z tą różnicą, że kalkulacja VaR-u oparta jest bazie danych historycznych stóp zwrotu portfela oraz na przyjętym przez użytkownika poziomie ufności, dla którego wyznaczany jest piąty, w przypadku 95% istotności i pierwszy percentyl dla 99% poziomu istotności. Zaletą tej metody jest wykorzystanie aktualnych danych liczbowych odnotowanych przez instytucje finansowe, a także dostrzeganie ekstremalnych odchyłeń od wartości oczekiwanej. Wadą natomiast jest przynajmniej roczny zakres danych potrzebnych do oszacowania VaR-u.

Ostatnią i jednocześnie najbardziej skomplikowaną metodą estymacji wartości zagrożonej jest metoda symulacji Monte Carlo, której procedura polega na losowym generowaniu kursów instrumentu finansowego z wykorzystaniem systemów informatycznych. Podobnie jak w przypadku metody historycznej stosowane są tutaj aktualne rozkłady historyczne stóp zwrotu, jednakże metoda Monte Carlo jest bardziej elastyczna niż dwie omówione wcześniej i przy właściwym zastosowaniu użytkownik otrzymuje dokładniejsze i bardziej wiarygodne wyniki obliczeń. Niestety, użycie metody symulacji Monte Carlo ze względu na generowanie losowe wielu symulacji, przy wykorzystaniu korelacji i zmienności stóp zwrotu, wymaga oprogramowania i czasu na przeprowadzenie obliczeń zagregowanych wielkości, wynikających z każdej odrębnej symulacji.

Do oceny ryzyka rynkowego, a w szczególności do prognozowania wpływu znaczących zmian stóp procentowych posłużono się testami warunków skrajnych (stress-test). Testowanie warunków skrajnych jest kluczowym narzędziem zarządzania ryzykiem, pozwala uwzględnić wpływ niekorzystnych zdarzeń w ramach jednego lub kilku czynników ryzyka. Ranga i znajomość tego narzędzia znacznie wzrosły na skutek niedawnego kryzysu finansowego. W przedsiębiorstwach testowanie warunków skrajnych pozwala ocenić ich stabilność finansową w przypadku trudnych, lecz prawdopodobnych scenariuszy warunków skrajnych. Pomaga podejmować decyzje umożliwiające zachowanie bieżącej stabilności finansowej po wystąpieniu trudnego zdarzenia. W rozpatrywanym przypadku testy warunków skrajnych przeprowadzone zostały dla szokowej zmiany stopy referencyjnej

NBP, niemal doskonale skorelowanej ze stopą oprocentowania rachunków bieżących dla podmiotów prowadzących działalność gospodarczą.

Stopień ryzyka płynności w sektorze drzewnym i w Lasach Państwowych został wyznaczony na podstawie klasycznej luki płynności popartej przedstawionymi poniżej wskaźnikami analizy finansowej przedsiębiorstw:

- wskaźnik bieżącej płynności finansowej,
- wskaźnik szybkiej płynności finansowej,
- wskaźnik środków pieniężnych,
- wskaźnik spływu należności,
- wskaźnik okresu spłat zobowiązań,
- wskaźnik ogólnego zadłużenia.

Pierwsze trzy wskazane wskaźniki stanowią grupę statycznych wskaźników służących do oceny przedsiębiorstwa. Ich wartość zależy w głównej mierze od kwoty zobowiązań bieżących, wykazywanej w bilansie oraz od wartości poszczególnych pozycji aktywów obrotowych posiadanych przez podmiot.

Wymienione wskaźniki wzbogacają zasadniczą metodę przyjętą w analizie ryzyka płynności, czyli lukę płynności, która służy weryfikacji pokrycia przyszłych zobowiązań płynnymi aktywami. Dzięki zastosowaniu tego rozwiązania podmioty gospodarcze mogą sprawdzać czy w danym czasie, generowane wpływy środków pieniężnych będą odpowiadać wydatkom środków pieniężnych związanych z terminami zapadalności zobowiązań. Opracowanie luki płynności w przedsiębiorstwie przy uwzględnieniu powyżej wymienionych wskaźników pozwala również na ustalenie kierunku (aktywny lub pasywny) ekspozycji podmiotu na ryzyko płynności.

Ryzyko kredytowe zostało wyznaczone na podstawie analizy poziomu należności z tytułu dostaw. Wyodrębniono następujące okresy przeterminowania należności: 1–30 dni, 31–90 dni, 91–180 dni, ponad 180 dni. Otrzymane w ten sposób dane pozwalają ocenić radzenie sobie z ryzykiem kredytowym badanej grupy podmiotów. Do każdego z szeregów czasowych przypisano udział należności przeterminowanych w łącznej sumie należności. Dodatkowo wyznaczono odpowiednio dla Lasów Państwowych i przemysłu drzewnego udział należności przeterminowanych w należnościach ogółem. Warto również w tym miejscu sprostować, iż przedstawione dane nie uwzględniają kwot odpisów aktualizujących należności, z tego też powodu łączne wartości należności odbiegają od tych wyrażonych w bilansie. Wynika to z faktu, że w bilansie należności wykazuje się w kwocie wymaganej zapłaty, dokonane odpisy aktualizujące, uwzględniające stopień prawdopodobieństwa ich zapłaty.

Ryzyko prawne niebędące kategorią ilościową, tylko reprezentujące cechy jakościowe, zostało oszacowane na podstawie zmian w przepisach prawa znajdujących swoje odzwierciedlenie w kosztach działalności Lasów Państwowych i przemysłu drzewnego. Przeanalizowano wpływ zarówno wprowadzonych w życie aktów prawa, jak i tych projektów ustaw, które stwarzają zagrożenie dla stabilności finansowej

podmiotów gospodarczych. W ocenie prospektywnej omawianego zjawiska wykorzystano analizę scenariuszy, która ma na celu przedstawienie różnych wariantów kształtowania się kosztów w zależności od przyjętych rozwiązań prawnych.

## WYNIKI BADAŃ

### RYZYKO RYNKOWE

Fundamentalnym zagadnieniem związanym z analizą ryzyka rynkowego jest indywidualna identyfikacja komponentów ryzyka finansowego na potrzeby konkretnego podmiotu. Właściwe określenie rodzajów ryzyka rynkowego polega na rozstrzygnięciu występowania czynników, które mogą w bezpośredni sposób wpływać na poziom omawianego zjawiska. Należy zwrócić szczególną uwagę m.in. na: stan rachunków bankowych, wartość zaciągniętych pożyczek i kredytów, bilans handlu zagranicznego, wartość posiadanych akcji oraz fluktuacje cen towarów. Każda z powyżej wskazanych pozycji znajduje swoje odzwierciedlenie w poziomie poszczególnych ryzyk rynkowych, które razem stanowią łączną ekspozycję podmiotu na ryzyko rynkowe.

### RYZYKO STOPY PROCENTOWEJ

Ryzyko stopy procentowej wynikające z niestabilności rynków finansowych polega na zagrożeniu wystąpieniem niekorzystnych zmian rynkowych stóp procentowych, co w konsekwencji przekłada się na cenę, jaką podmioty gospodarcze ponoszą w zamian za udostępnienie pieniądza na z góry określony okres. Ze względu na źródła pochodzenia kapitału oraz rodzaje strumieni pieniężnych należy wskazać, że odmienny kierunek oddziaływania ryzyka stopy procentowej obserwuje się w Lasach Państwowych w stosunku do czynników powodujących wzrost tego zjawiska po stronie przemysłu drzewnego. Wynika to z faktu, że wartość środków pieniężnych zgromadzonych na rachunkach bankowych Lasów Państwowych w zestawieniu z wartością zaciągniętych pożyczek i kredytów stanowi niemalże 100% udziału w sumie wartości przyjętych w badaniu pozycji wrażliwych na labilność stóp procentowych.

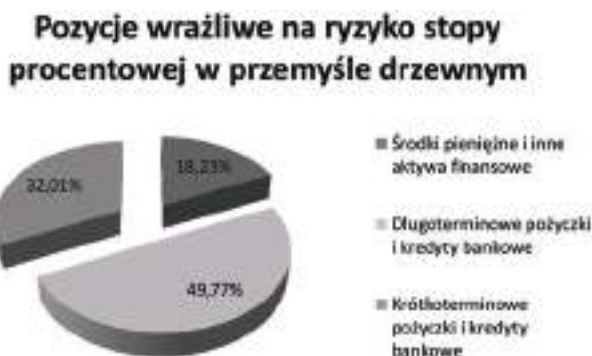
Tabela 2. Procentowy udział badanych pozycji wrażliwych na ryzyko stopy procentowej w pozycjach wrażliwych ogółem

Pozycje wrażliwe na ryzyko stopy procentowej w Lasach Państwowych		
środki pieniężne na rachunkach bankowych	2 514 402 619,69 zł	99,99%
pożyczki	270 480,00 zł	0,01%
kredyty	1 354,81 zł	0,0001%
<b>RAZEM</b>	<b>2 514 674 454,50 zł</b>	<b>100,00%</b>

Źródło: Opracowanie własne na podstawie bilansu PGL LP na dzień 31 grudnia 2014 r.

Biorąc pod uwagę dotychczasowe rozważania należy stwierdzić, że Lasy Państwowe ze względu na wysokość środków ulokowanych na rachunkach bankowych, w analizie ryzyka stopy procentowej spełniają rolę dawcy kapitału. Do określając, można przypisać Lasom Państwowym funkcję depozytariusza, dla którego spadek rynkowych stóp procentowych, a w szczególności podstawowych stóp procentowych NBP będzie skutkowało obniżeniem przychodów finansowych z tytułu zdeponowanych środków finansowych na krótkoterminowych lokatach bankowych, czy też rachunkach bieżących.

Z kolei analiza pozycji wrażliwych na ryzyko stopy procentowej wśród spółek akcyjnych zaliczanych do przemysłu drzewnego pozwala przypisać przemysłowi drzewnemu rolę kredytobiorcy, który korzysta z pozytywnego efektu dźwigni finansowej<sup>2</sup>. Strukturę pozycji wrażliwych na omawiany rodzaj ryzyka przedstawia rycina 4.

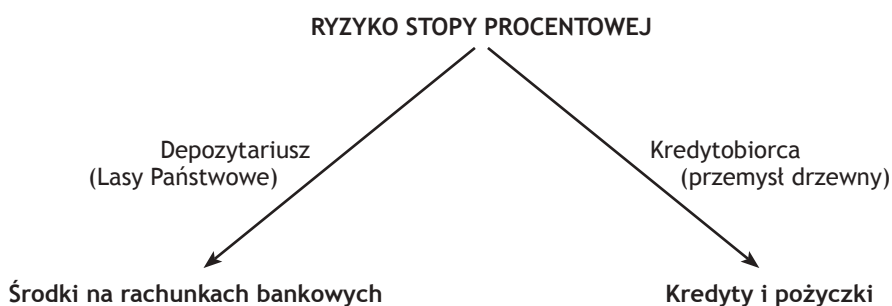


Rycina 4. Struktura pozycji wrażliwych na ryzyko stopy procentowej w przemyśle drzewnym

Mając na uwadze powyższą strukturę pozycji wrażliwych należy wskazać, że długoterminowe oraz krótkoterminowe pożyczki i kredyty stanowią razem 81,77% pozycji wrażliwych na ryzyko stopy procentowej, co świadczy o tym, że przemysł drzewny w znaczącym stopniu wykorzystuje kapitały obce do finansowania działalności. W odniesieniu do wykorzystania obcych źródeł kapitału należy dodać, że w badanych spółkach celem pozyskania kapitałów obcych było finansowanie bieżącej działalności podmiotów, jak również finansowanie działalności inwestycyjnej poprzez budowę nowych linii produkcyjnych, hal produkcyjnych, czy też zakup maszyn i urządzeń.

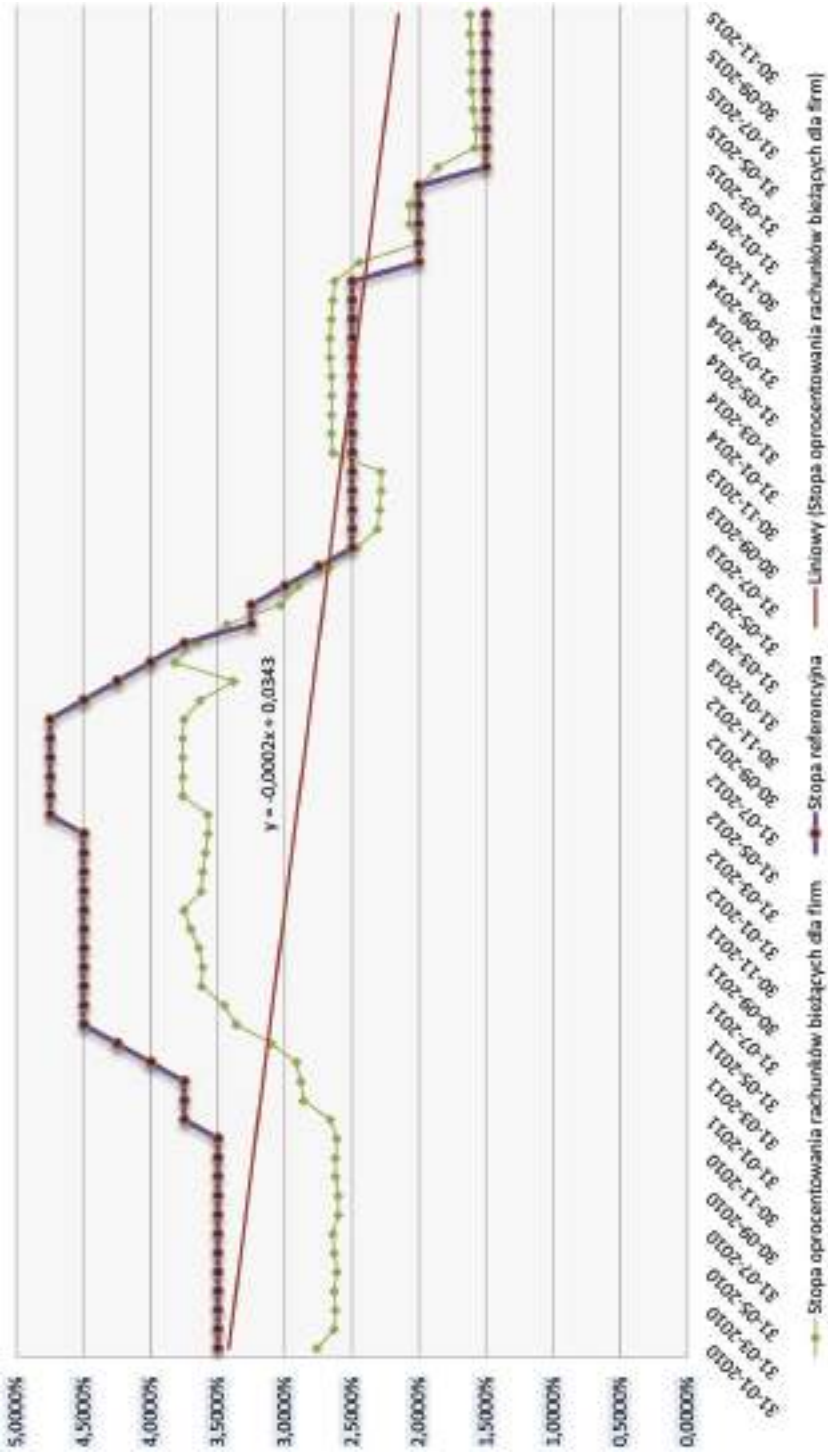
<sup>2</sup> Pozytywny efekt dźwigni finansowej obserwuje się w sytuacji, gdy wzrostowi zaangażowania kapitałów obcych towarzyszy wzrost rentowności kapitału własnego, przy zachowaniu zasady niższej stopy oprocentowania kapitału obcego od stopy rentowności kapitału łącznego.

Na podstawie przedstawionych wniosków można stwierdzić, że analizując ryzyko stopy procentowej istotną kwestię odgrywa struktura posiadanych przez podmiot pozycji wrażliwych na omawiany rodzaj ryzyka, ponieważ dzięki niej można właściwie określić podstawowe czynniki wpływające na skalę tego zjawiska. W następstwie wyodrębnionych sektorów ryzyka stopy procentowej przedstawiono na rycinie 5 przyjęte punkty odniesienia dla dwóch analizowanych podmiotów, które stanowią podstawę do dalszych badań zmierzających do ustalenia wpływu ryzyka stopy procentowej na kształtowanie się wartości pozycji wrażliwych na ryzyko stopy procentowej oraz pozycji wynikowych.



Rycina 5. Dominujące czynniki ryzyka stopy procentowej w badanych podmiotach

Zgodnie z tym, co zaznaczono wcześniej, charakter ryzyka stopy procentowej jest ściśle uzależniony od wahań podstawowych stóp procentowych NBP. Oszacowana korelacja na poziomie 93% zachodząca pomiędzy stopą oprocentowania rachunku bieżącego jednej z jednostek Lasów Państwowych a stopą referencyjną NBP, zdaje się potwierdzać tę tezę. Badania przeprowadzono na podstawie danych odnotowywanych w latach 2010–2015. Warto również dodać, że w badanym okresie obserwowano znaczny spadek stopy referencyjnej z poziomu maksimum 4,75% do minimum wynoszącego 1,5%. Konsekwencją tych zmian jest stojące w zgodzie z korelacją jednoczesne obniżenie stopy oprocentowania rachunków bieżących z poziomu maksimum 3,81% odnotowanym w styczniu 2013 do poziomu minimum 1,57%, zaobserwowanym w maju 2015 roku. Za interesujące można uznać wartości odchylenia standardowego obu stóp procentowych, które wyniosły odpowiednio dla stopy oprocentowania rachunków oraz stopy referencyjnej 2,7844% i 3,2289%. Sytuacja omówiona powyżej jest charakterystyczna w momencie łagodzenia polityki pieniężnej NBP przez Radę Polityki Pieniężnej celem pobudzenia gospodarki krajowej i osiągnięcia prognozowanego progu inflacji.



Rycina 6. Wartości stopy oprocentowania rachunków bieżących oraz stopy referencyjnej NBP w latach 2010–2015



Jak wynika z danych zaprezentowanych na wykresie, stopy procentowe znajdują się w trendzie spadkowym, co oznacza spadek oprocentowania rachunków oraz niższy koszt pozyskania kapitałów obcych. W omawianym przypadku można kwotowo wyrazić spadek oprocentowania rachunku bieżącego nadleśnictwa przy uwzględnieniu okresów najwyższej i najniższej stopy oprocentowania. W sytuacji, gdy oprocentowanie znajdowało się na najwyższym poziomie, z 1 mln zł przetrzymanego na rachunku przez okres 1 miesiąca można było uzyskać 3182,50 zł odsetek, natomiast w okresie najmniej korzystnym z tej samej kwoty zamrożonej na rachunku bankowym, jednostka gospodarcza otrzymałaby 1310,83 zł, co stanowi spadek o około 59%. Różnica pomiędzy wskazanymi kwotami, wynosząca 1871,67 zł, stanowi negatywny rezultat realizacji ryzyka stopy procentowej. Pozytywny efekt oddziaływania ryzyka stopy procentowej odniosłoby nadleśnictwo, gdyby jego środki finansowe znajdowały się w chwili spadkowego trendu stóp procentowych na rachunkach bieżących o stałym oprocentowaniu. Niestety, powyższą sytuację można rozpatrywać jedynie w aspekcie teoretycznym, natomiast w praktyce nie sposób spotkać rachunku bieżącego charakteryzującego się stałą stopą procentową. Rezultaty relacji zachodzących pomiędzy fluktuacją stóp procentowych oraz sposobem oprocentowania instrumentów finansowych zaprezentowano poniżej.

Tabela 3. Narażenie na ryzyko stopy procentowej kredytodawcy i kredytobiorcy przy zmiennym oraz stałym sposobie oprocentowania instrumentów finansowych

Stopa procentowa	Zmiana rynkowej stopy procentowej	Kredytodawca	Kredytobiorca
Rzeczywista ekspozycja podmiotu na ryzyko stopy procentowej			
Zmienna stopa procentowa	Wzrost	Zysk	Strata
	Spadek	Strata	Zysk
Stała stopa procentowa	Wzrost	Strata	Zysk
	Spadek	Zysk	Strata

Źródło: Opracowanie własne

Do oceny ryzyka stopy procentowej posłużono się analizą warunków skrajnych, która pozwala antycypować przyszłe wartości dochodu odsetkowego przy założeniu ekstremalnego spadku stóp procentowych. Dla testu warunków skrajnych przyjęto założenie liniowego spadku stóp procentowych o 50 punktów bazowych<sup>3</sup> w sześciu rozważanych momentach czasowych, a także oszacowaną korelację między stopą oprocentowania rachunku a stopą referencyjną.

<sup>3</sup> Punkt bazowy wynosi 0,01 punktu procentowego i jest najczęściej stosowaną miarą wyrażającą odchylenie rynkowych stóp procentowych

Tabela 4. Wyniki analizy warunków skrajnych

ANALIZA WARUNKÓW SKRAJNYCH							
Lp.	Stopa referencyjna	Zmiana oprocentowania	Oprocentowanie rachunku (korelacja 93% ze stopą referencyjną)	Odsetki naliczone w okresie	Strata bez kapitalizacji	Odsetki naliczone z uwzględnieniem kapitalizacji	Strata z kapitalizacją
1	4,75%	0,00%	3,8190%	3 182,50 zł		3 182,50 zł	
2	4,25%	-0,50%	3,3539%	2 794,93 zł	-387,57 zł	2 803,82 zł	-378,68 zł
3	3,75%	-0,50%	2,8888%	2 407,36 zł	-775,14 zł	2 421,77 zł	-760,73 zł
4	3,25%	-0,50%	2,4237%	2 019,79 zł	-1 162,71 zł	2 036,77 zł	-1 145,73 zł
5	2,75%	-0,50%	1,9587%	1 632,22 zł	-1 550,28 zł	1 649,27 zł	-1 533,23 zł
6	2,25%	-0,50%	1,4936%	1 244,65 zł	-1 937,85 zł	1 259,70 zł	-1 922,80 zł
				RAZEM	-5 813,55 zł	RAZEM	-5 741,16 zł

Analiza warunków skrajnych zaprezentowana powyżej obrazuje efekt oddziaływania ryzyka stopy procentowej w ekstremalnej sytuacji. Strata potencjalnego dochodu odsetkowego z 1 mln zł ulokowanego na rachunku bankowym bez kapitalizacji odsetek wyniosła 5 813,55 zł, co należy rozumieć jako maksymalny alternatywny koszt gwałtownego spadku stopy referencyjnej. Strata oszacowana przy uwzględnieniu kapitalizacji odsetek jest nieznacznie niższa, ponieważ dochód odsetkowy stanowi wynik mnożenia stopy oprocentowania rachunku i kapitału początkowego powiększonego o dotychczasowe dopisane do rachunku odsetki. Różnica wynikająca z różnego sposobu naliczania odsetek jest niewielka i wynosi 72,39 zł. Analizę warunków skrajnych przeprowadza się dla prognozowania najbardziej dotkliwych dla jednostek gospodarczych odchyleń stóp procentowych. Należy zauważyć, że im wyższą kwotę zdecyduje się podmiot utrzymywać na oprocentowanym rachunku bankowym tym większe są negatywne skutki realizacji ryzyka stopy procentowej. Podsumowując aspekt ryzyka stopy w obszarze środków finansowych na rachunkach bankowych Lasów Państwowych można stwierdzić, iż poddane analizie ryzyko dotyczy utraconych korzyści ekonomicznych w chwili ujemnych wahań stóp procentowych w postaci niższych niż oczekiwane dochodów odsetkowych z lokat, czy też rozważanych na tym etapie rachunków bieżących. Za godne uwagi należy wskazać, że w sytuacji, gdy na rachunkach bankowych Lasów Państwowych znajduje się ponad 2,5 mld zł, omawiany rodzaj ryzyka rynkowego nabiera innego wymiaru i istotnie wpływa na sumę dochodów uzyskiwanych z tytułu pełnienia przez Lasy Państwowe funkcji depozytariusza.

W odniesieniu do ryzyka stopy procentowej w obszarze przemysłu drzewnego zdecydowano się dokonać weryfikacji oddziaływania tego zjawiska uwzględniając

dominującą funkcję pełnioną przez spółki przemysłu drzewnego, czyli funkcję kredytobiorcy. Z tego względu wyodrębniono w każdej ze spółek zobowiązania oparte na zmiennej stopie procentowej, czego efekt został przedstawiony w tabeli 5.

Tabela 5. Zestawienie kredytów i pożyczek o zmiennej stopie procentowej dla poszczególnych spółek przemysłu drzewnego

Kredyty i pożyczki o zmiennej stopie procentowej	Wartość	WAGA	Przeszacowane wartości
GRAJEWO	108 351 000,00 zł	38,91%	42 154 221,19 zł
FORTE	96 500 000,00 zł	20,42%	19 704 467,10 zł
PAGED	184 481 000,00 zł	33,95%	62 633 348,75 zł
KPPD	41 764 000,00 zł	4,00%	1 671 230,23 zł
KOMPAP	14 900 000,00 zł	2,72%	405 712,58 zł
RAZEM	445 996 000,00 zł	100,00%	126 568 979,86 zł

Źródło: Opracowanie własne na podstawie skonsolidowanych rocznych sprawozdań finansowych za rok obrotowy kończący się 31 grudnia 2014 roku

Dla oszacowania poziomu ryzyka stopy procentowej przyjęto założenie, że zmienne stopy procentowe będą oparte na dwóch najczęściej spotykanych referencyjnych stopach oprocentowania kredytów, a mianowicie na stopie:

- WIBOR 3M
- EURIBOR 3M

Wymienione warianty stawek referencyjnych dla stopy oprocentowania kredytów i pożyczek w sektorze przemysłu drzewnego, mają na celu nie tylko kwantyfikację ryzyka stopy procentowej, ale również rozstrzygnięcie kwestii wyboru bardziej bezpiecznej stawki referencyjnej, której fluktuacje nie będą w znaczący sposób oddziaływać na koszt finansowania działalności ze źródeł zewnętrznych.

Tabela 6. Dane dotyczące stawki referencyjnej WIBOR 3M

WIBOR_3M	
Średnia arytmetyczna	3,8888%
Odchylenie standardowe	0,91%
Wariancja	0,83%
Poziom istotności	0,99
Termin wymagalności	1 rok
Wartość kredytów i pożyczek	126 568 979,86 zł
VaR dzienny	2 251 783,01 zł
VaR 10-dniowy	8 506 431,00 zł

Źródło: Opracowanie własne

Analiza ryzyka w rozpatrywanym przykładzie pozwala wskazać wartość narażoną na ryzyko przy określonych w tabeli 6 kryteriach. Dla estymacji wartości narażonej na ryzyko przyjęto poziom ufności na poziomie 99% oraz roczny termin wymagalności kredytów i pożyczek. Średnią arytmetyczną, odchylenie standardowe oraz wariancję oszacowano na podstawie danych za lata 2009–2014. Wartość narażona na ryzyko została wyznaczona w oparciu o model wartości historycznej, zaliczany do metod szacowania zagrożeń. Interpretując powyżej zaprezentowane rezultaty kalkulacji należy wskazać, że dzienna możliwa strata z tytułu zaciągniętych przez przemysł drzewny kredytów i pożyczek z prawdopodobieństwem 1% może przekroczyć poziom 2 251 783,01 zł, natomiast w horyzoncie 10-dniowym 8 506 431,00 zł. Wyznaczone z uwzględnieniem odchylenia standardowego oraz średniej arytmetycznej wartości stanowią graniczne kwoty, które mogą być konsekwencją realizacji ryzyka stopy procentowej.

Tabela 7. Dane dotyczące stawki referencyjnej EURIBOR 3M

EURIBOR_3M	
Średnia arytmetyczna	0,7397%
Odchylenie standardowe	0,5346%
Wariancja	0,2856%
Poziom istotności	0,99
Termin wymagalności	1 rok
Wartość kredytów i pożyczek	126 568 979,86 zł
VaR dzienny	636 148,17 zł
VaR 10-dniowy	4 977 500,93 zł

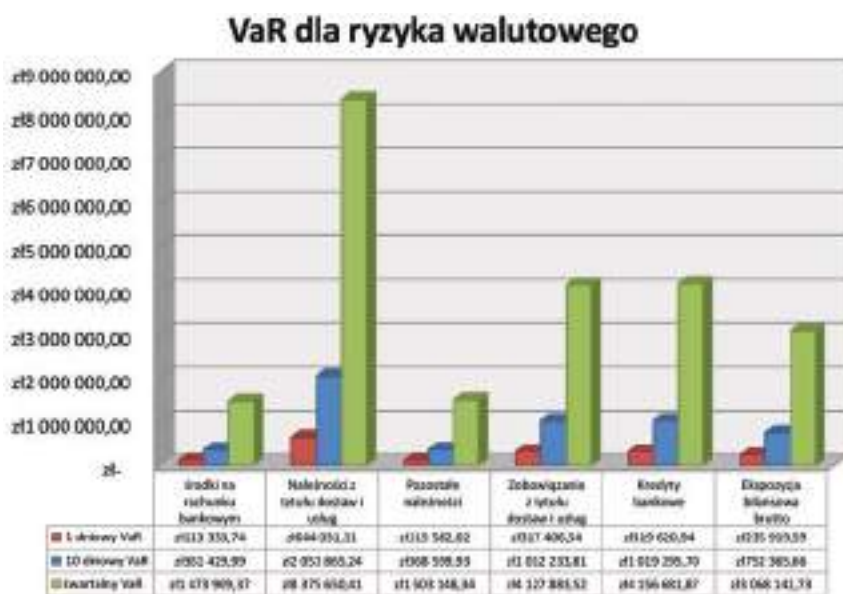
Źródło: Opracowanie własne

Kredyty i pożyczki o zmiennym oprocentowaniu ustalonym w oparciu o stawkę EURIBOR również zostały poddane badaniu przy wykorzystaniu tych samych metod jak w przykładzie powyżej. Wartość odchylenia standardowego oraz wariancji wskazuje, że stawka EURIBOR 3M charakteryzuje się niższym ryzykiem niż stawka WIBOR 3M. Podobnie jak wcześniej oszacowano wartość narażoną na ryzyko, która w okresie 1-dniowym wyniosła 636 148,17 zł, co oznacza że z prawdopodobieństwem 1% negatywne skutki ryzyka mogą przekroczyć wyznaczoną kwotę. Obserwuje się zatem mniejsze oddziaływanie ryzyka stopy procentowej na zobowiązania kredytowe o zmiennym oprocentowaniu opartym na stawce EURIBOR 3M w stosunku do pozycji opartych na stawce WIBOR 3M. Taki wniosek wynika z faktu, że wartość odchylenia standardowego rozumiana jako zmienność analizowanych stawek jest prawie o połowę niższa dla EURIBOR 3M w zestawieniu ze stawką WIBOR 3M, co jednocześnie istotnie wpływa na wartość narażoną na ryzyko i ewentualny wzrost kosztów odsetkowych powstałych na skutek wahań rynkowych stóp procentowych.

Rekapitulując dotychczasowe rozważania dotyczące ryzyka stopy procentowej należy podkreślić rolę czynników ryzyka w procesie ich identyfikacji, a następnie pomiaru. Z zaprezentowanych danych można wnioskować, że w Lasach Państwowych ryzyko stopy procentowej oddziałuje na dochód odsetkowy czerpany z lokat i rachunków bankowych, natomiast w przemyśle drzewnym narażenie na wskazane ryzyko znajduje swoje odzwierciedlenie zarówno po stronie kosztów odsetkowych jak i dochodów odsetkowych. Warto jednak dodać, że z uwagi na finansowanie bieżącej i inwestycyjnej działalności przez spółki należące do sektora przemysłu drzewnego, dominującą rolę odgrywa koszt kapitałów obcych. Analiza problemu w koncepcji kosztu odsetkowego powinna skutkować wiarygodną informacją odnośnie do wartości narażonej na ryzyko dla rozpatrywanych form finansowania działalności ze źródeł zewnętrznych.

#### RYZYKO WALUTOWE

Kolejnym komponentem ryzyka rynkowego jest ryzyko walutowe polegające na prawdopodobieństwie wystąpienia niekorzystnych wahań kursów walutowych, a tym samym powodujących aprecjację lub deprecjację jednej waluty w stosunku do drugiej. Z danych opublikowanych przez Lasy Państwowe wynika, iż w badanym okresie nie przeprowadzono transakcji walutowych, w związku z czym omawiany rodzaj ryzyka nie występuje. Odmienną sytuację obserwuje się natomiast po stronie przemysłu drzewnego, gdzie ponad połowa transakcji dokonywanych przez analizowaną grupę spółek była obciążona ryzykiem walutowym. Nie jest w tym nic dziwnego, skoro jedna z badanych spółek jedynie 18% sprzedaży realizuje w kraju i zdecydowana większość jej przychodów wyrażona jest w euro.



Rycina 7. Zróżnicowanie wartości zagrożonej dla poszczególnych pozycji walutowych

Tabela 8. Zestawienie pozycji bilansowych wyrażonych w EUR

Pozycja bilansowa	Ekspozycja	Wartość oczekiwana	Odchylenie standardowe (%)	10 dniowy VaR	1 dniowy VaR	kwartalny VaR
Środki na rachunku bankowym	7 316 875,87 zł	0,001005%	0,6715%	361 429,99 zł	113 333,74 zł	1 473 909,37 zł
Należności z tytułu dostaw i usług	41 578 943,42 zł	0,001005%	0,6715%	2 053 865,24 zł	644 031,31 zł	8 375 650,41 zł
Pozostałe należności	7 462 025,85 zł	0,001005%	0,6715%	368 599,93 zł	115 582,02 zł	1 503 148,34 zł
Zobowiązania z tytułu dostaw i usług	-20 491 905,35 zł	0,001005%	0,6715%	1 012 233,81 zł	317 406,54 zł	4 127 883,52 zł
Kredyty bankowe	-20 634 867,94 zł	0,001005%	0,6715%	1 019 295,70 zł	319 620,94 zł	4 156 681,87 zł
Ekspozycja bilansowa brutto	15 231 071,84 zł	0,001005%	0,6715%	752 365,66 zł	235 919,59 zł	3 068 142,73 zł

Źródło: Opracowanie własne

Kalkulację ryzyka walutowego rozpoczęto od wyodrębnienia pozycji walutowych oraz określenia ich wartości. W oparciu o dane zawarte w skonsolidowanych sprawozdaniach finansowych oraz zamieszczone objaśnienia w formie not do sprawozdań, w kwantyfikacji zagrożenia walutowego zdecydowano się jako dominującą walutę wskazać euro. Po raz kolejny posłużono się modelem wartości zagrożonej w podejściu historycznym oraz przypisano 3 horyzonty czasowe: 1-dniowy, 10-dniowy, a także kwartalny. Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że największym czynnikiem ryzyka walutowego w spółkach sektora drzewnego są należności z tytułu dostaw i usług wyrażone w euro. Powyższa teza wynika z wartości wskazanych należności w ogólnej sumie pozycji walutowych. Zaobserwowano również, że wraz ze wzrostem pozycji walutowej, a także wydłużeniem horyzontu czasowego, wartość narażona na ryzyko rośnie. Warto również dodać, że pozycje aktywne reagują na wahania kursów zgodnie z kierunkiem ich zmian tzn. gdy kurs rośnie, wartość aktywów się zwiększa. Przeciwny kierunek zmian odnotowuje się w przypadku pozycji pasywnych, których wzrostowi wartości towarzyszy spadek kursu walutowego. Istotną rolę w analizie odgrywa kształtowanie się wartości narażonej na ryzyko dla ekspozycji bilansowej brutto, za którą przyjęto ogół pozycji walutowych narażonych na ryzyko walutowe. W omawianym przykładzie ekspozycja bilansowa brutto dla VaR 1-dniowego wyniosła 235 919,59 zł, co oznacza, że istnieje 99% prawdopodobieństwo, że wartość pozycji walutowych nie spadnie poniżej tej kwoty w ciągu jednego dnia. Diennej estymacji wartości zagrożonej dokonuje się jednak dla aktywów najbardziej płynnych, jakimi są środki finansowe zgromadzone na rachunkach walutowych, co zostało zilustrowane na rycinie 8.



Rycina 8. Dienne wartości zagrożone ryzykiem walutowym dla środków finansowych

W badaniach nad wpływem ryzyka walutowego na wartość poszczególnych pozycji walutowych posłużono się analizą wrażliwości. Otrzymane wyniki pozwalają kwotowo wyrazić spadek lub wzrost wartości wskazanych wyżej pozycji w wyniku fluktuacji kursu euro oraz procentową zmianę wyniku netto spowodowaną odchyleniami od początkowego kursu waluty. Dla zbadania wrażliwości przyjęto 5% wzrost oraz 5% spadek kursu euro. Rezultatem

Tabela 9. Analiza wrażliwości na fluktuację kursu walutowego dla wyodrębnionych pozycji walutowych

Pozycje bilansowe	Ekspozycja w PLN	Ekspozycja w EUR	5%	-5%	uwzględniając odchylenie standardowe i średnią arytmetyczną	uwzględniając odchylenie standardowe i średnią arytmetyczną
Środki na rachunku bankowym	7 316 875,87 zł	€ 1 716 649,67	365 843,79 zł	-365 843,79 zł	49 267,85 zł	-49 267,85 zł
Należności z tytułu dostaw i usług	41 578 943,42 zł	€ 9 755 048,55	2 078 947,17 zł	-2 078 947,17 zł	279 969,89 zł	-279 969,89 zł
Pozostałe należności	7 462 025,85 zł	€ 1 750 704,04	373 101,29 zł	-373 101,29 zł	50 245,21 zł	-50 245,21 zł
Zobowiązania z tytułu dostaw i usług	-20 491 905,35 zł	-€ 4 807 710,71	-1 024 595,27 zł	1 024 595,27 zł	-137 981,30 zł	137 981,30 zł
Kredyty bankowe	-20 634 867,94 zł	-€ 4 841 251,89	-1 031 743,40 zł	1 031 743,40 zł	-138 943,93 zł	138 943,93 zł
Ekspozycja bilansowa brutto	15 231 071,84 zł	€ 3 573 439,66	761 553,59 zł	-761 553,59 zł	102 557,72 zł	-102 557,72 zł
	Wpływ na wynik finansowy netto		1,3663%	-1,3663%	0,1840%	-0,1840%
	Wynik finansowy netto przed przeszacowaniem bez PAGED SA		55 737 944,80 zł			

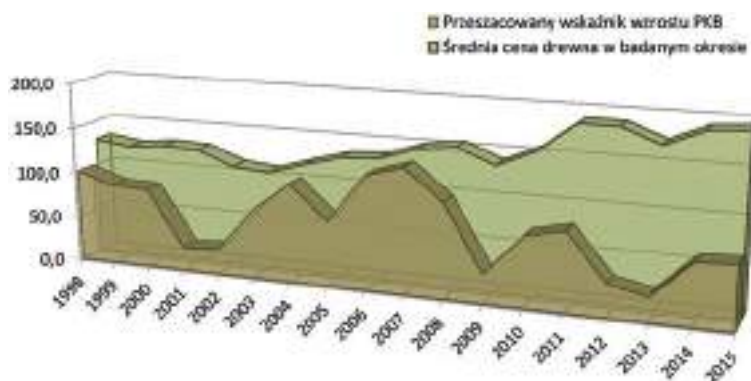


obliczeń było uzyskanie informacji odnośnie do procentowej zmiany wyniku netto podmiotu, a więc 5% wzrost kursu walutowego będzie skutkował 1,3663% przyrostem zysku netto, a zmiana w przeciwnym kierunku, czyli spadek o 5% będzie równoznaczny z obniżeniem wyniku finansowego o 1,3663%. Wyjściowy wynik finansowy ustalono na podstawie rachunków zysków i strat poszczególnych spółek przemysłu drzewnego z wyłączeniem spółki Paged SA, w której sprawozdaniu finansowym nie podano informacji o wartościach pozycji wyrażonych w walutach innych niż krajowa.

#### RYZIKO CEN TOWARÓW I SUROWCÓW

Ryzyko cen towarów jest powszechnie występującym rodzajem ryzyka rynkowego w niemalże wszystkich podmiotach gospodarczych, które uczestniczą w procesach rynkowych. Istota ryzyka cen towarów skupia się na niekorzystnych zmianach cen towarów oraz surowców powodujących u producentów spadek przychodów ze sprzedaży, a po stronie odbiorców wzrost kosztów zakupu materiałów, półfabrykatów, a także surowców niezbędnych do rozpoczęcia lub kontynuacji cyklu produkcyjnego. W rozważaniach na temat ryzyka cen towarów nie sposób pominąć kwestii czynników, które wpływają na poziom omawianego zjawiska. Źródłem tego ryzyka należy się dopatrywać m.in. w: kondycji gospodarki krajowej, cyklu koniunkturalnym, podmiotach konkurencyjnych, technologii wytwarzania. W Lasach Państwowych prawie 89% przychodów stanowią przychody ze sprzedaży drewna, co świadczy o tym, że najważniejszym czynnikiem w analizie ryzyka cen towarów będzie cena surowca drzewnego. Na podstawie danych z Głównego Urzędu Statystycznego dotyczących średniej ceny 1m<sup>3</sup> drewna można wnioskować, jaki wpływ miała cena na wynik finansowy Lasów Państwowych. Ponadto w niniejszym opracowaniu ustalono jakie zależności zachodzą pomiędzy wynikiem finansowym Lasów Państwowych, a średnią ceną 1m<sup>3</sup> drewna oraz wskaźnikiem wzrostu PKB. Badania wykazały, że zależność liniowa między średnią ceną drewna a wynikiem finansowym wynosi 0,80, co w praktyce oznacza, że każdemu wzrostowi średniej ceny sprzedaży drewna towarzyszy przyrost wyniku finansowego Lasów Państwowych. Następnie określono zależność pomiędzy wskaźnikiem wzrostu PKB i wynikiem finansowym LP. Obliczenia wskazały przeciętną dodatnią zależność określoną na poziomie 0,27. Najbardziej zaskakujący rezultat otrzymano w wyniku oceny korelacji pomiędzy wskaźnikiem wzrostu PKB a uzyskaną przez Lasy Państwowe średnią ceną 1m<sup>3</sup> drewna, ponieważ w analizowanej relacji zachodzi ujemna zależność liniowa, co w praktyce oznacza, że w przypadku spadku wzrostu PKB średnia cena surowca drzewnego powinna nieznacznie wzrosnąć. Dla przemysłu drzewnego taka sytuacja nie jest korzystna, gdyż w okresie obniżającej się koniunktury gospodarczej średni koszt zakupu surowca drzewnego może wzrosnąć, co stanowi dodatkowe zagrożenie dla podmiotów prosperujących we wskazanym sektorze gospodarki krajowej. Należy

zaznaczyć, że zależności zostały zbadane w oparciu o dane za lata 1998–2015. Relację pomiędzy wskaźnikiem wzrostu PKB i średnią ceną surowca drzewnego przedstawiono na rycinie 9. Dla wyraźniejszego zilustrowania problemu wartości wskaźników wzrostów, zostały celowo zwiększone przy zachowaniu proporcji jaka zachodziła przed ich dostosowaniem.



Rycina 9. Ujemna zależność liniowa pomiędzy wskaźnikiem wzrostu PKB a średnią ceną sprzedaży drewna uzyskaną przez nadleśnictwa za pierwsze trzy kwartały każdego z badanych okresów

Na podstawie oszacowanych zależności opracowano symulację kształtowania się wyniku finansowego oraz średniej ceny drewna. Model prognostyczny wyznaczono za pomocą statystycznych danych dotyczących wahań wskaźnika wzrostu PKB w latach 1998–2015. Umożliwiło to losowe generowanie wskaźnika wzrostu, a następnie obserwację zmian wartości wymienionych wcześniej wyników. Odnotowano, że przy spadku wskaźnika o 0,78 w trzecim okresie obserwacji wynik finansowy wzrośnie o niecałe 10 mln, natomiast średnia cena drewna ustali się na poziomie 190,68 zł. Z góry należy zaznaczyć, że zaproponowana symulacja jest próbą liczbowego wyrażenia oszacowanych zależności pomiędzy zmiennymi i nie ma żadnych podstaw, aby implementować ją w praktyce gospodarczej, gdyż zawiera zbyt mało czynników, które decydują o wyniku finansowym netto, jak też o średniej cenie drewna w danym roku. Powyższe nie oznacza jednak, że istnieje doskonały model prognostyczny, dzięki któremu można wyznaczać antycypowane wartości zmiennych charakteryzujących gospodarkę finansową Lasów Państwowych.

Tabela 10. Symulacja prognostyczna dla średniej ceny drewna, a także wyniku finansowego z uwzględnieniem korelacji liniowej Pearsona oraz losowej zmiany wskaźnika wzrostu PKB

ROK	Średnia cena drewna	Wynik finansowy	PKB
1	188,85 zł	452 500 000,00 zł	3,35
2	185,78 zł	446 596 877,57 zł	3,78
3	190,68 zł	456 048 278,26 zł	3,00
4	182,48 zł	440 309 704,23 zł	4,01
5	184,97 zł	445 124 798,81 zł	3,58
6	187,70 zł	450 400 308,60 zł	3,16
7	185,70 zł	446 546 470,97 zł	3,43
8	189,49 zł	453 861 714,43 zł	2,88
9	182,83 zł	441 068 513,59 zł	3,67
10	187,42 zł	449 961 635,63 zł	2,95

Źródło: Opracowanie własne

#### RYZYKO CEN AKCJI

Ryzyko cen akcji dotyczy przede wszystkim działalności podmiotów należących do sektora przemysłu drzewnego, ponieważ zaangażowanie kapitału Lasów Państwowych w podmiotach gospodarczych będących uczestnikami rynku kapitałowego<sup>4</sup> wyniosło na dzień 31.12.2014 r. nieco ponad 0,44% kapitału własnego LP. Ponadto w opublikowanych przez Lasy Państwowe sprawozdaniach finansowo-gospodarczych nie została rozwinięta kwestia w jakich konkretnie podmiotach Lasy Państwowe posiadają udziały, do czego uprawnia je zapis art. 42 ustawy z dnia 28 września 1991 r. o lasach. Powracając do głównego tematu rozważań należy podkreślić, że omawiany rodzaj ryzyka wiąże się z prawdopodobieństwem niekorzystnych zmian kursów akcji mających wpływ na wartość aktywów finansowych podlegających obrotowi giełdowemu. W konsekwencji efekty niekorzystnych zmian kursów akcji zauważalne są w przepływach z działalności finansowej przedsiębiorstwa.

Ze względu na wskazane wcześniej zaangażowanie kapitałowe dwóch badanych grup podmiotów, analiza ryzyka akcji będzie obejmować portfel składający

<sup>4</sup> Zgodnie z ustawą o nadzorze nad rynkiem kapitałowym przez pojęcie rynku kapitałowego należy rozumieć następujące rodzaje rynków: rynek papierów wartościowych i innych instrumentów finansowych, rynek usług świadczonych przez podmioty zbiorowego inwestowania, a także rynek towarów giełdowych.

się z papierów wartościowych podmiotów należących do sektora przemysłu drzewnego. Dla wiarygodnego oszacowania wartości narażonej na ryzyko zastosowano opisaną we wcześniejszym etapie opracowania metodę macierzy wariancji – kowariancji. Ze względu na aspekt porównywalności danych, a także mniejszy stopień trudności szacowania VaR, przy użyciu tej metody zdecydowano się zaprezentować praktyczne zastosowanie omawianego modelu dla portfela składającego się z akcji trzech spółek notowanych na Giełdzie Papierów Wartościowych w Warszawie. Poniżej zaprezentowana została szczegółowo struktura rozpatrywanego portfela instrumentów finansowych.

Tabela 11. Struktura portfela akcji dla przyjętego modelu oceny ryzyka

Wartość portfela	5 000 000,00 zł		
Poziom bezpieczeństwa	99%		
Nazwa spółki	Udział w portfelu (%)	Udział w portfelu (zł)	Odchylenie standardowe
Fabryki Mebli FORTE SA	37,50%	1 875 000,00 zł	2,74%
KOSZALIŃSKIE PRZEDSIĘBIORSTWO PRZEMYSŁU DRZEWNEGO SA	12,50%	625 000,00 zł	3,86%
PAGED SA	50,00%	2 500 000,00 zł	3,53%

Źródło: Opracowanie własne

Pierwszą czynnością przeprowadzaną dla otrzymania VaR metodą macierzy kowariancji jest stworzenie na podstawie wcześniej obliczonych wartości odchylenia standardowego dla poszczególnych spółek giełdowych macierzy odchylenia standardowego oznaczanej w literaturze literą V (Butler 2001). Wartości odchylenia standardowych należy umieścić po przekątnej opracowywanej macierzy, a pozostałe miejsca mają być zerami. Poniżej zaprezentowana została macierz odchylenia standardowego dla przyjętych do analizy stóp zwrotu z akcji wskazanych w tabeli 11 spółek notowanych na GPW.

Tabela 12. Macierz odchylenia standardowego

<b>0,0274</b>	0,0000	0,0000
0,0000	<b>0,0386</b>	0,0000
0,0000	0,0000	<b>0,0353</b>

Następnym krokiem jest wyznaczenie współczynników korelacji, które charakteryzują zmiany stóp zwrotu dla akcji spółek wchodzących w skład badanego

portfela inwestycyjnego. W tym celu najlepiej posłużyć się notowaniami historycznymi akcji spółek dostępnymi na wielu serwisach finansowych. Warto jednak zwrócić uwagę, że współczynnik korelacji liniowej Pearsona wymaga zastosowania takiej samej liczby obserwacji dla każdej z szacowanych wartości stóp zwrotu. Załącznik nr 1 do niniejszej pracy trafnie oddaje istotę agregacji danych liczbowych oraz przedstawia zakres danych liczbowych, jakie powinny zostać przetworzone i w jaki sposób powinny zostać uszeregowane. Dla badanego portfela korelacje pomiędzy stopami zwrotu z akcji spółek go tworzących kształtują się następująco:

- FORTE do KPPD = 0,111000350
- FORTE do PAGED = 0,127058913
- PAGED do KPPD = 0,108168271

Znając wartości współczynników korelacji można zbudować, jak w przypadku odchylenia standardowego, macierz współczynników korelacji.

Tabela 13. Macierz współczynników korelacji

Macierz korelacji	FORTE	PAGED	KPPD
FORTE	1	0,127058913	0,111000350
PAGED	0,127058913	1	0,108168271
KPPD	0,111000350	0,108168271	1

Dalsza faza obliczeń opera się na przemnożeniu macierzy odchylenia standardowego przez macierz współczynników korelacji w celu otrzymania macierzy kowariancji.

Tabela 14. Macierz kowariancji dla wskazanych parametrów

0,0274	0,0035	0,0030
0,0049	0,0386	0,0042
0,0039	0,0038	0,0353

Następną czynnością przybliżającą do oszacowania VaR jest powtórne wykorzystanie macierzy odchylenia standardowego i przemnożenie przez nią macierzy kowariancji tak, aby otrzymać zaprezentowaną w tabeli 15 macierz wariancji – kowariancji.

Tabela 15. Macierz wariancji-kowariancji

0,0007508	0,0001344	0,0001074
0,0001344	0,0014900	0,0001474
0,0001074	0,0001474	0,0012461

Etapem poprzedzającym podanie wartości narażonej na ryzyko dla analizowanego portfela inwestycyjnego, jest dwukrotne pomnożenie macierzy wag akcji konkretnych spółek przez macierz wariancji oraz otrzymanej w wyniku tego działania macierzy oraz pomnożenie jej przez transponowaną macierz wag. W ten sposób wynik będzie reprezentował wartość wariancji dla całego portfela.

Tabela 16. Etapy szacowania wartości narażonej na ryzyko w modelu macierzy wariancji – kowariancji

1.

0,0007508	0,0001344	0,0001074
0,0001344	0,0014900	0,0001474
0,0001074	0,0001474	0,0012461

X

37,50%	12,50%	50,00%
--------	--------	--------

=

0,000352014	0,000310332	0,00068173
-------------	-------------	------------

2.

0,000352014	0,000310332	0,00068173
-------------	-------------	------------

X

37,50%
12,50%
50,00%

= 0,000132005

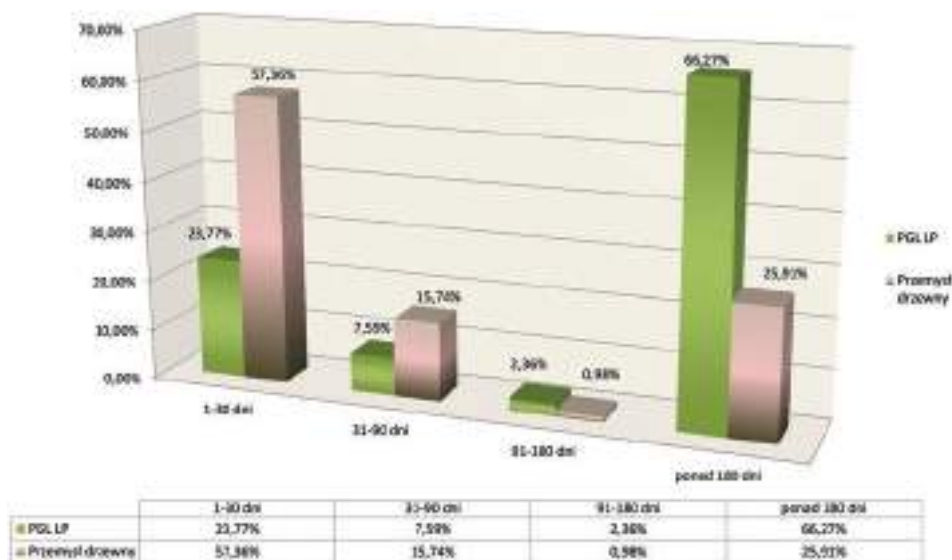
Zakończeniem całego cyklu rachunków jest obliczenie za pomocą pierwiastkowania wartości wariancji portfela odchylenia standardowego, a następnie pomnożenie tej wartości przez wartość rozkładu normalnego (odczytaną z tablic statystycznych) wynikającą z przyjętego wcześniej poziomu bezpieczeństwa (99%). W celu kwotowego wyrażenia VaR należy pomnożyć otrzymany wcześniej wynik przez zainwestowany kapitał.

Otrzymana za pomocą metody macierzy wariancji – kowariancji wartość narażona na ryzyko została określona na poziomie 133 641,11 zł przy odchyleniu standardowym stóp zwrotu dla całego portfela wynoszącym 1,15%. W praktyce taka sytuacja oznacza, że z 99% prawdopodobieństwem maksymalna dzienna strata z analizowanego portfela inwestycyjnego złożonego z akcji trzech różnych

spółek giełdowych nie przekroczy 134 tys. zł. Oszacowana kwota potencjalnej straty w porównaniu do zainwestowanego kapitału wydaje się być bezpieczna, tym bardziej biorąc pod uwagę, że odchylenie standardowe w badanym okresie pozostawało na stosunkowo wysokim poziomie.

## RYZYKO KREDYTOWE

Ryzyko kredytowe dotyczy sfery działalności podmiotów, która wykazuje bezpośrednią zależność pomiędzy sprzedającym i kupującym w relacjach handlowych, a które z pewnych powodów uległy pogorszeniu. W takiej sytuacji po stronie sprzedawcy powstaje wierzytelność, natomiast nabywca zobligowany jest do zapłaty długu. Ryzyko kredytowe określa niebezpieczeństwo niespłacenia przez partnera transakcji w całości lub w części wymagalnego świadczenia na rzecz wierzyciela w określonym terminie. Badanie zdolności do spłaty zobowiązania powinno brać pod uwagę całkowite dochody partnera handlowego netto pomniejszone o całkowite koszty działalności wraz z łącznymi zobowiązaniami pozostałymi do zapłaty. Dla celów niniejszego opracowania zdecydowano się przedstawić procentowy udział należności przeterminowanych z podziałem na przyjęte szeregi czasowe. Przy ustalaniu szeregów czasowych kierowano się najczęściej spotykanym podziałem czasowym należności przeterminowanych stanowiącym podstawę dokonywania odpisów aktualizujących należności w jednostce gospodarczej, na której ciąży obowiązek stosowania ustawy z dnia 29 września 1994 r. o rachunkowości.



Rycina 10. Struktura należności przeterminowanych w Lasach Państwowych i przemyśle drzewnym

Z zaprezentowanych na rycinie 10 danych wynika, że w Lasach Państwowych najwyższy udział należności przeterminowanych mieści się w przedziale czasowym powyżej 180 dni. Z kolei struktura należności przeterminowanych charakteryzujących przemysł drzewny wykazuje, że w okresie od 1–30 dni należności te mają największy udział w sumie należności przeterminowanych. Powyższa analiza świadczyć może o tym, że spółki przemysłu drzewnego skuteczniej gospodarują należnościami. Takie stwierdzenie byłoby w pełni zasadne, gdyby nie fakt, iż duża część należności przeterminowanych – powyżej 180 dni w Lasach Państwowych, jest rezultatem bankructwa odbiorców w poprzedniej dekadzie. W celu dopełnienia analizy ryzyka kredytowego posłużono się również wskaźnikiem udziału należności przeterminowanych w należnościach ogółem. Z uzyskanych rezultatów wynika, że powyższy wskaźnik wyniósł dla badanych spółek przemysłu drzewnego 31,27%, natomiast dla Lasów Państwowych ukształtował się na poziomie 34,54%. Gdyby przyjąć założenie, że wartości tego wskaźnika będą stanowić przeciętną częstość niedotrzymania warunków transakcji handlowej, należałoby obliczyć prawdopodobieństwo niedotrzymania warunków w rocznym horyzoncie czasowym, które dla Lasów Państwowych wyniosłoby 0,29, a dla przemysłu drzewnego 0,27. Przyjęty powyżej model zredukowanego ryzyka kredytowego i ustalony na podstawie wskaźnika udziału należności przeterminowanych w należnościach ogółem, parametr intensywności, należy rozpatrywać tylko w kontekście teoretycznych przykładów metod oceny omawianego ryzyka. W rzeczywistości, aby obliczyć parametr intensywności, dający informacje odnośnie do niedotrzymania warunków zawartych transakcji, należy zestawiać ze sobą wszystkie transakcje dokonane w określonym czasie oraz wyodrębnić z nich te, w których nastąpiła terminowa realizacja płatności i te, których realizacja płatności była przeterminowana lub wcale jej nie odnotowano. Warto dodać, że spółki przemysłu drzewnego mogą transferować część ryzyka kredytowego, stosując kredytowe instrumenty pochodne typu forward oraz swap, natomiast w Lasach Państwowych transfer opisywanego zjawiska odbywa się poprzez otrzymanie gwarancji bankowych oraz przedpłat na zakup drewna na sprzedaż związaną z surowcem drzewnym. Sprzedaż niezwiązana z podstawową działalnością LP wciąż nie jest objęta żadną możliwością przeniesienia ryzyka na inne podmioty. Konstatując powyższe można zauważyć, że w badanych dwóch grupach podmiotów problem ryzyka kredytowego odgrywa istotną rolę, a czasochłonność dochodzenia należności na drodze egzekucji sądowej zaburza sprawne funkcjonowanie jednostek gospodarczych, obciążając pozostałe koszty operacyjne, co w konsekwencji oddziałuje na wypracowany wynik finansowy.

## RYZYKO PŁYNNOŚCI

Ryzyko płynności stanowi zagrożenie, że podmiot gospodarczy straci zdolność do regulowania bieżących zobowiązań, co w konsekwencji może przyczynić się do jego bankructwa. W obu badanych przypadkach zauważono ekspozycję



podmiotów na ryzyko płynności, jednak ze względu na brak dostępnych informacji odnośnie do źródeł generujących to zjawisko w Lasach Państwowych oraz spółkach zaliczanych do przemysłu drzewnego stwierdzono koniczność oparcia analiz na danych księgowych zamieszczonych w sprawozdaniach finansowych. W tym celu wykorzystano wskaźniki analizy finansowej, a w szczególności płynności finansowej, które w pewien sposób odzwierciedlają stopień narażenia rozpatrywanych jednostek na możliwość wystąpienia niewypłacalności. W kontekście wcześniejszych rozważań należy wskazać znaczącą rolę ryzyka kredytowego, które przyczynia się do wzrostu ryzyka płynności i może powodować tzw. zatory płatnicze. Poniżej zaprezentowano zestawienie poszczególnych statycznych wskaźników finansowych dla analizowanych podmiotów.

Tabela 17. Statyczne wskaźniki finansowe

Statyczne wskaźniki płynności finansowej	LASY PAŃSTWOWE	PRZEMYSŁ DRZEWNY
Wskaźnik bieżącej płynności finansowej	2,88	1,57
Wskaźnik płynności szybkiej	2,66	0,95
Wskaźnik środków pieniężnych 1	2,49	0,40
Wskaźnik środków pieniężnych 2	2,33	0,14

Źródło: Opracowanie własne na podstawie sprawozdań finansowych na dzień 31.12.2014 r.

Pierwszy z obliczonych wskaźników stanowi iloraz aktywów obrotowych do zobowiązań bieżących. Oszacowane wartości tego wskaźnika pozwalają stwierdzić, że w obu przypadkach nie przekracza on dolnej granicy normy wyznaczonej na poziomie 1,5. Jednakże z punktu widzenia możliwości upłynnienia środków, Lasy Państwowe posiadają o wiele korzystniejsze warunki do zagwarantowania płynności finansowej, ponieważ prawie 80% aktywów obrotowych stanowi ich najpłynniejsza forma, czyli środki na rachunkach bankowych. Wymaga jednak zaznaczenia, że w sumie wskazanych środków zostały wygosparowane te, które mają służyć zabezpieczeniu funkcjonowania funduszu leśnego. Na dzień 31 grudnia 2014 roku stan środków funduszu leśnego wyniósł 822 mln zł. Kolejny ze wskaźników, nazywany wskaźnikiem płynności szybkiej, jest nieco bardziej złożony, gdyż wyłącza z aktywów obrotowych zapasy, a także krótkoterminowe rozliczenia międzyokresowe. Wartość tego wskaźnika dla Lasów Państwowych znacznie przekracza górną granicę 1,2, co potwierdza stan zamrożenia środków na rachunkach bankowych. Z kolei wartość omawianego wskaźnika dla przemysłu drzewnego nieznacznie odbiega od przyjętej normy 1,0. Wskaźniki środków pieniężnych stanowiące relację najbardziej płynnych środków obrotowych, czyli krótkoterminowych aktywów finansowych do zobowiązań bieżących, w obu badanych grupach są wystarczające, aby stwierdzić, że nie ma zagrożenia, że środki mające służyć do spłaty zobowiązań są „unieruchomione” w należnościach.

Tabela 18. Uzupelniające wskaźniki analizy finansowej

Uzupelniające wskaźniki analityczne	LASY PAŃSTWOWE	PRZEMYSŁ DRZEWNY
Wskaźnik okresu spływu należności	9,45	42,98
Wskaźnik okresu spłat zobowiązań	15,39	47,03
Wskaźnik pokrycia aktywów trwałych kapitałem własnym	1,13	0,88
Wskaźnik ogólnego zadłużenia	0,12	0,42

Źródło: Opracowanie własne na podstawie sprawozdań finansowych na dzień 31.12.2014 r.

Dane zamieszczone w tabeli 18 jednoznacznie wskazują, że mniejsze ryzyko płynności towarzyszy działalności prowadzonej przez Lasy Państwowe. Zaobserwowane różnice pomiędzy wskaźnikami są stosunkowo wysokie i stawiają w niekorzystnym świetle sytuację finansową spółek przemysłu drzewnego, aczkolwiek należy pamiętać, że ich działalność korzysta z efektu dźwigni finansowej. Interpretując wyniki analizy uzupełniającej warto zauważyć, że podmioty prosperujące w sektorze przemysłu drzewnego regulują zobowiązania średnio w ciągu 47 dni, a czas oczekiwania na uregulowanie należności wynosi średnio 43 dni, co oznacza, że korzystają z kredytu handlowego, transakcyjnego. Na uwagę zasługuje również fakt, że Lasy Państwowe w całości finansują aktywa trwałe kapitałem własnym w przeciwieństwie do przemysłu drzewnego, w którym 88% aktywów trwałych jest finansowane kapitałem własnym. Wymaga sprostowania, iż obliczone wskaźniki okresu spływu należności oraz spłat zobowiązań nie uwzględniają średniego rocznego stanu należności i zobowiązań, oparte zostały na wartościach księgowych wykazywanych w bilansie na koniec roku obrotowego. Reasumując dotychczas przeprowadzone kalkulacje, należy stwierdzić, że w obszarze działalności podmiotów sektora przemysłu drzewnego istnieje o wiele wyższe prawdopodobieństwo realizacji ryzyka płynności niż w organizacji jaką są Lasy Państwowe. Powyższa teza opiera się na wskazanych różnicach w poziomach wskaźników płynności dla obydwu grup podmiotów, a precyzyjniejsze określenie trendów zachodzących w dłuższym okresie wymaga ustalenia dynamiki zmian zastosowanych mierników płynności finansowej.

Dla wzbogacenia analizy ryzyka finansowego przedstawiono zestawienie luk płynności dla Lasów Państwowych oraz spółek przemysłu drzewnego.

Zestawienie luk płynności utwierdza w przekonaniu, że bardziej wypłacalnym podmiotem są Lasy Państwowe, natomiast przemysł drzewny, charakteryzujący się ujemną luką płynności (kwota zobowiązań, które nie mają pokrycia na dany moment w aktywach obrotowych oraz długoterminowych aktywach finansowych), może ponieść negatywne skutki ryzyka finansowego, jeżeli terminy zapadalności zobowiązań nie będą zbieżne z wpływem strumieni pieniężnych do przedsiębiorstwa.

Tabela 19. Luka płynności dla pozycji bilansowych LP

Środki pieniężne i inne aktywa finansowe	2 703 073 661,02
Inne krótkoterminowe aktywa finansowe	38 399 911,88
Należności z tyt. dostaw i usług do 12 miesięcy	198 163 511,48
Długoterminowe aktywa finansowe	40 528 632,27
<b>SUMA</b>	<b>2 980 165 716,65 zł</b>
Zobowiązania krótkoterminowe	1 178 992 972,01
Zobowiązania długoterminowe	22 000,00
Rozliczenia międzyokresowe	662 865 078,53
<b>SUMA</b>	<b>1 841 880 050,54 zł</b>
<b>LUKA</b>	<b>1 138 285 666,11 zł</b>

Źródło: Opracowanie własne na podstawie sprawozdania finansowego LP na dzień 31.12.2014 r.

Tabela 20. Luka płynności dla pozycji bilansowych spółek przemysłu drzewnego

Środki pieniężne i inne aktywa finansowe	27 969 865,00
Inne krótkoterminowe aktywa finansowe	2 189 414,90
Należności z tyt. dostaw i usług do 12 miesięcy	119 390 840,70
Długoterminowe aktywa finansowe	4 614 817,90
<b>SUMA</b>	<b>154 164 938,50 zł</b>
Zobowiązania krótkoterminowe	199 910 786,20
Zobowiązania długoterminowe	184 856 479,70
Rozliczenia międzyokresowe	19 165 348,90
<b>SUMA</b>	<b>403 932 614,80 zł</b>
<b>LUKA</b>	<b>- 249 767 676,30 zł</b>

Źródło: Opracowanie własne na podstawie sprawozdań finansowych spółek sektora przemysłu drzewnego na dzień 31.12.2014 r.

## WNIOSKI

Podsumowując wszystkie dotychczas omówione aspekty ryzyka finansowego w obrębie działalności dwóch analizowanych podmiotów gospodarczych należy wskazać, że zdecydowany obszar prowadzonej przez nie działalności charakteryzuje się ekspozycją na poszczególne komponenty ryzyka finansowego. Z badań wynika, iż spółki przemysłu drzewnego są narażone na wszystkie rodzaje ryzyka finansowego poddane analizie. Z kolei gospodarka finansowa prowadzona przez Lasy Państwowe

nie wykazuje przesłanek, aby traktować ryzyko walutowe jako bieżące niebezpieczeństwo, ponieważ liczba zarówno transakcji walutowych jak i pozycji walutowych jest znikoma. Jednocześnie, oceniając ryzyko rynkowe stwierdzono nieistotny wpływ ryzyka cen akcji na działalność wskazanej organizacji, gdyż ich wartość księgową w stosunku do kapitału własnego kształtuje się na bardzo niskim poziomie. Zauważono również, że spośród ryzyk rynkowych najważniejszą rolę w działalności Lasów Państwowych odgrywają ryzyko cen towarów oraz ryzyko stopy procentowej, ze względu na dominujący udział przychodów ze sprzedaży drewna w przychodach ze sprzedaży ogółem, a także w związku z wysokością środków finansowych ulokowanych na rachunkach bankowych. Wśród badanej grupy spółek zaliczonych do sektora przemysłu drzewnego istotny wpływ na ich sytuację finansowo-majątkową wywierają: ryzyko cen surowców oraz ryzyko walutowe, zważywszy na dodatni bilans handlu z zagranicą. Ponadto można również dostrzec, że sytuacja finansowa Lasów Państwowych w badanym okresie sprzyjała zagwarantowaniu bezpieczeństwa finansowego i w aspekcie ryzyka płynności nie wykazuje istotnego zagrożenia. Z kolei zinterpretowane wskaźniki analizy finansowej dla przemysłu drzewnego mogą wskazywać na stosunkowo wysokie ryzyko płynności, po części spowodowane stosowaniem przez omawiane grono spółek zewnętrznych form finansowania działalności takich jak np.: kredyty, pożyczki, emisja akcji i obligacji. W przypadku ryzyka prawnego należy zaznaczyć, że w obu badanych grupach podmiotów takie ryzyko istnieje i choć trudno doszukiwać się właściwych metod wartościowego wyrażania skutków zmian norm prawnych, to trzeba przyjąć za zasadne określenie, że większym stopniem prawdopodobieństwa wystąpienia negatywnych skutków ryzyka prawnego obciążona jest działalność Lasów Państwowych, które zarządzają majątkiem Skarbu Państwa. Zestawienie sformułowanych na podstawie analizy wniosków dotyczących przyporządkowania odpowiednich kategorii ryzyka finansowego do działalności prowadzonej przez Lasy Państwowe oraz spółki przemysłu drzewnego, zaprezentowano w formie tabelarycznej.

Tabela 21. Przyporządkowanie poszczególnych rodzajów ryzyka finansowego do działalności dwóch badanych podmiotów

Rodzaj ryzyka	Lasy Państwowe	Przemysł drzewny
1. Ryzyko rynkowe w tym:		
1.1. Ryzyko stopy procentowej	istotne	istotne
1.2. Ryzyko walutowe	brak	istotne
1.3. Ryzyko cen towarów i surowców	istotne	istotne
1.4. Ryzyko cen akcji	nieistotne	istotne
2. Ryzyko kredytowe	istotne	istotne
3. Ryzyko płynności	istotne	istotne
4. Ryzyko prawne	istotne	istotne

Źródło: Opracowanie własne

## Summary

*Krzysztof Adamowicz*<sup>1</sup>, *Krzysztof Michalski*<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Poznań University of Life Sciences, adamowic@up.poznan.pl;

<sup>2</sup>Katowice Forest District, katowice@katowice.lasy.gov.pl

### Risk interactions in the State Forests and timber industry

The research included a detailed analysis of various aspects of financial risk concerning two studied management structures: the State Forests National Forest Holding and timber industry. It should be noted that majority of the activities conducted by them are exposed to a certain degree of financial risk. The research shows that timber industry companies are exposed to all the studied types of financial risk.

By contrast, the financial mechanism of the State Forests does not indicate that foreign exchange risk presents some ongoing threat to it, because the number of both foreign transactions as well as currency positions is insignificant. At the same time, evaluation of market risk showed only a small impact of the share price risk on the activities of this organization, because their accountancy value in relation to the company's equity is very low.

It was also observed that among market risk types, the most significant ones for the activities of the State Forests are the commodity risk and the interest rate risk due to the fact that revenues from timber sales dominate in total sales, as well as due to the amount of financial means located on bank accounts. Among the studied group of timber industry companies, the risk of raw material prices and foreign exchange risk have a significant impact on their financial and property situation due to positive commercial balance (or trade surplus). Moreover, it could also be seen that financial situation of the State Forests during the study period helped to guarantee its financial security and in the aspect of liquidity risk, it did not show any significant threat.

On the other hand, interpretation of financial indicators for timber industry could point to relatively high liquidity risk, which is partially caused by the fact that the discussed group of external companies use such forms of financing as, for example, credits, bank loans, issuance of shares or bonds. While discussing the legislative risk, it should be noted that such type of risk exists in both types of studied organizations. Although it is difficult to find the appropriate methods which would properly reveal the impact of changes in legislation, it could be stated that with a higher probability, negative effects of legislative risk would concern the activities of the State Forests, which manage the property of the state. The study also presents in a table form a summary of formulated conclusions which match corresponding types of financial risk to activities conducted by the State Forests as well as timber industry companies.

## LITERATURA PRZEDMIOTU

- Bank for International Settlement (BIS), Basel Committee on Banking Supervision, Settlement Risk in Foreign Exchange Transactions: Report Prepared by the Committee on Payment and Settlement Systems of the Central Banks of the Group of Ten Countries, Basel, Switzerland. 1996. Bank for International Settlement.
- Butler C. 2001. Tajniki Value at Risk: praktyczny podręcznik zastosowań metody VaR, K.E.Liber, Warszawa.
- Choudhry M. 2006. An introduction to Value-at-Risk, John Wiley & Sons, Chichester, 30–31.
- Fabozii F. 2009. Finance: Capital Markets, Financial Management, and Investment Management, John Wiley & Sons, Hoboken.
- Jajuga K. (red.) 2006. Inwestycje, PWN, Warszawa, 182–192.
- Jajuga K. (red.) 2007. Zarządzanie ryzykiem, PWN, Warszawa, 18–22.
- Joint FSB/IMF/BI S Report to the G-20 (2009), Guidance to Assess the Systemic Importance of Financial Institutions, Markets and Instruments: Initial Considerations, 2–3.
- Jorion P. 2007. Value at Risk. The New Benchmark for Managing Financial Risk, McGraw-Hills Companies, New York, 3–4.
- Kaczmarek T. 2010. Zarządzanie ryzykiem. Ujęcie interdyscyplinarne, Difin, Warszawa, 82–83.
- Kendall R. 2000. Zarządzanie ryzykiem dla menedżerów, Liber, Warszawa.
- Rytko P. 2009. Zarządzanie kredytem handlowym w małych i średnich przedsiębiorstwach, Difin, Warszawa.
- Ustawa z dnia 29 lipca 2005 r. o nadzorze nad rynkiem kapitałowym (Dz.U. 2005 nr 183 poz. 1537).
- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Dz.U. 1991 nr 101 poz. 444).
- Uymura D.G. Deventer D.R. 1997. Zarządzanie ryzykiem finansowym w bankach, ZBP, Warszawa, 16–17.



# Ekonomiczne i społeczne konsekwencje klęsk w lasach na przykładzie RDLP w Katowicach

## WSTĘP

We współczesnym świecie istnieją liczne zagrożenia będące konsekwencją zaistnienia sytuacji nadzwyczajnych o charakterze kryzysowym. Jedną z istotnych przesłanek potwierdzających przedstawioną tezę są klęski żywiołowe – często utożsamiane z pojęciem kataklizmu przyrodniczego.

Klęska żywiołowa to ekstremalne zjawisko naturalne pozostawiające po sobie często zmieniony obraz powierzchni ziemi. Skutki żywiołowych zdarzeń nadzwyczajnych ujawniają się na wielu płaszczyznach. Powodują powstanie zagrożeń ekologicznych, wyrażających się naruszeniem równowagi w przyrodzie i postępującą degradacją ekosystemów. Konsekwencją klęsk są również awarie techniczne, nieprzewidziane uszkodzenia lub zniszczenia obiektów budowlanych oraz infrastruktury drogowej.

Klęski żywiołowe w lasach Polski wywoływane są zarówno przez siły przyrody jak i przez człowieka, a więc zależą od czynników biotycznych, abiotycznych oraz antropogenicznych.

Do najczęstszych abiotycznych czynników sprawczych należą: silne lub huraganowe wiatry, trąby powietrzne, intensywne opady mokrego śniegu, szadź i spowodowana nią okiść, powódzie lub długotrwałe deszcze powodujące znaczne i utrzymujące się przez dłuższy okres podniesienie poziomu wód gruntowych, a także długotrwałe susze. Do najczęstszych klęsk żywiołowych w lasach spowodowanych czynnikami antropogenicznymi należą pożary lasów. Wpływ na ich liczbę i rozległość, oprócz pogody, uwarunkowań przyrodniczych, takich jak rodzaj siedliska, skład gatunkowy i struktura drzewostanów, ma także położenie lasów względem osiedli ludzkich i aglomeracji, gęstość zaludnienia, a także



nasycenie infrastrukturą komunikacyjną czy przemysłową. Do czynników antropogenicznych pośrednio inicjujących zjawiska klęskowe w lasach lub wpływające na ich rozległość i skutki, należy degradacja gleb leśnych wywołana imisjami przemysłowymi.

Klęski żywiołowe są powodem dużych strat w gospodarce leśnej. Ich zwyczaj nagły i trudny lub niemożliwy do przewidzenia charakter jest przyczyną całkowitego lub częściowego zniszczenia drzewostanów, często na dużych obszarach. Straty powodowane klęskami podzielić możemy na bezpośrednie i pośrednie.

Straty bezpośrednie dotyczą utracenia spodziewanych korzyści w wyniku przedwczesnego wyrębu drzewostanu, obniżenia jakości technicznej drewna, a tym samym jego wartości oraz dodatkowych kosztów wynikających z potrzeb uporządkowania powierzchni, zabiegów agromelioracyjnych, zwiększonych kosztów pozyskania i zrywki drewna, nakładów na ponowne założenie i pielęgnację upraw, młodników, a także ich ochrony.

Straty pośrednie to m.in. zakłócenia w ładzie przestrzennym, przeredzenie drzewostanów, spadek ceny drewna na skutek obniżenia jego jakości, konieczność poniesienia dodatkowych nakładów na remont czy odtworzenie infrastruktury drogowej i wodnej, dodatkowe koszty zabezpieczenia drewna i drzewostanów przed szkodnikami owadzimi oraz koszty organizacji usuwania skutków klęski.

Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Katowicach, jako jedna z nielicznych w kraju, doświadcza wielu klęsk żywiołowych. W ostatniej dekadzie liczba zdarzeń klęskowych na tyle się zwiększyła, że praktycznie nie ma roku, w którym nie pojawiłoby się jakieś nowe zjawisko o charakterze klęskowym. Specyfika RDLP w Katowicach, wynikająca zarówno z przyczyn natury klimatyczno-przyrodniczej, jak i społeczno-ekonomicznej powoduje, że jest najczęściej w skali kraju nawiedzana przez klęski żywiołowe. Szczególnego znaczenia nabierają tu czynniki antropogeniczne (demografia, rozwój przemysłu i infrastruktury, występowanie wielkich aglomeracji), które przyczyniają się w znacznym stopniu do zwiększenia ryzyka zaistnienia klęsk, a zwłaszcza wywołanych pożarami i związanych z osłabieniem naturalnej odporności drzewostanów.

Ekonomiczne konsekwencje tych zdarzeń przekładają się bezpośrednio na efektywność nadleśnictw i zawsze wymagają podejmowania nadzwyczajnych przedsięwzięć organizacyjnych, technicznych i finansowych, nie tylko na szczeblu nadleśnictw objętych klęską, ale także działań koordynacyjnych na poziomie całej RDLP.

W latach 1991–2015 na terenie RDLP w Katowicach zanotowano 13 220 pożarów lasu na ogólnej powierzchni 19 243 ha. Ponadto wystąpiły spektakularne zjawiska klęskowe o charakterze wielkopowierzchniowym, jak powodzie, huragany i tornada.

Czynniki abiotyczne i pochodzenia antropogenicznego pośrednio inicjują klęski żywiołowe, których bezpośrednim sprawcą są czynniki biotyczne, takie jak masowe pojawy szkodliwych organizmów. W latach 2006–2009 wystąpienie silnej gradacji korników w Beskidach nastąpiło m.in. na skutek katastrofalnej suszy w lipcu 2006 roku, zatem kumulacja czynników sprzyjających powstaniu klęski i znacznemu pogorszeniu stanu sanitarnego lasów nabiera charakteru długofalowego o wysokim stopniu trudności eliminacji jej skutków.

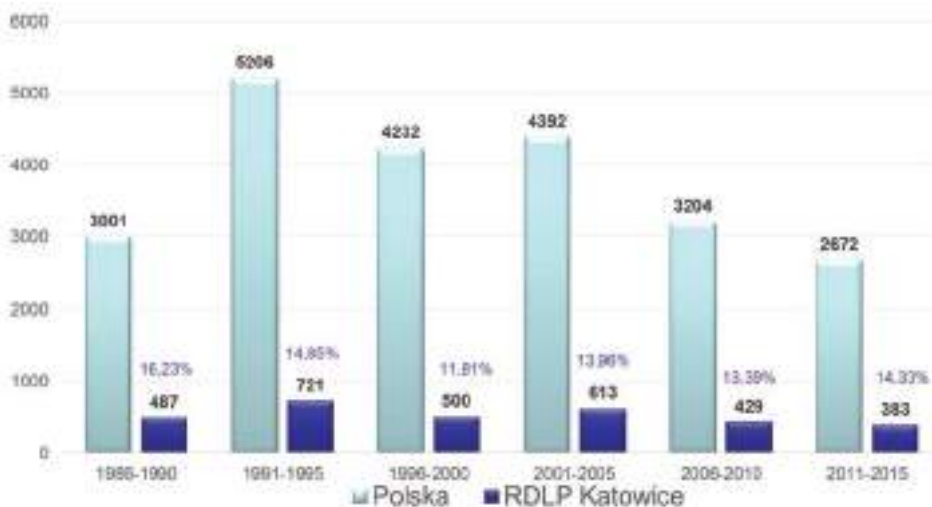
Klęski żywiołowe występujące w lasach zawsze odciskają swoje piętno na przyrodzie, w mniejszym lub większym stopniu. Następstwa takiego oddziaływania są widoczne w ekonomicznej stronie gospodarki leśnej, ale również pociągają za sobą społeczne skutki, które przejawiają się głównie jako straty w ludziach i dobytku, dewastacji krajobrazu otaczającego miejsce bytowania społeczności dotkniętych klęską, a co za tym idzie pogorszeniu jakości życia.

Skutków klęsk, z jakimi mieli do czynienia polscy leśnicy, można by wymienić wiele, jednak niewłaściwym byłoby uogólniać, gdyż każdy z występujących do tej pory kataklizmów był inny pod względem pochodzenia i oddziaływania na ekosystemy leśne, stąd i konsekwencje ekonomiczne i społeczne były znacznie zróżnicowane.

## POŻAR Z 1992 ROKU NA TERENIE NADLEŚNICTW: RUDY RACIBORSKIE, RUDZINIEC I KĘDZIERZYN

Pożar to jedna z najbardziej niszczycielskich i niebezpiecznych klęsk, polegająca na samorzutnym, niekontrolowanym rozprzestrzenianiu się ognia powodującego zawsze straty. Pożary to najczęściej występujące klęski żywiołowe. W większości przypadków winę za ich występowanie ponosi człowiek.

Największe powierzchniowo pożary lasu wystąpiły w 1992 roku. W tym wyjątkowo suchym okresie w Lasach Państwowych spaleni uległo 33,3 tys. ha lasów, w tym na terenie RDLP w Katowicach 12,2 tys. ha. Największy pożar, także w całej historii Lasów Państwowych, objął powierzchnię 9062 ha i powstał na terenie nadleśnictw: Rudy Raciborskie (4480 ha), Rudziniec (2352 ha) i Kędzierzyn (2230 ha). Drugim co do wielkości pożarem, jaki miał miejsce na terenie RDLP w Katowicach w 1992 r., był pożar w Nadleśnictwie Olkusz, gdzie spaleni uległo 822 ha lasów. Kolejny pożar powstał w Nadleśnictwie Herby na powierzchni ponad 443 ha. Następny pożar o porównywalnej skali zdarzył się dopiero w roku 1996 na terenie Nadleśnictwa Chrzanów, gdzie spaleni uległo 262 ha lasów. W roku 2012 w Nadleśnictwie Olkusz pożar objął powierzchnię 49,12 ha. W latach następnych nie odnotowano tak dużych pożarów.



Rycina 1. Średnia roczna liczba pożarów w okresach pięcioletnich w RDLP w Katowicach

Źródło: opracowanie własne

#### BILANS STRAT I KOSZTÓW ZAGOSPODAROWANIA POŻARZYSKA ORAZ PRZYCHODÓW ZE SPRZEDAŻY POZYSKANEGO DREWNA

Pożar na terenie nadleśnictw: Rudy Raciborskie, Rudziniec i Kędzierzyn trwał od 26 do 30 sierpnia, a jego dogaszanie do 20 września 1992 r. W wyniku pożaru całkowitemu spaleni na powierzchni pożarzyska uległy poziomy próchniczne gleb, stanowiące naturalny rezerwuwar składników pokarmowych. Przeprowadzone badania wykazały, że drastycznemu pogorszeniu uległ dotychczasowy chemizm gleb, nastąpił wzrost ich zakwaszenia. Wystąpił także ubytek dostępnych dla roślin form azotu (azotanów), a jednocześnie wzrosła zawartość jonów żelaza, potasu, fluoru, glinu i węgla.

Konsekwencją całkowitego spalenia warstwy próchnicznej i niekorzystnych zmian w składzie chemicznym gleb oraz znacznego obniżania się poziomów wód gruntowych jest zdecydowane pogorszenie się warunków siedliskowych. Na terenie pożarzyska całkowitemu zniszczeniu uległa infrastruktura techniczna, a stosunki wodne poważnemu zaburzeniu.

Pożar miał też wymiar tragiczny – podczas akcji gaśniczej poniosło śmierć dwóch strażaków. W szczytowej fazie pożaru w akcji gaśniczej uczestniczyło: 859 sekcji straży pożarnej (4700 osób), 3200 żołnierzy, 650 policjantów, 1220 osób z obrony cywilnej, 1150 pracowników służb leśnych. Zaangażowano następujące środki techniczne: 4 helikoptery, 24 samoloty gaśnicze, 48 ciężkich i 25 rolniczych ciągników, 36 kolejowych cystern na wodę i pojazdy Lasów Państwowych.

Wymierne koszty akcji gaśniczej oraz straty spowodowane pożarem wynosiły 338 388 tys. zł, w tym udział Lasów Państwowych wynosił 296 250 tys. zł (87%).

Ogólne koszty akcji gaśniczej wynosiły 51 501 tys. zł (udział LP 18%). Koszty akcji gaśniczej Lasów Państwowych obejmowały użycie samolotów (3 901 tys. zł) oraz koszty delegowania ok. 900 pracowników z nadleśnictw RDLP, w ramach akcji dogaszania pożarzyska, a także koszty wykorzystania samochodów i ciągników, maszyn, urządzeń i sprzętu, skierowanych przez inne nadleśnictwa do akcji gaszenia i dozorowania pożarzyska.

Straty w wyniku przedwczesnego wyrębu drzewostanów oraz w infrastrukturze LP wynosiły 286 888 tys. zł.

### KOSZTY ZAGOSPODAROWANIA POŻARZYSKA

Po pożarze, na dużych odkrytych powierzchniach powstawały trąby powietrzne, wywiewające żyzny popiół, co dodatkowo spowodowało obniżenie jakości siedlisk. W pierwszym etapie odbudowy zniszczonych ekosystemów leśnych pożarzyska na zdegradowane tereny wprowadzono gatunki pionierskie (sosna, brzoza, modrzew), które jako przedplon mają za zadanie wytworzenie odpowiednich warunków mikroklimatycznych do wprowadzenia gatunków docelowych (buk, dąb i inne). Na tym etapie wykorzystano wszelkie samosiewy. Ogółem wysadzono ponad 100 mln sadzonek drzew i krzewów. Przy opracowywaniu programu odtworzenia lasu na pożarzysku wykorzystano najnowsze osiągnięcia europejskiej wiedzy leśnej modelując skład gatunkowy i strukturę przyszłych drzewostanów zgodnie z zasadą maksymalnego dostosowania do warunków siedliskowych. Podczas najbardziej intensywnych prac na spalonej powierzchni zatrudniano ok. 5 tysięcy ludzi. Była to olbrzymia praca niemająca dotąd odpowiednika w leśnictwie europejskim, wymagająca wielkiego wysiłku organizacyjnego, jak i niekonwencjonalnych rozwiązań. Ponadto, na terenie Nadleśnictwa Rudy Raciborskie powstała najnowocześniejsza w Polsce szkółka produkująca w technologii kontenerowej sadzonki drzew i krzewów. W wielu przypadkach tylko dzięki produkowanym przez nią sadzonkom można było osiągnąć pozytywne rezultaty. Dotyczy to szczególnie najbardziej zdegradowanych siedlisk, gdzie do odnowień użyto mykoryzowanych sadzonek.

Ponieważ powstałe w ramach odnowień duże powierzchnie młodników oraz zatrzcinniczona pokrywa gleby stwarzały zagrożenie pożarami, postanowiono na pożarzysku utworzyć specjalny, bardzo nowoczesny system zabezpieczenia przeciwpożarowego. W skład tego systemu wchodzi, między innymi: dwie wieże obserwacyjne, 22 punkty czerpania wody, lotnisko dla samolotów patrolowo-gaśniczych ze zbiornikami wody, system patrolowy oraz łączności radiowej, pasy przeciwpożarowe oparte na sieci utwardzonych dróg łącznej długości 200 km. Dodatkowo utworzono sieć biologicznych pasów zaporowych o łącznej długości 400 km oraz tymczasowych pasów izolacyjnych.

Obecnie całość powierzchni została w trwały sposób odnowiona i tylko nieliczne ślady wskazują na tamto katastrofalne zdarzenie. Corocznie na powierzchni ok. 2000 ha prowadzi się prace pielęgnacyjne, zmierzające do wyhodowania

jak najlepszej jakości, zróżnicowanych drzewostanów oraz związane z utrzymaniem wysokiego poziomu zabezpieczenia przeciwpożarowego. Pozwoli to zminimalizować ryzyko wystąpienia wielkiego pożaru lasu w przyszłości, co dla środowiska Śląska jest nie bez znaczenia. Dzisiaj na całym pożarzysku rośnie młody las, a rozwiązania przyjęte przy jego odbudowie są uznawane przez wiele państw za warte naśladowania.

Nie dopuszczono także do nadmiernego rozmnożenia się szkodników owadzych, które zagrażały egzystencji osłabionych imisjami ok. 20 tys. ha drzewostanów.

Spaleniu uległo 8461 ha powierzchni leśnej, w tym:

- 627 ha upraw leśnych,
- 1009 ha młodników,
- 1369 ha drzewostanów II klasy wieku,
- 5042 ha drzewostanów starszych klas wieku,
- 414 ha innych powierzchni.

Zgodnie z programem zagospodarowania pożarzyska na lata 1993–1999 całkowite koszty jego zagospodarowania określono na 375 209 tys. zł. Program ten obejmował następujące koszty:

- usunięcia drzewostanów młodszych niż 30 lat oraz utylizacji odpadów zrębowych i drobnicy (2300 ha młodników i drągów oraz 5700 ha zrębów zupełnych, koszt 84 186 tys. zł),
- budowy systemu zabezpieczeń przeciwpożarowych (600 km pasów przeciwpożarowych i inne elementy, koszt 39 011 tys. zł),
- odbudowy systemu dróg leśnych oraz regulacji stosunków wodnych (infrastruktura drogowa i melioracyjna oraz budowa 10 zbiorników wodnych, koszt 45 643 tys. zł),
- przygotowania gleby (8350 ha, koszt 63 510 tys. zł),
- odnowienia (sadzenie 97,5 mln sadzonek, koszt 46 813 tys. zł),
- pielęgnacji upraw (25,1 tys. ha – niszczenie chwastów, pielęgnacja gleby oraz czyszczenia wczesne w latach 1993–2002, koszt całkowity 52 821 tys. zł),
- poprawek i uzupełnień (2,5 tys. ha w latach 1994–2000, koszt 43 224 tys. zł).

Dodatkowo, wykonano inwestycje w infrastrukturze szkółkarskiej w wysokości 7802 tys. zł, co łącznie z nakładami na zagospodarowanie pożarzyska dało kwotę 383 011 tys. zł.

W ramach realizacji planu zagospodarowania pożarzyska wydatkowano 370 215 tys. zł, tj. ok. 5 mln zł mniej niż zakładał program, w tym:

- 246 160 tys. zł – porządkowanie powierzchni pożarzyska i jego odnowienie (w tym zakup specjalistycznych maszyn i urządzeń),
- 93 627 tys. zł – pielęgnacja upraw oraz poprawki i uzupełnienia,
- 30 428 tys. zł – czyszczenia wczesne i późne.

Dodatkowo, w Nędzy na terenie Nadleśnictwa Rudy Raciborskie, wybudowano szkółkę kontenerową, której zasadniczym zadaniem w pierwszych latach funkcjonowania była produkcja 48 mln szt. sadzonek z zakrytym systemem

korzeniowym, w tym także mykoryzowanych, na potrzeby odnowienia pożarzyska. Koszt tej inwestycji wynosił 12 639 tys. zł.

Łączne koszty związane z uproduktywaniem uszkodzonej powierzchni wynosiły 382 854 tys. zł i były praktycznie zgodne z przewidywanym programem zagospodarowania pożarzyska. Różnice dotyczyły poszczególnych zadań, głównie w związku z budową szkółki kontenerowej oraz uznaniem samorzutnie pojawiającego się odnowienia brzozy na części spalonej powierzchni.

## PODSUMOWANIE

Całkowite, wymierne straty spowodowane pożarem na terenie nadleśnictw: Rudy Raciborskie, Rudziniec i Kędzierzyn wraz z kosztami odnowienia i zagospodarowania wyniosły 721 243 tys. zł (ich wyszczególnienie zawiera tabela 1). Ponad 94% tych kosztów poniosły Lasy Państwowe wydatkując kwotę 679 105 tys. zł.

Tabela 1. Straty i koszty związane z pożarem z 1992 r. na terenie nadleśnictw: Rudy Raciborskie, Rudziniec i Kędzierzyn [tys. zł]

Wyszczególnienie	Wartość
Zewnętrzna akcja gaśnicza	42 138
Akcja gaśnicza, straty związane z przedwczesnym wyrębem oraz w infrastrukturze – poniesione przez LP	296 250
Zagospodarowanie pożarzyska	382 855
Razem	721 243

W wyniku pożaru zaistniała konieczność pozyskania w drzewostanach powyżej 30 roku życia 862 900 m<sup>3</sup> grubizny z powierzchni około 5700 ha. Przychód ze sprzedaży surowca wynosił 215 497 tys. zł, a koszt jego pozyskania 67 333 tys. zł. Uprzątnięcie i sprzedaż odzyskanego surowca z terenu pożarzyska dała przychód 148 164 tys. zł.

Po uwzględnieniu przychodu ze sprzedaży drewna, łączne straty i koszty poniesione przez Lasy Państwowe wyniosły 530 941 tys. zł.

Mimo olbrzymich strat, jakie przyniósł katastrofalny pożar lasu, konieczność zagospodarowania pożarzyska przyczyniła się paradoksalnie do rozwoju oraz opracowania nowych technik i technologii w Lasach Państwowych. Wiązało się to z rozwojem systemu ochrony przeciwpożarowej obszarów leśnych, w tym z budową specjalnej sieci pasów przeciwpożarowych, łądowniska ze zbiornikami wodnymi, budową szkółki kontenerowej – prekursorskiej w Polsce i jednej z najnowocześniejszych w Europie, opracowaniem oraz wdrożeniem oryginalnie polskiej i unikalnej w skali światowej technologii mykoryzacji sadzonek drzew leśnych.

W wyniku spalenia drzewostanów na tak wielkim obszarze, a co za tym idzie drastycznego uszczuplenia zasobów i bazy produkcyjnej, nadleśnictwa nim objęte pozostają do dzisiaj deficytowe. Należy spodziewać się, że w okresie najbliższych 40–50 lat będą wymagały jeszcze dopłat do działalności gospodarczej. W latach 2001–2011 dopłata z Funduszu Leśnego do działalności nadleśnictw objętych pożarem wynosiła 112 500 tys. zł.

## ZAMIERANIE ŚWIERKA W BESKIDACH ZACHODNICH

### KOSZTY ZWALCZANIA GRADACJI KORNIKA DRUKARZA ORAZ PORZĄDKOWANIA SANITARNEGO ROZPADAJĄCYCH SIĘ ŚWIERCZYN W BESKIDZIE ŚLĄSKIM I ŻYWIECKIM

Początki zjawiska zamierania świerczyn górskich miały miejsce już pod koniec lat 50. ubiegłego wieku w reglu dolnym Beskidu Małego i Śląskiego. W okresie tym rozpadowi uległa część drzewostanów świerkowych Beskidu Śląskiego, narażonych bezpośrednio na imisje z Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego, Rybnickiego Okręgu Węglowego i Zagłębia Karwińsko-Ostrawskiego, a także część świerczyn Beskidu Małego, gdzie dodatkową przyczyną była choroba opieńkowa. Do czynników predysponujących, za jakie należy uznać niezgodność składu gatunkowego z siedliskiem, skażenie gleb imisjami przemysłowymi oraz uszkodzanie systemów korzeniowych przez opieńkę, okresowo dołączały szkody od silnych wiatrów, po których następowały masowe pojawy szkodników podkorowych, głównie kornika drukarza.

Szczególne nasilenie procesu chorobowego w drzewostanach świerkowych i wzmożone wydzielanie posuszu na obszarze Beskidu Śląskiego i Żywieckiego notuje się od roku 2003. Zjawisko to wystąpiło jako efekt niepomysłnych dla vegetacji drzew warunków pogodowych zimy 2002/2003 r. oraz wiosny i lata roku 2003 (opad śniegu na zmarznięte już podłoże, szybkie wiosenne roztopy i powierzchniowy spływ, wyjątkowo dotkliwa susza mrozowa na przedwiośniu oraz silne upały i susza niemal w ciągu całego okresu wegetacyjnego). W 2003 r. usunięto w cięciach sanitarnych ok. 348 tys. m<sup>3</sup> grubizny świerkowej.

Skutki suszy z 2003 r. w kolejnym roku zdeterminowały poziom zdrowotności świerka oraz wielkość wydzielonego i wyrabianego posuszu. W roku 2004 z obszaru nadleśnictw Beskidu Śląskiego i Beskidu Żywieckiego usunięto w cięciach sanitarnych ok. 447 tys. m<sup>3</sup> grubizny świerkowej. W 2005 r. odnotowano zmniejszenie pozyskiwanych w Beskidach mas wydzielonego posuszu (o 34% mniej aniżeli w roku 2004), co wynikało z zasiedlenia przez korniki dużych mas (blisko 350 tys. m<sup>3</sup>) drewna wyłamanego przez huragan Bora, który przeszedł nad południową Polską w dniu 19 listopada 2004 r. To za sprawą wiatrołomów i wiatrołomów rozmiar cięć sanitarnych w 2005 r. znacznie przekroczył poziom z 2004 r. i wyniósł ok. 589 tys. m<sup>3</sup> grubizny świerkowej.

Główną przyczyną wystąpienia w 2006 r. procesów zamierania drzewostanów świerkowych na nienotowaną wcześniej skalę, był układ warunków pogodowych

w porze letniej. Rozwojowi szkodników wtórnych i nasileniu infekcji systemów korzeniowych przez opieńkę sprzyjały rekordowo wysokie temperatury i długi okres suszy. Zjawisko masowego zamierania świerczyn wystąpiło w całej zachodniej części Karpat – również w Czechach i na Słowacji. Lato 2006 r. było w Beskidach najsuchsze i najgorętsze w całym dwustuletnim okresie pomiarów meteorologicznych. Średnia temperatura lipca była o 4,2 do 4,3°C wyższa od średniej wieloletniej, zaś miesięczne wartości sum opadów atmosferycznych stanowiły zaledwie od 22 do 30% średniej wieloletniej.

Oslabione przez suszę świerki stały się miejscem rozrodu kornika drukarza, którego kolejne pokolenia w krótkim czasie spowodowały masowe, wielkopowierzchniowe wydzielanie się posuszu. Dodatkowo proces ten wzmocniony został nalotem chrząszczy z lasów niepaństwowych, cechujących się niższym poziomem reżimów sanitarnych, a w późniejszym okresie również z terenu lasów słowackich, mających problemy z powstrzymaniem gradacji.

Trwający od 2006 do 2010 roku proces gwałtownego zamierania świerczyn objął swym zasięgiem wszystkie nadleśnictwa beskidzkie wchodzące w skład RDLP w Katowicach, przy czym najdotkliwszy był w nadleśnictwach: Węgierska Górka, Ujsoły, Wisła, Ustroń, Jeleśnia i Bielsko.

W miesiącach o największym natężeniu prac związanych z uprzęciem drewna zatrudnionych było do 2290 robotników, do 460 ciągników oraz do 590 koni. Miejscowe służby leśne wzmocnione zostały przez pracowników delegowanych z nadleśnictw nizinnych. Do oceny skuteczności prowadzonej akcji i określenia sposobu zagospodarowania terenów pokłeskowych, zatrudniono zespół ekspercki oraz kontynuowano dotychczasowe i inicjowano nowe badania naukowe.

Podjęcie tak wielkiego wyzwania poprzedzone zostało opracowaniem „Programu dla Beskidów”. Program ten został przyjęty na konferencji pt. „Rola lasów Beskidu Śląskiego i Żywieckiego w ekorozwoju regionu” w Jaszowcu w dniu 26 maja 2003 r. i stanowił część Regionalnego Programu Operacyjnego Polityki Leśnej Państwa. Realizacja „Programu dla Beskidów” została uznana za priorytetową, a minister środowiska objął nad nim patronat. Począwszy od 2007 roku, w celu zaplanowania niezbędnych sił i środków oraz koordynacji wysiłków zmierzających do zahamowania procesu zamierania świerczyn, opracowywane były coroczne, szczegółowe programy pt. „Strategia ograniczania liczebności szkodników wtórnych świerka na obszarze Beskidu Śląskiego i Żywieckiego”. Ich konsekwentna realizacja przyczyniła się do wyjątkowego w skali europejskiej sukcesu, tj. opanowania niekontrolowanego rozwoju gradacji kornika drukarza i wyraźnego zahamowania tempa zamierania drzewostanów świerkowych.

Realizacja prac związanych z uprzęciem olbrzymich mas drewna, przekraczających w wielu przypadkach ponad 3-krotnie zadania etatowe z okresu sprzed wystąpienia klęski, stwarzała nie tylko dodatkowe problemy organizacyjne, ale przede wszystkim powodowała ponadnormatywne obciążenie pracą, szczególnie pracowników terenowych nadleśnictw. Pozyskanie drewna odbywało się



w ekstremalnie trudnych warunkach, pod silną presją czasu, w ponadnormatywnym wymiarze czasu pracy, wymagało koncentracji sił i środków technicznych oraz szczególnych przedsięwzięć związanych z organizacją i koordynacją pracy. Przedsięwzięcia te zmierzały do:

- stworzenia harmonogramów pozyskania i wywozu drewna uwzględniających posiadane siły i środki, popyt surowca oraz możliwości związane z przepustowością dróg,
- zapewnienia koordynacji działania dziesiątek podmiotów gospodarczych prowadzących prace na terenie nadleśnictw,
- przygotowania i realizacji sprzedaży wielkich mas drewna w ramach obowiązujących w LP zasad i form,
- zabezpieczenia prawidłowej obsługi formalnej i rachunkowej procesu sprzedaży wielkich ilości surowca oraz obsługi tysięcy odbiorców.

W latach 2007–2010 do nadleśnictw objętych klęską zamierania świerka delegowano pracowników z pozostałych nadleśnictw do pomocy przy wyznaczaniu drzew trocinkowych i odbiórki drewna. Ilość miesięcznych delegacji w poszczególnych latach przedstawia się następująco:

- rok 2007 – 308 miesięcznych delegacji;
- rok 2008 – 204 miesięczne delegacje;
- rok 2009 – 75 miesięcznych delegacji;
- rok 2010 – 6 miesięcznych delegacji.

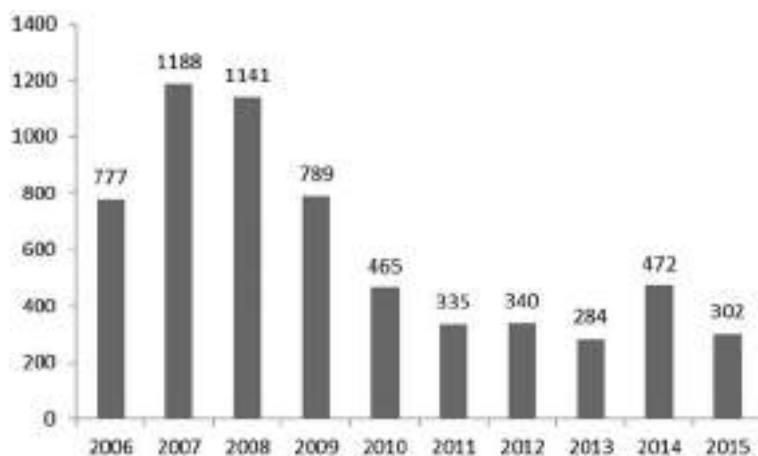
Łącznie w latach 2007–2010 wystawiono 593 miesięczne delegacje, w których brali udział stażyści, podleśniczowie i leśniczowie, a czas wyjazdów służbowych w przypadku określonych pracowników trwał od kilku dni do kilku miesięcy. Ponadto część pracowników była delegowana wielokrotnie w sezonie.

Miesięczne koszty delegowania jednej osoby, jakie poniosły nadleśnictwa kierujące do pomocy pracowników, obejmowały: delegacje, ryczałt na rozjazdy oraz cotygodniowe koszty dojazdu. Łączny koszt wszystkich delegacji w latach 2007–2010 wynosił: 918 tys. zł (2007 – 467 tys. zł; 2008 – 322 tys. zł; 2009 – 119 tys. zł; 2010 – 10 tys. zł). Uwzględniając koszty poniesione przez nadleśnictwa, do których delegowano do pomocy pracowników, które wynosiły 500 tys. zł, ogółem akcja pomocy kosztowała 1 418 tys. zł.

Innym elementem wpływającym na zwiększenie kosztów likwidacji skutków zamierania świerka były nagrody motywacyjne wypłacone pracownikom nadleśnictw objętych klęską oraz osobom delegowanym do pomocy za wyjątkowe zaangażowanie w realizację prac związanych z pozyskaniem drewna w ramach pozaetatowych cięć sanitarnych. W latach 2007–2010 na dodatkowe nagrody wydatkowano łącznie kwotę 1 949 tys. zł (2007 – 619 tys. zł; 2008 – 800 tys. zł; 2009 – 530 tys. zł).

W wyniku prowadzonych w latach 2006–2015 prac porządkowych usuniętych zostało 6 093,7 tys. m<sup>3</sup> drewna. Zwalczając gradację kornika drukarza i rytownika pospolitego, będących głównymi sprawcami wydzielenia się posuszu,

wyznaczono i usunięto 2 675 tys. szt. drzew trocinkowych; wykładano corocznie 9 tys. pułapek feromonowych; okorowano 858 tys. m<sup>3</sup> drewna zasiedlonego; zużyto 3 616,7 tys. m<sup>3</sup> gałęzi, kory i odpadów poeksploatacyjnych.



Rycina 2. Masa drewna świerkowego pozyskanego w cięciach sanitarnych przez nadleśnictwa beskidzkie w latach 2006–2015 [tys. m<sup>3</sup>]

Źródło: opracowanie własne

Łączne nakłady na usuwanie skutków klęski, poniesione przez nadleśnictwa beskidzkie w latach 2006–2015, pochłonęły 523 058 tys. zł.

W przedstawionych kosztach zawarte są straty poniesione przez nadleśnictwa beskidzkie, wynikające z konieczności zlecenia dodatkowych czynności, niewykonywanych w normalnych warunkach oraz zwiększenia stawek godzinowych dla zakładów usług leśnych.

Poprawa sytuacji sanitarno-zdrowotnej świerczyn beskidzkich w 2010 roku była w dużej mierze efektem konsekwentnie realizowanej strategii ograniczania liczebności kornika drukarza oraz wystąpienia warunków pogodowych sprzyjających drzewostanom świerkowym (chłodniejsze lato, większa ilość opadów). Lata 2011–2014 charakteryzowały się wyraźną stabilizacją wydzielenia się posuszu. Natomiast rok 2015, z uwagi na suszę i wysokie letnie temperatury, spowodował wzrost pozyskania drewna zasiedlonego przez szkodniki wtórne świerka.

### KOSZTY PRZEBUDOWY ZAMIERAJĄCYCH ŚWIERCZYN (2003-2015)

Opracowany w 2002 roku „Program dla Beskidów” zakładał na najbliższe dwudziestolecie stopniową przebudowę około 19 tys. ha osłabionych świerczyn, przy niewystępowaniu klęsk żywiołowych. Jednak masowe zamieranie świerczyn, jakie miało miejsce od 2006 roku spowodowało, że przyjęte w 2004 roku kryteria pilności przystępowania do przebudowy drzewostanów przestały być

aktualne i wystąpiła konieczność intensyfikacji przebudowy. W latach 2003–2015 w nadleśnictwach beskidzkich przebudowano ponad 12 tys. ha, sadząc ponad 80 mln sadzonek, głównie jodły, buka i świerka.

Koszty przebudowy zamierających drzewostanów świerkowych w latach 2003–2015 wyniosły ponad 92,1 mln zł. W nadleśnictwach kłeskowych nie stwierdzono w tych latach istotnego wzrostu kosztu jednostkowego w odnowieniach, melioracjach agrotechnicznych czy pielęgnacji upraw. Jest to wynikiem stosowania podobnych technologii przebudowy drzewostanów w warunkach normalnych jak i kłesk (ograniczona możliwość stosowania mechanizacji prac odnowieniowych w górach) oraz znacznego spadku stawek w dziale hodowla lasu uzyskiwanych na przetargach publicznych. Z uwagi na kłeskę wystąpił natomiast znaczny wzrost zakresu rzeczowego przebudowy oraz pielęgnacji. Koszt jednostkowy przebudowy 1 ha w 2010 roku wynosił od 4,6 tys. zł w Nadleśnictwie Jeleśnia do 8,4 tys. zł w Nadleśnictwie Wisła i był uzależniony od sposobu przygotowania gleby, stosowanych sadzonek oraz rodzaju przebudowy – całkowitej lub częściowej. W maksymalnym stopniu inicjuje się odnowienia naturalne Jd, Bk i Św. Prace związane z przebudową zamierających świerczyn będą w dalszych latach kontynuowane.

#### INWESTYCJE, REMONTY I ROZBUDOWA INFRASTRUKTURY

Intensyfikacja przebudowy wymagała weryfikacji bazy nasiennej z uwagi na rozpad części drzewostanów, a co za tym idzie także modernizacji obiektów nasiennych oraz bazy szkółkarskiej. W tym okresie zmodernizowano lub zbudowano:

- przechowalnię bukwi w Nadleśnictwie Bielsko – do składowania 15–20 ton nasion buka (oraz 5 ton jodły),
- Karpacki Bank Genów – przechowalnię do długookresowego składowania nasion i innego materiału genetycznego z obiektów selekcyjnych – może magazynować 2 tony świerka oraz 4 tony jodły,
- przechowalnię nasion w Nędzy – do składowania 4 ton buka, 20 ton dębu, do 3 ton innych gatunków,
- wyluszcarnię i przechowalnię nasion w Nadleśnictwie Kluczbork – do składowania 9 ton buka, 5 ton dębu, 2 ton jodły,
- szkółki kontenerowe w nadleśnictwach Bielsko i Ustroń,
- 5 tuneli foliowych w Nadleśnictwie Ujsoły,
- chłodnię na sadzonki oraz 2 tunele foliowe w Nadleśnictwie Węgierska Górka.

Na modernizację obiektów nasiennych i bazy szkółkarskiej w tym okresie wydano ponad 19,7 mln zł w tym:

- |  |             |
|--|-------------|
| ■ modernizacja szkółki w Nadleśnictwie Bielsko         | 2,3 mln zł, |
| ■ modernizacja szkółki w Nadleśnictwie Ustroń          | 3,2 mln zł, |
| ■ modernizacja szkółki w Nadleśnictwie Ujsoły          | 1,0 mln zł, |
| ■ modernizacja szkółki w Nadleśnictwie Węgierska Górka | 1,7 mln zł, |

- Karpacki Bank Genów i szkółka w Nadleśnictwie Wiśła 1,8 mln zł,
- Wyłuszcarnia Lasowice Małe w Nadleśnictwie Kluczbork 4,1 mln zł.

W wyniku ponadnormatywnej eksploatacji dróg leśnych oraz konieczności udostępnienia kompleksów leśnych, w latach 2006–2015, zrealizowano cały szereg inwestycji związanych głównie z odtworzeniem i rozbudową infrastruktury drogowej.

Łączne wydatki inwestycyjne w sześciu nadleśnictwach objętych klęską w latach 2006–2015 wynosiły 174 926 tys. zł.

#### PRZYCHODY ZE SPRZEDAŻY DREWNA POZYSKANEGO W CIĘCIACH SANITARNYCH W OKRESIE GRADACJI

Nadleśnictwa beskidzkie objęte klęską zamierania świerka uzyskały w latach 2006–2015 przychody ze sprzedaży surowca w kwocie 1 622 717 tys. zł. Zestawienie przychodów ze sprzedaży drewna wg poszczególnych nadleśnictw prezentuje tabela 2.

Tabela 2. Przychody ze sprzedaży drewna w latach 2006–2015 [tys. zł]

Nadleśnictwo	Bielsko	Jeleśnia	Ujsoty	Ustroń	Węgierska G.	Wiśta	RAZEM
2006	7 539	15 003	38 299	19 390	32 552	38 168	150 951
2007	11 473	17 890	65 983	26 368	50 544	61 194	233 452
2008	15 015	16 000	66 515	21 437	46 802	44 270	210 039
2009	11 473	16 807	54 497	16 949	35 428	40 802	175 956
2010	10 107	17 607	53 033	16 595	14 430	32 878	144 650
2011	12486	20304	50671	19297	17059	24011	143828
2012	12047	18137	62652	18114	13253	23476	147679
2013	12727	21557	40645	18186	8798	23674	125587
2014	12199	25713	70685	19675	9544	24257	162073
2015	12559	17836	49956	19595	4919	23637	128502

#### PODSUMOWANIE

Całkowite koszty związane z likwidacją skutków klęski zamierania świerka w Beskidach wraz z kosztami przebudowy drzewostanów, niezbędnego rozwoju infrastruktury szkółkarskiej oraz inwestycjami związanymi z odtworzeniem infrastruktury wynoszą 790 084 tys. zł. Podsumowanie strat w wyniku klęski zamierania świerka zestawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Koszty związane z usuwaniem skutków klęski zamierania świerka w Beskidach w latach 2006–2015 [tys. zł]

Wyszczególnienie	Wartość
Likwidacja skutków klęski	523 058
Przebudowa drzewostanów	92 100
Inwestycje związane z odtworzeniem i rozbudową infrastruktury oraz modernizacja obiektów nasiennych i bazy szkółkarskiej	174 926
Razem	790 084

Jednocześnie, za sprzedany surowiec drzewny uzyskano 1 622 717 tys. zł, a zatem bieżąca nadwyżka przychodów nad kosztami wynosi 832 633 tys. zł.

Należy wyraźnie podkreślić, że uzyskana na koniec roku 2015 nadwyżka przychodów nad kosztami ma charakter tymczasowy. W latach 2006–2010 pozyskiwano średnio 872 tys. m<sup>3</sup> posuszu świerkowego w ramach cięć sanitarnych i właśnie tak wysoki poziom pozyskania, przekraczający trzykrotnie rozmiar cięć wynikający z etatu, spowodował wysoki poziom przychodów ze sprzedaży drewna. Przychody te zasilają Fundusz Leśny i w ramach rachunku wyrównawczego były kierowane na utrzymanie jednostek deficytowych. W latach 2011–2015 pozyskiwano już tylko średniorocznie 347 tys. m<sup>3</sup> i taki poziom cięć sanitarnych spodziewany jest w latach następnych. Spowoduje to stopniowe zmniejszanie się rentowności nadleśnictw kłęskowych i za kilka lat należy liczyć się z sytuacją, że wszystkie staną się jednostkami deficytowymi i ich dalsze funkcjonowanie będzie możliwe tylko dzięki istnieniu Funduszu Leśnego.

Ponadto, w kolejnych latach zajdzie konieczność kontynuowania intensywnych prac związanych z ochroną lasu i przebudową drzewostanów. Ze zwiększonymi potrzebami w zakresie ochrony lasu należy liczyć się jeszcze przez okres co najmniej najbliższej dekady. W okresie tym trzeba będzie jeszcze przebudować ok. 15 tys. ha drzewostanów.

Dodatkowe koszty związane z realizacją tych prac w najbliższym dziesięcioleciu wyniosą razem 122 500 tys. zł i można je oszacować następująco:

- 10 000 tys. zł – koszty ochrony lasu,
- 112 500 tys. zł – koszty przebudowy drzewostanów (7,5 tys. zł/1 ha x 1500 ha x 10 lat).

Szacuje się, że w latach 2011–2020 sześć nadleśnictw objętych klęską pozyska 5 792 tys. m<sup>3</sup> drewna, a spodziewane przychody z jego sprzedaży wyniosą 1 186 226 tys. zł. Tymczasem na pokrycie ogólnych kosztów działalności tych nadleśnictw potrzeba będzie 1 292 645 tys. zł, a zatem deficyt wyniesie 106 419 tys. zł. Na sześć nadleśnictw objętych klęską tylko Nadleśnictwo Ujsoły, które posiada największe zasoby drzewne, zachowa zdolność samofinansowania w ciągu najbliższych 10-ciu lat. Jednak w kolejnej dekadzie należy spodziewać się, że zostanie nadleśnictwem deficytowym w związku z wyczerpaniem się zasobów.

W latach 2011–2020 tylko same koszty zarządu – utrzymania Służby Leśnej i pracowników administracyjnych nadleśnictw objętych klęską zamierania świerka wyniosą 345 958 tys. zł.

## TRĄBA POWIETRZNA Z 15 SIERPNIĄ 2008 ROKU

Pomimo olbrzymiego dorobku naukowego polskiego leśnictwa oraz wiedzy merytorycznej kadry zarządzającej lasami, pewne zjawiska klęskowe są nie do uniknięcia. Jednym z nich było wystąpienie w dniu 15 sierpnia 2008 r. w lasach RDLP w Katowicach trąby powietrznej. W wyniku tego groźnego zjawiska, które przeszło pasem szerokości 300–600 m nad kilkoma nadleśnictwami całkowitemu zniszczeniu uległa powierzchnia 1203,99 ha lasu, zaś uszkodzenia częściowe drzewostanów odnotowano na powierzchni 453 ha. Masę wyłamanych drzew oszacowano na 349 tys. m<sup>3</sup>. Trąba dokonała także zniszczeń 4 budynków i 159,5 km grodzień.

Straty finansowe wywołane przejściem tornada oszacowano na kwotę 25 090 tys. zł, zaś koszty usunięcia jego skutków i odtworzenia lasu wyceniono na 36 518 tys. zł.

Wpływ na zwiększenie kosztów związanych z usunięciem drzewostanów zniszczonych przez tornado miały także nagrody motywacyjne, jakie zostały wypłacone w związku z ponadnormatywnym zaangażowaniem pracowników nadleśnictw: Koszęcin, Lubliniec i Herby. Ich łączna kwota wynosiła 101 tys. zł. Wysokość nagród uwzględniono w kosztach usunięcia skutków klęski.

## KOSZTY ZAGOSPODAROWANIA POWIERZCHNI USZKODZONYCH PRZEZ TORNADO

Po uporządkowaniu zniszczonych drzewostanów w latach 2009–2013 odnotowano całość uszkodzonych powierzchni, tj. 1 203,99 ha.

Całkowite koszty odnowienia i pielęgnowania nowo założonych upraw oszacowano na 14,1 mln zł w tym:

- koszty odnowień (przygotowanie gleby + sadzenie) 9,7 mln zł
- pielęgnacje nowo założonych upraw na pow. 1 203,99 ha przez 5 lat 4,4 mln zł

W nadleśnictwach poszkodowanych przez trąbę powietrzną nie stwierdzono istotnego wzrostu kosztu jednostkowego odbudowy uszkodzonych drzewostanów i wynosił on od 4,0 tys. zł/ha do 7,5 tys. zł/ha. Jest to wynikiem między innymi zastosowania nowych technologii porządkowania uszkodzonych powierzchni, poprzez odejście od tradycyjnych sposobów wykonywania melioracji agrotechnicznych i przygotowania gleby, na rzecz mechanizacji tych prac. Ponadto uzyskiwane w przetargach publicznych niższe stawki wpływają korzystnie na kształtowanie się kosztu jednostkowego.

W związku z wystąpieniem zjawiska klęskowego powstały szkody w infrastrukturze, wymuszające konieczność remontu i budowy dróg leśnych, niezbędnych do wywozu wyrobionego drewna oraz umożliwiających udostępnienie

uszkodzonych drzewostanów. Łączne nakłady inwestycyjne związane z odtworzeniem i rozbudową infrastruktury wyniosły 9 733 tys. zł.

## PODSUMOWANIE

Wielkość strat wraz z kosztami usunięcia skutków trąby powietrznej wynosi 85 441 tys. zł, a tabela 4 zawiera ich wyszczególnienie.

Tabela 4. Straty i koszty związane z usuwaniem skutków trąby powietrznej [tys. zł]

Wyszczególnienie	Wartość [tys. zł]
Straty na przyroście i surowcu drzewnym	25 090
Koszt usunięcia skutków trąby powietrznej	36 518
Dodatkowe inwestycje związane z odtworzeniem i rozbudową infrastruktury	9 733
Odnowienie i pielęgnacja zniszczonych powierzchni	14 100
Razem	85 441

W ramach usuwania skutków trąby powietrznej pozyskano 349 tys. m<sup>3</sup> drewna. Przychody ze sprzedaży drewna pozyskanego w zniszczonych drzewostanach wyniosły 39 029 tys. zł (koszty pozyskania i zrywki drewna uwzględniono w kosztach usunięcia skutków – tabela 4).

Ogólne straty i koszty powstałe w wyniku klęski, z uwzględnieniem przychodów ze sprzedaży surowca drzewnego, wyniosły 33 827 tys. zł.

## OKIŚĆ Z 2010 ROKU

W styczniu 2010 r., w wyniku długotrwałego frontu zokludowanego, utrzymującego się nad północnymi krańcami województw: opolskiego, śląskiego i małopolskiego, wystąpiły intensywne opady marznącego deszczu i śniegu z deszczem, doprowadzając do silnego oblodzenia koron drzew. W kolejnych dniach deszcz przerodził się w intensywne opady mokrego śniegu, dodatkowo oblepiającego oblodzone gałęzie, które w następnym okresie dociążone zostały obfitą szadzią. Skokowy spadek temperatury do -15/-20 °C spowodował zespolenie lodu, okiści śnieżnej i szadzi w całość oraz utrwalenie ich w koronach drzew na kilka następnych dni.

Warstwa lodu i zmrożonej okiści na gałęziach drzew osiągała od kilku do kilkunastu centymetrów grubości. W wyżej położonych lasach Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej (nadleśnictwa Olkusz, Złoty Potok) oraz Wyżyny Woźnicko-Wieluńskiej (nadleśnictwa Herby, Olesno), ciężar oblodzonych gałęzi dochodził do kilkuset kilogramów. Pod ciężarem lodu, z koron odrywane były pojedyncze konary lub drzewa wyginały się w łuk i łamały po przekroczeniu granicznej wytrzymałości pnia. Rzadko dochodziło do wywrotów. U drzew w młodszym

wieku, o większej elastyczności pnia, przygięcie koronami do ziemi utrwaliło się, nie pozwalając im powrócić do pionowej pozycji po ustąpieniu okiści. Zainicjowany oblodzeniem w styczniu rozmiar szkód powiększał się aż do pierwszych dni lutego, kiedy w wyniku wiatru wiejącego z prędkością ponad 70 km/godz. większość okiści spadła na ziemię, często wraz z konarami lub koronami drzew. Skala szkód przyjęła nienotowane w historii leśnictwa rozmiary.

Szkody wystąpiły w drzewostanach 28 nadleśnictw, a największy ich rozmiar odnotowano w nadleśnictwach: Herby – 350 tys. m<sup>3</sup>, Olesno – 317 tys. m<sup>3</sup>, Lubliniec – 174 tys. m<sup>3</sup>, Kłobuck – 155 tys. m<sup>3</sup> oraz Złoty Potok – 113 tys. m<sup>3</sup>, Koniecpol – 89 tys. m<sup>3</sup> i Olkusz – 68 tys. m<sup>3</sup>. Łącznie wyłamanych zostało 1 662 tys. m<sup>3</sup> drewna, głównie w młodszych i średnich klasach wieku.

Szkody w młodnikach wystąpiły na łącznej powierzchni 1065 ha. Porządkowanie omawianej powierzchni odbyło się w latach 2010–2015. Poza młodnikami, szkody od okiści wystąpiły w drzewostanach II i III klasy wieku, sporadycznie w starszych drzewostanach. Ogółem szkody wymagające odnowienia powierzchni zarówno w młodnikach jak i drzewostanach starszych, wystąpiły na powierzchni 1628 ha, z czego w starszych drzewostanach na powierzchni 563 ha. Jednocześnie, ze względu na usuwanie pojedynczych złomów i wywrotów w drzewostanach, do podsadzenia wstępnie zakwalifikowano 662 ha przerzedzonych drzewostanów. Wraz z upływem czasu, szkody częściowo zabiżniły się i do podsadzenia finalnie zakwalifikowano ok. 150 ha drzewostanów.

Prace związane z zagospodarowaniem powierzchni klęskowych toczą się nieprzerwanie od 2010 roku. Przewiduje się, że najbardziej poszkodowane nadleśnictwa: Herby i Olesno, zakończą prace na gruncie w 2016 roku.

Poważne uszkodzenia odnotowane zostały również w lasach niepaństwowych położonych w zasięgu terytorialnym 17 nadleśnictw, zwłaszcza na obszarze gmin jurajskich, gdzie udział lasów prywatnych jest dominujący. Z zebranych informacji wynika, że w tej kategorii własności powstały uszkodzenia drzewostanów o rozmiarze 119,9 tys. m<sup>3</sup> drewna. Usunięcie szkód spowoduje powstanie 421,8 ha powierzchni do odnowienia.

Posługując się metodyką przyjętą w rozporządzeniu ministra środowiska z dnia 20 czerwca 2002 r. w sprawie jednorazowego odszkodowania za przedwczesny wyrąb drzewostanu (Dz. U. z dnia 4 lipca 2002 r.), oszacowane straty finansowe z tytułu utraconych korzyści spowodowanych przedwczesnym usunięciem drzewostanów wyceniono na 108 523 tys. zł.

Koszty usunięcia wyłamanych młodników na terenach poklęskowych wliczono na 78 274 tys. zł. Wbrew oczekiwaniom wynikającym z norm zawartych w katalogach pracochłonności, według których pozyskanie drewna S2 – a takie występuje w znacznej części uszkodzonych drzewostanów – jest dwukrotnie droższe od pozyskania wielkowymiarowego, w wyniku przeprowadzonych przetargów na pozyskanie i zrywkę uzyskano tylko niewielki wzrost kosztów jednostkowych. Spowodowane to zostało wyłonieniem wykonawców spoza terenu



RDLP, dysponujących sprzętem mechanicznym (harwesternami) i oferujących stawki 20–30% niższe od dotychczas zatrudnionych wykonawców.

Znaczące straty wyniknęły z konieczności przeklasyfikowania drewna do tańszych klas z uwagi na wady powstałe w wyniku złamania, rozszczepienia itp. Szacuje się, że około 25% pozyskanego drewna sprzedano taniej o średnio 30 zł za każdy m<sup>3</sup>, co pozwala określić straty z tego tytułu na około 9 500 tys. zł.

Zwiększenie intensywności wywozu pozyskanego drewna spowodowało zwiększenie nakładów na remonty dróg. Potrzeby w tym względzie nadleśnictw kłęskowych w stosunku do średnich wieloletnich wzrosły od kilkuset tysięcy do miliona złotych rocznie. Łączne koszty wynikające ze wzmożonej eksploatacji dróg w nadleśnictwach: Rudziniec, Koszęcin, Lubliniec, Gidle i Herby wyniosły około 2 000 tys. zł.

#### KOSZTY ZAGOSPODAROWANIA DRZEWOSTANÓW USZKODZONYCH PRZEZ OKIŚĆ

Największe szkody od okiści wystąpiły w młodnikach, ogółem na powierzchni 1065,51 ha, a ich uporządkowanie nastąpiło w latach 2010–2015.

Powierzchnia uszkodzona od okiści–oblodzenia wynosi 2 335 ha, w tym wymagająca podsadzenia na 149,41 ha oraz odnowienia na powierzchniach otwartych 1628,68 ha, z czego:

- 1065,51 ha to młodniki,
- 563,17 ha to drzewostany II, III i IV klasy wieku.

Koszty odnowienia zniszczonych powierzchni oraz pielęgnowania nowo założonych upraw oszacowano na około 13 118 tys. zł, w tym:

- |  |                |
|--|----------------|
| ■ koszty odnowienia pow. otwartych 1 628,68 ha           | 7 600 tys. zł, |
| ■ koszty podsadzenia na pow. 149,41 ha                   | 418 tys. zł,   |
| ■ koszty pielęgnacji nowo założonych upraw (przez 5 lat) | 5 100 tys. zł. |

Zastosowane nowe technologie porządkowania uszkodzonych młodników i drzewostanów, zakładają wycinanie a następnie zrębkowanie na koszt odbiorcy uszkodzonych drzewostanów, co znacznie obniża koszty ich odbudowy. Na uporządkowanych w ten sposób powierzchniach nie występują koszty melioracji agrotechnicznych, a przygotowanie gleby wykonywane jest mechanicznie, co także wpływa na obniżenie kosztów. Koszty sadzenia i sadzonek uzależnione są od siedliska i są porównywalne z normalnymi warunkami.

Na zwiększenie kosztów związanych z usuwaniem skutków okiści wpływ miały także nagrody motywacyjne wypłacone pracownikom nadleśnictw w największym stopniu dotkniętych klęską i zaangażowanym w usuwanie jej skutków, tj.: Herby, Kłobuck, Olesno, Koniecpol, Lubliniec, Olkusz i Złoty Potok. Łączna kwota nagród wypłaconych z tego tytułu wyniosła 303 tys. zł.

#### PODSUMOWANIE

Ogólna wielkość strat i kosztów spowodowanych klęską okiści wynosi 213 154 tys. zł. Bilans strat i kosztów dla klęski okiści prezentuje tabela 5.

Tabela 5. Bilans strat i kosztów oraz przychodów ze sprzedaży drewna dla klęski okiści [tys. zł]

Wyszczególnienie	Wartość
Utracone korzyści – przedwczesny wyrąb	108 523
Straty na sprzedaży uszkodzonego surowca	9 500
Koszty usunięcia wylamanych młodników	78 274
Nagrody motywacyjne	303
Remont infrastruktury drogowej	2 000
Odnowienia, podsadzenia i pielęgnacja upraw	13 118
Razem	211 718

W ramach usuwania skutków okiści pozyskano ogółem 1 662 tys. m<sup>3</sup>. Przychody z jego sprzedaży wynoszą 245 606 tys. zł, a koszty pozyskania i zrywki 78 274 tys. zł. Zysk ze sprzedaży drewna wynosi 167 332 tys. zł. Zysk ze sprzedaży drewna nie pokryje strat i kosztów klęski okiści. Różnica wynosi 44 386 tys. zł.

## POWÓDŹ Z 2010 ROKU

W wyniku intensywnych opadów w okresie 12–18 maja 2010 roku, dochodzących w dorzeczu górnej Wisły i Odry do 180 mm dobowej sumy opadów, nastąpił silny przybór wód w rzekach południowej Polski i zjawisko powodzi. Według oceny hydrologów ilość wody w Odrze, a przede wszystkim Wiśle, w tym okresie osiągnęła wartość zdarzającą się raz na 500 lat. W rejonie Beskidu Żywieckiego i Makowskiego doszło do osunięć zboczy wraz z drzewostanami.

Szkody spowodowane powodzią odnotowano głównie w infrastrukturze (drogi, mosty, przepusty, groble, budynki), a także w szkółkach i uprawach. Efektem wstępnej lustracji szkód w lasach spowodowanych przez powódź (meldunki z nadleśnictw z lat 2010–2011) było objęcie monitoringiem około 1,7 tys. ha upraw, 2,4 tys. ha młodników i 13,9 tys. ha drzewostanów starszych klas wieku.

Wraz z upływem czasu, nadleśnictwa korygowały nadesłane dane. Po ustąpieniu wody na większości monitorowanych powierzchni nie odnotowywano trwałych uszkodzeń upraw, młodników i drzewostanów starszych klas wieku. W większości przypadków czasowe przyduszenie spowodowane wysokim stanem wody nie doprowadziło do obumarcia drzewostanów.

Załączony harmonogram usuwania szkód przedstawia postęp realizacji odnowień, poprawek i uzupełnień oraz podsadzeń w drzewostanach starszych klas wieku, które wymagały interwencji. Omawiane prace w większości zrealizowano w latach 2011–2015, a ostateczny rozmiar szkód wyniósł około 400 ha (uprawy – ok. 337 ha, młodniki – ok. 31 ha, starsze drzewostany – ok. 32 ha).

Odnotowano również straty spowodowane spłynięciem wyrobionego drewna, a w nadleśnictwach górskich – zniszczeniem zabudowy potoków oraz erozją szlaków zrywkowych.

Ogółem straty finansowe poniesione przez nadleśnictwa RDLP w Katowicach w wyniku powodzi 2010 roku wyniosły 38 468 tys. zł.

Na zwiększenie kosztów związanych z usuwaniem skutków powodzi wpływ miały także nagrody wypłacone najbardziej zaangażowanym pracownikom nadleśnictw w największym stopniu dotkniętych klęską, tj.: Zawadzkie, Brzeg, Katowice, Kobiór, Rudy Raciborskie, Jeleśnia, Bielsko i Kup. Łączna kwota nagród wypłaconych z tego tytułu wyniosła 28 tys. zł.

Wiele osób, pracowników jednostek RDLP w Katowicach, było zaangażowanych w prace zespołów antykrzysowych związanych z likwidacją skutków okiści i powodzi w roku 2010. Zespoły te były powoływane przez administrację rządową i samorządową na szczeblu gminnym, powiatowym i wojewódzkim. Ich praca została uhonorowana dodatkowymi nagrodami motywacyjnymi, których łączna wartość wynosiła 12 tys. zł.

Łącznie nagrody motywacyjne dla osób zaangażowanych w pracę zespołów antykrzysowych oraz usuwanie skutków powodzi wyniosły 40 tys. zł.

## PODSUMOWANIE

Ogólna wielkość strat i kosztów spowodowana powodzią wynosi 38 508 tys. zł. Zestawienie strat i kosztów związanych z powodzią 2010 r. prezentuje tabela 6.

Tabela 6. Zestawienie strat i kosztów związanych z powodzią 2010 r. [tys. zł]

Wyszczególnienie	Wartość
Szkody w infrastrukturze	33 522
Straty w szkółkach, drzewostanach i surowcu	4 946
Nagrody motywacyjne	40
Razem straty	38 508

## SKUTKI EKONOMICZNE ANALIZOWANYCH KLĘSK

Powierzchnie objęte klęskami oraz masy drewna, które należało usunąć w omówionych pięciu przypadkach, są następujące:

- pożar z 1992 r. 9 062 ha 863 tys. m<sup>3</sup>
- zamieranie świerka w Beskidach 24 000 ha 6 093 tys. m<sup>3</sup>
- trąba powietrzna z 2008 r. 1 657 ha 349 tys. m<sup>3</sup>
- okiść z 2010 r. 2 335 ha 1 662 tys. m<sup>3</sup>
- powódź z 2010 r. 20 000 ha -

Ogółem klęski te spowodowały szkody na powierzchni 57 054 ha, a w ich wyniku nastąpiła konieczność usunięcia 8 967 tys. m<sup>3</sup> drewna.

Dane dotyczące bilansu strat i kosztów spowodowanych przez klęski omawiane w referacie oraz uzyskanych w ich wyniku środków ze sprzedaży surowca drzewnego zawiera tabela 7.

Tabela 7. Bilans strat i kosztów oraz dochodów ze sprzedaży drewna w omawianych przypadkach klęsk na terenie RDLP w Katowicach [tys. zł]

Klęska	Straty i koszty usunięcia skutków	Koszty zagospodarowania	Razem straty i koszty	Przychody ze sprzedaży drewna	Koszty pozyskania i zrywki drewna	Dochód ze sprzedaży drewna	Bilans	Dopłata do nadleśnictw *
Pożar z 1992 r. (bez kosztów zewn. akcji gaśniczej)	296 250	382 855	679 105	215 497	67 333	148 164	-530 941	202922
Zamieranie świerka w Beskidach Zachodnich 2006–2015	775 984	92 100	790 084	1 622 717	379824	1 242 893	452 809	106419
Trąba powietrzna z 15.08.2008 r.	71 341	14 100	85441	74 841	24 750	50 091	-35 350	
Okiść z 2010 r.	198 600	13 118	211 718	245 606	78 274	167 332	-44 386	
Powódź z 2010 r.	38 508	-	38 508	-	-	-	-38 508	
Razem	1280683	502 173	1 804856	2158661	550181	1608480	-196 376	309341

\* - dopłata do nadleśnictw objętych pożarem w latach 2001-2020;

\* - dopłata do nadleśnictw objętych klęską zamierania świerka w latach 2011-2020.

Ogółem straty i koszty zagospodarowania obszarów objętych pięcioma klęskami wynoszą 1 804 856 tys. zł, a dochody ze sprzedaży pozyskanego w ich wyniku surowca drzewnego 1 608 480 tys. zł. Bilans strat wynosi zatem 196 376 tys. zł.

## SKUTKI KLĘSK ŻYWIOŁOWYCH NA TERENIE RDLP W KATOWICACH W LATACH 1991–2015

Biorąc pod uwagę skutki ekonomiczne wszystkich klęsk żywiołowych, jakie powstały na terenie RDLP w Katowicach w latach 1991–2015, można stwierdzić, co następuje:

- klęski żywiołowe wystąpiły na ogólnej powierzchni 89 359 ha, w tym konieczność odbudowy wystąpiła na powierzchni 46 234 ha;
- łączne straty i koszty odbudowy wynoszą 2 492 967 tys. zł;
- łączne dochody ze sprzedaży 10 986 tys. m<sup>3</sup> surowca drzewnego pozyskanego w wyniku klęsk (przychody pomniejszone o koszty pozyskania i zrywki) wynoszą 1 863 667 tys. zł;
- łączne straty w latach 1991–2015 wyniosły 629 300 tys. zł.

Uwzględniając prognozę związaną z koniecznością uzupełnienia deficytu środków na prowadzenie gospodarki leśnej w nadleśnictwach, które w wyniku klęski utraciły zdolność samofinansowania (pożar z roku 1992 i zamieranie świerka w Beskidach Zachodnich), straty zwiększą się do roku 2020 do 938 641 tys. zł. Dane związane z bilansem strat, zebrane wg poszczególnych klęsk, zawiera tabela 8.

## SPOŁECZNE KONSEKWENCJE KLĘSK ŻYWIOŁOWYCH

Klęski żywiołowe to zjawiska związane z siłami natury, które swoje piętno zostawiają nie tylko w ekosystemach, to żywioł jakiego doświadcza przede wszystkim człowiek. Skutki klęsk mogą być bezpośrednie i wywoływać nieodwracalne zmiany, rozumiane często jako kataklizm, ekstremalne zjawisko i nieszczęście, niosące za sobą straty w ludziach i dobytku. Bezpośrednie działanie klęski to również utrata zdrowia i urazy psychiczne ludzi dotkniętych klęską. Nie można pominąć bezpośredniego skutku, jakim jest zakłócenie zaspokajania potrzeb wyższego rzędu. Nagła utrata kontaktu z pięknem, wywołana dewastacją środowiska i zmniejszeniem walorów estetycznych krajobrazu, jak miało to miejsce w drzewostanach beskidzkich obumierających w wyniku gradacji kornika drukarza, czy spalonych drzewostanach Nadleśnictwa Rudy Raciborskie. Klęska zawsze dotyka całe społeczności, nie tylko te, których życie toczy się w epicentrum wystąpienia kataklizmu, ale również te, które odwiedzają tereny poklęskowe z różnych powodów (m.in. turystyka, odpoczynek, delegacje, zbiór runa leśnego).

Tabela 8. Bilans strat i kosztów oraz dochodów ze sprzedaży drewna powstałych w wyniku klęsk żywiołowych na terenie RDLP w Katowicach w latach 1991–2020

Rok	Rodzaj zjawiska klęskowego	Powierzchnia [ha]		Straty zwiększone o koszty odbudowy [tys. zł]	Masa drewna [tys. m3]	Dochód ze sprzedaży drewna [tys. zł]	Bilans [tys. zł]	Dopłata do n-ctw do 2020 r. [tys. zł]	Bilans z uwzględnieniem dopłaty [tys. zł]
		Ogólna	w tym do odbudowy*						
1991–2015	13 220 pożarów	19 243	15 718	1182987	1 513	259 729	-923258		-923 258
	w tym: największy pożar z 1992 r.	9 062	8 461	679 105	863	148 164	-530941	202 922	-733 863
1997	powódź	20 000		102 000			-102000		-102 000
2010	powódź	20 000	400	38 508			-38 508		-38 508
2003	tornado	1 000	1 000	20 000	200	17 894	-2 106		-2 106
2008	tornado	1 657	1 657	81 234	349	50 091	-31 143		-31 143
2004	huragan	908	908	45 000	710	72 420	27 420		27 420
2007	huragan	216	216	20 000	459	53 308	33 308		33 308
2006–2015	zamieranie świerka w Beskidach Zachodnich	24 000	24 000	790 084	6 093	1 242 893	452 809	106 419	346 390
2010	szadź i okiść	2 335	2 335	213 154	1 662	167 332	-45 822		-45 822
RAZEM		89 359	46 234	2 492 967	10 986	1 863 667	-629300	309 341	-938 641

\*odbudowa - przebudowa drzewostanów, odnowienia, podsadzenia, dolesienia i uzupełnienia

Leśnicy po wystąpieniu kłęski nie pozostają bierni, prowadząc szereg działań takich jak edukacja leśna społeczeństwa, wydawanie publikacji, folderów i ulotek, a także prowadzenie kampanii informacyjno-propagandowych, próbują wpływać na świadomość społeczeństwa i upowszechniać wiedzę o zagrożeniach, jakie niosą kłęski żywiołowe. Wszelkiego rodzaju inicjatywy pochodzące z Lasów Państwowych i władz lokalnych, niosą nie tylko wiedzę dotyczącą najczęstszych przyczyn i okoliczności powstawania niszczycielskich zjawisk przyrodniczych, ale kształtują indywidualne postawy, zachowania i zwyczaje wśród społeczeństwa. Działania takie wspomagają ochronę przed kłęskami i ich skutkami, a przede wszystkim wpływają na zachowania społeczne. Społeczeństwo świadome zagrożeń przestaje traktować kłękę żywiołową jako incydentalne zjawisko, które pojawia się raz na kilkanaście czy kilkadziesiąt lat, a ponadto nie usuwa poza nawias możliwości ponownego wystąpienia zjawiska w niedługim czasie.

## MONITORING ZAGROZEŃ ORAZ PROFILAKTYKA W OCHRONIE LASU

W ostatnich dziesięcioleciach można zaobserwować niepokojące zmiany klimatyczne, objawiające się występowaniem susz, ekstremalnych temperatur w okresach wegetacyjnych, silnych wiatrów o charakterze huraganów, gwałtownych burz czy też opadów mokrego śniegu połączonych z wystąpieniem oblodzeń. Wszystkie te czynniki wpływają negatywnie na ekosystemy leśne, uaktywniając powstawanie gradacji szkodników owadzych, jak również przyczyniając się do wzrostu zagrożenia pożarowego drzewostanów, a w konsekwencji stwarzając korzystne warunki do zaistnienia kłęsk ekologicznych.

Doświadczenia polskie wskazują, że zagrożenia lasu mają swoją skalę przestrzenną i stosownie do nich powinny być rozpoznawane i ograniczane (Szujewski 2000, 2008).

Nowa koncepcja ochrony lasu to szeroko pojęta profilaktyka oraz monitorowanie stanu sanitarnego ekosystemów, podejmowanie działań ochronnych i zwalczających, ale przede wszystkim wskazywanie zaleceń z zakresu zarządzania i hodowli lasu. Konieczne jest perspektywiczne podejście do problematyki nowoczesnej ochrony lasu, poprzez holistyczne oddziaływanie na ekosystemy leśne, obejmowanie ochroną większych niż drzewostan układów przestrzennych oraz wyprzedzające diagnozowanie potencjalnych zagrożeń ze strony czynników biotycznych, poprzez podejmowanie skutecznych metod profilaktycznych z odpowiednim wyprzedzeniem czasowym.

Istniejące, wypracowane metody prognozowania podatności drzewostanów na wystąpienie zjawisk kłęskowych powinny być implementowane do praktyki podczas tworzeniu dokumentacji planistycznej związanej z prowadzeniem gospodarki leśnej. Dotychczas na przykład nie wykorzystywana jest w pełni potężna wiedza o strukturze ekosystemów, zgromadzona w Systemie Informatycznym Lasów Państwowych oraz Banku Danych o Lasach.

Do najważniejszych celów monitoringu ekosystemów należy zaliczyć:

- określenie przestrzennego rozkładu uszkodzenia drzewostanów i porównanie poziomu uszkodzeń w lasach różnych kategorii własności;
- analizę związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy zdrowotnością lasów a czynnikami środowiska;
- identyfikację głównych symptomów i przyczyn uszkodzeń;
- określenie trendu zmian uszkodzenia drzewostanów w czasie;
- tworzenie krótkoterminowych prognoz stanu zdrowotnego lasu;
- określenie chemizmu i biologii gleb.

W zakresie monitoringu stanu lasu prognozować należy jego rozwój oraz doskonalenie za sprawą dynamicznego postępu techniki w diagnozowaniu stanu środowiska i efektywnego wykorzystania nowoczesnych narzędzi, związanych z systemami informacji przestrzennej GIS.

Profilaktyka w ochronie lasu pozostaje podstawowym narzędziem kształtowania drzewostanów, pozwalającym na minimalizowanie możliwości powstawania i rozwoju zagrożeń, zarówno biotycznych jak i abiotycznych oraz ograniczanie ryzyka powstawania szkód. Ogólne jak i szczegółowe zasady stosowania przez praktykę leśną narzędzi profilaktyki ochrony lasu w miarę wyczerpująco zostały przedstawione w znowelizowanej „Instrukcji ochrony lasu” (Szabla 2012). Perspektywicznym zadaniem pozostawałoby ich silniejsze propagowanie (np. na komisjach założeń planu, naradach techniczno-gospodarczych) ze skutkiem coraz to szerszego stosowania w praktyce leśnej.

W ramach nowoczesnej koncepcji ochrony lasu możliwe jest zastosowanie metod pomocnych w diagnozowaniu i lokalizacji zagrożeń uszkodzenia drzewostanów przez wiatr. Można tu wymienić:

- model ryzyka uszkodzenia przez wiatr (Bruchwald i Dmyterko 2010) pozwalający w przyszłości na ograniczenie szkód w drzewostanach poprzez wyprzedzające diagnozowanie zagrożeń oraz określenie podatności drzewostanów na uszkodzenia od wiatru. W tworzeniu modelu zastosowano między innymi kryteria wieku i wysokości drzewostanu, składów gatunkowych oraz przepływu mas powietrza;
- waloryzacyjny system oceny lasów (Przybylska 1999) opierający się na stopniu zgodności składów gatunkowych, fazie rozwojowej drzewostanu, stanie zdrowotnym i stopniu wypełnienia przestrzeni w drzewostanie;
- metodę grupowania drzewostanów na podstawie kryterium stabilności (Barszcz i Małek 2003), opierającą się na następujących elementach: stanie uszkodzenia drzewostanu, przerzedzeniu koron, masie cięć przygodnych i stanie odnowienia.

Modele ryzyka uszkodzenia drzewostanów powinny być wykorzystywane przy tworzeniu planów urządzenia lasu do określania metod postępowania na wypadek wystąpienia huraganu (w tym zapewnienia bezpieczeństwa ludzi i mienia, działań związanych z wykonawstwem prac i postępowaniem marketingowym).



Do monitorowania i ustalania zagrożenia pożarowego w racjonalnym planowaniu działań z zakresu ochrony przeciwpożarowej pomocne może być prognozowanie wilgotności ściółki (Lech i in. 2013).

Wykorzystanie zdjęć satelitarnych Landsat umożliwi szacowanie obciążenia ogniowego drzewostanów, czyli ilości biomasy ulegającej spaleniowi oraz jej rozmieszczenie w pionowym przekroju drzewostanu (Lech i in. 2013).

Identyfikację zagrożeń i ich wizualizację można przedstawić na warstwach Leśnej Mapy Numerycznej, poza zagrożeniami od silnych wiatrów również w zakresie:

- drzewostanów podatnych na ataki szkodników pierwotnych i wtórnych,
- drzewostanów o składzie gatunkowym niezgodnym z siedliskiem,
- obszarów o zdegradowanych glebach,
- obszarów o zakłóconych stosunkach wodnych,
- obszarów pod wpływem emisji przemysłowych,
- siedlisk o dużej palności,
- drzewostanów na gruntach porolnych.

Monitoring stanu ekosystemów leśnych oraz realizacja działań profilaktycznych, zapobiegających powstawaniu sytuacji stresowych w biocenozach leśnych to nadal aktualne i perspektywiczne zadania stojące przed ochroną lasu.

## PODSUMOWANIE I WNIOSKI

1. W ciągu ostatnich dekad, na terenie RDLP w Katowicach rośnie częstotliwość oraz zakres klęsk żywiołowych, a co za tym idzie ich ekonomiczne konsekwencje związane z wielkością strat oraz kosztami usuwania skutków stają się coraz większe.

2. Możliwości uniknięcia ryzyka zaistnienia klęsk są mocno ograniczone, niemniej jednak nowa koncepcja ochrony lasu, której jednym z działań jest monitoring zmian stanu sanitarnego ekosystemów leśnych, pozwala przewidywać z wyprzedzeniem czasowym scenariusze wystąpienia klęsk ekologicznych oraz ukierunkować podejmowane działania ochronne i zwalczające na minimalizowanie wystąpienia szkód. Istotne znaczenie ma również monitoring obszarów zagrożonych, którego celem jest wskazywanie poprawnych zaleceń w zakresie hodowli lasu oraz zadań ujętych w planie urządzenia lasu, poprzez identyfikację zagrożeń i ich wizualizację na warstwach Leśnej Mapy Numerycznej.

3. Ekonomiczna strona klęsk przejawia się głównie w przychodach ze sprzedaży drewna, które w pierwszym okresie przewyższają niezbędne nakłady. W perspektywie kolejnych lat, w związku z koniecznością ponoszenia kosztów związanych z odbudową infrastruktury i uproduktywnieniem terenów leśnych, przychody z reguły są niewystarczające, a nadleśnictwa dotknięte klęskami ekologicznymi stają się na dziesiątki lat deficytowe.

4. Obecne rozwiązania organizacyjne oraz zasady finansowe obowiązujące w PGL LP jak i zdobyte doświadczenia, pozwalają na sprawne usuwanie skutków klęsk i odbudowę lasów na terenach uszkodzonych przy pełnym zabezpieczeniu środków, a także na systemowe dopłaty w następnych latach do nadleśnictw klęskowych. Należy nadal kontynuować działania w celu zdobywania środków zewnętrznych na finansowanie prac związanych z usuwaniem skutków klęsk żywiołowych, a także tworzenia lub wykorzystania innych możliwości, wpisując się w funkcjonujące programy pomocowe.

5. Klęski żywiołowe w lasach powodują ewidentne straty ekonomiczne, jednak pośrednio dają impuls do wzrostu innowacyjności gospodarki leśnej, wdrażania nowych technologii oraz technik pracy, a także rozwoju rynku usług leśnych. Do działań, w jakich można odnotować wyraźny postęp w związku z występowaniem zjawisk klęskowych w lasach, można zaliczyć:

- rozwój i budowę nowoczesnego systemu ochrony przeciwpożarowej,
- budowę nowoczesnych przechowalni nasion, szkólek leśnych opartych o kontenerową technologię produkcji sadzonek z zakrytym systemem korzeniowym,
- opracowanie i wdrożenie do produkcji unikalnej w skali światowej, polskiej metody mykoryzacji sadzonek drzew leśnych,
- rozwój rynku usług leśnych i unowocześnienie stosowanych na nim technik i technologii wykonawstwa prac leśnych.

6. Każdy z istniejących czterech żywiołów: powietrze, woda, ogień i ziemia, może wywołać klęskę, która bezpośrednio i pośrednio oddziałuje na społeczeństwo.

7. Ocena i wartościowanie klęski zależy od tego, w jakim stopniu społeczeństwo zostało dotknięte jej skutkami.

8. Incydentalność występowania klęsk powoduje, że po ustaniu zagrożenia część społeczeństwa wyrzuca poza nawias planowanie działań prewencyjnych na wypadek ponownego wystąpienia niebezpiecznego zjawiska, nie dotyczy to jednak działalności Lasów Państwowych, gdzie każdorazowo są wyciągane wnioski, które przyczyniają się do podejmowania właściwych działań zabezpieczających na wypadek kolejnego kataklizmu oraz inicjatyw zwiększających świadomość społeczeństwa na temat zagrożeń klęskami.

9. Usuwanie skutków klęsk żywiołowych jest często przyczyną tymczasowego oddelegowywania pracowników Lasów Państwowych z innych jednostek niedotkniętych klęską, a często również przyczyną zwiększania ponad plan liczby zatrudnionych osób.

10. W kontekście obserwowanych ostatnio zmian klimatycznych, w sytuacji niepewności co do kierunku i prędkości postępowania tych procesów należy szczególnie dbać o zachowanie w ekosystemach leśnych jak najbogatszej puli genowej drzew. Podczas zabiegów należy pozostawiać w drzewostanach drzewa zapewniające pełną zmienność fenotypową i genotypową.

11. Do najważniejszych zasad z punktu widzenia nowoczesnej ochrony lasu przed klęskami zaliczyć należy:

- holistyczne, czyli całościowe podejście do ochrony ekosystemów leśnych;
- objęcie systemową ochroną większych niż drzewostan układów przestrzennych (ekosystemów, fitocenoz itp.);
- profilaktykę, której głównym zadaniem jest zapobieganie powstawaniu chorób, gradacji szkodliwych owadów a także zmniejszanie podatności na czynniki abiotyczne.

12. Zmniejszenie podatności drzewostanów na klęski jest naszym obowiązkiem i powinno być uwzględniane w planach urządzenia lasu w długim okresie.

## Summary

*Kazimierz Szabla*

Regional Directorate of the State Forests in Katowice, [rdlp@katowice.lasy.gov.pl](mailto:rdlp@katowice.lasy.gov.pl)

### Economic and social effects of forest disturbances on the example of the Regional Directorate of the State Forests in Katowice

Disturbances occurring in Polish forests are caused both by natural forces as well as by humans and therefore they are regulated by biotic, abiotic and anthropogenic factors.

Strong or hurricane winds, whirlwinds, heavy wet snow, hard rime and various types of frost, floods or long-lasting rains resulting in significant and continuing through longer time periods ground water level rising as well as long droughts are the most common abiotic factors related to disasters. Forest fires are the most common forest disturbance caused by anthropogenic factors. Their number and area besides weather, environmental conditions such as site type, species composition and stand structure are also affected by forest stand location relative to human settlements and agglomerations, population density, and also the density of transport or industrial infrastructure. Forest soil degradation caused by industrial emissions can also be included to the group of anthropogenic factors indirectly triggering forest disturbances or having influence on their extent and effects.

Forest disturbances generate large economic losses in forestry. Being sudden, difficult or impossible to forecast, they cause complete or partial destruction of forest stands, which often occurs on large areas. Forest disturbance related losses could be divided into direct and indirect.

Direct losses concern loss of expected gains due to earlier harvest of forest stand, decreased technical quality of timber and at the same time its value as well as additional costs due to the need of land clearing, amelioration activities, increased costs of timber

salvaging, expenses of additional planting and tending of plantations and young stands, as well as their protection.

Indirect losses among other things include disruption of spatial order, thinning of forest stands and interruption of timber growth, additional costs of replanting and supplementary planting, influence of increased timber supply on its price, necessity to bear additional expenses due to repair or reconstruction of road and water infrastructure, extra costs of timber and stand protection from pests and organizational costs of disaster cleanup.

Specifics of the Regional Directorate of the State Forests in Katowice include both its climatic and natural as well as social and economic conditions, which lead to higher frequency of forest disturbances. During the last decade, the number of disturbances increased so much that there is practically no year without some new phenomenon of destructive character. Anthropogenic factors play a special role in this area (demography, density of industrial objects and infrastructure, presence of large agglomerations) by significantly increasing the risk of disturbance occurrences, especially those related to forest fires and weakening of natural resistance of forest stands.

Economic consequences of forest disturbances directly translate into efficiency of forest district activities and always require extraordinary organizational, technical and financial measures, that cover not only forest districts touched by a disturbance, but also coordinated activities encompassing the whole regional directorate area.

During 1991–2015, there were 13200 forest fires which ravaged over the area of 19243 hectares within the borders of the Regional Directorate in Katowice. The unprecedented increase in losses caused by forest fires occurred in 1992 when forest fire destroyed the area of more than 12 thousand hectares (covering the Rudy Raciborskie, Rudziniec and Kędzierzyn forest districts with the area of 9062 hectares as well as several large fires which spread among others to Olkusz (822 ha) and Herby (443 ha) forest districts). Moreover, other natural phenomena such as floods, hurricanes, and tornadoes, which affect vast areas, have occurred there.

Abiotic and anthropogenic factors often indirectly trigger forest disturbances, which are directly caused by biotic factors such as mass occurrence of forest pests. During 2006–2009, extensive outbreak of bark beetles in the Beskidy Mountains started after the catastrophic drought which took place in July 2006. As a result, accumulation of factors leading to the disturbance as well as significant deterioration of forest health conditions acquire characteristics of a long-term event with a high degree of difficulty related to elimination of its effects.

Possibilities for avoiding natural disasters are very limited. Human activities to a certain degree can only minimize the risk of forest fire occurrence as well as delay natural succession of processes occurring in the environment (spruce die-off in the Beskidy and Opawskie Mountains). However even with exceptional scientific and technological advances, people remain quite powerless when the situation concerns natural disasters caused by extreme atmospheric or hydrological phenomena. Nevertheless, new concept of forest protection which incorporates monitoring of changes in forest ecosystem health allows to timely foresee possible scenario of ecological disaster occurrence and to direct planned protection and management activities at mitigation of potential damages. Monitoring of disaster prone forest areas is also of significant importance with the goal of selecting proper forest management activities and tasks included into forest management plans through identification of possible dangers and their visualization on the layers of digital forest maps.

Economic side of natural disasters is mainly reflected by profits from timber sales, which during the beginning exceed the necessary costs, and during the consecutive years they are insufficient in order to cover costs related to the reconstruction of infrastructure and enrichment of forest areas, while forest districts affected by ecological disasters become negatively balanced during the next several decades.

At present, organizational issues as well as financial principles accepted by the State Forests National Forest Holding together with gained experience allow to timely clean-up disturbance effects and to reconstruct forest stands on the areas devastated by disasters through provision of necessary means and systematic subsidies available to affected forest districts during the consecutive years. However, due to constant growing tendency in forest management costs and number of limitations concerning forest use, which include organization of new forest protection areas, it would be necessary to continue activities related to provision of external financing for tasks directed on clean-up of forest disaster effects and also to establish or to use other possibilities linked to available aid programs.

Natural disasters in forests result in evident economic losses. However, their social consequences which include psychological damage occurring as a result of traumatic events, succeeded by the need to restore the lost personal property and provision of necessary financial aid and fundamental social assistance should not be overlooked. Education is an important key pillar of natural disaster management. It includes preventive activities which are aimed at preparation of the society to possible natural disaster through understanding the nature of possible disasters within their close surrounding. Future effects of such activities could become key elements of plans for natural disaster risk reduction.

And finally, it would be important to mention that presented above consequences of ecological disasters indirectly provide an impulse for development of innovative approaches in forest management, adoption of new technologies and work techniques, as well as development of forest services market.

## LITERATURA PRZEDMIOTU

- Barszcz J., Małek S. 2003. Perspektywy wzrostu świerka w wyższych położeniach Beskidu Śląskiego na obszarach zagrożenia trwałości lasu w świetle oceny jego odnowień. W: Grzywacz A. (red.) 2003. Drzewostany świerkowe stan, problemy, perspektywy rozwojowe. Polskie Towarzystwo Leśne, 141–159.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2010. Metoda określania ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr. *Leśne Prace Badawcze*.
- Lech P., Kwiatkowski M., Zachara T. 2013. Zagrożenia lasów zależne od stanu atmosfery. *IBL, Sękocin Stary*, 29: 30–39.
- Małek S., Barszcz J., Jaworski A., Skrzyszewski J., Socha J. 2015. *Ekologiczne i hodowlane uwarunkowania przebudowy drzewostanów świerkowych w Beskidzie Śląskim i Beskidzie Żywieckim*. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie.
- Przybylska K. 1999. Waloryzacyjny system oceny lasów górskich przystosowany do planowania urządzeniowego. *Sylvan*, 5: 27–36.

- Szabla K. (Przewodniczący zespołu) 2012. Instrukcja ochrony lasu, cz. I, III, IV, t. I. PGL Lasy Państwowe, Bedoń.
- Szujewski A. 2000. *Hylozoologia – nauka XXI wieku*. W: H. Malinowski H. (red.). *Stan i perspektywy badań z zakresu ochrony lasu*. IBL, Sękocin Stary, Warszawa, 9–19.
- Szujewski A. 2008. *Ochrona ekosystemów leśnych w teorii i praktyce*. W: S. Mazur, (red. Tracz H), VIII *Symposium Ochrony Ekosystemów Leśnych „Zagrożenia ekosystemów leśnych przez człowieka”*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 30–39.



*Maciej Skorupski<sup>1</sup>, Tomasz Sobalak<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, maskorup@up.poznan.pl;

<sup>2</sup>Nadleśnictwo Łopuchówko, tomasz.sobalak@poznan.lasy.gov.pl

## Wyzwania wielofunkcyjnej gospodarki leśnej - konkurencyjność funkcji lasu jako źródło konfliktów

Jednym z najważniejszych zasobów naturalnych środowiska, pełniącym wiele funkcji jest las. Przez długi czas był on dla człowieka niewyczerpalnym rezerwuarem wielu zasobów. Dzisiaj stosuje się pojęcie wielofunkcyjności lasu, co najogólniej oznacza, iż lasy spełniają wiele różnych, ważnych zadań. Pojęciu temu poświęcono dotychczas bardzo dużo uwagi. W literaturze przedmiotu można spotkać liczne próby klasyfikacji funkcji lasu. Niektórzy autorzy wskazują ich ponad pięćdziesiąt (Marszałek 1999).

Dla celów praktycznych najczęściej funkcje te agregowane są w cztery jednostki.

Pierwszą grupę stanowią funkcje gospodarcze. Gospodarstwo leśne prowadzi działalność w sferze produkcji materialnej, wnosząc tym samym istotny wkład do wytwarzanego produktu krajowego brutto (PKB). W tym miejscu należy podkreślić, że generowanie przychodów przez Lasy Państwowe, funkcjonujące na zasadzie samodzielności finansowej, pokrywające koszty działalności z własnych przychodów, powinno odbywać się bez szkody dla społecznych wartości oraz społecznych funkcji lasu. Las to źródło odnawialnych surowców mineralnych, ale również miejsce pracy dla określonej grupy zawodowej liczącej w Polsce 25 tysięcy osób, zatrudnionych w administracji LP, dla ponad 4000 zakładów usług leśnych, zatrudniających kilkadziesiąt tysięcy osób oraz niezliczonej rzeszy społeczeństwa, czerpiącej dochody z pozyskania runa leśnego.

Druga grupa to funkcje społeczne. Lasy to tereny do rekreacji, turystyki kwalifikowanej, jak również turystyki pobytowej. Mówiąc o funkcji turystyczno-rekreacyjnej należy pamiętać, że od setek lat znane są właściwości zdrowotne i bioterapeutyczne zbiorowisk, czy też roślin tworzących las. Część z tych roślin zbierana jest dla celów medycznych. W Polsce doliczono się 400 gatunków dziko rosnących roślin leczniczych, z czego 120 gatunków to gatunki leśne (Mandziuk i Janeczko 2009). Ich



zbieranie to także trwały element kulturowy, stanowiący tradycję ludową oraz istotny element tożsamości lokalnej. Las to teren wypoczynku niezwykle istotny dla człowieka, który w lesie zawsze szukał ukojenia, rozrywki czy doznań piękna.

Trzecia grupa to funkcje środowiskotwórcze związane z tworzeniem określonych ekosystemów i układów ponadekosystemowych (krajobrazy leśne) w przestrzeni.

Ostania grupa funkcji związana jest z naturalną ochroną środowiska niezbędnego dla życia organizmów żywych, w tym również człowieka oraz z zachowaniem najcenniejszego potencjału biotycznego środowiska, różnorodności biologicznej oraz walorów krajobrazu.

Głównymi przesłankami do tworzenia modelu wielofunkcyjnej gospodarki leśnej były: trwałość zachowania i użytkowania lasów, harmonizowanie w czasie i przestrzeni wszystkich funkcji lasu, ochrona lasów oraz powiększanie zasobów leśnych.

Podstawowe dokumenty prawne obowiązujące w Lasach Państwowych zawierają m.in. pojęcia lasu wielofunkcyjnego i wielofunkcyjnej gospodarki leśnej. Rozróżnianie tych pojęć dostrzegali już ponad 300 lat temu Hans Carl von Carlowitz w swoim dziele *Silvicultura oeconomica* w rozdziale na temat wieloużytkowości lasów. Jednak dopiero w drugiej połowie XX wieku na forum międzynarodowym wprowadzono zalecenia ochrony zasobów leśnych i stosowania pojęcia związanego z wielofunkcyjnością gospodarki leśnej, tj. zrównoważonej gospodarki leśnej. Według Kassenberga (2006) zrównoważony rozwój to równoprawne traktowanie racji społecznych, ekonomicznych i ekologicznych, czyli integracja i całościowe podejście, a nie prosty kompromis, gdyż przyrodnicze systemy podtrzymujące życie na Ziemi nie mogą podlegać kompromisowi.

Bogactwo i możliwości, jakie daje nam język polski, spowodowały, że w użyciu znalazło się wiele synonimów hasła „wielofunkcyjna gospodarka leśna”. I tak w Polityce leśnej państwa z 1997 roku, gdzie jest mowa o wielofunkcyjnej gospodarce leśnej, spotykamy się z „rozwinieniem” tego pojęcia:

- *zasady trwale zrównoważonego rozwoju wielofunkcyjnej gospodarki leśnej,*
- *model proekologicznej i zrównoważonej ekonomicznie, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej,*
- *model trwale zrównoważonej wielofunkcyjnej gospodarki leśnej,*
- *proszologiczny model gospodarki leśnej.*

W Polityce leśnej państwa (rozdz. V. pkt 2) zapisano: *Do roku 2020 m.in. nastąpi zakończenie przekształceń leśnictwa surowcowego na wielofunkcyjne, co oznacza, że leśnictwo wielofunkcyjne postrzegane jest jako przeciwieństwo leśnictwa surowcowego. Tyle tylko, że należy pamiętać, że drewno jest nie tylko podstawą przemysłu drzewnego, ale i spodziewanym, potencjalnym i odnawialnym źródłem energii.*

W regionalnych programach operacyjnych Polityki leśnej państwa spotykamy różnorodność nazewniczą:

- *trwała wielofunkcyjność lasu,*
- *wielofunkcyjny model lasu,*

- wielofunkcyjny model leśnictwa,
- proekologiczny model gospodarki leśnej.

Używamy pojęcia „wielofunkcyjna gospodarka leśna”, które w żadnym z ważnych dokumentów regulujących polskie leśnictwo nie zostało precyzyjnie zdefiniowane (Rykowski 2009). Warto zwrócić na to uwagę szczególnie leśnikom, którzy jako praktycy korzystają na co dzień z tych dokumentów. Obowiązująca ustawa o lasach definiuje w art. 6.1.1, czym jest gospodarka leśna: *działalność leśna w zakresie urządzania, ochrony i zagospodarowania lasu, utrzymania i powiększania zasobów i upraw leśnych, gospodarowania zwierzyną, pozyskiwania – z wyjątkiem skupu – drewna, żywicy, choinek, karpiny, kory, igliwia, zwierzyny oraz płodów runa leśnego, a także sprzedaż tych produktów oraz realizacja pozaprodukcyjnych funkcji lasu*. W art. 6.2. ustawodawca definiuje, czym jest trwale zrównoważona gospodarka leśna. Jest to: *działalność zmierzająca do ukształtowania struktury lasów i ich wykorzystania w sposób i tempie zapewniającym trwałe zachowanie ich bogactwa biologicznego, wysokiej produktywności oraz potencjału regeneracyjnego, żywotności i zdolności do wypełniania teraz i w przyszłości, wszystkich ważnych ochronnych, gospodarczych i społecznych funkcji na poziomie lokalnym, narodowym i globalnym, bez szkody dla innych ekosystemów*. Należy zwrócić uwagę na fakt, że powyższa definicja oparta została na Rezolucji H1 przyjętej przez Konferencję Narodów Zjednoczonych Środowisko i Rozwój w 1992 roku zwanej dalej *Stanowiskiem w sprawie Zasad Leśnych*. W stanowisku tym podane zostały jednak tylko cele trwale zrównoważonego zagospodarowania lasów, a nie zrównoważonej gospodarki leśnej.

W obowiązujących *Zasadach hodowli lasu* (2012) w § 5 dokonano podziału funkcji lasów na:

- *naturalne* – wynikające z samego istnienia lasu;
- *kształtowane* (ochronne, gospodarcze i społeczne) – wymagane w określonym kierunku, metodami gospodarki leśnej.

W § 7 pkt 1 zapisano: *...każdy las w każdym miejscu i czasie w sposób naturalny pełni jednocześnie różne funkcje. Niektóre z nich, uznane za szczególnie ważne dla człowieka, mogą być wymagane metodami gospodarki leśnej*. Zaś w pkt. 2 dodano: *Wielofunkcyjna gospodarka leśna powinna zapewniać możliwość trwałego i zrównoważonego pełnienia przez lasy wszystkich ich naturalnych funkcji i wzmacniać funkcje uznane dla danego obszaru za wiodące*.

Z § 25 pkt 1 *Instrukcji urządzania lasu* (2012) wynika: *W lasach, z natury wielofunkcyjnych, wyróżnia się wiele funkcji ujmowanych w zbiory odpowiednie do celów ochrony przyrody oraz gospodarki leśnej, w tym np. według sposobu ich świadczenia lub ze względu na ograniczenia gospodarki leśnej wynikające z przepisów ustawy o lasach oraz ustawy o ochronie przyrody, albo ze względu na wagę i rolę pełnionych funkcji (funkcje dominujące oraz funkcje wiodące)*.

W pkt 2. *...przyjmuje się podział, zależnie od dominującej roli pełnionych funkcji ochronnych, na 3 podstawowe (główne) grupy lasów: rezerwatowe,*

*ochronne oraz gospodarcze, co nie wyklucza możliwości ich grupowania w inne, w miarę jednorodne, obszary funkcjonalne.*

W *Instrukcji ochrony lasu* (2012) podane są *cele ochrony ekosystemów leśnych, uwzględniające istniejące i spodziewane zagrożenia oraz wzrost zapotrzebowania społeczeństwa na pełnione przez las funkcje*. W rozdziale 5. *Biologiczne wzbogacanie obrzeży lasu i kształtowanie stref ekotonowych* wyróżniono 3 grupy funkcji leśnych stref ekotonowych: *funkcje ochronne, funkcje biologiczne i funkcje społeczne*.

W *Polityce leśnej państwa* (1997) wyróżnia się funkcje: *ekologiczne (ochronne), produkcyjne (gospodarcze) i funkcje społeczne*.

Jeszcze inny podział funkcji lasów w związku z klimatem i jego zmianami zaproponował profesor K. Rykowski (2003), który wymienia 4 funkcje lasu:

- jako „ofiara” zmian klimatycznych, które zmniejszają jego odporność na choroby i szkodniki, zwiększają palność lasów, powodują zmiany składu gatunkowego oraz zmiany zasięgów gatunków drzew;
- jako „beneficjent” zmian klimatycznych, tzn. korzystający ze wzrostu temperatury i eutrofizacji siedliska (depozycja związków azotowych), co skutkuje przyrostem biomasy i stwarza korzystne warunki do odnowienia i regeneracji;
- jako „remedium” na zmiany globalne i zły stan środowiska, ze względu na zdolność do pochłaniania i względnie trwałego gromadzenia węgla w strukturach ekosystemów leśnych (zarówno w drewnie jak i w glebie) oraz intensyfikację procesów parowania, co ma istotne znaczenie dla tworzenia się chmur deszczowych i cyrkulacji atmosferycznej i obiegu wody;
- jako „przyczyna”, tzn. jako źródło gazów szklarniowych CO<sub>2</sub> i metanu, z powodu wzrostu emisji na skutek wylesień, intensywnej uprawy gleby, braku odnowień, pożarów lasów.

*Strategia Państwowego Gospodarstwa Leśnego LP na lata 2014–2030* rozpoczyna się od słów: *Lasy spełniają szereg funkcji, które można podzielić na:*

- ekologiczne (przyrodnicze),
- społeczne,
- gospodarcze.

Powołując się na zapisy ustawy o lasach, *...lasy mają obowiązek prowadzenia gospodarki w sposób zapewniający trwałe równoważenie tych wszystkich funkcji. Funkcje przenikają się wzajemnie tworząc system powiązań warunkujących ich realizację w ramach prowadzonej gospodarki leśnej.*

Współczesne lasy są ekosystemami najbardziej zróżnicowanymi biologicznie. Niezwykle bogactwo gatunkowe sprzyja utrzymaniu stabilności ekosystemu i zdolnościom adaptacyjnym w zmieniających się warunkach środowiska. W Polsce, podobnie jak w większości krajów europejskich, dominuje pogląd mówiący o integracji funkcji pełnionych przez las. Europa przyjęła ideę zrównoważonego rozwoju, *to znaczy takiego rozwoju społeczno-gospodarczego, który nie narusza kapitału przyrodniczego* (Kozłowski 2006). W świecie jest nieco inaczej, powszechnie hoduje się lasy o charakterze plantacyjnym, gdzie intensywnie produkuje się drewno, lasy ochronne i wreszcie lasy rekreacyjne.

Pierwotną, obiektywną i obligatoryjną funkcją lasów jest zamiana energii słonecznej – świetlnej na energię chemiczną, czyli produkcja biomasy. Do realizacji tej funkcji człowiek nie jest potrzebny, tworzą go siły przyrody. Pozostałe funkcje są funkcjami wtórnymi, subiektywnymi i fakultatywnymi, wynikają ze zdefiniowania potrzeb człowieka (Rykowski 2009). W miarę zagospodarowywania człowiek kształtuje wielofunkcyjność lasów. Pojawiają się coraz to nowe potrzeby poszerzające wielofunkcyjność. Wtórne funkcje mogą być rozwijane i wzmagane metodami gospodarki leśnej. Każda z tych funkcji potrzebuje innej struktury, metod i odpowiednich technologii zagospodarowania. Akumulacja węgla ujawniła zupełnie nową funkcję lasów w ochronie klimatu. Jest to traktowanie lasów jako pochłaniacza CO<sub>2</sub> (*carbon sinks*). Pomimo, że procesy fotosyntezy znane były od dawna, to nikt do czasu ustanowienia konwencji ramowej w sprawie zmian klimatu i Protokołu z Kioto, nie myślał o lesie w takich kategoriach.

Wielofunkcyjność lasów może być postrzegana przede wszystkim poprzez istniejące relacje „człowiek-las”. Istotę tych relacji stanowi sposób oddziaływania lasu na środowisko przyrodnicze i warunki życia człowieka w tym środowisku oraz konsekwencje wpływu człowieka na las i środowisko leśne (Stępień 1998). Las pojmowany jest jako źródło wielu różnych korzyści nazywanych funkcjami, choć są to świadczenia o charakterze usług publicznych. Wzrost znaczenia tych funkcji może spowodować w praktyce ograniczenia w swobodnym prowadzeniu gospodarki leśnej oraz znaczący wzrost kosztów – także z potrzeby adaptacji lasów do tych wszystkich funkcji. Łączenie wielu funkcji lasu w tym samym miejscu i czasie powoduje utrudnienia w podejmowaniu decyzji gospodarczych. Gospodarowanie w lesie wielofunkcyjnym wymaga obszernej wiedzy o ekosystemie leśnym. Może to stanowić zagrożenie dla obowiązującej samowystarczalności finansowej nadleśnictw. Zgodnie z zapisami ustawy o lasach racjonalnie prowadzona gospodarka wymienione funkcje powinna traktować jako równorzędnie ważne. Być może, dla znalezienia kompromisu pomiędzy produkcją drewna, potrzebami społecznymi i ochroną przyrody, jak również dla ułatwienia planowania przestrzennego w leśnictwie, należałoby tworzyć tzw. obszary funkcjonalne.

Podsumowując należy pamiętać, że lasy znajdują się pod nieustannym wpływem zmian klimatycznych i równocześnie zanieczyszczeń powietrza. Wiele czynników stresogennych, w różnym stopniu ze sobą powiązanych, działa na ekosystemy leśne z różnym natężeniem. Oprócz wymienionych czynników klimatycznych i ekstremalnych warunków pogodowych są to: w Europie Wschodniej – eutrofizacja, powodowana nadmiarem azotu, w Europie Centralnej – dwutlenek siarki i związane z tym zakwaszenie gleb, a w Europie Południowej – ozon. Mimo następującego, obserwowanego zmniejszenia emisji zanieczyszczeń, uważa się, że może to być niewystarczające do zahamowania procesu zakwaszania gleb. W połączeniu z przewidywanym ociepleniem i osuszeniem klimatu wpływ

ten może mieć o wiele bardziej drastyczne skutki. Stąd postulowane są takie kierunki zmian w ochronie lasu, których głównym celem jest dążenie do zapewnienia trwałości lasu i ciągłości jego wielostronnych funkcji przez zwiększanie odporności ekosystemów leśnych na czynniki szkodotwórcze. Realizacja takich celów wymaga bieżącego monitorowania czynników antropogenicznych i klimatycznych zagrażających lasom.

Jak wynika z przedstawionych faktów, złożoność problematyki wielofunkcyjnej roli lasów wynika z powiązań leśnictwa z coraz większą liczbą grup społecznych i podmiotów gospodarczych zainteresowanych dostępnością do określonych funkcji lasu. Stan ten powoduje konkurencyjność żądań społecznych i zwykle stawia leśnictwo w sytuacji konfliktowej przy ustalaniu zadań, doborze sposobu ich realizacji lub realnej ocenie możliwości i konsekwencji wykonywanych działań. Bardzo ważnym elementem jest kompleksowe spojrzenie na leśnictwo wielofunkcyjne w kontekście przestrzennym. Pojawia się pojęcie alokacji funkcji lasu, bowiem każda z nich wykazuje określony zasięg przestrzenny. Planowanie przestrzeni powinno być uwzględnione na etapie prac urzędniowych. Wykorzystać przy tym należy zapisy ustaw o ochronie przyrody, o przeznaczaniu gruntów do zaleśnień, o ochronie gruntów rolnych i leśnych oraz Prawa ochrony środowiska. Źródłem konfliktów przestrzennych, ujawniających się zwłaszcza na poziomie lokalnym może być wzrost negatywnego wpływu otoczenia wynikający z:

- *intensyfikacji urbanizacji i rozbudowy infrastruktury technicznej w obrębie lasów i ich otoczenia, gdzie panuje wręcz chaos planistyczny;*
- *zanieczyszczeń, w tym zaśmiecania i eutrofizacji środowiska przyrodniczego jako konsekwencji presji urbanizacji i lokalizacji nowych obiektów infrastruktury;*
- *wzmoczonego rozwoju turystyki i rekreacji zagrażającego zubażaniem świata fauny i flory oraz nadmierną antropopresją na środowisko przyrodnicze prowadzącą do degradacji siedlisk leśnych i drzewostanów (Szujewski 2003).*

Pewne nadzieje na uporządkowanie terminologii dotyczącej gospodarki i polityki leśnej oraz uregulowanie dotyczące jednoznacznego podziału funkcji lasu daje lektura *Wizji działań na rzecz rozwoju Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe* autorstwa dr. inż. Konrada Tomaszewskiego dyrektora generalnego Lasów Państwowych (2015), zawarta w załączniku nr 8 do zarządzenia dyrektora generalnego LP w sprawie określenia wartości nieruchomości leśnych wchodzących w skład LP. Należy przyjąć generalną tezę postawioną przez autora, że: *funkcjom lasu należy przypisywać charakter funkcji zewnętrznych, jeżeli funkcje te rozpatruje się w kontekście ich przydatności społeczno-gospodarczej. Kolejny element tej tezy głosi: funkcje lasu są funkcjami zewnętrznymi dlatego, że takie znaczenie skutkom funkcjonowania lasu zostało nadane przez człowieka. Innymi słowy jednostki ludzkie „nauczyły się” lub dostosowały do wykorzystywania skutków działania lasów dla swojego pożytku. Podział funkcji lasu na funkcje wewnętrzne oraz funkcje zewnętrzne jest zatem w dużym stopniu umowny: funkcje zewnętrzne ekosystemów są ściśle determinowane ich funkcjami wewnętrznymi. Poprzez funkcje zewnętrzne – z funkcjonowaniem, w tym istnieniem*

lasów, wiąże się ich naturalna zdolność do zaspokajania potrzeb różnych beneficjentów (do przysparzania korzyści różnym beneficjentom).

Naturalne zewnętrzne funkcje lasu jako przedmiot modyfikacji metodami działalności ludzkiej należy podzielić na funkcje materialne (zwane produkcyjnymi) oraz funkcje niematerialne (zwane pozaprodukcyjnymi). Wśród funkcji niematerialnych autor wymienia:

1. *Funkcje korzystnego wpływu na poziom satysfakcji, doznawanej przez jednostki ludzkie oraz funkcje korzystnego wpływu na funkcjonalność ekosystemową globu ziemskiego w wymiarze punktowym, lokalnym, regionalnym, krajowym i globalnym;*
2. *Funkcje utrzymania i kształtowania warunków egzystencji oraz prowadzenia działań przez inne podmioty;*
3. *Funkcje rezerwuaru zasobów majątkowych na wypadek nadzwyczajnych potrzeb;*
4. *Funkcje zaspokajania nadzwyczajnych potrzeb i zobowiązań podmiotów.*

W punkcie 1 – w funkcjach korzystnego wpływu na poziom satysfakcji autor wyróżnia:

- *Funkcje ochrony środowiska przyrodniczego i dziedzictwa kulturowego;*
- *Funkcje utrzymania stanu i kształtowania środowiska przyrodniczego;*
- *Funkcje kształtowania satysfakcji społecznej i indywidualnej.*

Druga grupa funkcji utrzymania i kształtowania warunków egzystencji oraz prowadzenia działań przez inne podmioty zawiera:

- *Funkcje utrzymania i kształtowania warunków do wypoczynku, rekreacji, rehabilitacji, turystyki i uprawiania krajoznawstwa;*
- *Funkcje utrzymania oraz kształtowania warunków do działalności poligonowej (poligony wojskowe, poligony badań i doświadczeń);*
- *Funkcje lasu jako zasobu przydatnego w utrzymaniu i kształtowaniu ładu podmiotowego prowadzenia działań;*
- *Funkcje utrzymywania i kształtowania bezpieczeństwa terytorialnego oraz inne funkcje obronne.*

W grupie funkcji lasu jako zasobu przydatnego w utrzymaniu i kształtowaniu ładu podmiotowego prowadzenia działań autor wyróżnia trzy grupy funkcji:

- *Funkcje kształtowania ładu podmiotowego prowadzenia działalności w obrębie danego gospodarstwa leśnego (funkcje służebnościowe wewnętrzne);*
- *Funkcje służebnościowe zewnętrzne;*
- *Funkcje trwałej podaży nieruchomości.*

Funkcje służebnościowe zewnętrzne zostały podzielone na:

- *Funkcje bezpośrednie;*
- *Funkcje pośrednie.*

Wszystko, co zostało powiedziane na temat przenikania i nakładania się funkcji lasów powoduje, że są one nierozdzielne, co uzasadnia z jednej strony potrzebę jednego, wspólnego gospodarza i jednolitego zarządzania lasami, z drugiej

umożliwia podział w przestrzeni i czasie na gospodarstwa, stosownie do społecznego zapotrzebowania na funkcje lasu. Człowiek potrzebuje coraz więcej drewna, ale jednocześnie chce mieć dla siebie las, chce by las go chronił, oczyszczał środowisko, kształtował mikroklimat. Pogodzenie tych sprzeczności jest niezwykle trudne, o czym świadczą wybuchające okresowo konflikty między gospodarką leśną, a ochroną przyrody, czy przemysłem drzewnym. Jesteśmy świadkami konfliktu, czy może „sprzeczności potrzeb” w skali makro. Gospodarka leśna powinna rozwijać coraz bardziej wyspecjalizowaną produkcję drewna (wg założeń Leśnej Platformy Technologicznej UE), jak również zwiększać powierzchnię obszarów chronionych (wg Natura 2000).

Wydaje się, że nadszedł odpowiedni czas, aby zintensyfikować rozpoczęte wypracowywanie nowych modeli zarządzania lasami i przystąpić do jednoznacznego uporządkowania kwestii związanych z funkcjami lasu. Powinno to znaleźć odzwierciedlenie w doskonaleniu zarówno polskiego prawa leśnego, polskiej polityki leśnej, jak również gospodarki leśnej. Zmiany te związane z nowym spojrzeniem na politykę zrównoważonego rozwoju i realizację modelu wielofunkcyjnej gospodarki leśnej spowodują zapewne konieczność innego postrzegania specyfiki funkcjonowania lasów, co musi być przestrzegane przez wszystkie sektory gospodarki oraz całe społeczeństwo.

## Summary

*Maciej Skorupski<sup>1</sup>, Tomasz Sobalak<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Poznań University of Life Sciences, maskorup@up.poznan.pl;

<sup>2</sup>Łopuchówko Forest District, tomasz.sobalak@poznan.lasy.gov.pl

### Challenges of the multifunctional forestry - competitiveness of forest functions as a source of conflicts

Would it be possible to clearly define, which forest functions have higher or lower significance for ... and exactly, for whom or what? Is not it so, that a society could often be divided according to people's point of view, or by benefits received from various functions implemented by forest while agreeing to dominance of some forest functions over others? From the other side, do similar divisions also exist among the believes of foresters? And does not existing legislation come to our help by stating and limiting potential choices, or quite the opposite, by allowing us to operate within wider limits?

In the Forest Act, forest management is defined as forest activities directed on planning, protection and management of forests, maintenance and extension of resources and forest plantations, wildlife management, harvesting (excluding purchase) of timber, resin, Christmas trees, stump wood, bark, evergreen branches, game and non-wood forest products, as well as sale of those products and providing non-productive forest functions.

Forest management is implemented based on multiple principles, with the most important one being continuity and sustainable use of all forest functions. In the legislative definition, continuous sustainable forest management is the activity directed on shaping forest structure and forest utilization in such a way or rate, which ascertains continuous existence of its biological riches, high productivity and regenerative potential, vitality and ability to implement now and in the future all the important protective, economic and social functions at the local, national and global levels, without the damage to other ecosystems. And so, there is no any distinguishing or prioritizing of those functions in general law. Though, in the Forest Act, during the listing of forest management goals, the production goal (of wood, raw materials and non-timber forest products) is listed in the last position and should be implemented on the basis of sustainable management. However, it is the economic function which is being a main source (currently as well as in the near future) of necessary financial means for maintaining forest vitality and supporting proper implementation of its other functions.

Considering the above, should other forest functions be subordinated to economic functions? Implemented by the State Forests National Forest Holding multi-functional forest management contradicts such a statement. There is no doubt, however, that conflicts are quite common, with their source being in the competitiveness of forest functions.

Therefore, in the current work we would like to discuss several examples of such conflicts and also to show possible directions of their mitigation or solving.

## LITERATURA

- Kassenberg A. 2006. Prognozy oddziaływania na środowisko dokumentów strategicznych jako instrument wdrażania polityki ekologicznej i włączania społeczeństwa w proces planistyczny. W: Partnerstwo dla efektywności ekologicznej, Instytut na rzecz Ekorozwoju, Warszawa.
- Kozłowski S. 2006. Miejsce Polski w Europie. Problemy Ekorozwoju, 1.2: 93–98.
- Lasy Państwowe. 2013. Strategia Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe.
- Mandziuk A., Janeczko K. 2009. Turystyczne i rekreacyjne funkcje lasów w aspekcie marketingowym. W: Turystyka w lasach i na obszarach przyrodniczo cennych (red. Anderwald D., Janeczko E., Janeczko K., Chojnacka-Ożga W., Rutkiewicz A., Skłodowski J.). Studia i Materiały CEPL w Rogowie, 4: 65–71.
- Marszałek T. 1999. Nasze dziedzictwo leśne. Fundacja Rozwój SGGW, Warszawa.
- Rykowski K. 2003. Wpływ zmian klimatycznych na gospodarkę leśną. Czy Polsce grożą katastrofy klimatyczne? Komitet Prognoz „Polska 2000 Plus” PAN.
- Rykowski K. 2009. Pojęcie i zadania wielofunkcyjnej gospodarki leśnej. W: Leśnictwo wielofunkcyjne – stan obecny i przyszłość. Zimowa Szkoła Leśna



- I Sesja. Sękocin Stary, 17–19 marca 2009 r., Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary: 11–28.
- Stępień E. 1998. Quo vadis zarządzanie lasu XXI wieku? *Sylvan*, 5: 23–34.
- Szujecki A. 2003. Wizja i konsekwencje praktyczne nowoczesnego planu zarządzania lasu wielofunkcyjnego w świetle europejskiej polityki leśnej. W: *Urządzanie lasu wielofunkcyjnego – opinie, poglądy, propozycje* (red. Stępień A.). Fundacja „Rozwój SGGW”, Warszawa: 97–109.
- Tomaszewski K. 2015. *Wizja działań na rzecz rozwoju Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe*.

# Wnioski z VIII Sesji Zimowej Szkoły Leśnej przy IBL

Poniższe wnioski opracowane zostały na podstawie streszczeń nadesłanych przez autorów referatów wygłoszonych w trakcie Sesji oraz wniosków i uwag zgłoszonych przez uczestników Zimowej Szkoły Leśnej. Ze względu na różnorodność prezentowanych zagadnień, poniższe wnioski nie wyczerpują całej złożoności tematyki poruszanej w trakcie Sesji. Wnioski przedstawione zostały w formie syntetycznej, tak aby zachęcić czytelników do bliższego zapoznania się z treścią poszczególnych referatów. Zgodnie ze strukturą merytoryczną Sesji wnioski pogrupowano w pięć bloków tematycznych.

## **Blok I: Przewidywane zmiany klimatu i strategie adaptacyjne lasów**

1. Polskie lasy są zarządzane w sposób zrównoważony i modelowy z uwzględnieniem zwiększenia możliwości sekwestracji węgla. Takie podejście do gospodarki leśnej znalazło swój wyraz w porozumieniu paryskim, podpisanym w 2015 r. w trakcie Konferencji Stron Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu, w którym wzięto pod uwagę postulaty strony polskiej dotyczące: (1) uwzględnienia roli lasów w pochłanianiu emisji, (2) zachęcenia sygnatariuszy porozumienia do podjęcia działań zwiększających wiązanie gazów cieplarnianych przez lasy oraz (3) zapewnienia, że pochłanianie to będzie w przyszłości włączone do systemu rozliczania emisji i redukcji emisji CO<sub>2</sub>.
2. W ramach dostosowywania gospodarki leśnej do zmieniającego się klimatu Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe (PGL LP) podejmuje szereg działań zmierzających do zwiększenia sekwestracji CO<sub>2</sub> przez lasy poprzez odpowiednie zabiegi hodowlane, ograniczanie zagrożenia pożarowego oraz przeciwdziałanie procesom rozpadu drzewostanów. Ponadto w 2017 r. Lasy Państwowe (LP) uruchomią 4-letni projekt, mający na celu ustanowienie leśnych gospodarstw węglowych, w których zostanie wykonana ocena dodatkowego pochłaniania CO<sub>2</sub>. Na tej podstawie możliwa będzie sprzedaż przez LP na rynku alternatywnym dodatkowych jednostek redukcji emisji podmiotom gospodarki narodowej objętym Europejskim Systemem Handlu Emisjami.
3. Obecnie najważniejszym czynnikiem determinującym stan zdrowotny lasów są zmiany klimatyczne skutkujące nasileniem zjawisk wcześniej nietypowych,

- takich jak ekstremalne upały i susze, gwałtowne burze, silne gradobicia, huraganowe wiatry i trąby powietrzne, okiść oraz powodzie.
4. Należy pilnie podjąć działania nakierowane na zmniejszenie podatności lasów na zmiany klimatu przez obniżenie wrażliwości drzew na niekorzystne zmiany klimatyczne oraz zwiększenie ich zdolności adaptacji do nowych warunków środowiska. Do najważniejszych z tych działań zalicza się:
    - promowanie systemu „ciągłej pokrywy leśnej” oraz gatunków lepiej dostosowanych do zmian klimatu,
    - popieranie naturalnego odnowienia,
    - kształtowanie właściwej struktury drzewostanów przez trzebieże selekcyjne.

### **Blok II: Zagrożenia lasu i jego funkcji**

5. Obecne problemy ochrony lasu wynikają przede wszystkim z pogarszającego się stanu zdrowotnego drzewostanów wskutek systematycznego oddziaływania ekstremalnych zjawisk pogodowych. Do problemów tych zaliczyć należy osłabienie i/lub zamieranie drzewostanów świerkowych, sosnowych, dębowych i jesionowych, masowo atakowanych przez owady lub zasiedlanych przez patogeny grzybowe. Ponadto na stan zdrowotny lasu mają wpływ cyklicznie pojawiające się gradacje owadów, nierozwiązany problem ochrony szkółek i upraw przed szkodnikami korzeni oraz zagrożenia powodowane przez owady i patogeny na terenach kłesk wielkopowierzchniowych. Wymienionym problemom towarzyszy systematyczne zmniejszanie się liczby środków ochrony roślin dostępnych dla leśnictwa.
6. Do oceny ryzyka uszkodzenia lasów przez wiatr zaleca się stosowanie opracowanego w IBL modelu. Informacje o drzewostanach w Polsce, w których mogą wystąpić szkody powodowane przez wiatry, pozwalają na ich wcześniejszą przebudowę.
7. Zaburzenia środowiska wpływają na przestrzenne i czasowe zróżnicowanie krajobrazów leśnych. Nowo powstająca struktura przestrzenna wpływa na kolejne procesy ekologiczne, w tym na odnowienie lasu oraz na jego podatność na kolejne zakłócenia. Wszystkie typy zaburzeń obserwowanych w ekosystemach leśnych są ze sobą powiązane ze względu na heterogeniczność środowiska leśnego. Wpływa to na prawdopodobieństwo zaistnienia zaburzenia oraz na tempo regeneracji środowiska leśnego po jego wystąpieniu.

### **Blok III: Ewolucja zagrożeń lasu**

8. Nowe zagrożenia lasu przez owady mogą wynikać z:
  - nagłego wzrostu liczebności gatunków uznanych za nieszkodliwe (np. wskaźnica modrzewianeczka, smolik znaczony, kornik modrzewiowiec),
  - liczniejszego pojawu gatunków słabo poznanych (zasnuje, zawodnica świerkowa),
  - gradacyjnych pojawów owadów na obszarach innych niż dotychczas (pryszczarek Baera),

- poszerzenia areалу występowania danego gatunku (kornik zrosłozębny),
  - zmian w biologii gatunków dobrze poznanych (kornik drukarz).
9. Głównym zagrożeniem dla lasów przez obce gatunki grzybów, roślin i zwierząt jest obecność szkodników pojawiających się wskutek nieświadomego zawleczenia ich przez człowieka lub dzięki ich zdolnościom do samodzielnej dyspersji. Gatunki te negatywnie wpływają przede wszystkim na ekonomiczne oraz ochronne funkcje lasu poprzez modyfikację siedlisk, drapieżnictwo, pasożytnictwo i przenoszenie chorób.
10. Głównymi czynnikami wpływającymi na pogorszenie kondycji drzew i obniżenie ich odporności na patogeny są: zmienne warunki pogodowe, niezgodność biocenozy z biotopem, monotypizacja gatunkowa, udział gruntów porolnych. Najprawdopodobniej w przyszłości najważniejsze problemy dotyczące chorób lasu będą koncentrować się na:
- zwiększeniu aktywności grzybów pasożytniczych,
  - zamieraniu pędów sosny i gatunków liściastych,
  - zwiększeniu podatności drzew na choroby igieł i liści,
  - chorobach powodujących zgnilizny korzeni,
  - dalszym osłabieniu i zamieraniu drzew liściastych.
11. Coraz częstsze i intensywniejsze anomalie pogodowe przyczyniają się do obserwowanej na świecie tendencji wzrostu liczby pożarów lasu. W Polsce są to przeważnie pożary o niewielkim areale, z których 60% powstaje w lasach niepaństwowych. Stąd celowym jest zaprojektowanie i wybudowanie w nich dojazdów pożarowych, powiązanych z systemem dróg lokalnych i dojazdów w Lasach Państwowych. Podstawowymi przesłankami organizacji krajowego systemu ochrony przeciwpożarowej są dwa najważniejsze wskaźniki określające ryzyko pożarowe: kategoria i stopień zagrożenia pożarowego lasu. Rzutują one na sposób przygotowania lasu na wypadek pożaru oraz zakres i rodzaj codziennych przedsięwzięć ochronnych.

#### **Blok IV: Monitoring stanu zdrowotnego lasu oraz jego zagrożeń**

12. Istnieją modelowe projekcje zmian klimatu w skali globalnej, kontynentalnej, krajowej i regionalnej. Modele te pozwalają na uzyskanie orientacyjnych projekcji dla dużych obszarów, ale wnioskowanie o klimacie regionalnym czy lokalnym oraz o niektórych zmiennych klimatycznych (np. opadach) jest na tej podstawie niepewne.
13. Należy podkreślać znaczenie „Międzynarodowego programu oceny i monitoringu wpływu zanieczyszczeń powietrza na lasy” (*ICP Forests*). Jest to najdłużej trwający światowy system zintegrowanych informacji o stanie lasów, opierający się na danych zbieranych z blisko 7000 powierzchni obserwacyjnych.
14. Realizowany w Polsce monitoring stanu lasów dostarcza informacji umożliwiających kształtowanie racjonalnej polityki leśnej i ekologicznej w Polsce

i w całej Europie. W ostatnich dziesięcioleciach stwierdzono znaczące zmniejszenie się koncentracji tlenków siarki i azotu w powietrzu. W latach 2000–2014 kondycja i stabilność większości głównych gatunków lasotwórczych w Polsce była zróżnicowana. Najniższą zdrowotnością na terenie całego kraju cechowały się drzewostany świerkowe, natomiast do najmniej uszkodzonych należały drzewostany sosnowe. Spośród gatunków liściastych najlepszą kondycję zdrowotną od lat mają drzewostany bukowe, najgorszą zaś drzewostany dębowe.

15. Spełnianie przez infrastrukturę wodną wspólnie pożądanymi funkcjami wymaga kontynuacji inwestycji retencyjnych w lasach. Należy także podkreślić potrzebę posiadania przez jednostki administracyjne LP planów gospodarowania wodami (w ujęciu zlewniowym), zawierających m.in. studium hydrologiczne oraz określających zakres i harmonogram prawidłowej eksploatacji urządzeń i planowanych inwestycji w tym zakresie. W zlewniach leśnych ważną rolę powinien pełnić monitoring zasobów wodnych w ujęciu ilościowym i jakościowym.

#### **Blok V: Gospodarze konsekwencje uszkodzeń lasu i zmian jego funkcji**

16. Koncepcja kształtowania składu gatunkowego drzewostanów w praktyce leśnej wydaje się obecnie zbyt statyczna. Zasadna jest zmiana składu gatunkowego drzewostanu w czasie, w oparciu o wzorce z lasów naturalnych, co w rezultacie może przynieść korzyści przyrodnicze i ekonomiczne. Przy ustalaniu składów gatunkowych i form mieszania gatunków należy: unikać „modelu monokultury”, wykorzystywać wszelkie możliwości wzbogacenia struktury drzewostanu nawet na niewielkich obszarach, kształtować drobno-kępowe formy mieszania.

Takie postępowanie będzie skutkowało większą stabilnością i odpornością drzewostanów na niekorzystne czynniki środowiskowe (w tym na zmiany klimatu), a w konsekwencji większą wartością gospodarczą tych drzewostanów.

17. Kluczowym etapem w szacowaniu ryzyka wystąpienia straty jest ocena prawdopodobieństwa jej wystąpienia. Znając wartość obecną i docelową lasu, można podjąć próbę opracowania stawek ubezpieczenia, stanowiących ewentualną rekompensatę strat wyrządzonych np. przez pożar. Jest to szczególnie istotne w małych gospodarstwach leśnych, w których uszkodzenie drzewostanu nawet w niewielkim zakresie, jest dotkliwie dla indywidualnych właścicieli lasów.
18. Głównym dylematem w zarządzaniu ryzykiem w gospodarce leśnej jest kwestia podejmowania decyzji gospodarczych w sytuacji dużej niepewności, a często wręcz przy braku odpowiedniej wiedzy.
19. Spośród rynkowych czynników ryzyka najważniejszą rolę w działalności Lasów Państwowych odgrywa niepewność co do cen towarów oraz stopy procentowej. Wynika to z dominującego udziału przychodów ze sprzedaży drewna oraz znacznych środków finansowych ulokowanych na rachunkach

- bankowych. Na sytuację finansowo-majątkową spółek zaliczonych do sektora przemysłu drzewnego istotny wpływ ma ryzyko cen surowców oraz ryzyko walutowe, co wiąże się z dodatnim bilansem handlu z zagranicą. Sytuacja Lasów Państwowych sprzyja zagwarantowaniu bezpieczeństwa finansowego i nie stanowi zagrożenia dla płynności finansowej.
20. Ekonomiczne konsekwencje klęsk wielkopowierzchniowych w lasach przekładają się bezpośrednio na efektywność nadleśnictw i wymagają podejmowania nadzwyczajnych przedsięwzięć organizacyjnych, technicznych i finansowych na poziomie nadleśnictwa i regionalnej dyrekcji LP.
  21. Nowoczesna ochrona lasu polega na ochronie całych ekosystemów leśnych i zahamowaniu zachodzących w nich procesów destrukcyjnych. Służą temu m.in. monitoring stanu lasów oraz działania zapobiegające powstawaniu sytuacji stresowych w biocenozach leśnych. Koncepcja perspektywicznej ochrony lasu powinna stać się wiodącym czynnikiem stymulującym działania innych dyscyplin gospodarki leśnej.
  22. W wielofunkcyjnej gospodarce leśnej źródłem konfliktów często jest konkurencyjność funkcji lasu.
  23. W ostatnich latach szczególnie mocno nasila się proces artykułowania oczekiwań różnorodnych grup interesów w stosunku do lasów. Żądania tych grup mają często formę zorganizowanych kampanii medialnych ukierunkowanych na krytykę gospodarzy, zarządców lasów z równoczesnym, często agresywnym i jednostronnym, artykułowaniem własnych racji. Tworzy to nową grupę zagrożeń i wyzwań, zwłaszcza dla zarządców lasów publicznych, w których gospodarz lasu jest pod szczególną presją społeczną. W warunkach polskich proces ten szczególnie dotyczy PGL LP zarządzającego 80% ogólnej powierzchni lasów. Lasom Państwowym brakuje instrumentów, interdyscyplinarnej wiedzy i doświadczenia w rozwiązywaniu tych problemów i ograniczaniu negatywnych skutków wizerunkowych dla organizacji. Nagromadzenie się tych konfliktów może w przyszłości grozić utrudnieniem lub uniemożliwieniem procesu reformowania zarządzania lasami publicznymi. W związku z tą sytuacją Lasy Państwowe powinny położyć nacisk na politykę kształtowania profesjonalnych instrumentów prowadzenia dialogu społecznego, rozwiązywania konfliktów, postępowania w sytuacjach rozbieżności interesów, budowania kompromisów i ochrony własnego wizerunku.
  24. Nowe zagrożenia lasu oraz jego funkcji wynikają z:
    - próby podzielenia lasów Polski na lasy ochronne i produkcyjne – taki podział ogranicza wielofunkcyjność lasu w jednym i drugim przypadku;
    - wprowadzania do praktyki leśnej regulacji prawnych niezgodnych z dotychczasową wiedzą naukową i zasadami hodowli lasu;
    - wprowadzania do praktyki niesprawdzonych teorii i hipotez naukowych;
    - stosowania w praktyce urzędniczej i hodowlanej maksymalnych udziałów gatunków o wąskich spektrach ekologicznych dla poszczególnych

- typów siedliskowych lasu, w oderwaniu od fluktuacji klimatycznych charakterystycznych dla przejściowego klimatu Polski;
- nierespektowania zasad zawartych w instrukcjach hodowli, ochrony i zarządzania lasu na obszarach objętych programem Natura 2000;
  - postrzegania lasu przez pryzmat jednego wybranego elementu (np. gatunek chroniony, martwe drewno), a nie całego ekosystemu leśnego; w takich warunkach ochrona drzewostanu często schodzi na dalszy plan;
  - nieprzestrzegania zasady rozpraszania i zmniejszania ryzyka hodowlanego i przyrodniczego.
25. Zmiany stanu zdrowotnego lasów, wywoływane różnymi czynnikami, są stałym elementem wpływającym na prowadzenie gospodarki leśnej. Ze względu na wiążące się z tym konsekwencje stanowią zagrożenie dla ekonomicznej i przyrodniczej sfery leśnictwa. Oznacza to także stymulację zarządzających do wprowadzania nowych metod gospodarczych, z konsekwencjami ekonomicznymi, w tym – zarządzanie ryzykiem w gospodarowaniu lasami.
26. Wyzwania zrównoważonego i wielofunkcyjnego leśnictwa w wymiarze praktycznym, zależne od stanu rozwoju lasów, generują zmiany w działaniach gospodarczych, które muszą uwzględniać zarówno możliwości harmonizacji reakcji sektora leśnego i drzewnego z jednoczesnym wystąpieniem konfliktów społecznych.
27. Doświadczenia praktyczne, oparte na ekonomicznych i społecznych konsekwencjach kłesk mających miejsce w leśnictwie, są w istotnym zakresie uniwersalne i powinny być wykorzystywane w budowie scenariuszy konsekwencji uszkodzeń lasu i ograniczenia zakresu pełnionych przez niego funkcji.

